

GABRIELA SALAMI

**ESTOQUE E DINÂMICA DE BIOMASSA E CARBONO ACIMA DO SOLO EM
FLORESTA TROPICAL SECA**

**RECIFE – PE
2020**

GABRIELA SALAMI

ESTOQUE E DINÂMICA DE BIOMASSA E CARBONO ACIMA DO SOLO EM
FLORESTA TROPICAL SECA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências para obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais, linha de pesquisa: Biometria e Manejo Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

Co-orientador (es): Prof. PhD. José Antonio Aleixo da Silva
Prof. Dr. Fernando José Freire

RECIFE – PE
2020

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que seja para fins acadêmicos ou científicos, e citada a fonte – O autor”

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S159e Salami, Gabriela
Estoque e dinâmica de biomassa e carbono acima do solo em floresta tropical seca / Gabriela Salami. – 2020.
104 f.: il.

Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE,
2020.
Inclui referências.

1. Biomassa florestal 2. Controle de estoque 3. Carbono 4. Solo
5. Florestas tropicais - Manejo I. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo, orient. II. Título

CDD 634.9

GABRIELA SALAMI

**ESTOQUE E DINÂMICA DE BIOMASSA E CARBONO ACIMA DO SOLO EM
FLORESTA TROPICAL SECA**

APROVADA em: 27/02/2020

Banca Examinadora

Dr. Ouorou Ganni Mariel Guera
(Instituto Politécnico Nacional do México – IPN)

Prof. Dr. César Augusto Guimarães Finger
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR)

Prof.^a Dr.^a Isabelle Maria Jacqueline Meunier
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

Prof. Dr. Ricardo Gallo
(Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE)

Orientador:

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
(Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE)

**RECIFE – PE
2020**

DEDICATÓRIA

*À minha amada família: meu pai
Moacir, minha mãe Neli e minha
irmã Bruna, dedico.*

*“Aqueles que se sentem satisfeitos
sentam-se e nada fazem. Os
insatisfeitos são os únicos benfeitores
do mundo”. (Walter S. Landor)*

AGRADECIMENTOS

Considerando este trabalho como resultado de uma longa caminhada, agradecer pode não ser tarefa fácil, nem justa. Para não correr o risco da injustiça, agradeço de antemão a todos que de alguma forma passaram pela minha vida neste período e contribuíram para a construção de quem sou hoje. Agradeço em particular:

A Deus, que ilumina meu caminho a cada dia.

A Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) pela liberação das minhas atividades docentes durante o processo de doutoramento, e pelo incentivo ao estudo e pesquisa.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) pela oportunidade de ensino e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pelo ensino e condições de trabalho e a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa concedida.

Aos meus pais (Neli e Moacir) e minha irmã (Bruna) pelo apoio incondicional, e por aguentarem firme a distância física que nos separa já a muitos anos.

Ao professor Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira pela valiosa orientação, dedicação, apoio científico, incentivo e amizade construída neste percurso. Aos professores PhD. José Antônio Aleixo da Silva e Dr. Fernando José Freire pela contribuição e apoio na orientação deste trabalho e aos professores do programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais pelas informações adquiridas e convívio durante o curso.

Aos amigos do laboratório de Biometria e Manejo Florestal pela companhia durante o período de doutoramento, e por estarem sempre à disposição para me auxiliar em tudo: muito obrigada. Aos colegas de trabalho e de campo, sem vocês não teria conseguido finalizar com sucesso as minhas atividades.

Aos laços fortes de amizade criados: Joselane Priscila, Gessyca Sena, Mayara Pessoa, Tamires Leal, Giselle Lemos, Lorena de Moura, João Tanajura, Juan Diego, Ouorou Guera, Djailson Júnior, Cesar Henrique, Anderson Silva, Emanuel Silva, Wesley Lima, por estarem sempre à disposição para me ajudar, dar apoio e puxões de orelha, e quem tornou minha passagem pela UFRPE menos difícil e complicada.

Ao meu amor, meu cúmplice nos sonhos e metas de vida, Breno Ramos Veras Cavalcanti, pela paciência, amor e incentivo nos momentos mais difíceis dessa caminhada.

A vocês agradeço do fundo do meu coração.

Salami, Gabriela. Estoque e dinâmica de biomassa e carbono acima do solo em floresta tropical seca. 2020. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

RESUMO

Estudos que visam quantificar biomassa e o seu carbono estocado em diferentes estádios sucessionais são importantes no que diz respeito a obtenção de informações para manejo e conservação das florestas ao longo do tempo, principalmente após processos de degradação da paisagem, visto que essas ações provocam mudanças que alteram o equilíbrio e a dinâmica da floresta. Sendo assim, o objetivo principal deste trabalho foi analisar a dinâmica e o estoque de biomassa e do carbono em floresta tropical seca no semiárido pernambucano no período de 2008 a 2018; assim foram estimados a dinâmica e os estoques de carbono da biomassa aérea e no solo em duas áreas com diferentes históricos de perturbação e uso; verificando se a floresta está funcionando como fonte ou fixadora de carbono, além de analisar e representar a distribuição espacial do estoque de carbono na biomassa aérea. Foram instaladas parcelas permanentes de 20 m x 20 m (400 m²) em duas áreas com diferentes históricos de uso e conservação: AMC – área menos conservada e AC – área conservada. Entre os anos de 2008 e 2018 a remensuração dos indivíduos arbóreos foi realizada por meio de inventário florestal das parcelas permanentes, onde todos os indivíduos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) \geq 6 cm foram identificados e etiquetados. Para a estimativa do estoque de biomassa foram utilizadas equações alométricas exclusivas para oito espécies da Caatinga, além de uma equação geral para as demais espécies, e o estoque de carbono foi estimado pelo produto da biomassa de cada indivíduo pelo seu respectivo percentual de carbono. Para a dinâmica da biomassa e do carbono na vegetação, as estimativas de crescimento foram obtidas por meio do crescimento bruto e líquido (incluindo e excluindo ingressos respectivamente) entre os intervalos de cada mensuração. Para analisar e representar a distribuição espacial dos estoques de biomassa e carbono, as 80 parcelas foram georreferenciadas com precisão sub-métrica e a partir das tabelas de coordenadas geradas foram associados os dados de estoque de biomassa e carbono, além do número de indivíduos e fustes para cada parcela, realizando-se então os procedimentos de análise variográfica, validação cruzada e interpolação dos dados. A análise estatística dos dados de estoque de biomassa e carbono foi realizada por meio de análise de variância multivariada de medidas repetidas usando as diferenças em acumulação de carbono na vegetação com o passar do tempo (2008 a 2018); já para as variações do estoque de carbono ao longo dos anos foi utilizada a análise de variância não paramétrica por meio do Teste de Friedman e do pós teste T de Wilcoxon. As análises de distribuição espacial e elaboração de mapas temáticos foram realizadas por meio da Geoestatística com uso de interpolação por Krigagem no programa GS⁺. Os resultados encontrados apontam que no período de 10 anos houve aumento nos estoques de biomassa e carbono para a AMC enquanto para a AC houve redução, que na primeira a biomassa aérea está funcionando como fixadora de carbono, mas que na segunda, embora tenha ocorrido decréscimo no estoque de carbono da biomassa, ela pode continuar atuando como fixadora, uma vez não foi avaliado os estoques de carbono no solo ao longo do mesmo período. Devido a influência do histórico de uso do solo e do tempo de preservação das áreas, a distribuição espacial dos estoques de biomassa e carbono apresentaram alta dependência espacial.

Palavras-chave: caatinga, fitomassa, produtividade, semiárido

Salami, Gabriela. Stock and dynamics of above-ground biomass and carbon in a dry tropical forest. 2020. Advisor: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

ABSTRACT

Studies that aim to quantify biomass and its carbon stored in different successional stages are important with regard to obtaining information for forest management and conservation over time, especially after processes of landscape degradation, since these actions cause changes that considerably alter the balance and forest dynamics. Therefore, the main objective of this study was to analyze the biomass and carbon stock dynamics in a tropical dry forest in the semiarid region of Pernambuco from 2008 to 2018; as such, the dynamics and carbon stocks of aerial and soil biomass were estimated in two areas with different history of disturbance and use; verifying whether the forest is functioning as a carbon source or fixer, in addition to analyzing and representing the spatial distribution of the carbon stock in aerial biomass. Permanent plots of 20 m x 20 m (400 m²) were set up in two areas with different history of use and conservation: LCA – less conserved area and CA – conserved area. Between 2008 and 2018, the remeasurement of tree individuals was carried out through a forest inventory of permanent plots, where all individuals with a circumference at 1.30 m from the ground (CAP) ≥ 6 cm were identified and labeled. To estimate the biomass stock, exclusive allometric equations for eight species of the Caatinga were used, in addition to a general equation for the other species, and the carbon stock was estimated by the biomass product of each individual by their respective carbon percentage. To estimate the carbon stock of the soil, allometric equations were used for the total carbon and for the fractions of humic substances (humic acid, fulvic acid and humine) in the initial 0-0.20 m layer of the soil. For the biomass and carbon dynamics in vegetation, growth estimates were obtained through gross and net growth (including and excluding inflow respectively) between the intervals of each measurement. To analyze and represent the spatial distribution of the biomass and carbon stocks, the 80 plots were georeferenced with sub-metric precision and, from the generated coordinate tables, the biomass and carbon stock data were associated, in addition to the number of individuals and shafts for each plot, performing then the procedures of variographic analysis, cross-validation and data interpolation. The statistical analysis of the biomass and carbon stock data was carried out through multivariate analysis of variance of repeated measures using the differences in carbon accumulation in the vegetation over time (from 2008 to 2018); for carbon stock variations over the years, non-parametric analysis of variance was used by employing the Friedman test and the Wilcoxon post-test. Spatial distribution analyzes and the thematic map elaboration were carried out through Geostatistics, by using Kriging interpolations in the GS⁺ program. The results found show that in the period of 10 years there was an increase in the stocks of biomass and carbon for LPA while for PA there was a reduction. They also show that in the first, aerial biomass is functioning as a carbon fixer, but in the second, although there was a decrease in the biomass carbon stock, it can continue to act as a fixative, since an increase in soil carbon has been observed over the same period. Due to the influence of the land use history and the preservation time of the areas, the spatial distribution of the biomass and carbon stocks showed high spatial dependence.

Key words: Caatinga, phytomass, productivity, semiarid

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de um semivariograma (teórico e experimental).....	30
Figura 2: Localização da área de estudo, no município de Floresta, PE, Brasil.....	33
Figura 3: Acumulações anuais (mm) dos últimos 33 anos no município de Floresta, PE, Brasil.	34
Figura 4: Semivariogramas do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.....	75
Figura 5: Validação cruzada do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.....	76
Figura 6: Mapas temáticos do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.....	77
Figura 7: Semivariogramas do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.	78
Figura 8: Validação cruzada do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.	79
Figura 9: Mapas temáticos do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Equações para estimativa do estoque de biomassa seca (kg) para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.	36
Tabela 2: Fatores de conversão para a estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa seca para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.....	36
Tabela 3: Modelos geoestatísticos empregados na seleção do semivariogramas experimental.	40
Tabela 4: Espécies amostradas, por família, em inventário florestal contínuo realizado nos anos de 2008, 2013 e 2018 em dois fragmentos de Caatinga, um conservado (AC) e outro menos conservado (AMC), no município de Floresta, PE.	42
Tabela 5: Número de indivíduos e de fustes de espécies arbustivo-arbóreas, área basal, estoque de biomassa e carbono de árvores vivas inventariadas nos anos de 2008, 2013 e 2018 em um fragmento de Caatinga conservado (AC), Floresta, PE.....	44
Tabela 6: Número de indivíduos e de fustes de espécies arbustivo-arbóreas, área basal, estoque de biomassa e carbono de árvores vivas inventariadas nos anos de 2008, 2013 e 2018 em um fragmento de Caatinga menos conservado (AMC), Floresta, PE.....	46
Tabela 7: Teste de esfericidade de Mauchly para o estoque de biomassa e carbono ($Mg \cdot ha^{-1}$) de três espécies inventariadas nos anos de 2008, 2013 e 2018 em dois fragmentos de Caatinga no município de Floresta, PE, Brasil.	49
Tabela 8: Análise de variância para o efeito da área, espécie e tempo e as interações Área x tempo, Área x espécie, Espécie x tempo e Tempo x área x espécie para as variáveis estoque de biomassa e carbono.	49
Tabela 9: Teste de hipótese do efeito do tempo para as variáveis estoque de biomassa e carbono das três espécies das duas áreas de estudo (AC e AMC) para os três anos de avaliação (2008, 2013, 2018).....	50
Tabela 10: Testes de comparação de média do estoque de biomassa e carbono ($Mg \cdot ha^{-1}$) das espécies estudadas, em três anos de avaliação para as áreas AC e AMC.....	51
Tabela 11: Teste de comparação de média do estoque de biomassa e carbono ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre as espécies ao longo dos três anos de avaliação, para as duas áreas de estudo (AC e AMC).51	51
Tabela 12: Mudança no estoque de carbono da vegetação viva (kg) para as duas áreas de estudo (AC e AMC) ao longo dos três períodos de avaliação.	54
Tabela 13: Teste de Mann-Whitney para o estoque de carbono da vegetação ($kg \cdot parcela^{-1}$) entre as duas áreas de estudo (AC e AMC) ao longo dos três anos de avaliação.....	56
Tabela 14: Teste de Friedman para o estoque de carbono da vegetação (kg) entre os três anos de avaliação para cada uma das duas áreas de estudo (AC e AMC).	56
Tabela 15: Resultado do teste T Pareado de Wilcoxon para a comparação da variação do estoque de carbono entre os três intervalos de avaliação para a AC.	56
Tabela 16: Crescimento em carbono ($Mg \cdot ha^{-1}$) das espécies lenhosas levantadas na área de Caatinga menos conservada (AMC), dentro do período de avaliação (2008, 2013 e 2018) no município de Floresta- PE.	58

Tabela 17: Crescimento em carbono (Mg ha^{-1}) das espécies lenhosas levantadas na área de Caatinga conservada (AC), dentro do período de avaliação (2008, 2013 e 2018) no município de Floresta- PE.	62
Tabela 18: Estatística descritiva do número de indivíduos e de fustes por hectare e estoque de carbono em função dos diferentes históricos de uso da área (AMC – Área menos conservada e AC – Área conservada) para os três anos de avaliação para um fragmento de floresta tropical seca no sertão de Pernambuco.	69
Tabela 19: Parâmetros semivariográficos para o número de indivíduos e de fustes por hectare em função dos diferentes graus de perturbação antrópica (AMC – Área menos conservada e AC – Área conservada) para um fragmento de floresta tropical seca no sertão de Pernambuco.	70

LISTA DE SIGLAS

AC – Área conservada
AMC – Área menos conservada
ANOVA – Análise de variância
CAP – Circunferência na altura do peito
CO₂ – Dióxido de carbono
DAP – Diâmetro na altura do peito
FTS – Floresta tropical seca
FTU – Floresta tropical úmida
GEE – Gases do efeito estufa
GPS – Sistema de posicionamento global
IPA – Incremento periódico anual
SIG – Sistema de informações geográficas
SQR – Soma de Quadrado dos resíduos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	17
2.1 FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTS)	17
2.2 DINÂMICA FLORESTAL EM FTS	19
2.3 ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO EM FTS	24
2.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO	27
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 ÁREA AMOSTRAL.....	33
3.2 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS.....	35
3.3 ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO NA VEGETAÇÃO.....	35
3.5 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO	37
3.6 ANÁLISE DOS DADOS.....	38
3.6.1 Estoque de Biomassa e Carbono	38
3.6.2 Distribuição espacial do estoque de Biomassa e Carbono na vegetação	39
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1 ESTOQUE, BALANÇO E DINÂMICA DE BIOMASSA E CARBONO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO	42
4.1.1 Estoque de biomassa e carbono acima do solo	42
4.1.2 Variação do estoque de carbono acima do solo	54
4.1.3 Dinâmica do estoque de carbono na Área Menos Conservada (AMC)	57
4.1.4 Dinâmica do estoque de carbono na Área Conservada (AC).....	61
4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO	68
5. CONCLUSÕES.....	82
REFERÊNCIAS	83

1. INTRODUÇÃO

A queima de combustíveis fósseis, os desmatamentos, as queimadas para fins de cultivo agrícola e a queima de madeira e carvão para fins combustíveis são as maiores fontes de emissão de gases de efeito estufa (GEE) originadas pela ação antrópica. Dentre estes gases, o dióxido de carbono (CO_2) é o maior responsável na parcela de contribuição no aquecimento global (SILVA et al., 2014a).

Na área florestal, existem quatro opções de mitigação dos efeitos das mudanças climáticas globais: manejo florestal, redução do desmatamento, florestamento e reflorestamento; sendo que no curto prazo, os benefícios da mitigação por meio da conservação de florestas e reflorestamento são maiores do que os demais (IPCC, 2014) além de garantir a manutenção de ecossistemas representativos, a conservação da biodiversidade, a qualidade das águas e a permeabilidade dos solos.

Quando se analisam as emissões de CO_2 em nível de biomas, devido à mudança do uso da terra e florestas, os valores são distintos para cada uma. Segundo MCTI (2016), considerando no ano de 2014, por exemplo, o bioma Mata Atlântica contribui com 62 % das emissões líquidas de CO_2 , seguida pelo Cerrado (45,0 %) enquanto a Caatinga e a Amazônia conseguiram apresentar percentuais de emissões líquidas negativas, -2 e -12 % respectivamente, demonstrando que a quantidade emitida foi inferior a quantidade capturada, seja por redução do desmatamento ou pelo aumento de áreas florestais recuperadas. Quando comparada aos demais remanescentes de florestas tropicais secas distribuídos pelo mundo, em 2011 a Caatinga apresentava o maior estoque de carbono (SAMPAIO; COSTA, 2011). Por outro lado, frente às mudanças climáticas, a Caatinga é descrita como uma das formações vegetais brasileiras mais vulneráveis (BARBOSA; KUMAR, 2016; CIEMER et al., 2019) por apresentarem risco maior de uma possível aridização e consequente desertificação (ALVES et al., 2012).

A preservação dos ecossistemas florestais representa uma alternativa viável para mitigar o aumento da concentração de gás carbônico (CO_2) na atmosfera – uma das fontes de mudanças climáticas – via fixação do carbono pelas plantas e seu armazenamento na biomassa e no solo. Por esse motivo, para avaliar a emissão de CO_2 e/ou o sequestro de carbono no tempo e no espaço, é necessário que sejam obtidas estimativas confiáveis do estoque de carbono na biomassa florestal.

No debate sobre o sequestro de carbono há um interesse maior voltado às florestas tropicais, devido sua alta taxa de produtividade primária, pois em sua fase juvenil de

crescimento, as árvores removem e retêm quantidades significativas de carbono da atmosfera (CHANG, 2002). No entanto, apesar dessas florestas representarem estoques de carbono, sua contribuição quantitativa ainda necessita de estudos.

Há a necessidade de estudos que investiguem o caráter das florestas tropicais secas não manejadas de atuarem como fonte ou sumidouro de carbono pois, por um lado, a floresta absorve carbono durante a fotossíntese e estoca o excesso na forma de biomassa; em contrapartida, devido à elevação das taxas de mortalidade decorrentes do aumento da temperatura e da severidade das secas que ocasionam à diminuição da produtividade florestal e também devido ao desmatamento, fonte significativa de gases de efeito estufa para a atmosfera, as florestas atuam na liberação de carbono.

Ainda existe uma grande lacuna sobre o conhecimento relacionado à quantificação da produção de biomassas pelas plantas da Caatinga e o quanto é retirado nos processos de exploração de lenha, seja como finalidade principal ou como produto da abertura de áreas para plantio no sistema de agricultura itinerante, e o quanto permanece na área e é disponibilizado ao solo. A presença da vegetação acima do solo é de fundamental importância para o fornecimento de serapilheira ao solo, ao qual contribui para a retenção e manutenção dele. A serapilheira é considerada o meio mais importante de transferência desse elemento da vegetação para o solo, onde é reabsorvido pelo sistema radicular das plantas ali presentes. A matéria orgânica do solo é resultante, em grande parte, da decomposição de resíduos de origem animal e, principalmente vegetal, não tendo, portanto, relação com o material de origem do solo.

Uma vez que a cobertura florestal é a maior fonte de carbono para o solo, estudos que visam quantificar o carbono estocado em diferentes estádios sucessionais, são importantes no que diz respeito a obtenção de informações para manejo e conservação das florestas ao longo do tempo após a exploração, visto que essas ações provocam mudanças que alteram consideravelmente o equilíbrio e a dinâmica da floresta. Os processos de degradação causados pela quebra desse equilíbrio têm direcionado estudos para encontrar soluções para minimizar seus efeitos. Estudos apontam que mudanças de uso do solo são a causa do maior impacto sobre o equilíbrio dos estoques de carbono, onde as perdas de carbono do sistema podem variar de 25 a 75 %, dependendo dos níveis anteriores de uso da terra, manejo e clima (LAL, 2006).

Uma das causas da quebra desse equilíbrio é a seca; que gera a mortalidade de árvores induzida pelo calor, fato que vem acelerando em muitos biomas florestais como consequência do aquecimento do clima, resultando em uma ameaça para as florestas globais; pois são elas

que armazenam a maior parte do carbono terrestre, portanto sua perda pode ter impactos significativos e sustentados no ciclo global do carbono (ANDEREGG et al., 2015; MCDOWELL; ALLEN, 2015).

Na Índia, a mortalidade das árvores está correlacionada negativamente com a precipitação anual com um atraso de dois ou três anos, sugerindo que o déficit hídrico ou seca prolongada aumenta o risco de morte com um atraso de tempo maior do que o observado em outros tipos de florestas (SURESH et al., 2010). Esses resultados sugerem um mecanismo de relação entre precipitação média anual e crescimento máximo de biomassa acima do solo em função da escassez de água, que induz remoção e dormência nas folhas em muitas espécies de floresta tropical seca. À medida que os períodos secos se prolongam, a mortalidade aumenta enquanto a produtividade, o acúmulo de biomassa e a biomassa máxima atingível diminuem (BECKNELL et al., 2012).

Neste contexto, com a premissa de que ao longo do tempo, o impacto das alterações causadas pelos diferentes históricos de uso e ocupação do solo em fragmentos florestais, geram um decréscimo nos estoques de biomassa e carbono na área, esta tese objetivou analisar a dinâmica da biomassa e do estoque de carbono em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, no período de 2008 a 2018, a fim de compreender a influência do histórico de uso da área na sua manutenção e resiliência.

Os objetivos específicos são:

- Estimar os estoques de carbono da biomassa aérea no período de 2008 a 2018, em áreas com diferentes históricos de perturbação e uso,
- Descrever a dinâmica do estoque de carbono na vegetação,
- Verificar se a biomassa aérea está funcionando como fonte ou fixadora de carbono,
- Representar a distribuição espacial do estoque de carbono na biomassa aérea.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTS)

Metade da superfície terrestre é coberta por florestas, sendo que deste valor, também a metade é dominada por florestas secas, e provavelmente nunca se conhecerá sua verdadeira extensão original porque muitas dessas são classificadas como áreas perturbadas (MURPHY; LUGO, 1986). Mesmo com toda sua importância, as florestas secas estão entre os ecossistemas florestais mais ameaçados e menos estudados do mundo (BLACKIE et al., 2014).

As FTS ocorrem em fragmentos espalhados por toda a região neotropical do planeta. São um tipo de ecossistema variado e extenso nos trópicos, tendo como característica principal serem adaptadas à água sazonal em áreas de baixa precipitação (PULLA et al., 2015), sendo que os vários tipos de florestas e ecossistemas florestais que se enquadram nesta classificação climática, são áreas geralmente de transição entre savanas e semideserto (MURPHY; LUGO, 1986). Compreendem uma alta heterogeneidade ambiental marcada por variações topográficas e de textura do solo, além de distúrbios bióticos, componentes que resultam na ocorrência de um conjunto de comunidades de plantas distribuídas em manchas não contínuas (JHA; SINGH, 1990; PENNINGTON et al., 2004). São regiões onde a precipitação varia entre 500 e 1000 mm e há uma longa estação seca que varia de 5 a 8 meses, podendo atingir uma temperatura média do mês mais frio superior a 20 °C nas áreas próximas ao Equador (BLACKIE et al., 2014). Nesses ambientes, também há uma heterogeneidade espacial da disponibilidade hídrica em resposta às características físicas do solo e à topografia (MOONEY et al. 1995; ALLEN et al., 2017).

As FTS são menos diversas que as úmidas na grande parte das vezes (GENTRY, 1988), e segundo Mooney et al. (1995), isso é devido ao estresse hídrico que é uma forte característica devido à irregularidade da precipitação e as altas temperaturas, que influenciam diretamente nos padrões fenológicos e fisiológicos das plantas; resultando em um dossel mais baixo e plantas com áreas basais menores do que em florestas úmidas (MURPHY; LUGO, 1986; JOLY et al., 1999), apresentando com frequência espécies espinhosas e suculentas (JOLY et al., 1999) ocorrendo geralmente em solos férteis, com pH de moderado a elevado (PENNINGTON et al., 2004), são caracterizadas por níveis significativos de endemismo de plantas e animais, permanecendo pobremente caracterizadas em termos de relações biogeográficas e estrutura genética (WERNECK et al., 2011). A distribuição sazonal da precipitação nesses locais é tão importante quanto o volume total das chuvas (AYOADE, 2007), podendo influenciar nos processos de dispersão, germinação e estabelecimento de espécies (LIMA et al., 2008; LARCHER, 2000), o que, conseqüentemente, afeta a composição

florística e a estrutura da vegetação, além das características morfológicas, físico-químicas e estruturais do solo. Essas peculiaridades fazem com que esse tipo de floresta apresente grande diversidade florística e faunística, com uma altíssima taxa de endemismo (OLIVEIRA et al., 2012; BANDA et al., 2016; LIMA et al., 2018).

As definições das formações vegetacionais classificadas como FTS no contexto do território brasileiro muitas vezes se confundem (KORTZ, 2012), mas, normalmente, incluem a Caatinga e as Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais presentes no bioma Cerrado (GONÇALVES, 2015).

As formações de caatinga (ou savana estépica) ocorrem em locais de clima frequentemente marcado por dois períodos secos anuais: um, longo, seguido de chuvas intermitentes, e outro, curto, que pode passar a torrencialmente chuvoso. Estas chuvas torrenciais são muito inconstantes, chegando a faltar por anos a fio, podendo ser inferior a 800mm, com algumas espécies vegetais endêmicas e outras apresentando distribuição disjunta (RIZZINI, 1992; AB'SABER, 2003; IBGE, 2012).

A floresta estacional semidecidual apresenta dupla sazonalidade climática: uma tropical com chuvas de verão intensas, seguidas por estiagens acentuadas, e outra subtropical, com inverno bastante frio e temperaturas abaixo de 15°, o que causa seca fisiológica, onde a porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal, situa-se, ordinariamente, entre 20% e 50% (VELOSO et al., 1991; IBGE, 2012). As florestas semideciduais representam um subconjunto de espécies de floresta tropical úmida, com espécies capazes de sobreviver em condições mais secas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Por outro lado, na floresta estacional decidual, que também apresenta duas estações bem demarcadas, uma chuvosa e uma seca, ocorrendo na forma de disjunções distribuídas por diferentes quadrantes do País, com estrato superior formado de macro e mesofanerófitos predominantemente caducifólios, mais de 50% dos indivíduos perdem as folhas na época desfavorável (VELOSO et al., 1991; PEREIRA et al., 2011; IBGE, 2012).

A vegetação de Caatinga na região semiárida do Brasil é o maior e um dos mais diversos núcleos das FTS da América Latina (DEXTER et al., 2018; SUNDERLAND et al., 2015), que compõem um bioma neotropical com distribuição disjunta e fortemente marcado pela sazonalidade climática, com baixa precipitação pluviométrica anual, estrato herbáceo efêmero e alta diversidade e endemismo de Leguminosae (COSTA et al., 2015). As espécies são morfofisiologicamente adaptadas para suportar o longo período de estiagem, por meio da caducifolia e alta capacidade de rebrota por tocos e raízes (GARIGLIO et al., 2010), em sua

maior parte, ainda nativa, mas em diferentes estágios de regeneração, resultado das ações de antropização (ARAÚJO FILHO et al., 2018).

A vegetação da Caatinga é composta por uma grande variedade de tipos de vegetação xerófila, por vezes densa e quase fechada, decídua e com um dossel florestal baixo (5 a 10 m), razoavelmente aberto e composto por árvores de troncos finos (FAO, 2001). Fitogeograficamente, a variada cobertura vegetal da Caatinga está, em grande parte, determinada por variações do clima, relevo, tipo de solo e embasamento geológico que, em suas múltiplas inter-relações, resultam em ambientes ecológicos distintos e se traduz em diferentes paisagens (RODAL et al., 2008), além de uma relação secundária com variáveis relacionadas à quantidade de nutrientes minerais no substrato (SANTOS et al., 2012). Há três características principais da vegetação desse bioma: a vegetação recobre uma área praticamente contínua em clima quente e semiárido, a vegetação tem adaptações à deficiência hídrica (caducifólia, herbáceas anuais, suculência, acúleos e espinhos, predominância de arbustos e árvores de pequeno porte, cobertura descontínua de copas) e uma flora com algumas espécies endêmicas a região semiárida (RODAL; SAMPAIO, 2002), sendo que a disponibilidade hídrica foi considerada por Sampaio (2003), a maior causa da variabilidade ambiental na área de Caatinga, variável no tempo e no espaço.

2.2 DINÂMICA FLORESTAL EM FTS

Estudos de dinâmica temporal permitem a avaliação dos processos de transformação das populações e das comunidades vegetais ao longo do tempo e subsidiam o entendimento dos fatores que afetam as mudanças nessas comunidades. Quando se trata de FTS, estudos sobre dinâmica florestal são de fundamental importância para se traçar metas de manejo e conservação, visto que há uma lacuna muito grande entre estudos desta grandeza quando comparadas as florestas tropicais úmidas (FTU) (PORTILLO-QUINTERO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2010), principalmente motivadas pelo interesse na região Amazônica e mata Atlântica.

Os processos de dinâmica são responsáveis pela mudança da comunidade ao longo do tempo ou por sua permanência num determinado espaço (MARTINS, 1990); sendo assim, estudos de longo prazo são os métodos mais acurados para avaliar a dinâmica das comunidades vegetais (DEVELICE, 1988), principalmente, quando se inclui neste enfoque a forma como a floresta se comporta de acordo com as mudanças naturais e antrópicas. Vários fatores são considerados na análise de variáveis e regem as alterações e distúrbios na dinâmica florestal, como a taxa de radiação, alterações de temperatura, interação com a água e nutrientes, acidez

do solo e até mesmo a poluição (PRETZSCH, 2009), alterando a composição das espécies, o número de árvores, área basal e distribuição espacial, os quais são regidos pelo ingresso, mortalidade e crescimento de espécies vegetais, sendo que a partir destas informações é possível avaliar as mudanças nas estruturas horizontal e vertical da floresta com base nas taxas de mortalidade, natalidade (recrutamento), crescimento e na regeneração natural do seu componente arbóreo-arbustivo (PEDRONI, 2001; BRAGA; REZENDE, 2007).

Esse processo de sucessão e sua dinâmica têm como fator diferencial a forma e o método de formação do espaço onde habitualmente se dá de maneira escalonada em diversos estágios diferentes de desenvolvimento, fazendo assim com que a floresta tenha sua sucessão de crescimento em fases, a saber, a fase de abertura do espaço, de estruturação e, por fim, a fase final mais desenvolvida e madura, sendo que é justamente esse processo de abertura de espaços que pode ser considerado como fator chave para a existência de diversas espécies em florestas, quando há o processo de morte dos indivíduos mais velhos e toda a dinâmica ao redor desse fato permitem o surgimento e aparecimento com sucesso de novos indivíduos (CARVALHO, 1999).

Ao ocorrer a mortalidade há o reflexo direto e de forma contínua na dinâmica florestal, influenciando na estrutura, na composição e no arranjo espacial de espécies e de indivíduos e conhecer os fatores de risco de mortalidade para as espécies é desejável para o desenvolvimento de modelos preditivos da dinâmica e para o manejo da floresta para produção sustentável (HURST et al., 2012).

A mortalidade pode ser causada por diversos fatores, como idade ou senilidade, competição e supressão, doenças e pragas, condições climáticas, fogo, anelamento, envenenamento e injúrias (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; SANQUETTA et al., 1996; CARVALHO, 1999), sendo que em povoamentos inequiâneos é largamente dependente da estrutura do povoamento (MOSER, 1972). Naturalmente, florestas com muitas árvores pequenas e com menor quantidade de árvores de grandes dimensões, terão taxas de mortalidade mais altas do que povoamentos com poucas árvores e com uma pequena razão numérica entre número de árvores nas sucessivas classes de diâmetro (ROSSI et al., 2007). Segundo os mesmos autores, como o povoamento inequiâneo é caracterizado por um decréscimo na frequência de árvores à medida que os diâmetros aumentam, é esperado que as ocorra maior mortalidade nas classes de diâmetro inferiores; tal relacionamento é esperado, pois a mortalidade relacionada com a supressão aumenta com o aumento da frequência de árvores. Esse padrão de mortalidade no tempo e no espaço está estreitamente relacionado com

a longevidade das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, com a densidade relativa e com a intensidade de distúrbios (SWAINE et al., 1987).

As variáveis independentes com maior influência sobre a mortalidade, para florestas ineqüiâneas, são a taxa de incremento e a densidade da floresta, além da ocorrência de pragas e doenças, incêndios, ventos e a interferência antrópica, por meio da extração madeireira e dos tratamentos silviculturais aplicados nas florestas manejadas (ROSSI et al., 2007).

As taxas de incremento pelo crescimento, segundo Rozas (2015) têm uma ligação com a idade e com o tamanho das árvores, e podem ser induzidas pela combinação das mudanças fisiológicas e/ou morfológicas dos indivíduos durante o desenvolvimento de cada espécie com as condições ambientais limitantes. Em regiões de secas severas e constantes, a mortalidade de indivíduos vegetais pode afetar a dinâmica da comunidade no longo prazo por meio das interações entre espécies, podendo ter influência também na dinâmica do CO₂ atmosférico (MCDOWELL et al., 2008). A sazonalidade das chuvas, segundo Carvalho e Felfili (2011) também é um fator de grande influência na dinâmica florestal, pois longas estações secas de maior intensidade podem ocasionar uma redução nas propriedades fotossintéticas, resultando em períodos intercalados de maior ou menor mortalidade e em consequentes instabilidades no balanço entre mortalidade e entre recrutamento. Esta escassez pluviométrica aliada a irregularidade da distribuição e imprevisibilidade das chuvas, nas áreas de floresta tropical seca no Nordeste do Brasil, influenciam o comportamento reprodutivo das plantas e provocam uma mortalidade variável nas suas populações, logo, constituem fatores determinantes da dinâmica deste ecossistema (ALBUQUERQUE et al., 2012).

Para compensar os indivíduos perdidos no sistema pela mortalidade, o estudo dos indivíduos ingressos ou recrutas, em florestas tropicais, é importante pois irá determinar o quanto o sistema está sendo “alimentado” com a entrada de novos indivíduos das espécies presentes no local (SILVA, 1989). As variáveis mais correlacionadas com o ingresso, segundo Rossi et al. (2007) são a área basal do povoamento ou do grupo de espécies, a densidade do povoamento e o índice de competição.

O ingresso é limitado devido à baixa e incerta produção de sementes e estabelecimento de plântulas, sendo que a falta de fontes locais de sementes ou pouca produção de sementes combinada com a dispersão restrita tem impactos permanentes na dinâmica da população, além disso a distribuição e a qualidade dos microssítios afetam o crescimento e a mortalidade no banco de sementes e plântulas (CLARK et al., 1999).

Com base nestas informações, os estudos de dinâmica são ferramentas capazes de subsidiarem práticas de manejo e restauração de um ecossistema degradado, compreender os processos ecológicos e identificar como os fatores externos influem no desenvolvimento da floresta (CAREY et al., 1994). Seu entendimento, segundo Carvalho (1999), é requisito fundamental para o planejamento do uso sustentável, mantendo-se em mente que é bastante complexo devido à diversidade existente no que tange a ecologia das espécies e a definição de uma forma de manejo que seja lucrativo e aplicável.

O manejo das florestas nativas passa, obrigatoriamente, pelo conhecimento dos processos de dinâmica de seu crescimento, como também é necessário saber como e quanto às intervenções silviculturais afetam o crescimento das árvores do povoamento manejado. Essa dinâmica de crescimento em diâmetro pode ser feita pela quantificação do tempo de duração de cada uma das fases de crescimento - fase juvenil, com crescimento reduzido; uma fase de crescimento acelerado, com incremento diamétrico acentuado; e uma fase de crescimento em desaceleração, que encerra com a morte da árvore (LAMPRECHT, 1990).

Quando a floresta não é explorada de forma sustentável, essa dinâmica não é respeitada e esse processo pode resultar em perdas irreversíveis da cobertura florestal e da diversidade de espécies. O manejo dessas florestas tem de contemplar a conservação de características importantes, como: a diversidade biológica, a estrutura fitossociológica, as distribuições diamétrica e espacial das espécies, o crescimento e a produção, as interações mutualísticas, a biologia reprodutiva e a estrutura genética das espécies, bem como o valor ecológico, econômico e social das espécies e do ecossistema florestal (SOUZA, 2006).

O manejo florestal contribui para a manutenção e utilização da cobertura florestal e favorece o desenvolvimento de técnicas de análises quantitativas para auxiliar nas decisões sobre composição, estrutura e localização na floresta, de maneira que esta forneça benefícios ambientais, econômicos e sociais, na quantidade e na qualidade necessária, mantendo sua diversidade e garantindo sua sustentabilidade (MARTINS PINTO et al., 2002). Gómez-Pompa e Wiechers (1979), acrescentam ainda que existe a necessidade de reconhecimento das fases sucessionais, não só pela recuperação do ecossistema original, mas também porque nessas fases se encontram uma série de potencialidades biológicas de grande utilidade para o homem, como, por exemplo, os grupos de espécies de rápido crescimento que podem ser exploradas comercialmente.

Assim, a mensuração sistemática de parcelas permanentes, em intervalos curtos e no decorrer de um longo período, é essencial para compreensão dos processos de mudanças nos

indivíduos e comunidades (FELFILI, 1995), pois o prognóstico confiável desses processos, principalmente para os parâmetros crescimento e produção, torna-se imprescindível para a adoção de tratamentos e medidas silviculturais adequados ao manejo da floresta sob regime de rendimento sustentado (COLPINI et al., 2010).

Em áreas de florestas tropicais secas, Dickinson et al. (2001), mencionam que distúrbios relacionados com regime esporádico das chuvas provocam alterações nas taxas de dinâmica vegetal, principalmente em relação ao aumento na mortalidade, embora segundo Phillips et al. (1994), apresentem baixas taxas de dinâmica quando comparadas com as florestas pluviais. Santos et al. (2009), relataram que nos ecossistemas semiáridos a causa da dinâmica ser mais lenta é pelo fato de o ingresso depender quase que exclusivamente da precipitação, sendo que as chuvas são esporádicas, e a escassez de água afeta de maneira mais severa as plântulas do que as de outros estágios vitais.

Estudos sobre dinâmica de vegetação de Caatinga e sua relação com a sistemática da mortalidade, do ingresso e do recrutamento ainda precisam ser melhor detalhados. Destacam-se os trabalhos de Sampaio et al. (1998), que estudaram o desenvolvimento de uma vegetação secundária de Caatinga, com distintos níveis de queima e corte; Santos et al. (2010), que avaliaram a variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de Caatinga no Agreste pernambucano; Calixto Júnior e Drumond (2011) que buscaram entender a caracterização sucessional dos ambientes de Caatinga, avaliando a composição florística e a estrutura fitossociológica de ambientes com diferentes estágios de sucessão; Silva et al. (2013) mapearam a dinâmica de mudança do uso da terra e da cobertura florestal durante 21 anos no interior do estado de Pernambuco; Ferraz et al. (2014) avaliaram a composição e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação de duas áreas de caatinga com diferentes histórias de uso no sertão pernambucano; Santana et al. (2016) que analisaram a estrutura da vegetação e estimaram os padrões de distribuição espacial da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga no interior do estado do Rio Grande do Norte; Souza et al. (2019) que examinaram os efeitos potenciais do estágio sucessional da floresta (riqueza e composição de espécies, precipitação pluviométrica entre outros) como vetores na mudança do estoque de biomassa em uma área de Caatinga modificada de forma antrópica.

Estudos sobre dinâmica da floresta e os processos de crescimento, mortalidade e ingresso são de grande relevância, podendo resultar em dados que indicam as mudanças ocorridas na floresta e podem ser utilizados na predição do desenvolvimento de uma floresta natural (HOSOKAWA et al. 1998).

Povoamentos inequívocos, como os que estão sendo analisados neste trabalho, são caracterizados por um decréscimo na frequência de árvores à medida que os diâmetros das árvores aumentam, sendo esperados que as frequências de mortalidade sejam maiores nas classes de diâmetro inferiores, sendo a mortalidade relacionada com a supressão, tendo sua taxa aumentada com o aumento da frequência de árvores; portanto, as florestas estão sempre crescendo e acumulando biomassa em um dado intervalo de tempo, mas podem ou não a perder por mortalidade nesse mesmo período (MELO et al., 2019).

Nas florestas tropicais secas, distúrbios relacionados com regime esporádico das chuvas provocam alterações nas taxas de dinâmica vegetal, principalmente, em relação ao aumento na mortalidade (DICKINSON et al., 2001), sendo a sucessão secundária altamente influenciada por esse evento, por isto que no semiárido ela é lenta, porque o ingresso depende principalmente de eventos chuvosos e a escassez de água afeta de maneira mais severa as plântulas do que outros estágios vitais (SANTOS et al., 2009).

2.3 ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO EM FTS

Biomassa quer dizer a massa de matéria de origem biológica (viva ou morta), animal ou vegetal. O termo biomassa florestal significa toda a biomassa existente na floresta (aérea e do solo) (SANQUETTA, 2002), sendo que as florestas estocam carbono tanto na biomassa acima como abaixo do solo e representam mais carbono do que atualmente existe em relação ao estoque na atmosfera (SHEPHERD, 2009). Pela fotossíntese, as plantas utilizam a energia solar e a transformam em energia química a partir de água e CO₂, produzindo compostos orgânicos e liberam ao final do processo, oxigênio.

Os ecossistemas florestais cobrem grandes partes da superfície terrestre e desempenham um papel importante no ciclo do carbono terrestre (LORENZ; LAL, 2010). Considerado por Pan et al. (2011), como grandes sumidouros de carbono atmosférico, sendo que as florestas tropicais maduras foram responsáveis por armazenar, entre 1995 e 2007, $4,71e^{+11} \pm 9,3e^{+10}$ Mg de carbono (soma da biomassa viva acima e abaixo do solo, madeira morta, serapilheira e solo), representando mais de 50 % do estoque de carbono estimado para todos os ecossistemas florestais da época. As formas de se manejar uma área influenciam diretamente nos estoques de carbono na vegetação conforme sugeriram Kauffman et al. (2009) e Don et al. (2011).

Geralmente, as estimativas de carbono fixado na biomassa florestal podem ser obtidas por meio da multiplicação do valor da biomassa encontrado por um teor de carbono

(DALLAGNOL et al., 2011). Este valor do teor de carbono que vem sendo utilizado na grande maioria dos trabalhos, independentemente do tipo de floresta, é de 50 % do peso da biomassa determinada (IPCC, 2005; VIEIRA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2010; SAATCHI et al., 2011; KEITH et al., 2014; XU et al., 2016; BEHERA et al., 2017). Alguns trabalhos especificam valores normalmente inferiores, como para espécies da Caatinga, 44,53 % no estado do Ceará (PEREIRA-JÚNIOR et al., 2016), 45,85 % no interior de Pernambuco (DALLA LANA et al., 2019), 44 % para diferentes áreas em Taiwan (CHAO et al., 2014) e 46,7 % em Gana (YEBOAH et al., 2014). Trabalhos recentes buscam estimar com maior exatidão os teores de carbono disponíveis na biomassa florestal.

De forma geral, as áreas de florestas tropicais secas do mundo apresentam estoques de biomassa variando de 39 a 334 Mg ha⁻¹ (BECKNELL et al., 2012). Chaturvedi et al. (2011), fizeram um estudo de grande contribuição para o conhecimento dos teores de carbono em FTS, quando avaliaram a densidade e acumulação de carbono em cinco locais na Índia, para responder como ocorre a dinâmica do carbono. Eles encontraram que florestas de maior diâmetro e mais antigas concentram as maiores quantidades de carbono (75,5 g kg⁻¹), sendo que, os autores identificaram que árvores de diâmetros inferiores a 10 cm podem conter de 2,6 a 8,6 % do carbono total acima do solo, que quando negligenciado, pode subestimar seu estoque. Ngo et al. (2013), confirmaram tal observação em Singapura, quando avaliaram os estoques de carbono da biomassa aérea de uma floresta primária com uma secundária de 60 anos, 83,75 g kg⁻¹ (49,8 %) e 52,25 g kg⁻¹ (38,1 %), respectivamente. Chao et al. (2014), ao investigarem a relação da concentração de carbono de árvores vivas com o carbono encontrado nos detritos lenhosos sob diferentes classes de tamanho, em duas florestas tropicais distintas em Taiwan, encontraram que as três florestas estudadas, continham, em média, 44 % do carbono. Teores médios de carbono de 46,7 % foram encontrados por Yeboah et al. (2014), em espécies tropicais plantadas em Gana na África.

No Brasil, estoques de carbono da biomassa aérea de diferentes formações florestais, apresentam valores médios próximos a 50 % (DALLAGNOL et al., 2011; AMARO et al., 2013; SILVA et al., 2014b; SILVA et al., 2015). Quando se trata do semiárido, trabalhos que avaliam teores de carbono nas espécies são escassos devido à grande dificuldade de estimação (TIESSEN et al. 1998; GIONGO et al. 2011; OLIVEIRA, 2016), mas sinalizam percentuais menores que 0,5 (Vieira et al., 2009; Pereira-Júnior et al., 2016; Dalla Lana et al., 2019).

Com o objetivo de quantificar os estoques aéreos de biomassa e carbono e avaliar a dinâmica temporal desses estoques após o intervalo de quatro anos, Oliveira (2016), estudou

uma área de Caatinga antropizada no estado de Sergipe, e obteve uma biomassa estimada em $52,79 \text{ Mg ha}^{-1}$ no primeiro ano e $54,93 \text{ Mg ha}^{-1}$ na segunda avaliação, representando um incremento de $2,13 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou $0,53 \text{ Mg ha ano}^{-1}$, enquanto que o estoque de carbono foi estimado em $24,81 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $25,82 \text{ Mg ha}^{-1}$ na primeira e segunda avaliação respectivamente, representando um incremento de $1,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou aproximadamente $0,25 \text{ Mg ha ano}^{-1}$.

Valores superiores em ganho de biomassa foram registrados em outros experimentos conduzidos na região semiárida. Em um estudo em áreas em estágio inicial de sucessão com e sem queima após a supressão na região semiárida do estado de Pernambuco, obteve-se um incremento em biomassa de 5 Mg ha ano^{-1} na área de supressão sem queima e valores inferiores para as áreas com queima de intensidade média ($4,15 \text{ Mg ha ano}^{-1}$) e baixa ($3,3 \text{ Mg ha ano}^{-1}$), após seis anos (SAMPAIO et al., 1998). Cavalcanti et al. (2009), em uma área de Caatinga com histórico de 20 anos de sucessão após corte raso, observaram um aumento de biomassa pequeno e não significativo ($2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou $0,52 \text{ Mg ha ano}^{-1}$) para um período de cinco anos. Em uma área de Caatinga na região semiárida do estado do Ceará, sem histórico de perturbação nas últimas duas décadas, Menezes (2010), observou um acúmulo de $9,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou $1,62 \text{ Mg ha ano}^{-1}$ de biomassa para um período de seis anos. Em outro tipo de floresta seca, Pirani (2016), avaliou a dinâmica do estoque de carbono por oito anos em vegetações nas fitofisionomias Cerrado Típico e Floresta Estacional Semidecidual do Cerrado e encontrou acúmulo de carbono de $1,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou $0,21 \text{ Mg ha ano}^{-1}$ e $-6,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ ou $-0,9 \text{ Mg ha ano}^{-1}$, indicando que nesta área, locais com vegetação de maior porte apresentaram maiores taxas de mortalidade do que ingresso, como consequência há maior perda de biomassa e carbono acima do solo.

Os valores encontrados nos trabalhos mencionados estão dentro da faixa esperada para produção anual de biomassa da Caatinga que é de $1,0$ a $7,0 \text{ Mg ha ano}^{-1}$ (GIONGO et al., 2011); utilizando-se a taxa média fixada pelo IPCC (2003), de conversão de estoque de biomassa aérea para carbono de 50 %, obtém-se uma faixa esperada de estoque de carbono na Caatinga variando de $0,5$ a $3,5 \text{ Mg ha ano}^{-1}$.

Muitos fatores estão envolvidos com a dinâmica dos estoques de biomassa e carbono. Oliveira (2016), diz que é provável que as áreas com baixa densidade, mas com predominância de espécies de diâmetros elevados tenham maior contribuição na biomassa aérea e, consequentemente, para o carbono, sendo que a abundância não poderia ser considerada, portanto, como o principal fator influenciador desses estoques, pois áreas com maior densidade podem ser formadas por indivíduos de pequeno porte e de diâmetro baixo; sendo

que Guo (2003) sugere ainda que em áreas em estágio inicial de sucessão, a relação biomassa-riqueza aumenta com uma aparente relação positiva, enquanto que em estágios mais tardios, a biomassa continua a aumentar, mas a riqueza de espécies usualmente declina, podendo-se até encontrar relações nulas ou negativas; sendo que a ausência dessa correlação indica que em caso de perda de carbono na biomassa como consequência da eliminação de uma espécie, poderá haver uma recuperação desse carbono por indivíduos de outra(s) espécie(s) já estabelecida(s) na comunidade vegetal estudada.

O estoque de carbono da maioria dos ecossistemas terrestres e talvez o mais complexo, é a matéria orgânica do solo (MOS) (MENEZES et al., 2010), além de possuir importante papel no ciclo global do carbono (SILVA; MENDONÇA, 2007; PAUL et al., 2008). Para Ernani (2008), a matéria orgânica existe em várias formas no solo, desde resíduos orgânicos recentemente adicionados (Fração não húmica), cuja origem pode ser reconhecida, até frações que já sofreram alterações pelos microrganismos do solo (Frações húmicas) e que representa de 70 a 80 % da MOS (EBELING et al., 2011), o que pode explicar que grande parte das pesquisas sobre o assunto sejam direcionadas as frações estáveis do solo. Dentre as frações mais estáveis está a humina, que é a fração que o carbono está mais intimamente associado aos colóides minerais do solo, é o produto final do processo de humificação, sendo, portanto, considerada, em termos de sequestro de carbono, a fração mais significativa como reserva de carbono orgânico no solo (FERREIRA et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2013).

2.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO

As análises estatísticas de dados inicialmente consideravam as variáveis aleatórias independentes entre si, supondo que as observações vizinhas não exerciam influências umas sobre as outras. Contudo, fenômenos naturais apresentam-se frequentemente com certa estruturação entre vizinhos. Desta forma, pode-se dizer que as variações não ocorrem ao acaso, apresentando certo grau de dependência espacial. As florestas nativas são resultantes da interação de múltiplos fatores que estão em constante evolução, no entanto, muitos estudos são desenvolvidos sem ponderar a dependência espacial que há entre suas variáveis, bem como a importância dessas variáveis na representação do espaço (AMARAL et al., 2013a). A incorporação de variáveis espaciais e temporais, bem como a inserção de tecnologias como o sensoriamento remoto, os sistemas de informações geográficas (SIG) e os sistemas de posicionamento global (GPS), são essenciais segundo Brandelero et al. (2007), e proporcionam inferências mais precisas sobre o povoamento florestal.

Informações sobre distribuição espacial são necessárias para apoiar o manejo florestal sustentado, melhor entendimento da função do ecossistema, identificação de tipos de vegetação com altos estoques de biomassa acima do solo e melhorar a base de conhecimento disponível (MATTSSON et al., 2016). O mapeamento da distribuição de biomassa e carbono tem sido um desafio em paisagens heterogêneas devido, principalmente, as variações nos tipos de solo, variação climática, estágio sucessional, distúrbios humanos, etc., que tem estreita proximidade espacial (BERENGUER et al., 2014), tornando-se assim o maior desafio destes estudos, identificar e incorporar os fatores que determinam a variabilidade espacial da biomassa aérea em grandes áreas heterogêneas (BOUVET et al., 2018).

Embora as medições *in loco* sejam consideradas ainda como o método mais preciso para a coleta de dados de biomassa florestal (LU et al., 2016), a aquisição de dados em grandes áreas torna-se difícil porque a coleta e medições é um processo lento e trabalhoso, inviabilizando a aquisição da distribuição regional da biomassa aérea usando apenas medições de campo; sendo que o uso de métodos que estimam remotamente as variáveis podem acabar com este impasse (TIMOTHY et al., 2016).

Em geral, os dados detectados remotamente são empiricamente vinculados a medições de biomassa aérea da vegetação a partir de gráficos de campo, variando de regressões lineares, algoritmos mais complexos (WANG et al., 2016), e a técnica de krigagem por regressão da Geoestatística (SCOLFORO et al., 2015). Com base na relação entre o sinal de sensoriamento remoto e a biomassa, o padrão espacialmente explícito e suas variações de biomassa e carbono podem ser detectados e quantificados por cálculo indiretos e verificados com dados dessas variáveis medidas em campo (DUBE et al., 2018).

Embora seja bastante utilizada na Geologia e na ciência do solo, a geoestatística ostenta um potencial para descrever o desempenho espacial de variáveis dendrométricas (PELLISSARI et al., 2014), a influência do espaçamento entre árvores e a configuração da amostragem em inventários florestais (RUFINO et al., 2006; ODA-SOUZA et al., 2008; MELLO et al., 2009). Há evidências de que a estrutura espacial é uma característica presente nessas variáveis e que não é possível identificá-la apenas com a estatística clássica, resultando assim em perda de informação (PEREIRA et al., 2011; ROSA FILHO et al., 2011; PELLISSARI et al., 2013).

Enquanto as análises estatísticas tradicionais consideram a autonomia entre as amostras, as análises geoestatísticas consistem na teoria das variáveis regionalizadas (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). Logo, a geoestatística, que inicialmente era tratada como a ciência que estudava a variabilidade de uma “quantidade”, por meio de modelos

probabilísticos associados à posição relativa das observações no espaço e suas prováveis correlações em função das distâncias entre si (MATHERON, 1963), hoje pode ser definida como o estudo de variáveis que apresentam um condicionamento espacial, que possuem peculiaridades intermediárias entre variáveis ditas aleatórias (quantitativas) e as totalmente determinísticas (simuladas) (LANDIM, 2003) sendo empregada como a metodologia que trata de dados de área e processos pontuais (FONSECA, 2008).

O semivariograma é considerado o ponto central entre as ferramentas geoestatísticas, por meio do qual mensura-se a estrutura espacial e as relações estatísticas entre pontos amostrais separados por distâncias consecutivas (MCBRATNEY; WEBSTER, 1986; PELISSARI et al., 2014); sendo utilizada para investigar a magnitude da correlação entre as amostras e sua similaridade ou não com a distância (ZIMBACK, 2001), onde o semivariograma depende da distância h entre x e $x+h$ (VIEIRA, 2000).

Para a análise, inicialmente parte-se do pressuposto que os dados são espacialmente dependentes (KREMPI, 2004). A sensibilidade dos semivariogramas experimentais para detectar a variabilidade espacial, está diretamente ligada ao melhor modelo que é ajustado ao semivariograma experimental (ODA-SOUZA, 2005) e que é feito de forma intuitiva visual (ZIMBACK, 2001); condição primordial para a realização de inferências em locais não amostrados e para a correta interpretação de fenômenos que apresentam dependência espacial (ÁVILA et al, 2010).

Numa análise geoestatística, os valores de alcance dos semivariogramas experimentais informam as distâncias mínimas entre as amostras, para assim serem consideradas independentes. A independência ou não dos pontos, é fundamental para a escolha do teste estatístico (VIEIRA, 2000), Camargo (2001) explica que a depender do ajuste obtido, define-se ou redefine-se o modelo até que se obtenha aquele que seja considerado satisfatório pelo pesquisador em função dos dados que estão sendo trabalhados. Um semivariograma é composto por alguns segmentos (Figura 1), e definido pela Equação 1.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2 \quad (1)$$

Em que $N(h)$ é o número de pares de valores medidos $Z(x_i)$ e $Z(x_i + h)$, separados por um vetor h .

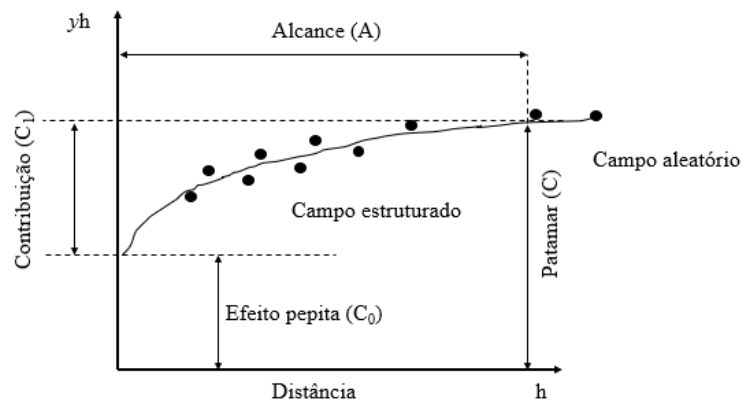


Figura 1: Esquema de um semivariograma (teórico e experimental).

Em que: $\gamma(h)$ = semivariância; C_0 =efeito pepita; A = alcance; C_1 = contribuição espacial; C = Patamar (C_0+C_1) e h = distância em metros entre os pontos observados.

Fonte: Camargo (2001), adaptado por Salami (2020).

Após o ajuste dos modelos teóricos são obtidos os coeficientes do efeito pepita (C_0) que corresponde a variabilidade, aleatoriedade e erro probabilístico dos modelos de semivariograma teórico ajustado sobre o semivariograma experimental do atributo analisado, o patamar ($C_0 + C_1$), e o alcance da dependência espacial (A), sendo estes submetidos a análise da dependência espacial, por meio do Avaliador da Dependência Espacial (ADE) proposto por Zimback (2001).

O Efeito Pepita (C_0) é a medida que $\gamma(h)$ tende para zero, que revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras. O efeito pepita puro pode ser representado por um fenômeno de transição com um patamar igual ao efeito pepita e uma amplitude muito pequena em relação a distâncias de observações. Ou seja, os dados apresentam elevada variação nas distâncias inferiores à amostrada; quanto maior for o efeito pepita, maior a variabilidade e conseqüentemente a amostragem se torna insuficiente para esse nível de variabilidade espacial (YAMAMOTO; LANDIM, 2015).

O alcance (A), segundo Guerra (1988), corresponde a zona de influência ou de dependência espacial de uma amostra, marcando a distância a partir da qual as amostras tornam-se independentes. O patamar (C) marca o ponto onde a partir dele, é considerado que não existe há mais dependência espacial entre as amostras (OLIVEIRA et al., 2015), correspondendo assim ao ponto inicial de onde toda variância da amostra é de influência aleatória (TRANGMAR et al., 1985).

É importante salientar que a sensibilidade do usuário é mais importante do que os próprios valores obtidos no ajuste, sendo que a tentativas de ajustes devem ser feitas mesmo que causem a redução do valor do coeficiente de determinação (r^2) e acréscimo no valor de

SQR (GUIMARÃES, 2004), e que nem sempre o modelo que apresenta menor efeito pepita é o que melhor se ajusta aos dados pela validação cruzada (ORTIZ et al., 2010).

A partir do ajuste do modelo do semivariograma, o gráfico da validação cruzada pode ser representado (valores estimados por Krigagem versus os valores observados das variáveis analisadas). Duas características são desejáveis na validação cruzada: os pontos devem estar acompanhando a diagonal tracejada (estimada pela regressão) o mais próximo possível e os dois lados devem estar equilibrados. A linha contínua representa a função descrita pelos dados estimados e a linha pontilhada representa a função descrita pelos dados reais; quanto mais próximas às linhas, maior a coincidência entre os dados reais e estimados pela krigagem (GS+, 2000).

Para Hernández e Emery (2009), a ideia da validação cruzada consiste em validar a capacidade do modelo ajustado de semivariograma e modelar à incerteza do atributo não amostrado e de posse do resultado das validações cruzadas dos modelos, é possível fazer a comparação entre eles utilizando-se por exemplo o coeficiente de correlação entre os valores observados e estimados que foram obtidos pela validação cruzada (LEENAERS et al., 1990).

Segundo Zimback (2001), a análise estrutural do semivariograma apresenta outros parâmetros que podem ser utilizados nas análises, tal como a proporção espacial que é a razão entre o efeito pepita e patamar $[C_0/(C_0+C_1) \times 100]$ gerando dados de dependência espacial expresso em percentagem, sendo classificado como forte se o valor da razão for $< 25\%$, moderada quando estiver entre 25 e 75 % e fraca se a razão for $> 75 \%$ (CAMBARDELLA et al., 1994).

A maioria dos trabalhos que vem sendo realizados, enaltecem o uso da técnica, evidenciando um grande potencial para mapeamento com variáveis intrínsecas à floresta. Amaral et al. (2010) concluíram que o uso da geoestatística e krigagem foram bastantes satisfatórios ao analisar espacialmente biomassa e carbono acima do solo, comprovando que a estatística clássica não é suficiente para elucidar o comportamento das variáveis estudadas, pois segundo Amaral et al. (2013b) não considera o componente espacial na variância dos dados, na normalização e na dependência das relações entre as observações e distâncias.

Em estudos de vegetação, a detecção e descrição da estrutura de dependência espacial é utilizada na otimização amostral, na interpolação e construção de mapas além de estimar e fazer inferências às variáveis relacionadas ao meio (SANTOS et al., 2011). Quando se trata de manejo florestal, o uso de modelagem na distribuição espacial retrata estudos com estimativa de estoques de biomassa acima do solo (BENÍTEZ et al., 2016; SILVEIRA et al.,

2019) incremento em carbono ao longo do tempo (RAJASHEKAR et al., 2018; SHEN et al., 2020) e estoque de madeira com fins de exploração florestal (DONG et al., 2018; BARAN et al., 2020; DIODATO; BELLOCCHI, 2020).

Assim, a análise da dependência espacial é considerada etapa fundamental na utilização de procedimentos geoestatísticos, pois a eficiência do estimador (krigagem) na geração de mapas não enviesados (sem tendência) depende essencialmente desta análise. Existem ainda muitas dúvidas e questionamentos sobre a real contribuição da geoestatística ao estudo de florestas, muitas delas baseadas em algumas experiências que não obtiveram o resultado esperado (AKHAVAN et al., 2010; AMARAL et al., 2011; AMARAL et al., 2013a; AMARAL et al., 2013b), onde foram analisadas florestas perturbadas, o que vem nutrindo estes questionamentos, juntamente com a falta de conhecimento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA AMOSTRAL

A área de estudo é de propriedade da Agrimex Agroindustrial Excelsior S.A., está localizada na Fazenda Itapemirim no município de Floresta-PE, com as coordenadas centrais na Zona 24L - UTM (WGS84) 614854,33 m E e 9055462,93 m S (Figura 2); área total de 5.695,65 hectares. Para este trabalho foram utilizadas duas áreas amostrais de diferentes tempos de conservação totalizando 1,6 ha cada: Área 1 - Último corte raso realizado na área foi no ano de 1987 (31 anos sem intervenção), neste trabalho será chamada de área menos conservada (AMC) e Área 2 - sem registro de intervenções recentes (60 anos sem intervenção), sendo considerada como área conservada (AC).

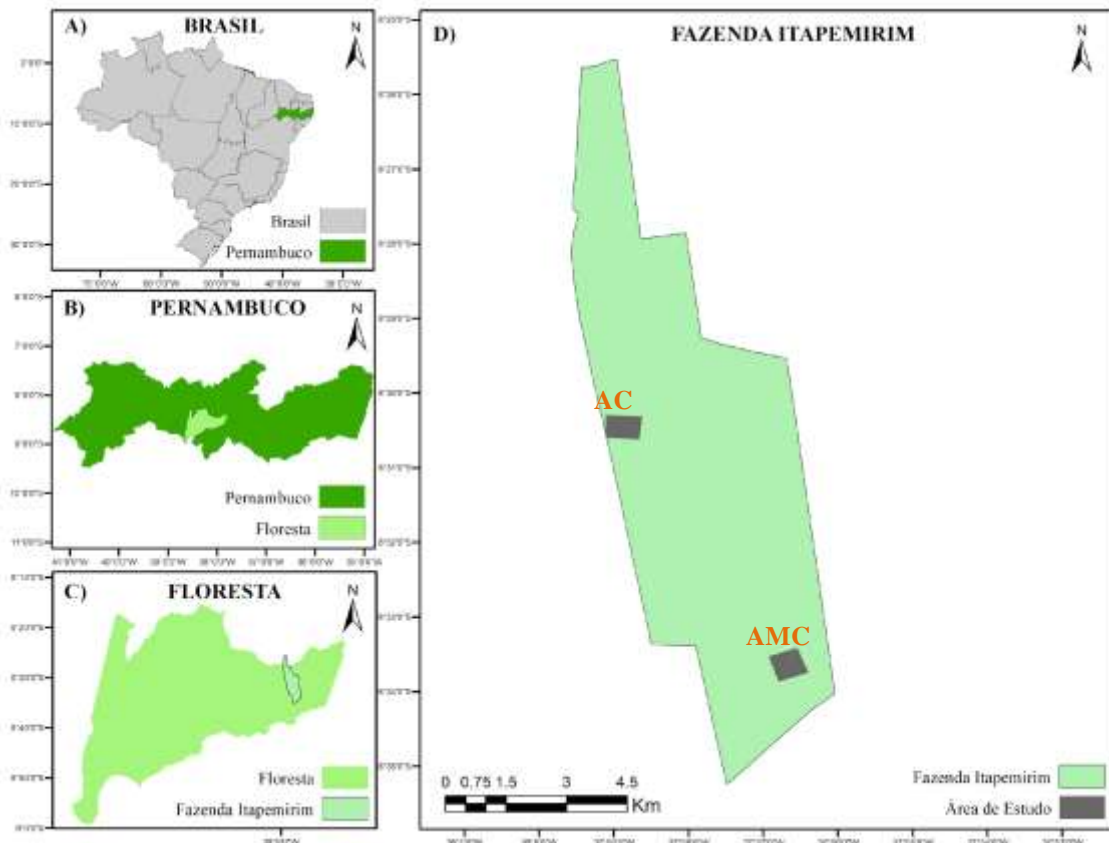


Figura 2: Localização da área de estudo, no município de Floresta, PE, Brasil.

Fonte: O Autor (2020)

Pela classificação climática de Köppen o clima da região é do tipo BS'h, o que reporta a um clima semiárido quente com precipitação anual total compreendida entre 100 e 600 mm (ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média anual do ar na região do sertão pode ser superior a 26 °C (EMBRAPA, 2000). Os períodos de chuva são concentrados de janeiro a

maio, sendo os meses mais chuvosos março e abril, tendo passado muitos anos com chuvas inferiores à média (Figura 3). A vegetação pode ser classificada como Savana-Estéptica Arborizada (IBGE, 2012). O solo da região é classificado como Luvisolo Crômico, caracterizado por ser raso, com textura superficial arenosa e apresentar usualmente mudança abrupta em sua textura (EMBRAPA, 2011).

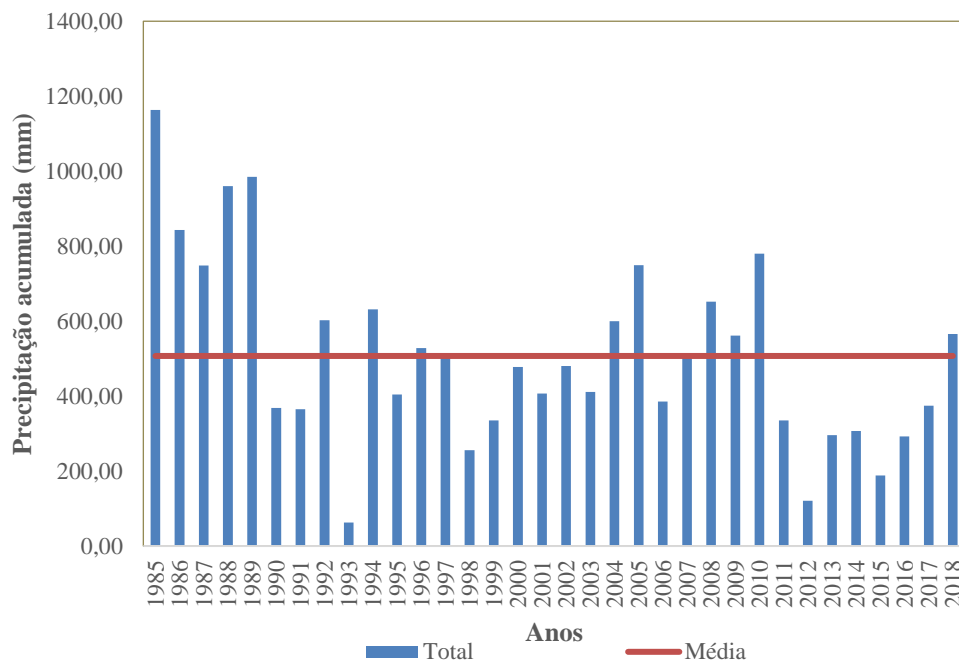


Figura 3: Acumulações anuais (mm) dos últimos 33 anos no município de Floresta, PE, Brasil. Fonte: APAC (2017)

A área de estudo está inserida na ecorregião Depressão Sertaneja meridional, região semiárida de relevo suave-ondulado com vales estreitos e vertentes dissecadas, entre a chapada do Araripe, planalto central e a região de cerrado de Minas Gerais; é caracterizada por ser uma das mais impactadas pela ação humana, com poucas áreas protegidas, em número, área total ou categoria de proteção, mas possui áreas razoavelmente extensas com possibilidade de recuperação (VELLOSO et al., 2002). A área de estudo tem sido monitorada desde o ano de 2008 por meio de 80 parcelas localizadas em duas áreas com diferente histórico de uso do solo, 40 parcelas em cada área, num total de 3,2 ha de área amostrada. Cada parcela possui 20 m x 20 m (400 m²) distantes 80 m entre si e 50 m da bordadura.

A área denominada de AMC está próxima a PE – 360 e tem como histórico de utilização do solo a retirada da vegetação com auxílio de correntões no ano de 1987 e posterior abandono total. Neste local o solo é arenoso com pouca presença de afloramentos rochosos.

A área denominada de AC está inserida no interior da fazenda e é considerada preservada devido ao fato de não ter histórico de corte recente, ocorrendo apenas a retirada de

produtos florestais para eventuais manutenções das cercas que limitam a fazenda. Cada área possui, aproximadamente, 50 ha e são pastejadas por animais, principalmente caprinos e ovinos, de forma extensiva (ALVES, 2011). Semelhante a outra área, o solo também é arenoso, mas com a presença de afloramentos rochosos em grande quantidade, que segundo Mota *et al* (2014), propiciam e facilitam o estabelecimento de espécies de formações florestais devido à presença de reentrâncias e fendas que tem capacidade de reter umidade.

3.2 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS

Na instalação das 80 parcelas em 2008, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência à altura do peito - 1,30 m do solo (CAP) ≥ 6 cm foram identificados e etiquetados em sua CAP, visando padronizar o local da medição. As medições das circunferências e alturas foram refeitas nos anos de 2013 e 2018, ocasiões em que se registrou, no banco de dados, os indivíduos e/ou fustes que atingiram a CAP mínima estipulada e, também, os mortos e caídos. No estudo, todas as bifurcações abaixo de 1,30 m foram consideradas fustes e o indivíduo era considerado morto quando não apresentasse sinais visíveis de atividade meristemática. A presença de caule seco e de casca sem tecido vivo quando descascada superficialmente eram características determinantes para atribuir a mortalidade. Os dados foram coletados nos meses de setembro de cada ano, coincidindo com o período seco e a classificação das espécies foi realizada conforme proposta de APG IV (2016).

Após as medições e avaliações anuais (2008 a 2018) utilizou-se para efeitos comparativos os intervalos de tempo: 2008-2013; 2013-2018 e 2008-2018. A razão pela qual se optou por trabalhar com estes intervalos de tempo se deve ao tempo de resposta da Caatinga em relação à seca extrema, entre os anos de 2012 e 2015; caracterizando um período anterior (2008-2013), um segundo intervalo posterior (2013-2018) e um intervalo total de dez anos, sendo possível assim verificar a resposta da vegetação de cada área, em função dos seus históricos de uso, frente aos efeitos da estiagem.

3.3 ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO NA VEGETAÇÃO

Para a determinação do estoque de biomassa da área de estudo foram utilizadas equações alométricas desenvolvidas por Dalla Lana *et al.* (2018) para oito espécies da Caatinga, além de uma equação geral, tomando como base um inventário florestal realizado na área conservada (AC) no ano de 2013 (Tabela 1). A seleção destas espécies pelos autores

considerou a representatividade das mesmas, que juntas somavam mais de 90 % da densidade total.

Tabela 1: Equações para estimativa do estoque de biomassa seca (kg) para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.

Espécies	Equações	R ² aj	Sxy	
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. cebil (Griseb.) Altschul	$\widehat{B}_{10}=48,7255x[1-\exp(-0,1435*d)]^{2,4096}$	0,89	3,2047	(2)
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	$\widehat{B}_{10}=0,7858x(d^2xh)^{0,4550}$	0,75	2,1536	(3)
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	$\widehat{B}_{10}=0,0669x(d^{2,2115})x(h^{0,8155})$	0,97	0,1824	(4)
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	$\widehat{B}_{10}=0,6064x(d^{1,4216})$	0,82	2,2630	(5)
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	$\widehat{B}_{10}=0,1868x(d^{1,2764})x(h^{0,9401})$	0,76	0,3808	(6)
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	$\ln \widehat{B}_{10}=1,1118+1,7371x\ln(d)-0,9536x\ln(h)$	0,89	0,2370	(7)
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	$\widehat{B}_{10}=0,5084x(d^{1,7121})$	0,94	2,4427	(8)
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	$\widehat{B}_{10}=6,6205+0,0341x(d^2xh)$	0,85	4,2043	(9)
Equação Geral	$\ln \widehat{B}_{10}=-1,2884+1,6102x\ln(d)+0,4343x\ln(h)$	0,85	0,4329	(10)

\widehat{B}_{10} = estimativa de biomassa total seca acima do solo (kg); d = diâmetro a 1,30 m acima do solo (cm) e h = altura total (m); R²aj (%) = coeficiente de determinação ajustado em percentagem; Sxy = erro padrão da estimativa. Fonte: Dalla Lana et al. (2018)

O estoque de carbono para as espécies foi estimado pelo produto do peso da massa seca (Biomassa total seca) de cada indivíduo arbustivo-arbóreo, pelo respectivo percentual de carbono (Tabela 2) e, em seguida, extrapolado para Megagramas por hectare (Mg ha⁻¹).

Tabela 2: Fatores de conversão para a estimativa do estoque de carbono a partir da biomassa seca para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.

Espécies	Fator de Conversão
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. cebil (Griseb.) Altschul	0,464
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	0,464
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	0,464
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	0,464
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	0,459
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	0,464
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	0,464
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	0,449
Fator de conversão geral	0,461

Fonte: Dalla Lana et al. (2019)

3.4 BALANÇO E DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO NA VEGETAÇÃO

As mudanças nos estoques de carbono da vegetação que ocorreram ao longo dos anos avaliados foram calculadas pela Equação 11:

$$\Delta C_i = \frac{(C_{t_j} - C_{t_{2008}})}{\Delta t} \quad (11)$$

Em que: ΔC_i = variação do estoque de carbono na área i ; $C_{t_{2008}}$ = estoque de C no ano de 2008; C_{t_j} = estoque de C no ano j ($j = 2013; 2018$); Δt = intervalo de tempo em anos.

As estimativas de crescimento da biomassa e do carbono foram obtidas por meio da metodologia de Beers (1962) modificado por Ferreira et al. (2014) - que passaram a considerar o caso dos indivíduos multifustes existentes na Caatinga - para o intervalo entre ocasiões de mensuração de acordo com as expressões 12, 13, 14 e 15.

$$C_{bi} = X_2 + M + MF + C + CF - X_1 \quad (12)$$

$$C_b = X_2 + M + MF + C + CF - XI - XF - X_1 \quad (13)$$

$$C_{li} = X_2 + C + CF - X_1 \quad (14)$$

$$C_l = X_2 + C + CF - XI - XF - X_1 \quad (15)$$

Em que: C_{bi} = crescimento bruto com ingressos; C_b = crescimento bruto sem ingressos; C_{li} = Crescimento líquido com ingressos; C_l = Crescimento líquido sem ingressos; X_2 = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, no inventário final, ou seja, no final do período de crescimento; X_1 = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, no inventário inicial, ou seja, no início do período de crescimento; M = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, de indivíduos mortos; MF = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, de fustes mortos em indivíduos vivos; XI = biomassa/carbono de ingressos de indivíduos, em $Mg\ ha^{-1}$ e XF = biomassa/carbono de ingressos de fustes em indivíduos, em $Mg\ ha^{-1}$; C = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, dos indivíduos cortados; CF = biomassa/carbono, em $Mg\ ha^{-1}$, dos fustes cortados.

O incremento periódico anual (IPA) foi obtido pela razão entre o incremento periódico, dado pela diferença entre os estoques de carbono mensurados nas três ocasiões ($Mg\ ha^{-1}$), e a amplitude de tempo do monitoramento, em anos.

3.5 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO

Para a obtenção das coordenadas das 80 parcelas deste estudo, foi utilizada uma Antena Digital Trimble Catalyst interligada a um dispositivo smartphone que em conjunto são capazes de rastrear sinais L1/L2C do GPS. A coleta das coordenadas geográficas foi realizada com precisão sub-métrica (0,3 m a 0,75 m).

A partir das coordenadas obtidas no campo foram geradas tabelas para cada unidade amostral, com os respectivos dados das variáveis da floresta, compondo uma planilha eletrônica no Microsoft Excel (2016), onde foi estabelecida a estatística descritiva dos dados (média, mediana, moda, variância, desvio padrão, coeficiente de variação), a qual foi importada para o aplicativo GS⁺ versão 7.0, para os procedimentos de análise variográfica, validação cruzada e interpolação dos dados (GS+, 2000), descritos posteriormente.

3.6 ANÁLISE DOS DADOS

3.6.1 Estoque de Biomassa e Carbono

A partir da matriz do estoque de biomassa e carbono das duas áreas de estudo, foi realizada a análise de variância multivariada, utilizando modelos lineares clássicos univariados e multivariados (LITTELL et al, 1991) para avaliar a diferença estatística dos dados.

Foram consideradas as duas espécies de maior densidade para as duas áreas, *Cenostigma bracteosum* (Catingueira) e a *Mimosa ophthalmocentra* (Jurema de embira), enquanto as espécies que tiveram uma menor representatividade foram aglutinadas e consideradas como uma única categoria para fins de comparação – “demais espécies”. Inicialmente, os dados de biomassa e carbono ao longo do tempo foram submetidos ao teste de esfericidade de Mauchly (MAUCHLY, 1940), com o intuito de verificar se a população apresentava variâncias iguais e correlações nulas; caso resultasse em não significativo, concluía-se que a matriz de covariâncias é do tipo esférica podendo o experimento ser analisado na forma de parcela subdividida no tempo; caso contrário recomenda-se o uso da análise multivariada de perfis.

As hipóteses testadas ao nível de 5 % de significância foram:

H₀₁= não há diferença entre as espécies nas áreas de estudo quanto ao estoque de biomassa e carbono;

H₀₂= não há diferença entre o tempo de estudo quanto ao estoque de biomassa e carbono;

H₀₃= não há diferença na interação (espécies x tempo) quanto ao estoque de biomassa e carbono.

As hipóteses testadas foram submetidas aos testes de significância de Lambda de Wilks, Traço de Pillai, Traço de Lawley-Hotelling e de Maior Raiz de Roy. Quando foram verificadas diferenças significativas entre as interações tempo x área, tempo x espécie e tempo x espécie x área, as médias foram comparadas por meio do teste de Tukey, ao nível de 5% de

significância (KHATTREE; NAIK, 1999). As análises estatísticas foram feitas usando o comando “REPEATED”, da ANOVA e GLM, do SAS (SAS INSTITUTE, 1999).

Para avaliar a diferença estatística entre as variações do estoque de carbono ao longo dos anos para as duas áreas, utilizou-se a análise de variância não paramétrica por meio do Teste de Friedman (FRIEDMAN, 1940) e do pós teste não paramétrico T de Wilcoxon (WILCOXON, 1945), que corresponde ao teste T de Student Pareado utilizado na ANOVA paramétrica, para verificar a diferença entre os períodos. Optou-se pelo uso da técnica não paramétrica devido ao não cumprimento dos critérios para uso da paramétrica, tais como observações independentes, distribuição normal dos dados, variâncias iguais, entre outros (SIEGEL, 1956; SIEGEL; CASTELLAN, 2006). De acordo com Cooper e Schindler (2003), os testes não paramétricos têm boa eficiência e não forçam a aceitação de suposições de testes paramétricos. Quando as distribuições da pesquisa não forem aproximadamente normais, os métodos não-paramétricos terão muito a oferecer, fornecendo melhoria considerável sobre os métodos paramétricos, baseados na teoria da normalidade (MONTGOMERY; RUNGER, 2009).

Um dos pontos chaves dessa técnica é que não haja nos dados a presença de valores discrepantes, pois as estimativas podem ser inflacionadas e provocar classificação errônea. Isso ocorre porque os estimadores não paramétricos são calculados com uso de medianas, e o ponto extremo terá influência reduzida na estimação dos parâmetros (NASCIMENTO et al., 2010).

3.6.2 Distribuição espacial do estoque de Biomassa e Carbono na vegetação

Inicialmente foi realizada uma análise de tendência para verificar a influência de fatores externos no grupo de dados das áreas de estudo em todas as direções. Para a configuração desta análise foi confeccionado um gráfico de dispersão entre X (longitude) e Y (latitude) em função dos atributos Z (biomassa seca e carbono), construídos semivariogramas nas direções 0°, 45°, 90° e 135° com tolerância angular de 22,5° para verificar a presença de anisotropia e selecionar o semivariograma experimental de maior alcance para cada uma das variáveis. Os modelos teóricos de semivariogramas testados foram listados na Tabela 3.

Tabela 3: Modelos geoestatísticos empregados na seleção do semivariogramas experimental.

Modelos		
Esférico	$\gamma(h) = \beta_0 + \beta_1 \times \left[1,5 \left(\frac{h}{\beta_2} \right) - 0,5 \left(\frac{h}{\beta_2} \right)^3 \right] \text{ para } h < \beta_2$ $\gamma(h) = [\beta_0 + \beta_1] \text{ para } h \geq \beta_2$	(16)
Exponencial	$\gamma(h) = \beta_0 + \beta_1 \times [1 - e^{-3(h/\beta_2)}]$	(17)
Linear	$\gamma(h) = [\beta_0 + \beta_1] \text{ para } h > \beta_2$ $\gamma(h) = [\beta_0 + \frac{\beta_1}{\beta_2} \times h] \text{ para } 0 \leq h \leq \beta_2$	(18)
Gaussiano	$\gamma(h) = \beta_0 + \beta_1 \times [1 - e^{-3(h/\beta_2)^2}]$	(19)

Em que: $\gamma(h)$ = semivariância, β_0 = efeito pepita, β_1 = contribuição, $\beta_0 + \beta_1$ = patamar β_2 = alcance, h = distância entre os pontos amostrados.

Com os modelos teóricos de semivariograma ajustados, foi realizada a etapa de krigagem com base no seu estimador representado pela seguinte expressão 20:

$$\hat{Z}x_0 = \sum_{i=1}^n \lambda_{1i} Z_{1i}(x_i) \quad (20)$$

Em que: $\hat{Z}x_0$ é a estimativa do valor na posição X_0 ; n é o número de pontos amostrais vizinhos utilizados para a predição do valor não amostrado $\hat{Z}x_0$ (vizinhança da krigagem); λ_{1i} são os i -ésimos pesos atribuídos a cada i -ésima observação das variáveis Z_{1i} (variável observada).

Logo em seguida foi feita a validação cruzada para todos os pontos amostrais. Com base na metodologia utilizada previamente por Amaral (2010), Amaral et al. (2010; 2013a), utilizou-se, para a escolha do melhor modelo dos semivariogramas, na análise espacial, a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), a dependência espacial (DE) e nas condições das retas dos dados reais e estimados na validação cruzada. Com esse modelo ajustado foi possível fazer a interpolação de dados pelo método da Krigagem, que atribui pesos aos pontos não amostrados, com base nos dados dos “vizinhos”, de acordo com a variabilidade espacial expressa nos semivariogramas.

A classificação do grau de dependência espacial (DE) foi feita com base na razão entre a contribuição (C) e o patamar ($C_0 + C$), sendo considerada forte para DE superior a 75%, moderada entre 25 e 75% e fraca para DE inferior a 25%; tendo sido essa razão proposta por Cambardella et al. (1994), quando os autores realizaram estudos com atributos de solo. Além da análise do semivariograma, a soma dos quadrados dos resíduos (SQR) determina o ajuste do modelo teórico ao experimental, sendo melhor quanto menor for seu valor (ZIMMERMAN; ZIMMERMAN, 1991) e o Coeficiente de Determinação (r^2), que embora

não seja um dos melhores indicativos de ajuste (GS+, 2000), indica o quanto da curva do modelo teórico está coberta por pontos do semivariograma experimental.

Com o ajuste do semivariograma e a interpolação realizada pela krigagem ordinária foi possível então a confecção dos mapas temáticos para as variáveis biomassa e carbono da vegetação. Todas as análises espaciais e elaboração de mapas foram realizadas com o auxílio do programa GS+[®] (GS+, 2000).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTOQUE, BALANÇO E DINÂMICA DE BIOMASSA E CARBONO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO

4.1.1 Estoque de biomassa e carbono acima do solo

Na AC, nos anos de 2008, 2013 e 2018, foram encontradas 27, 25 e 22 espécies, pertencentes a onze, nove e oito famílias, respectivamente (Tabela 4), e observado o decréscimo no número de indivíduos e fustes no decorrer dos anos. No primeiro intervalo houve uma redução entre 8 e 10 % no número de indivíduos e fustes respectivamente, e entre 31 e 39 % no número de indivíduos e fustes respectivamente, no segundo intervalo. Durante os 10 anos de avaliação, a redução foi de 38,44 % e 44,12 % para indivíduos e fustes respectivamente (Tabela 5).

Tabela 4: Espécies amostradas, por família, em inventário florestal contínuo realizado nos anos de 2008, 2013 e 2018 em dois fragmentos de Caatinga, um conservado (AC) e outro menos conservado (AMC), no município de Floresta, PE.

Família	Nome comum	Nome Científico
(AC)		
Anacardiaceae	Aroeira	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão
	Baraúna	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.
	Umbuzeiro	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda
Apocynaceae	Pereiro	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.
Boraginaceae	Moleque duro	<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.
Burseraceae	Imburana de Cambão	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett
Capparaceae	Feijão bravo	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl
Combretaceae	Sipaúba	<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.
Euphorbiaceae	Faveleira	<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl
	Maniçoba	<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem
	Quebra faca	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth
	Burra leiteira	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong
	Faveleira brava	<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.
	Icó	<i>Neocalyptocalyx longifolium</i> (Pohl) Baill.
Fabaceae	Catingueira	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis
	Jurema de embira	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.
	Angico	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul
	Mororó	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.
	Jurema preta	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.
	Pinhão bravo	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.
	Jurema branca	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke
	Calycina	<i>Erythrostemon calycina</i> (Benth.) L.P.Queiroz

Continua...

Tabela 4: Continuação.

Família	Nome comum	Nome Científico
(AC)		
Fabaceae	Pau ferro	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Tul.) L.P. Queiroz
	Pau besouro	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby
Malpighiaceae	Ptilochaeta	<i>Ptilochaeta</i> sp.
Olacaceae	Ameixa	<i>Ximenia americana</i> L.
Rhamnaceae	Juazeiro	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.
(AMC)		
Anacardiaceae	Aroeira	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão
	Baraúna	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.
Apocynaceae	Pereiro	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.
Boraginaceae	Moleque duro	<i>Cordia leucocephala</i> Moric.
Bursaceae	Imburana de Cambão	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett
	Sipaúba	<i>Thiloua glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl
Euphorbiaceae	Faveleira	<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl
	Faveleira brava	<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & L. Hoffm.
	Quebra faca	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth
	Maniçoba	<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll. Arg.) Allem
	Marmealeiro	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.
Fabaceae	Catingueira	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis
	Jurema de embira	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.
	Pinhão bravo	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.
	Angico	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul
	Mororó	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.
	Jurema branca	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke
	Jurema preta	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.
	Quipembe	<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & Jobson
Pau besouro	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	
Sapotaceae	Quixabeira brava	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D. Penn.
Verbenaceae	Alecrim de vaqueiro	<i>Lippia microphylla</i> Cham.

Nesse período não houve grande modificação na composição florística dessa área (AC), ocorrendo apenas o recrutamento de indivíduos da espécie *Neocalyptocalyx longifolium* (Pohl) Baill e a mortalidade dos indivíduos de *Varronia leucocephala* (Moric.) J.S. Mill., *Cnidoscolus bahianus* (Ule) Pax & K. Hoffm., *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby, *Ximenia americana* L. e *Ziziphus joazeiro* Mart. No total para os 10 anos de monitoramento foram descritas 27 espécies, pertencentes a 11 famílias, sendo que as que apresentaram maior diversidade de espécies foram a Fabaceae com 10 espécies (37,04 %) e a Euphorbiaceae com seis espécies (22,22 %).

Tabela 5: Número de indivíduos e de fustes de espécies arbustivo-arbóreas, área basal, estoque de biomassa e carbono de árvores vivas inventariadas nos anos de 2008, 2013 e 2018 em um fragmento de Caatinga conservado (AC), Floresta, PE.

Espécie	2008					2013					2018				
	N	F	G	Bio	C	N	F	G	Bio	C	N	F	G	Bio	C
<i>A. colubrina</i>	62,50	84,38	0,3792	0,8364	0,3881	60,00	80,63	0,4175	0,8919	0,4139	33,13	38,13	0,1706	0,4223	0,1959
<i>A. pyrifolium</i>	63,75	273,13	0,4406	0,9609	0,4459	64,38	300,00	0,5461	1,2781	0,5930	50,00	193,75	0,4342	0,9578	0,4444
<i>B. cheilantha</i>	70,63	111,25	0,0670	0,0901	0,0418	71,25	115,63	0,0799	0,1299	0,0603	25,63	36,25	0,0278	0,0477	0,0221
<i>C. bahianus</i>	1,25	5,63	0,0085	0,0194	0,0089	0,63	5,00	0,0100	0,0245	0,0113	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
<i>C. quercifolius</i>	41,25	92,50	0,5843	0,7717	0,3581	41,88	95,00	0,6593	0,8582	0,3982	34,38	87,50	0,7778	0,9555	0,4434
<i>C. glaucocarpum</i>	5,63	11,25	0,0069	0,0167	0,0077	7,50	14,38	0,0101	0,0266	0,0122	2,50	2,50	0,0021	0,0056	0,0026
<i>C. leptophloeos</i>	13,75	24,38	0,3800	0,4706	0,2169	11,25	21,25	0,3816	0,5273	0,2431	10,00	18,75	0,4201	0,5967	0,2751
<i>C. heliotropiifolius</i>	41,25	83,13	0,0514	0,0958	0,0440	45,00	91,88	0,0663	0,1496	0,0687	24,38	44,38	0,0322	0,0796	0,0365
<i>C. flexuosa</i>	1,88	3,75	0,0072	0,0154	0,0071	1,25	3,13	0,0087	0,0182	0,0084	1,25	2,50	0,0091	0,0195	0,0090
<i>E. calycina</i>	5,63	13,75	0,0173	0,0375	0,0173	2,50	3,13	0,0025	0,0070	0,0032	0,63	0,63	0,0006	0,0016	0,0007
<i>J. mollissima</i>	23,75	26,88	0,0217	0,0475	0,0219	27,50	32,50	0,0313	0,0725	0,0334	49,38	62,50	0,0766	0,1660	0,0765
<i>L. ferrea</i>	1,88	2,50	0,0097	0,0163	0,0075	1,88	2,50	0,0119	0,0209	0,0096	1,25	1,88	0,0130	0,0249	0,0115
<i>M. glaziovii</i>	47,50	57,50	0,1681	0,3361	0,1549	25,00	30,00	0,1177	0,2455	0,1132	5,00	6,25	0,0309	0,0612	0,0282
<i>M. ophthalmocentra</i>	225,63	730,00	0,9850	5,9484	2,7601	130,00	397,50	0,5307	2,8107	1,3042	61,88	139,38	0,1874	0,9645	0,4475
<i>M. tenuiflora</i>	32,50	101,88	0,3889	0,9254	0,4294	25,00	71,25	0,3450	0,7942	0,3685	7,50	12,50	0,0483	0,1168	0,0542
<i>M. urundeuva</i>	43,13	90,63	0,6660	1,0450	0,4817	46,88	96,88	0,7341	1,2594	0,5806	38,75	76,88	0,7264	1,3066	0,6023
<i>N. longifolium</i>	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000	1,25	1,88	0,0010	0,0028	0,0013	0,63	0,63	0,0004	0,0013	0,0006
<i>P. stipulacea</i>	18,75	55,63	0,0980	0,2023	0,0932	16,88	48,75	0,0928	0,2137	0,0985	10,00	25,00	0,0461	0,1134	0,0523
<i>C. bracteosum</i>	660,00	1995,63	3,7738	16,3583	7,3449	646,88	2019,38	4,3248	17,9635	8,0656	485,63	1361,88	3,4345	12,9828	5,8293
<i>Ptilochaeta</i> sp.	0,63	0,63	0,0003	0,0008	0,0004	0,63	0,63	0,0004	0,0010	0,0005	0,63	0,63	0,0005	0,0013	0,0006
<i>S. glandulosum</i>	6,25	11,25	0,1333	0,1625	0,0749	5,00	10,00	0,1177	0,1618	0,0746	1,88	3,13	0,0140	0,0275	0,0127
<i>S. brasiliensis</i>	8,75	11,88	0,0863	0,1455	0,0671	9,38	12,50	0,0972	0,1711	0,0789	5,63	6,25	0,0448	0,0855	0,0394
<i>S. macranthera</i>	1,25	2,50	0,0011	0,0028	0,0013	1,25	2,50	0,0015	0,0040	0,0018	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
<i>S. tuberosa</i>	0,63	4,38	0,0657	0,0940	0,0433	0,63	4,38	0,0720	0,1188	0,0548	0,63	4,38	0,0787	0,1359	0,0626
<i>V. leucocephala</i>	1,88	4,38	0,0041	0,0087	0,0040	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
<i>X. americana</i>	1,25	4,38	0,0029	0,0064	0,0030	4,38	8,75	0,0061	0,0152	0,0070	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Z. joazeiro</i>	0,63	0,63	0,0005	0,0011	0,0005	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
Total	1.382,00	3.804,00	8,3477	28,6158	13,0240	1.248,00	3.469,00	8,6663	27,7635	12,6034	851,00	2.126,00	6,5761	19,0727	8,6469

Em que: N = número de indivíduos por hectare (ind ha⁻¹); F = número de fustes por hectare (fustes ha⁻¹); G = área basal por hectare (m² ha⁻¹); Bio = biomassa estimada por hectare (Mg ha⁻¹); C = carbono na biomassa aérea estimado por hectare (Mg ha⁻¹).

Nos levantamentos da vegetação arbustivo-arbórea da área menos conservada (AMC), nos anos de 2008, 2013 e 2018, foram encontradas 22, 21 e 21 espécies, pertencentes a oito, oito e sete famílias, respectivamente (Tabela 4). Foi observado que o número de indivíduos e fustes cresceu no intervalo de 2008-2013, 13,49 % e 14,69 % e decresceu no de 2013-2018, 20,57 % e 19,05 % para indivíduos e fustes, sendo que entre os 10 anos de avaliação a redução nesta área foi menor do que para a AP, de 9,86 % e 7,23 % para indivíduos e fustes (Tabela 6).

Ao longo desse período não houve modificações marcantes na composição florística (número de espécies) dessa área (AMC), não havendo recrutamento (entrada de indivíduos que alcançaram a dimensão mínima de medição no inventário florestal) de novas espécies e ocorrendo a mortalidade dos indivíduos da espécie *Lippia microphylla*. Nos 10 anos, foram descritas 22 espécies, pertencentes a nove famílias botânicas, sendo Fabaceae a que apresentou maior diversidade de espécies - nove espécies (40,90 %) seguida pela Euphorbiaceae com seis espécies (27,73 %). Embora haja histórico de uso diferente entre as áreas estudadas, observou-se uma estabilidade na vegetação em relação composição florística, sugerindo que, devido à sua fisiologia adaptativa para grandes períodos de seca, as espécies da Caatinga estão conseguindo se estabelecer e se perpetuar no local.

A riqueza de espécies das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foram relevantes em outras áreas de Caatinga, como nos estudos de Souza et al. (2015), Calixto Júnior e Drumond (2014), Silva et al. (2014a) e Holanda et al. (2015), sendo as famílias com maior número de espécies em inventários florísticos (COSTA et al., 2015), demonstrando que são as famílias mais representativas em áreas semiáridas do Nordeste brasileiro. Resultados semelhantes foram encontrados em florestas secundárias nos neotrópicos por Gei et al. (2018), o que indica um evidente sucesso ecológico das leguminosas em florestas sazonalmente secas, durante estágios iniciais de sucessão secundária.

A família Fabaceae compõem um importante grupo de plantas e representam a maior parte da diversidade florística da região Nordeste do Brasil e do Domínio da Caatinga, onde já foram registradas 603 espécies (ZAPPI et al., 2015); sendo a mais rica também em número de espécies em praticamente toda a extensão das florestas secas sazonais neotropicais (PENNINGTON et al., 2006). O sucesso do desenvolvimento dessas espécies se dá pela fixação de nitrogênio, que contribui para aclimação fotossintética e aumenta a eficiência do uso da água, além de que as leguminosas possuem folhas bipinadas e com folíolos pequenos, o que auxilia na regulação da temperatura foliar e na conservação da água, favorecendo a sua abundância em ambientes de clima quente com restrição de umidade, características comuns de áreas de florestas secas (GEI et al., 2018).

Tabela 6: Número de indivíduos e de fustes de espécies arbustivo-arbóreas, área basal, estoque de biomassa e carbono de árvores vivas inventariadas nos anos de 2008, 2013 e 2018 em um fragmento de Caatinga menos conservado (AMC), Floresta, PE

Espécie	2008					2013					2018				
	N	F	G	Bio	C	N	F	G	Bio	C	N	F	G	Bio	C
<i>A. colubrina</i>	3,75	5,00	0,0286	0,0268	0,0124	3,13	3,75	0,0112	0,0338	0,0157	3,13	3,75	0,0173	0,0486	0,0225
<i>A. pyrifolium</i>	6,88	24,38	0,0236	0,0588	0,0273	8,75	27,50	0,0213	0,0830	0,0385	8,75	31,88	0,0349	0,0989	0,0459
<i>B. cheilantha</i>	1,88	1,88	0,0010	0,0000	0,0000	3,75	3,75	0,0034	0,0006	0,0003	0,63	0,63	0,0004	0,0008	0,0004
<i>C. bahianus</i>	1,25	2,50	0,0014	0,0036	0,0017	1,88	3,13	0,0027	0,0069	0,0032	1,88	5,63	0,0062	0,0092	0,0042
<i>C. blanchetianus</i>	28,13	43,75	0,0338	0,0148	0,0068	47,50	81,88	0,0660	0,0328	0,0151	20,63	30,00	0,0208	0,0409	0,0189
<i>C. heliotropiifolius</i>	5,63	8,75	0,0126	0,0081	0,0037	7,50	11,88	0,0194	0,0125	0,0057	5,00	7,50	0,0056	0,0146	0,0067
<i>C. leptophloeos</i>	1,88	3,13	0,1719	0,0749	0,0345	2,50	4,38	0,1882	0,0887	0,0409	1,88	3,13	0,0682	0,1005	0,0463
<i>C. leucocephala</i>	1,88	3,75	0,0051	0,0007	0,0003	1,88	3,75	0,0066	0,0009	0,0004	0,63	0,63	0,0004	0,0010	0,0005
<i>C. quercifolius</i>	23,75	65,63	0,2111	0,1851	0,0859	25,00	63,13	0,2169	0,2351	0,1091	16,25	43,13	0,2177	0,2999	0,1392
<i>J. mollissima</i>	48,13	72,50	0,1159	0,0237	0,0109	41,25	58,75	0,0769	0,0438	0,0202	45,63	71,88	0,0896	0,0660	0,0304
<i>L. microphylla</i>	1,88	5,00	0,0023	0,0058	0,0027	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,0000
<i>M. glaziovii</i>	3,75	3,75	0,0272	0,0008	0,0004	3,13	3,13	0,0097	0,0016	0,0007	1,25	1,88	0,0042	0,0056	0,0026
<i>M. ophthalmocentra</i>	56,88	246,88	0,6659	0,6428	0,2982	62,50	299,38	0,5727	0,9692	0,4497	31,25	149,38	0,3161	1,1707	0,5432
<i>M. tenuiflora</i>	5,63	41,25	0,1119	0,0079	0,0037	2,50	30,63	0,0523	0,0126	0,0058	0,63	4,38	0,0065	0,0182	0,0084
<i>M. urundeuva</i>	16,25	30,00	0,1188	0,2121	0,0978	19,38	33,75	0,1524	0,2618	0,1207	17,50	28,13	0,1773	0,3667	0,1690
<i>C. bracteosum</i>	341,88	1018,75	2,5818	7,1235	3,1984	378,75	1168,75	3,1578	9,0428	4,0602	350,00	1106,25	2,7949	10,1548	4,5595
<i>P. moniliformis</i>	60,00	117,50	0,1312	0,2542	0,1172	78,75	153,13	0,2333	0,4498	0,2074	57,50	112,50	0,2543	0,5865	0,2704
<i>P. stipulacea</i>	3,75	8,13	0,0040	0,0022	0,0010	1,25	1,25	0,0013	0,0031	0,0014	1,25	1,25	0,0017	0,0043	0,0020
<i>S. brasiliensis</i>	4,38	8,75	0,0810	0,0906	0,0418	4,38	7,50	0,0610	0,1100	0,0507	4,38	6,88	0,0754	0,1424	0,0656
<i>S. macranthera</i>	3,13	6,88	0,0051	0,0039	0,0018	4,38	6,88	0,0070	0,0052	0,0024	3,13	4,38	0,0048	0,0078	0,0036
<i>S. obtusifolium</i>	0,63	4,38	0,0413	0,0031	0,0014	0,63	1,88	0,0016	0,0041	0,0019	0,63	2,50	0,0023	0,0049	0,0023
<i>T. glaucocarpa</i>	31,88	40,63	0,0397	0,0128	0,0059	42,50	52,50	0,0627	0,0307	0,0141	16,88	20,00	0,0183	0,0394	0,0182
Total	653,00	1.763,00	4,4152	8,7502	3,9511	741,00	2.021,00	4,9243	11,4287	5,1641	588,75	1.636,00	4,1169	13,1816	5,9597

Em que: N = número de indivíduos por hectare (ind ha⁻¹); F = número de fustes por hectare (fustes ha⁻¹); G = área basal por hectare (m² ha⁻¹); Bio = biomassa estimada por hectare (Mg ha⁻¹); C = carbono na biomassa aérea estimado por hectare (Mg ha⁻¹).

A redução do número de indivíduos e fustes no decorrer dos levantamentos foi notória e maior na AP, porém presente também na AMC, dentro dos dez anos de avaliação, indicando o efeito da longa estiagem, que, segundo Marengo et al. (2018), atinge a região Nordeste desde 2010, tendo sido mais severa entre 2012 e 2015, refletindo maior decréscimo no segundo período de análise (2013-2018). Em condições de baixa disponibilidade de água no solo, vários processos metabólicos das plantas podem ser influenciados, como o fechamento estomático, redução da fotossíntese e alterações nas taxas de transpiração e evapotranspiração ocasionando a queda da taxa de crescimento (CHAZDON, 2014; TAIZ et al., 2017; SAIKI et al., 2017), e a morte de indivíduos e/ou fustes por dessecação (MELO et al., 2019). Além disso, estudos recentes apontam que a respiração inibida, relacionada ao dano celular induzido pela desidratação e a condutância hidráulica do solo para as folhas, ocorrem antes da falta de carbono e falha hidráulica nos galhos de plantas lenhosas tolerantes à seca (SAIKI et al., 2017).

Uma observação relevante é que, no primeiro intervalo de avaliação, o número de indivíduos e fustes reduziu na AC, no entanto sua área basal (G) aumentou em 3,82 %, (Tabela 5) indicando a tendência dos autodesbastes das espécies da caatinga para favorecimento do crescimento dos fustes mais promissores. No período consecutivo, os efeitos da estiagem prolongada fizeram com que essa redução fosse superior a 30 %. Albuquerque et al. (2012) e Ferreira et al. (2016) atribuíram as baixas concentrações de chuvas e disponibilidade de água no solo como um dos fatores determinantes da redução populacional na Caatinga.

Em contrapartida, quando analisamos a AMC, no primeiro intervalo de avaliação, o aumento da área basal (11,31 %) foi acompanhado pelo aumento no número de indivíduos e fustes (Tabela 6), o que indica a fase mais intensa de regeneração natural, com a tendência de emissão de muitos fustes em um mesmo indivíduo para maior recobrimento da área, além da maior germinação de espécies que colonizam ambientes perturbados. No período consecutivo, no entanto, os efeitos da estiagem prolongada também foram observados, e geraram uma redução de fustes e indivíduos próxima a 20 %, e um déficit de área basal de 16,4 %. Albuquerque et al. (2012) e Ferreira et al. (2016) atribuíram as baixas concentrações de chuvas e disponibilidade de água no solo como um dos fatores determinantes da redução populacional na Caatinga; enquanto que a variação de valores de área basal, segundo Silva et al. (2020) é bastante comum nesse tipo de vegetação, uma vez que esses valores dependem

de vários fatores além da precipitação, como o grau de antropização da área e o tipo de solo, dentre outros.

Os resultados do inventário florestal indicam que a área basal absoluta (m^2/ha) atingiu um máximo de 8,66 e $4,92 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, o que revela um baixo grau de cobertura florestal, característico do estágio inicial de sucessão secundária (DARIO, 2017; SANTOS et al., 2016; AMORIM et al., 2005). Em área de Caatinga em estágios sucessionais mais avançados, Pereira Júnior et al. (2012) obtiveram $28,77 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e Rodal et al. (2008) $34,29 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Espera-se que os estoques de biomassa e carbono aumentem ao longo do tempo, fato ligado à idade da floresta, onde florestas maduras, independentemente da tipologia, têm maior capacidade de armazenamento de carbono do que florestas em desenvolvimento (STEPHENSON et al., 2014; JOSHI; DHYANI, 2018); mas neste trabalho, essa premissa foi observada apenas na AMC, com aumento nos estoques de biomassa e carbono entre os anos avaliados. Este aumento pode ser explicado pela idade da área e pelo processo de intervenção antrópica mais recente que favorece o processo de sucessão florestal mais intenso (CHAZDON, 2014), em que florestas em estágios iniciais de sucessão tem taxa de incremento de carbono acima do solo mais altas do que áreas de maior idade e que o acúmulo de biomassa acima do solo a longo prazo leva à recuperação e retenção de carbono e nutrientes no solo e em todo o ecossistema florestal.

Nas duas áreas, independentemente do tempo de regeneração, e do ano de avaliação, foi possível observar uma grande concentração de indivíduos pertencentes a poucas espécies, sendo elas: *C. bracteosum*, *M. ophthalmocentra*, *P. moniliformis*, *A. colubrina*, *C. blanchetianus* e *J. mollissima*, responsáveis juntas por mais de 50 % desse total. Destaca-se ainda que a comunidade é marcada pela alta abundância de apenas uma espécie (*C. bracteosum*), enquanto a maior parte das demais populações tem valores das variáveis em estudo bem menores. Este comportamento, segundo Pennington et al. (2009), é característico de florestas tropicais secas devido a limitação gerada pela dispersão - distribuição das espécies; e ao haver pouca imigração de propágulos, a deriva ecológica pode levar espécies endêmicas a se tornarem localmente comuns.

Este padrão de sobreposição de algumas espécies sobre as demais, é típico de florestas em processo de regeneração, como observado por Pereira-Júnior et al. (2016), e são estas as espécies com maior número de indivíduos na maioria dos trabalhos realizados em áreas de Caatinga (BARBOSA et al., 2012; CARVALHO et al., 2012; GUEDES et al., 2012;

PEREIRA-JÚNIOR et al., 2012; MARANGON et al., 2013; HOLANDA et al., 2015; SOUZA et al., 2015; FARIAS et al., 2016; SILVA et al., 2016).

Ao avaliar a diferença estatística na dinâmica do estoque de biomassa e carbono, com o teste de esfericidade de Mauchly, observou-se que a condição de esfericidade foi violada ($p < 0,05$) (Tabela 7), comprovando que as observações devem ser estudadas por meio da análise multivariada de medidas repetidas (Tabela 8).

Tabela 7: Teste de esfericidade de Mauchly para o estoque de biomassa e carbono ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de três espécies inventariados nos anos de 2008, 2013 e 2018 em dois fragmentos de Caatinga no município de Floresta, PE, Brasil.

Variável	GL	Critério de Mauchly	χ^2	Pr > χ^2
Biomassa				
Variáveis transformadas	2	0,3363	253,8821	<0,0001**
Componentes ortogonais	2	0,5312	147,4026	<0,0001**
Carbono				
Variáveis transformadas	2	0,2942	285,0897	<0,0001**
Componentes ortogonais	2	0,4811	170,4759	<0,0001**

Onde: χ^2 = teste de Qui-quadrado.

**Significativo a 1% probabilidade do erro.

Tabela 8: Análise de variância para o efeito da área, espécie e tempo e as interações Área x tempo, Área x espécie, Espécie x tempo e Tempo x área x espécie para as variáveis estoque de biomassa e carbono.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Pr > F
Biomassa					
Área	1	6.021	6.021,0	240,34	<0,0001**
Espécie	2	19.258	9.629,0	384,33	<0,0001**
Tempo	2	26	13,0	0,521	0,5941
Área x espécie	2	1.897	948,5	37,85	<0,0001**
Área x tempo	2	375	187,5	7,49	0,0006**
Espécie x tempo	4	392	98,0	3,92	0,0037**
Tempo x área x espécie	4	95	23,75	0,95	0,4345
Resíduo	702	17.588	25,05		
TOTAL	719	45.652			
Carbono					
Área	1	1.225	1.225,1	236,74	<0,0001**
Espécie	2	3.962	1.981,1	382,84	<0,0001**
Tempo	2	5	2,7	0,53	0,5919
Área x espécie	2	395	197,3	38,13	<0,0001**
Área x tempo	2	89	44,3	8,55	<0,0001**
Espécie x tempo	4	84	20,9	4,05	<0,0001**
Tempo x área x espécie	4	24	6,1	1,18	0,3194
Resíduo	702	3.632	5,2		
TOTAL	719	9.416			

**Significativo a 1% probabilidade do erro.

De acordo com a análise de variância (Tabela 8) foram constatadas diferenças significativas ($p < 0,01$) entre as médias do estoque de biomassa e carbono ao longo do tempo entre as áreas, entre as espécies, e entre as espécies dentro das áreas, indicando que existe dependência entre os estoques ao longo do tempo; ou seja, rejeita-se a hipótese de nulidade entre as médias ao longo do tempo.

As hipóteses de nulidade para o efeito tempo e para as interações ($p < 0,01$) devem ser rejeitadas (Tabela 9), indicando que a avaliação do estoque de biomassa e carbono das espécies ao longo do tempo deve ser realizada de forma isolada para cada período. Nos dois casos os testes indicaram a rejeição da hipótese de nulidade; adotou-se como sendo consistente as demais hipóteses.

Tabela 9: Teste de hipótese do efeito do tempo para as variáveis estoque de biomassa e carbono das três espécies das duas áreas de estudo (AC e AMC) para os três anos de avaliação (2008, 2013, 2018).

Testes estatísticos	Valor	F	Pr > F
Biomassa			
Lambda de Wilk	0,8195	12,19	< 0,0001**
Traço de Pillai	0,1824	11,74	< 0,0001**
Traço de Lawley-Hotelling	0,21794	12,67	< 0,0001**
Maior Raiz de Roy	0,2064	24,15	< 0,0001**
Carbono			
Lambda de Wilk	0,8143	12,60	<0,0001**
Traço de Pillai	0,1873	12,09	<0,0001**
Traço de Lawley-Hotelling	0,2260	13,15	<0,0001**
Maior Raiz de Roy	0,2168	25,37	<0,0001**

**Significativo a 1% probabilidade do erro.

As comparações das médias entre os estoques de biomassa e carbono ao longo do tempo entre as áreas e entre as espécies dentro das áreas (Tabela 10) indicaram que a espécie *C. bracteosum* apresentou valores, estatisticamente, superiores às demais espécies em todos os anos avaliados, tanto dentro da área quanto entre as áreas. Para as áreas, foi possível identificar que a AC apresentou valor, estatisticamente superior a AMC, em todos os anos avaliados, mas não houve diferença significativa das médias dentro de cada área ao longo do tempo (Tabela 11).

Tabela 10: Testes de comparação de média do estoque de biomassa e carbono (Mg ha^{-1}) das espécies estudadas, em três anos de avaliação para as áreas AC e AMC.

Interação Área x Espécie				
Espécie	Biomassa		Carbono	
	AC	AMC	AC	AMC
<i>C. bracteosum</i>	18,83aA	8,77aB	8,45aA	3,94aB
<i>M. ophthalmocentra</i>	3,24cA	0,92bB	1,50cA	0,43bB
Demais espécies	6,39bA	1,42bB	2,93bA	0,66bB

Interação Área x Tempo				
Espécie	Biomassa		Carbono	
	AC	AMC	AC	AMC
2008	10,31aA	4,29aB	4,69aA	1,32aB
2013	9,83aA	3,81aB	4,43aA	1,72aB
2018	8,33aA	2,91aB	3,77aA	1,99aB

*Médias seguidas de mesma letra minúscula, variável e interação, na coluna indicam valores semelhantes entre si pelo Teste Tukey ($p \geq 0,05$). Médias seguidas de mesma letra maiúscula, variável e interação, na linha indicam valores semelhantes entre si pelo Teste F ($p \geq 0,05$).

Tabela 11: Teste de comparação de média do estoque de biomassa e carbono (Mg ha^{-1}) entre as espécies ao longo dos três anos de avaliação, para as duas áreas de estudo (AC e AMC).

Interação Espécie x Tempo						
Tempo	Biomassa			Carbono		
	<i>C. bracteosum</i>	<i>M. ophthalmocentra</i>	Demais espécies	<i>C. bracteosum</i>	<i>M. ophthalmocentra</i>	Demais espécies
2008	12,59aA	3,29aB	3,94aB	5,66aA	1,53aB	1,82aB
2013	14,28aA	1,88bC	4,28aB	6,41aA	0,87bC	1,94aB
2018	14,52aA	1,06bC	3,49aB	6,52aA	0,49bC	1,61aB

*Médias seguidas de mesma letra minúscula e mesma variável na coluna indicam valores semelhantes entre si pelo Teste Tukey ($p \geq 0,05$). *Médias seguidas de mesma letra maiúscula e mesma variável na linha indicam valores semelhantes entre si pelo Teste Tukey ($p \geq 0,05$).

A espécie *C. bracteosum* possui mecanismos fisiológicos e morfológicos, conforme demonstrado por Ferreira *et al.* (2015), que possibilitam um crescimento mais lento, demonstrando que essa espécie tem menos dependência de novos recursos ambientais, o que a torna menos vulnerável a flutuações na disponibilidade de recursos. Além disso, espécies de leguminosas apresentam vantagens ecológicas que podem explicar o sucesso da permanência na área, sendo possível inferir que elas detêm uma capacidade de utilização do nitrogênio disponível e conseguem manter a estabilidade térmica e hídrica devido às suas características foliares, o que contribui para sua adaptação às condições locais, resultando nos altos parâmetros fitossociológicos em relação às demais espécies (TAIZ *et al.*, 2017).

Portanto, além da espécie *C. bracteosum*, a *M. ophthalmocentra* e as demais leguminosas levantadas nesse estudo podem ser usadas com a finalidade de fixar nitrogênio em regiões semiáridas, o que foi comprovado por Muir *et al.* (2019), inclusive, podem ser

alvo de técnicas de manejo que contribuam para a recuperação do nitrogênio do solo, por exemplo, após as ações de exploração madeireira.

Esses resultados indicam que o estado de conservação da área tem influência positiva no estoque de biomassa e carbono e que embora tenha ocorrido uma redução gradual, com o passar do tempo, os estoques permaneceram maiores na AC. Esse resultado era esperado; ocorrendo um acúmulo de biomassa em áreas com árvores mais velhas enquanto em áreas novas, ocorreu maiores taxas de incremento de biomassa (quantidade em função do tempo).

A redução dos estoques de biomassa e carbono na AC (Tabela 11) pode ser explicada pela alta mortalidade de indivíduos e fustes no período (Tabela 5), que está relacionada, principalmente aos baixos níveis pluviométricos ocorridos nos últimos anos (Figura 3) e fator também presente em estudos sobre a resiliência de florestas tropicais secas pesquisadas por Álvarez-Yépez et al. (2018) e Marengo et al. (2018). Ao estudar os efeitos da variação interanual da precipitação na dinâmica das comunidades regenerativas usando uma cronosequência sucessional, Martínez-Ramos et al. (2018) verificaram que, nos anos mais secos (secas severas), havia uma limitação na regeneração, induzindo a altas taxas de mortalidade e perda de espécies.

A limitação no restabelecimento da vegetação devido à redução da disponibilidade de água foi observada em outros estudos que mostraram os processos biológicos afetados por esse fator limitante; a regeneração natural de espécies lenhosas (JIMENEZ-RODRÍGUEZ et al., 2018), produtividade primária (BHASKAR et al., 2018; PARKER et al., 2018), bem como as repercussões nos processos de dinâmica florestal (MASON-ROMO et al. 2018, RENTON et al., 2018). As espécies que podem se estabelecer também possuem a tendência de morte/eliminação das árvores para minimizar a demanda de energia e consumo de água nos períodos prolongados de seca (PEREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013, FONTES et al., 2018), fator este presente em estudos sobre a resiliência das florestas tropicais secas (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al., 2018).

Os resultados confirmam o padrão dinâmico da comunidade estudada e podem estar relacionados principalmente à intensa exploração ocorrida no período anterior ao estudo, bem como ao pastoreio de caprinos e bovinos que permanecem na área. Esses animais, segundo Rogério et al. (2016), dão preferência às folhas das árvores e arbustos como alimento, acabando por influenciar negativamente o crescimento das espécies, empobrecem e reduzem o tamanho das plantas. O pastoreio tem um impacto negativo nos estoques de carbono nos ecossistemas florestais da Caatinga (SCHULZ et al., 2016), e que são fundamentais para a

resiliência do ecossistema e a fertilidade do solo nesses locais. Outro fator importante são as intensas secas que atuaram na região nos últimos anos e que afetam o desenvolvimento comunitário (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al., 2018), segundo Lopes e Schiavini (2007), as menores taxas de mortalidade são características de florestas mais estáveis, sem grandes perturbações e com populações numericamente constantes em um equilíbrio dinâmico, o que não é uma característica da área em questão.

A biomassa total encontrada está dentro do intervalo relatado por Sampaio (2010), 20 a 80 Mg ha⁻¹, ao descrever as características e potencialidades da Caatinga, em área com tamanho limitado e antropizadas. Valores nessa faixa foram também relatados por Menezes et al. (2012), com estoques médios de biomassa acima do solo entre 30 a 50 Mg ha⁻¹.

Os valores obtidos neste estudo estão dentro do que se observada em outros trabalhos na mesma área, a exemplo de Alves et al. (2017) e Dalla Lana et al. (2018). Como observado por Bhaskar et al. (2018) e Álvarez-Yépiz et al. (2018), o histórico de uso da área certamente influencia a capacidade de resiliência de cada local afetando seu padrão sucessional e o estabelecimento de estoques de biomassa e carbono mais tarde. Por este motivo, existem estudos que apontam estoques bastante superiores.

Ao caracterizar a vegetação de uma área de Caatinga bem conservada destinada a um plano de manejo florestal sustentável visando sua utilização como lenha na geração de energia, localizada no sul do estado do Piauí, Brand et al. (2015) encontraram 164 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo e Costa et al. (2014), ao estudar uma cronosequência para verificar se duas formações da Caatinga (abertas e densas) apresentavam altos estoques de carbono, encontraram valores próximos a 60 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo para as áreas maduras da Caatinga sem histórico recente de distúrbios. Essa grande variação de estoque de biomassa e carbono encontrados em estudos na Caatinga foi discutida por Sampaio e Freitas (2008), que descrevem valores observações entre 2 e 160 Mg ha⁻¹, comprovando a alta heterogeneidade de ambientes e diferentes estágios de sucessão desta floresta seca.

A diferença no estoque de carbono em cada ano para AC (Tabela 5) foi de 14,07 Mg ha⁻¹ (2008) para 13,30 Mg ha⁻¹ (2013) e 11,30 Mg ha⁻¹ (2018) e para a AMC (Tabela 6) foi de 10,57 Mg ha⁻¹ (2008) para 12,15 Mg ha⁻¹ (2013) e 12,94 Mg ha⁻¹ (2018), tem relação direta com os valores de biomassa, que também foram inferiores aos valores encontrados na literatura. Ao estudar a densidade e o acúmulo de carbono em árvores de floresta tropical seca na Índia, Chaturvedi et al. (2011) encontraram 87 Mg ha⁻¹, valor muito superior ao encontrado neste trabalho. Ao quantificar o estoque de carbono no componente arbustivo-

arbóreo de um fragmento de floresta tropical seca com 30 anos de regeneração, no estado do Ceará, Pereira-Júnior et al. (2016) determinou um estoque de carbono de 19,27 Mg ha⁻¹.

Observou-se que para a AMC houve um ligeiro aumento nos estoques de Biomassa e Carbono ao longo dos anos, indicando que essa área conseguiu se manter mais resiliente frente aos problemas ambientais e climáticos enfrentados na região, sugerindo que as áreas mais maduras, como a AC, com maior número de indivíduos podem sofrer mais com as variações climáticas, havendo maior perda de indivíduos de menores tamanhos, por esses serem menos resistentes aos problemas decorrentes da estiagem. Além disso, áreas que estão passando pelo processo de sucessão florestal, tem crescimento mais intenso devido a maior atividade celular, gerando assim de acúmulos maiores de carbono ao longo do tempo devido ao incremento de biomassa (Chazdon, 2014; Becknell et al. 2012).

As espécies *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra* foram mais representativas nos estoques de biomassa e carbono independente do histórico de uso da área. Em diferentes estudos sobre áreas de Caatinga no nordeste brasileiro, Alves et al. (2017), Souza et al. (2012), Ferraz et al. (2014) e Lima et al. (2018) também encontraram essas espécies dominantes em suas pesquisas. Quanto à *C. bracteosum*, esta é uma espécie típica da Caatinga e boa colonizadora de áreas degradadas devido a sua alta capacidade de brotação mesmo em situações adversas (Queiroz, 2009). É comum observar uma maior densidade de *C. bracteosum* (Galindo et al., 2008), e segundo Sampaio et al. (1996) é a espécie que aparece com mais frequência no topo das listas de estudo da Caatinga e também é uma das espécies de maior importância econômica para a região.

4.1.2 Variação do estoque de carbono acima do solo

As mudanças nos estoques de carbono da vegetação que ocorreram ao longo dos anos mostram que houve decréscimo nos três períodos avaliados na AC, enquanto na AMC essa variação foi positiva (Tabela 12).

Tabela 12: Mudança no estoque de carbono da vegetação viva (kg) para as duas áreas de estudo (AC e AMC) ao longo dos três períodos de avaliação.

Parcela	AC			AMC		
	2008-2013	2013-2018	2008-2018	2008-2013	2013-2018	2008-2018
1	10,6616	-14,5998	-1,9691	23,8823	8,3081	16,0952
2	10,4339	-35,8080	-12,6871	16,1590	5,9054	11,0322
3	5,6765	-20,4156	-7,3695	10,7319	3,8790	7,3055

Continua...

Tabela 12: Continuação.

Parcela	AC			AMC		
	2008-2013	2013-2018	2008-2018	2008-2013	2013-2018	2008-2018
4	-6,7521	-14,2948	-10,5235	7,5744	5,3525	6,4634
5	-24,1664	-33,0567	-28,6116	10,9389	10,2853	10,6121
6	-27,7748	-36,6581	-32,2165	11,6725	7,8510	9,7618
7	-40,5473	-31,0199	-35,7836	4,6256	5,5286	5,0771
8	-25,3367	-31,7026	-28,5197	14,9478	10,2788	12,6133
9	-0,3037	-42,3981	-21,3509	9,5370	8,4472	8,9921
10	4,2989	-28,0060	-11,8535	13,1031	9,7937	11,4484
11	9,0398	-56,8991	-23,9297	12,1103	10,0565	11,0834
12	6,7186	-48,2941	-20,7878	5,2321	6,3635	5,7978
13	-9,4720	-56,3059	-32,8890	3,4768	2,3520	2,9144
14	-5,3467	-68,6948	-37,0207	2,5033	6,6185	4,5609
15	10,9161	-35,6190	-12,3514	0,2650	1,0569	0,6609
16	11,8730	-38,1039	-13,1155	17,6575	7,0509	12,3542
17	-13,9457	-16,1110	-15,0283	27,7690	13,6877	20,7283
18	4,8252	-48,2578	-21,7163	12,0349	6,6463	9,3406
19	6,3099	-61,5589	-27,6245	5,8873	6,0938	5,9905
20	5,1497	-38,5966	-16,7234	8,8078	5,7427	7,2753
21	-2,1492	-22,8088	-12,4790	8,9231	6,5876	7,7554
22	-22,5531	-27,4107	-24,9819	1,0778	1,2406	1,1592
23	8,2134	-17,8291	-4,8079	11,1846	10,9757	11,0802
24	-13,1183	-5,9772	-9,5477	3,0969	3,0936	3,0952
25	-20,8201	-39,5575	-30,1888	8,1017	2,4991	5,3004
26	4,8545	-42,8463	-18,9959	13,3575	8,1628	10,7602
27	-6,0928	-39,0428	-22,5678	0,1471	0,2362	0,1916
28	-2,4075	-41,6343	-22,0209	1,9886	2,6572	2,3229
29	7,1882	-37,0611	-14,9365	5,0854	5,5074	5,2964
30	-2,8404	-9,8146	-6,3275	10,4465	6,0488	8,2476
31	-7,1485	-35,3702	-21,2594	9,8517	11,0484	10,4500
32	-45,0754	-35,3379	-40,2067	5,4373	8,3819	6,9096
33	5,6754	-3,6953	0,9901	1,4936	1,8894	1,6915
34	1,4116	-38,1004	-18,3444	0,8503	1,1364	0,9934
35	-10,3768	-7,8299	-9,1034	3,1180	4,0757	3,5969
36	-0,5357	-3,8709	-2,2033	2,3035	3,7832	3,0434
37	7,9153	-13,0759	-2,5803	26,7719	17,3257	22,0488
38	10,4307	-13,0594	-1,3144	36,4108	10,3415	23,3761
39	16,5865	-45,0586	-14,2360	16,6047	3,5475	10,0761
40	4,4061	-30,5052	-13,0496	2,9881	4,7606	3,8743
Total	-134,1784	-1266,2869	-700,2327	388,1555	254,5978	321,3767

Mesmo com um estoque menor de carbono na biomassa aérea, a AMC, durante os três intervalos avaliados conseguiu manter a variação positiva. Na AC houve nítida redução nos estoques de carbono entre os anos, ocasionando assim variações sempre negativas.

Esses resultados apontam que, os efeitos negativos da estiagem na região afetaram as variações dos estoques na área conservada, mostrando que esta não conseguiu se regenerar de maneira significativa e que pudesse compensar a perda de biomassa ocasionada pela forte estiagem. É importante salientar que florestas maduras tendem a incrementar menos em biomassa e carbono aéreo, devido sua redução na atividade metabólica; porém não chega a ocasionar variações negativas (CHAZDON, 2014).

O Teste de Mann-Whitney (Tabelas 13) mostrou diferença significativa na variação dos estoques de carbono entre as duas áreas para os três períodos avaliados, e assim procedeu-se o teste de Friedman (Tabela 14).

Tabela 13: Teste de Mann-Whitney para o estoque de carbono da vegetação (kg.parcela⁻¹) entre as duas áreas de estudo (AC e AMC) ao longo dos três anos de avaliação.

	AMC	AC	U	p-valor
Média	7,93	-17,58		
Mediana	6,65	-14,94	13.792	<0,01**
Desvio Padrão	±6,17	±18,00		

**Significativo a 1% probabilidade do erro.

Tabela 14: Teste de Friedman para o estoque de carbono da vegetação (kg) entre os três anos de avaliação para cada uma das duas áreas de estudo (AC e AMC).

Qui-quadrado de Friedman	Estatística	p-valor
AMC	3,200	0,202
AC	51,200	< 0,01**

**Significativo a 1% probabilidade do erro.

De acordo com as informações dispostas na Tabela 14 de valores críticos de Friedman, foi possível observar um p-valor < 0,001 somente para a AC, indicando diferença significativa entre os estoques de carbono nos intervalos de avaliação no nível de 5% de probabilidade de erro; devendo existir pelo menos um contraste significativo. Essas diferenças foram identificadas por meio do teste de Wilcoxon (Tabela 15).

Tabela 15: Resultado do teste T Pareado de Wilcoxon para a comparação da variação do estoque de carbono entre os três intervalos de avaliação para a AC.

Intervalos de avaliação	AC		AMC	
	Média	Mediana	Média	Mediana
2008-2013	-3,35	0,55a	9,70	8,87a
2013-2018	-31,66	-35,35c	6,36	6,07a
2008-2018	-17,51	-15,88b	8,03	7,29a

Medianas seguidas pela mesma letra minúscula nas linhas, são estatisticamente semelhantes ao nível de 5% de significância.

Esses resultados indicam que, embora a estiagem venha afetando diretamente o desenvolvimento da vegetação nas duas áreas de estudo, o estado de conservação das mesmas tem influência direta na distribuição e variação dos estoques carbono. Na AMC, devido ao processo de sucessional resultante do histórico de uso mais recente, há uma maior quantidade de recursos disponíveis em função da regeneração mais abundante. Entende-se que a AC

esteja em um estado de constância, já que há um maior espaço de tempo decorrido desde a última exploração, sendo mais influenciada pela ação da seca, reduzindo sua atividade de exploração de recursos, o que gerou uma diferença maior entre as variações no estoque de carbono.

Em uma mesma região e formação florestal, as mudanças sucessionais da vegetação podem seguir diferentes trajetórias, que são causadas por variações nas condições iniciais de sucessão; e que embora as florestas degradadas e em regeneração compartilham características estruturais, elas apresentam trajetórias temporais singulares: florestas em regeneração recuperam sua estrutura e composição, enquanto a degradação florestal gera perdas. Se os distúrbios cessarem, a primeira pode recuperar os atributos perdidos, mas seguir uma dinâmica de regeneração diferente daquela observada em áreas desmatadas (CHAZDON, 2014).

Como também pontuado por Martínez-Ramos e Garcia-Orth (2007), a intensidade, a extensão, a severidade e a duração do uso do solo têm influência direta na composição do banco de sementes, na chegada de propágulos, na disponibilidade de nutrientes no solo, na vegetação remanescente e na condição para o estabelecimento de plântulas. Todos esses fatores implicam no estabelecimento da biomassa florestal e nos seus estoques de carbono acima do solo, e que, segundo Souza et al. (2019), após essa interferência na paisagem natural, é necessário tempos de pousios longos e maior proteção de remanescentes ricos em diversidade de espécies; o que não foi constatado na AC.

4.1.3 Dinâmica do estoque de carbono na Área Menos Conservada (AMC)

No período de 2008 a 2013, houve um decréscimo do estoque de carbono da comunidade arbustivo-arbórea (Tabela 16) para o crescimento líquido excluindo o ingresso ($-0,2928 \text{ Mg ha}^{-1}$) e positivo para o crescimento líquido incluindo o ingresso ($0,8197 \text{ Mg ha}^{-1}$). O valor negativo é justificado pela alta mortalidade de indivíduos e de fustes, que totalizou uma perda de carbono na ordem de $1,0093 \text{ Mg ha}^{-1}$. Nota-se que, embora não tenha havido ganhos elevados de carbono, o ingresso de indivíduos e de fustes ($1,1125 \text{ Mg ha}^{-1}$) foi maior do que a mortalidade no total e para a maioria das espécies, resultando no valor positivo do crescimento líquido incluindo ingresso (Cli).

Tabela 16: Crescimento em carbono (Mg ha⁻¹) das espécies lenhosas levantadas na área de Caatinga menos conservada (AMC), dentro do período de avaliação (2008, 2013 e 2018) no município de Floresta- PE.

Espécie	X2	IF	II	X1	MF	MI	Cbi	Cb	Cli	CI
	Mg ha ⁻¹									
2008-2013										
<i>A. colubrina</i>	0,0157	0,0000	0,0000	0,0124	0,0000	0,0166	0,0199	0,0199	0,0033	0,0033
<i>A. pyrifolium</i>	0,0325	0,0009	0,0051	0,0273	0,0045	0,0000	0,0097	0,0037	0,0052	-0,0008
<i>B. cheilanta</i>	0,0015	0,0000	0,0014	0,0005	0,0000	0,0000	0,0010	-0,0004	0,0010	-0,0004
<i>C. bahianus</i>	0,0027	0,0000	0,0005	0,0017	0,0000	0,0000	0,0010	0,0005	0,0010	0,0005
<i>C. bracteosum</i>	4,6325	0,2953	0,3957	4,1998	0,0763	0,2202	0,7292	0,0382	0,4327	-0,2583
<i>C. quercifolius</i>	0,1417	0,0077	0,0123	0,1187	0,0004	0,0400	0,0634	0,0434	0,0230	0,0030
<i>C. leptophloeos</i>	0,1072	0,0013	0,0004	0,0962	0,0000	0,0000	0,0110	0,0093	0,0110	0,0093
<i>C. leucocephala</i>	0,0068	0,0000	0,0000	0,0052	0,0000	0,0000	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016
<i>C. blanchetianus</i>	0,0324	0,0083	0,0331	0,0218	0,0010	0,0141	0,0257	-0,0157	0,0106	-0,0308
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0174	0,0008	0,0020	0,0133	0,0000	0,0000	0,0041	0,0013	0,0041	0,0013
<i>J. mollissima</i>	0,0742	0,0045	0,0104	0,0475	0,0023	0,0653	0,0943	0,0794	0,0267	0,0118
<i>M. glaziovii</i>	0,0085	0,0000	0,0007	0,0065	0,0000	0,0166	0,0186	0,0179	0,0020	0,0013
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,8349	0,1319	0,1046	0,6761	0,2353	0,1579	0,5520	0,3155	0,1588	-0,0777
<i>M. tenuiflora</i>	0,0636	0,0037	0,0000	0,0394	0,0000	0,0803	0,1045	0,1008	0,0242	0,0205
<i>M. urundeuva</i>	0,1436	0,0009	0,0081	0,1183	0,0000	0,0000	0,0253	0,0163	0,0253	0,0163
<i>P. stipulacea</i>	0,0014	0,0000	0,0000	0,0010	0,0000	0,0037	0,0041	0,0041	0,0004	0,0004
<i>P. moniliformis</i>	0,2024	0,0187	0,0365	0,1404	0,0003	0,0032	0,0655	0,0103	0,0620	0,0068
<i>S. brasiliensis</i>	0,0510	0,0000	0,0014	0,0431	0,0166	0,0083	0,0328	0,0314	0,0079	0,0065
<i>S. macranthera</i>	0,0072	0,0000	0,0011	0,0054	0,0007	0,0000	0,0025	0,0014	0,0018	0,0007
<i>S. obtusifolium</i>	0,0019	0,0000	0,0000	0,0014	0,0333	0,0000	0,0338	0,0338	0,0005	0,0005
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0505	0,0010	0,0244	0,0342	0,0000	0,0124	0,0287	0,0033	0,0163	-0,0091
TOTAL	6,4297	0,4750	0,6375	5,6100	0,3708	0,6385	1,8290	0,7165	0,8197	-0,2928
2013-2018										
<i>A. colubrina</i>	0,0225	0,0000	0,0000	0,0157	0,0000	0,0000	0,0068	0,0068	0,0068	0,0068
<i>A. pyrifolium</i>	0,0459	0,0067	0,0000	0,0325	0,0000	0,0000	0,0134	0,0067	0,0134	0,0067
<i>B. cheilanta</i>	0,0004	0,0000	0,0000	0,0015	0,0000	0,0026	0,0015	0,0015	-0,0011	-0,0011
<i>C. bahianus</i>	0,0042	0,0031	0,0000	0,0027	0,0000	0,0000	0,0015	-0,0016	0,0015	-0,0016
<i>C. bracteosum</i>	4,5621	0,1352	0,1053	4,6325	0,9281	0,3352	1,1929	0,9524	-0,0704	-0,3109
<i>C. quercifolius</i>	0,1392	0,0035	0,0036	0,1417	0,0154	0,0371	0,0500	0,0429	-0,0025	-0,0096
<i>C. leptophloeos</i>	0,0463	0,0000	0,0000	0,1072	0,0676	0,0004	0,0071	0,0071	-0,0609	-0,0609
<i>C. leucocephala</i>	0,0005	0,0000	0,0000	0,0068	0,0000	0,0064	0,0001	0,0001	-0,0063	-0,0063
<i>C. blanchetianus</i>	0,0189	0,0009	0,0040	0,0324	0,0120	0,0467	0,0452	0,0403	-0,0135	-0,0184
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0067	0,0000	0,0005	0,0174	0,0043	0,0103	0,0039	0,0034	-0,0107	-0,0112
<i>J. mollissima</i>	0,0304	0,0005	0,0550	0,0742	0,0004	0,0686	0,0252	-0,0303	-0,0438	-0,0993
<i>M. glaziovii</i>	0,0026	0,0000	0,0013	0,0085	0,0000	0,0085	0,0026	0,0013	-0,0059	-0,0072
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,5432	0,0202	0,0056	0,8349	0,1779	0,4438	0,3300	0,3042	-0,2917	-0,3175
<i>M. tenuiflora</i>	0,0084	0,0000	0,0000	0,0636	0,0073	0,0541	0,0062	0,0062	-0,0552	-0,0552

Continua...

Tabela 16: Continuação.

Espécie	X2	IF	II	X1	MF	MI	Cbi	Cb	Cli	CI
	Mg ha ⁻¹									
2008-2013										
<i>M. urundeuva</i>	0,1690	0,0022	0,0004	0,1436	0,0019	0,0300	0,0573	0,0547	0,0254	0,0228
<i>P. stipulacea</i>	0,0020	0,0000	0,0000	0,0014	0,0000	0,0000	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006
<i>P. moniliformis</i>	0,2704	0,0005	0,0013	0,2024	0,0026	0,0477	0,1183	0,1165	0,0680	0,0662
<i>S. brasiliensis</i>	0,0656	0,0000	0,0000	0,0510	0,0017	0,0000	0,0163	0,0163	0,0146	0,0146
<i>S. macranthera</i>	0,0036	0,0004	0,0016	0,0072	0,0018	0,0041	0,0023	0,0003	-0,0036	-0,0056
<i>S. obtusifolium</i>	0,0023	0,0005	0,0000	0,0019	0,0000	0,0000	0,0004	-0,0001	0,0004	-0,0001
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0182	0,0014	0,0029	0,0505	0,0000	0,0618	0,0295	0,0252	-0,0323	-0,0366
TOTAL	5,9624	0,1751	0,1815	6,4297	1,2210	1,1573	1,9110	1,5544	-0,4673	-0,8239
2008-2018										
<i>A. colubrina</i>	0,0225	0,0000	0,0000	0,0124	0,0000	0,0166	0,0267	0,0267	0,0101	0,0101
<i>A. pyrifolium</i>	0,0459	0,0077	0,0051	0,0273	0,0045	0,0000	0,0231	0,0103	0,0186	0,0058
<i>B. cheilanta</i>	0,0004	0,0000	0,0004	0,0005	0,0000	0,0005	0,0004	0,0000	-0,0001	-0,0005
<i>C. bahianus</i>	0,0042	0,0031	0,0005	0,0017	0,0000	0,0000	0,0025	-0,0011	0,0025	-0,0011
<i>C. bracteosum</i>	4,5621	0,3849	0,4940	4,1998	0,2315	1,0618	1,6556	0,7767	0,3623	-0,5166
<i>C. quercifolius</i>	0,1392	0,0070	0,0134	0,1187	0,0103	0,0629	0,0937	0,0733	0,0205	0,0001
<i>C. leptophloeos</i>	0,0463	0,0018	0,0000	0,0962	0,0617	0,0000	0,0118	0,0100	-0,0499	-0,0517
<i>C. leucocephala</i>	0,0005	0,0000	0,0000	0,0052	0,0000	0,0048	0,0001	0,0001	-0,0047	-0,0047
<i>C. blanchetianus</i>	0,0189	0,0026	0,0100	0,0218	0,0048	0,0253	0,0272	0,0146	-0,0029	-0,0155
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0067	0,0010	0,0008	0,0133	0,0028	0,0068	0,0030	0,0012	-0,0066	-0,0084
<i>J. mollissima</i>	0,0304	0,0049	0,0581	0,0475	0,0020	0,1021	0,0870	0,0240	-0,0171	-0,0801
<i>M. glaziovii</i>	0,0026	0,0000	0,0013	0,0065	0,0000	0,0227	0,0188	0,0175	-0,0039	-0,0052
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,5432	0,0681	0,0557	0,6761	0,3343	0,4367	0,6381	0,5143	-0,1329	-0,2567
<i>M. tenuiflora</i>	0,0084	0,0009	0,0000	0,0394	0,0785	0,0375	0,0850	0,0841	-0,0310	-0,0319
<i>M. urundeuva</i>	0,1690	0,0022	0,0031	0,1183	0,0013	0,0192	0,0712	0,0659	0,0507	0,0454
<i>P. stipulacea</i>	0,0020	0,0000	0,0000	0,0010	0,0000	0,0037	0,0047	0,0047	0,0010	0,0010
<i>P. moniliformis</i>	0,2704	0,0192	0,0398	0,1404	0,0007	0,0260	0,1567	0,0977	0,1300	0,0710
<i>S. brasiliensis</i>	0,0656	0,0000	0,0019	0,0431	0,0180	0,0083	0,0488	0,0469	0,0225	0,0206
<i>S. macranthera</i>	0,0036	0,0015	0,0005	0,0054	0,0022	0,0021	0,0025	0,0005	-0,0018	-0,0038
<i>S. obtusifolium</i>	0,0023	0,0005	0,0000	0,0014	0,0333	0,0000	0,0342	0,0337	0,0009	0,0004
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0182	0,0007	0,0115	0,0342	0,0000	0,0406	0,0246	0,0124	-0,0160	-0,0282
TOTAL	5,9624	0,5061	0,6960	5,6100	0,7859	1,8778	3,0161	1,8140	0,3524	-0,8497

Em que: X2 = carbono no ano posterior; X1 = carbono no ano anterior; IF = carbono dos fustes ingressantes; II = carbono dos indivíduos ingressantes; MF = carbono dos fustes mortos em indivíduos vivos; MI = carbono dos indivíduos mortos; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos; CI = Crescimento líquido excluindo ingressos.

As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento líquido excluindo os ingressos foram a *P. stipulacea* e *C. bahianus*; enquanto que as espécies *C. bracteosum* e a *M. ophthalmocentra* foram as espécies que mais perderam estoque de C, tendo também as maiores taxas de crescimento líquido do estoque de carbono incluindo os ingressos.

Com relação ao crescimento bruto (que considera no seu total o carbono perdido pelos indivíduos mortos) da comunidade arbustivo-arbórea entre os anos de 2008 e 2013, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de $1,8290 \text{ Mg ha}^{-1}$ e o crescimento excluindo o ingresso foi de $0,7164 \text{ Mg ha}^{-1}$, indicando que possivelmente o carbono foi perdido do total da parte aérea, mas pode ter permanecido imobilizado no ecossistema.

As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto excluindo os ingressos foram a *M. ophthalmocentra* e *M. tenuiflora* e incluindo os ingressos, *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*.

Durante o período do estudo, os efeitos negativos da estiagem prolongada geraram consideráveis alterações na vegetação, resultando em uma redução da produtividade, que ocasiona baixos índices de incremento em biomassa e carbono. As espécies que elevaram seus estoques de carbono, apresentaram alta mortalidade, porém tiveram a capacidade de incrementar o carbono nos indivíduos sobreviventes, apresentam um maior número de indivíduos na comunidade e tem um incremento no crescimento do carbono devido ao carbono que entra na contabilização pelos indivíduos ingressantes. Neste contexto, é possível afirmar que são espécies com mecanismos fisiológicos e genéticos adaptados a períodos extensos de estiagem.

No período 2013 a 2018, permaneceu o decréscimo nos estoques de carbono quando avaliado o crescimento líquido excluindo o ingresso ($-0,8239 \text{ Mg ha}^{-1}$) e em maior escala do que o encontrado para o período anterior. O crescimento líquido, incluindo o ingresso passou a ser negativo, $-0,4674 \text{ Mg ha}^{-1}$, refletindo o baixo crescimento de C fornecido pelos indivíduos e fustes ingressantes no período. Com relação ao crescimento bruto neste intervalo, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de $1,9108 \text{ Mg ha}^{-1}$ e o crescimento excluindo o ingresso foi de $1,5543 \text{ Mg ha}^{-1}$. As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto excluindo e incluindo os ingressos foram a *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*.

O estoque de carbono perdido com a mortalidade no período de 2013 a 2018 foi de $2,3783 \text{ Mg ha}^{-1}$; sendo que o total perdido para fustes e para indivíduos foi bem próximo. Ao mesmo tempo, o estoque de carbono acrescido com o ingresso totalizou $0,3566 \text{ Mg ha}^{-1}$, e a contribuição de indivíduos e fustes para esse total foi aproximadamente igual, indicando um forte equilíbrio das espécies quanto ao recrutamento. Verificou-se que algumas espécies apresentaram crescimento líquido positivo, mesmo com a tendência geral de o ingresso ser

inferior a mortalidade, o que pode ser decorrente da capacidade de incremento dos seus indivíduos sobreviventes.

No período de 10 anos (2008-2018), o crescimento líquido incluindo ingresso foi de $0,3523 \text{ Mg ha}^{-1}$ com um decréscimo excluindo o ingresso que foi de $-0,8497 \text{ Mg ha}^{-1}$, resultando na redução de carbono total do remanescente florestal de $5,9624 \text{ Mg ha}^{-1}$ para $5,6100 \text{ Mg ha}^{-1}$. A mortalidade totalizou na redução de $2,6637 \text{ Mg ha}^{-1}$ de carbono na vegetação; sendo que $1,8778 \text{ Mg ha}^{-1}$ foi resultante da morte de indivíduos e $0,7859 \text{ Mg ha}^{-1}$ foi referente a morte de fustes, correspondendo a 70 % e 30 %, respectivamente. Em contraste, o ingresso de carbono no estoque da vegetação foi de $1,2021 \text{ Mg ha}^{-1}$, sendo a contribuição de indivíduos igual a $0,6960 \text{ Mg ha}^{-1}$, representando 58 % do total.

Com relação ao crescimento bruto neste intervalo, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de $3,0160 \text{ Mg ha}^{-1}$ e o crescimento excluindo o ingresso foi de $1,8139 \text{ Mg ha}^{-1}$. As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto excluindo e incluindo os ingressos foram a *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*.

O alto percentual do carbono oriundo de indivíduos, no componente ingresso, pode ter ocorrido pelo fato de ser uma área que sofreu intervenção mais recente, então se espera que tenha mais indivíduos jovens em desenvolvimento provenientes da própria sucessão natural, ou seja, esses indivíduos cresceram ao longo desses 10 anos e atingiram o tamanho mínimo de inclusão adotado no inventário, logo, aumentando o estoque de carbono medido.

4.1.4 Dinâmica do estoque de carbono na Área Conservada (AC)

No período de 2008 a 2013, o crescimento líquido em carbono, da comunidade arbustivo-arbórea se manteve positivo (Tabela 17) tanto para quando se exclui o ingresso ($0,9076 \text{ Mg ha}^{-1}$) quanto para a inclusão do ingresso ($1,0940 \text{ Mg ha}^{-1}$). Esses valores positivos mostram que, embora tenha havido uma alta mortalidade de indivíduos e de fustes no período, que totalizou uma perda de carbono na ordem de $2,0424 \text{ Mg ha}^{-1}$, valor superior ao ganho de carbono pelo ingresso de indivíduos e de fustes ($0,1864 \text{ Mg ha}^{-1}$), as espécies presentes na comunidade conseguiram incrementar carbono nos indivíduos sobreviventes.

Tabela 17: Crescimento em carbono (Mg ha^{-1}) das espécies lenhosas levantadas na área de Caatinga conservada (AC), dentro do período de avaliação (2008, 2013 e 2018) no município de Floresta- PE.

Espécie	X2	IF	II	X1	MF	MI	Cbi	Cb	Cli	CI
	Mg ha ⁻¹									
2008-2013										
<i>A. colubrina</i>	0,41	0,00	0,00	0,36	0,01	0,02	0,08	0,08	0,05	0,05
<i>A. pyriformium</i>	0,55	0,04	0,00	0,43	0,01	0,01	0,14	0,09	0,12	0,07
<i>B. cheilantha</i>	0,05	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01
<i>C. bahianus</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>C. bracteosum</i>	8,76	0,00	0,00	8,11	0,00	0,00	0,65	0,65	0,65	0,65
<i>C. quercifolius</i>	0,39	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,04	0,04	0,04	0,03
<i>C. glaucocarpum</i>	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
<i>C. leptophloeos</i>	0,24	0,00	0,00	0,20	0,00	0,02	0,07	0,07	0,05	0,05
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,05	0,01	0,01	0,03	0,00	0,01	0,03	0,01	0,02	0,00
<i>C. flexuosa</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>E. calycina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>J. mollissima</i>	0,03	0,00	0,00	0,05	0,01	0,11	0,10	0,10	-0,02	-0,02
<i>L. ferrea</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>M. glaziovii</i>	0,11	0,00	0,00	0,09	0,01	0,07	0,10	0,10	0,03	0,03
<i>M. ophthalmocentra</i>	1,21	0,05	0,05	1,22	0,23	1,30	1,52	1,42	-0,02	-0,12
<i>M. tenuiflora</i>	0,37	0,00	0,00	0,32	0,03	0,08	0,16	0,16	0,05	0,05
<i>M. urundeuva</i>	0,58	0,00	0,00	0,50	0,00	0,01	0,10	0,10	0,08	0,08
<i>N. longifolium</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>P. stipulacea</i>	0,10	0,00	0,00	0,08	0,01	0,03	0,05	0,05	0,02	0,02
<i>Ptilochaeta</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. glandulosum</i>	0,07	0,00	0,00	0,06	0,00	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02
<i>S. brasiliensis</i>	0,08	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>S. macranthera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. tuberosa</i>	0,05	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>X. americana</i>	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
TOTAL	13,12	0,11	0,08	12,02	0,32	1,72	3,14	2,95	1,09	0,91
2013-2018										
<i>A. colubrina</i>	0,19	0,00	0,00	0,41	0,03	0,23	0,04	0,04	-0,22	-0,22
<i>A. pyriformium</i>	0,40	0,01	0,00	0,55	0,07	0,16	0,08	0,07	-0,14	-0,16
<i>B. cheilantha</i>	0,01	0,00	0,00	0,05	0,01	0,04	0,01	0,01	-0,04	-0,04
<i>C. bahianus</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,01
<i>C. bracteosum</i>	8,48	0,00	0,00	8,76	0,00	0,00	-0,28	-0,28	-0,28	-0,28
<i>C. quercifolius</i>	0,43	0,01	0,00	0,39	0,01	0,04	0,08	0,07	0,03	0,02
<i>C. glaucocarpum</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,01
<i>C. leptophloeos</i>	0,28	0,00	0,00	0,24	0,00	0,01	0,04	0,04	0,03	0,03
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,02	0,01	0,00	0,05	0,01	0,03	0,01	0,01	-0,03	-0,04

Continua...

Tabela 17: Continuação.

Espécie	X2	IF	II	X1	MF	MI	Cbi	Cb	Cli	CI
2013-2018										
<i>C. flexuosa</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>E. calycina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>J. mollissima</i>	0,08	0,00	0,03	0,03	0,00	0,01	0,05	0,02	0,04	0,01
<i>L. ferrea</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>M. glaziovii</i>	0,03	0,00	0,00	0,11	0,00	0,09	0,01	0,01	-0,09	-0,09
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,28	0,05	0,05	1,21	0,18	0,84	0,10	0,00	-0,92	-1,02
<i>M. tenuiflora</i>	0,05	0,00	0,00	0,37	0,02	0,30	0,01	0,01	-0,31	-0,31
<i>M. urundeuva</i>	0,60	0,00	0,00	0,58	0,01	0,07	0,10	0,10	0,02	0,02
<i>N. longifolium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>P. stipulacea</i>	0,05	0,00	0,00	0,10	0,02	0,05	0,02	0,02	-0,05	-0,05
<i>Ptilochaeta</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. glandulosum</i>	0,01	0,00	0,00	0,07	0,00	0,06	0,00	0,00	-0,06	-0,06
<i>S. brasiliensis</i>	0,04	0,00	0,00	0,08	0,00	0,04	0,00	0,00	-0,04	-0,04
<i>S. macranthera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. tuberosa</i>	0,06	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>X. americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,01
TOTAL	11,05	0,08	0,10	13,12	0,36	2,02	0,31	0,13	-2,07	-2,25
2008-2018										
<i>A. colubrina</i>	0,19	0,00	0,00	0,36	0,04	0,22	0,10	0,09	-0,16	-0,16
<i>A. pyrifolium</i>	0,40	0,03	0,01	0,43	0,05	0,13	0,15	0,11	-0,03	-0,07
<i>B. cheilantha</i>	0,01	0,00	0,01	0,03	0,00	0,03	0,02	0,01	-0,02	-0,03
<i>C. bahianus</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,01
<i>C. bracteosum</i>	8,48	0,00	0,00	8,11	0,00	0,00	0,37	0,37	0,37	0,37
<i>C. quercifolius</i>	0,43	0,02	0,00	0,36	0,00	0,03	0,11	0,09	0,07	0,06
<i>C. glaucocarpum</i>	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	-0,02	-0,02
<i>C. leptophloeos</i>	0,28	0,00	0,00	0,20	0,00	0,03	0,11	0,11	0,08	0,08
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,02	0,00	-0,02	-0,04
<i>C. flexuosa</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>E. calycina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00
<i>J. mollissima</i>	0,08	0,00	0,00	0,05	0,00	0,02	0,04	0,04	0,02	0,02
<i>L. ferrea</i>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>M. glaziovii</i>	0,03	0,00	0,00	0,09	0,00	0,15	0,09	0,09	-0,06	-0,06
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,28	0,06	0,10	1,22	0,22	2,31	1,59	1,42	-0,94	-1,10
<i>M. tenuiflora</i>	0,05	0,00	0,00	0,32	0,02	0,37	0,13	0,13	-0,26	-0,26
<i>M. urundeuva</i>	0,60	0,00	0,00	0,50	0,00	0,08	0,19	0,19	0,11	0,11
<i>N. longifolium</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01
<i>P. stipulacea</i>	0,05	0,00	0,00	0,08	0,01	0,07	0,05	0,05	-0,03	-0,03
<i>Ptilochaeta</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Continua...

Tabela 17: Continuação.

Espécie	X2	IF	II	X1	MF	MI	Cbi	Cb	Cli	CI
	Mg ha ⁻¹									
2008-2018										
<i>S. glandulosum</i>	0,01	0,00	0,00	0,06	0,00	0,07	0,02	0,02	-0,05	-0,05
<i>S. brasiliensis</i>	0,04	0,00	0,00	0,07	0,00	0,01	-0,02	-0,02	-0,03	-0,03
<i>S. macranthera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. tuberosa</i>	0,06	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02
<i>X. americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	-0,02	-0,02
TOTAL	11,05	0,13	0,13	12,02	0,36	3,63	3,01	2,76	-0,97	-1,23

Em que: X2 = carbono no ano posterior; X1 = carbono no ano anterior; IF = carbono dos fustes ingressantes; II = carbono dos indivíduos ingressantes; MF = carbono dos fustes mortos em indivíduos vivos; MI = carbono dos indivíduos mortos; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos; CI = Crescimento líquido excluindo ingressos.

Neste período, as espécies que apresentaram os maiores crescimentos líquidos excluindo os ingressos, foram a *C. bracteosum* (0,6501 Mg ha⁻¹) e a *M. urundeuva* (0,0849 Mg ha⁻¹); enquanto que as espécies *M. ophthalmocentra* (-0,1188 Mg ha⁻¹) e a *J. molissima* (-0,0198 Mg ha⁻¹) foram as espécies com menor crescimento. Ao considerar os ingressos, os maiores crescimentos líquidos foram observados em *C. bracteosum* (0,6501 Mg ha⁻¹) e *A. pyrifolium* (0,1182 Mg ha⁻¹); os menores crescimentos foram observados nas mesmas espécies do crescimento excluindo ingresso, com o mesmo valor para as duas, de 0,0198 Mg ha⁻¹.

Com relação ao crescimento bruto neste intervalo, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de 3,1364 Mg ha⁻¹ e o crescimento excluindo o ingresso foi de 2,9500 Mg ha⁻¹. As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto excluindo e incluindo os ingressos foram a *M. ophthalmocentra* e a *C. bracteosum*. Os menores crescimentos brutos foram observados em *X. americana* e *C. glaucocarpum*; excluindo ou não os ingressos.

No período 2013 a 2018, houve decréscimo tanto ao excluir o ingresso (-2,2468 Mg ha⁻¹) quanto incluindo o ingresso (-2,0682 Mg ha⁻¹), refletindo assim na redução do estoque de C neste período de análise. O estoque incrementado pelos indivíduos sobreviventes e pelo ingresso não foi capaz de superar a perda do estoque de C pela mortalidade na vegetação arbustiva-arbórea da comunidade.

Com relação ao crescimento bruto neste intervalo, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de 0,3114 Mg ha⁻¹ e o crescimento excluindo o ingresso foi de 0,1328 Mg ha⁻¹. As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto foram *M. urundeuva*

e *M. ophthalmocentra* (incluindo os ingressos) e *M. urundeuva* e *A. pyrifolium* (excluindo os ingressos).

O estoque de carbono perdido pela mortalidade (MF e MI) no período de 2013 a 2018 foi de 2,3796 Mg ha⁻¹; sendo que o total perdido por indivíduos é aproximadamente 85 % desse valor. Uma explicação para este fato é que os indivíduos mortos, na sua maioria eram de grande porte, ou com grande número de ramificações, e morreram por inteiro. A alta mortalidade está atrelada diretamente a estiagem que afetou à área. Ao mesmo tempo, o estoque de carbono acrescido com o ingresso totalizou 0,1786 Mg ha⁻¹, e a contribuição de indivíduos e fustes para esse total foi próxima, indicando um forte equilíbrio das espécies quanto ao recrutamento.

No período de 10 anos (2008-2018) ocorreu um decréscimo incluindo ingresso de -0,9742 Mg ha⁻¹ e excluindo o ingresso foi de -1,2261 Mg ha⁻¹, resultando na redução de carbono total do remanescente florestal de 12,0228 Mg ha⁻¹ para 11,0486 Mg ha⁻¹. A mortalidade provocou uma redução de 3,9836 Mg ha⁻¹ de carbono na vegetação; sendo que 3,6276 Mg ha⁻¹ foi resultante da morte de indivíduos e 0,3560 Mg ha⁻¹ foi referente apenas a morte de fustes, mas não do indivíduo todo, onde os indivíduos corresponderam a aproximadamente 90 %. Em contraste, o ingresso de carbono no estoque da vegetação foi de 0,2519 Mg ha⁻¹, sendo a contribuição de indivíduos igual a 0,1251 Mg ha⁻¹, representando aproximadamente 50% do total.

Com relação ao crescimento bruto neste intervalo, o crescimento incluindo o carbono do ingresso foi de 3,0094 Mg ha⁻¹ e o crescimento excluindo o ingresso foi de 2,7575 Mg ha⁻¹. As espécies que apresentaram as maiores taxas de crescimento bruto excluindo e incluindo os ingressos foram a *M. ophthalmocentra* e a *C. bracteosum*.

Ao discutirmos de forma geral os três períodos avaliados, para as duas áreas com diferentes históricos de uso, as espécies mais representativas em termos de crescimento do estoque de carbono, reflexo do aumento em área basal, foram a *C. bracteosum* e a *M. ophthalmocentra*; tendo sido também as que, em sua maioria, mais perderam carbono devido a mortalidade de indivíduos e fustes; mostrando que há uma compensação entre o que vem sendo perdido e o que vem incrementando no sistema dinâmico da floresta.

No total, na AMC, o decréscimo de carbono foi maior no segundo intervalo de avaliação, onde a perda de carbono oriunda da mortalidade foi ligeiramente superior; tendo sido neste período também os menores ganhos de carbono pelos ingressos. O mesmo padrão foi observado na AC, onde o decréscimo de carbono também foi maior no segundo intervalo

de avaliação, onde a perda de carbono oriunda da mortalidade foi superior; tendo sido neste período também os menores ganhos de carbono pelos ingressos.

Os resultados da dinâmica florestal mostram que o crescimento em carbono (Mg ha^{-1}) foi menos acentuado na AC, onde se perdeu mais na mortalidade no decorrer dos períodos de avaliação, refletindo diretamente no seu estoque de biomassa e carbono, indicando que áreas com histórico de uso menos recentes, com vegetação mais preservada, sofrem mais os efeitos no longo prazo dos problemas climáticos, bem como por intervenções na área.

Como já mencionado em discussão anterior, a região Nordeste do País vem sofrendo desde 2010 com estiagem, sendo que a mais severa ocorreu entre os anos de 2012 e 2015, refletindo assim em decréscimos sempre maiores nesse período do que no primeiro (MARENGO et al., 2016). Decréscimos sempre maiores no carbono de fustes também se explicam com base na estiagem, pois os indivíduos que conseguem se estabelecer tendem a eliminar parte dos seus fustes (auto desbaste) para minimizar a demanda de energia e consumo de água do indivíduo contra períodos prolongados de seca (PEREZ-HARGUINDEGUY, et al. 2013; FONTES et al., 2018). Além da forte estiagem, o pastejo de caprinos e ovinos na área podem ter interferido nessa dinâmica já que estes animais têm preferência alimentar por folhas de árvores e arbustos verdes, influenciando negativamente no crescimento das espécies, empobrecendo e reduzindo o tamanho das plantas (ROGÉRIO et al., 2016).

Nota-se que embora tenha ocorrido decréscimos pontuais, no geral houve um crescimento mínimo da vegetação em termos de carbono, principalmente na AMC; confirmando que espécies de indivíduos arbustivo-arbóreos em florestas tropicais secas se adaptam à sazonalidade e seca, resultando em um crescimento máximo, mesmo com recursos sendo variáveis durante a época favorável e com a redução das atividades metabólicas durante a longa estação seca (SINGH; SINGH, 1992), e que, árvores de maiores dimensões conseguem reservar maiores quantidades de carbono, permitindo maior resistência ao estresse hídrico provocado pela estiagem em comparação a indivíduos menores, possibilitando assim maior índice de sobrevivência (NIINEMETS et al., 2010).

Avaliar o crescimento bruto, em termos de estoque de carbono, é talvez o item mais importante, pois suas estimativas possibilitam prever qual o aumento do estoque de carbono ocasionado pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes além de considerar o estoque de carbono que foi perdido para a mortalidade, sendo que esse carbono “perdido” na mortalidade, pode ter assumido vários papéis no sistema.

No cenário local, assume-se que a redução dos estoques de carbono aéreo da vegetação pode ter ocasionado um acréscimo do carbono da biomassa de serapilheira sobre o solo, tal fato foi verificado por Alves et al. (2017), que encontraram maior acúmulo de carbono e demais nutrientes na área conservada, além de causar acréscimos nos próprios estoques de carbono no solo, e em todas as diferentes formas - húmica, ácido fúlvico e ácido húmico; observação essa confirmada por Araújo Filho et al. (2018), que identificou os maiores estoques de carbono no solo da área mais preservada e na fração húmica, a fração mais importante em termos de sequestro de carbono.

As espécies de maior densidade foram as que mais contribuíram para o crescimento bruto, especialmente, *C. bracteosum* e a *M. ophthalmocentra*, sendo essas as que mais perderam em estoque de carbono. Nos períodos mais secos da Caatinga nordestina, a *C. bracteosum*, é uma planta muito utilizada como alimento para o gado, razão para ser considerada uma das mais promissoras forragens para a região (COSTA et al., 2002); suas folhas secas são consumidas por ovinos, caprinos e bovinos chegando a compor até 35 % da dieta. A *C. bracteosum* juntamente com *M. ophthalmocentra* tem a madeira utilizada para estacas, varas, cabos de ferramentas, mourões, caibros e móveis rústicos (CORADIN et al., 2018).

De forma geral, há um reflexo direto provocado por longos períodos de estiagem no desenvolvimento da vegetação, mas há espécies que conseguem se adaptar melhor a esta situação, e incrementar, mesmo que em pequenas quantidades, seus estoques de biomassa e carbono, tal como *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*; sendo estas, portanto, espécies que merecem atenção quanto a programas de manejo adequado, já que tem um importante papel no sequestro de carbono regional.

Hoje, a Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 01, de 25 de junho de 2009, estabelece procedimentos técnicos para a exploração sustentável da vegetação da Caatinga, definindo diferentes modalidades de corte (BRASIL, 2009), sendo que as mais utilizadas são o corte raso e a talhadia, onde a regeneração natural é obtida por meio de brotação (GARIGLIO et al., 2010). O uso da talhadia, na modalidade composta, seria uma alternativa sustentável para preservar essas espécies, já que nesse caso, as populações sob regeneração são formadas sob o dossel superior composto por árvores já adultas que não foram cortadas na rotação anterior; desta maneira, uma floresta de dois estratos seria formada, um estrato inferior regenerante e um estrato superior de árvores de maior porte que são manejadas por períodos mais longos. Assim, este regime conseguiria sequestrar uma

quantidade maior de carbono na biomassa florestal, por meio da manutenção das espécies *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*.

4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO

Os valores obtidos para a moda foram superiores na AC para os anos de 2008 e 2013, enquanto que para o ano de 2018, somente para o número de fustes, o valor da moda permaneceu semelhante (Tabela 18). As medidas de posição, que são medidas de tendência central, são influenciadas por valores extremos (valor máximo – V.Máx. e valor mínimo – V.Min.) e influenciam diretamente os valores da média.

Para as variáveis $N_{ind} \text{ ha}^{-1}$ e $N_{fustes} \text{ ha}^{-1}$ os valores de média e mediana foram próximos entre si, para os anos de 2008 e 2013, indicando que o ponto central dos valores analisados é similar à média aritmética das variáveis estudadas, não havendo discrepâncias acentuadas para as mesmas (distribuição simétrica), levando a distribuição normal dos dados, o que não foi observado para o ano de 2018, onde a média e a mediana apresentam valores distantes; sendo esta observação válida também para os estoques de carbono e biomassa.

A assimetria e a curtose para as duas áreas apresentaram valores variados e alguns distantes do valor central zero, diferindo dos valores das medidas de dispersão. De acordo com Fonseca e Martins (2010) a assimetria mostra o grau de afastamento de uma distribuição de frequências, sendo, portanto, mais assimétrico quanto mais distante da normalidade; enquanto a curtose é o grau de achatamento dessa distribuição, o que evidencia, segundo Guimarães et al. (2010), que na natureza não são encontradas distribuições que sejam absolutamente normais. Simetria dos dados é mais importante do que a normalidade no caso de estudos de distribuição espacial, pois a existência de simetria mostra que os parâmetros são mais robustos; quanto mais simétrico, mais próximas são as medidas de tendência central, gerando estimativas gráficas melhor ajustadas.

Os resultados apontaram que as variáveis apresentam de moderado a alto coeficiente de variação (CV) de acordo com os parâmetros estabelecidos na maioria dos trabalhos com cultivos florestais de diferentes tipologias (FU et al., 2015; GUITET et al., 2015; BENÍTEZ et al., 2016), resultando em valores acima de 30 %; destes, os maiores foram observados na AMC, para todas as variáveis em questão, independente do ano de avaliação, possivelmente em função principalmente do histórico de exploração da área, além da situação da floresta em regime de distúrbio e antropização, o que leva a uma variação estrutural com indivíduos

Tabela 18: Estatística descritiva do número de indivíduos e de fustes por hectare e estoque de carbono em função dos diferentes históricos de uso da área (AMC – Área menos conservada e AC – Área conservada) para os três anos de avaliação para um fragmento de floresta tropical seca no sertão de Pernambuco.

2008											
Área	Variável	Méd.	Medi.	Moda	V.Max	V.Min	S ₂	DP	Ass.	Curt.	CV
AC	Nind.ha ⁻¹	55,28	54,00	54,00	99,00	27,00	350,26	18,72	0,20	-0,15	0,34
	Nfustes.ha ⁻¹	152,15	148,50	116,00	283,00	76,00	2026,90	45,02	0,24	1,22	0,30
	Bio (kg)	1144,63	1071,09	-	2082,65	403,59	112852,82	335,94	0,66	1,61	0,29
	C (kg)	520,96	491,38	-	954,36	185,40	23239,26	152,44	0,58	1,67	0,29
AMC	Nind.ha ⁻¹	26,13	22,50	3,00	106,00	1,00	480,67	21,92	0,50	2,86	0,84
	Nfustes.ha ⁻¹	70,53	61,50	82,00	217,00	3,00	2411,44	49,11	0,55	1,02	0,70
	Bio (kg)	350,00	304,95	-	1522,23	19,02	69001,99	262,68	0,51	9,22	0,75
	C (kg)	158,05	138,58	-	685,40	8,82	14025,11	118,43	0,49	9,12	0,75
2013											
Área	Variável	Méd.	Medi.	Moda	V.Max	V.Min	S ²	DP	Ass.	Curt.	CV
AC	Nind.ha ⁻¹	49,93	48,00	46,00	84,00	20,00	247,71	15,74	0,37	-0,03	0,32
	Nfustes.ha ⁻¹	138,78	134,50	143,00	231,00	53,00	1486,59	38,56	0,33	0,14	0,28
	Bio (kg)	1110,65	1075,47	-	1745,47	260,25	90713,59	301,19	0,35	0,54	0,27
	C (kg)	504,19	487,54	-	789,12	119,81	18356,26	135,49	0,37	0,57	0,27
AMC	Nind.ha ⁻¹	29,65	21,00	3,00	148,00	2,00	831,93	28,84	0,90	6,02	0,97
	Nfustes.ha ⁻¹	80,83	66,50	17,00	249,00	3,00	3959,38	62,52	0,68	0,80	0,78
	Bio (kg)	457,15	402,44	-	1819,57	21,88	100114,21	316,41	0,52	7,64	0,69
	C (kg)	206,56	182,32	-	819,26	10,15	20380,18	142,76	0,51	7,51	0,69
2018											
Área	Variável	Méd.	Medi.	Moda	V.Max	V.Min	S ²	DP	Ass.	Curt.	CV
AC	Nind.ha ⁻¹	34,03	13,00	29,00	60,00	13,00	152,38	12,34	0,49	-0,60	0,36
	Nfustes.ha ⁻¹	85,03	82,50	62,00	173,00	35,00	1306,38	36,14	0,21	0,67	0,43
	Bio (kg)	762,96	749,10	-	1380,53	195,99	89503,56	299,17	0,14	-0,42	0,39
	C (kg)	345,90	339,53	-	623,84	89,92	18191,89	134,88	0,14	-0,42	0,39
AMC	Nind.ha ⁻¹	23,55	16,00	8,00	84,00	3,00	394,51	19,86	1,14	0,46	0,84
	Nfustes.ha ⁻¹	65,43	61,00	68,00	241,00	8,00	2188,05	46,78	0,28	3,56	0,71
	Bio (kg)	527,26	474,75	-	2011,37	33,29	124670,71	353,08	0,45	6,76	0,67
	C (kg)	238,39	214,68	-	905,89	14,97	25413,15	159,42	0,45	6,62	0,67

Em que: Méd. = média; Medi. = mediana; V. Max. = Valor máximo; V. min. = Valor mínimo; S² – Variância; DP = Desvio Padrão; Ass. = assimetria; Curt. = curtose; CV - Coeficiente de Variação; Nind.ha⁻¹ = número de indivíduos por hectare; Nfustes.ha⁻¹ = número de fustes por hectare; Bio = Biomassa aérea; C = Carbon

de diversos tamanhos em função do ritmo da regeneração e disposição irregular destes na área amostrada, representando uma heterogeneidade na amostragem. A indisponibilidade de tabelas de classificação específicas para as variáveis biomassa e carbono em diversas condições experimentais, dificulta a classificação de experimentos quanto à precisão experimental, mas sempre se segue a premissa de que quanto menor o CV mais homogêneo é o conjunto de dados.

O aparecimento de altos coeficientes de variação pode ser também, resultado de um baixo esforço amostral, que resultou em estimativas menos precisas. Segundo Péllico Netto e Brena (1997), a heterogeneidade de um ambiente em função das variações do sítio determina como ocorrerá o desenvolvimento dos indivíduos, sendo a variabilidade menor dentro das parcelas pequenas, sendo que entre as parcelas essa variabilidade pode aumentar, elevando os valores do coeficiente de variação. Essa observação também foi verificada por Kershaw Júnior et al. (2017), que afirmam que em florestas pouco homogêneas, parcelas amostrais pequenas resultam em elevados coeficientes de variação.

Para o número de indivíduos por hectare (Tabela 19), a dependência espacial variou de moderada a forte, com exceção dos anos de 2008 e 2013 na AC onde a dependência espacial foi fraca; enquanto para o número de fustes por hectare, foi encontrada uma forte dependência espacial para todos os anos, com exceção do ano de 2013 para a AMC. Os estoques de biomassa e carbono apresentaram forte dependência espacial para todos os anos avaliados independente do histórico de uso da área. Como a condição para o uso da krigagem é que os dados tenham moderada a forte dependência espacial (YAMAMOTO; LANDIM, 2015), consideram-se os resultados encontrados como satisfatórios.

Tabela 19: Parâmetros semivariográficos para o número de indivíduos e de fustes por hectare em função dos diferentes graus de perturbação antrópica (AMC – Área menos conservada e AC – Área conservada) para um fragmento de floresta tropical seca no sertão de Pernambuco.

Área menos conservada – AMC									
Variável	Ano	Modelo	C ₀	C _{0+C}	A (m)	r ²	SQR	C/C _{0+C}	DE
Nind.ha ⁻¹	2008	Gaussiano	248,00	496,10	578,33	0,95	777,00	0,50	M
	2013	Gaussiano	1,00	636,00	254,44	0,88	37597,00	0,99	FO
	2018	Gaussiano	250,65	337,37	344,96	0,23	10434,00	0,26	M
Nfustes.ha ⁻¹	2008	Gaussiano	1,00	2370,00	199,01	0,80	777,00	1,00	FO
	2013	Gaussiano	3610,39	3610,39	344,96	0,08	918734,00	0,00	F
	2018	Gaussiano	1,00	1952,00	212,69	0,84	491585,00	0,99	FO
Bio (kg)	2008	Exponencial	100,00	57700,00	94,80	0,05	1,85E+08	0,99	FO
	2013	Gaussiano	100,00	88160,00	170,08	0,89	2,30E+08	0,99	FO
	2018	Gaussiano	100,00	111600,00	172,34	0,90	3,37E+08	0,99	FO

Continua...

Tabela 19: Continuação.

Área menos conservada – AMC									
Variável	Ano	Modelo	C ₀	C ₀ +C	A (m)	r ²	SQR	C/C ₀ +C	DE
C (kg)	2008	Exponencial	10,00	11740,00	94,20	0,05	7708500,00	0,99	FO
	2013	Gaussiano	10,00	17990,00	170,95	0,90	9589618,00	0,99	FO
	2018	Gaussiano	10,00	22810,00	173,21	0,91	1,41E+07	1,00	FO
Área conservada - AC									
Nind.ha ⁻¹	2008	Linear	327,99	392,72	401,16	0,12	17689,00	0,16	F
	2013	Linear	216,57	284,01	401,16	0,20	9348,00	0,24	F
	2018	Gaussiano	0,10	154,40	154,33	0,79	2284,00	0,99	FO
Nfustes.ha ⁻¹	2008	Esférico	1,00	1954,00	86,60	0,14	236704,00	0,99	FO
	2013	Gaussiano	1,00	1486,00	108,95	0,83	61734,00	0,99	FO
	2018	Gaussiano	1,00	1219,00	173,72	0,88	125430,00	0,99	FO
Bio (kg)	2008	Esférico	100,00	105100,00	61,90	0,00	3,67E+08	0,99	FO
	2013	Exponencial	7400,00	88420,00	69,00	0,05	3,67E+08	0,92	FO
	2018	Exponencial	2100,00	96490,00	437,70	0,75	6,48E+08	0,98	FO
C (kg)	2008	Exponencial	690,00	21760,00	62,10	0,05	1,49E+07	0,97	FO
	2013	Exponencial	1279,00	17950,00	80,40	0,11	1,49E+07	0,93	FO
	2018	Exponencial	290,00	19530,00	431,70	0,75	2,67E+07	0,98	FO

Em que: C₀ = efeito pepita; C₀+C = patamar; C/(C₀+C) = estrutura ou proporção espacial; A = alcance; r² = coeficiente de determinação; e SQR = soma de quadrados dos resíduos; DE = Dependência espacial; F = fraca; M = moderada; FO = forte; Nind.ha⁻¹ = número de indivíduos por hectare; Nfustes.ha⁻¹ = número de fustes por hectare; Bio = Biomassa aérea; C = Carbono.

Conforme sugerido por Kravchenko et al. (2006), maiores valores de dependência espacial indicam que se tem melhor estrutura espacial e que há maior precisão no mapeamento das propriedades estudadas usando técnicas de geoestatística como a krigagem. As dependências espaciais observadas mostram que as análises estatísticas clássicas, em que as observações são consideradas aleatórias e independentes espacialmente, deveriam ser substituídas por análises espaciais que levam em consideração sua relação com as observações mais próximas (CORREIA et al., 2014).

O alcance espacial (A) médio para todas as variáveis analisadas apresentaram valores superiores ao valor da distância entre as parcelas inventariadas, com exceção do estoque de biomassa nos anos de 2008 e 2013 (61,90 e 69,00 m respectivamente) e o estoque de carbono no ano de 2008 na AC (62,10 m). Alcance menor que a distância entre as parcelas (80 m) impede o uso de modelos geoestatísticos para essas variáveis, já que amostras coletadas mais distantes que os alcances não estão correlacionadas e não apresentam variabilidade espacial (ZIMMERMANN et al., 2008). O maior alcance foi observado no ano de 2008 na AMC para o Nind ha⁻¹ (578,33 m), demonstrando que este atributo é o que apresenta menor variabilidade e maior continuidade espacial, garantindo melhor precisão nas estimativas em locais não amostrados.

Por outro lado, alcance muito elevado se assemelha a um comportamento linear que, de acordo com Vieira et al. (2008), indica a presença de fenômeno com capacidade infinita

de dispersão, apontando que o tamanho do campo amostrado não foi suficiente para exibir toda a variância. Quanto maior o alcance, maiores são as manchas de dependência entre vizinhos, o que pode fornecer melhores interpolações, ao mesmo tempo que demanda um menor número de amostras. Lundgren et al. (2016), enfatiza que o alcance é um parâmetro particularmente importante, pois auxilia outras pesquisas do mesmo atributo a decidir o espaçamento que irão utilizar entre as amostras.

É possível observar que os valores de alcance das variáveis na AC, foram menores que aqueles encontrados na AMC, com exceção apenas do estoque de biomassa e carbono no ano de 2018 e do Nind ha^{-1} no ano de 2013. Isto significa que a AMC apresenta manchas maiores de variabilidade entre os pontos amostrais; o que leva a um maior alcance de dependência espacial, esse resultado foi observado também por Guedes et al. (2015), quando estudaram a continuidade espacial de características dendrométricas em povoamentos de eucalipto ao longo do tempo.

Com relação ao efeito pepita (C_0), Chiles e Delfiner (1999), relatam que elevados valores podem ser explicados por estruturas com alcance menor do que a menor distância entre dois pontos levantados. Os dados apresentados na Tabela 19, para o modelo Gaussiano do Nind ha^{-1} no ano de 2008 (AMC), o efeito pepita corresponde a 50,00 % do patamar, ou seja, a variabilidade foi explicada pela correlação espacial e o restante da variabilidade foi ao acaso. Esta análise é importante porque quanto maior esta proporção, piores serão as estimativas da Krigagem, pois se assume que menor será a semelhança entre os vizinhos e a continuidade do fenômeno (VIEIRA, 1997).

Da forma como foi conduzida a pesquisa, bem como a amostragem utilizada, não foi possível afirmar com precisão quais fatores influenciaram este resultado. Acredita-se que a idade das áreas, bem como a perturbação antrópica e o tempo de preservação podem ter elevado o efeito pepita, já que segundo Kanegae Júnior et al. (2007), a competição entre as plantas afeta a relação espacial entre as unidades amostradas.

Embora a maioria das variáveis estudadas tenham obtido forte DE, a maior parte delas apresentou problemas de interpolação, onde os semivariogramas exibiram poucos pontos na região ascendente da linha de ajuste (Figuras 4 e 7) ou ainda não apresentaram linha ascendente (o que demonstra forte efeito pepita); muito embora tenderam a se estabilizar, confirmando as características apropriadas que resultaram em ajustes adequados para as estimativas espaciais (AKHAVAN et al., 2010; ROVEDA et al., 2016). Ao comparar o estado da biodiversidade em duas áreas naturais com níveis de perturbação contrastantes,

Neves et al. (2014) também observaram efeito pepita puro, mesmo na área menos perturbada, mas identificaram que o tamanho menor da amostra reduz positivamente o efeito pepita, indicando haver maior dependência espacial em áreas menores. Estudos com outros objetivos e que avaliaram a dependência espacial da vegetação para diversas variáveis também encontraram efeito pepita de moderado a forte, independente da tipologia florestal estudada (FU et al., 2015; BENÍTEZ et al., 2016; FAYAD et al., 2016).

Por outro lado, as estatísticas de validação cruzada (Figuras 5 e 8) mostraram dificuldade de adequar os modelos geoestatísticos a diferentes padrões espaciais, nos quais um aumento nos erros refletia a heterogeneidade espacial das variáveis entre os tempos avaliados, apresentando grandes discrepâncias nos extremos da amplitude dos dados, entre os valores interpolados e reais. Esse padrão é bastante observado em áreas de floresta perturbadas. Fayad et al. (2016) ao realizar um mapeamento de biomassa acima do solo na Guiana Francesa, combinando sensoriamento remoto, inventário florestal e dados ambientais, observou que, embora as validações cruzadas não tenham sido boas, houve uma melhora nas estimativas por Krigagem em amostras próximas até 500 m.

Sabendo que a distribuição espacial da biomassa florestal na Amazônia é heterogênea, sofrendo variação temporal e espacial, Benítez et al. (2016) avaliaram três técnicas geoestatísticas para estimar a distribuição espacial da biomassa acima do solo e encontraram que o uso da Krigagem, mesmo com problemas de validação cruzada, forneceu estimativas estatisticamente satisfatórias com o menor erro de previsão em comparação com as outras duas técnicas. Em áreas de florestas mistas no nordeste da China, Chen et al. (2019) comprovaram que modelos que utilizaram a técnica da Krigagem melhoraram a precisão do mapeamento da biomassa acima do solo, mesmo em locais com efeito pepita maior e com uma validação cruzada de menor qualidade, sendo menos afetada em amostras mais próximas.

Áreas florestais perturbadas podem caracterizar uma restrição ao uso da Geoestatística, porque, embora apresentem forte dependência espacial, podem apresentar falhas na continuidade, causada por clareiras presentes na área (AMARAL, 2010), o que é observado neste trabalho na AMC, manchas de área sem vegetação alguma, resultantes da exploração intensa anteriormente ao ano de 1987 e do pastoreio extensivo por caprinos e ovinos, além de eventos climáticos como secas persistentes e altas temperaturas que dificultam a regeneração natural no local.

Nos mapas temáticos obtidos para a distribuição espacial das variáveis estudadas (Figuras 6 e 9), é possível observar claramente as regiões com o maior número de indivíduos, fustes e estoque de biomassa e carbono nas duas áreas de estudo, por ano de avaliação.

Para a AMC (Figura 6), houve um aumento no número de indivíduos na área com o passar dos anos, como pode ser observado no mapa, onde os maiores aumentos estão relacionados ao interior da área, onde possivelmente a dificuldade de acesso e a maior distância as bordas do fragmento interferem em menor grau no desenvolvimento da vegetação. A mudança mais expressiva foi observada entre os anos de 2008 e 2013, onde é possível visualizar uma distribuição mais homogênea na área. A distribuição espacial do número de fustes é mais homogênea e apresenta maiores valores no ano de 2008, enquanto em 2013 e 2018 houve uma concentração maior de fustes no interior da área de estudo, seguindo a tendência do número de indivíduos. Tal fato confirma que o aumento no número de indivíduos na área de forma mais homogênea acarretou um elevado número de fustes na área. Quanto aos estoques de biomassa e carbono, os mapas obtidos apontam as regiões de maior estoque, estando alocadas em sua maioria, no interior da área de estudo, sendo distribuídos espacialmente de forma semelhante ao número de fustes.

Para a AC (Figura 9), a distribuição dos indivíduos e dos fustes se apresentou de forma mais homogênea, ao longo do tempo. Houve uma redução no número de indivíduos e fustes na área, essa redução apresentou distribuição homogênea entre os anos de 2008 e 2013 e foi mais expressiva entre os anos de 2013 e 2018, como pode ser observado no mapa, onde é possível visualizar uma maior distribuição dos pontos de menor valor. Embora também tenha ocorrido uma redução no número de fustes dentro do período avaliado, houve uma maior homogeneidade na sua distribuição espacial entre os anos de 2008 e 2013, enquanto no ano de 2018, observa-se um maior número de fustes distribuídos espacialmente em alguns pontos específicos. Os mapas de distribuição espacial dos estoques de biomassa e carbono mostram claramente que, embora os valores tenham diminuído, houve uma maior homogeneização dos mesmos na área ao longo dos anos, com valores superiores aos valores médios, sendo que suas distribuições espaciais seguem de forma semelhante ao número de fustes. Esta maior homogeneização do estoque de biomassa e carbono é resultado do melhor desenvolvimento da vegetação, reflexo da maior disponibilidade residual de umidade no solo, conforme discutido previamente.

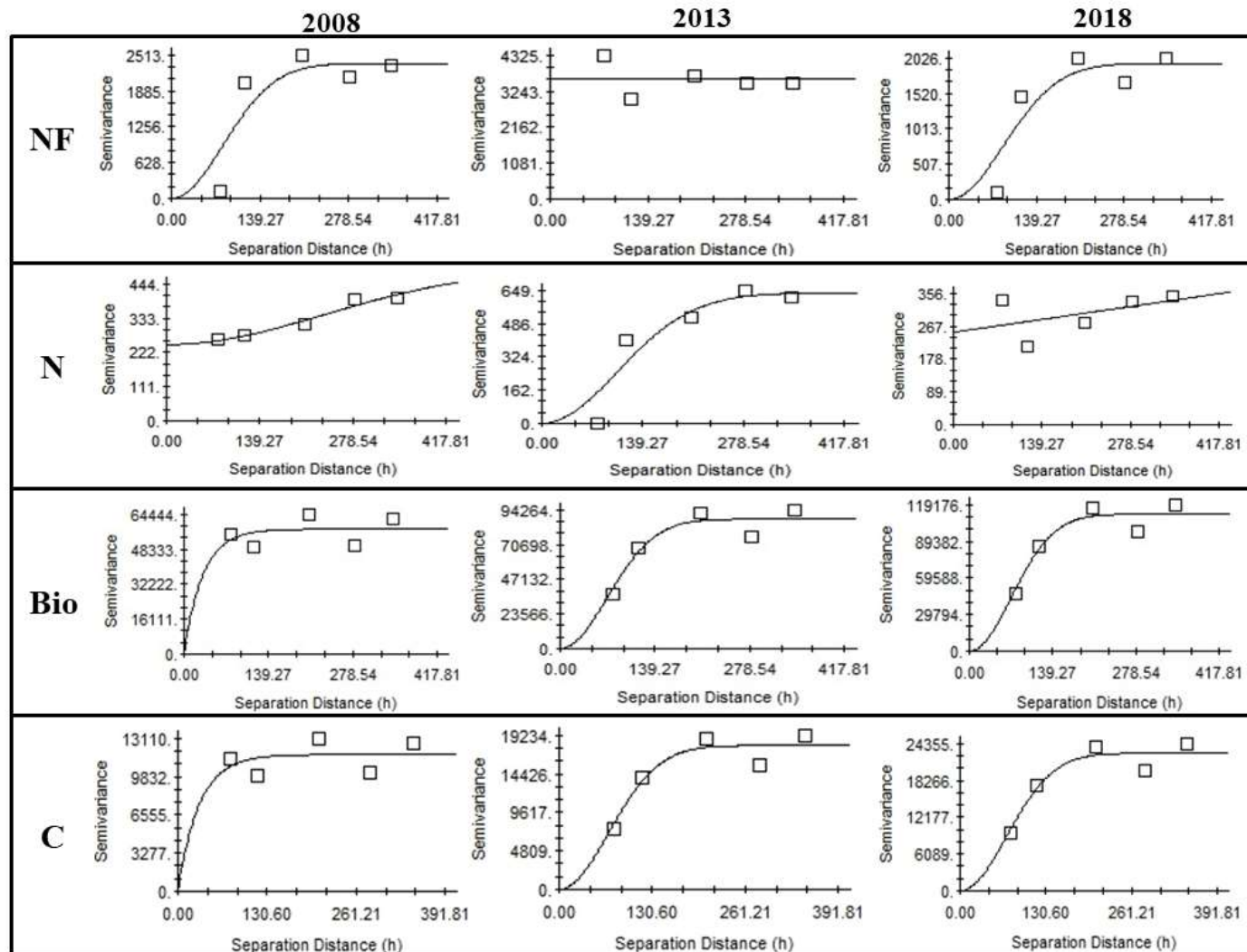


Figura 4: Semivariogramas do número de fustes por hectare (Nfustes.ha⁻¹) – NF; número de indivíduos por hectare (Nind.ha⁻¹) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

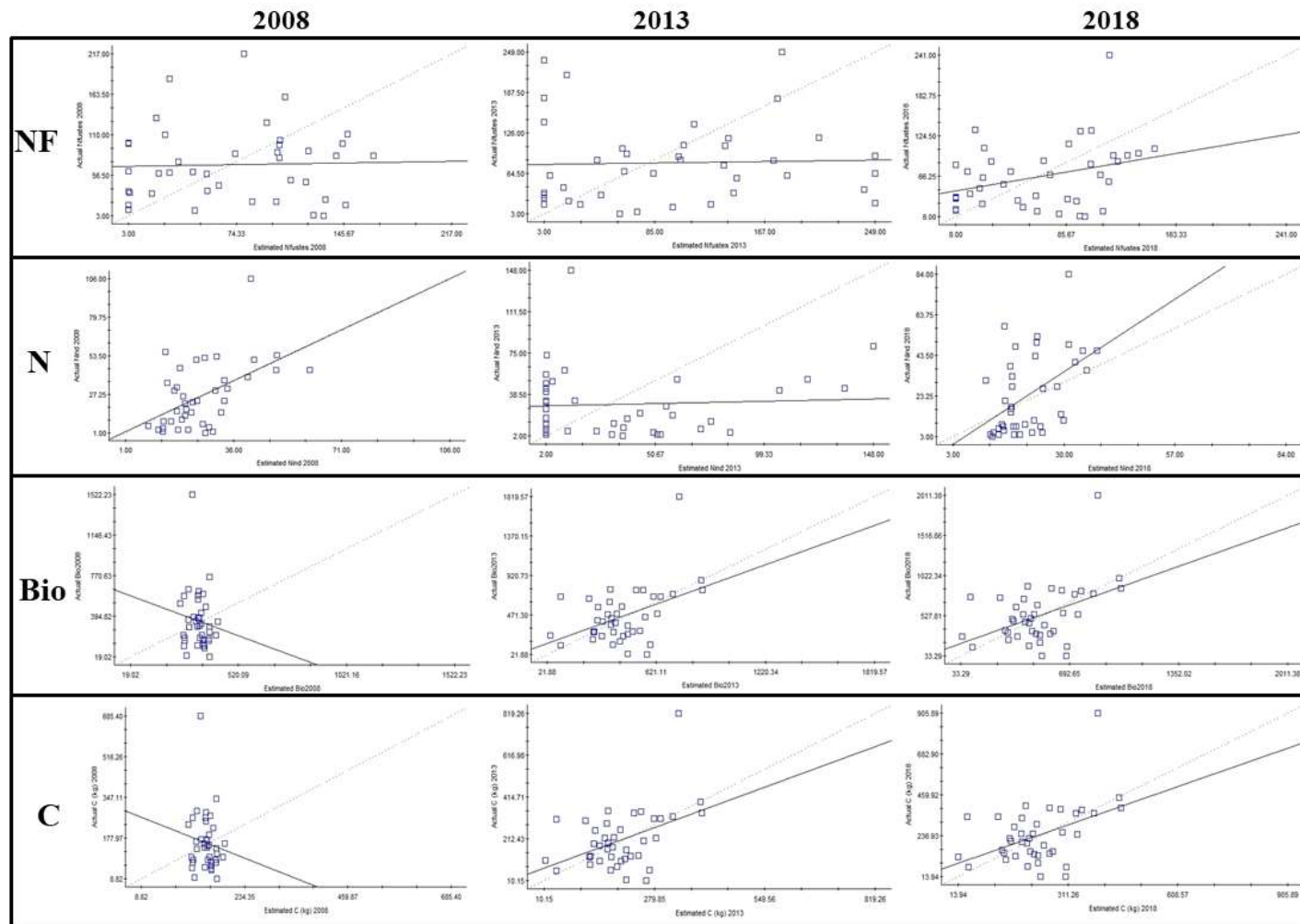


Figura 5: Validação cruzada do número de fustes por hectare (Nfustes.ha⁻¹) – NF; número de indivíduos por hectare (Nind.ha⁻¹) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

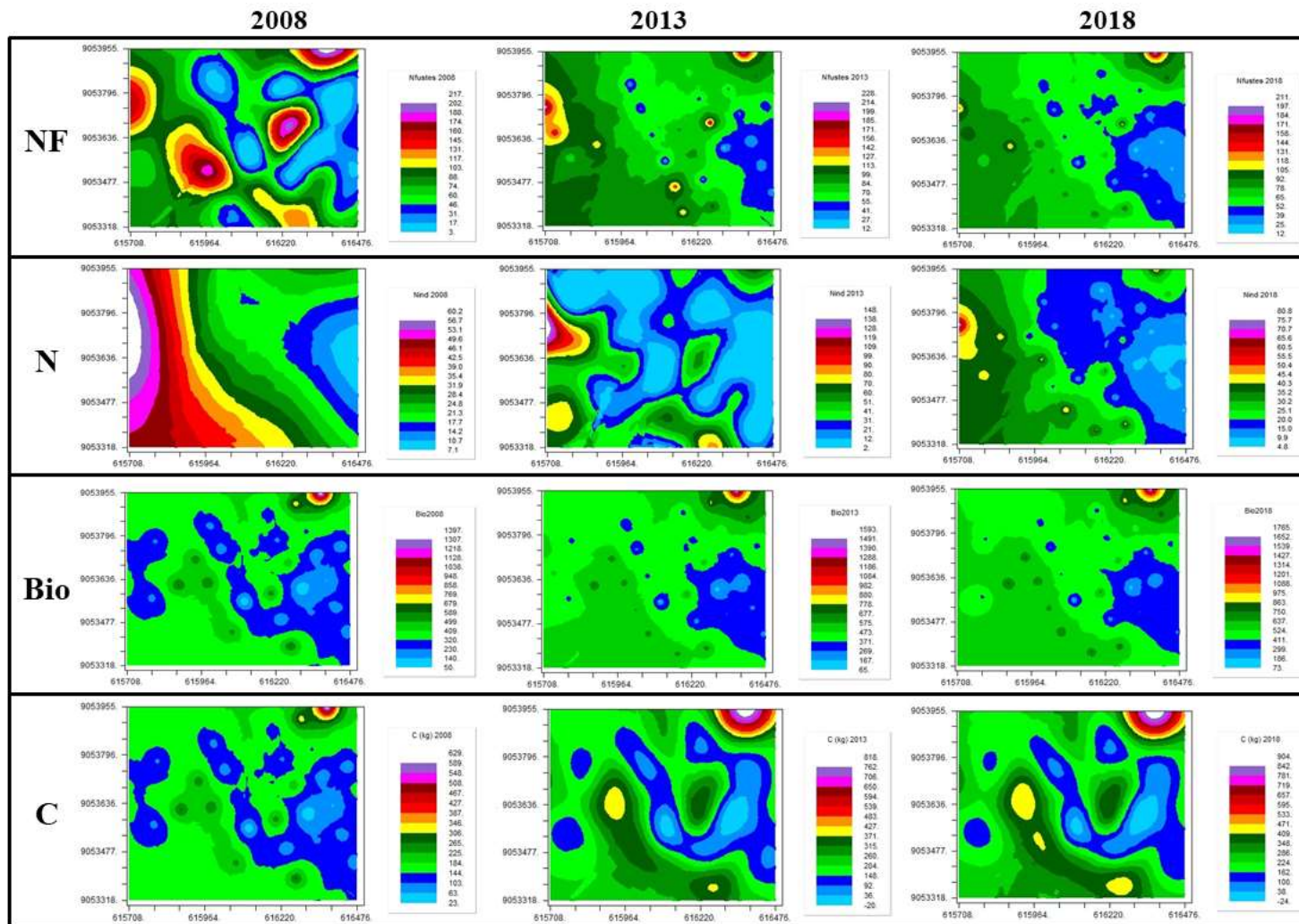


Figura 6: Mapas temáticos do número de fustes por hectare ($N_{fustes}.ha^{-1}$) – NF; número de indivíduos por hectare ($N_{ind}.ha^{-1}$) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) menos conservada (AMC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

*Para os mapas temáticos dessa área, com exceção da variável C, foi utilizada a técnica do IDW para o ano de 2018.

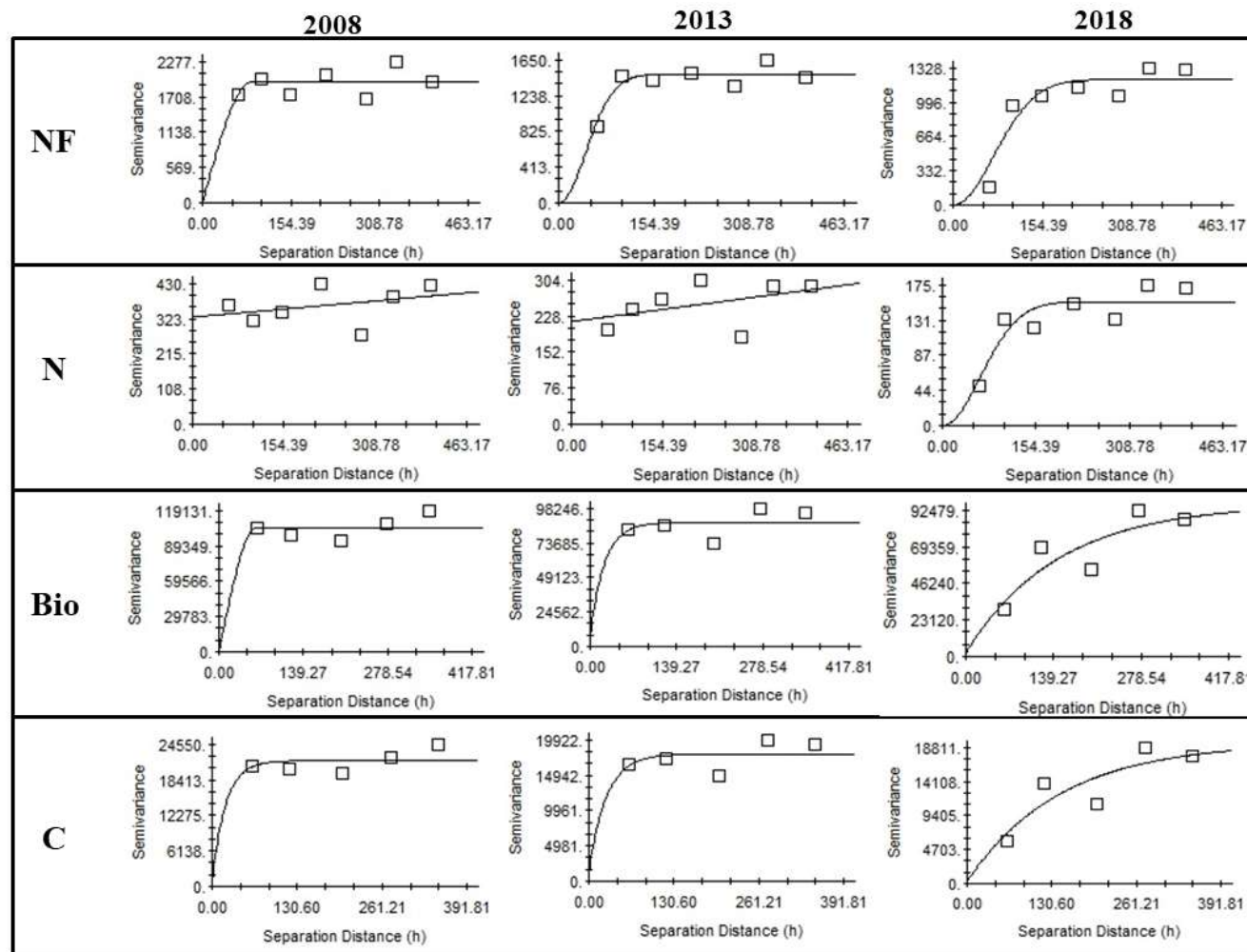


Figura 7: Semivariogramas do número de fustes por hectare (Nfustes.ha⁻¹) – NF; número de indivíduos por hectare (Nind.ha⁻¹) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

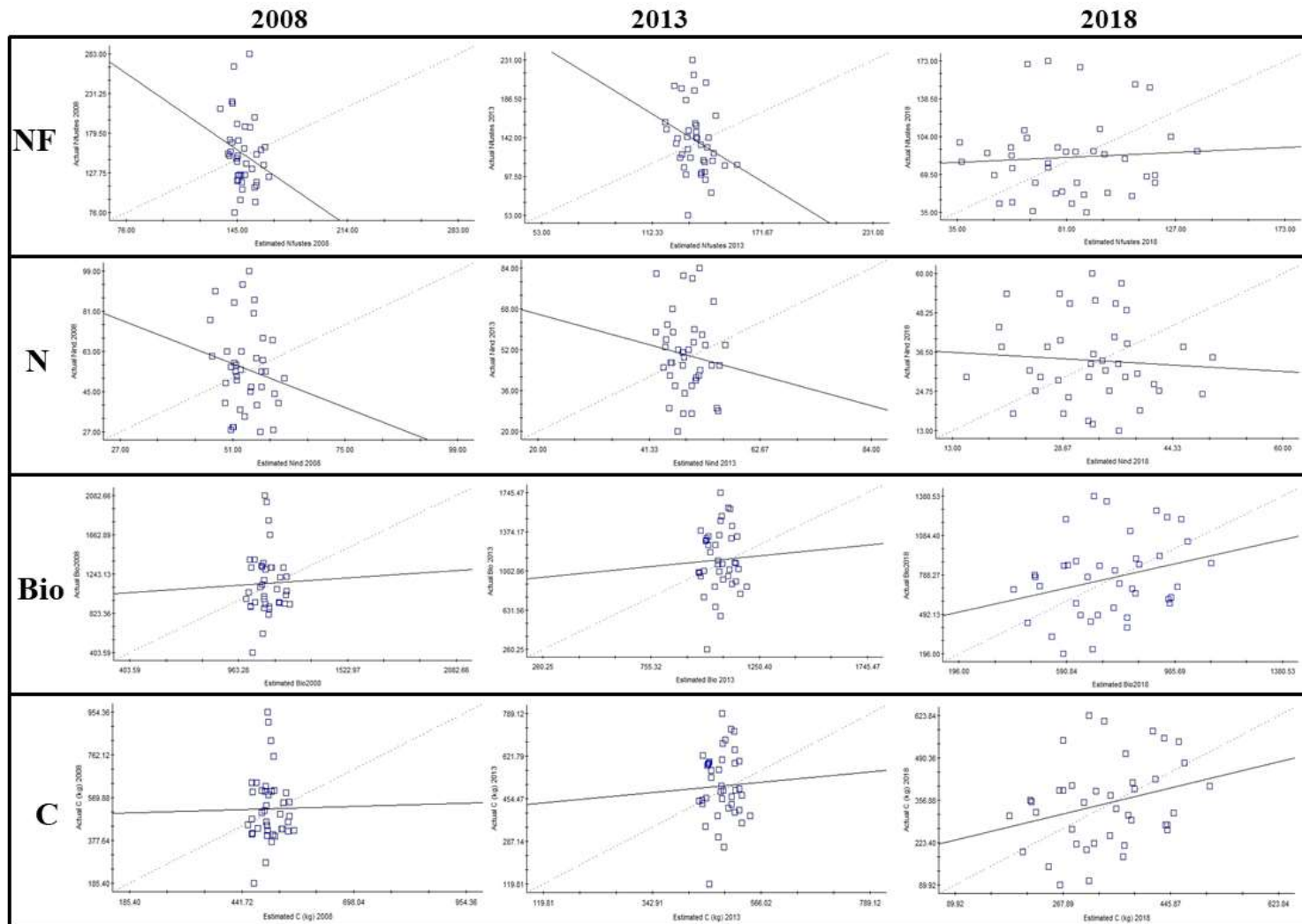


Figura 8: Validação cruzada do número de fustes por hectare (Nfustes.ha⁻¹) – NF; número de indivíduos por hectare (Nind.ha⁻¹) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

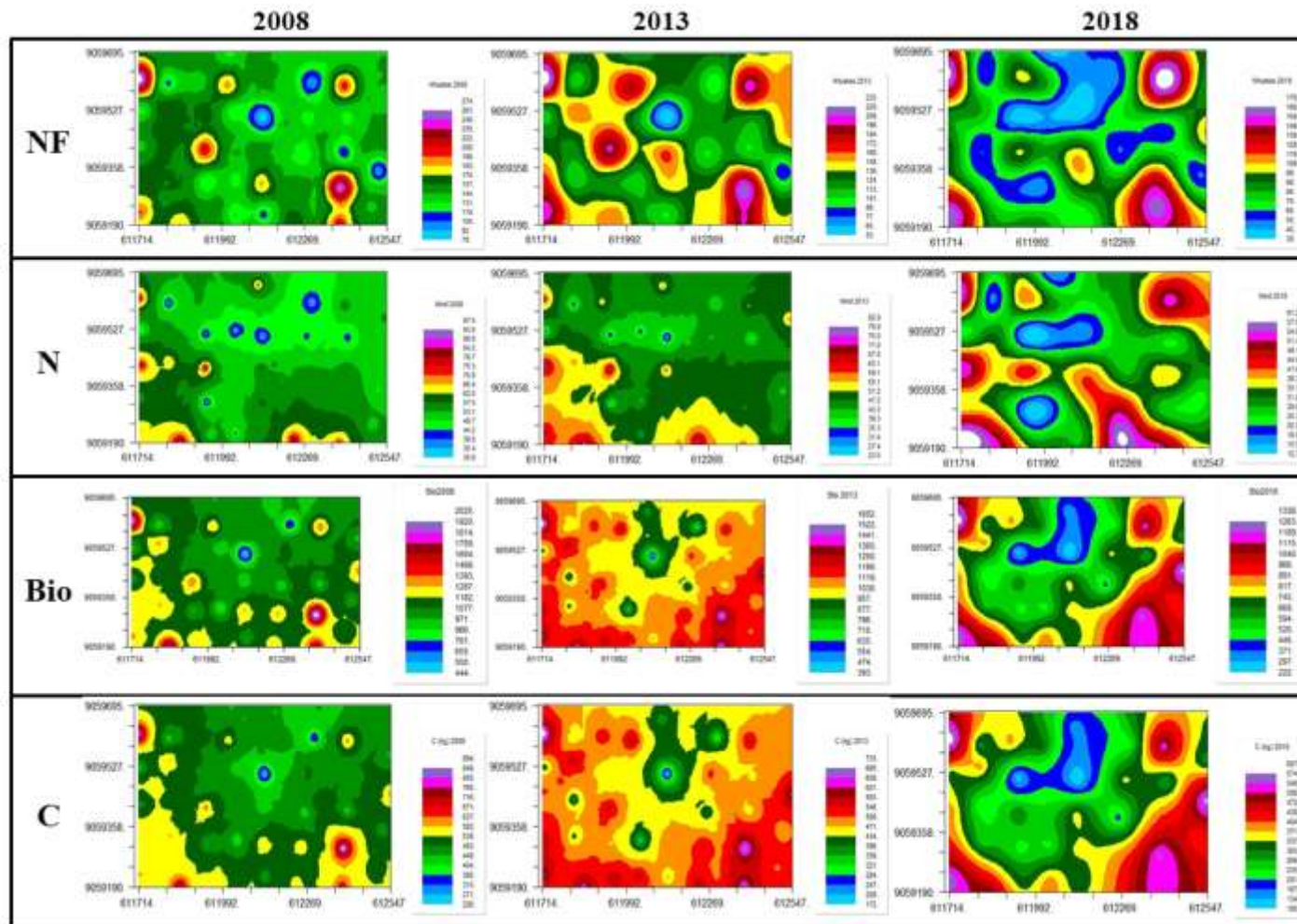


Figura 9: Mapas temáticos do número de fustes por hectare (Nfustes.ha⁻¹) – NF; número de indivíduos por hectare (Nind.ha⁻¹) – N; estoque de Biomassa (kg) – Bio e estoque de Carbono (kg) – C, em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) conservada (AC) para os anos de 2008, 2013 e 2018.

*Para os mapas temáticos dessa área, com exceção da variável N, foi utilizada a técnica do IDW para os anos de 2008 e 2013

Quando comparamos os mapas temáticos de $N \text{ ind}^{-1}$, $N \text{ fustes}^{-1}$ com relação ao estoque de carbono, fica claro que estes estoques são regidos pelo número de fustes e não pelo número de indivíduos. Tal fato pode ser explicado pela característica marcante que as espécies da Caatinga de emitirem vários fustes por indivíduo, embora nem sempre as maiores quantidades de fustes condizem com o maior número de indivíduos nas áreas, um indício de que algumas espécies possuem maior capacidade de emissões de fustes (novos ou rebrota).

Ao analisar de maneira geral os mapas, pode-se observar uma forte heterogeneidade espacial na distribuição dos dados. Os valores mais baixos foram distribuídos aleatoriamente nas áreas amostradas, indicando que o valor estimado é superior ao observado e é mascarado pelos maiores valores que são observados praticamente na totalidade da área amostrada, principalmente na região central. Em áreas de floresta amazônica, Benítez et al. (2016), observaram superestimação de estoque de biomassa, que foi explicado pela heterogeneidade ambiental local. Fu et al. (2015), sugerem que o uso da krigagem obtém melhores resultados quando associado a um maior número de variáveis ambientais combinadas, tal como serapilheira, solo, clima, entre outros. Os resultados do nosso trabalho confirmam a hipótese de que a FTS apresenta dependência espacial em diferentes estágios, devido problemas de ajuste gerados pelas manchas sem presença de vegetação; com padrões espaciais e dinâmica de crescimento dos indivíduos e grupos de espécies, identificáveis por meio da geoestatística.

Essas considerações nos permitiram observar valores diferentes no estoque de biomassa e carbono nas duas áreas estudadas (Tabelas 6 e 7), permitindo detectar gradientes espaciais heterogêneos como indicadores de problemas de sucessão ecológica no tempo e espaço (Figuras 4 a 9). Os padrões de distribuição espacial e a dinâmica dos estoques de biomassa e carbono foram influenciados diretamente pela presença de *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*; pois ambas não apresentam limitações de crescimento, tanto em ambientes com menos incidência direta do sol, ou a sol pleno; embora ainda não existam estudos científicos sobre caracterização de espécies por estágios sucessionais neste tipo de vegetação.

Levando em consideração a heterogeneidade espacial dos componentes da estrutura da floresta, o uso de novas técnicas para modelar essa variabilidade espacial e quantificar biomassa e carbono da floresta é promissor. Mais pesquisas são necessárias para avaliar os padrões de dependência espacial de cada uma das espécies encontradas durante a pesquisa. Além disso, a dependência espacial dos índices atuais de biodiversidade, como o índice de Shannon, também poderia ser utilizado com fins de manejo de fragmentos de florestas nativas, auxiliando na identificação de locais para extração/manutenção de indivíduos.

5. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados encontrados; para a AC e AMC, pode ser concluído que:

Mesmo com a redução no número de indivíduos e fustes, os estoques de biomassa e carbono variam em menores proporções, indicando haver influência do histórico de uso da área na sua manutenção e resiliência;

Há aumento nos estoques de carbono e biomassa no período avaliado para a área menos conservada enquanto para a área conservada há redução; sendo o aumento justificado pela maior atividade celular em florestas mais jovens do que nas maduras. Esta redução está associada a maturidade dos indivíduos, o que leva a redução do incremento e a eliminação dos fustes de menor diâmetro;

Para a área menos conservada, no período de 10 anos, a biomassa aérea está funcionando como fixadora de carbono, conseguindo elevar seus estoques nesse intervalo;

Para a área considerada conservada, no período de 10 anos, não é possível afirmar que atua como fonte de carbono com base na redução do estoque aéreo de biomassa, uma vez que não foi estudado o carbono no solo;

Os estoques de biomassa e carbono apresentam bons ajustes nos semivariogramas, atendendo aos requisitos para uma estimativa satisfatória, possibilitando a elaboração de mapas temáticos em decorrência da dependência espacial de seus estoques, os quais são influenciados pela história de uso e tempo de preservação da área amostrada.

REFERÊNCIAS

AB´SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AKHAVAN, R. et al. Spatial variability of forest growing stock using geostatistics in the Caspian region of Iran. **Caspian Journal Environmental Science**, v.8, n.1, p.43-53, 2010.

ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. H. C. Uso de recursos vegetas da caatinga: o caso do agreste do estado de Pernambuco (nordeste do Brasil). **Interciencia**, v.27, n.7, p.336-346, 2002.

ALBUQUERQUE, U. P. et al. Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. **The Scientific World Journal**, p. 1-18, 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/205182>.

ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C. et al. Resilience of tropical dry forests to extreme disturbance events. **Forest Ecology and Management**, v.426, p.1-6, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.067>.

ALVES, A. R. et al. Nutrientes na biomassa aérea e na serapilheira em áreas de caatinga em Floresta, PE. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.37, p.413-420, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1060>.

ALVES, A. R. **Quantificação de biomassa e ciclagem de nutrientes em áreas de vegetação de caatinga no município de Floresta, Pernambuco**. 2011, 116f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2011. Disponível em: <http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos/allyson_rocha_alves_1.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2020.

ALVES, R. B. O. et al. Geração de Banco de Dados Espaciais do Satélite MODIS, visando o Estudo de Parâmetros Ambientais e Suas Relações com as Mudanças Climáticas. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 6., 2012, Aracajú. **Anais...** Aracajú: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2012. Disponível em: <<http://octeventos.com.br/sites/vigeonordeste/>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

AMARAL, L. P. **Geoestatística na caracterização do solo e da vegetação em Floresta Ombrófila Mista**. 2010. 133f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Centro-Oeste. 2010. Disponível em: <http://unicentroagronomia.com/destino_arquivo/dissertacao_de_lucio_de_paula_amaral.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2019.

AMARAL, L. P. et al. Análise da distribuição espacial de biomassa e carbono arbóreo acima do solo em Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência**, v.6, p.103-114, 2010.

AMARAL, L. P. et al. Dependência espacial de diferentes alturas das árvores em um fragmento de floresta secundária na região do rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE MANEJO FLORESTAL, 5., 2011, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2011. p.365-373.

AMARAL, L. P. et al. Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística. **Revista Árvore**, v. 37, n.3, p.491-501, 2013a. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000300012>.

AMARAL, L. P. et al. Variabilidade espacial do índice de diversidade de Shannon-Wiener em Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, v.41, n.97, p.83-93, 2013b.

AMARO, M. A. et al. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.37, n.5, p.849-857, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000500007>.

AMORIM, I. L. et al. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300023>.

ANDEREGG, W. R. L. et al. Tree mortality predicted from drought-induced vascular damage. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 5, p. 367-371, 2015. <https://doi.org/10.1038/ngeo2400>.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Sistema Pernambucano de Geoinformação Hidrometeorológica**. 2017. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/sighpe/>. Acesso em: 12 dez. 2018.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.181, n.1, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.

ARAÚJO FILHO, R. N. et al. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v.407, n.1, p.210-220, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>

ÁVILA L. F. et al. Continuidade e distribuição espacial da umidade do solo em bacia hidrográfica da Serra da Mantiqueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.12, p.1257-1266, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001200002>.

BARAN, J. et al. Influence of forest management on stand structure in ravine forests. **Forest Ecology and Management**, v. 463, p. 118018, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118018>.

BARBOSA, H.A.; KUMAR, T.L. Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v.124, p.377-387, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.015>.

Planos de Manejo Florestal Sustentável - PMFS da Caatinga e suas formações sucessoras, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, p.93-95, 26 de junho de 2009. Seção 1, pt.1.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. **Revista Caatinga**, v.24, p.67-74, 2011.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estudo comparativo da estrutura fitossociológica de dois fragmentos de Caatinga em níveis diferentes de conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.34, n.80, p.1-11, 2014. <http://doi.org/10.4336/2014.pfb.34.80.670>

CAMARGO, E. C. G. **Geoestatística: Fundamentos e aplicações**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/gis_ambiente/5geoest.pdf>. Acesso em 20 de ago 2019.

CAMBARDELLA, C. A. et al. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, n.5, p.1501-1511, 1994. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>.

CAMPELLO, F. B. et al. **Diagnóstico florestal da região Nordeste**. Brasília: IBAMA/PNUD/BRA/93/033. 20p, 1999.

CARDOSO, D. B. O. S.; QUEIROZ, L. P. Caatinga no contexto de uma metacomunidade: evidências da biogeografia, padrões filogenéticos e abundância de espécies em Leguminosas. In: CARVALHO, C. J. B; ALMEIDA, E. A. B. (orgs.). **Biogeografia da América do Sul. Padrões e processos**. São Paulo (SP): Roca, 2010. p. 241-260.

CAREY, E. V. et al. Tree mortality in mature lowland moist and tropical lower moist forests of Venezuela. **Biotropica**, v.26, p.255-265, 1994. <http://dx.doi.org/10.2307/2388846>.

CARVALHO, E. C. D. et al. Ecological succession in two remnants of the Caatinga in the semi-arid tropics of Brazil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.10, n.1, p.13-19, 2012.

CARVALHO, J. O. P. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: Contribuições do Projeto EMBRAPA, 1999, Belém. **Anais...** Belém: EMBRAPA, 1999. p. 174-179. Acesso em 20 de fevereiro de 2018.

CAVALCANTI, A. D. C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.23, n.4, p.1210-1212, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000400032>.

CHANG, M. Sequestro de carbono florestal: oportunidades e riscos para o Brasil. **Revista paranaense de desenvolvimento**, n.102, p.85-101, 2002.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v.84, p.45-67, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.

CHATURVEDI, R. K. et al. Carbon density and accumulation in woody species of tropical dry forest in India. **Forest Ecology and Management**, v.262, n.8, p.1576-1588, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.006>.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. University of Chicago Press, 2014.

CHEN, Lin et al. Assessment of multi-wavelength SAR and multispectral instrument data for forest aboveground biomass mapping using random forest kriging. **Forest Ecology and Management**, v. 447, p. 12-25, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.057>

CHILES, J. P.; DELFINER, P. **Geostatistics: modeling spatial uncertainty**. New York: Wiley, 1999.

CIEMER, C. et al. Higher resilience to climatic disturbances in tropical vegetation exposed to more variable rainfall. **Nature geoscience**, v.12, p.174-179, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0312-z>.

COLPINI, C. et al. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v.40, n.3, p.549-556, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000300014>.

COOPER, D. R.; SCHINDLER, P. S. **Métodos de pesquisa em administração**, 7^a ed. Porto Alegre: Bookman, 2003, 640p.

CORADIN, L. et al. MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial: Plantas para o Futuro: Região Nordeste**. Secretaria de Biodiversidade Brasília - MMA, 1311p, 2018.

CORREIA, M. D. et al. Modelagem geoestatística da distribuição de carbono do solo e biomassa de herbáceas em sistema silvopastoril na região nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biomassa**, v. 31, n. 2, p. 116-129, 2014.

COSTA, G. M. et al. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de caatinga. **Rodriguésia**, v.66, n.3, p.685-709, 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566303>.

COSTA, J. A. S. et al. **Leguminosas forrageiras da caatinga: espécies importantes para as comunidades rurais do sertão da Bahia**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, SASOP, 2002. 116p.

COSTA, T. L. et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and soil**, v.378, n.1-2, p.113-123, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>.

CUEVAS, R. M. et al. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in seasonally dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal patterns. **European Journal of Forest Research**, v.132, n.5-6, p.667-677, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0703-4>.

CUNHA, T. J. F. et al. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob cerrado. **Ciência Rural**, v.31, n.1. p. 27-36, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782001000100005>.

DALLAGNOL, F. S. et al. Teores de carbono de cinco espécies florestais e seus compartimentos. **Floresta e Ambiente**, v.18, n.4, p.410-416, 2011. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2011.060>.

DALLA LANA, M. et al. Biomass equations for Caatinga species. **Nativa**, v.6, n.5, p.517-525, 2018. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i5.5361>.

DALLA LANA, M. et al. Carbon Content in Shrub-tree Species of the Caatinga. **Floresta e Ambiente**, v.26, n.2, p.e20170617, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.061717>.

DEVELICE, R. L. Test of a forest dynamics simulator in New Zealand. **New Zealand Journal of Botany**, v.26, n.3, p.387-392, 1988. <http://dx.doi.org/10.1080/0028825X.1988.10410641>.

DICKINSON, M. B. et al. Low rates of background canopy - gap disturbance in a seasonally dry forest in the Yucatan Peninsula with a history of fires and hurricanes. **Journal of Tropical Ecology**, v.17, n.6, p.895-902, 2001. <https://doi.org/10.1017/S0266467401001663>.

DIODATO, N.; BELLOCCHI, G. Spatial probability modelling of forest productivity indicator in Italy. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 105721, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105721>.

DON, A. et al. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, v.17, p.1658-1670, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>.

DONG, L.; LU, W.; LIU, Z. Developing alternative forest spatial management plans when carbon and timber values are considered: A real case from northeastern China. **Ecological Modelling**, v. 385, p. 45-57, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.07.009>.

DUBE, T. et al. Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. **Tropical Ecology**, v.57, n.2, p.125-132, 2016.

DUBE, T. et al. Estimating forest standing biomass in savanna woodlands as an indicator of forest productivity using the new generation WorldView-2 sensor. **Geocarto International**, v.33, p.178-188, 2018. <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1240717>.

EBELING, A. G. et al. Substâncias húmicas e relação com atributos edáficos. **Bragantia**, v.70, n.1, p.157-165, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100022>.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2011.

ERNANI, P. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages: O autor, 2008. 230p, 2008.

FARIAS, S.G.G. et al. Fisionomia e estrutura de vegetação de caatinga em diferentes ambientes em Serra talhada-Pernambuco. **Ciência Florestal**, v.26, n.2, p.435-448, 2016. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509822745>.

FAO. Forestry Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global ecological zoning for the global forest resources assessment 2000 - Final report**. Forest Resources Assessment Programme. Rome, 2001.

FAYAD, I. et al. Aboveground biomass mapping in French Guiana by combining remote sensing, forest inventories and environmental data. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 52, p. 502-514, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2016.07.015>.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, n.1, p.67-83, 1995. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008415>.

FERRAZ, J. S. F. et al. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em duas áreas de caatinga, no município de Floresta, Pernambuco. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.1055-1064, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>.

FERREIRA, J. A. et al. **Caracterização Espectroscópica da Matéria Orgânica do Solo**. Embrapa São Carlos, 2004. (Circular Técnica, 24).

FERREIRA, R. L. C. et al. Components of growth for tropical dry deciduous forest, Brazil. In: ASA, CSSA & SSSA International Annual Meeting, 2014, Long Beach. **Proceedings...** Long Beach: ASA; CSSA; SSSA, 2014. CD Rom.

FERREIRA, R. L. C. et al. Riqueza e diversidade de áreas da Caatinga em diferentes estágios sucessionais no nordeste do Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 14, n. 112, p. 1-13, 2016. <https://doi.org/10.18671/scifor.v44n112.02>.

FIGUEIROA, J. M. et al. IN: SAMPAIO, E. V. S. B. et al. (Ed.). **Espécies da flora nordestina de importância econômica potencial**. Recife: Associação Plantas do Nordeste 331p. 2005.

FONSECA, B. H. F. **Um estudo sobre estimação e predição em modelos geoestatísticos bivariados**. 2008. 74f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Escola Superior de

Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2008. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11134/tde-13042009-165056/publico/Bruno_Fonseca.pdf. Acesso em: 20 de abril de 2019.

FONTES, C. G. et al. Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. **Forest ecology and management**, v. 424, p.177-183, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.002>.

FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.215-224, 2004. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.2150>.

FRIEDMAN, M. A comparison of alternative tests of significance for the problem of m rankings. **The Annals of Mathematical Statistics**, v.11, n.1, p.86-92, 1940. <http://dx.doi.org/10.1214/aoms/1177731944>.

FU, W. et al. Spatial variation of biomass carbon density in a subtropical region of southeastern China. **Forests**, v.6, n.6, p.1966-1981, 2015. <http://dx.doi.org/10.3390/f6061966>.

GALINDO, I. C. D. L. et al. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de Jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.3, p.1283-1296, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300036>.

GARIGLIO, M. A. et al. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010, 368p.

GEI, M. et al. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 7, p. 1104-1111, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.75, n. 1-34, 1988. <https://doi.org/10.2307/2399464>.

GIONGO, V. et al. Soil organic carbon in the Brazilian semi-arid tropics. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**. v.5, p.12-20, 2011.

GÓMEZ-POMPA, A.; WIECHERS, B. L. Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales. In: GÓMEZ-POMPA, A.; AMO, R. S. (Eds.). **Investigaciones sobre la regeneración de las selvas altas en Vera Cruz, México**. México: Companhia Editorial Continental, 1979. p. 11-30.

GONÇALVES, T. S. A floresta estacional decidual no Brasil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedogeomorfológicos na vegetação. **Monografias Ambientais**, v.14, n.1, p.144-153, 2015. <http://dx.doi.org/10.5902/2236130815213>.

GS+. **Geostatistical for environmental science**. Versão 5.0, Michigan: Gamma Design Software, 2000.

GUEDES, R. D. S. et al. Caracterização florístico-fitosociológica do componente lenhoso de um trecho de caatinga no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v.25, n.2, p.99-108, 2012.

GUEDES, I. C. de L. et al. Continuidade espacial de características dendrométricas em povoamentos clonais de Eucalyptus sp. avaliada ao longo do tempo. **Cerne**, v.21, n.4, p. 527-534, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521041824>.

GUERRA, P. A. G. **Geoestatística Operacional**. Brasília: DNPM, p.145, 1988.

GUIMARÃES, D. V. et al. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v.126, p.177-182, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010>.

GUIMARÃES, E. C. **Geoestatística básica e aplicada**. UFU/FAMAT, Uberlândia, 2004. 77p.

GUIMARÃES, R.M.L. et al. Variabilidade espacial de propriedades físico-hídricas de um Nitossolo sob a cultura do feijoeiro irrigado. **Engenharia Agrícola**, v.30 p-657-669, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000400010>.

GUO, Q. Temporal species richness-biomass relationships along successional gradients. **Journal of Vegetation Science**, v.14, n.1, p.121-128, 2003. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02134.x>.

HERNÁNDEZ, J.; EMERY, X. A geostatistical approach to optimize sampling designs for local Forest inventories. **Canadian Journal of Forest Research**, n.39, p.1465-1474, 2009. <https://doi.org/10.1139/X09-048>.

HOLANDA, A.C. et al. Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga**, v.28, n.4, p.142-150, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252015v28n416rc>.

HOSOKAWA, R. T. et al. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR, 1998. 162p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geográfica e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências. 2ª ed. IBGE, Rio de Janeiro, 2012, 275p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2003.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Special report: emissions scenarios**. Summary for Policymakers. Montreal: IPCC. 2005.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Cambridge University Press, 2014.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 600 p. 1989.

JIMENEZ-RODRÍGUEZ, D. L. et al. Structural and functional traits predict short term response of tropical dry forests to a high intensity hurricane. **Forest Ecology and Management**, v.426, p.101-114, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.009>.

JOLY, C. A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, v.51, n.5/6, p.331-348, 1999.

JOSHI, R. K.; DHYANI, S. Biomass, carbon density and diversity of tree species in tropical dry deciduous forests in Central India. **Acta Ecologica Sinica**, v.39, n.4, p.289-299, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2018.09.009>.

KANEGAE JÚNIOR, H. et al. Avaliação da continuidade espacial de características dendrométricas em diferentes 70 idades de povoamentos clonais de Eucalyptus sp. **Árvore**, v.31, n.5, p.859-866, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000500010>.

KAUFFMAN, J. B. et al. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. **Ecological Applications**, v.19, p.1211-1222, 2009. <https://doi.org/10.1890/08-1696.1>.

KEITH, H. et al. Accounting for Biomass Carbon Stock Change Due to Wildfire in Temperate Forest Landscapes in Australia. **Plos one**, v.9, n.9, e107126, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107126>.

KERSHAW JR., J. A. et al. **Forest Mensuration**. 5. ed. Hoboken: WileyBlackwell - John Wiley & Sons, 2017. 160 p.

KHATTREE, R.; NAIR, D. N. **Applied multivariate statistics with SAS software**. 2 ed. Cary, NC: SAS Institute, 1999. 340 p.

KRAVCHENKO, A.N. et al. Using information about spatial variability to improve estimates of total soil carbon. **Agronomy Journal**, v.98, p.823-829, 2006. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0305>.

KREMPI, A. P. **Explorando recursos de estatística espacial para análise da acessibilidade da cidade de Bauru**. 2004. 94f. Dissertação (Mestrado em Transportes) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18137/tde-10032005-064613/publico/APKrempi_.pdf. Acesso em 10 de outubro de 2019.

KORTZ, A. R. **Florestas Tropicais Sazonalmente Secas: estudo da ocupação das áreas através de espécies representativas**. 2012, 92f. Dissertação (Mestrado em Diversidade biológica e conservação) – Universidade Federal de São Carlos, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1517>. Acesso em: 02 nov. 2018.

LAL, R. Soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R. et al. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth Press. 2006.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas, possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: GTZ, 1990. 343 p.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. 2ª. Edição, São Paulo: Editora Unesp, 2003. 253p.

LEAL, I. R. **Dispersão de sementes por formigas na Caatinga**. In: **LEAL, I. R. et al. (eds.). Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife (PE): Ed. Universitária da UFPE, 2005. p. 593-624.

LEENAERS, H. et al. Comparison of spatial prediction methods for mapping floodplain soil pollution. **Catena**, v.17, n.6, p.535-550, 1990. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(90\)90028-C](https://doi.org/10.1016/0341-8162(90)90028-C).

LIMA, T. L. et al. Stump regrowth and estimation of reconstituting Caatinga shrub-tree biomass under forest management. **Scientia Forestalis**, v.46, n.119, p.01-09, 2018. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v46n119.12>.

LITTELL, R. C. et al. **SAS systems for linear models**. 3.ed. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA. 1991.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v.21, n.2, p.249-261, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000200001>.

LORENZ, K.; LAL, R. **Carbon Sequestration in Forest Ecosystems**. Springer Netherlands. 2010.

LU, D. et al. A survey of remote sensingbased aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. **International Journal of Digital Earth**, v.9, p.63–105, 2016. <https://doi.org/10.1080/17538947.2014.990526>.

LUCENA, R. F. P. et al. The ecological apparency hypothesis and the importance of useful plants in rural communities from Northeastern Brazil: an assessment based on use value. **Journal of Environmental Management**, v. 96, p. 106-115, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.001>.

LUNDGREN, W. J. C. et al. Influência do tipo de amostragem na estimativa de volume de madeira de eucalipto por Krigagem. **Revista Floresta e Ambiente**, v.23, p. 511-523, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.136315>.

MAIA, S. M. F. et al. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semiarid region of Ceara, Brazil. **Agroforestry Systems**, v.71, p.127-138, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-007-9063-8>.

MARANGON, G. P. et al. Estrutura e padrão espacial da vegetação em uma área de caatinga. **Floresta**, v.43, n.1, p.83-92, 2013. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v43i1.27807>.

MARENGO, J. A. et al. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**, v.3, p.49-54, 2016.

MARENGO J. A. et al. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.90, n.2, p.1973-1985, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. et al. Effects of long-term inter-annual rainfall variation on the dynamics of regenerative communities during the old-field succession of a neotropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.426, p.91-100, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.048>.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GARCIA-ORTH, X. Sucesion ecologica y restauracion de las selvas humedas. **Boletín de la Sociedad Botanica de Mexico**. Suplemento, v.80, p.69-84, 2007. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1758>.

MARTINS, F. R. Atributos de comunidades vegetais. **Quid**, v. 9, n.1-2, p. 12-17, 1990.

MARTINS PINTO, A. C. et al. Análise de danos de colheita de madeira em floresta tropical úmida sob regime de manejo florestal sustentável na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**, v.26, n.4, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000400008>.

MASON-ROMO, E. D. et al. Long-term population dynamics of small mammals in tropical dry forests, effects of unusual climate events, and implications for management and conservation. **Forest Ecology and Management**, v.426, p.123-133, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.058>.

MATHERON, G. Principles of Geostatistics. **Economic Geology**. v.58, n.8, p.1246-1266. 1963. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.58.8.1246>.

MATTSSON, E., et al. Heterogeneity and assessment uncertainties in forest characteristics and biomass carbon stocks: Important considerations for climate mitigation policies. **Land Use Policy**, v.59, p.84-94, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.026>.

MAUCHLY, J. W. Significance test for sphericity of a normal n-variate distribution. **Annals of Mathematical Statistics**, v.11, n.2, p. 204-209, 1940. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177731915>.

MCBRATNEY, A. B.; WEBSTER, R. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. **Journal of Soil Science**, v.37, p.617-639, 1986. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1986.tb00392.x>.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669-672, 2015. <https://doi.org/10.1038/nclimate2641>.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Terceira comunicação nacional do Brasil à convenção das Nações Unidas sobre mudança do clima**. v.3. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: MCTI. 2016. 336 p.

MELO, C.L.S.M.S. et al. Dynamics of dry tropical forest after three decades of vegetation suppression. **Floresta e Ambiente**, v.26, n.3, 2019. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.116317>.

MELLO, J. M. et al. Métodos de amostragem e geoestatística para estimativa do número de fustes e volume em plantios de *Eucalyptus grandis*. **Revista Floresta**, v.39, n.1, p.157- 166, 2009. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v39i1.13735>.

MENEZES, B. S. **Dinâmica espaço-temporal em um fragmento de savana decídua espinhosa, semiárido do Brasil**. 2010, 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Ceará, 2010. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/17130>. Acesso em: 09 abr. 2017.

MENEZES, C. E. G. et al. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, v.20, n.3, 439-452, 2010. <http://dx.doi.org/10.5902/198050982059>.

MENEZES, R. S. C. et al. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, p. 643-653, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Biomassa para Energia no Nordeste: atualidade e perspectivas**. 2018. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/phocadownload/gestao_territorial/desertificacao/Livro_APNE_NE_AGO20.pdf>. Acesso em 25 de novembro de 2019.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009, 496p.

MOONEY, H. A. et al. Introduction. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 1-8.

MOTA, S. D. L. L. et al. Influência dos Afloramentos Rochosos sobre a Comunidade Lenhosa no Cerrado stricto sensu. **Floresta e ambiente**, v.21, n.1, p.8-18, 2014. <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2014.009>

MOURA, P. M. et al. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v.105, n.1, p.25-38, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>.

MUIR, J. P. et al. Value of endemic legumes for livestock production on Caatinga rangelands. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences**. v. 14, n. 2, 2019. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i2a5648>.

MURPHY P.; LUGO A. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.17, p.67-88, 1986. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>.

NASCIMENTO, M. et al. Adaptabilidade e estabilidade via regressão não paramétrica em genótipos de café. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, n.1, p.41-48, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010000100006>.

NEVES, D. A. et al. Using geostatistics for assessing biodiversity of forest reserve areas. **Bragantia**, v. 69, p. 131-140, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052010000500014>.

NGO, K. M. et al. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. **Forest Ecology and Management**, v.296, p.81-89, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.004>.

NIINEMETS, U. et al. Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. **Forest Ecology and Management**, 260, 1623-1639, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.054>.

NOGUEIRA, D. T. S.; BALDAUF, C. Conhecimento e uso de plantas da caatinga na comunidade tradicional caboclos de Açú, Açú, RN: testando a hipótese da aparência ecológica. In: I CONGRESSO INTERNACIONAL DA DIVERSIDADE DO SEMIÁRIDO, 2016, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: Editora realize, 2016.

ODA-SOUZA, M. L. **Aplicação de métodos geoestatísticos para identificação de dependência espacial na análise de dados de um experimento em delineamento sistemático tipo “leque”**. 2005. 72f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2005. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11134/tde-22082005-135811/pt-br.php>. Acesso em 01 de setembro de 2019.

ODA-SOUZA, M. et al. Aplicação de métodos geoestatísticos para identificação de dependência espacial na análise de dados de um ensaio de espaçamento florestal em delineamento sistemático tipo leque. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.499-509, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000300011>.

OLIVEIRA, E. V. S. **Dinâmica temporal e aspectos da vegetação em uma comunidade de Caatinga**. 2016, 98 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Sergipe, 2016. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/4463>. Acesso em: 20 de nov. 2017. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/4463>. Acesso em 10 abr. 2017.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA, R. P. et al. **Geoestatística aplicada na agricultura de precisão utilizando o vesper**. Embrapa Solos - Livro técnico (INFOTECA-E), p.41-62, 2015.

ORTIZ, G.C. et al. **Ajuste de modelos teóricos ao semivariograma experimental para dados de densidade do solo**. 2010. Disponível em:

<<http://www.posgraduacao.ufla.br/gauss/congresso/47rbras/g4.pdf>>. Acesso 05 de maio de 2019.

PARKER, G. et al. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western Mexico. **Forest Ecology and Management**, v.426, p.39-52, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.037>.

PAUL, S. et al. Soil organic carbon in density fractions of tropical soils under forest–pasture–secondary forest land use changes. **European Journal of Soil Science**, v.59, n.2, p. 359-371, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.01010.x>.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v.333, p.988-993, 2011. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1201609>.

PEDRONI, F. **Aspectos da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Mata Atlântica e planície e encosta em Ubatuba, SP**. 2001. 196 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, 2001. Disponível em: http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/Camp_ab1abcfaae2ce5c09e5416ae4cafc2f3.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. v.1. Curitiba, Paraná. 1997. 316pp.

PELISSARI, A. L. et al. Desenvolvimento quantitativo e qualitativo de *Tectona grandis* L.f. em Mato Grosso. **Floresta e Ambiente**, v.20, n.3, p.371-383, 2013. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2013.027>.

PELISSARI, A. L. et al. Geoestatística aplicada ao manejo de povoamentos florestais de teca, em dias pré-desbaste seletivo, no estado do Mato Grosso. **Revista Brasileira de Biometria**, v.32, p.430-444, 2014.

PENNINGTON, R. T. et al. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. **Royal Society of London - Biological Sciences**, v. 359, n1443, p.515-538, 2004. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1435>.

PENNINGTON, R. T. et al. An Overview of the Plant Diversity, Biogeography and Conservation of Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forest. In: PENNINGTON, R.T. et al. (Ed.). **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation**. Systematics Association. Florida, v.69, p.1-29, 2006.

PENNINGTON, R. T. et al. Woody plant diversity, evolution and ecology in tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.

PEREIRA, B. A. D. S. et al. Florestas estacionais no cerrado: uma visão geral. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.41, n.3, p.446-455, 2011.

PEREIRA, J. C. et al. Comparação entre modelos de relação hipsométrica com e sem componente espacial para *Pinus* sp. na FLONA Ipanema – SP. **Scientia Forestalis**, v.39, n.89, p.043-052, 2011. <http://dx.doi.org/10.12702/II-SGEA-a40>.

PEREIRA-JÚNIOR, L. R. et al. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de caatinga em Monteiro, PB. **Holos**, 6, 2012. <https://doi.org/10.15628/holos.2012.1188>.

PEREIRA-JÚNIOR, L. R. et al. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v.47, n.1, p.32-40, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>.

PEREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v.61, n.3, p.167-234, 2013. http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO.

PHILLIPS, O. L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.91, n.7, p.2805-2809, 1999. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.7.2805>.

PIRANI, F. R. **Dinâmica e modelagem do estoque de carbono no fuste da vegetação arbustivo/arbórea de duas fitofisionomias do bioma Cerrado em Mato Grosso – Brasil**. 2016, 104 f. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília. 2016. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/handle/10482/22439>. Acesso em 03 de out. 2017.

PORTILLO-QUINTERO, C. A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v.143 p. 144-155, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Berlin: Springer. 2009. 664 p.

PULLA, S. et al. Assessing the resilience of Global dry forests: a prologue global seasonally dry tropical forests. **International Forestry Review**, v.17, n.2, p.91-113, 2015. <https://doi.org/10.1505/146554815815834796>.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosae of the Caatinga**. Feira de Santana: Universidade estadual de Feira de Santana, Royal Botanic Gardens, Kew: Northeast Plants Association, 2009, 913 p.

RAJASHEKAR, G. et al. Spatial distribution of forest biomass carbon (Above and below ground) in Indian forests. **Ecological Indicators**, v.85, p. 742-752, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.024>.

RAMOS, M. A. et al. Can wood quality justify local preferences for firewood in an area of caatinga (dryland) vegetation? **Biomass Bioenergy**, v.32, p.503-509, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.010>.

RENTON, K. et al. Differential resilience to extreme climate events of tree phenology and cavity resources in tropical dry forest: Cascading effects on a threatened species. **Forest**

Ecology and Management, v.426, p.164-175, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.012>.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.495-504, 2010.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300013>.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1992. 747p.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma Caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B. et al. **Vegetação & Flora da Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste/Centro Nordestino de Informações sobre Plantas, 2002, p.11-24.

RODAL, M. J. N. et al. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea**, v.35, n.2, p.209-217, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062008000200004>.

ROGÉRIO, M. C. P. et al. Manejo alimentar de caprinos e ovinos nos trópicos. **Veterinária e Zootecnia**, v.23, n.3, p.326-346, 2016.

ROSA FILHO, G. et al. Variabilidade espacial de propriedades dendrométricas do eucalipto e de atributos físicos de um Latossolo Vermelho. **Bragantia**, v.70, n.2, p.439-446, 2011.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000200027>.

RUFINO, T. M. C. et al. Uso da geoestatística no estudo da relação entre variáveis dendrométricas de povoamentos de Eucalyptus sp. e atributos do solo. **Revista Ambiência**, v. 2, n.1, p.83-93, 2006.

SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.108, n.24, 9899-9904, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>.

SAS. SAS Institute Inc. **SAS/STAT User's Guide**, Version 8, Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.

SAIKI, S. et al. Physiological mechanisms of drought-induced tree die-off in relation to carbon, hydraulic and respiratory stress in a drought-tolerant woody plant. **Scientific reports**, v.7, n.1, p. 2995, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03162-5>.

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Brazil Botanic Society; Pernambuco Regional Section. 1996, 415p.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V. C. (Org.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 129-142, 2003.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e Potencialidades. In: GARIGLIO MA et al. (Orgs.) **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Serviço Florestal Brasileiro, p.29-42, 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n.5, p.621-632, 1998.

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. **Desertificação no Brasil: conceitos, núcleos e tecnologias de recuperação e convivência**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003, 202p.

SAMPAIO, E. V. D. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e Fluxos de Carbono no Semi-Árido Nordeste: Estimativas Preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.4, n.6, 2011, p.1275-1291. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v4i6.232783>.

SAMPAIO, E. V. S. B.; FREITAS, A. D. S. Produção de biomassa na vegetação nativa do solo semi-árido nordestino, In: MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (Orgs.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008, p.11-26.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R. et al. (Eds.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2002.

SANTANA, J. A. S. et al. Estrutura e distribuição espacial da vegetação da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó, RN. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.36, n.88, p.355-361, 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1002>.

SANTOS, D. M. et al. Variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de floresta tropical seca (Caatinga) – Pernambuco. **Revista de Geografia**, v.27, n.1, p. 234-253, 2010.

SANTOS, J. R. et al. Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon. In: JEDLOVEC, G. (Ed.). **Advances on geoscience and remote sensing**. Vukovar: InTech, 2009, p.183-206.

SANTOS, P. C. et al. O emprego da geoestatística na determinação do tamanho “ótimo” de amostras aleatórias com vistas à obtenção de estimativas dos volumes dos fustes de espécies florestais em Paragominas, estado do Pará. **Acta Amazonica**, v.41, n.2, p.213-222, 2011.

SANTOS, R. C. et al. Estoques de volume, biomassa e carbono na madeira de espécies da Caatinga em Caicó, RN. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.36, n.85, p.1-7, 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.85.772>.

SCHULZ, K. et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.367, p.62-70, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>.

SCOLFORO, H.F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Savanna, Atlantic forest and semi-arid woodland. **Plos One**, v.10, p.1-20, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128781>.

SHEN, G. et al. Mapping Aboveground Biomass and Carbon in Shanghai's Urban Forest Using Landsat ETM+ and Inventory Data. **Urban Forestry & Urban Greening**, p. 126655, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126655>.

SHEPHERD, J. G. **Geoengineering the climate: science, governance and uncertainty**. Royal Society, 2009, 81p.

SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1981, 288p.

SIEGEL, S.; CASTELLAN JR, N. J. **Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento**, 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006, 448p.

SILVA, A. C. C. et al. Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em um remanescente de Caatinga em um remanescente de Caatinga em Sergipe. **Gaia Scientia**, v.10, n.4, p.01-14, 2016. <https://doi.org/10.21707/gaia.v10.n04a01>.

SILVA, A. C. S. et al. Estoque de biomassa aérea, carbono e sequestro de dióxido de carbono em sistemas florestais na Amazônia Mato-grossense. **Acta Iguazu**, v.3, n.4, p.22-35. 2014b.

SILVA, C. A. et al. Estoque de carbono na biomassa aérea florestal em plantações comerciais de Eucalyptus spp. **Scientia Forestalis**, v.43, n.105, p.135-146, 2015.

SILVA, E. A. et al. Dinâmica do uso e cobertura da terra do município de Floresta, PE. **Floresta**, v.43, n.4, p.611-620, 2013. <https://doi.org/10.5380/rev.v43i4.27931>.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-375.

SILVA, N. et al. Conhecimento e uso da vegetação nativa da Caatinga em uma comunidade rural da Paraíba, Nordeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v.34, p.5-37, 2014a.

SILVA, L. S. et al. Mudanças temporais na estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga, sul do Piauí. **Scientia Plena**, v. 16, n. 2, 2020. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.020203>.

SILVEIRA, E. M. O. et al. Pre-stratified modelling plus residuals kriging reduces the uncertainty of aboveground biomass estimation and spatial distribution in heterogeneous savannas and forest environments. **Forest Ecology and Management**, v.445, p. 96-109, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.016>.

SINGH, S.; SINGH, G. Effects of Energy Input Sources on Crop Production: A Study of Selected Farmers of Northern India Region. **International Energy Journal**, v.14, 1992, p. 11-20.

SOUZA, D. G. et al. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>.

SOUZA, L. S. B. D. et al. Energy balance and evapotranspiration biophysical control in Caatinga under intense drought conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.50, n.8, p.627-636, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2015000800001>.

SOUZA, M. J. N. A problemática ambiental: cenários para o Bioma Caatinga no Nordeste do Brasil. In: SILVA, J. B. et al. (Org.). **Panorama da geografia brasileira**. São Paulo: Annablume, 2006. v.2, p.119-133.

STEPHENSON, N. L. et al. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v.507, p.90-93, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/nature12914>.

SURESH, H. S. et al. Relationship between annual rainfall and tree mortality in a tropical dry forest: results of a 19-year study at Mudumalai, southern India. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 762-769, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.025>.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6.ed. Porto Alegre: Artmed. 2017, 888 p.

TIESSEN, H. et al. Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. **Climatic change**, v.40, n.1, p.105-117, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:100534293>.

TIMOTHY, D. et al. Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. **Tropical Ecology**, v.57, n.2, p.125-132, 2016.

TRANGMAR, B. B. et al. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Advances in Agronomy**, n.38, p 45-94. 1985. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60673-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60673-2).

VELLOSO, A.L. et al. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: APNE - Associação Plantas do Nordeste, TNC. 2002. 76p.

VELOSO, H. P. et al. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.

VIEIRA, G. et al. Teores de carbono em espécies vegetais da caatinga e do cerrado. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v.7, n.2, p.145-155, 2009. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v7i2.9846>.

VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um latossolo roxo de Campinas (SP). **Bragantia**, v.56, n.1, p.181-190, 1997. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051997000100019>.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Tópicos especiais em ciências do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 2000. p.1-54.

VIEIRA, S. R. et al. Aplicações de geoestatística em pesquisas com cana-de-açúcar. In: DINARDO-MIRANDA, L.L., VASCONCELOS, A.C.M. & LANDELL, M.G.A. (Eds). **Cana de açúcar**. 1 ed. Ribeirão Preto: Instituto Agrônomo, 2008, p. 839-852.

WANG, L. et al. Estimation of biomass in wheat using random forest regression algorithm and remote sensing data. **Crop Journal**, v.4, p.212-219, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.01.008>.

WERNECK, F. P. et al. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidencegeb. **Global Ecology and Biogeography**, v.20, n.2, p.272-288, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00596.x>.

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, v.1, n.6, p.80-83, 1945. <http://dx.doi.org/10.2307/3001968>.

XU, B. et al. Decadal change of forest biomass carbon stocks and tree demography in the Delaware River Basin. **Forest Ecology and Management**, v.374, n.1, p.1-10, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.045>.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de textos. Online Book, 2015. 215 p.

YEBOAH, D. et al. Variation in wood density and carbon content of tropical plantation tree species from Ghana. **New Forests**, v.45, n.1, p.35-52, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11056-013-9390-8>.

ZAPPI, D. C. et al. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>

ZIMBACK, C. R. L. **Análise espacial de atributos químicos de solo para fins de mapeamento de fertilidade do solo**. 2001, 114f. Tese (Livre Docência na Disciplina de Levantamentos de Solos e Fotopedologia). Faculdade de Ciências Agrônomicas, UNESP, Botucatu, 2001.

ZIMMERMANN, B. et al. Analyzing spatial data: An assessment of assumptions, new methods, and uncertainty using soil hydraulic data. **Water Resources Research**, v.44, p.1-18, 2008. <https://doi.org/10.1029/2007WR006604>.

ZIMMERMAN, D. L.; ZIMMERMAN, M. B. A comparison of spatial semivariogram estimators and corresponding ordinary kriging predictors. **Tchnometrics**, v.33, p.77-91, 1991. <https://doi.org/10.2307/1269009>.