



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

JOSÉ FRÉDSON BEZERRA LOPES

**DINÂMICA DA BIOMASSA AÉREA E REMANESCENTE EM ÁREA DE PLANO DE
MANEJO NA FLORESTA TROPICAL SECA, CAATINGA**

FORTALEZA

2018

JOSÉ FRÉDSON BEZERRA LOPES

DINÂMICA DA BIOMASSA AÉREA E REMANESCENTE EM ÁREA DE PLANO DE
MANEJO NA FLORESTA TROPICAL SECA, CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientadora: Prof^ª. Ph.D Eunice Maia de Andrade.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Lopes, José Frédson Bezerra.

Dinâmica da biomassa aérea e remanescente em área de plano de manejo na Floresta Tropical Seca, Caatinga / José Frédson Bezerra Lopes. – 2018.

73 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2018.

Orientação: Profa. Dra. Eunice Maia de Andrade.

1. Biomassa lenhosa. 2. Incremento médio anual. 3. Regeneração. 4. Ciclo de corte. 5. Resíduos florestais. I. Título.

CDD 630

JOSÉ FRÉDSON BEZERRA LOPES

DINÂMICA DA BIOMASSA AÉREA E REMANESCENTE EM ÁREA DE PLANO DE
MANEJO NA FLORESTA TROPICAL SECA, CAATINGA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 30 / 07 / 2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Ph.D Eunice Maia de Andrade (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Professor Dr. Alexandre de Siqueira Pinto – (Conselheiro)
Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Dr. Deodato do Nascimento de Aquino – (Conselheiro)
Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA/CE

Às minhas filhas, Maria Clara e Maria Cecília,
e à minha esposa, Ozivânia.

Aos meus pais, Antoniêta e Almir, e aos meus
irmãos, Fabíola, Flávia, Ana, Fernando e
Witória (minha irmã-afilhada). Aos meus
queridos sobrinhos, Ana Teresa, Luan, Cauã,
Saulo e Paulo Vinícius.

Dedico ainda aos meus avós maternos, Zeca e
Ana (*in memorian*), e paternos, Fransquinha (*in
memorian*) e Luiz Lopes (*in memorian*).

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente, à minha esposa, minha filha, meus pais, irmão (ãs) e sobrinha (os), pelo contínuo apoio para a realização dessa empreitada, e aos meus avós, pelos exemplos de perseverança;

Aos demais parentes e amigos, que, de uma forma ou de outra, contribuíram com essa jornada;

Ao Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, por ter me apoiado nesse grande desafio;

À UFC, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – PPGEA do Departamento de Engenharia Agrícola – DENA, pela acolhida e apoio;

À Superintendência Estadual de Meio Ambiente – SEMACE, pela disponibilização das informações que permitiram a correta seleção da área de estudo;

Ao Engenheiro Agrônomo José do Egito, que nos aproximou do Assentamento Ramalhete;

Ao Projeto de Assentamento Ramalhete, pela acolhida e disponibilização da área para a realização da pesquisa de campo;

Ao colaborador, Sr. Sebastião, pela disposição e grande conhecimento de campo, tendo nos acompanhado em todo o trabalho de pesquisa na área;

Aos professores (a) que ministraram as aulas, por mim assistidas, durante o curso: Eunice Andrade, Fernando Lopes, José Carlos, Alexandre Costa, Claudivan Lacerda, Marcos Bezerra, Raimundo Nonato, Marlos Bezerra, George Mamede e Patrícia Lima;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro para a pesquisa de campo;

À professora Eunice Maia de Andrade, orientadora, pelo apoio, compreensão e excelente orientação;

À Professora Patrícia Lima, do Departamento de Economia Agrícola, por sua paciência e orientação nas questões referentes à estatística;

Aos colegas do Grupo de Pesquisa e Extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido – MASSA pelo bom convívio: Profa. Eunice, Prof. Fernando, Aldênia, Ramon, Fernanda, Erich, Diego, Janaina, José Bandeira, Wilner, Emanuel, Erialdo, Givanilson, Úrsula, Mônica, Valéria e Nicole;

Aos colegas e amigas (os) das turmas de Mestrado e Doutorado em Engenharia Agrícola pela parceria nos estudos: Fernanda, Janaina, José Bandeira, Erich, Diego, Eldir, Wilner, Pedro Alencar, Gilberto, Márcio Régis e Glauber;

Aos amigos que participaram diretamente dos trabalhos de campo: Diego, Erich, Wilner e Givanilson;

Aos colegas e servidores do INCRA que sempre me apoiaram nesse desafio.

A pobreza não é um acidente. Assim como a escravização e Apartheid, a pobreza foi criada pelo homem e pode ser removida pelas ações dos seres humanos.

Nelson Mandela

RESUMO

A área de manejo vegetal na floresta tropical seca (FTS-caatinga) cresceu em torno de 450% nas últimas duas décadas. Atualmente se adota um ciclo de corte de 15 anos, com discussões para reduzir para 12 anos no estado do Ceará. Neste trabalho, porém, testa-se a hipótese de que um período de 15 anos é suficiente para ciclo sustentável de extração de biomassa arbustiva-arbórea em floresta tropical seca submetida à corte raso. Buscou-se, assim, elucidar essa hipótese por meio da compreensão da dinâmica do crescimento da biomassa arbustiva-arbórea e da estrutura da vegetação em função do tempo de regeneração, em área submetida ao corte raso. O estudo foi realizado entre janeiro e março de 2018 em plano de manejo agrossilvipastoril, Assentamento Ramalhete, General Sampaio, Ceará. O arranjo experimental foi em blocos inteiramente casualizados, com seis tratamentos (talhões em regeneração há 3, 5, 8, 11 e 15 anos e reserva legal, há 40 anos) e sete repetições (parcelas, de 20,0 m x 20,0 m). Foram identificadas as plantas e medidas as circunferências à altura do peito (CAP) das que tinham $CAP \geq 6$ cm. Determinou-se as variáveis: biomassa arbustiva-arbórea, densidade absoluta, incremento médio anual (IMA) e biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva+morta). A quantificação da biomassa remanescente (ramos) foi realizada em sete parcelas (1,0, m x 1,0 m) sobre as leiras de talhão recém explorado. Determinou-se ainda a biomassa de cepas. Para se analisar a significância do efeito tempo sobre a regeneração, aplicou-se as técnicas estatísticas MANOVA, ANOVA e teste de Kruskal-Wallis. Em relação à biomassa remanescente (cepas e ramos), fez-se a comparação de médias através do teste “t”. Observou-se que, passados 15 anos do corte raso, mas com preservação das espécies protegidas por lei e cactáceas, não se observou diferenças para uma floresta de 40 anos nos seguintes indicadores: biomassa arbustiva-arbórea, densidade absoluta e distribuição das plantas por classe diamétrica. Na área com 15 anos há predominância de apenas uma espécie pioneira (*Croton blanchetianus*). Após a exploração, há o aporte à superfície do solo de significativa quantidade de resíduos (ramos), 18 Mg ha^{-1} , correspondente a mais de 3,0 vezes a serapilheira. Outras $3,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ ficam na área na forma de cepas. A área de reserva legal ainda não se recuperou da ação antrópica promovida há 40 anos (por meio da exploração com culturas anuais e pastagem) e após (pelo pastejo de animais e/ou exploração esporádica de madeira), levando-a a uma vegetação simplificada, predominando apenas duas espécies: uma pioneira (*Croton blanchetianus*) e outra secundária (*Cordia oncocalyx*). Sugere-se a realização de estudos que englobem a técnica do raleamento, uso de banco de sementes e o controle parcial de pioneiras como formas de aumentar a participação de espécies-chave e produção de forragem.

Considerando ainda que a precipitação é um fator determinante na regeneração desta floresta e que, neste estudo, essa é superior a de 42% dos municípios do Ceará, sugere-se em investigações em outras áreas com menores precipitação.

Palavras-chave: Biomassa lenhosa. Incremento médio anual. Regeneração. Ciclo de corte. Resíduos florestais.

ABSTRACT:

The timber management field in the tropical dry forest (TDF-caatinga) grew around 450% in the last two decades. Currently, a lumber cycle of 15 years is adopted, with suggestions to decrease it to 12 years in the State of Ceará, Brazil. In this work, however, we test the hypothesis that a period of 15 years is enough to have a sustainable management of the scrubs and tree biomass removal in TDF-caatinga under tree harvesting. In order to test this hypothesis, we investigated the dynamics of biomass as well as the vegetation structure throughout time in an area that was submitted to tree harvesting. The trees protected by law were kept. The study occurred from January to March/2018 in the agrosilvopastoral management “Assentamento Ramallete”, County of General Sampaio, Ceará, Brazil. The experimental arrangement consisted of completely randomized blocks with 6 (six) different treatments (vegetations cut 3, 5, 8, 11 and 15 years ago and VReg_40) with 7 (seven) replications. All plants were classified and we considered in this study those with perimeter at breast height (PBH) ≥ 6 cm. The following variables were chosen: Biomass of wood plants, absolute density, average annual biomass increase (ABI) and total aboveground biomass (alive+dead). Remaining biomass (branches) quantification occurred in 7 (seven) plots (1.0 x 1.0 m) over the strip in an area with recently cut vegetation. Also, we determined the strains biomass, which were considered as remaining biomass as well. To evaluate the influence of time over the vegetation, the MANOVA, ANOVA and the Kruskal-Wallis tests were applied. As for the remaining biomass (branches+strains), the means were compared by the “t” test. It was observed that, 15 years after the deforestation, the studied plot of TDF-caatinga presented wood plant biomass, absolute density and a plant distribution by diameter class similar to VReg_40 with, however, the predominance of only one pioneer species (*Croton blanchetianus*). This fact identifies a possible loss of biodiversity in the vegetation. After the cutting, it was identified a significant increase in the amount of residue (branches) to the soil, 18 Mg ha⁻¹. This productivity is three times bigger than natural litter productivity. Another 3,43 Mg ha⁻¹ stayed in the area as strains. We identified, also, that the VReg_40 had not yet recovered from the impact of human action (crops and livestock), since a predominance in the area of only two vegetation species occurred: one pioneer (*Croton blanchetianus*) and the other secondary (*Cordia oncocalyx*). We believe that the thinning management can be used instead of cutting in order to stimulate the presence of key-species and increase pasture production. Based on our results, we recommended studies in relation to thinned vegetation, pioneer species partial control, bank of native species seed bank as management strategies to improve the key species and biomass productivity. Since

rainfall is a determinate factor in the regeneration process of vegetation and the average annual rainfall of the area is 42% bigger than that of other counties in the state of Ceará, we recommend that investigations should be done in others areas as well.

Keywords: Biomass wood plants. Timber. Regeneration. Cutting cycle. Remaining biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Localização do Projeto de Assentamento Ramalhete, município de General Sampaio, Ceará.....	32
Figura 2	– Precipitação pluviométrica anual, precipitação pluviométrica média (período 2003-2017), normal climatológica e evapotranspiração potencial para o município de General Sampaio, Ceará.....	33
Figura 3	– Corte raso em plano de manejo florestal na FTS-Caatinga.....	34
Figura 4	– Demarcação em campo das parcelas amostrais.....	35
Figura 5	– Medição da circunferência à altura do peito.....	36
Figura 6	– Exemplo de biomassa remanescente (cepas e ramos) (A), demarcação da parcela de 1,0 m x 1,0 m para coleta de ramos (B) e separação dos ramos (C).....	38
Figura 7	– Biomassa arbustiva-arbórea em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)	44
Figura 8	– Biomassa arbustiva-arbórea não exploradas (plantas protegidas, preservas e cactáceas) em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	45
Figura 9	– Densidade de plantas vivas em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	47
Figura 10	– Densidade de plantas mortas em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	48
Figura 11	– Densidade absoluta de plantas por classes diamétricas: 2-5,99 cm (A); 6-10,99 cm (B); 11-12,99 cm (C); 13-14,99 cm (D) e ≥ 15 cm (D), em áreas regenerantes de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	50
Figura 12	– Incremento médio anual (IMA) de biomassa arbustiva-arbórea em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	52

Figura 13 – Quantidade de espécies em área de plano de manejo florestal em regeneração na FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	53
Figura 14 – Dri - Densidade relativa (A), DoR - Dominância relativa (B), IVC - Índice de Valor de Cobertura (C) e Biomassa por espécies em função do tempo de regeneração (D) em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	55
Figura 15 – Biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva+morta) em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal).....	57
Figura 16 – Serapilheira - pré-existente à exploração - e biomassa remanescente da exploração (cepas e ramos) – após a extração da madeira para a fabricação de carvão em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga. Total (representa a soma das médias das biomassas de cepas e de ramos).....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Quantidade e área de PMFS na FTS-Caatinga, por Estado.....	25
Tabela 2	– Teste de normalidade de Shapiro-Wilk.....	40
Tabela 3	– Análise de Variância Multivariada (MANOVA).....	43
Tabela 4	– Análise de Variância Univariada (ANOVA).....	43

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	HIPÓTESE E OBJETIVOS	20
2.1	Hipótese	20
2.2	Objetivos	20
2.2.1	Objetivo geral	20
2.2.2	Objetivos específicos	20
3	REVISÃO DE LITERATURA	21
3.1	Floresta tropical seca (FTS-Caatinga)	21
3.2	Planos de manejo florestal	25
3.2	Biomassa remanescente da exploração	31
4	MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1	Descrição da área de estudo	33
4.2	Parâmetros fitossociológicos	36
4.3	Biomassa remanescente da exploração	39
4.5	Análise estatística	40
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
6	CONCLUSÕES	63
	REFERÊNCIAS	64
	APÊNDICE A – FICHA DE CAMPO	72
	APÊNDICE B – BIOMASSA ARBUSTIVA-ARBÓREA POR PARCELA AMOSTRAL E RESPECTIVA LOCALIZAÇÃO. DATUM SIRGAS 2000; UTM ZONA 24S	72
	APÊNDICE C – ESPÉCIES (ORDENADAS POR FAMÍLIA) E RESPECTIVOS TRATAMENTOS EM QUE FORAM ENCONTRADAS	73

1 INTRODUÇÃO

A região Nordeste brasileira apresenta uma área de 1.542.257 km² (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2018), na qual o domínio semiárido cobre aproximadamente 1.030.000 km², o que correspondendo a 12% do território brasileiro (MIN, 2018). Nessa parte semiárida, onde vivem aproximadamente 23,5 milhões de habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2018), predomina a floresta tropical seca – (FTS – Caatinga). Para atender suas demandas, essa população exerce uma elevada pressão sobre os recursos naturais.

Na parte semiárida, a incerteza do seu regime pluviométrico e a predominância de solos cristalinos (ANDRADE, 2016) impactam negativamente a produtividade das atividades agropecuárias, afetando a sustentabilidade das áreas rurais, a exemplo dos assentamentos. Vários estudos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de melhor compreender a região, na perspectiva de aprimoramento das técnicas de convivência (ANDRADE; PEREIRA; DANTAS, 2016; APOLINÁRIO *et al.*, 2016; ARAÚJO FILHO, 2013; AQUINO *et al.*, 2017a; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2016; SAMPAIO; SILVA, 2005; SANTOS *et al.*, 2013). Nos últimos anos, o manejo florestal sustentável para fins energéticos tem se apresentado como uma alternativa de exploração dos recursos naturais nessa região.

A implantação de planos de manejo florestais – PMF's nesta floresta ganhou força a partir da década de 2000, quando existiam em torno de 100, em uma área aproximada de 90.000 ha, passando para 693, em 2012, em área correspondente a 492.229 ha (APNE, 2015). Nesses planos são explorados, basicamente, a lenha (usada para cerâmicas, consumo doméstico e panificação) e a madeira (usada para fabricação de cercas).

Os PMF's têm sido implantados em propriedades rurais particulares, de um modo geral, mas também em áreas de Assentamentos Federais, criados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. No Estado do Ceará, o número de PMF em Assentamentos totaliza 65 (sessenta e cinco), em área correspondente a aproximadamente 34.000 ha (INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA, 2017). Desse total, uma parcela de 26% encontra-se ativa e a maioria (41%) em fase de implantação.

Apesar desse crescimento em número e em área, observa-se poucas informações sobre a dinâmica nessas áreas manejadas, quer seja porque as pesquisas são escassas, quer seja porque os dados não estão sendo publicados. Lopes e Canto (2013) alertam que não há estudos para subsidiar o planejamento e o dimensionamento técnico e econômico das atividades de exploração sustentável de lenha na FTS-Caatinga, existindo uma carência de dados e

informações sobre os métodos empregados, a organização do trabalho e a produtividade das atividades.

As atividades envolvendo a exploração florestal estão sob a gestão dos Órgãos estaduais de meio ambiente. Quanto a isso, ainda existe um déficit do marco normativo e a falta de previsões, critérios e indicadores aptos para avaliar a eficácia do manejo aplicado e seus impactos reais sobre a sustentabilidade do uso da floresta (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). Souza (2010), avaliando estudo de caso de PMF's nas Fazendas Maturi e Formosa, cita exemplos de pesquisas a serem desenvolvidas nessas áreas, tais como: verificar a dinâmica do desempenho do manejo florestal no longo prazo; valoração dos serviços ambientais; comparação do desempenho socioambiental de propriedades com manejo florestal comercial com propriedades produtoras de outras fontes energéticas; a capacidade de preservar o potencial produtivo e os recursos naturais com o tempo.

Sobre o ciclo de corte em áreas de PMF's, há bastante heterogeneidade nas estimativas, que varia entre 8 e 20 anos (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). Esses autores complementam que um ciclo mais curto (10 anos) pode ser viável para produção de lenha em regiões com melhores condições edafoclimáticas. Já um ciclo de corte de 15 anos, parece ser uma média razoável enquanto não se dispõe de dados mais completos. Acrescentam ainda que em regiões com regime hídrico e condições de solo menos favoráveis, ciclos de corte entre 15 e 20 anos podem ser mais recomendáveis. Porém, no Estado do Ceará, já se discute a redução do ciclo de corte (atualmente é de 15 anos para todo o Estado), de 15 para 12 anos.

De certa forma é temerária a adoção de ciclos de corte estáticos para toda a FTS-Caatinga, uma vez que características locais de precipitação e solos têm grande peso na recuperação de estoques de biomassa. Estudos de caso desenvolvido na região mais próxima do litoral do Ceará, mostrou uma boa regeneração das áreas manejadas (RIEGELHAUPT; PAREYN; BACALINI, 2010). Porém, essa região não é referência para as outras áreas do Estado, pois apresenta características de solos e precipitação mais favoráveis.

Na maior parte dessa floresta, em termos de estoque de biomassa do extrato lenhoso, tem se encontrado valores entre 20 Mg ha⁻¹ e 80 Mg ha⁻¹ (SAMPAIO, 2010). Para STEGEN *et al.* (2011), nas florestas tropicais secas, a biomassa florestal acima do solo se correlaciona positivamente com a precipitação anual.

Sobre os aspectos do manejo em si, há ainda uma lacuna quanto aos resíduos da exploração florestal (biomassa remanescente) que são deixados na área por ocasião da exploração. Essa biomassa remanescente parece não ter sido ainda quantificada, assim como não tem informação sobre sua dinâmica no tempo.

Em outras áreas com exploração florestal, essa biomassa remanescente já tem sido objeto de estudo. Em áreas de manejo florestal de pinheiros dos Estados Unidos e Canadá, Foote, Boutton e Scott (2015) observaram maiores teores de carbono e nitrogênio nos solos das áreas submetidas a menor intensidade de colheita. Para se manter uma maior atividade microbiana no solo, favorecendo a produtividade da área nas futuras rotações, Webster *et al.* (2016) recomendam se deixar uma maior quantidade de resíduos nos solos menos férteis e nos solos propensos a maiores perdas de nutrientes.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

2.1 Hipótese

O tempo de 15 anos é suficiente para ciclo sustentável de extração de biomassa arbustiva-arbórea em floresta tropical seca submetida à corte raso.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo geral

Compreender a dinâmica do crescimento da biomassa arbustiva-arbórea e da estrutura da vegetação em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo em floresta tropical seca, caatinga.

2.2.2 Objetivos específicos

Determinar a biomassa arbustiva-arbórea em 5 (cinco) talhões com idades de três, cinco, oito, 11 e 15 anos de regeneração e em reserva legal, em processo de regeneração há 40 anos;

Avaliar a relação entre o tempo de regeneração e biomassa acumulada;

Determinar o incremento médio anual (IMA) de biomassa arbustiva-arbórea em cada um dos talhões e na reserva legal;

Quantificar a biomassa remanescente (composta por biomassa de ramos e cepas) após a realização do corte raso.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Floresta tropical seca (FTS-Caatinga)

Caatinga, com sua vegetação predominantemente xerófila, denomina o único bioma que se situa totalmente entre os limites territoriais brasileiros (PIMENTEL, 2016). Distribui-se por uma área de cerca de 844.453 km², o equivalente a 10% do território nacional, composta por um mosaico de arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas e, mesmo em uma região semiárida, é extremamente heterogênea e sua biodiversidade ampara diversas atividades econômicas agrosilvopastoris e industriais (SFB, 2013).

Na área dessa floresta se encontra uma diversidade florística alta, apesar das restrições ao crescimento promovidas pelas limitações hídricas. Apresenta ambientes múltiplos, destacando-se as áreas cristalinas e as sedimentares, com presença, em seus interiores, de áreas ribeirinhas, locais rupestres, enclaves de mata úmidas e cerrados e, nas áreas marginais, os ecótonos (MORO *et al.*, 2016).

Os diferentes ambientes produzem uma expressiva diversidade de fisionomias vegetais. Localmente essas feições têm instigado classificações que muitas vezes se associam a determinadas finalidades. Jacomine *et al.* (1973), nos levantamentos de solo, dividiram-na em vegetação hiper e hipoxerófila. Nas avaliações do estoque de lenha (PNUD-FAO-IBAMA-SUDENE, 1993) foram usadas categorias de porte: arbórea fechada, arbustiva arbórea fechada e arbustiva arbórea aberta. Para o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) a Caatinga é classificada como Savana-Estépica, apresentando, porém, quatro subgrupos: Florestada, Arborizada, Parque e Gramíneo-Lenhosa. Recentemente, em estudo sobre as afinidades florísticas dos diferentes ecossistemas nessa floresta, Moro *et al.* (2016) verificaram a formação de 3 grupos principais: caatinga do cristalino, caatinga do sedimentar e *Insebergs*.

SAMPAIO (2010) alerta que a conceituação de Caatinga como sendo uma vegetação exclusivamente regional deixa em aberto sua ligação com classificações mais gerais. Em nível internacional, essa vegetação tem sido denominada como uma das florestas ou matas secas tropicais decíduas (MILES *et al.*, 2006; OLIVEIRA FILHO; JARENKOV; RODAL, 2006). Sem dúvida, a diversidade de fisionomias presentes no domínio das caatingas dificulta o enquadramento em qualquer tipologia e sempre haverá áreas de exceção (SAMPAIO, 2010).

Quanto à quantidade de espécies vegetais que compõe essa vegetação, considerando apenas árvores e arbustos, catalogou-se mais de 1700, das quais 318 são endógenas (MORO *et al.*, 2014). Para Pimentel (2016) seriam aproximadamente 1.900 espécies. Este bioma apresenta, devido às suas condições adversas, algumas características essenciais, tais como: alta diversidade e heterogeneidade das espécies (raramente se encontra grandes bosques homogêneos, o que a tornaria frágil), porte baixo (implicando em maior economia, eficiência no balanço hídrico e energético), proteção do solo (tendência de sempre manter o solo coberto, seja pelas próprias plantas enfolhadas na estação chuvosa, seja pela serapilheira depositada sobre o solo, principalmente ao encerrar a estação chuvosa) e a adaptação das espécies às condições da semiaridez (adaptação à falta de água durante vários meses do ano, que se mostra na forma, na cor, no metabolismo, nos ciclos vitais e organização social de todos os organismos da Caatinga) (MAIA, 2004).

A maioria das fisionomias vegetais que hoje recobrem a região semiárida, onde originalmente tinha floresta preservada, tem o fator antrópico decisivo na sua modificação, fruto do processo de colonização. Anteriormente, as condições climáticas prevaleciam e havia um equilíbrio, talvez dinâmico, na região, que é acometida corriqueiramente pelo fenômeno da seca. Os primeiros relatos da ocorrência deste fenômeno tiveram início já no século XVI, em 1583, dados por Fernão Cardin que viajava pelos sertões da Bahia e Pernambuco (PEREIRA; ANDRADE, 2016). Em 1587, o mesmo relatou sobre a fuga de grande quantidade de índios do Sertão para o litoral em busca de alimentos por causa da seca (SILVA, 2006).

Inicialmente há um desinteresse dos colonizadores do Brasil nas terras com predominância da vegetação FTS-Caatinga. Assim, a expansão dos assentamentos coloniais de certa forma poupa a vegetação da FTS-Caatinga por algum tempo, já que esta não tem os atrativos requeridos pelas forças do mercado externo prevalecentes naquela época (PAUPITZ, 2010), uma vez que, naquele momento, há uma grande exploração de pau-brasil para obtenção de seu corante (DEAN, 1996) e conversão de grandes áreas de florestas úmidas da Zona da Mata para plantações de cana-de-açúcar (GRILLO; OLIVEIRA; TABARELLI, 2006).

Esses fatores retardaram em mais de um século a investida sobre a região da FTS-Caatinga, que tivera a ocupação iniciada na primeira metade do século XVII, fruto de três movimentos ou acontecimentos históricos: a ocupação de áreas do Agreste com a policultura e a pecuária para abastecer a região açucareira, as expedições de exploração em busca de minerais preciosos nas margens do Rio São Francisco, abrindo as veredas do Sertão nordestino para a atividade pecuária, e o movimento de fuga de colonizadores do litoral para o Sertão durante o período da ocupação holandesa (1624 a 1654) (SILVA, 2006). Portanto, somente em meados

do século XVII, a integração da atividade extensiva da pecuária em áreas florestais das regiões mais secas dá-se de forma paulatina vindo a consolidar-se como uma das bases da economia sertaneja (PAUPITZ, 2010).

O avanço das fazendas de gado se deu ao mesmo tempo em que se diminuía a população indígena dessa região. As fazendas forneciam carne, couro e animais de tração para as áreas produtoras de cana de açúcar e, posteriormente, para áreas de mineração. Paralelamente, surgiu a manufatura de produção de charque. A agricultura de subsistência, baseado principalmente nas culturas de mandioca, milho, feijão, fava e cana-de-açúcar (para produção de rapadura e aguardente) se instalou tempos mais tarde (SILVA, 2006). Iniciou nas manchas úmidas e nas vazantes de rios, riachos e açudes, visto que os centros fornecedores de gêneros alimentícios ficavam distantes das fazendas de gado e, além disso, não existia transporte adequado para transportar as mercadorias.

Mais tarde, já no século XVIII, se disseminou o cultivo do algodão, que foi apresentada como resistente às estiagens e que poderia gerar excedentes para os agricultores (pequenos proprietários e moradores) e como uma alternativa de enriquecimento dos grandes proprietários das fazendas de gado. Além disso, os restolhos culturais poderiam alimentar os rebanhos na época de estio (SILVA, 2006).

Esse modelo de exploração e ocupação e, conseqüente, substituição da vegetação natural por plantações e pastos se manteve ascendente até a década de 80 do século passado, sendo, em muitas ocasiões, realizadas em áreas inapropriadas para cultivo (SAMPAIO, 2010). Daí em diante, a derrocada do algodão, de certa forma, permitiu um retardamento do processo de desmatamento e até a recuperação de muitas dessas áreas (PAUPITZ, 2010). Este autor cita que houve um incremento de quase 31% das áreas ocupadas por matas e florestas entre os anos de 1996 e 2006, ao analisar dados dos censos agropecuários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.

Alves (2007) cita que os sistemas de produção predominantes na FTS-Caatinga estão associados à produção agrícola, à pecuária extensiva e ao extrativismo mineral. A agricultura tradicional (milho e feijão) está sujeita às vicissitudes climáticas e apresenta problemas de rendimentos e de mercado. A pecuária, então, tornou-se a atividade principal. Na maioria dos casos, essas atividades econômicas são acompanhadas de desmatamentos indiscriminados da vegetação que associados à fragilidade natural desse ecossistema trazem sérias conseqüências o mesmo: comprometimento dos recursos hídricos, erosão, salinização e compactação dos solos, redução da diversidade biológica e da produção primária.

De fato, a irregularidade pluviométrica que é característica preponderante da região semiárida brasileira provoca perda na produção agrícola ao longo dos anos, tanto pelas chuvas mal distribuídas entre anos e entre meses, quanto pela falta ou pelo excesso de chuva e, portanto, produzir culturas que necessitem de regularidade hídrica nesta região é tarefa difícil (COUTINHO *et al.*, 2013). Sampaio (2010) afirma que, atualmente, a agricultura itinerante está em declínio, por causa de sua baixa produtividade e da impossibilidade de competir com a produção de outras regiões do país.

As adversidades provocadas pela irregular distribuição de chuvas são corriqueiras nesta região e, ao que tudo indica, tendem a aumentar. Guerreiro *et al.* (2013) verificaram, para o estado do Ceará, uma tendência de diminuição da precipitação mensal, que pode afetar o armazenamento de água e a produção agrícola, especialmente a agricultura de subsistência que é totalmente dependente das chuvas. Além disso, mesmo em anos em que as precipitações pluviométricas ficam dentro da média, a ocorrência de veranicos pode afetar essa agricultura. Andrade *et al.* (2016) estudaram a ocorrência de veranicos (dias secos consecutivos) no estado do Ceará e verificaram que ela é alta. Observaram também que os municípios localizados no Sertão Central, Sertão dos Inhamuns e região Jaguaribana apresentam maior vulnerabilidade para a agricultura de sequeiro, pois apresentam uma maior frequência de incertezas interanuais (anos de seca) e intra-anuais (veranicos). Segundo Andrade (2016) a maior certeza da realidade semiárida brasileira é a incerteza do seu regime pluviométrico e da predominância de solos cristalinos, requerendo um uso de máxima eficiência desses recursos.

De acordo com o Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2016) a intensa exploração dos recursos naturais e o uso inadequado das terras, sem considerar suas potencialidades e limitações, são os principais fatores que estão conduzindo à degradação ambiental na Área Suscetível à Desertificação do Brasil, que abrange a maior parte dos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe, além de partes do Maranhão, Minas Gerais e Espírito Santo. Essas áreas suscetíveis somam 1.344.766,64 46 km², das quais 70.279,46 km² (5,23%) se encontram fortemente degradadas (em processo de desertificação).

Algumas ações, porém, vêm sendo desenvolvidas na região, visando uma convivência menos predatória. Silva (2006), em seu estudo intitulado “Entre o combate à seca e a convivência com o semiárido: transições paradigmáticas e sustentabilidade do desenvolvimento”, cita que a região vem tentando se adaptar às condições climáticas, experimentando e disseminando práticas alternativas de convivência com o semiárido, estimulando a geração de renda e ocupação da mão de obra. Complementa que essas novas

práticas refletem um questionamento às práticas de “combate às secas” e de “modernização conservadora” que predominaram na realidade do semiárido. O Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2016) comenta que ainda há lacunas, especialmente no que diz respeito à criação de capacidade adaptativa da população mais vulnerável, frente às mudanças climáticas e à pressão antrópica.

3.2 Planos de manejo florestal

Entende-se por plano de manejo florestal o documento técnico básico que contém as diretrizes e procedimentos para a administração da floresta, visando à obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, observada a definição de Manejo Florestal Sustentável (BRASIL, 2006).

Já manejo florestal sustentável define-se como a administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo. Nesse devem ser considerados, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não-madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços florestais (MMA, 2017).

A busca no sentido de melhorar os índices produtivos da agropecuária da região tem se dado desde longas datas. No caso do manejo da vegetação para fins forrageiro, isso se deu de forma experimental em princípios dos anos 1980 no Centro Nacional de Pesquisa de Caprinos da EMBRAPA, em Sobral/CE (GARIGLIO, 2010). O autor cita que na ocasião um grupo de pesquisadores identificou o estrato arbóreo como parte fundamental da oferta forrageira na FTS-Caatinga e iniciou o estudo de diversas alternativas de manejo, objetivando aumentar a oferta, a disponibilidade e a qualidade da forragem. Isso resultou em um conjunto de técnicas a exemplo do raleamento e rebaixamento do estrato arbóreo e enriquecimento do estrato herbáceo, adaptadas para diferentes situações ambientais, produtivas e sociais.

Já o manejo da vegetação para fins madeireiros teve início em 1982 com a instalação de dois planos de manejo para produção de carvão vegetal no estado do Rio Grande do Norte, visando atender à demanda de uma fábrica de cimento (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). No final da década de 1980, foram realizados estudos na região do Seridó, Rio Grande do Norte, que visavam também suprir demandas energéticas industriais (IBAMA, 1988, *apud* RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). O autor cita que naquela época foram apontadas várias alternativas, como o reflorestamento com *Prosopis juliflora* (algaroba),

implantação de sistemas agroflorestais, desmatamento para uso alternativo do solo e outros. Entretanto, a alternativa mais viável seria a produção sustentável de lenha para carvão, extraída da FTS-Caatinga manejada. Esses e outros estudos, das décadas de 1980 e 1990, identificaram uma demanda muito grande por energéticos florestais para atendimento dos setores industriais, comercial e domiciliar.

Na década de 1990 os planos de manejo florestal passam a ter uma legislação específica, ou seja, passam a existir legalmente, com a aprovação da Instrução Normativa nº 01, de 25 de fevereiro de 1994, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA (LOPES; CANTO, 2013). Nessa década, foram criados vários planos de manejo - para atender às demandas de lenha e carvão -, que tiveram incentivos do IBAMA, de diferentes projetos de cooperação PNUD e FAO, bem como da participação da EMATER em diferentes Estados do Nordeste (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). Esses autores acrescentam que, nesse mesmo período, vários planos de manejo florestal sustentáveis foram implantados no estado do Ceará, por iniciativa de indústrias consumidoras de lenha. Adotavam a técnica de corte raso e propunham ciclos de corte muito otimistas, de apenas quatro anos, tendo sido posteriormente ampliados para dez anos.

Entretanto, somente a partir da década de 2000 é que efetivamente há um crescimento significativo de PMFS na FTS-Caatinga, tanto em número, quanto em área. Até o ano 2000 existiam em torno de 100 PMFS nessa floresta, em uma área aproximada de 90.000 ha (APNE, 2015). Já em 2012, o número de PMFS pulara para 693 em área correspondente a 492.229 ha (Tabela 1). Desse total, em torno de 68% encontravam-se ativos.

Tabela 1 - Quantidade e área de PMFS na FTS-Caatinga, por Estado

Estado	Número PMFS	Área (ha)
BA	114	166.974
CE	240	129.573
PB	57	22.677
PE	152	63.472
PI	101	86.505
RN	29	23.028
Total	693	492.229

*Fonte: APNE (2015).

Os PMF's têm sido implantados em propriedades rurais, de um modo geral, mas também em áreas de Assentamentos Federais, criados pelo Instituto Nacional de Colonização

e Reforma Agrária – INCRA. No Estado do Ceará, o número de PMFS em Assentamentos totaliza 65 (sessenta e cinco), em área aproximada de 34.000 ha (INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA, 2017).

Paralelamente às verificações da intensa demanda de produtos energéticos e da implantação de planos de manejo florestal nessa floresta, outras técnicas alternativas de exploração dos recursos naturais dessa vegetação frente às tradicionais têm sido praticadas e estudadas. Trata-se do que se define como sistemas agroflorestais (SAFs) que, de maneira geral, se caracterizam por sistemas de uso da terra que associam espécies perenes lenhosas (arbórea ou arbustivas) com culturas agrícolas e/ou pecuária em arranjos no espaço e no tempo (BATISH *et al.*, 2008). O Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2016) acrescenta que os SAFs são a imitação da cobertura vegetal da floresta, sendo o aspecto diversificação a essência e o seu fundamento, podendo ser divididos em silviagrícolas, silvipastoris e agrossilvipastoris.

Os trabalhos clássicos de Araújo Filho (1992) são exemplos desses estudos na FTS-Caatinga. O autor cita que em verificação do comportamento de ecossistemas naturais dessa floresta e das observações empíricas dos processos de sucessão secundária da vegetação surgiram as ideias de desenvolvimento de programas de pesquisas que visavam avaliar a manipulação da vegetação lenhosa com o intuito de aumentar a produção de forragem. Assim, em termos de níveis ou intensidades de manipulação da vegetação, seis alternativas foram identificadas: Caatinga nativa, Caatinga rebaixada, Caatinga raleada, Caatinga rebaixada-raleada, Caatinga desmatada e Caatinga enriquecida.

Recentemente, pesquisa desenvolvida por Aquino *et al.* (2017a), em um fragmento da FTS-Caatinga, mostrou uma significativa produção de forragem herbácea e aumento nos estoques de carbono do solo em área raleada, tendo esses autores indicado esse manejo para aumentar a produção de forragem para ruminantes e, ao mesmo tempo, reduzir o aquecimento global. Outros estudos, visando avaliar e compreender a dinâmica em área dessa floresta em função dos diversos usos a que está submetida, vêm sendo desenvolvidos (APOLINÁRIO *et al.*, 2016; AQUINO *et al.*, 2017b, RIBEIRO FILHO *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2013). Estudos com essas mesmas abordagens têm sido desenvolvidos em outras florestas secas do mundo (SAHU *et al.*, 2016; SANAPHRE-VILLANUEVA *et al.*, 2016; SCHILLING *et al.*, 2016; STEGEN *et al.*, 2011).

Com relação à dinâmica da acumulação de biomassa e das taxas de incremento anual em áreas de PMF na FTS-Catinga, os estudos ainda são escassos. Gariglio (2010) cita que somente em 2003 é criada a Rede de Manejo Florestal da Caatinga (RMFC) que visa atuar em toda a região semiárida, tendo os seguintes objetivos gerais: (i) consolidar e ampliar a base

técnico-científica de experimentação de manejo florestal nesse bioma; (ii) gerar informações consistentes e sistematizadas e (iii) disponibilizar as informações obtidas aos mais diferentes públicos como tomadores de decisão, produtores rurais, consumidores de lenha e carvão, entre outros.

Araújo e Silva (2010) relataram que, na Unidade Experimental Fazenda Belo Horizonte, município de Mossoró – RN, houve recuperação de 117% e 160% do estoque inicial de biomassa extraível para os tratamentos com corte raso com restrição (preservando as imburanas) e corte seletivo ($DAP > 3\text{cm}$), respectivamente, após 20 anos. Acrescentaram que a área basal e o volume cilíndrico continuavam com tendência de crescimento, com mais ênfase para o tratamento com corte seletivo frente ao com corte raso, e que as espécies mais abundantes mantiveram essa característica.

Ao analisar a dinâmica da regeneração da vegetação da FTS-Caatinga na Unidade Experimental do Projeto de Assentamento Recanto III, município de Lagoa Salgada – RN, após 11 anos de crescimento da vegetação, Pareyn *et al.* (2010) observaram que a regeneração resultou independente da prática ou tipo de corte aplicado. Verificaram ainda que a densidade de fustes variou de 100% a 200% do observado em pré-tratamento, enquanto que a recuperação do volume de biomassa atingiu de 27% a 66% do estoque original. Observaram ainda que, pelo incremento médio anual encontrado, em torno de $2\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$, seriam necessários 20 anos em média para recompor o estoque original.

Em pesquisa para determinar os impactos do manejo florestal sobre a flora arbórea, Riegelhaupt *et al.* (2010) realizaram estudos de caso em duas áreas de planos de manejo florestal localizados nos municípios de Pacajus e Caucaia no Ceará. Os pesquisadores não dispunham de dados dos inventários florestais realizados à época de implantação dos planos, então, compararam as áreas manejadas (com idades de 4 a 14 anos) com as Reservas Legais (com idades de 40 e 45 anos) das propriedades, sendo que tinham idades variadas. Os autores verificaram que 61% (PMF em Pacajus) e 42% (PMF de Caucaia) das espécies lenhosas presentes nas Reservas Legais foram encontradas também nos talhões, mas que outras 21% e 18%, respectivamente, foram encontradas apenas na Reserva Legal. Porém, um novo e grande número de espécies (18% a 39% da riqueza total) apareceram nos talhões após o corte raso. Esses autores então concluíram que o manejo florestal aplicado nessas áreas, ainda que utilizando a técnica de corte raso (ou talvez por causa dela), aumentou a riqueza e diversidade de espécies lenhosas presentes na área.

Para Banda, Schwartz e Caro (2006), porém, a limpeza de florestas para cultivo, pastejo, extração de lenha e outros usos da madeira permite o surgimento de espécies que não

são encontradas em outras áreas de manejo. Entretanto, esse maior número de espécies pode não ser necessariamente indicativo de saúde ecológica e sim, simplesmente, que essas áreas estão em transição entre dois tipos de vegetação diferentes.

Quanto à relação entre a geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco, Gomes *et al.* (2013) desenvolveram um estudo em Assentamentos com planos de manejo (separando famílias que participam ou não dessa atividade) e Assentamentos sem planos de manejo. Observaram que as famílias que exerciam a atividade do manejo florestal tiveram uma situação melhor, representado por um saldo financeiro final maior do que o saldo das famílias que não incluíam o manejo na sua renda. Segundo os referidos autores, este fato mostra que essa atividade tem tido um papel fundamental para os assentados, tirando-os, muitas vezes, de uma situação de subsistência e levando-os a uma condição de sustentabilidade. Contudo, destacaram que o manejo florestal isolado não apresenta uma monta com quantitativo suficiente para prover a totalidade de necessidades das famílias. Carvalho *et al.* (2000), Gomes *et al.* (2013) e Marques, Pareyn e Figueiredo (2011) concordam que o manejo florestal sustentável apresenta um diferencial na dinâmica financeira dos agricultores familiares assentados.

Contudo, apesar das informações já disponíveis, de um modo geral, apontarem para um uso mais sustentável dos recursos naturais da FTS-caatinga, restam ainda muitos questionamentos a serem respondidos. Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010) mostram a existência de um déficit do marco normativo e a falta quase total de previsões, critérios e indicadores aptos para avaliar a eficácia do manejo aplicado e seus impactos reais sobre a sustentabilidade do uso da floresta. Isso faz com que os Órgãos Ambientais Estaduais tenham que fazer uma minuciosa conferência nas áreas exploradas e nas planejadas no PMFS. Acrescentam que as informações inventariadas são consideradas como valores fixos e imutáveis, desconsiderando-se o fato evidente de que as florestas crescem e que seu volume pode variar com o decorrer do tempo. Além disso, não existe avaliação do incremento da mata após a exploração e/ou conferência se as estimativas preliminares de incremento são atingidas na prática nas áreas manejadas.

O manejo florestal também deve ser considerado como parte do modelo de uso sustentável do bioma, como componente da estratégia de conservação e como elemento para o desenvolvimento sustentável da Região Nordeste (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). Em complementação à produção sazonal da agricultura, esse manejo pode ser uma interessante alternativa no âmbito da segurança alimentar para as comunidades locais, que poderá incorporar as áreas florestais (com seus diversos produtos) na geração de receitas

complementares à renda familiar, especialmente durante as estiagens, depois das colheitas e durante os períodos pré-safra (PAUPITZ, 2010). Entretanto, Lopes e Canto (2013) alertam que não há estudos para subsidiar o planejamento e o dimensionamento técnico e econômico das atividades de exploração sustentável de lenha na FTS-Caatinga, existindo uma carência de dados e informações sobre os métodos empregados, a organização do trabalho e a produtividade das atividades.

Para subsidiar a inclusão da vegetação dessa floresta na economia nordestina de modo sustentável, Menezes e Araújo (2008) comentam que seriam necessários estudos quantitativos sobre produtividade de biomassa e velocidade de crescimento de espécies lenhosas nativas. A verificação da potencialidade da produção de celulose e de novos usos de produtos não madeireiros são também mencionados como carentes de estudos.

No que se refere ao ciclo de corte em áreas de PMFS, há bastante heterogeneidade nas estimativas, que varia entre 8 e 20 anos (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010). Esses autores complementam que um ciclo mais curto (10 anos) pode ser viável para produção de lenha em regiões com melhores condições edafoclimáticas, sempre que não sejam necessários diâmetros maiores. Já um ciclo de corte de 15 anos, já adotado em Pernambuco, parece ser uma média razoável enquanto não se dispõe de dados mais completos. Acrescentam ainda que em regiões com regime hídrico e condições de solo menos favoráveis, ciclos de corte entre 15 e 20 anos podem ser mais recomendáveis. Tais resultados apontam a necessidade de estudos que considerem tanto a variabilidade intrínseca no PMF como a existente entre os PMFS.

Em um breve contextualização sobre o estudo de caso em duas áreas de PMF, em Pacajus e Caucaia, no Ceará, Souza (2010) relata que os resultados alcançados suscitaram outros questionamentos relacionados ao manejo florestal, o que abre novas perspectivas de estudos a serem realizados. Dentre esses, destaca: implementação do monitoramento da conservação dos recursos naturais, ao longo do tempo, nas áreas já avaliadas; valoração dos serviços ambientais associados ao manejo florestal; comparação do desempenho socioambiental de propriedades com manejo florestal comercial, com o de propriedades com outras atividades produtoras de biomassa para fins energéticos (ex.: propriedades produtoras de cana de açúcar e plantas oleaginosas); verificar a dinâmica, ao longo do tempo, do desempenho do manejo florestal com fins comerciais para conservar o potencial produtivo e os recursos naturais do bioma Caatinga; quantificar o valor a ser agregado ao manejo florestal pelos serviços ambientais associados; entre outros.

3.2 Biomassa remanescente da exploração

A extração de biomassa florestal para fins de utilização na fabricação de móveis, na construção civil, na produção de papel e como fonte de energia, entre outros fins, gera resíduos. Parte desses resíduos permanece na área explorada, de onde se retiram apenas as frações aproveitáveis das plantas. Outra parte de resíduos é gerada durante o processamento da madeira (BRAZ *et al.*, 2014).

Em áreas tradicionais de cultivos florestais intensivos da região Sul do Brasil (BLOIS *et al.*, 2017) e em áreas de exploração florestal na floresta Amazônica (BRAZ *et al.*, 2014) têm se identificado a necessidade de desenvolvimento de pesquisa com vistas ao aproveitamento econômico, principalmente para fins energéticos, desses resíduos florestais. Para Webster *et al.* (2016) há um interesse crescente no uso de resíduos de colheita florestal para a produção de bioenergia. Em se tratando dos resíduos da exploração florestal em floresta tropical seca, em áreas de PMF, onde a finalidade da exploração das plantas já é principalmente para fins energéticos, não se têm relatos sobre a quantificação desses resíduos, nem se há possibilidades de aproveitamento. Também, não se tem conhecimento de como os mesmos interferem sobre as propriedades geoquímicas dos solos.

Em condições naturais, a serapilheira acumulada sobre a superfície do solo nas florestas desenvolve um papel significativo, pois é via de ciclagem de nutrientes (DUBBIN; PENIN; HODSON, 2006; LOPES *et al.*, 2017). Porém, nas áreas de planos de manejo florestal, a essa serapilheira se somam os resíduos (folhas, cascas, ramos finos, ramos grossos e cepas) oriundos da exploração florestal. Destaque-se que as cepas não são removidas das áreas exploradas desta floresta tropical seca, pois são o principal meio de regeneração das plantas, via brotação.

Pesquisas vêm sendo desenvolvidas em diversos locais do mundo e buscam esclarecer quais as implicações da intensidade de exploração, incluindo níveis diferentes de retiradas dos resíduos, na sustentabilidade do sistema em áreas com plantações intensivas (CARNEIRO *et al.*, 2009; FOOTE; BOUTTON; SCOTT, 2015; TARVAINEN *et al.*, 2015; WEBSTER *et al.* 2016) e em áreas exploradas em florestas naturais (FRANCEZ *et al.*, 2013; GAUTAM; MANDAL, 2016). Para Powers *et al.* (2005) e Wall (2012) os restos lenhosos, incluindo os resíduos de colheitas, têm importantes papéis na manutenção dos ciclos de nutrientes do solo.

Foote, Boutton e Scott (2015), em estudos em florestas de pinheiros com 15 anos nos Estados Unidos e Canadá, encontraram maiores teores de carbono e nitrogênio no solo nas

áreas que sofreram menor intensidade de colheita (colheita apenas do fuste, em comparação com colheita da árvore inteira e colheita da árvore inteira com remoção da camada superficial do solo). Para esse mesmo tipo de exploração florestal, Webster *et al.* (2016) observaram alterações nas taxas de respiração do solo e trocas gasosas líquidas em função da intensidade de colheita. Sugeriram então que a quantidade de resíduos a se deixar em áreas de exploração florestal deve ser maior em solos menos férteis e em solos propensos a maiores perdas de nutrientes. Dessa forma, se mantém uma maior atividade microbiana no solo, favorecendo assim a produtividade da área nas futuras rotações.

Nas áreas com exploração madeireira da FTS-Caatinga têm-se carência de estudos envolvendo os resíduos da colheita florestal. Sabe-se, porém, que os mesmos são arranjados em leiras. A recomendação é que essas leiras sejam dispostas em contorno, perpendicular ao sentido de escoamento das águas, para minimizar os processos erosivos, e ocupem 50% do terreno, deixando o restante da área livre para produção de pastagens (VERDE VIDA, 2010). Nessas áreas, as cepas são cortadas a aproximadamente 30 cm do solo.

Historicamente a exploração nas áreas da FTS-Caatinga para instalação de culturas ou pastagem contempla duas etapas bem características: a derrubada de todas as plantas seguida pela queima total dos resíduos. O uso da queimada, principalmente, tem sido motivo de grandes críticas pelos impactos negativos que pode promover. Nunes *et al.* (2009) analisaram o impacto da queimada e do enleiramento de resíduos orgânicos nos atributos biológicos do solo, utilizado com culturas anuais. Os referidos autores concluíram que o enleiramento mostrou ser uma prática de manejo menos agressiva ao ambiente em área desta floresta tropical seca que o corte tradicional seguido de queima.

Quanto à quantidade de resíduos produzidos e deixados na área após a exploração vegetação, as informações disponíveis são bem incipientes. Em estudo com dados secundários, de plano de manejo sob corte raso, Lopes e Andrade (2017) estimaram que esses resíduos estão em torno $7,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ (aproximadamente 12% da biomassa arbustiva-arbórea). Em áreas da Floresta Amazônica, porém, a quantidade de resíduos é bem superior. Cruz Filho e Silva (2009) encontraram, em áreas da Floresta Amazônica, resíduos variando de $82 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a $137 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente, para áreas de floresta não explorada e áreas exploradas com técnicas de redução de impactos. A diferença de $55 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ou 38 Mg ha^{-1}) corresponde à quantidade de resíduos gerada pela exploração. Em áreas de pinheiros no Canadá a quantidade de resíduos produzidos chega a 27 Mg ha^{-1} (WEBSTER *et al.*, 2016).

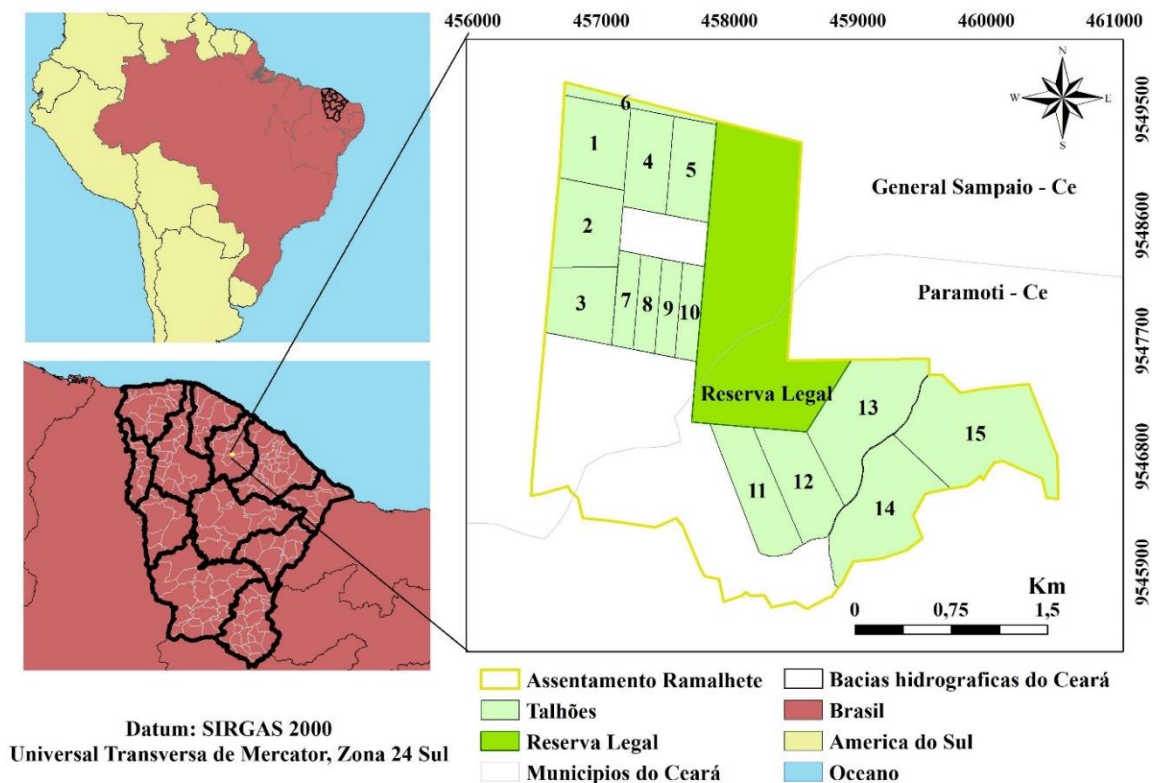
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo

A definição do local de estudo foi precedida por consulta à Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará – SEMACE, que é o Órgão responsável pela gestão dos recursos florestais, incluindo o manejo florestal. Isso se deu no segundo semestre de 2017. Selecionou-se um PMF na área da FTS-Caatinga, em que um dos talhões explorados estivesse em regeneração há 15 anos (essa era a condição imprescindível). Após a escolha da área, passou-se a pesquisa em campo.

O levantamento de campo foi realizado entre os meses de janeiro a março de 2018 numa área com plano de manejo florestal agrossilvipastoril, inserida no Projeto de Assentamento Ramalhete, município de General Sampaio, Ceará (Figura 1). Nesse Projeto de Assentamento residem atualmente 33 unidades familiares em uma área de 890,10 ha, das quais 431,23 ha são destinadas ao plano de manejo e outras 178,22 ha à Reserva Legal. O manejo florestal teve início no ano de 2002.

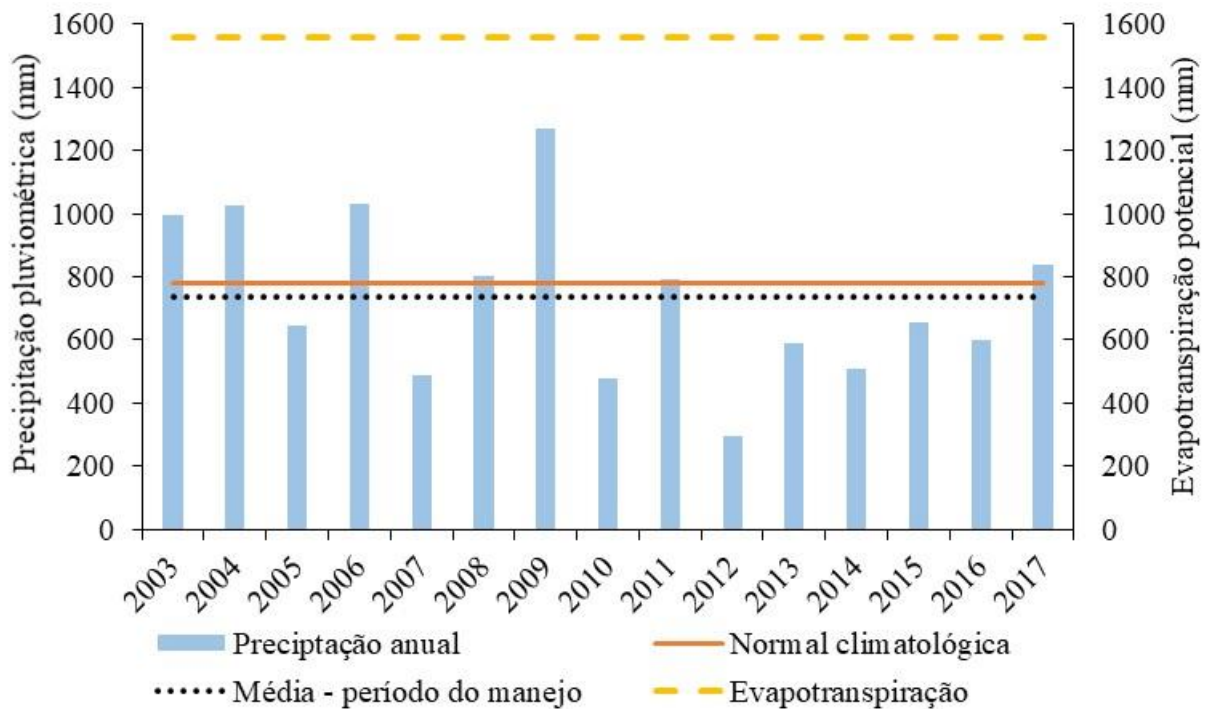
Figura 1 – Localização do Projeto de Assentamento Ramalhete, município de General Sampaio, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

O clima da região, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo semiárido quente (BSh'w'), com temperatura média mensal superior a 18 °C e chuvas predominantes no outono, com média de 780 mm. A precipitação pluviométrica anual, a precipitação média após o início do manejo e a normal climatológica são apresentadas na Figura 2. A região apresenta alta variabilidade espacial e temporal da precipitação pluviométrica (ANDRADE *et al.*, 2016; GUERREIRO *et al.*, 2013). Os solos predominantes são os Planossolos, Luvisolos e Argissolos e a vegetação é caracterizada como caatinga arbórea-arbustiva densa (VERDE VIDA, 2010).

Figura 2 – Precipitação pluviométrica anual, precipitação pluviométrica média (período 2003-2017), normal climatológica e evapotranspiração potencial para o município de General Sampaio, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

A área destinada à instalação do PMF foi dividida em 15 talhões, prevendo-se a exploração de um talhão a cada ano, na perspectiva de explorar novamente o 1º talhão após 15 anos (VERDE VIDA, 2010). Desde a sua implantação, em 2002, foram explorados dez talhões.

A técnica de manejo adotado é a de corte raso, sendo o corte das plantas realizado em bisel, a uma altura de aproximadamente 30 cm do solo (Figura 3), com o auxílio de foice, machado e motosserra. Importante destacar que foram preservadas as espécies protegidas por lei (Aroeira – *Miracrodruon urundeuva*; Cumaru – *Amburana cearensis*) e as que têm baixas

densidade, frequência e volume (Burra Leiteira – *Sapium lanceolatum*; Juazeiro – *Ziziphus juazeiro*; Jucá – *Caesalpinia ferrea*) (VERDE VIDA, 2010).

Figura 3 – Corte raso em plano de manejo florestal na FTS-Caatinga



Fonte: Elaborada pelo autor.

O estudo foi realizado em cinco talhões e na Reserva Legal – RL:

Talhões: áreas em regeneração há 3, 5, 8, 11 e 15 anos. Inicialmente essas áreas foram submetidas ao corte raso, tendo-se extraído toda a madeira passível de processamento para a produção de carvão. Os restolhos das plantas ou biomassa remanescentes, que é composta principalmente por ramos finos e folhas (quando explorado na época chuvosa), são distribuídos em leiras sobre o terreno. As áreas dos talhões são utilizadas para o pastejo de bovinos, ovinos e caprinos, sem que haja superpastejo, de acordo com os moradores.

Reserva Legal – RL: área que se encontra em regeneração há 40 anos. Antes, teve sua vegetação cortada (brocada), sendo implantadas as culturas de milho, feijão e algodão. Essa área é utilizada para o pastejo de bovinos, ovinos e caprinos, sem que haja superpastejo, de acordo com os moradores.

Com relação ao pastejo, fez-se o levantamento da participação de cada grupo de animais (em unidades animal – UA) na utilização das pastagens nativas da área. A proporção de cada grupo é a seguinte: bovinos (62,3%), ovinos (9,7%), caprinos (16,0%) e animais de serviço (12,0%).

O tempo de regeneração dos cinco talhões e da RL corresponde aos tratamentos. Com relação aos talhões, procurou-se amostrar os que contemplassem o máximo possível todo o período em regeneração, apesar de não ser perfeitamente possível, pois há datas sem regeneração (pelo fato de o plano de manejo não ter sido explorado de forma ininterrupta, ano a ano), a exemplo do período compreendido entre 11 e 15 anos.

4.2 Parâmetros fitossociológicos

Para a determinação dos parâmetros fitossociológicos foram demarcadas (Figura 4) sete parcelas amostrais (repetições) em cada um dos cinco talhões e na RL, perfazendo um total de 42 parcelas. A quantidade de parcelas foi definida a partir da curva do coletor, conforme metodologia descrita por Rodal, Sampaio e Figueiredo (2013). Utilizou-se o índice vegetação normalizada (NDVI) predominante em cada tratamento para local aleatoriamente as parcelas.

As parcelas tinham forma quadrada, de 20,0 m x 20,0 m, num total de 400 m² cada, conforme metodologia proposta por Jesus *et al.* (2016). Em cada parcela amostral, foram identificadas e quantificadas todas as plantas do componente arbustivo-arbóreo, indivíduos vivos e mortos (ainda passíveis de aproveitamento como fonte de energia), com circunferência à altura do peito - CAP (Circunferência a 1,3 m do solo) \geq 6 cm. Cada um desses indivíduos teve sua circunferência medida a 1,3 m (CAP) (Figura 5), tendo os dados sido anotados em ficha de campo (APÊNDICE A).

Figura 4 – Demarcação em campo das parcelas amostrais



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 5 – Medição da circunferência à altura do peito



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na caracterização da estrutura da comunidade arbustiva-arbórea, calculou-se, para cada espécie, quatro dos parâmetros fitossociológicos propostos por Rodal, Sampaio e Figueiredo (2013): Densidade Absoluta, Densidade Relativa (DRi), Dominância Relativa (DoR) e Índice de Valor de Cobertura (IVC).

Biomassa arbustiva-arbórea - BAA (APÊNDICE B)

Neste trabalho, a BAA é composta pela biomassa de todas as plantas amostradas que se encontravam vivas, incluindo-se as espécies que não foram cortadas: as protegidas (Aroeira – *Miracrodruon urundeuva*; Cumarú – *Amburana cearensis*) e as preservadas (Burra Leiteira – *Sapium lanceolatum*; Juazeiro – *Ziziphus juazeiro*; Jucá – *Caesalpinia ferrea*). A inclusão dessas espécies, não cortadas, se deu para permitir a comparação com outros estudos que tratam da BAA, bem como para compor metadados de informações de biomassa desta floresta, que consideram toda biomassa viva.

Assim, para a quantificação dessa biomassa, inicialmente os valores de circunferência (CAP) de cada árvore foram convertidos para diâmetros. A BAA, em kg, de cada

árvore foi calculada a partir da equação 1, proposta por Sampaio e Silva (2005), recomendada por Jesus *et al.* (2016). Os valores de biomassa das parcelas foram convertidos para Mg ha⁻¹. Para árvores multifustes, primeiramente calculou-se o diâmetro equivalente¹.

$$BAA = 0,173 * DAP^{2,295} \quad (1)$$

Em que:

BAA - biomassa arbustiva-arbórea de cada árvore (kg);

DAP - diâmetro na altura do peito (cm).

Incremento Médio Anual (IMA) de biomassa

Para todos os talhões amostrados e RL foram calculados os respectivos IMA, como resultado da divisão da BAA pela respectiva quantidade de anos em regeneração respectiva.

Biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva + morta)

Para se encontrar os valores de biomassa arbustiva-arbórea explorável (biomassa viva + biomassa morta, das plantas mortas ainda passíveis de aproveitamento como fonte de energia), determinou-se a biomassa de todas as plantas (vivas e mortas) (equação 1). Porém, excluiu-se as árvores que não foram cortadas: protegidas por lei (Aroeira – *Miracrodruon urundeuva*; Cumaru – *Amburana cearensis*) e as que têm baixas densidade, frequência e volume (Burra Leiteira – *Sapium lanceolatum*; Juazeiro – *Ziziphus juazeiro*; Jucá – *Caesalpinia ferrea*) (VERDE VIDA, 2010).

Estoques iniciais de biomassa arbustiva- arbórea explorável (viva + morta)

Foram obtidos a partir do documento plano de manejo agrossilvipastoril Projeto de Assentamento Ramalhete, que é o documento técnico básico que fundamentou a criação da área de manejo (VERDE VIDA, 2010).

¹ DAP equivalente = raiz quadrada da soma dos quadrados dos DAPs

4.3 Biomassa remanescente da exploração

Biomassa de ramos

A biomassa de ramos é formada pelos ramos deixados sobre o solo do talhão explorado (Figura 6A). Para determinação dessa biomassa foram demarcadas sete parcelas amostrais de 1,0 m x 1,0 m (1 m²) nas leiras em um talhão recém explorado (Figura 6B).

Figura 6 – Exemplo de biomassa remanescente (cepas e ramos) (A), demarcação da parcela de 1,0 m x 1,0 m para coleta de ramos (B) e separação dos ramos (C)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Foi coletada e pesada, ainda em campo, toda a biomassa de ramos e folhas (Figura 6C). As folhas só se fazem presentes quando a exploração é feita durante a quadra chuvosa ou se na área tiver plantas perenes. Do material pesado em campo, foi coletada uma amostra, acondicionada em sacos de papel e levada à Estação Meteorológica do Departamento de Engenharia da Universidade Federal do Ceará para determinação da biomassa seca dos ramos em estufa de circulação forçada. A secagem foi realizada à temperatura de 65 °C, até se obter massa constante.

Biomassa de cepas (tocos)

Para a determinação da biomassa de cepa, inicialmente mediu-se a altura de 104 cepas no talhão recém explorado para se testar se a altura média de corte é de 30 cm. Calculou-se o volume de cada cepa por meio da equação 2. O diâmetro de cada uma das cepas (convertido para área) foi obtido das parcelas amostrais do plano de manejo florestal agrossilvipastoril do assentamento. Após, obteve-se a biomassa de cada cepa por meio da equação 3. Os dados de biomassa de cepas foram convertidos para Mg ha⁻¹.

$$\text{Volume} = \text{área da seção} * \text{altura} * \text{ff} \quad (2)$$

$$\text{Biomassa da cepa} = \text{volume} * \text{densidade da madeira} \quad (3)$$

Em que:

Área da seção – área da seção de cada cepa (cm²);

Altura – altura média das cepas (cm);

ff – fator forma igual a 0,9.

Densidade da madeira – densidade média da madeira para árvores da FTS-Caatinga (g cm⁻³).

4.5 Análise estatística

O arranjo experimental foi em blocos inteiramente casualizados, com seis tratamentos (cinco talhões e RL) e sete repetições (parcelas). Inicialmente, para todas as variáveis relacionadas a parâmetros fitossociológicos, foi feita uma análise exploratória dos dados. Em seguida, aplicou-se o teste mais adequado para variáveis individualmente ou grupo de variáveis, na forma descrita a seguir, buscando compreender se o tempo de regeneração (variável independente) interfere nas variáveis dependentes.

Biomassa arbustiva-arbórea e densidade absoluta

No caso das variáveis dependentes “biomassa arbustiva-arbórea” e “densidade absoluta”, aplicou-se a técnica estatística multivariada MANOVA (Análise de Variância Multivariada). Essa técnica é uma extensão da ANOVA (Análise de Variância), porém diferencia-se por permitir a análise em situações que envolvam uma ou mais variáveis dependentes métricas e uma ou mais variáveis independentes categóricas, o que lhe confere caráter multivariado (FÁVERO *et al.*, 2009).

Porém, para a aplicação da MANOVA se faz necessário o atendimento dos seguintes pressupostos:

- Independência das observações
- Distribuição normal multivariada das variáveis dependentes

O pacote estatístico SPSS não dispõe de um teste estatístico para avaliar a normalidade multivariada, apenas a univariada. Porém, Hair Junior *et al.* (2009) asseguram que apesar da normalidade univariada de cada variável não garantir a normalidade multivariada, se todas as variáveis atendem essa condição, então quaisquer desvios da normalidade multivariada geralmente são inócuos. Com isso, o teste de normalidade univariado é uma opção aceitável. Conforme exposto na Tabela 2, os dados apresentaram normalidade univariada pelo teste de Shapiro-Wilk a um nível de significância de 5%, o que permite se prosseguir com a análise.

Tabela 2 - Teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	Estatística	Graus de liberdade	Valor-p
Biomassa arbustiva-arbórea	0,952	42	0,076
Densidade absoluta	0,960	42	0,146

Fonte: Elaborada pelo autor.

- Igualdade das Matrizes de Variância-Covariância para as Variáveis Dependentes

Essa premissa supõe que as observações de cada grupo de estudo sejam provenientes de populações com a mesma variância-covariância para as variáveis dependentes (FÁVERO *et al.*, 2009). Para se testar esse pressuposto, utilizou-se o *Teste Box's M*.

Pelas características dos dados (grupos de mesmo tamanho), a violação deste pressuposto tem um impacto mínimo (HAIR JUNIOR *et al.*, 2009). Costa (2017) cita que este teste pode ser ignorado quando os tamanhos amostrais são os mesmos, uma vez que nesta situação a MANOVA é robusta à violação da hipótese de normalidade e igualdade de variância.

Assim, verificado que os dados agrupados (médias de biomassa arbustiva-arbórea e médias de densidade de plantas) davam suporte para a análise multivariada, fez-se a comparação de médias em função do tempo de regeneração (tratamentos) através da Análise de Variância Multivariada (MANOVA). Tendo obtido um efeito multivariado de magnitude aceitável, realizou-se a análise de variância (ANOVA) para cada uma das variáveis dependentes. A ANOVA mostra a existência ou não de diferenças significativas entre médias, porém, existindo, não aponta em que pares especificamente há diferenças (nos casos em que se têm mais de duas médias). Para isso, fez-se a comparação de médias pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Outras variáveis também foram abordadas neste tópico:

- **Incremento médio anual (IMA)** – as amostras desta variável apresentaram distribuição normal, por meio do teste de Shapiro-Wilk, porém, não foram analisadas conjuntamente com as outras variáveis por meio da MANOVA, pois mantém dependência da variável biomassa arbustiva-arbórea, o que implicaria (estando juntas) em problemas de multicolinearidade. Com isso, realizou-se a análise de variância (ANOVA) e comparação de médias pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$);

- **Densidade de plantas mortas** – tendo se observado que as amostras desta variável não apresentaram distribuição normal, testou-se a existência de diferença entre os tratamentos por meio do teste não paramétrico Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$);

- **Densidade por classe diamétrica** – tendo se observado que as amostras desta variável não apresentaram distribuição normal, testou-se a existência de diferença entre os tratamentos por meio do teste não paramétrico Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$);

O teste Kruskal-Wallis tem a mesma proposta da ANOVA, ou seja, permite identificar a diferença entre grupos comparáveis, para um dado nível de significância. Por se tratar de um teste não paramétrico, não requer que o pressuposto de normalidade seja obedecido (MAROCO, 2003).

Recuperação dos estoques iniciais de biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva + morta)

A verificação da recuperação dos estoques iniciais de biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva + morta) se deu pela comparação dos estoques atuais presentes nos talhões e RL com os estoques iniciais. Tendo os dados amostrais apresentados distribuição normal, por

meio do teste de Shapiro-Wilk, realizou-se a análise de variância (ANOVA) e comparação de médias pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Biomassa remanescente da exploração (cepas e ramos)

Para a determinação da biomassa de cepas, previamente testou-se a hipótese de que a média da altura das mesmas era igual a 30 cm. A média das 104 cepas obtidas em campo foi de 28,98 cm. A hipótese de que a média seja igual a 30 cm não pode ser rejeitada pelo teste de “t” para uma amostra, tendo-se, portanto, adotado a altura de 30 cm para o cálculo da biomassa de cepas.

Obtendo-se os dados das biomassa de cepas e de ramos, fez-se a comparação de médias por meio do teste “t” de Student ($p \leq 0,05$), após atestada a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. Após, obteve-se o total de biomassa remanescente, pela soma das médias das biomassa de cepas e de ramos.

Toda a análise estatística foi realizada através do *software* SPSS 16.0 for Windows.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Biomassa arbustiva-arbórea (BAA) e densidade absoluta (DA)

Observou-se que existe diferença de médias entre os grupos (BAA e DA) explicada pelo tratamento (tempo de regeneração), uma vez que o teste Traço de Pillai mostrou um valor- $p < 0,01$ (Tabela 3). Este teste, entre os quatro apresentados na Tabela 3, é o mais robusto, uma vez que os níveis de significância são corretos mesmo com uma ligeira violação dos pressupostos de normalidade dos dados e igualdade de variância (REIS, 2001, apud FÁVERO *et al.*, 2009).

Os outros testes (Tabela 3), Lambda de Wilks (valor- $p < 0,001$), Traço de Hotelling's (valor- $p < 0,001$) e Maior Raiz de Roy (valor- $p < 0,001$) corroboram a significância multivariada, ou seja, rejeição da hipótese de igualdade de médias, e confirmam o efeito significativo da variável tempo de regeneração sobre a combinação linear das variáveis BAA e DA.

Tabela 3 - Análise de Variância Multivariada (MANOVA)

Teste	Valor	F	Valor-p
Traço de Pillai	1,279	12,782	<0,001
Lambda de Wilks	0,116	13,593	<0,001
Traço de Hotelling's	4,237	14,405	<0,001
Maior Raiz de Roy	3,153	22,700	<0,001

Fonte: Elaborada pelo autor.

Seguindo a análise, verifica-se que há diferença significativa para os grupos de médias das duas variáveis dependentes (Tabela 4), pois o teste da ANOVA, tanto de BAA quanto de DA, apresentou *valor-p* < 0,01. Observa-se ainda que o tempo de regeneração explica 74,9% das variações da biomassa arbustiva- arbórea e 53,1% das variações da DA. Com relação à BAA, Riegelhaupt, Pareyn e Bacalini (2010) observaram uma tendência de recuperação dos estoques de biomassa com o tempo transcorrido desde a exploração em áreas de planos de manejo florestal, porém nem todos as áreas recuperaram os estoques no período esperado.

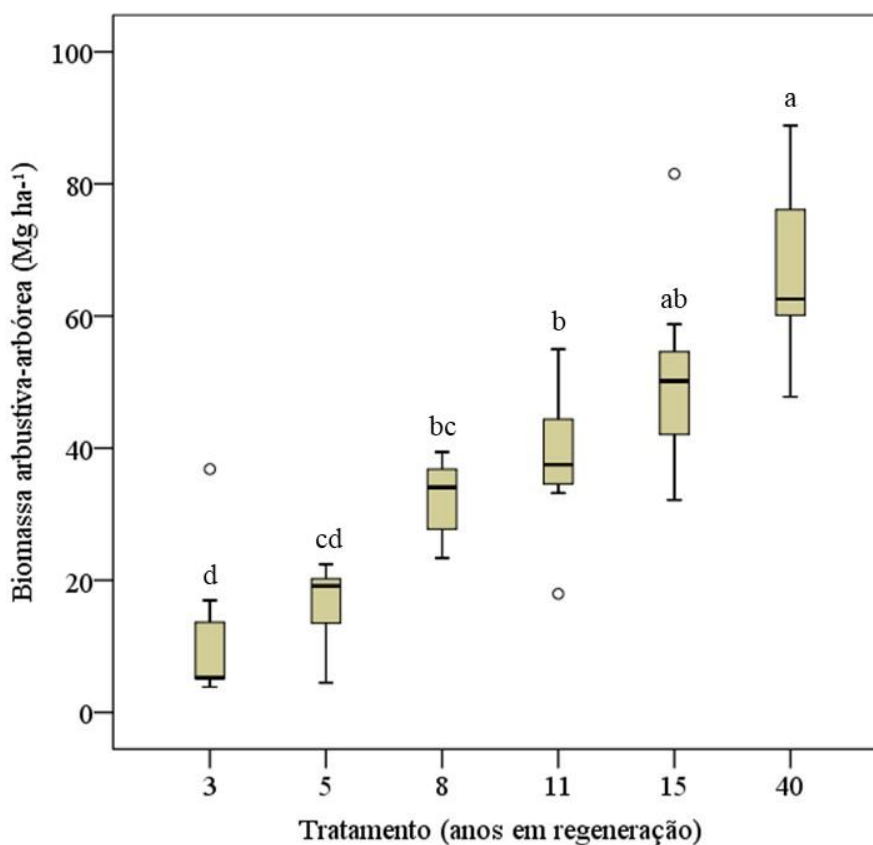
Tabela 4 - Análise de Variância Univariada (ANOVA)

Variável dependente	gl	F	Valor-p	η^2
Biomassa arbustiva-arbórea (BAA)	5	21,481	<0,001	0,749
Densidade	5	8,141	<0,001	0,531

Fonte: Elaborada pelo autor.

Observou-se que a vegetação apresenta acúmulo de BAA com tempo de regeneração (Figura 7). Aos 3 anos de regeneração a BAA média encontrada foi de $12,02 \pm 11,79 \text{ Mg ha}^{-1}$, não diferindo estatisticamente da BAA média encontrada aos 5 anos ($16,16 \pm 6,19 \text{ Mg ha}^{-1}$), respectivamente. Isso, no entanto, não significa um grande ganho de BAA para uma área com pouco tempo de regeneração (3 anos), pois 62,23% ($7,48 \pm 11,56 \text{ Mg ha}^{-1}$) dessa biomassa (Figura 8) advém dos indivíduos que não foram cortados, por pertencerem às espécies protegidas, preservadas e cactáceas.

Figura 7 – Biomassa arbustiva-arbórea em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



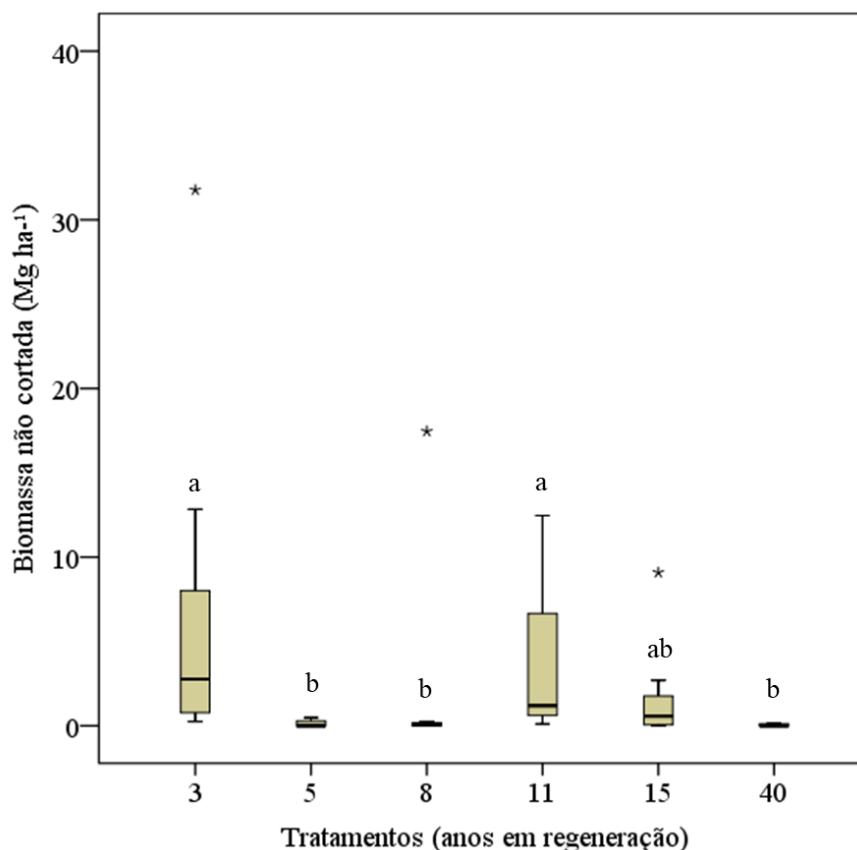
¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Outliers: ° discrepantes.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Aos 5 anos de regeneração a participação da biomassa das espécies não cortadas foi de apenas 0,93% ($0,15 \pm 0,21 \text{ Mg ha}^{-1}$). A BAA encontrada aos 5 anos não diferiu estatisticamente da encontrada aos 8 anos de regeneração ($32,10 \pm 6,70 \text{ Mg ha}^{-1}$), sendo que nesta última se têm 5,06% ($2,57 \pm 6,57 \text{ Mg ha}^{-1}$) de biomassa não cortada.

Aos 11 anos a BAA média encontrada foi de $38,33 \pm 11,86 \text{ Mg ha}^{-1}$, com 10,56% ($4,04 \pm 5,25 \text{ Mg ha}^{-1}$) de biomassa não cortada. Nesse tratamento, não se obteve diferença da biomassa encontrada aos 8 anos e aos 15 anos. O tratamento com 15 anos de regeneração apresentou $51,03 \pm 16,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomassa, com 3,72% ($1,90 \pm 3,31 \text{ Mg ha}^{-1}$) de participação de biomassa não cortada. Esse considerável acúmulo de BAA aos 15 anos, que não difere estatisticamente da biomassa encontrada aos 40 anos ($67,33 \pm 15,49 \text{ Mg ha}^{-1}$), mostra o quão vigorosa e rápida é a vegetação dessa área para a recuperação da biomassa, após submetida à técnica do corte raso.

Figura 8 – Biomassa arbustiva-arbórea não explorada (plantas protegidas, preservas e cactáceas) em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). Outliers: * extremos.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Da biomassa encontrada no tratamento com 40 anos (Reserva legal), apenas 0,09% ($0,06 \pm 0,07 \text{ Mg ha}^{-1}$) é composta por biomassa das plantas não cortadas. A BAA observada

neste tratamento é equivalente à encontrada em área de FTS-Caatinga localizada próxima a este estudo, na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC), da Universidade Federal do Ceará (UFC), no município vizinho, Pentecoste-CE. Nesta área, que se encontrava em regeneração há 32 anos, sem pastoreio, foi encontrada uma biomassa de 64,88 Mg ha⁻¹ (FEITOSA, 2017). No mesmo experimento, porém, em uma área em regeneração também há 32 anos, mas explorada na forma de pastagem nativa por caprinos, a biomassa encontrada foi menor (47,10 Mg ha⁻¹), tendo, o autor, atribuído ao pastoreio dos caprinos a causa pela menor produção nesta área.

Neste estudo, porém, a presença de caprinos é menor (apenas 16,0% das Unidades Animais – UA), sendo o restante das UA's composta pelos bovinos e ovinos. Essa menor presença de caprinos deve ter impactado menos na produção de biomassa nesta área. Parente *et al.* (2012) citam que os caprinos, por serem generalistas ao pastejarem, consomem plântulas e todas as partes de plantas adultas, como folhas (verdes ou secas), flores, frutos e sementes. Já os bovinos e ovinos alimentam-se basicamente de herbáceas (ARAÚJO FILHO, 2013).

O valor médio de biomassa no tratamento de 40 anos é superior ao observado por Pereira Júnior *et al.* (2016) - 43,28 Mg ha⁻¹ - em uma área com 35 anos de regeneração - em um fragmento de floresta seca em Iguatu, Ceará. Na maior parte dessa floresta, de porte limitado pelas condições menos favoráveis (água e nutrientes) e pela antropização, os estoques de biomassa do extrato lenhoso situam-se entre 20 Mg ha⁻¹ e 80 Mg ha⁻¹ (SAMPALIO, 2010). Em floresta tropical decídua seca do leste de Ghats, na Índia, encontrou-se 98,87 Mg ha⁻¹ de biomassa, porém, sob precipitações pluviométricas anuais médias de 1.262 mm (SAHU *et al.*, 2016).

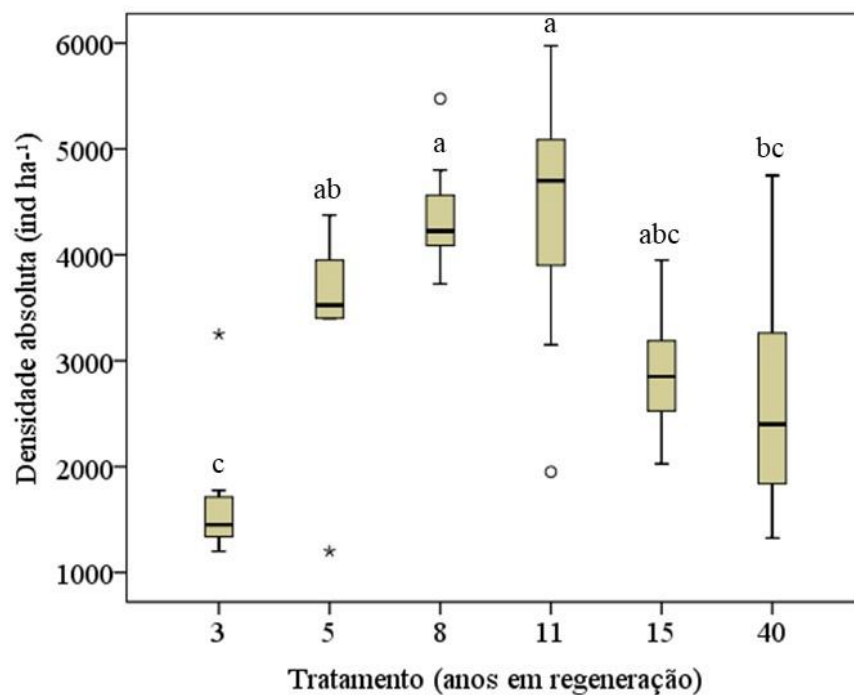
A precipitação pluviométrica anual parece realmente ser decisiva para a acumulação de biomassa nessa floresta. Assim, tendo se constatado que nas condições em que foram realizados este estudo a precipitação média anual (780 mm) é superior à observada em 42% dos municípios do Estado do Ceará (FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 2018), sugere-se conduzir investigações desta natureza em outras áreas da FTS-caatinga, principalmente em locais com menores índices de precipitação que os aqui observados. Para Stegen *et al.* (2011), em florestas tropicais secas, a biomassa florestal acima do solo se correlaciona positivamente com a precipitação anual.

Com relação à DA (Figura 9), observou-se que as densidades médias variaram de 1.721 ± 707 ind ha⁻¹ a 4.389 ± 578 ind ha⁻¹, para os tratamentos com três anos e oito anos de regeneração, respectivamente. Em um fragmento florestal desta floresta em regeneração há 35 anos, em Iguatu, CE, foi encontrado uma densidade de 3.738 ind ha⁻¹ (PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2016). Em um extenso trabalho de compilação de dados florístico-fitosociológicos em

diversos ambientes da FTS-Caatinga, Moro *et al.* (2015) observaram densidades variando de 242 ind ha⁻¹ a 10.080 ind ha⁻¹.

Aos três anos de regeneração a vegetação apresenta densidade baixa em relação às observadas aos cinco, oito e 11 anos, diferindo estatisticamente ao nível de 5% de significância. Isso se deve ao fato de que nem todas as plantas presentes no tratamento com três anos atingiram os 6 cm de circunferência para serem incluídas.

Figura 9 – Densidade de plantas vivas em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Outliers: ° discrepantes; * extremos.

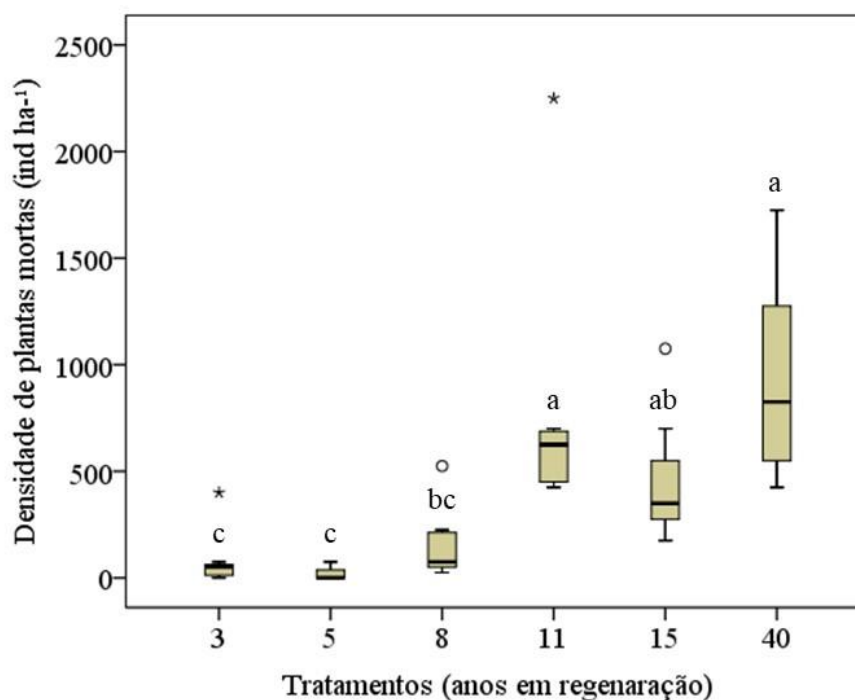
Fonte: Elaborada pelo autor.

De um modo geral, verifica-se que há um aumento na densidade de plantas com os anos em regeneração, até atingir pelo menos 11 anos. Esse aumento de densidade, manifestado após a exploração na área, se deve a menor competição por luz, água e nutrientes nas áreas manejadas nos anos iniciais após o corte raso (Sampaio *et al.*, 1998), o que favorece à emergência de novas plantas. Atingidos os 11 anos, observa-se uma expressiva morte de plantas, média de 796 ± 652 ind ha⁻¹ (ou 15,4%) (Figura 10), fato atribuído ao aumento da competição e à sucessão natural das espécies. Altas mortalidades também são observadas aos

15 anos, em média 464 ± 317 ind ha^{-1} (ou 12,6%) e aos 40 anos, em média 946 ± 494 ind ha^{-1} (ou 26,2%). Do contrário, dos três aos oito anos, a morte de plantas foi de no máximo 164 ± 178 ind ha^{-1} (ou 4,7%), aos oito anos.

Dos 11 para os 15 anos tem-se uma redução da DA (plantas vivas) em 32,8% (ou 1.478 plantas). Essa diminuição atinge 35,0% (ou 1.811 plantas), quando se acrescenta as plantas mortas. A redução da DA dos 11 para os 15 anos, após o contínuo aumento desde a exploração, sugere que existe um pico de densidade naquele intervalo (de 11 até 15 anos). Apesar de não diferirem estatisticamente (tratamentos de 11 e 15 anos), 15 anos é o período intermediário entre 11 e 40 anos (este último tratamento tem ainda um pouco menos de plantas que o de 15 anos). Dessa forma, esse comportamento (diminuição) observado de 11 para 15 anos deverá se perpetuar até os 40 anos, inclusive este tratamento (40 anos) difere estatisticamente do de 11 anos. Araújo Filho (2013) cita que, no estágio arbustivo, um dos estágio de sucessão secundária da caatinga, a densidade de plantas pode atingir até 20.000 ind ha^{-1} , porém, posteriormente, no estágio arbustivo-arbóreo, a densidade se reduz a menos de 5.000 ind ha^{-1} .

Figura 10 – Densidade de plantas mortas em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). Outliers: ° discrepantes; * extremos.

Fonte: Elaborada pelo autor.

- **Densidade por classe diamétrica**

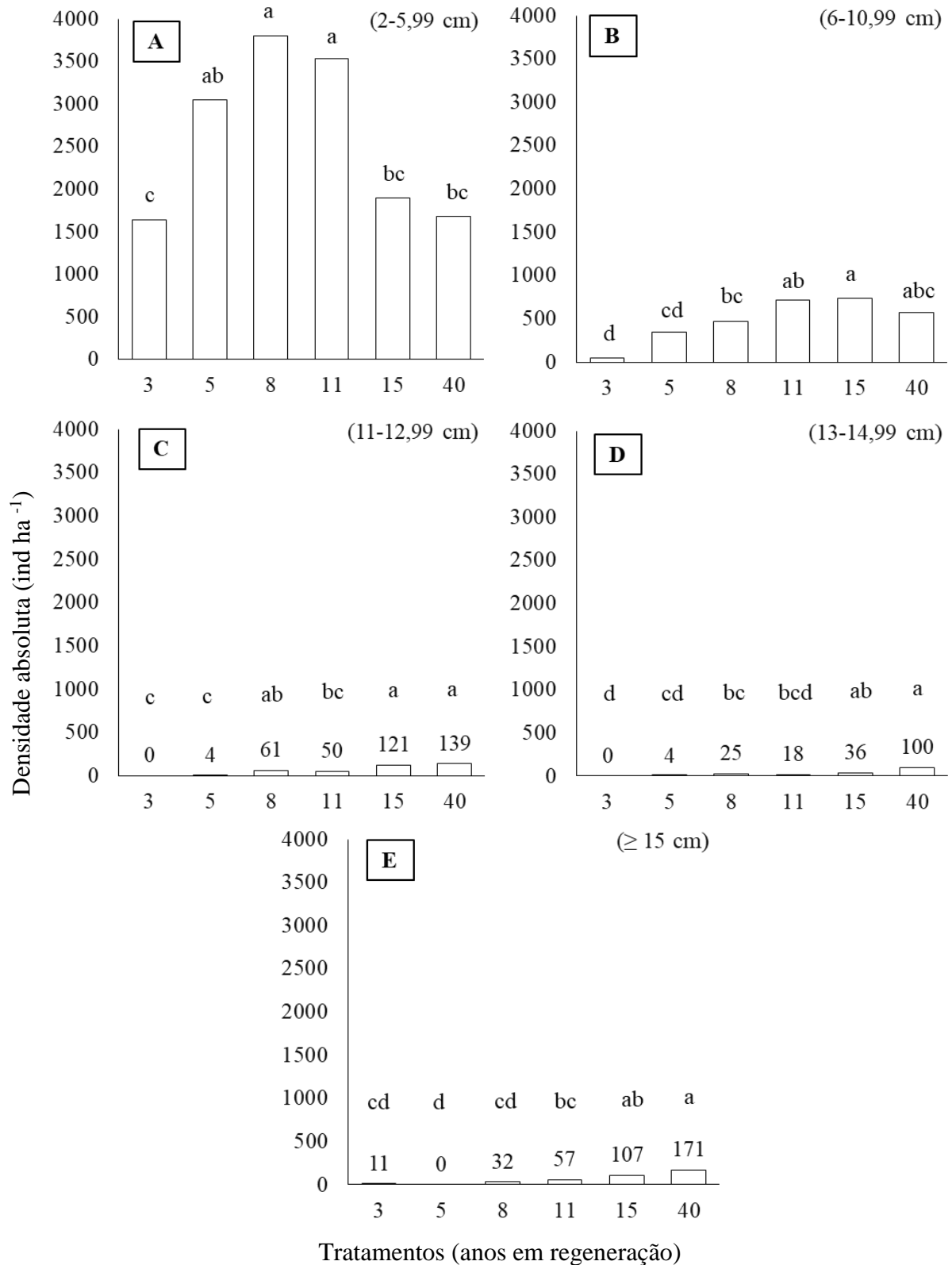
No tratamento com três anos de regeneração, quase todas as plantas estão na primeira classe diamétrica (2 – 5,99 cm) (Figura 11A) e uma pequena parcela (2,8%) migrou para a segunda classe (6 – 10,99 cm) (Figura 11B). As plantas presentes na quinta classe diamétrica (≥ 15 cm), deste tratamento (Figura 11E), referem-se às espécies que não foram cortadas (espécies protegidas, preservadas e cactáceas).

As grandes densidades de plantas identificadas aos 8 e 11 anos de regeneração (Figura 9) estão concentradas principalmente na primeira classe diamétrica (2 – 5,99 cm) (Figura 11A), que, inclusive, diferem estatisticamente ($p \leq 0,05$, pelo teste de Kruskal-Wallis) das densidades encontradas aos 15 e 40 anos de regeneração, para essa classe diamétrica.

Como observado anteriormente (Figura 7), aos oito e 11 anos de regeneração observou-se um acúmulo de biomassa arbustiva-arbórea considerável, que não diferiu estatisticamente da biomassa encontradas aos 15 anos. Com isso, poderia se pensar em sugerir uma diminuição do período para uma nova extração de biomassa (de 15 anos – previsão inicial - para 11 e até para 8 anos). Isso, porém, não é recomendável pois aos 8 e 11 anos se têm uma vegetação bem mais jovem, visto que a DA na primeira classe diamétrica, que é a das plantas de caules mais finos, (Figura 11A) é, respectivamente, 100,6% e 86,1% superior à DA do tratamento com 15 anos ($DA=1.896 \text{ ind ha}^{-1}$). Portanto, extraindo-se aos 8 ou 11 anos se obterá uma menor eficiência de uso da energia calórica, devido à grande quantidade de indivíduos com caules finos.

Aos 15 anos de regeneração, porém, mesmo com um acúmulo de BAA menor em $16,30 \text{ Mg ha}^{-1}$ que o observado aos 40 anos (Figura 7), todavia sem que difiram estatisticamente, têm-se uma vegetação bem similar à observada aos 40 anos (Figura 11, A–E). As quantidades de plantas nas cinco classes diamétricas desses dois tratamentos não diferiram estatisticamente, apesar do tratamento com 15 anos ter apresentado mais plantas nas duas primeiras classes diamétricas (as duas menores classes): 211 plantas (primeira classe, Figura 11A) e 161 plantas (segunda classe, Figura 11B). Do contrário, apresentou menos plantas nas três últimas classes (as três maiores classes): 18 plantas (terceira classe, Figura 11C), 64 plantas (quarta classe, Figura 11D) e 64 plantas (quinta classe, Figura 11E). A ausência de diferença estatística entre esses dois tratamentos (15 e 40 anos) mostra o grande potencial de acumulação de biomassa e estruturação da vegetação aos 15 anos.

Figura 11 – Densidade absoluta de plantas por classes diamétricas: 2-5,99 cm (A); 6-10,99 cm (B); 11-12,99 cm (C); 13-14,99 cm (D) e ≥ 15 cm (E), em áreas regenerantes de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$).

Fonte: Elaborada pelo autor.

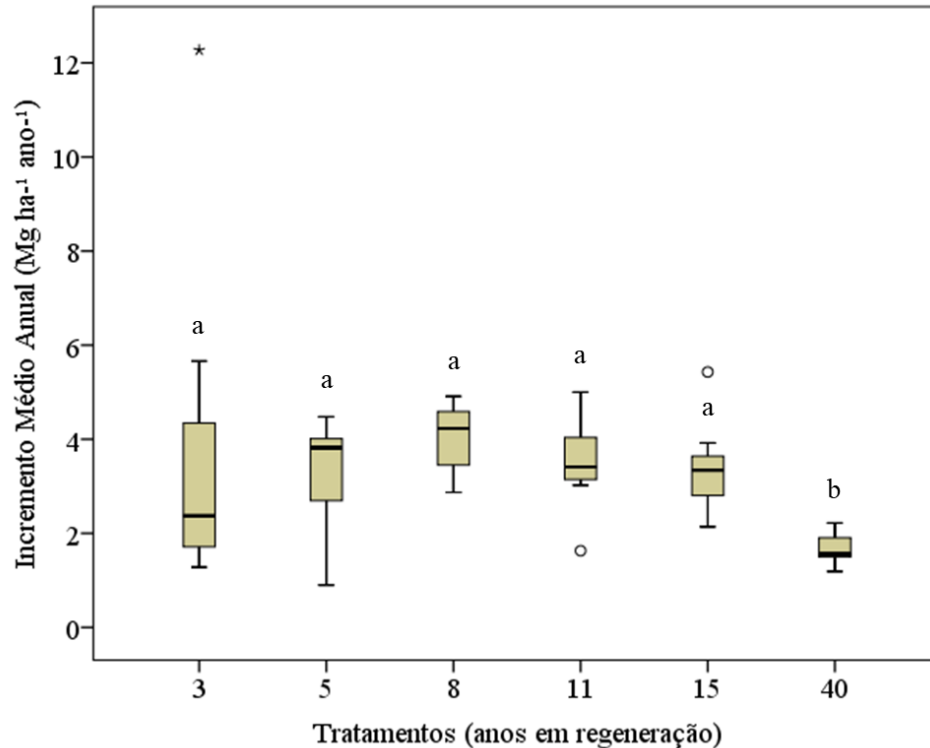
Em estudos sobre o impacto de mudanças climáticas na sustentabilidade da colheita de lenha nesta floresta tropical seca, Althoff *et al.* (2016) simularam a regeneração da vegetação e acúmulo de carbono no solo em ciclos de cortes de 10, 15 e 20 anos, seguidos ou não da queima de resíduos. Concluíram que todos os ciclos mantiveram níveis sustentáveis de produção de biomassa, porém, para a regeneração completa (nível próximo ao corte) seriam necessários 50 anos. Os pesquisadores observaram ainda que se o clima mudar como previsto (aumentando a temperatura e diminuindo a precipitação) esses ciclos não proporcionarão produção sustentável. Em outro estudo, em que analisou a recuperação de estoques de carbono em solos desmatados dessa floresta seca, Araújo Filho *et al.* (2018) observaram que a atividade microbiana e o armazenamento de carbono dos solos foram modificados com o corte raso e que longos períodos (seis décadas) são necessários para a recuperação dos estoques de carbono dos solos. Acrescentaram também que, mesmo uma recuperação de apenas 50%, demandaria pelo menos 33 anos e recomendaram que as entidades de manejo florestal devem aumentar significativamente os intervalos de corte.

- **Incremento médio anual (IMA)**

Os incrementos médios anuais (IMA) de biomassa são mostrados na Figura 12. O maior IMA encontrado foi de $4,01 \pm 0,83 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, aos oito anos, e o menor, de $1,68 \pm 0,39 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, foi observado aos 40 anos, inclusive diferindo estatisticamente. Aos três anos se encontrou um valor de IMA de $4,00 \pm 3,93 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. No entanto, como mostrado anteriormente, isso não significa um grande ganho de BAA nesse período, pois 62,23% da biomassa deste tratamento advém das espécies que foram preservadas de corte (espécies protegidas, preservadas e cactáceas).

Entre cinco e 15 anos têm-se os maiores IMA's, tendo o pico de incremento sido observado aos oito anos. A partir de oito anos, se observa um decaimento nos valores de IMA, porém sem que haja diferença estatística nesse período (dos cinco aos 15 anos). Do contrário, aos 40 anos, se observa uma diminuição grande na taxa de IMA, diferindo estatisticamente dos incrementos observados entre cinco e 15 anos.

Figura 12 – Incremento médio anual (IMA) de biomassa arbustiva-arbórea em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). Outliers: ° discrepantes; * extremos.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Analisando o IMA ao nível de parcelas, verificou-se que em 90% das parcelas dos tratamentos com idades entre oito e 15 anos os IMA's foram superiores a $2,38 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, valor máximo de IMA observado por Riegelhaupt, Pareyn e Bacalini (2010) em quatro áreas (de planos de manejo florestal da FTS-Caatinga), com idades semelhantes às deste estudo, no estado do Rio Grande do Norte. Mas, certa similaridade de regeneração com uma área da Flona de Sobral, Ceará, foi observada. No tratamento com 11 anos, 57% das parcelas apresentaram IMA's no intervalo de $2,65$ a $3,53 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (intervalo observado na Flona).

Entretanto, o maior IMA observado neste estudo foi de $5,43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (para tratamentos com idade entre cinco e 15 anos), valor bem inferior ao máximo encontrado em duas áreas de mesmas idades de planos de manejo florestal dos municípios de Caucaia e Pacajus, Ceará (IMA máximo de $7,92 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). O menor IMA máximo deste estudo se deve a menor precipitação pluviométrica da área (município de General Sampaio) e, consequentemente, do tipo de vegetação. Os municípios de Caucaia e Pacajus estão localizados

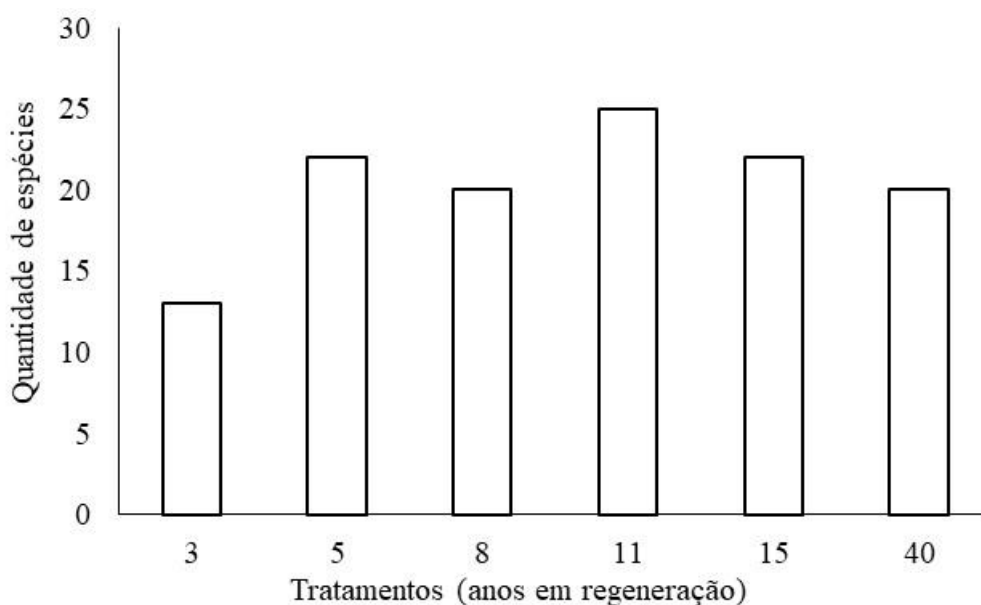
na região litorânea do Estado e apresentam maior precipitação pluviométrica (69% e 24% a mais, respectivamente), além de uma vegetação de transição.

Como se vê, mesmo dentro das áreas dessa floresta, há grande variação entre os diversos estudos sobre regeneração (IMA) em áreas de planos de manejo florestal, sendo um forte indicativo da necessidade de mais estudos para se melhor compreender que fatores, além da precipitação, são determinantes e condicionantes para a regeneração nessas áreas.

- **Riqueza de espécies**

A quantidade de espécies variou de 13 a 25, respectivamente, nos tratamentos com três e 11 anos de regeneração (Figura 13). Ao todo, foram encontradas 34 espécies. Logo após a extração, aos três anos de regeneração, o número de espécies encontrado foi menor (entre 35% e 48%) que os dos outros tratamentos. Isso se deve, possivelmente, ao fato de que aos três anos muitas plantas de crescimento mais tardio apresentavam diâmetros reduzidos e não puderam ser incluídas.

Figura 13 – Quantidade de espécies em área de plano de manejo florestal em regeneração na FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



Fonte: Elaborada pelo autor.

De um modo geral, o número de espécies encontrado nos outros tratamentos (cinco a 40 anos) é equivalente ao observado em remanescente dessa floresta, município de Iguatu, Ceará, onde foram encontradas 22 espécies (PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2016) e superior ao

observado por Feitosa (2017), que encontrou 18 e 12 espécies, respectivamente, em áreas em regeneração sem pastejo e com pastejo de caprinos, no município de Pentecoste – CE. Cabral, Sampaio e Almeida-Cortez (2013) citam que nas áreas de Depressão Sertaneja Setentrional o número de espécies têm se situado no intervalo de 14 a 34. Em se tratando de outras florestas secas do mundo, as quantidade de espécies observadas neste trabalho são inferiores às observadas em áreas da África (BANDA *et al.*, 2008) e da Ásia (SAHU *et al.*, 2016).

Ao se analisar a estrutura da vegetação ao longo do período de regeneração, verifica-se que a espécie *Croton blanchetianus* (Marmeleiro) apresenta a maior abundância em todos os tratamentos (Figura 14A). Sua densidade passa de 84,4% (aos três anos) para 54,5% (aos oito) e se mantém praticamente constante ao longo do tempo, atingindo ainda 52,9% mesmo após 40 anos. De um modo geral a espécie *Croton blanchetianus* mantém a preponderância na área estudada frente às outras espécies até, pelo menos, 15 anos (Figuras 13A-D), quando, então, a espécie *Cordia oncocalyx* (Pau Branco) começa a crescer em dominância relativa (Figura 14B). Esta espécie, que apresentava 18,6% de dominância relativa aos 15 anos, passa para 40,6%, aos 40 anos, superando então a espécie *Croton blanchetianus*, que tem dominância relativa de 24,3%. Apesar da maior dominância relativa da espécie *Cordia oncocalyx* verificada aos 40 anos (Figura 14B), a espécie *Croton blanchetianus* mantém o maior índice de valor de cobertura (IVC) em todos os tratamentos (Figura 14C).

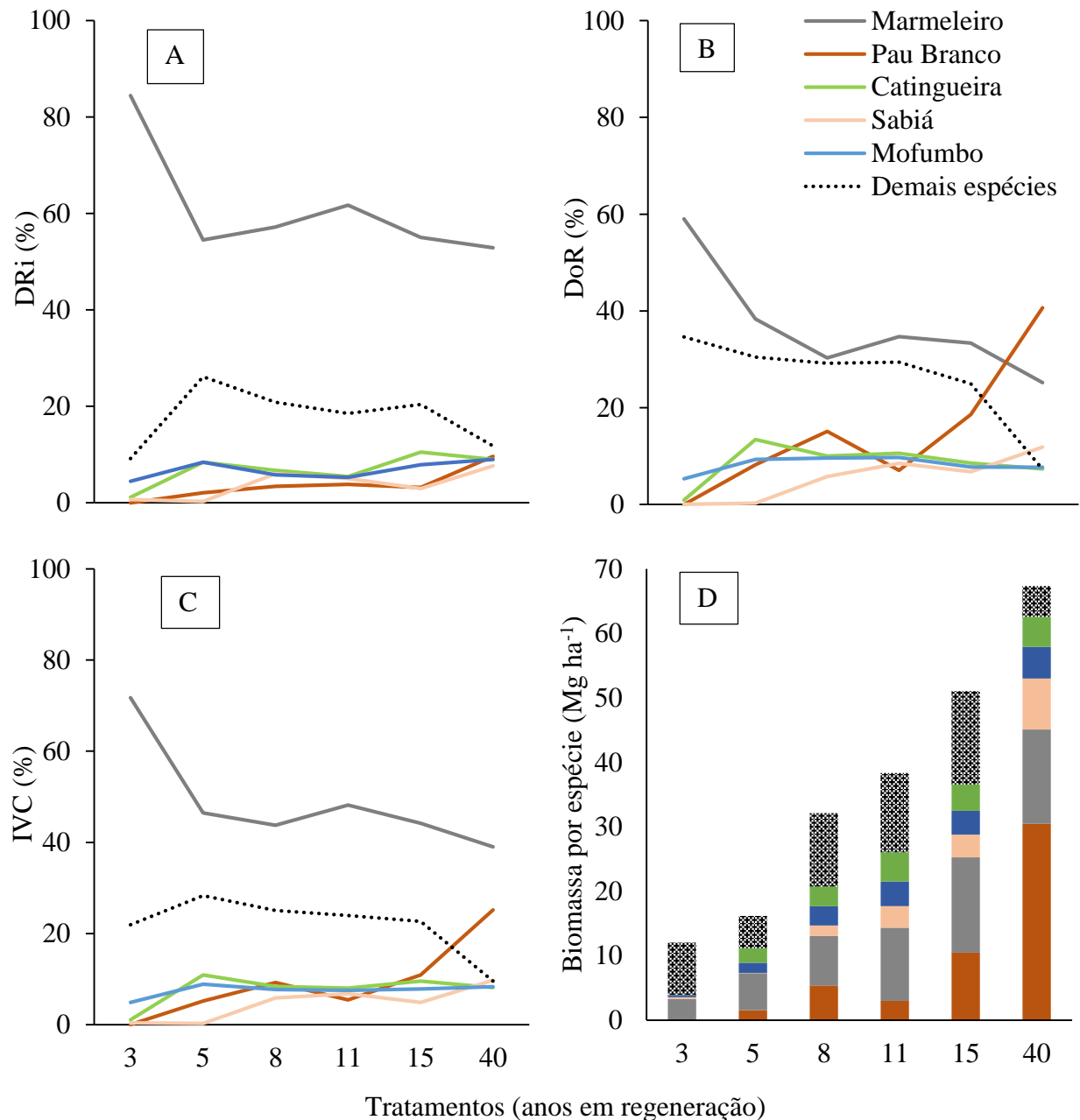
Com relação à participação da biomassa das espécies em relação à biomassa de cada tratamento (Figura 14D), observa-se, mais uma vez, a superioridade da espécie *Croton blanchetianus*, com maior participação na biomassa dos tratamentos até 15 anos. Nesse período, sua participação varia de 48,2% (aos três anos) a 24,6% (aos oito anos). Aos 40 anos, no entanto, a participação de *Croton blanchetianus* cai para 21,8% e, então, a espécie *Cordia oncocalyx* passa a apresentar a maior parcela de biomassa, com um percentual de 45,5%.

A contínua preponderância de *Croton blanchetianus* (arbusto pioneiro), até pelo menos 15 anos, é um indicativo de que a vegetação está em estágio arbustivo (estádio de sucessão secundária em fases iniciais), conforme ARAÚJO FILHO (2013). Este autor acrescenta que a elevada densidade desta espécie, que se dá em solos que possuem boas características físicas e químicas, é indicador de sucessão secundária de recuperação.

Aos 40 anos, porém, a maior expressividade da espécie *Cordia oncocalyx* em termos de dominância (Figura 14B) e biomassa (Figura 14D) é, de acordo com ARAÚJO FILHO (2013), um indicativo de que a área se encontra em estágio intermediários de sucessão secundária. Nas áreas em regeneração, principalmente após agricultura ou pastagem, mas

também depois de retirada de lenha, a composição florística tende a ser mais simples que antes, com dominância de poucas espécies (SAMPAIO *et al.*, 1998).

Figura 14 – Dri - Densidade relativa (A), DoR - Dominância relativa (B), IVC - Índice de Valor de Cobertura (C) e Biomassa por espécie em função do tempo de regeneração (D) em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal)



Fonte: Elaborada pelo autor.

As espécies *Poincianella bracteosa* (Jurema Branca), *Mimosa tenuiflora* (Jurema Preta), *Mimosa arenosa* (Tiririca), *Mimosa caesalpinifolia* (Mororó), *Combretum leprosum* (Mofumbo), *Mimosa caesalpinifolia* (Sabiá) e *Poincianella bracteosa* (Catingueira) estiveram

presentes em todos os tratamentos (APÊNDICE C). Pode se destacar as espécies *Poincianella bracteosa* e *Combretum leprosum* por apresentarem consideráveis valores de abundância, dominância e cobertura (Figura 14A-C) e biomassa (Figura 14D), principalmente a partir do oitavo ano. Outra espécie que também se destacou foi a *Mimosa caesalpiniiifolia*, que tem pouca participação até pelo menos 11 anos, quando passa a aumentar a representatividade (Figura 14A-C), e chega a atingir 11,9% da biomassa na área com 40 anos (Figura 14D). Pereira Filho e Bakke (2010) relatam que na maioria dos levantamentos feitos nessa floresta constata-se que a ação do homem tem conduzido a vegetação a um processo de sucessão e que as espécies lenhosas pioneiras como *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus* são as mais frequentes, com destaque ainda para a presença de outras espécies como *Caesalpinia bracteosa*, *Bauhinia cheilantha* e *Combretum leprosum*.

De um modo geral, a área em estudo apresenta um ambiente com certa simplificação, uma vez que apenas duas espécies, *Croton blanchetianus* e *Cordia oncocalyx*, somam mais de 60% da abundância (Figura 14A), da dominância (Figura 14B), da cobertura (Figura 14C) e da biomassa por espécie (Figura 14D). Isso mostra que a ação antrópica, quer seja na exploração prévia pela agricultura de sequeiro, quer seja pela utilização da área para pastejo ou na exploração dos recursos florestais, desenvolvida na área, tem promovido essa simplificação deste ambiente. Sampaio (2010) cita que a redução da diversidade e, principalmente, a eliminação de espécies-chave na ecologia das comunidades, têm recebido pouca atenção.

Este estudo mostrou também uma incipiente participação das espécies *Myracrodruon urundeuva* (Aroeira) e *Amburana cearensis* (Cumaru), espécies características de estágios finais de sucessão secundária (ARAÚJO FILHO, 2013). Essas espécies, quando encontradas nos tratamentos com 15 e 40 anos (APÊNDICE C), atingiram no máximo 2,2% de dominância. Para Sampaio (2010), a ausência total ou parcial de determinadas espécies vegetais pode afetar a disponibilidade de recursos alimentares para a fauna.

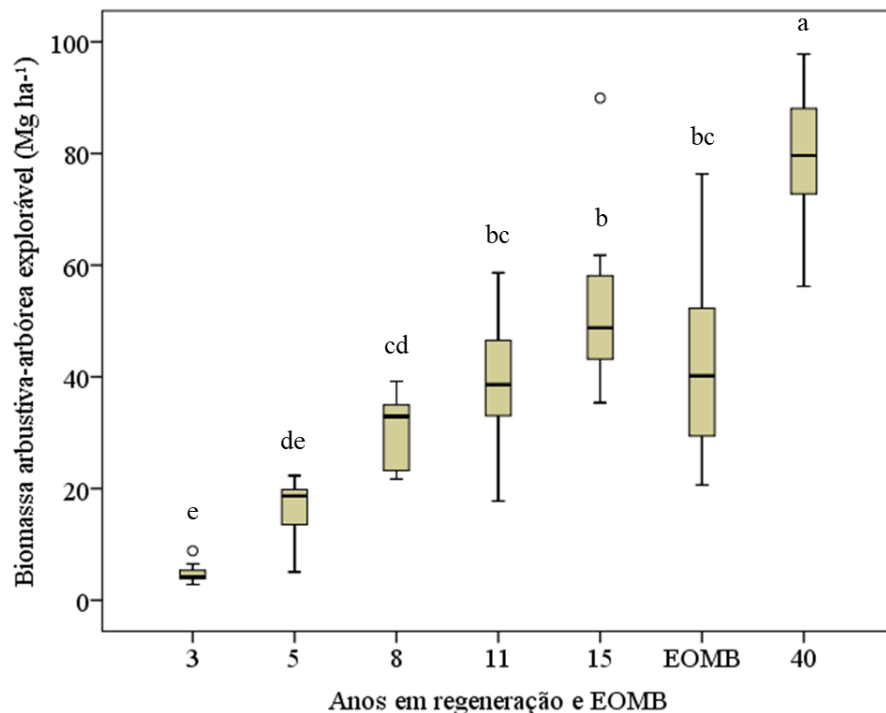
De um modo geral, a preponderância de apenas uma espécie, aos 15 anos, e de apenas duas espécies, aos 40 anos, além da inexpressiva participação ou não localização (em um ou outro tratamento) de espécies características de estágios de sucessão tardios, mostra uma possível perda de biodiversidade. Com isso, para além da produção de BAA, que se mostrou consistente aos 15 anos de regeneração, pode-se estudar uma adaptação ao manejo, efetuando, por exemplo, um raleamento seletivo, que permita, ao mesmo tempo, manter a produção florestal, aumentar a produção de forragem herbácea e arbórea e aumentar a participação de espécies-chave. Aquino *et al.* (2017a) indicaram o raleamento como forma de aumentar a

produção de forragem para ruminantes e, ao mesmo tempo, reduzir o aquecimento global em área dessa floresta, após observarem uma significativa produção de forragem herbácea e aumento nos estoques de carbono do solo em área raleada.

Recuperação dos estoques originais de biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva + morta)

Não existe um critério único para se definir o momento correto de se explorar novamente (ciclo de corte) um talhão, que, apesar de adotado como de 15 anos para esta floresta tropical seca, é objeto de muita discussão. A recuperação dos estoques de biomassa aos valores que foram encontrados na área antes de realizar o corte (estoques originais médios de biomassa - EOMB) é um desses critérios discutíveis (Figura 15).

Figura 15 – Biomassa arbustiva-arbórea explorável (viva+morta) em função do tempo de regeneração, em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga: 3 a 15 anos (talhões) e 40 anos (reserva legal); EOMB - estoques originais médios de biomassa



¹ Letras minúsculas iguais entre tratamentos não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Outliers: ° discrepantes.

Fonte: Elaborada pelo autor.

A biomassa explorável é composta pela biomassa das plantas vivas (com exceção das plantas que não foram cortadas) e das plantas mortas (que ainda podem ser aproveitadas na exploração florestal). O EOMB da área foi estimado em $42,35 \pm 15,27 \text{ Mg ha}^{-1}$ e, apesar de numericamente maior, não difere estatisticamente da biomassa explorável encontrada nos tratamentos com oito anos ($30,03 \pm 7,13 \text{ Mg ha}^{-1}$) e 11 anos ($39,17 \pm 13,12 \text{ Mg ha}^{-1}$) em regeneração. Quanto ao tratamento de 15 anos ($53,80 \pm 18,24 \text{ Mg ha}^{-1}$), também não diferiu estatisticamente do EOMB, apesar de este ser menor em $11,45 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Como se vê, o EOMB foi alcançado bem antes dos 15 anos, prazo legalmente previsto para uma nova exploração da área. Entretanto, trata-se de uma vegetação bem jovem, caracterizada pela predominância de apenas uma espécie, de caráter pioneiro, *Croton blanchetianus*. A utilização desse critério (novo corte ao se atingir os estoques prévios) é bastante controverso. Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010) questionam o uso desse critério pelos seguintes fatores: não se sabe ao certo o estágio de sucessão que a área estava antes da exploração (poderia ser uma área bem jovem); o estoque estimado inicialmente (com intervalo de confiança de 20%) não deveria ser colocado como valor certo e único a ser atingido; e, se o estoque inicial correspondesse ao máximo valor possível para um certo local, assumir-se-ia que a população já estaria em estabilidade. Percebe-se, assim (Figura 15), que o PMF em questão tinha uma vegetação relativamente jovem, uma vez que os estoques originais são bem inferiores aos observados na área de reserva legal - tratamento de 40 anos ($79,37 \pm 18,24 \text{ Mg ha}^{-1}$), inclusive diferindo estatisticamente.

Ainda em relação aos estoques iniciais (Figura 15), no ponto referente a incertezas quanto ao estágio de sucessão da vegetação dessa época, observa-se que, em comparação com os tratamentos, o EOMB apresenta a maior amplitude em biomassa ($55,68 \text{ Mg ha}^{-1}$), variando de $20,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $76,33 \text{ Mg ha}^{-1}$. Isso mostra que as áreas levantadas inicialmente apresentavam diferentes estágio de regeneração, desde áreas bem jovens (menor estoque) a áreas mais maduras (maior estoque), o que reforça a rejeição desse critério (recuperação de estoques iniciais) para se definir o momento de explorar novamente os talhões. Além disso, mesmo não havendo diferença entre o EOMB em relação aos tratamentos com 15 anos, 11 anos e, mesmo, oito anos, deve-se adotar ciclos maiores. Isso se justifica pelo fato de, aos oito e 11 anos, ainda se ter uma vegetação muito jovem, com uma predominância apenas de *Croton blanchetianus*.

O estoque de biomassa arbustiva-arbórea explorável da área com 15 anos é estatisticamente diferente do encontrado aos 40 anos. Isso se deve a maior presença de necromassa no tratamento com 40 anos (15,18%) que no tratamento com 15 anos (8,69%). Porém, ao se considerar apenas a biomassa das espécies vivas (Figura 7), que é a principal

forma de apresentação de estudos de estoques de biomassa florestais, esses dois tratamentos não apresentaram diferença estatística.

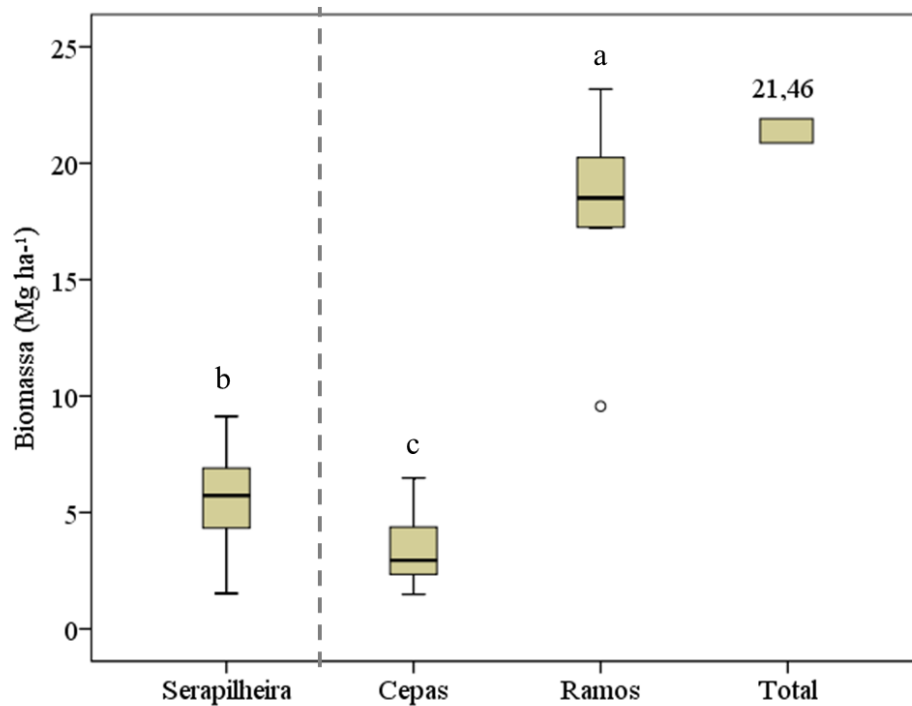
Neste estudo, a capacidade de regeneração da vegetação desta floresta se mostrou superior à observada em uma floresta neotropical seca da Jamaica. As áreas apresentam a mesma precipitação pluviométrica média anual (780 mm) e o critério de inclusão para amostragem foi o mesmo (plantas com $CAP \geq 6$ cm, medidos a 1,3 m de altura). Nessa floresta, a biomassa aérea ainda não havia se recuperado após 10 anos do corte raso (NIÑO *et al.*, 2014). Os pesquisadores estimaram em 45,5 anos, o tempo necessário para a recuperação dos estoques de biomassa iniciais, concluindo que aquela formação florestal não era tão resiliente quanto outras florestas tropicais secas.

Biomassa remanescente da exploração (ramos e cepas)

A biomassa remanescente, formada pela biomassa de cepas e biomassa de ramos, é apresentada na Figura 16. Encontrou-se uma média de biomassa de cepas de $3,43 \pm 0,43$ Mg ha⁻¹, tendo variado de 1,48 Mg ha⁻¹ (mínimo) a 6,68 Mg ha⁻¹ (máximo). No caso da biomassa de ramos, que é significativamente (teste “t”, com $p \leq 0,05$) superior à biomassa de cepas, encontrou-se uma média de $18,03 \pm 1,66$ Mg ha⁻¹, com valores mínimos e máximos de 9,56 Mg ha⁻¹ e 23,18 Mg ha⁻¹, respectivamente.

A soma das biomassas de cepas e de ramos, que formam a biomassa remanescente da exploração, totalizou 21,46 Mg ha⁻¹ (Figura 16). Esse valor é bem superior ao estimado (7,6 Mg ha⁻¹) por Lopes e Andrade (2017), ao trabalharem com dados secundários em uma outra área de PMF da FTS-Caatinga, porém com previsões de extração de biomassa similares. A menor quantidade de biomassa remanescente observada por Lopes e Andrade (2017) pode estar relacionada a limitações da metodologia empregada, que trabalharam apenas com dados estimados. Outra possível explicação para os maiores valores deste trabalho se deve à finalidade da biomassa extraída (produção de carvão). Essa opção (produção apenas de carvão) pode implicar na seleção somente das partes de maior diâmetro das plantas, para se obter um carvão mais resistente à quebra durante o transporte. Assim, é possível que quando se utilize as plantas apenas como fonte de lenha para a queima diretamente se tenha uma maior intensidade de extração da planta (colhendo se ramos mais finos, até o limite de 2 cm), resultando em uma menor quantidade de resíduos deixados na área.

Figura 16 – Serapilheira - pré-existente à exploração - e biomassa remanescente da exploração (cepas e ramos) – após a extração da madeira para a fabricação de carvão em área de plano de manejo florestal da FTS-Caatinga. Total (representa a soma das médias das biomassas de cepas e de ramos)



¹ Letras minúsculas iguais entre biomassas (serapilheira, cepas e ramos) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de “t” ($p \leq 0,05$). Outliers: ^o discrepantes.

Fonte: Elaborada pelo autor.

No caso desta floresta, as cepas desempenham um papel crucial, pois são o principal meio pelo qual se dá a regeneração da imensa maioria das plantas arbustiva-arbóreas. Além disso, como as cepas não são arrancadas, suas raízes devem desempenhar seus papéis de atenuação e prevenção dos processos erosivos dos solos.

A biomassa de ramos, adicionada à superfície do solo com a extração vegetal, se soma à serapilheira ($5,55 \pm 0,97 \text{ Mg ha}^{-1}$) pré-existente no ambiente. Essa significativa quantidade de biomassa (ramos), que representa mais de 3,0 vezes à serapilheira presente na área, é disposta na área na forma de leiras, que ocupam 60% da área explorada neste plano de manejo. Esse grande incremento de biomassa à superfície do solo deve atenuar os processos erosivos após a exploração florestal e manter uma maior umidade do mesmo, auxiliando na atividade biológica e favorecendo a ciclagem de nutrientes.

O valor de biomassa de ramos observado nesta área de PMF é bem inferior ao encontrado na Floresta Amazônica, em que foram observados 38 Mg ha⁻¹ de produção de resíduos ao se explorar àquela floresta com técnica de redução de impactos (CRUZ FILHO; SILVA, 2009). Destaque-se, porém, que com essa técnica muitas árvores da Floresta Amazônica são preservadas do corte por não serem interessantes economicamente. Com isso, pode-se deduzir que, se fosse utilizada a técnica de corte raso naquela floresta, a biomassa remanescentes seria bem maior que os 38 Mg ha⁻¹. Em áreas de pinheiros no Canadá, Webster *et al.* (2016) encontraram uma quantidade de resíduos produzidos após colheita da madeira de aproximadamente 27 Mg ha⁻¹.

6 CONCLUSÕES

A avaliação dos estoques de biomassa arbustiva-arbórea na floresta tropical seca (FTS-caatinga) mostrou que as áreas submetidas ao manejo de corte raso, com preservação das espécies protegidas por lei e cactáceas, não apresentaram, após 15 anos, diferenças para uma floresta de 40 anos nos seguintes indicadores: biomassa arbustiva-arbórea, densidade absoluta e distribuição das plantas por classe diamétrica. Nesta área de 15 anos, porém, há o predomínio de uma espécie pioneira (*Croton blanchetianus*). O incremento médio anual (IMA) é mais acentuado até os 15 anos. Assim que ocorre a exploração há o aporte de significativa quantidade de resíduos (biomassa remanescente - ramos), ou seja, 18 Mg ha^{-1} , o que corresponde a mais de 3,0 vezes o valor da serapilheira. Outras $3,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ ficam na área explorada na forma de cepas, a partir das quais se dará a regeneração da maioria das plantas via brotação. Por outro lado, a área de reserva legal ainda não se recuperou da ação antrópica promovida antes dos 40 anos (por meio da exploração com culturas anuais e pastagem) e após (pelo pastejo de animais e/ou exploração esporádica de madeira), levando-a a uma vegetação simplificada, predominando apenas duas espécies: uma pioneira (*Croton blanchetianus*) e outra secundária (*Cordia oncocalyx*). Em função disso, sugere-se a realização de estudos que englobem concomitantemente a técnica de raleamento, o uso de banco de sementes e o controle parcial de pioneiras como formas de aumentar a participação de outras espécies consideradas chaves nesses ambientes manejados e, ao mesmo tempo, estimular a produção de forragem. Considerando ainda que a precipitação pluviométrica média da área deste estudo, que é um dos fatores determinantes para a regeneração nesta floresta, é superior a de 42% dos municípios do Ceará, sugere-se que outros estudos dessa natureza sejam desenvolvidos em áreas com menores índices de precipitação.

REFERÊNCIAS

- ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L.; PINTO, A. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; RANDOW, C. V.; SAMPAIO, E. V. S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 367-375, 2016.
- ALVES, J. A. A. Geocologia da caatinga no semi-árido do nordeste brasileiro. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, Rio claro, v.2, n.1, p.58-71, 2007.
- ANDRADE, E. M. O semiárido cearense e suas águas. *In*: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Eds.) **O Semiárido e o manejo dos recursos naturais**: uma proposta de uso adequado do capital natural. 2. ed. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2016, cap. 3, p 55-80.
- ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. É. R. (Eds.) **O Semiárido e o manejo dos recursos naturais**: uma proposta de uso adequado do capital natural. 2. ed. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 406 p.
- ANDRADE, E. M.; SENA, M. G. T.; SILVA, A. G. R.; PEREIRA, F. J. S.; LOPES, F. B. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 88-95, 2016
- APNE – ASSOCIAÇÃO PLANTAS DO NORDESTE. Lista de Planos de Manejo no Bioma Caatinga – 2012. *In*: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Associação Plantas do Nordeste (APNE). **Estatística Florestal da Caatinga**. Brasília: MMA, 2015, v. 2, n. 2, p. 53-101.
- APOLINÁRIO, V. X. D. O.; DUBEUX, J. C. B.; LIRA, M. D. A.; SAMPAIO, E. V.; AMORIM, S. O.; MUIR, J. P. Arboreal Legume Litter Nutrient Contribution to a Tropical Silvopasture. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 6, p. 2478-2484, 2016.
- AQUINO, D. N.; ANDRADE, E. M.; CASTANHO, A. D. A.; PEREIRA JÚNIOR, L. R.; PALÁCIO, H. A. Q. Belowground Carbon and Nitrogen on a Thinned and Un-Thinned Seasonally Dry Tropical Forest. **American Journal of Plant Sciences**, v.8, 2083-2100, 2017a.
- AQUINO, D. N.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; PEREIRA JÚNIOR, L. R. Nutrient cycling and CO₂ emissions in areas of preserved and thinned caatinga. **Revista Árvore**, v.41, n.3, e410308, 2017b.
- ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. [s.l.], Projeto Dom Helder Camara, 2013. 200 p.
- ARAÚJO FILHO, J. A. **Manipulação da vegetação lenhosa da caatinga para fins pastoris**. Sobral, CE: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1992. 18p. (EMBRAPA-CNPC. Circular Técnica, 11).

ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018.

ARAÚJO, L. V. C.; SILVA, J. A. Unidade experimental Fazenda Belo Horizonte – Mossoró/RN. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 205 - 213.

BANDA, T.; MWANGULANGO, N.; MEYER, B. SCHWARTZ, M. W.; MBAGO, F.; SUNGULA, M.; CARO, T. The woodland vegetation of the Katavi-Rukwa ecosystem in western Tanzania. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 3382-3395, 2008.

BANDA, T.; SCHWARTZ, M. W.; CARO, T. Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a miombo ecosystem of western Tanzania. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1, p. 179-185, 2006.

BATISH, D. R.; KOHLI, R. K.; JOSE, S.; SINGH, H. P. **Ecological basis of agroforestry**. Boca Raton: CRC Press, 2008.

BLOIS, H. D.; PARIS, E.; CARVALHO, M. P.; NUNES, B. B. Silvicultura: Cenários Prospectivos para Geração de Energia Elétrica. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n.1, p. 140-159, 2017.

BRASIL. Decreto nº 5.975, de 30 de novembro de 2006. Regulamenta artigos do Código Floresta, entre outros. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 01 dez. 2006. Seção 1, p. 1.

BRAZ, R. L.; NUTTO, L.; BRUNSMEIER, M.; BECKER, G.; SILVA, D. A. Resíduos da colheita florestal e processamento da madeira na Amazônia – uma análise da cadeia produtiva. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 5, n. 2, p. 168-181, 2014.

CABRAL, G. A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ALMEIDA-CORTEZ. Estrutura espacial e biomassa da parte aérea em diferentes estágios sucessionais de Caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 3, p. 566-574, 2013.

CARNEIRO, M.; SERRÃO, V.; FABIÃO, A.; MADEIRA, M.; BALSEMÃO, I.; HILÁRIO, L. A. Does harvest residue management influence biomass and nutrient accumulation in understory vegetation of *Eucalyptus globulus* Labill. plantations in a Mediterranean environment?. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 527-535, 2009.

CARVALHO, A. J. E.; GARIGLIO, M. A.; CAMPELLO, F. B.; BARCELLOS, N. D. E. **Potencial econômico dos recursos florestais em áreas de assentamento do Rio Grande do Norte**. 2. ed. Natal: MMA/ PNF/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2000. (Boletim Técnico, 1).

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil**. Brasília, DF: 2016. 252 p.

COSTA, G. G. O. **Análise Multivariada Light-Sem Matemática**. Rio de Janeiro: Editora Ciência Moderna, 2017. v. 1. 496 p.

COUTINHO, M. J. F.; CARNEIRO, M. S. S.; EDVAN, R. L.; PINTO, A. P. A Pecuária como atividade estabilizadora no semiárido brasileiro. **Veterinária e Zootecnia.**, v.20, n.3, p. 9-16, 2013.

CRUZ FILHO, D.; SILVA, J. N. M. Avaliação da quantidade de resíduos lenhosos em floresta não explorada e explorada com técnicas de redução de impactos, utilizando amostragem por linha interceptadora, no Médio Mojú, Amazônia Oriental, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 527-532, 2009.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Cia. das Letras, 1996.

DUBBIN, W. E.; PENN, M. G.; HODSON, M. E. Edaphic influences on plant community adaptation in the Chiquibul forest of Belize. **Geoderma**, v. 131, p. 76-88, 2006.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P.; SILVA, F. L.; CHAN, B. L. **Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões**. Primeira Edição. Rio de Janeiro. Elsevier. 2009. 646 p.

FEITOSA, R. C. **Estoque de carbono em floresta tropical sazonalmente seca no nordeste do brasil: uma comparação entre dois usos do solo**. 2017. 95 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

FOOTE, J. A.; BOUTTON, T. W.; SCOTT, D. A. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests: Influence of forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 48-57, 2015.

FRANCEZ, L. M. B.; CARVALHO, J. O. P.; BATISTA, F. J.; JARDIM, F. C. S.; RAMOS, E. M. L. S. Influência da exploração florestal de impacto reduzido sobre as fases de desenvolvimento de uma floresta de terra firme, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 233, p. 743-753, 2013.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Índice de Aridez para o Ceará**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/17-mapas-tem%C3%A1ticos/542-%C3%ADndice-de-aridez-para-o-cear%C3%A1>>. Acesso em: 12 jul. 2018.

GARIGLIO, M. A. A rede de manejo florestal na caatinga. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 199 - 204.

GAUTAM, T. P.; MANDAL, T. N. Effect of disturbance on biomass, production and carbon dynamics in moist tropical forest of eastern Nepal. **Forest Ecosystems**, v. 3, p. 1-10, 2016.

GOMES, M. J. S.; MENELAU, A. S.; MARQUES, M. W. C. F.; PAREYN, F. G. C.; BARROS, H. G. L. Geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco. **Revista de Política Agrícola**, v. 22, n. 4, p. 56-66, 2013.

GRILLO, A.; OLIVEIRA, M. A.; TABARELLI, M. Arvores. *In*: PORTO, K. C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TABARELLI, M. (Org.). **Diversidade biológica e conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2006. p. 191-218.

GUERREIRO, M. J. S.; ANDRADE, E. M.; ABREU, I.; LAJINHA, T. Long-term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 33, n. 14, p. 2929-2939, 2013

HAIR JUNIOR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E. **Multivariate data analysis**. 7. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2009. 816 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2012. 274 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br>> Acesso em: 18 de jul. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. Planilha de controle interno. Fortaleza, 2017.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; BURGOS, N.; PESSOA, S. C. P.; SILVEIRA, C. O. **Levantamento exploratório**: reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco. Recife: Divisão de Pesquisa Pedológica, 1973. 2 v. (Boletim Técnico, 26 – Pedologia, 14).

JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; PAREYN, F. G. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. S. C.; COSTA, T. L.; ALTHOFF, T. D. **Guia metodológico para o desenvolvimento de atividades de campo e laboratório do projeto CNPQ rede – C – NE**. Recife, 2016. 35 p.

LOPES, E. A.; CANTO, J. L. Exploração de lenha em Plano de Manejo Florestal Sustentável no Rio Grande do Norte. *In*: IV Congresso Nordestino de Engenharia Florestal, 2013, Vitória da Conquista, 2013. p. 687-692. **Anais...** do IV CONEFLOR e III SEEFOR. Vitória da Conquista, 2013.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M. Biomassa remanescente em plano de manejo florestal da caatinga, manejado sob corte raso. *In*: III SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS NATURAIS DO SEMIÁRIDO, 3, 2017, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2017. Disponível em: <<https://sbrns2017.blogspot.com/p/anais-do-iii-sbrns-2017.html>>. Acesso em: 04 jul. 2018.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; RODRIGUES, M. M. A. Potential for nutrient contribution from litter in a seasonally dry forest. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 11, n. 4, p. 269-276, 2017.

MAIA, G. B. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: Leitura e Arte Editora, 2004. 413 p.

MAROCO, J. **Análise Estatística com utilização do SPSS**. Lisboa: Edições Silábica, 2ª ed. 2003. 508 p.

MARQUES, M. W. C. F.; PAREYN, F. G. C.; FIGUEIREDO, M. A. B. A composição da renda e a contribuição do manejo florestal em dois projetos de assentamento no sertão de Pernambuco. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 247-258, abr./jun. 2011.

MENEZES, M. O. T.; ARAÚJO, R. C. P. Manejo Sustentável da Caatinga para Produção Econômica de Biomassa Vegetal. *In*: XLVI Congresso da Sober, 2008, Rio Branco - Acre. **Anais...** do XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, 2008. p. 1-35.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006.

MIN – MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. **Semiárido Brasileiro**. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/semi-arido-brasileiro>> Acesso em: 12 jun. 2018.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Manejo Florestal Sustentável**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/florestas/manejo-florestal-sustentavel>> Acesso em: 09 fev. 2017.

MORO, M. F.; ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R. Síntese dos estudos florísticos e fitossociológicos realizados no semiárido brasileiro. *In*: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Orgs.). **Fitossociologia no Brasil**. 1. Ed. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2015, v. 2, cap. 18, p. 412-451.

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **The Botanical Review**, v. 82, n.2, p. 91–148, 2016.

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; FILER, D. L.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. A catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. **Phytotaxa**, v. 160, n. 1-118, 2014.

NIÑO, M.; MCLAREN, H. P.; MEILBY, H.; LÉVESQUE, M.; WILSON, B.; MCDONALD, M. Long-term changes in above ground biomass after disturbance in a neotropical dry forest, Hellshire Hills, Jamaica. **Plant Ecology**, v. 215, n. 10, p. 1081-1097, 2014.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; HOLANDA JÚNIOR, E. V. MENEZES, R. I. Q. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solo sob caatinga no semi-árido nordestino. **Caatinga**, v. 22, n. 1, p. 131-140, 2009.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; JARENKOV, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution pattern. *In*: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. **Neotropical savannas and seasonally dry forests**. Boca Rato: CRC Press, p. 159-190, 2006.

PARENTE, H. N.; ANDRADE, A. P.; SILVA, D. S.; SANTOS, E. M.; ARAUJO, K. D.; PARENTE, M. O. Influência do pastejo e da precipitação sobre a fenologia de quatro espécies em área de Caatinga. **Revista Árvore**. [s.l.], v.36, n.3, p.411-421. 2012.

PAREYN, F. G. C.; LIMA, K. C.; MARQUES, M. W. C. F.; RIEGELHAUPT E. M.; BACALINI, P. Dinâmica da regeneração da vegetação da caatinga na Unidade Experimental PA recanto III - Lagoa Salgada/RN. *In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 199 - 204.*

PAUPITZ, J. Elementos da estrutura fundiária e uso da terra no semi-árido brasileiro. *In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 49 - 64.*

PEREIRA FILHO, J. M.; BAKKE, O. A. Produção de forragem de espécies herbáceas da caatinga. *In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 145 - 159.*

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; RAYMER, P. C. L.; RIBEIRO FILHO, J. C.; PEREIRA, F. J. S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, v. 47, n.1, p. 32-40, 2016.

PEREIRA, O. J.; ANDRADE, E. M. Alternativas de convivência com o semiárido. *In: Andrade, E. M.; Pereira, O. J.; Dantas, F. E. R. (Eds.) O Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural. 2. Ed. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2016, cap. 1, p. 1-22.*

PIMENTEL, J. V. F. Caatinga e manejo agrossilvipastoril. *In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Eds.) O Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural. 2. Ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2016. cap. 5, p. 109-135.*

PNUD-FAO-IBAMA-SUDENE. Documentos e relatório final. *In: REUNIAO SOBRE O DESENVOLVIMENTO DO SETOR FLORESTAL DO NORDESTE*, 1., 1993, Recife. *Anais...* Recife: PNUD-FAO-IBAMA-SUDENE, 1993.

POWERS, R. F.; SCOTT, D. A.; SANCHEZ, F. G.; VOLDSETH, R. A.; PAGE-DUMROESE, D. ELIOFF, J. D.; STONE, D. M. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management*, v. 220, p. 31-50, 2005.

RIBEIRO FILHO, J. C.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; BRASIL, J. B.; ARAÚJO NETO, J. R. Produtividade de fitomassa herbácea em diferentes manejos no semiárido cearense. *Agro@mbiente On-line*, v. 9, p. 386-396, 2016.

RIEGELHAUPT, E.; PAREYN, F. G. C.; BACALINI, P. O manejo florestal na caatinga: resultados da experimentação. *In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 256 - 275.*

RIEGELHAUPT, E.; PAREYN, F. G. C.; GARIGLIO, M. A. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 349 - 367.

RIEGELHAUPT, E.; PAREYN, F. G. C.; LIMA, K. C.; BACALINI. Impactos do manejo florestal sobre a flora arbórea. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 292 - 300.

RODAL, M. J. N. F.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. Manual sobre métodos de estudos florísticos e fitossociológicos – ecossistema caatinga. 1.ed. Brasília, DF. **Sociedade Botânica do Brasil**, 2013. 24 p.

SAHU, S. C.; SURESH, H. S.; RAVINDRANATH, N. H. Forest Structure, Composition and Above Ground Biomass of Tree Community in Tropical Dry Forests of Eastern Ghats, India. *Notulae Scientia Biologicae*, v. 8, n. 1, p. 125-133, 2016.

SAMPAIO E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid Caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, n. 4, p. 935–943, 2005.

SAMPAIO, E. V. de S. B. Caracterização do bioma caatinga – características e potencialidades. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 29 - 42.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L.; SALCEDO, I. H.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em serra talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 5, p. 621-632, 1998.

SANAPHRE-VILLANUEVA, L.; DUPUY, J. M.; ANDRADE, J. L.; REYES-GARCÍA, C.; PAZ, H.; JACKSON, P. C. Functional Diversity of Small and Large Trees along Secondary Succession in a Tropical Dry Forest. *Forests*, v. 7, n. 8, p. 163, 2016.

SANTOS, R. C.; CARNEIRO, A. C. O.; PIMENTA, A. S.; CASTRO, R. V. O.; TRUGILHO, P. F.; CASTRO, A. F. N. M. Potencial energético da madeira de espécies oriundas de plano de manejo florestal no Estado do Rio Grande do Norte. **Ciência Florestal (UFESM. Impreso)**, v. 23, p. 493-504, 2013.

SCHILLING, E. M.; WARING, B. G.; SCHILLING, J. S.; POWERS, J. S. Forest composition modifies litter dynamics and decomposition in regenerating tropical dry forest. *Oecologia*, v. 182, n. 1, p. 287-297, 2016.

SFB - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012**. 1ª ed. Brasília: SFB, 2013. 188 p.

SILVA, R. M. A. **Entre o combate à seca e a convivência com o semiárido: transições paradigmáticas e sustentabilidade do desenvolvimento**. 2006. 298 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento sustentável), Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

SOUZA, C. A. O estudo de caso nas Fazendas Maturi e Formosa – breve contextualização. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 279 - 286.**

STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J.; WHITE, E. P.; PHILLIPS, O. L.; JØRGENSEN, P. M.; WEISER, M. D.; MENDOZA, A. M.; VARGAS, P. N. Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p.744-754, 2011.

TARVAINEN, O.; HEKKALA, A.; KUBIN, E.; TAMMINEN, P.; MURTO, T.; TOLVANEN, A. Soil disturbance and early vegetation response to varying intensity of energy wood harvest. *Forest Ecology and Management*, v. 348, p. 153-163, **2015**.

VERDE VIDA – Verde Vida Engenharia Ambiental. Plano de Manejo Agrossilvipastoril em Regime de Rendimento Sustentável. Pentecoste: 2010. 70p.

WALL, A. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 282, p. 175-184, 2012.

WEBSTER, K. L.; WILSON, S. A.; HAZLETT, P.W.; FLEMING, R. L.; MORRIS, D. M. Soil CO₂ efflux and net ecosystem exchange following biomass harvesting: Impacts of harvest intensity, residue retention and vegetation control. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 181-194, 2016.

**APÊNDICE B – BIOMASSA ARBUSTIVA-ARBÓREA POR PARCELA AMOSTRAL
E RESPECTIVA LOCALIZAÇÃO. DATUM SIRGAS 2000; UTM ZONA 24S**

Tratamentos (anos em regeneração)	Parcelas	Biomassa arbustiva-arbórea (Mg ha ⁻¹)	Coordenadas (UTM)	
			E	N
3	1	36,82	456908	9547788
	2	5,22	456902	9547840
	3	7,12	456890	9548066
	4	9,10	456750	9548000
	5	5,08	457030	9547830
	6	3,84	457071	9547937
	7	16,97	457009	9547913
5	1	4,49	457747	9548152
	2	12,77	457679	9548104
	3	20,28	457729	9548034
	4	19,10	457665	9547976
	5	19,82	457703	9548030
	6	22,42	457660	9547784
	7	14,21	457693	9547894
8	1	38,97	457475	9547640
	2	23,36	457533	9547650
	3	33,82	457505	9547710
	4	22,97	457517	9547820
	5	31,81	457591	9548130
	6	34,48	457586	9548070
	7	39,42	457525	9548110
11	1	37,49	457355	9549430
	2	54,97	457297	9549430
	3	17,95	457392	9549362
	4	35,95	457328	9549320
	5	49,20	457294	9549374
	6	39,57	457485	9549390
	7	33,21	457444	9549430
15	1	38,01	456814	9549310
	2	50,17	456799	9549241
	3	32,14	456801	9549125
	4	81,52	456787	9549457
	5	58,76	456794	9549510
	6	46,15	456868	9549270
	7	50,46	456877	9549336
40	1	63,83	457908	9547470
	2	58,91	458004	9547546
	3	62,56	458063	9548630
	4	88,83	458035	9548690
	5	61,29	457990	9548530
	6	88,39	457992	9548600
	7	47,53	458006	9547998

**APÊNDICE C – ESPÉCIES (ORDENADAS POR FAMÍLIA) E RESPECTIVOS
TRATAMENTOS EM QUE FORAM ENCONTRADAS**

Nome científico	Família	Nome comum	Tratamentos (anos em regeneração)						
			3	5	8	11	15	40	
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Anacardiaceae	Aroeira	x			x	x	x	x
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	Apocinaceae	Pereiro Preto		x		x	x	x	x
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Bignoniaceae	Pau D'arco		x					
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Bixaceae	Pacotê		x				x	x
<i>Cordia thichotoma</i>	Boraginaceae	Frei Jorge		x	x	x	x	x	x
<i>Cordia oncocalyx</i>	Boraginaceae	Pau Branco		x	x	x	x	x	x
<i>Commiphora leptophloeos</i>	Burseraceae	Imburana				x			x
<i>Chloroleucon dumosum</i>	Fabaceae	Arapiraca		x		x			
<i>Capparis cynophallophora</i>	Capparaceae	Feijão-bravo			x			x	x
<i>Crataeva tapia</i>	Capparaceae	Trapiá				x			
<i>Combretum leprosum</i>	Combretaceae	Mofumbo	x	x	x	x	x	x	x
<i>Manihot glaziovii</i>	Euphorbiaceae	Maniçoba	x			x	x	x	x
<i>Croton blanchetianus</i>	Euphorbiaceae	Marmeleiro	x	x	x	x	x	x	x
<i>Croton anisodontus</i>	Euphorbiaceae	Marmeleiro Branco	x	x	x	x	x		
<i>Jatropha mollissima</i>	Euphorbiaceae	Pinhão-bravo	x			x			
<i>Croton conduplicatus</i>	Euphorbiaceae	Quebra Faca						x	
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Fabaceae	Angico		x	x	x	x	x	x
<i>Poincianella bracteosa</i>	Fabaceae	Catingueira	x	x	x	x	x	x	x
<i>Amburana cearensis</i>	Fabaceae	Cumarú	x		x	x			
<i>Acacia glomerosa</i>	Fabaceae	Espinheiro			x				
<i>Libidia ferrea</i>	Fabaceae	Jucá		x	x	x	x	x	x
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Fabaceae	Jurema Branca	x	x	x	x	x	x	x
<i>Mimosa tenuiflora</i>	Fabaceae	Jurema Preta	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bauhinia cheliantha</i>	Fabaceae	Mororó	x	x	x	x	x	x	x
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Fabaceae	Sabiá	x	x	x	x	x	x	x
<i>Piptadenia viridiflora</i>	Fabaceae	Surucucu		x	x				
<i>Mimosa arenosa</i>	Fabaceae	Tiririca	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudobombax marginatum</i>	Malvaceae	Embiratanha		x					
<i>Pisonia tomentosa</i>	Nyctaginaceae	João Mole		x	x	x	x	x	x
<i>Ximenia americana</i>	Olacaceae	Ameixa				x			x
<i>Ziziphus joazeiro</i>	Rhamnaceae	Juazeiro		x		x			
		Calumbinho		x				x	
		Murta			x				
		Desconhecida			x	x	x		