

CYBELLE LAÍS SOUTO MAIOR SALES DE MELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NO SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

RECIFE
PERNAMBUCO - BRASIL
AGOSTO - 2016

CYBELLE LAÍS SOUTO MAIOR SALES DE MELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NO SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Florestais da Universidade Federal
Rural de Pernambuco, para obtenção do título de
Doutora em Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

Co-orientador: Prof. PhD. José Antônio Aleixo da Silva

RECIFE
PERNAMBUCO - BRASIL
AGOSTO - 2016

Ficha Catalográfica

M528d Melo, Cybelle Laís Souto Maior Sales de
Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no semiárido
pernambucano / Cybelle Laís Souto Maior Sales de Melo. –
2016.

105 f. : il.

Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento
de Ciência Florestal, Recife, BR-PE, 2016.

Inclui referências.

1. Caatinga 2. Crescimento, 3. Floresta seca I. Ferreira,
Rinaldo Luiz Caraciolo, orientador. II. Título

CDD 634.9

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

CYBELLE LAÍS SOUTO MAIOR SALES DE MELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NO SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Aprovada em 31/08/2016

Banca Examinadora

Prof. DS. Luiz Carlos Marangon – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. DS. Márcio Vieira da Cunha - Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. DS. Otacílio Antunes Santana - Universidade Federal de Pernambuco

Profa. DS. Rute Berger - Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientador:

Prof. DS. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira - Universidade Federal Rural de Pernambuco

RECIFE-PE
AGOSTO/2016

MELO, CYBELLE LAÍS SOUTO MAIOR SALES. **Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no semiárido pernambucano**. 2016. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira; Co-orientador: José Antônio Aleixo da Silva.

RESUMO

Dentre as florestas tropicais secas do mundo, a caatinga se destaca por ser um dos ambientes mais modificados, com grande parte da vegetação substituída por cultivo agrícola ou pastagem, tornando importante os estudos nos remanescentes existentes, visando o entendimento de suas respostas quando submetidas a ações antrópicas e a períodos de seca, especialmente quanto a sua estrutura e dinâmica. Desta forma, este trabalho teve como objetivo analisar a dinâmica de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas e de sua regeneração natural em área de caatinga antropizada, no município de Floresta, Pernambuco, Brasil. Para o levantamento dos dados, foram medidos os indivíduos nos anos 2011, 2013 e 2015 visando à comparação de resultados considerando os períodos 2011-2013 e 2013-2015. Para amostragem foram utilizadas 40 parcelas permanentes de 20 x 20 m, para estudo dos indivíduos/fustes adultos e 40 sub-parcelas de 5 x 5 m para o dos regenerantes. Foram estimados parâmetros fitossociológicos das estruturas horizontal e da regeneração; diversidade e equabilidade; taxas de mortalidade e ingressos; crescimentos bruto e líquido; incrementos periódicos anuais em diâmetro e área basal, bem como realizada a análise de distribuição diamétrica. No componente arbustivo-arbóreo, o número de indivíduos e de fustes diminuíram de 2011 para 2015 ($p < 0,01$), no entanto, a área basal foi similar ($p \geq 0,01$). A *Poincianella bracteosa* se sobressaiu em termos de densidade, frequência e dominância de indivíduos e fustes. O número de indivíduos regenerantes na área também diminuiu, demonstrando a dificuldade de estabelecimento de plantas jovens, associada ao longo período de estiagem. A *Croton blanchetianus* apresentou maior destaque na regeneração natural. A taxa de mortalidade superou a taxa de indivíduos ingressos em 7,82 e 8,81%, nos períodos 2011-2013 e 2013-2015, já para fuste superou a de ingresso em 0,82 e 3,97%. Em relação ao crescimento, foi verificado que as espécies tiveram pequenos crescimento bruto e líquido, e alguns casos negativos, resultante da elevada mortalidade, bem como do longo período de estiagem no tempo estudado, que acarretaram na diminuição nos intervalos de 2011-2013 e 2013-2015, tanto dos indivíduos quanto de seus fustes. Os incrementos periódicos anuais de indivíduos e de seus fustes também foram menores entre 2013-2015, essa variação também ocorreu por causa da alta mortalidade, das condições climáticas e do pastejo de caprinos não controlado. As distribuições diamétricas da comunidade e da *P. bracteosa*, não foram similares entre 2011 e 2015 ($p < 0,01$), devido a taxa de mortalidade superior à de ingressos, especialmente na primeira classe, ou aos avanços entre classes. Observou-se desequilíbrio da distribuição diamétrica, tanto para a comunidade quanto para a *P. bracteosa*, especialmente no ano de 2011. A composição e a diversidade florística da vegetação suprimida há 29 anos se encontram dentre valores existentes para outras áreas de caatinga preservada, porém no período estudado houve dificuldade de regeneração das espécies. As comunidades de adultos e de regenerantes, bem como suas espécies, apresentaram mudanças estruturais e fitossociológicas mais evidenciadas quando considerado um intervalo de 4 anos. O período de estiagem prolongada foi o principal fator de distúrbio a afetar a dinâmica da vegetação.

MELO, CYBELLE LAÍS SOUTO MAIOR SALES. **Dynamics of shrub-arboreal vegetation in the semi-arid region of Pernambuco.** 2016. Advisor: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira; Co-advisor: José Antônio Aleixo da Silva.

ABSTRACT

Among the dry tropical forest in the world, the caatinga stands out for being one of the most modified environment, where an enormous portion of its vegetation is replaced by farming activities or cattle grazing, rendering these present studies of the remaining flora relevant, aiming to understand its answer when it is submitted to dry seasons and anthropic actions specially when discussion is about its structure and dynamics. Therefore, this present study had as objective analyses the dynamics of individuals of shrub-arboreal species and its natural regeneration into anthropized caatinga area, at Floresta, in Pernambuco, Brazil. For data collection, the individuals were measured within 2011, 2013 and 2015, for results comparison the data were arranged accordingly the following periods 2011-2013 and 2013-2015. The arrays of adults individuals/boles were made with 40 permanent plots of 20 x 20 m and for the regenerates were done with a 40 sub-plots of 5 x 5 m. Phytosociological parameters of horizontal structures and natural regeneration were estimated as well as the diversity and equability, mortality rate and ingrowth, gross and liquid growth, periodic annual increment of diameter and basal area and diametric distribution analysis. The individuals number and bole of shrub-arboreal species decreased from 2011 to 2015 ($p < 0.01$), otherwise, the basal area as similar ($p \geq 0.01$). The *Poincianella bracteosa* overcame in terms of density, frequency and dominance of boles and individuals. The number of regenerates species into the area also decreased, showing the tough establishment of young plants linked with the long drought period. The *Croton blanchetianus* had the most highlight in natural regeneration. The mortality rate overcame the individuals ingrowth in 7.82 and 8.81%, between 2011-2013 and 2013-2015, respectively, but for boles the overcome was 0.82 and 3.97%. Regarding the growth, the species had small gross and liquid growth, negative in some cases, due the high mortality rate as well long drought period when the system was studied, causing a reduction over the periods 2011-2013 and 2013-2015, of individuals and their boles. The annual periodic increment of individuals and their boles also where insignificant between 2013-2015, likewise the growth, this variation might be a part of the elevated mortality rate, climate condition and uncontrolled goat breeding. Between 2011 and 2015, the diametric distribution of the community and *P. bracteosa*, were not similar, most due to the mortality rate higher than the ingrowth, specially in first class or advances between classes. This group had observed an imbalance of diametric distribution for the community as well for the *P. bracteosa* specially in 2011. The composition and floristic diversity of suppressed vegetation 29 years ago, are found within existed values for others preserved caatinga areas, but in the period of study the species had difficulty regeneration. The adult communities and regenerates, as well their species, exhibit more evidenced structural and phytosociological changes when a four year interval is considered. The extensive drought period was the main disturbance factor which affect the vegetation dynamic.

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1. Disposição das parcelas na Fazenda Itapemirim, no município de Floresta-PE.....	26
Figura 2. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe de altura, Floresta- PE.	49
Figura 3. Número de indivíduos por Classe Absoluta Total de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2011, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.	54
Figura 4. Número de indivíduos por Classe Absoluta Total de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2013, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.	55
Figura 5. Número de indivíduos por Classe Absoluta de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.	55
Figura 6. Valores de precipitação média mensal ocorrida em 2011, 2013 e 2015, no município de Floresta-PE. (Fonte: APAC).....	62
Figura 7. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe diamétrica, Floresta- PE.	74
Figura 8. Número de fustes em indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe diamétrica, Floresta- PE.	76
Figura 9. Distribuição diamétrica observada e estimada para comunidade, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.	78
Figura 10. Distribuição diamétrica observada e estimada por número de indivíduos para <i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.	80

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1. Precipitação acumulada no período 1961-1990 e 1993-2015, no município de Floresta-PE. Fonte: APAC (2016).....	25
Tabela 2. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos e de fuste nos anos 2011, 2013 e 2015 em área de caatinga antropizada, Floresta, Pernambuco. Em que: N = número de indivíduos $1,6 \text{ ha}^{-1}$; F = número de fustes $1,6 \text{ ha}^{-1}$	35
Tabela 3. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2011, Floresta, Pernambuco.	42
Tabela 4. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2013, Floresta, Pernambuco.	43
Tabela 5. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2015, Floresta, Pernambuco.	44
Tabela 6. Intervalo de confiança para média de número de indivíduos e de área basal em 40 unidades amostrais, para as espécies de maior densidade em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: N = Número de indivíduos; G = Área basal ($\text{m}^2 \text{ parcela}^{-1}$).	46
Tabela 7. Intervalo de confiança para média de número de árvores e de fustes, relação número de fuste/número de indivíduos e área basal em parcelas de 400m^2 em área de caatinga antropizada, Floresta, PE.....	46
Tabela 8. Intervalo de confiança para número de indivíduos, de fustes e área basal por hectare, e incremento médio estimado, para os anos de 2011, 2013 e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta, PE.....	48
Tabela 9. Florística da regeneração natural em área de caatinga antropizada nos anos 2011, 2013 e 2015, localizada no município de Floresta, Pernambuco. Em que: N = Número de indivíduos regenerantes na área estudada.....	52
Tabela 10. Classe absoluta (CAT) e relativa (CRT) de regeneração natural, e regeneração natural relativa (RNR), estimadas nos anos 2011, 2013, e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.	53
Tabela 11. Florística do componente arbustivo-arbóreo adulto e da regeneração para os anos de 2011, 2013 e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta- PE. Em que: N = Número de indivíduos; H' = Índice de diversidade de Shannon (nats ind^{-1}); J' = Equabilidade de Pielou.	56
Tabela 12. Mortalidade e ingresso (fustes) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, em Floresta- PE. Em que: M=Mortalidade; I=Ingresso; TM = Taxa de mortalidade; TI = Taxa de ingresso; ABM = Área basal dos indivíduos (fustes) mortos; ABI = Área basal dos indivíduos (fustes) ingressos; e N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$ (fustes).	60

- Tabela 13.** Mortalidade e ingresso (fustes) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, em Floresta- PE. Em que: M = Mortalidade; I = Ingresso; TM = Taxa de mortalidade; TI = Taxa de ingresso; ABM = Área basal dos indivíduos (fustes) mortos; ABI = Área basal dos indivíduos (fustes) ingressos; e N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$ (fustes). 61
- Tabela 14.** Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2013); Bi = Área basal inicial (2011); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos. 65
- Tabela 15.** Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, Floresta-PE. Em que: Bf = Área basal final (2015); Bi = Área basal inicial (2013); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos. 66
- Tabela 16.** Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) dos fustes das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2013); Bi = Área basal inicial (2011); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos. 67
- Tabela 17.** Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) dos fustes das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2015); Bi = Área basal inicial (2013); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos. 67
- Tabela 18.** Incrementos periódicos anuais das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos 2011 e 2013, 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: IPA(ab) = Incremento periódico anual em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); IPA(d) = Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1})..... 71
- Tabela 19.** Incrementos periódicos anuais dos fustes de espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos 2011 e 2013, 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: IPA(ab) = Incremento periódico anual em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); IPA(d) = Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1})..... 72
- Tabela 20.** Densidade absoluta e mortalidade por classe de diâmetro e valores do coeficiente de De Liocourt (q) para comunidade e *Poincianella bracteosa*, em área de caatinga antropizada, Floresta, PE. Em que: CCD = Centro de classe diamétrica (cm); DA = Densidade absoluta (indivíduos ha^{-1}), Mortalidade (indivíduos ha^{-1}). 77

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1. Caatinga e a Exploração de seus Recursos	13
2.2. Dinâmica de Vegetação Lenhosa	15
2.3. Indivíduos Multifustes e Manejo Florestal de Caatinga.....	19
2.4. Dinâmica da Distribuição Diamétrica	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Caracterização da área de estudo.....	25
3.2. Amostragem e coleta de dados	26
3.3. Análise dos dados	27
3.3.1. Densidades Absoluta e Relativa	28
3.3.2. Frequências Absoluta e Relativa	28
3.3.3. Dominâncias Absoluta e Relativa	29
3.3.4. Valor de Importância	29
3.3.5. Regeneração Natural.....	30
3.3.6. Diversidade florística e Equabilidade.....	30
3.3.7. Ingresso e Mortalidade	31
3.3.8. Crescimentos bruto e líquido.....	32
3.3.9. Incrementos	32
3.3.10. Análise da distribuição diamétrica	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1. Florística adulta	35
4.2. Estrutura horizontal	39
4.3. Estrutura hipsométrica.....	49
4.4. Regeneração Natural.....	50
4.5. Diversidade Florística e Equabilidade.....	56
4.6. Ingresso e Mortalidade	58
4.7. Crescimentos bruto e líquido.....	64
4.8. Incrementos periódicos.....	70
4.9. Análise da distribuição diamétrica	73
5. CONCLUSÕES.....	81
REFERÊNCIAS	82

1. INTRODUÇÃO

Dentre as florestas tropicais secas do mundo, a caatinga se destaca por ser um dos ambientes mais modificados, com grande parte da vegetação substituída por cultivo agrícola ou pastagem para animais, tornando os estudos nos poucos remanescentes existentes importantes, sobretudo em áreas em que houve supressão de vegetação, pois, de acordo com Figuerôa et al. (2006) não existem informações sobre sobrevivência de suas espécies arbustiva-arbóreas após o corte.

Logo, a geração de um banco de dados de dinâmica da vegetação pode ser extremamente útil para analisar o desenvolvimento de indivíduos arbustivo-arbóreas, permitindo acompanhá-los dentro de uma escala temporal, e mostrando a evolução do fragmento de floresta estudado (RIBEIRO et. al., 2009), analisando por um tempo preestabelecido o ingresso de novos indivíduos, a mortalidade e o crescimento de seus indivíduos.

Nesse sentido, pesquisas de longo prazo têm ajudado a preencher lacunas de conhecimento da ecologia evolutiva, populacional e sistêmica e possibilitam formular ações adequadas de manejo e conservação dos recursos naturais (CAVALCANTI et al., 2009).

O estudo de dinâmica das comunidades e/ou populações arbustiva-arbóreas consiste no monitoramento das mudanças na vegetação (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005), utilizando-se parcelas permanentes, para que a vegetação seja mensurada periodicamente, tanto para fins de caracterização biológica e ecológica, quanto para programação de colheita de produtos madeireiros e não madeireiros, sendo imprescindíveis para projetar cenários futuros de composição florística, biomassa e funcionamento (REES et al., 2001).

Em relação ao semiárido brasileiro, estudos detalhados são necessários para entender como se comporta cada tipo de caatinga existente, suas respostas quando submetidas a ações antrópicas e a períodos de seca, visando a compreensão do desenvolvimento estrutural e da dinâmica vegetal em diferentes fisionomias. Tais estudos são imprescindíveis para subsidiar Planos de Manejo Florestal, principalmente ao analisar a dinâmica de uma vegetação que já sofreu corte raso, além de projetar o tempo necessário para o seu reestabelecimento.

Dentre os trabalhos pioneiros de dinâmica em caatinga, Sampaio et al. (1998), estudaram o desenvolvimento de uma vegetação secundária de caatinga, com distintos níveis de queima e corte, e de Albuquerque (1999), analisou a influência da intensidade do pastejo e da rotação do uso das áreas no desenvolvimento da vegetação. E, embora alguns autores

tenham estudado a dinâmica de espécies arbustiva-arbóreas de caatinga (CAVALCANTI; RODAL, 2010; PIMENTEL, 2012, BARRETO, 2013; ANDRADE, 2016), não analisaram como se comporta a dinâmica de fustes, nem a relação entre indivíduos e fustes, já que se observou que os indivíduos deste tipo de vegetação se bifurcam em vários fustes.

Além disso, faz-se necessário estudar o comportamento da regeneração natural existente, como forma de avaliar a resiliência das espécies após distúrbio, e se a vegetação está conseguindo se reestabelecer. O estudo da regeneração natural envolvendo as análises de dinâmicas é importante para a compreensão da mudança ecológica sucessional das espécies em um fragmento, sendo essa sucessão uma ferramenta, que possibilita entender como as comunidades biológicas se regeneram e sobrevivem em uma paisagem cada vez mais fragmentada (LOPES et al., 2016).

Desta forma, objetiva-se analisar a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea, tanto dos indivíduos/fustes adultos quanto dos indivíduos da regeneração natural, após distúrbio antrópico por meio de limpeza por correntão, com intuito de acompanhar as mudanças fitossociológicas ao longo do tempo em área de caatinga, no município de Floresta, Pernambuco. Especificamente buscou-se:

- Descrever e comparar a vegetação adulta quanto à florística e estrutura nos anos 2011, 2013 e 2015;
- Descrever e comparar a regeneração natural da área nos anos 2011, 2013 e 2015;
- Quantificar e avaliar a mortalidade das indivíduos arbustivo-arbóreas remanescentes entre 2011-2013, 2013-2015;
- Quantificar e avaliar os indivíduos adultos ingressos na comunidade entre os dois períodos;
- Calcular e comparar os incrementos e crescimentos das espécies arbustivo-arbóreas entre os dois períodos;
- Comparar a densidade, abundância, mortalidade, ingresso, crescimentos e incrementos entre indivíduos e fustes;
- Avaliar a dinâmica da distribuição de classe diamétrica total e da espécie de maior densidade absoluta.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Caatinga e a Exploração de seus Recursos

A caatinga, conforme estudo coordenado pela "Conservation Internacional", é reconhecida como uma das 37 grandes regiões naturais do planeta, e embora apresente uma das vegetações menos conhecida do Brasil (TABARELLI; SILVA, 2003), marcada pela desertificação, resultante de fatores climáticos, bem como de atividades humanas (COSTA et al., 2009).

O bioma caatinga é, provavelmente, o menos estudado em relação à flora e à fauna e um dos que têm sofrido maior degradação, pelo uso desordenado e predatório, nos últimos 400 anos (ARAÚJO, 2007).

Fitogeograficamente, a variada cobertura vegetal da caatinga está, em grande parte, determinada por variações do clima, relevo, tipo de solo e embasamento geológico que, em suas múltiplas interrelações, resultam em ambientes ecológicos distintos e se traduz em diferentes paisagens, cujo conhecimento se encontra em curso (SILVA et al., 2004; RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008; ANDRADE et al., 2011). A morfologia, a fisiologia e a ecologia das plantas da caatinga determinam as características vegetacionais do bioma (COSTA et al., 2010), que, apesar de rico em número de espécies, é floristicamente pobre, em comparação com florestas tropicais úmidas (MONTEIRO et al., 2015), porém de elevada riqueza de recursos genéticos, dado a sua alta biodiversidade quando comparada a outras regiões semiáridas do mundo (PESSOA et al., 2008; PEREIRA JÚNIOR et al., 2012).

Em virtude das condições climáticas, a vegetação endêmica é ramificada, com aspecto arbustivo, apresentando folhas pequenas ou modificadas em espinhos, de modo a evitar a evapotranspiração, ocorrendo a perda de folhas na época seca (SOUTO, 2006). E, apesar de ser uma região semiárida, com grande variação de situações ambientais, a caatinga apresenta uma flora muito diversificada, com pelo menos cinco mil espécies de fanerógamas e fisionomias que vão dos lajedões descobertos, passando pelos campos de herbáceas até as matas densas (GARIGLIO, 2010).

Neste sentido, Ab'Saber (1985), afirma que:

[...] no Nordeste seco do Brasil, a província fitogeográfica das caatingas constitui local onde predominam as temperaturas médias anuais muito elevadas e constantes. Essa característica decorre dos atributos típicos das regiões semiáridas, que são sempre de origem climática, hídrica e fitogeográfica, como: baixos níveis de umidade, escassez de chuvas anuais, irregularidade no ritmo das precipitações ao longo dos anos, prolongados períodos de estiagem, solos salinos e ausência de rios

perenes. É importante esclarecer que esse autor utiliza o termo “caatingas” no plural, para destacar as diferentes condições paleoclimáticas em que esse bioma foi formado, assim como sua diferenciação fisiográfica, pela sua localização atual, em decorrência dos aspectos edafoclimáticos predominantes. As áreas nucleares ou áreas “core” representam, assim, enclaves dessa formação vegetal.

Não obstante a falta de conhecimento sobre a fitofisionomia, a caatinga vem sendo sistematicamente devastada, já que há muitos séculos o homem vem usando a área recoberta por este tipo de vegetação, com pecuária extensiva, agricultura nas partes mais úmidas, retirada de lenha e madeira, além de outros fins com menor interesse socioeconômico, que ocupam várias extensões no semiárido, devido principalmente ao modelo de produção estabelecido no Brasil rural desde o início da era colonial. Este tipo de exploração em um ambiente tão pouco conhecido e complexo poderá levar o mesmo a um processo irreversível de degradação (SANTANA; SOUTO, 2006), além de comprometer cada vez mais os recursos naturais e a sustentabilidade (DANTAS et al., 2010).

Desta forma, o entendimento das atividades humanas torna-se indispensável na compreensão da relação homem/natureza, visto que as atuais formas de usos tradicionais e aproveitamento dos recursos da Caatinga são bastante precárias, e muitas vezes não são conduzidas de forma sustentável, desrespeitando a complexidade presente neste ecossistema (SILVA et al., 2014).

A maioria dos trabalhos não define de forma clara a questão do grau de perturbação das variações fisionômicas dessa vegetação (RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008), ou seja, baseado quase que exclusivamente por relatos de habitantes das áreas estudadas. Na região Nordeste, historicamente, há uma grande dependência da população, principalmente as de baixa renda, em relação ao produto florestal como fonte de energia, tanto no consumo doméstico quanto para fins econômicos (TRAVASSOS; SOUZA, 2014). Sendo assim, algumas das linhas de pesquisa que devem ser priorizadas são aquelas voltadas para um melhor conhecimento da biodiversidade e do seu uso pelas populações locais (ARAÚJO, 2007). Desta forma, a pesquisa florestal deve buscar um sistema adequado de manejo florestal a fim de somar valores aos produtos e subprodutos florestais. Nesse campo, os estudos devem ser baseados na ecologia das comunidades, visando à exploração racional e o aproveitamento de subprodutos como os resíduos lenhosos da exploração florestal (SANTOS et al., 2013).

Os estudos que investigam aspectos de sucessão ecológica em ambientes de caatinga são escassos (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2011), sendo necessário desenvolver levantamentos que possam identificar as espécies da caatinga, seus padrões de distribuição,

bem como as relações com os fatores ambientais, proporcionando subsídios para que se possam distinguir os diferentes tipos de vegetação do bioma caatinga e suas correlações (ARAÚJO, 2007). A análise de vegetação é de grande importância para o conhecimento de causas e efeitos ecológicos em uma determinada área, já que a mesma é o resultado da ação dos fatores ambientais sobre o conjunto interagente das espécies que coabitam uma determinada área, refletindo o clima, as propriedades do solo, a disponibilidade de água, os fatores bióticos e os fatores antrópicos (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

2.2. Dinâmica de Vegetação Lenhosa

O estado atual de um povoamento florestal é resultado da interação de vários processos em particular o crescimento, a mortalidade e a regeneração natural (LAMPRECHT, 1990; DAJOZ, 2006), e são os mecanismos responsáveis pelo equilíbrio, estrutura e composição da floresta ao longo do tempo.

Os processos de dinâmica são responsáveis pela mudança da comunidade ao longo do tempo ou por sua permanência num determinado espaço (MARTINS, 1990). De acordo com Hosokawa et al. (1998), o estudo destes processos (crescimento, mortalidade e ingresso) é de grande importância, visto que indicam o crescimento e as mudanças ocorridas na composição e estrutura de uma floresta (MENDONÇA, 2003), e estão entre os poucos que podem ser utilizados na predição do desenvolvimento de uma floresta natural (FERREIRA, 1997). Assim, estudos de longo prazo, provavelmente, são os métodos mais acurados para avaliar a dinâmica das comunidades vegetais (DEVELICE, 1988).

As informações das alterações na estrutura da floresta podem ser medidas pelos atributos da vegetação (ZIN, 2005), tais como: composição das espécies, no número de árvores, do tamanho das dimensões (área basal) e distribuição espacial, os quais são regidos pelo ingresso, mortalidade e crescimento de indivíduos e espécies vegetais. A partir dessas informações, pode-se avaliar as mudanças nas estruturas horizontal e vertical, com base nas taxas de mortalidade, de ingresso e de crescimento de seus indivíduos e na regeneração natural das espécies arbustivo-arbóreas. Logo, os estudos de dinâmica são fundamentais para subsidiar práticas de manejo e restauração de um ecossistema degradado, compreender os processos ecológicos e identificar como os fatores externos influem no desenvolvimento da floresta (CAREY et al., 1994).

Assim, a mensuração sistemática de parcelas permanentes, em intervalos curtos e no decorrer de um longo período, é essencial para compreensão dos processos de mudanças nos indivíduos e comunidades (FELFILI, 1995), pois, a predição confiável destes processos, principalmente para os parâmetros crescimento e produção, torna-se imprescindível para a adoção de tratamentos e medidas silviculturais adequados ao manejo da floresta sob regime de rendimento sustentado (COLPINI et al., 2010).

O crescimento é um processo caracterizado por mudanças na forma e no tamanho do tronco, com adição contínua de novas camadas de lenho ao longo de todo material lenhoso existente em determinado período de tempo (SANQUETTA et al., 2003; CAMPOS; LEITE, 2013).

O crescimento de um indivíduo lenhoso poderá apresentar diferentes variações nas suas dimensões em altura, diâmetro, volume, biomassa, área basal e peso, em função de diversos fatores, como os fatores climáticos (temperatura, precipitação, vento, insolação etc.), pedológicos (características físicas, químicas e biológicas dos solos) e topográficos (inclinação, altitude e exposição), além de fatores biológicos (pragas e doenças), fatores genéticos das espécies e pela própria competição com outros indivíduos arbustivo-arbóreos e outros tipos de vegetação (IMANÑA-ENCINAS; SILVA; PINTO, 2005).

O diâmetro é o principal determinante da área basal, além de ser fortemente relacionado ao volume e relativamente fácil de medir, o que justifica a preferência de expressar o crescimento ou em termos de diâmetro ou de área basal, especialmente em florestas inequiâneas (VANCLAY, 1991).

As taxas de crescimento em diâmetro variam significativamente dentro e entre espécies, além de serem influenciadas pelo tamanho do indivíduo, estação do ano e condições climáticas (FERRI, 1979) e suas estimativas geralmente são determinadas através de medidas sucessivas obtidas em parcelas permanentes, a partir do diâmetro ou incremento da circunferência à altura do peito, servindo de grande interesse da silvicultura e manejo florestal (GOMIDE; GOMIDE; ALEXANDRINO, 2003).

A predição do crescimento e da produção de formações vegetais manejadas e não manejadas é essencial para credibilidade de um plano de manejo sustentável (FERREIRA, 1997), uma vez que, as decisões de manejo são baseadas na taxa de crescimento e na produção que essas formações podem alcançar, principalmente quando se pretende explorar a floresta em regime de rendimento sustentado, ou seja, em cortes periódicos, constantes e

iguais. Nesse tipo de regime se explora periodicamente, volumes iguais aos crescidos, sem interromper o ciclo de produção florestal e também exaurir o solo (HOSOKAWA, 1998).

O estudo de crescimento é realizado com base em seus componentes: mortalidade, ingressos, cortes e sobreviventes (BEERS, 1962).

A mortalidade refere-se ao volume ou número de árvores, existentes inicialmente, mensuradas que não foram cortadas e que morreram durante o período de crescimento (SANQUETTA, 1996; CAMPOS; LEITE, 2013).

A mortalidade pode ser causada por diversos fatores, como idade ou senilidade, competição e supressão, doenças e pragas, condições climáticas (ventanias, estiagem, tempestades e fortes chuvas, principalmente em árvores emergentes), fogo, anelamento, envenenamento, injúrias ou exploração florestal (corte ou abate da árvore), considerando que todo ser vivo tem um período de vida finito ou ainda uma combinação destes fatores (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; SANQUETTA et al., 1996; CARVALHO, 1999).

A mortalidade em povoamentos inequidistantes é largamente dependente da estrutura do povoamento (MOSER, 1972). Povoamentos com grande número de árvores pequenas e com proporcionalmente menor número de árvores de grandes dimensões, terão taxas de mortalidade mais altas do que povoamentos com poucas árvores e com uma pequena razão numérica entre número de árvores nas sucessivas classes de diâmetro. Desconsiderando a contribuição do ingresso, um povoamento florestal irá gradualmente ser reduzido, em número, a uma taxa decrescente com o tempo, até que todas as árvores eventualmente morram. Como o povoamento inequidistante é caracterizado por um decréscimo na frequência de árvores à medida que os diâmetros das árvores aumentam, é esperado que as frequências de mortalidade sejam maiores nas classes de diâmetro inferiores. Biologicamente, tal relacionamento é esperado, pois a mortalidade relacionada com a supressão aumenta com o aumento da frequência de árvores.

É difícil determinar exatamente quando a mortalidade ocorre. Em geral, o número máximo de árvores vivas em um povoamento é inversamente proporcional ao tamanho das árvores, conforme Reineke (1933), e o número máximo de árvores que um povoamento pode suportar diminui com a idade, já que as árvores constantemente ficam maiores.

O período de tempo é crítico em estudos de mortalidade de árvores, pois enquanto o crescimento é um processo constante, a morte é instantânea (CAREY et al., 1994). Portanto, florestas estão sempre crescendo e acumulando biomassa em um dado intervalo de tempo,

mas podem ou não a perder por mortalidade nesse período, dependendo da área amostrada. Assim, estudos em longo prazo são a única maneira de estimar com precisão a taxa de mortalidade em um determinado local.

Entretanto, o padrão de mortalidade no tempo e no espaço está estreitamente relacionado com a longevidade das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, com a densidade relativa e com a intensidade de distúrbios (SWAINE et al., 1987). Vale ressaltar que taxa de mortalidade e de ingressos são as mais utilizadas na análise de dinâmica de uma vegetação.

O estudo dos indivíduos ingressos ou recrutas, em florestas tropicais, determina em termos qualitativos e quantitativos, o quanto o sistema está sendo “alimentado” com a entrada, na população monitorada, de novos indivíduos das espécies alvo do manejo (SILVA, 1989). O ingresso refere-se às árvores medidas numa idade qualquer e que não foram medidas numa idade anterior por não terem alcançado um nível de inclusão ou diâmetro mínimo pré-determinado (CAMPOS; LEITE, 2013).

As variáveis mais correlacionadas com o ingresso são a área basal do povoamento ou do grupo de espécies, a densidade do povoamento e o índice de competição (ROSSI et al., 2006).

Existem duas visões relativas ao papel de indivíduos ingressos na dinâmica florestal (CLARK et al., 1999). A primeira é que as populações possuem o ingresso limitado, com baixa e incerta produção de sementes ou estabelecimento de plântulas, estando essas entre as causas para a ausência ou raridade. A falta de fontes locais de sementes ou pouca produção de sementes combinada com a dispersão restrita tem impactos permanentes na dinâmica da população. A segunda visão atribui um papel mais limitado na dinâmica da floresta ao suprimento de sementes e estabelecimento das plântulas. Aqui o foco muda para distribuições e qualidade dos microssítios e fatores que afetam o crescimento e a mortalidade no banco de sementes e nos estágios de plântulas.

A obtenção de estimativas de ingresso em um tamanho mínimo de indivíduo é mais difícil do que estimar mortalidade de árvores, visto que o número de plantas recrutadas irá variar largamente dependendo do tamanho do intervalo de tempo do inventário e do tamanho da parcela (KOHYAMA; TAKADA, 1998).

Contudo, nas florestas sazonais secas, distúrbios relacionados com regime esporádico das chuvas provocam alterações nas taxas de dinâmica vegetal, principalmente, em relação ao

aumento na mortalidade dos indivíduos (DICKINSON; HERMANN; WHIGHAM, 2001). Embora, de acordo com Phillips et al. (1994), apresentem baixas taxas de dinâmica quando comparadas com as florestas pluviais.

A sucessão secundária é influenciada por eventos que afetam o ingresso e a morte dos indivíduos. Nos ecossistemas semiáridos ela é lenta porque o ingresso depende principalmente de eventos chuvosos erráticos, e a escassez de água afeta de maneira mais severa as plântulas do que outros estágios vitais (SANTOS et al., 2009).

Estudos dessa natureza ainda são escassos em áreas de vegetação de caatinga. Deste modo, a compreensão dos processos envolvidos na manutenção da diversidade da caatinga nordestina, é extremamente importante para o entendimento das mudanças nos ambientes naturais e manejados, visto que, a cada momento, intervenções antrópicas ocorrem sem a mínima preocupação com a conservação da diversidade biológica e dos bens e serviços gerados por essa vegetação (FARIAS, 2013).

Dentre os poucos trabalhos destacam-se os trabalhos pioneiros de Sampaio et al. (1998), que estudaram o desenvolvimento de uma vegetação secundária de caatinga, com distintos níveis de queima e corte, e o de Albuquerque (1999), que analisou a influência da intensidade do pastejo e da rotação do uso das áreas no desenvolvimento da vegetação. Mais recentemente, Pimentel (2012), estudou a dinâmica arbórea adulta e da regeneração natural, e Barreto (2013), avaliou a dinâmica de espécies lenhosas, ambos em área submetida a limpeza por correntão no município de Floresta, em Pernambuco.

Contudo, a realização de estudos a longo prazo sobre a dinâmica de florestas é fundamental para assegurar a sua conservação e eventual manejo, tendo em vista a complexidade, heterogeneidade e lentidão dos processos dinâmicos desses ecossistemas (SCHAAF et al., 2005).

2.3. Indivíduos Multifustes e Manejo Florestal de Caatinga

A vegetação da caatinga é tipicamente caracterizada por espécies arbustivo-arbóreas com bifurcações e fustes tortuosos, o que limita seu uso e as estimativas precisas do seu potencial de produção. Neste sentido, o conhecimento cada vez mais preciso do estoque e da estrutura das florestas nativas é importante para definir quais espécies devem ser manejadas ou ainda, se ela tem potencial de produção ou de preservação ambiental. Isso deve ser obtido a partir de mensurações da vegetação (SCOLFORO, 2006), especialmente, por meio de

parcelas permanentes monitoradas periodicamente e considerando-se os componentes do crescimento florestal.

Os componentes do crescimento florestal são mortalidade, ingresso, corte e remanentes (BEERS, 1962), os quais foram definidos para árvore com fuste único. No entanto, para a estudos de crescimento na Caatinga é preciso considerar que a maioria dos indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas apresentam mais de um fuste, Logo, os monitoramentos deveriam levar em consideração os componentes do crescimento quanto a indivíduos e fuste (ALVES JÚNIOR et al., 2014), ou seja, discriminar claramente, conforme o componente estudado, se o evento ocorreu em relação ao indivíduo ou ao um dos seus fustes.

Por outro lado, na Caatinga o manejo florestal se dá por meio de corte raso, com ciclo de corte determinado por normativas oficiais, o que agrava a preocupação com a manutenção da capacidade de recuperação da vegetação, haja vista que a prática do manejo se fundamenta nas propriedades de resistência e resiliência da comunidade, ou seja, na forma como ela reage à perturbação (colheita) e nos processos que ocorrem para a sua recuperação (MEUNIER, 2014). Logo, de acordo com Smith e Smith (2001), uma perturbação que produza um grande impacto pode transformar severamente uma comunidade a ponto de incapacitá-la de retornar a seu estado original, sendo então substituída por uma comunidade diferente.

Algumas pesquisas nos trópicos mostraram que os sistemas monocíclicos não se adaptaram às florestas africanas e nem às do Novo Mundo, portanto, as pesquisas silviculturais brasileiras focaram sua atenção ao Sistema Seletivo (policíclico), o que poderia ser uma alternativa viável à caatinga (FERREIRA et al., 1999).

O conceito “manejo de florestas” não estará completo, em qualquer plano de manejo, se não contiver uma previsão razoável de quanto a floresta pode recuperar dentro de um intervalo de tempo (BRAZ, 2010), ou seja, a definição do ciclo de corte. É necessário que a floresta possa repor o volume explorado, durante o período de tempo definido como ciclo de corte, buscando-se garantir a sustentabilidade de sua produção (SCHNEIDER; FINGER, 2000).

Na Caatinga, conforme a Instrução Normativa nº 1, de 25 de junho de 2009 (BRASIL, 2009), para a regulação da produção florestal madeira, visando garantir a sustentabilidade, entre outros critérios a considerar, estabeleceu-se um ciclo de corte inicial de no mínimo de 15 anos. Além disso, quanto ao tipo de corte há referência apenas a talhadia simples,

definida como “método de corte da vegetação arbustivo-arbórea, em que se cortam todas as árvores e arbustos, independentemente de tamanho e espécie, com exceção daquelas protegidas por lei ou regulamento específico, e na qual a regeneração natural é obtida por meio de brotação”. Observa-se assim que é permitido o corte raso.

Com a contínua demanda de energéticos no Nordeste do Brasil é extremamente necessário que se busquem alternativas para exploração dos recursos florestais, que minimizem os impactos causados na dinâmica da vegetação, uma vez que há poucos estudos sobre a sua taxa de crescimento, e em alguns que foram publicados indicam que elas não consegue recompor sua estrutura após corte raso (PIMENTEL, 2012; BARRETO, 2013; FERRAZ et al., 2014), dentro do ciclo mínimo de corte de 15 anos estabelecido na legislação.

Desta forma, Saraiva (1988) sugere para o manejo de florestas nativas o uso da prática de seleção (corte seletivo) combinada a tratos silviculturais, cortes de regulação e abate, o que permite manter a cobertura florestal contínua, ou seja, controlando o crescimento e o desenvolvimento de árvores em todas as classes de diâmetro. Logo, o corte raso poderia ser substituído pelo seletivo por diâmetro de fuste e espécie, visando à extração de lenha, mas também o equilíbrio no funcionamento da vegetação.

Desta forma, devido à característica das árvores da vegetação de caatinga possuírem multifustes, ou seja, indivíduos bifurcados com dois ou mais fustes, torna-se importante também avaliar a dinâmica dos fustes, visando o manejo seletivo de espécies que forneçam melhor qualidade de lenha.

Pois, o histórico do uso energético da vegetação da caatinga indica que a prática da retirada da vegetação para lenha e carvão é uma realidade que deverá ser mantida nas próximas décadas pela população rural (VÍRGINIO; PAREYN, 2002; FRANCELINO et al., 2003), mas se a exploração for feita de forma adequada, isto é, utilizando-se apenas espécies que tenham capacidade de suportar o estresse da exploração e de tempo conhecido para recuperação da biomassa explorada, a perda local de diversidade biológica das espécies utilizadas e os danos à regeneração natural da floresta poderão ser minimizados (FIGUERÔA et al., 2008).

2.4. Dinâmica da Distribuição Diamétrica

A distribuição diamétrica pode ser definida como a caracterização do número de árvores, ou área basal e, ou volume por unidade de área em classes diamétricas, permitindo a

aferição do conhecimento da dinâmica e estrutura populacional que compõem a comunidade vegetal a ser observada (ALVES JÚNIOR et al., 2009; SANTANA, 2009).

A distribuição em diâmetro é utilizada para caracterizar tipologias vegetais, regimes de manejo, processos de dinâmicas de crescimento e produção, sendo empregada como guia de corte e, sobretudo, como verificador de sustentabilidade ambiental de manejo (SOUZA; SOARES, 2013).

A importância da avaliação diamétrica em florestas tropicais está na possibilidade de se poder inferir sobre ingresso, mortalidade e histórico de desenvolvimento das espécies arbóreas, bem como de avaliar a intensidade de perturbações que ocorreram na comunidade florestal. É também uma eficiente ferramenta para caracterizar o estoque em crescimento por espécie e da comunidade, elaborar planos de ordenação silvicultural e manejo florestal, auxiliando no planejamento da exploração mais sustentável, podendo o silvicultor balancear a intensidade de colheita entre as classes de diâmetro (IMAÑA-ENCINAS et al., 2013; REIS et al., 2014).

Sob o ponto de vista de produção, a representação da distribuição em classes diamétricas nas florestas heterogêneas é de grande importância, não só porque oferece informação suficiente sobre a existência de uma contínua regeneração, mas também porque mantém uma estreita correlação em relação aos métodos silviculturais adotados nos planos de manejo florestal (SILVA, 2006), permitindo caracterizar o estoque de madeira disponível antes e depois de uma exploração, além de fornecer informações que auxiliam na tomada de decisões sobre a necessidade de reposição florestal (SANTANA, 2009), por isso, é característica importante do estoque de crescimento (FERREIRA et al., 1998).

Os primeiros estudos sobre distribuição diamétrica foram desenvolvidos por De Liocourt em 1898, o qual propôs que a distribuição diamétrica em florestas heterogêneas tende para uma distribuição em forma de “J” invertido, a qual poderá ser mantida com o manejo dessas florestas de modo a se aproximar de uma distribuição balanceada capaz de assegurar uma produção sustentada, uma vez que apresenta um quociente constante (q) entre classes sucessivas. Neste sentido, Meyer (1952) utilizou o modelo de regressão simples para estimar o número de indivíduos nas classes diamétricas de modo a balancear a floresta.

A distribuição do número de indivíduos por classe diamétrica com base no q de De Liocourt pode proporcionar a conservação das espécies em uma comunidade natural, garantindo o equilíbrio do povoamento, bem como a permanência de árvores reprodutivas

(SILVA et al., 2004). Desta forma, uma distribuição diamétrica pode ser testada em relação à conformidade com a definição de estrutura balanceada, através da verificação da linearidade quando se faz o gráfico do número de indivíduos (em escala logarítmica) pelas classes diamétricas (HUSCH; MILLER; BEERS, 2002).

O quociente “q” de De Liocourt expressa a razão entre o número de indivíduos em uma classe de diâmetro e o número de indivíduos em uma classe diamétrica adjacente. O valor é baseado no pressuposto declínio no número de indivíduos entre classes diamétricas subseqüentes e no tamanho do maior indivíduo (OLIVER; LARSON, 1996). Portanto, o quociente “q” permite fazer inferências sobre o ingresso e a mortalidade em comunidades vegetais (FELFILI et al., 1998), pois se houver uma razão constante entre as classes, indica dizer que a taxa de ingresso é similar à taxa de mortalidade, e a distribuição pode ser considerada regular ou equilibrada (ALVES JÚNIOR et al., 2010).

Logo, as variações no quociente “q”, entre as classes diamétricas, indicam taxas de ingresso e mortalidade variáveis (SILVA JÚNIOR et al., 2004). O baixo valor de “q” define uma curva tendendo a uma reta, e um local com uma alta proporção de árvores nas maiores classes diâmetro (GÜL et al., 2005).

As florestas tropicais sem grande perturbação apresentam distribuição diamétrica na forma de J-invertido, caracterizando uma comunidade típica, autorregenerante, com maior número de indivíduos nas menores classes de diâmetro (HESS et al., 2010). Segundo Silva Júnior et al. (2004), o padrão J-invertido indica um balanço positivo entre ingresso e mortalidade, sendo característico de populações autorregenerativas, uma vez que tal padrão só ocorre quando os indivíduos menores substituem, sucessivamente, os indivíduos adultos na população.

Em nível de espécies, no entanto, a distribuição diamétrica pode diferir muito da forma J-invertido, de acordo com o comportamento ecofisiológico das espécies e as mudanças ocorridas ao longo do tempo, o que torna a avaliação da dinâmica da distribuição diamétrica uma importante ferramenta para gerar conhecimento sobre a estrutura de uma floresta (CARVALHO; NASCIMENTO, 2009; DALLA LANA et al., 2013).

Desta forma, a análise da dinâmica da distribuição diamétrica da vegetação lenhosa, tanto geral quanto por espécies, torna-se ferramenta importante para avaliar o comportamento estrutural de uma floresta, e como ela se comporta ao longo do tempo.

A distribuição diamétrica permite a avaliação prévia de condições dinâmicas da floresta, permitindo previsões futuras quanto ao desenvolvimento da comunidade vegetal (SIMINSKI et al., 2004). E, por ser um indicador do estoque em crescimento das florestas, também fornece subsídios para tomada de decisões e para o planejamento do manejo a ser aplicado em determinada área (MACHADO et al., 2009). Tal ferramenta tem sido utilizada freqüentemente em trabalhos de manejo florestal, aplicados a povoamentos inequiâneos (GÜL et al., 2005).

Contudo, a principal filosofia do manejo sustentável das florestas prescreve que essa distribuição assegure a continuidade de ciclos de colheita econômica e exequível ecologicamente, mantendo a capacidade de sustentação das produções futuras, como também a renovação do recurso florestal (SOUZA; SOARES, 2013), podendo se utilizar o conceito de floresta balanceada por meio da identificação de classes em que existe déficit ou superávit de árvores (SCOLFORO; OLIVEIRA; SILVA, 1997).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Itapemirim, pertencente ao município de Floresta-PE, mesorregião do São Francisco Pernambucano e microrregião de Itaparica (IBGE, 2010), sob as coordenadas 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste. A área total da Fazenda é de aproximadamente 6.000 ha, sendo o local representado por 50 ha. A área de estudo sofreu limpeza por correntão em 1987 para plantio de eucalipto (PIMENTEL, 2012), porém foi abandonada e se encontrava em processo de regeneração há 29 anos.

A vegetação da área é classificada como Savana Estépica arborizada (IBGE, 2012). O clima é do tipo Bsw'h, caracterizado por ser muito quente, semiárido, tipo estepe, marcada por uma estação seca e outra chuvosa. Possui temperatura média anual de 26,5°C e as médias anuais de precipitação da ordem de 623 mm, com período de chuva concentrado de janeiro a maio, sendo os meses mais chuvosos março e abril, com normal climatológica (1961-1990) de 610,1 mm (Tabela 1) e precipitação acumulada de 406,1 mm entre 1993 e 2015 (APAC, 2016). O solo da região é caracterizado como Luvisolos Crômicos pouco profundos, textura superficial arenosa a média superficial (EMBRAPA, 2007).

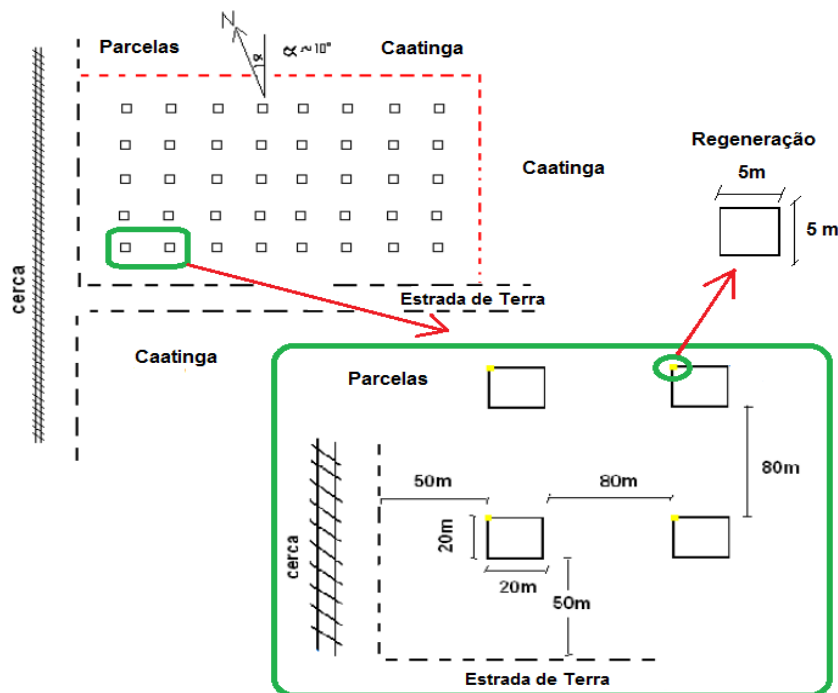
Tabela 1. Precipitação acumulada no período 1961-1990 e 1993-2015, no município de Floresta-PE. Fonte: APAC (2016)

Normal Climatológica do Município de Floresta-Precipitação acumulada (mm)		
Meses	1961-1990	1993-2015
Janeiro	105,1	64,8
Fevereiro	91,4	67,1
Março	133,2	96,7
Abril	104,1	42,5
Maió	24,0	27,1
Junho	16,6	11,8
Julho	18,0	12,9
Agosto	4,9	4,4
Setembro	7,8	3,6
Outubro	15,3	9,4
Novembro	23,2	18,8
Dezembro	66,7	47,1
Ano	610,1	406,1

3.2. Amostragem e coleta de dados

A estrutura amostral do presente estudo é constituída por 40 parcelas permanentes, com dimensão de 20 x 20 m (400 m²), totalizando uma área amostral de 1,6 ha para os indivíduos arbóreos adultos, e 40 sub- parcelas de 5 x 5 m (25 m²) para a regeneração natural (Figura 1).

Figura 1. Disposição das parcelas na Fazenda Itapemirim, no município de Floresta-PE.



Nesta pesquisa foram utilizados dados coletados em 2011, 2013 e 2015 visando à comparação de resultados considerando os seguintes períodos 2011-2013 e 2013-2015. A análise foi feita para a mortalidade, o ingresso e o incremento acumulado durante os períodos, tanto para indivíduos quanto para fustes amostrados.

As amostragens foram feitas sempre no mês de novembro dos referentes anos, considerado dentro da época seca, e para análise dos dados foram considerados indivíduos as árvores de porte arbustivo-arbóreo, com tendência para formação de tronco lenhoso, e se considerou como fuste cada ramificação ou bifurcação originada de cada indivíduo mensurado.

O nível de inclusão dos indivíduos arbustivo-arbóreos adultos vivos foi circunferência a 1,30 m do solo (CAP) maior ou igual a 6,0 cm, estabelecido como o padrão para

amostragem de caatinga (RMFC, 2005). Nesses indivíduos foram mensuradas as CAP, com auxílio de uma fita métrica, e as alturas, com o auxílio de uma vara graduada.

Os indivíduos foram analisados em classes de diâmetro, em cada ano de levantamento, com classes: I) $1,9 \geq \text{DAP} < 6,9$ cm; II) $6,9 \geq \text{DAP} < 11,9$ cm; III) $11,9 \geq \text{DAP} < 16,9$ cm; IV) $16,9 \geq \text{DAP} < 21,9$ cm; V) $21,9 \geq \text{DAP} < 26,9$ cm; VI) $\text{DAP} \geq 26,9$ cm.

Para altura, os indivíduos foram analisados em três classes: I) $1,30 \geq h < 3,30$ m; II) $3,30 \geq h < 5,30$ m; e III) $h \geq 5,30$ m.

Já para estudo da regeneração, foram agrupados os indivíduos em quatro classes de altura para regeneração: classe 1 = $20 \geq h < 50,9$ cm; classe 2 = $51 \geq h < 100,9$ cm; classe 3 = $101 \geq h < 150,9$ cm; classe 4 = $h \geq 151$ cm, e menores que 6 cm de CAP (RMFC, 2005), sendo mensurados o CAB, a altura, e o CAP (quando possuir altura igual ou maior que 1,30 m).

Os indivíduos levantados foram identificados quanto à espécie e família, e sua grafia realizada mediante consulta a literatura e a lista da Flora do Brasil 2020 em construção (2016).

3.3. Análise dos dados

Para a análise dos dados dos indivíduos, em cada ocasião de mensuração foram estimados os parâmetros: Densidades absolutas e relativas, frequências absolutas e relativas, dominâncias absolutas e relativas (FELFILI; REZENDE, 2003), valor de importância, regeneração natural, assim como o índice de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou, ingresso, mortalidade e crescimento bruto e líquido, com o auxílio do software Mata Nativa 4 (CIENITEC, 2016).

Para a análise dos fustes, os cálculos também foram realizados através do Software Mata Nativa 4 (CIENITEC, 2016) utilizando a função que considera cada fuste como um indivíduo e realizadas suas estimativas igualmente como foi realizada para os indivíduos adultos.

Na análise da distribuição diamétrica foram analisadas a densidade total de indivíduos por ano, e a mortalidade, tanto para comunidade, como para a espécie de maior densidade absoluta.

A comparação entre diferença entre médias dos anos para as variáveis analisadas foi realizada com base na intersecção entre os respectivos intervalos de confiança ao nível de 5% de probabilidade, conforme Sokal e Rohlf (2012), considerando que as amostras são dependentes por terem os dados obtidos a partir de parcelas permanentes.

Para análise de crescimento foi utilizada a análise de variância de medidas repetidas usando as diferenças de crescimento e incremento com o passar do tempo, de acordo com Gbur et al. (2012). As comparações foram realizadas por meio do teste t ao nível de 1% de probabilidade.

3.3.1. Densidades Absoluta e Relativa

Para estimativa das densidades absoluta e relativa das espécies considerando indivíduo ou fuste foram utilizadas as Equações 1 e 2.

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$DR_i = \left(DA_i / \sum_{i=1}^p DA_i \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Em que: DA_i = densidade absoluta da i -ésima espécie, em número de indivíduos (fustes) por hectare; n_i = número de indivíduos (fustes) da i -ésima espécie; A = área total, em hectare; DR_i = densidade relativa (%) da i -ésima espécie na comunidade vegetal; p = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$.

3.3.2. Frequências Absoluta e Relativa

Para estimativa das frequências absoluta e relativa das espécies foram utilizadas as Equações 3 e 4.

$$FA_i = \left(\frac{u_i}{u_t} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

$$FR_i = \left(FA_i / \sum_{i=1}^p FA_i \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

Em que: FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécie na comunidade vegetal; FR_i = frequência relativa da i -ésima espécie na comunidade vegetal; u_i = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorre; u_t = número total de unidades amostrais; p = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$.

3.3.3. Dominâncias Absoluta e Relativa

As estimativas das dominâncias absoluta e relativa das espécies foram obtidas por meio das Equações 5 e 6.

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$DoR_i = \left(DoA_i / \sum_{i=1}^p DoA_i \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 6})$$

Em que: DoA_i = dominância absoluta da i -ésima espécie, em $m^2 \text{ ha}^{-1}$; AB_i = área basal da espécie, em $m^2 \text{ ha}^{-1}$; A = área, em hectare; DoR_i = dominância relativa (%) da i -ésima espécie na comunidade vegetal; p = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$.

3.3.4. Valor de Importância

O valor de importância foi obtido conforme a Equação 7.

$$VI_i = \frac{DR_i + FR_i + DoR_i}{3} \quad (\text{Eq. 7})$$

Em que: VI_i = valor de importância de uma espécie i , expresso em %; DR_i = densidade relativa de uma espécie i , expresso em %; FR_i = frequência relativa de uma espécie i em uma comunidade vegetal, expresso em %; DoR_i = dominância relativa de uma espécie i , expresso em %; p = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$.

3.3.5. Regeneração Natural

Para análise da regeneração natural foram estimados os valores das classes absoluta e relativa de tamanho e a regeneração natural foram utilizadas, respectivamente, as Equações 8, 9 e 10, conforme Finol (1971).

$$CAT_i = \sum_{\substack{i=1 \\ j=1}}^{p,s} n_{ij} \cdot \left(\frac{N_j}{N}\right) \quad (\text{Eq. 8})$$

$$CRT_i = \left(\frac{CAT_i}{\sum_{i=1}^p CAT_i} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 9})$$

$$RNR_i = \frac{FR_i + DR_i + CRT_i}{3} \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que: CAT_i = classe absoluta de tamanho da regeneração da i -ésima espécie; CRT_i = classe relativa de tamanho da regeneração da i -ésima espécie; n_{ij} = número de indivíduos da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho; N_j = número total de indivíduos na j -ésima classe de tamanho; N = número total de indivíduos da regeneração natural em todas as classes de tamanho; p = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$; s = número de classes de tamanho; $j = 1, 2, 3$; RNR_i = regeneração natural relativa da i -ésima espécie; FR_i = frequência relativa da regeneração natural da i -ésima espécie; DR_i = densidade relativa da regeneração natural da i -ésima espécie

3.3.6. Diversidade florística e Equabilidade

Para o cálculo da diversidade florística foi empregado o índice de Shannon (H') (MUELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974) e calculado por meio da Equação 11.

$$H' = \left(N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^p n_i \cdot \ln(n_i) \right) / N \quad (\text{Eq. 11})$$

Em que: n_i = número de indivíduos (fustes) amostrados da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos (fustes) amostrados; p = número de espécies amostradas ($i = 1, 2, \dots, p$); \ln = logaritmo na base neperiana.

Para analisar se todas as espécies são igualmente abundantes, foi utilizado o índice de Equabilidade (Equação 12), o qual pertence ao intervalo de 0 a 1, em que 1 representa a máxima equabilidade (PIELOU, 1977).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (\text{Eq. 12})$$

Em que: J' = índice de Equabilidade de Pielou; $H'_{max} = \ln(p)$ = diversidade máxima; p = número de espécies amostradas ou riqueza; H' = índice de diversidade de Shannon.

3.3.7. Ingresso e Mortalidade

Neste estudo foi considerado como recruta ou ingresso qualquer indivíduo (fustes) arbustivo-arbóreo que tenha atingido $CAP \geq 6$ cm apenas na segunda medição, ou seja, os indivíduos (fustes) que surgiram em 2013 para o intervalo 2011-2013, e os que surgiram em 2015 para o intervalo 2013-2015. Para cálculo da taxa de ingresso se utilizou a Equação 13.

$$TI = \left[1 - \left(1 - \frac{N_r}{N_f} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100 \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que: TI = taxa de ingresso em %; t = tempo decorrido entre os inventários em anos; N_f = contagem final de árvores (fustes) não mortas por ha; N_r = número de indivíduos (fustes) ingressos por ha.

Para o computo mortalidade, considerou-se como morto qualquer indivíduo (fustes) arbustivo-arbóreo vivo adulto com $CAP \geq 6$ cm na ocasião do levantamento de 2011 e que estava morto no segundo levantamento em 2013, para o primeiro intervalo analisado (2011-2013), e para o segundo intervalo compreendido entre 2013 e 2015, as árvores vivas levantadas em 2013 e que morreram em 2015. Para calcular a taxa de mortalidade se utilizou a Equação 14.

$$TM = \left[1 - \left(1 - \frac{N_m}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100 \quad (\text{Eq. 14})$$

Em que: TM = taxa de mortalidade em %; t = tempo decorrido entre os inventários em anos; N_0 = número inicial de árvores (fustes) por ha; N_m = número de indivíduos (fustes) mortos por ha.

3.3.8. Crescimentos bruto e líquido

As estimativas de crescimentos brutos e líquidos foram obtidas por meio da área basal computada entre 2011 e 2013, e entre 2013 e 2015, excluindo ou não os indivíduos (fustes) ingressos, empregando-se as Equações 15, 16, 17 e 18.

$$Cb_i = B_f + M - B_0 \quad (\text{Eq. 15})$$

$$Cb = B_f + M - B_0 - I \quad (\text{Eq. 16})$$

$$Cl_i = B_f - B_0 \quad (\text{Eq. 17})$$

$$Cl = B_f - B_0 - I \quad (\text{Eq. 18})$$

Em que: B_f = área basal, em $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, no inventário final, ou seja, no final do período de crescimento; B_0 = área basal, em $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, no inventário inicial, ou seja, no início do período de crescimento; I = Ingresso, em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); M = Mortalidade, em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); Cb_i = crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) ocorrido em determinado período, incluindo o ingresso; Cb = crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) ocorrido em determinado período, excluindo o ingresso; Cl_i = crescimento líquido em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) ocorrido em determinado período, incluindo o ingresso; Cl = crescimento líquido em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) ocorrido em determinado período, excluindo o ingresso.

3.3.9. Incrementos

Os incrementos periódicos anual em área basal (IPA, $\text{m}^2 \text{ano}^{-1}$) foram obtidos considerando-se como a razão entre Cb_i , Cb , Cl_i e Cl , respectivamente, e o intervalo entre ocasiões de mensuração, tanto para indivíduos, quanto para fuste.

A partir da estimativa de Cb , foi estimado o incremento periódico médio anual em diâmetro (Equação 19):

$$\overline{\text{IPA}}_d = \frac{1}{n \cdot a} \sqrt{\frac{40000 \cdot C_b}{\pi}} \quad (\text{Eq.19})$$

Em que: \overline{IPA}_d = incremento médio anual em diâmetro (cm ano^{-1}); C_b = crescimento bruto excluindo-se ingressos; n = número de indivíduos; a = intervalo entre ocasiões de mensuração (2 anos).

3.3.10. Análise da distribuição diamétrica

Na tentativa de encontrar mais respostas sobre a dinâmica da vegetação lenhosa da área de estudo, sobretudo de como a estrutura diamétrica se desenvolve, foi utilizado o Coeficiente “q” de De Liocourt para verificar o balanceamento da vegetação ao longo do tempo.

Os indivíduos foram divididos em classes diamétricas por ano, com amplitude de classes de 5 cm, com centro da primeira classe de 4,4 cm.

Após a determinação das classes, foi feito o ajuste aos dados de frequência de indivíduos por classe de diâmetro por meio da Equação 20.

$$\ln Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + \varepsilon_i \quad (\text{Eq. 20})$$

Em que: $\ln Y_i$ = logaritmo natural do número de indivíduos por hectare por classe de diâmetro. De modo a viabilizar o cálculo quando da inexistência de indivíduos em alguma classe, foi somado o número 1 como constante a todas as classes; X_i = centro de classe de diâmetro; β_0 e β_1 = parâmetros dos ajustes; ε_i = erro aleatório.

As frequências observada e estimada foram submetidas à análise de regressão linear simples, utilizando os softwares Microsoft Excel 2010 e Mata Nativa 4.

Ajustando a função de distribuição, foi calculado o valor de “q” intrínseco da vegetação, através da relação entre as frequências observadas e estimadas dos indivíduos por classe (Equação 21)

$$q = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 X_i)}}{e^{(\beta_0 + \beta_1 X_{i+1})}} \quad (\text{Eq. 21})$$

Em que: q = razão entre a frequência de uma classe de diâmetro qualquer (X_i) pela frequência da classe imediatamente acima (X_{i+1}).

Além de avaliar distribuição diamétrica da comunidade, também foi analisada a da espécie de maior densidade absoluta. Para verificar diferenças entre as distribuições

diamétricas em cada momento foi realizado o teste de Kolmogorov-Smirnov, conforme sugerido por Sokal e Rohlf (2012), a 0,01 do teste unilateral.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Florística adulta

Nos levantamentos da vegetação arbustivo-arbórea adulta, nos anos de 2011, 2013 e 2015, foram encontradas 21, 20 e 20 espécies, pertencentes a nove, oito e oito famílias, respectivamente. Foi observado que o número de indivíduos decresceu no decorrer dos anos, onde foram amostrados 1262 indivíduos em 2011, 1095 indivíduos em 2013 e 929 indivíduos em 2015 (Tabela 2).

Tabela 2. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos e de fuste nos anos 2011, 2013 e 2015 em área de caatinga antropizada, Floresta, Pernambuco. Em que: N = número de indivíduos 1,6 ha⁻¹; F = número de fustes 1,6 ha⁻¹.

Família/ Espécies	Nome Comum	N (F)		
		2011	2013	2015
Anacardiaceae				
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	28 (50)	30 (52)	29 (49)
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	10 (16)	7 (13)	7 (12)
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	16 (48)	15 (46)	15 (46)
Boraginaceae				
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	Moleque Duro	3 (6)	1 (1)	1 (1)
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana de Cambão	4 (7)	4 (7)	3 (4)
Combretaceae				
<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.	Sipauba	80 (99)	54 (62)	30 (31)
Euphorbiaceae				
<i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	56 (156)	46 (119)	43 (110)
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	90 (162)	78 (136)	59 (94)
<i>Croton heliotropifolius</i> Kunth	Velame	10 (15)	8 (14)	6 (12)
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão Bravo	95 (150)	47 (74)	33 (47)
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	Maniçoba	6 (7)	3 (4)	1 (1)
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico	6 (8)	5 (14)	2 (5)
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong.) Steud.	Mororó	5 (6)	4 (4)	3 (3)
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de Embira	116 (558)	86 (486)	54 (288)
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema Preta	7 (35)	5 (6)	4 (5)
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema Branca	6 (13)	5 (12)	3 (8)
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	Quipembe	137 (266)	122 (229)	108 (208)
<i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P.Queiroz	Catingueira	576 (1763)	567 (1796)	523 (1673)
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Pau de Besouro	7 (16)	7 (11)	4 (7)
Sapotaceae				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	Quixabeira Brava	1 (7)	1 (5)	1 (5)
Verbenaceae				
<i>Lippia microphylla</i> Cham.	Alecrim de Vaqueiro	3 (8)	0 (0)	0 (0)
Total		1262 (3396)	1095 (3091)	929 (2607)

Em estudos nessa mesma área, Pimentel (2012) encontrou 23 espécies, pertencentes a oito famílias, para os anos de 2008 e 2011, enquanto que Barreto (2013) encontrou a mesma quantidade de espécies, mas pertencentes a nove famílias entre os anos 2008 e 2012.

As famílias representativas nas três mensurações foram: Fabaceae (8), Euphorbiaceae (5) e Anacardiaceae (2), corroborando com Pimentel (2012).

De acordo com Apgaua et al. (2014), Fabaceae possui uma grande riqueza de espécies em estudos de florestas tropicais sazonalmente secas, sendo a mais representativa em muitos estudos de estrutura de comunidades (ARRUDA et al., 2011; NASCIMENTO; FELFILI; MEIRELLES, 2004; SANTOS et al., 2007), indicando que suas características morfológicas fazem com que estejam bem adaptadas à severos períodos de seca. Pennington, Lewis e Ratter (2006) ao analisarem a composição florística de florestas secas sazonais neotropicais destacou a família Fabaceae como a mais rica em número de espécies em praticamente toda a extensão deste tipo de vegetação, com excessão de estudos realizado no Caribe (LUGO et al., 2006) e na Flórida (GILLESPIE, 2006), logo, esta família possui maior quantidade de espécies mais bem adaptadas às áreas sazonalmente secas em todo o mundo.

Na caatinga, a Fabaceae também se sobressaiu em estudo no seridó ocidental paraibano (FABRICANTE; ANDRADE, 2008), e no cariri paraibano apresentando seis espécies (SANTOS; MELO, 2010), em áreas com diferentes históricos em Cajazeirinhas, Paraíba (HOLANDA et al., 2015). E, de acordo, com Queiroz (2006), é a família melhor representada na caatinga, com 293 espécies e 77 gêneros, englobando um terço do total da diversidade da vegetação.

A riqueza das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foi relevante na área do presente estudo e em outras áreas de caatinga, como nos estudos de Souza et al. (2015), Alcoforado Filho, Sampaio e Rodal (2003), Rodal, Martins e Sampaio (2008), Calixto Júnior e Drumond (2014), Silva et al. (2014), sendo as famílias com maior número de espécies em inventários florísticos (COSTA et al., 2015), demonstrando que essas famílias são as mais representativas em áreas semiáridas do nordeste brasileiro.

É importante salientar que a riqueza e dominância de espécies em uma área de caatinga dependem não somente da morfologia peculiar da vegetação, mas de fatores externos, como a precipitação, o solo, e o grau de antropização existente. Desta forma, há diferentes tipos de caatingas, tanto em termo florístico, quando em termo estrutural, ou seja, áreas com uma vegetação de maior porte e maior diversidade normalmente estão associadas, entre outros fatores, a maiores incidências de chuva e maior conservação, enquanto que em

áreas com pouca precipitação anual e maior perturbação a vegetação tende a ser menos rica, tanto em espécies quanto em número de indivíduos, e com menor porte.

Quanto ao número de espécies arbustivo-arbóreas na área estudada, os valores encontrados nos três levantamentos foram menores que encontrados por Barbosa et al. (2007) com 26 espécies em área de caatinga antropizada e 67 em ambiente preservado, no Cariri Velho Paraibano, Ramalho et al. (2009) com 28 espécies em área de caatinga arbórea em Senhor do Bonfim, BA, e Souza e Rodal (2010), com 14 espécies arbóreas e 11 espécies arbustivas, em Floresta-PE, e maiores que os estudos de Holanda et al. (2015) com seis espécies em ambiente antropizado e 12 espécies em ambiente conservado, Calixto Júnior e Drumond (2014) com 16 espécies em área que sofreu corte raso há três décadas, Andrade et al. (2005) com seis espécies em área com histórico de intensa perturbação com 30 anos de regeneração, e 10 espécies em área de melhor estado de conservação, e Bessa e Medeiros (2011) com 12 espécies inventariadas em área conservada e 13 espécies em ambiente antropizado, e bem próximo ao encontrado por Pereira Júnior et al. (2016), com 22 espécies.

Observa-se então que a quantidade de espécies amostradas neste trabalho encontra-se equivalente a outros estudos, onde segundo levantamento literário realizado por Lacerda et al. (2007), o número de espécies inventariadas da caatinga varia de 5 a 96. E, de acordo com Alcoforado Filho, Sampaio e Rodal (2003), esta diferença numérica quanto à distribuição da flora pode ser explicada devido ao caráter heterogêneo dos ambientes de caatinga, e ao nível de antropização que cada uma delas sofreu.

E, mesmo com menor número de espécies que alguns estudos, foram encontradas espécies características de áreas preservadas, como a *B. cheilanta*, *M. tenuiflora*, *M. urundeuva*, e *C. leptophloeos*, o que corrobora com estudos de Souza et al. (2015), Luna (1998), Pereira et al. (2003) e Andrade et al. (2005), e indica que a vegetação está se desenvolvendo após o corte.

Neste estudo, as espécies com maior quantidade de indivíduos em 2011 foram *Poincianella bracteosa* (576), *Pityrocarpa moniliformis* (137), *Mimosa ophthalmocentra* (116), *Jatropha mollissima* (95) e *Croton blanchetianus* (90), representando 80,35% do total de indivíduos, em 2013 foram: *Poincianella bracteosa* (567), *Pityrocarpa moniliformis* (122), *Mimosa ophthalmocentra* (86), *Croton blanchetianus* (78), e *Combretum glaucocarpum* (54), representando 82,83% do total, e em 2015: *Poincianella bracteosa* (523), *Pityrocarpa moniliformis* (108), *Croton blanchetianus* (59), *Mimosa ophthalmocentra* (54) e *Cnidocolus quercifolius* (43), com 84,71% do número total de indivíduos.

Após 29 anos de regeneração da área, observa-se que há uma grande concentração de indivíduos pertencentes a poucas espécies. Pereira Júnior et al. (2016) citaram que a maior abundância destas espécies em relação às demais demonstra a dominância de um grupo de espécies sobre outro, a qual é padrão típico de florestas em estágio de regeneração.

Poincianella bracteosa, *Pityrocarpa moniliformis*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Croton blanchetianus* se sobressaíram nos três levantamentos realizados neste estudo, e destas, de acordo com Sampaio, Mayo e Barbosa (1996), a *C. blanchetianus* e a *P. bracteosa* são consideradas como as espécies que se destacam em relação ao número de indivíduos para a maioria dos trabalhos realizados em áreas de caatinga.

O baixo número de indivíduos de *P. stipulacea* pode estar associado ao grau de perturbação, visto que a área não possui cerca de proteção, pois, de acordo com Sampaio et al. (1998), essa espécie é bastante utilizada para construção de cercas e produção de lenha, que pode ocasionar extração de árvores da mesma, e de alta abundância em outras áreas de caatinga preservada.

Já para *C. leptophlebos*, a pouca quantidade de indivíduos amostrados está relacionada ao corte da área há 29 anos, já que, segundo Andrade et al. (2005), esta espécie é mais comumente encontrada em áreas protegidas, ou em matas mais bem conservadas e raramente é encontrada em áreas fortemente antropizadas.

Todas as espécies foram encontradas nos três anos de levantamento, com exceção da *Lippia microphylla*, presente apenas no ano de 2011.

É importante ressaltar a presença da aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) e da baraúna (*Schinopsis brasiliensis*). Ambas já estiveram ameaçadas de extinção, e também foram encontradas por Rodal, Martins e Sampaio (2008), Albuquerque et al. (2009), Pimentel (2012) e Barreto (2013), ao estudarem vegetação lenhosa de caatinga, e, de acordo com Meunier et al. (2015), sua exploração é expressamente proibida nas autorizações de exploração concedidas pelo órgão ambiental de Pernambuco, embora que equivocadamente baseado na inadequada e pouco específica Portaria 83N, de 25 de setembro de 1991, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que se refere à floresta estacional semidecidual, cerrado e cerradão e remete, genericamente, à exploração das espécies em “Planos de Manejo Sustentado previamente aprovados pelo IBAMA” (IBAMA, 1991).

A queda do número de indivíduos no decorrer dos levantamentos também está associada ao pastejo de caprinos e bovinos, que comumente são encontrados na área de

estudo. De acordo com Leal et al. (2003), os caprinos dão preferência às folhas jovens, acabando por influenciar negativamente o crescimento das espécies, além disso, a pecuária caprina tem o poder de empobrecer e reduzir o porte das plantas, levando à ocorrência de desertificação.

Quando analisada a quantidade de fustes amostrados nos três anos de estudo, foi observado um decréscimo no decorrer dos levantamentos, totalizando 3396 fustes em 2011, 3091 fustes em 2013, e 2607 fustes em 2015, fato este que também ocorreu para o número de árvores.

As espécies com maior quantidade de fustes em 2011 foram *Poincianella bracteosa* (1763), *Mimosa ophthalmocentra* (558), *Pityrocarpa moniliformis* (266), *Croton blanchetianus* (162) e *Cnidoscolus quercifolius* (156), representando 85,54% do total de fustes. Foram encontradas as mesmas espécies mais representativas em número de fustes em 2013: *P. bracteosa* (1796), *M. ophthalmocentra* (486), *P. moniliformis* (229), *C. blanchetianus* (136) e *C. quercifolius* (119), representando 89,48% do total dos fustes, e também em 2015: *P. bracteosa* (1673), *M. ophthalmocentra* (288), *P. moniliformis* (208), *C. quercifolius* (110), e *C. blanchetianus* (94), representando 92,02% do total.

É importante salientar que estas espécies têm a característica de possuírem muitas bifurcações do tronco, devido à sua fisiologia adaptativa para grandes períodos de seca, evitando a perda de água, além de possuírem folhas menores e galhos mais finos.

Foi observado que dentre as três espécies que se sobressaíram em número de indivíduos foi mensurada grande quantidade de fustes, com destaque para a *P. bracteosa*, a *M. ophthalmocentra* e a *P. moniliformis*, as quais obtiveram uma relação fuste/árvore de 3,06 fustes por árvore, 4,81 fustes por árvore e 1,94 fustes por árvore, respectivamente, em 2011; 3,17 fustes por árvore, 5,65 fustes por árvore, 1,88 fustes por árvore, respectivamente, em 2013; e 3,20 fustes por árvore, 5,33 fustes por árvore e 1,93 fustes por árvore, respectivamente, em 2015.

4.2. Estrutura horizontal

A estrutura horizontal foi representada por um decréscimo na densidade absoluta no decorrer dos levantamentos, com 788,750 indivíduos (ind) ha⁻¹ em 2011, 684,375 ind ha⁻¹ em 2013 e 580,625 ind ha⁻¹ em 2015.

Na área estudada há pastejo de animais (caprinos e bovinos) que pode ter influenciado na densidade. Além disso, a baixa precipitação ocorrida na área de estudo, sobretudo em 2015 (Tabela 1), quando comparada com a média dos últimos 30 anos, atenuou a queda de indivíduos amostrados. Visto que em ambientes secos, como os da caatinga, disponibilidade de água é um fator que pode influenciar a densidade das populações, logo poder-se-ia esperar diminuições nas densidades das comunidades em períodos mais severos (WORBES, 1999).

Logo, acredita-se que a baixa precipitação pode ter influenciado na densidade vegetal, já que em outros estudos na mesma área houve aumento na densidade da vegetação lenhosa adulta, tanto no período de 2008-2011 (PIMENTEL, 2012) quanto no de 2008-2012 (BARRETO, 2013).

Quando analisadas as densidades dos indivíduos nos três anos de levantamento, foram encontrados resultados inferiores do que estudos em áreas de caatinga, que variam de 1.437 a 3.805 ind ha⁻¹ (COSTA et al., 2002; DRUMOND; KILL, NASCIMENTO., 2002; ALCOFORADO FILHO; SAMPAIO; RODAL, 2003; ANDRADE et al., 2005; FABRICANTE, 2007; RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008; PEREIRA JÚNIOR et al., 2012; 2016), o que pode ser explicado pelas diferenças nas pressões antópicas exercidas por diferentes tipos de uso (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2014), já que em ambiente degradado, tais autores encontraram densidade de 925 ind ha⁻¹, valor este próximo aos deste estudo.

No primeiro levantamento (2011), as espécies de maior representatividade foram *Poincianella bracteosa* (39,55%), *Mimosa ophthalmocentra* (10,37%), *Cnidocolus quercifolius* (7,84%), *Jatropha mollissima* (7,46%) e *Pityrocarpa moniliformis* (7,15%), que juntas totalizaram 72,37% do Valor de importância. Tais espécies também obtiveram maior representatividade no ano de 2013, resultando em 74,21% do VI do total das espécies levantadas: *P. bracteosa* (44,85%), *M. ophthalmocentra* (10,03%), *P. moniliformis* (7,31%), *C. quercifolius* (6,61%) e *J. mollissima* (5,41%).

Já no ano de 2015 as espécies de maior representatividade foram *P. bracteosa* (48,78%), *M. ophthalmocentra* (7,92%), *P. moniliformis* (7,58%), *C. quercifolius* (7,15%), todas com alta representatividade nos levantamentos anteriores, e *Myracrodruon urundeuva* (5,38%), juntas totalizando 76,81% do VI de todas as espécies encontradas.

Embora o número de indivíduos vivos tenha diminuído, houve um aumento em área basal, com 3,609 m² 1,6ha⁻¹ no levantamento de 2011 (Tabela 3), 3,812 m² 1,6ha⁻¹ no de

2013 (Tabela 4) e $3,899 \text{ m}^2 \text{ 1,6ha}^{-1}$ no de 2015 (Tabela 5). Tal aumento pode ser explicado pelo ganho em área basal de fustes.

A variação de valores de área basal dentre os estudos de áreas com vegetação de caatinga é bastante comum, pois, tais valores dependem de vários fatores, como precipitação, grau de antropização, tipo de solo, dentre outros. Desta forma, devido à área de estudo estar em processo de regeneração há 29 anos, ela possui área basal abaixo dos valores encontrados para áreas que não foram cortadas, e mais preservadas, os quais de acordo com Sampaio (1996), variam de 4 a $52 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Em 2011, as espécies *Pityrocarpa moniliformis*, *Combretum glaucocarpum* e *Croton blanchetianus* mesmo com elevado número de indivíduos, mas com menores dominâncias, obtiveram menores valores de VI que espécies com menos indivíduos, como a *Cnidoscolus quercifolius*. O mesmo ocorreu em 2013, para as espécies *Combretum glaucocarpum* e *Croton blanchetianus* em comparação à *Mimosa ophthalmocentra*, onde esta última, embora com menos indivíduos, possui maior dominância do que as duas primeiras.

Já em 2015, destaca-se a *Schinopsis brasiliensis* que com apenas sete indivíduos amostrados possuiu área basal maior do que a *Croton blanchetianus* com 59 indivíduos, com 0,068 e $0,049 \text{ m}^2 \text{ 1,6 ha}^{-1}$.

Em espécies da caatinga, devido à adaptação ao estresse hídrico, é bastante comum os indivíduos apresentarem vários fustes com pequenos diâmetros na fase juvenil, como estratégia de sobrevivência, como é o caso da *Poincianella bracteosa*, que se sobressaiu em estrutura em todos os anos de levantamento. Essa espécie também concentrou boa parte do valor de importância em estudo sobre estrutura e padrão espacial em vegetação de caatinga em Floresta-PE (MARANGON et al., 2013), sendo comum observar maior densidade de indivíduos de *P. bracteosa*, quando o nível de degradação é elevado (GALINDO et al., 2008).

Tabela 3. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2011, Floresta, Pernambuco.

Espécies	N	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI	VI (%)
<i>Poincianella bracteosa</i>	576	1,840	360,000	45,64	97,5	22,03	1,150	50,98	118,657	39,55
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	116	0,444	72,500	9,19	42,5	9,60	0,277	12,30	31,097	10,37
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	56	0,403	35,000	4,44	35,0	7,91	0,252	11,17	23,513	7,84
<i>Jatropha mollissima</i>	95	0,107	59,375	7,53	52,5	11,86	0,067	2,98	22,370	7,46
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	137	0,260	85,625	10,86	15,0	3,39	0,163	7,22	21,463	7,15
<i>Combretum glaucocarpum</i>	80	0,041	50,000	6,34	40,0	9,04	0,025	1,13	16,506	5,50
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	28	0,130	17,500	2,22	32,5	7,34	0,081	3,59	13,153	4,38
<i>Croton blanchetianus</i>	90	0,068	56,250	7,13	12,5	2,82	0,043	1,90	11,854	3,95
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	10	0,061	6,250	0,79	17,5	3,95	0,038	1,69	6,438	2,15
<i>Aspidosperma pyriformis</i>	16	0,021	10,000	1,27	20,0	4,52	0,013	0,59	6,382	2,13
<i>Mimosa tenuiflora</i>	7	0,145	4,375	0,55	7,5	1,69	0,090	4,01	6,256	2,09
<i>Senna spectabilis</i>	7	0,008	4,375	0,55	15,0	3,39	0,005	0,23	4,177	1,39
<i>Croton heliotropiifolius</i>	10	0,004	6,250	0,79	10,0	2,26	0,003	0,12	3,176	1,06
<i>Commiphora leptophloeos</i>	4	0,010	2,500	0,32	10,0	2,26	0,007	0,29	2,866	0,96
<i>Manihot carthaginensis</i>	6	0,024	3,750	0,48	7,5	1,69	0,015	0,66	2,828	0,94
<i>Piptadenia stipulacea</i>	6	0,011	3,750	0,48	7,5	1,69	0,007	0,30	2,467	0,82
<i>Anadenanthera colubrina</i>	6	0,016	3,750	0,48	5,0	1,13	0,010	0,45	2,059	0,69
<i>Lippia microphylla</i>	3	0,004	1,875	0,24	5,0	1,13	0,003	0,12	1,483	0,49
<i>Varronia leucocephala</i>	3	0,004	1,875	0,24	5,0	1,13	0,002	0,11	1,478	0,49
<i>Bauhinia cheilanta</i>	5	0,003	3,125	0,40	2,5	0,56	0,002	0,08	1,040	0,35
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	1	0,003	0,625	0,08	2,5	0,56	0,002	0,09	0,736	0,25
Total	1262	3,609	788,750	100,00	442,5	100,00	2,256	100,00	300,000	100,00

N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$; AB = Área basal (m^2 $1,6\text{ha}^{-1}$); DA = Densidade absoluta (ind ha^{-1}); DR = Densidade relativa (%); FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa (%); DoA = Dominância absoluta ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); DoR = Dominância relativa (%); VI = Valor de importância; e VI (%) = Valor de importância relativo.

Tabela 4. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2013, Floresta, Pernambuco.

Espécies	N	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI	VI (%)
<i>Poincianella bracteosa</i>	567	2,226	354,375	51,78	97,5	24,38	1,391	58,39	134,546	44,85
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	86	0,490	53,750	7,85	37,5	9,38	0,307	12,87	30,095	10,03
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	122	0,268	76,250	11,14	15,0	3,75	0,167	7,03	21,920	7,31
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	46	0,333	28,750	4,20	27,5	6,88	0,208	8,75	19,823	6,61
<i>Jatropha mollissima</i>	47	0,050	29,375	4,29	42,5	10,63	0,031	1,30	16,219	5,41
<i>Combretum glaucocarpum</i>	54	0,032	33,750	4,93	37,5	9,38	0,020	0,83	15,138	5,05
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	30	0,149	18,750	2,74	32,5	8,13	0,093	3,92	14,785	4,93
<i>Croton blanchetianus</i>	78	0,063	48,750	7,12	12,5	3,13	0,040	1,67	11,913	3,97
<i>Aspidosperma pyriformis</i>	15	0,024	9,375	1,37	20,0	5,00	0,015	0,64	7,008	2,34
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	7	0,065	4,375	0,64	12,5	3,13	0,041	1,70	5,466	1,82
<i>Senna spectabilis</i>	7	0,006	4,375	0,64	15,0	3,75	0,004	0,16	4,551	1,52
<i>Commiphora leptophloeos</i>	4	0,012	2,500	0,37	10,0	2,50	0,008	0,32	3,189	1,06
<i>Mimosa tenuiflora</i>	5	0,048	3,125	0,46	5,0	1,25	0,030	1,27	2,973	0,99
<i>Croton heliotropiifolius</i>	8	0,006	5,000	0,73	7,5	1,88	0,004	0,15	2,760	0,92
<i>Piptadenia stipulacea</i>	5	0,013	3,125	0,46	7,5	1,88	0,008	0,34	2,672	0,89
<i>Anadenanthera colubrina</i>	5	0,011	3,125	0,46	5,0	1,25	0,007	0,30	2,003	0,67
<i>Manihot carthaginensis</i>	3	0,008	1,875	0,27	5,0	1,25	0,005	0,21	1,731	0,58
<i>Bauhinia cheilanta</i>	4	0,002	2,500	0,37	5,0	1,25	0,001	0,05	1,664	0,55
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	1	0,003	0,625	0,09	2,5	0,63	0,002	0,08	0,798	0,27
<i>Varronia leucocephala</i>	1	0,001	0,625	0,09	2,5	0,63	0,001	0,03	0,746	0,25
Total	1095	3,812	684,375	100,00	400,0	100,00	2,382	100,00	300,000	100,00

N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$; AB=Área basal (m^2 $1,6\text{ha}^{-1}$); DA = Densidade absoluta (ind ha^{-1}); DR = Densidade relativa (%); FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa (%); DoA = Dominância absoluta (m^2 ha^{-1}); DoR = Dominância relativa (%); VI = Valor de importância; e VI (%) = Valor de importância relativo.

Tabela 5. Fitossociologia da vegetação arbustiva-arbórea adulta em área de caatinga antropizada no ano de 2015, Floresta, Pernambuco.

Espécies	N	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI	VI (%)
<i>Poincianella bracteosa</i>	523	2,477	326,875	56,297	97,500	26,531	1,548	63,517	146,345	48,782
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	54	0,356	33,750	5,813	32,500	8,844	0,222	9,117	23,773	7,924
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	108	0,274	67,500	11,625	15,000	4,082	0,171	7,026	22,733	7,578
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	43	0,364	26,875	4,629	27,500	7,483	0,227	9,327	21,439	7,146
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	29	0,162	18,125	3,122	32,500	8,844	0,102	4,166	16,131	5,377
<i>Jatropha mollissima</i>	33	0,039	20,625	3,552	37,500	10,204	0,025	1,004	14,760	4,920
<i>Combretum glaucocarpum</i>	30	0,020	18,750	3,229	30,000	8,163	0,013	0,512	11,905	3,968
<i>Croton blanchetianus</i>	59	0,049	36,875	6,351	12,500	3,401	0,031	1,255	11,007	3,669
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	15	0,031	9,375	1,615	20,000	5,442	0,019	0,792	7,849	2,616
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	7	0,068	4,375	0,754	12,500	3,401	0,043	1,743	5,898	1,966
<i>Senna spectabilis</i>	4	0,005	2,500	0,431	10,000	2,721	0,003	0,141	3,293	1,098
<i>Croton heliotropiifolius</i>	6	0,006	3,750	0,646	7,500	2,041	0,004	0,160	2,847	0,949
<i>Piptadenia stipulacea</i>	3	0,010	1,875	0,323	7,500	2,041	0,006	0,252	2,616	0,872
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	0,004	1,875	0,323	7,500	2,041	0,003	0,114	2,478	0,826
<i>Anadenanthera colubrina</i>	4	0,011	2,500	0,431	5,000	1,361	0,007	0,294	2,085	0,695
<i>Mimosa tenuiflora</i>	2	0,017	1,250	0,215	2,500	0,680	0,011	0,436	1,332	0,444
<i>Bauhinia cheilanta</i>	3	0,002	1,875	0,323	2,500	0,680	0,001	0,044	1,047	0,349
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	1	0,002	0,625	0,108	2,500	0,680	0,001	0,057	0,845	0,282
<i>Varronia leucocephala</i>	1	0,001	0,625	0,108	2,500	0,680	0,001	0,029	0,817	0,272
<i>Manihot carthaginensis</i>	1	0,001	0,625	0,108	2,500	0,680	0,000	0,015	0,803	0,268
Total	929	3,899	580,625	100,000	367,500	100,000	2,437	100,000	300,000	100,000

N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$; AB=Área basal (m^2 $1,6\text{ha}^{-1}$); DA = Densidade absoluta (ind ha^{-1}); DR = Densidade relativa (%); FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa (%); DoA = Dominância absoluta (m^2 ha^{-1}); DoR = Dominância relativa (%); VI = Valor de importância; e VI (%) = Valor de importância (%).

De acordo com Sampaio, Mayo e Barbosa (1996), é a *P. bracteosa* que aparece mais frequentemente no topo das listas de estudos de caatinga e se constitui numa das espécies de maior importância econômica para a região, visto que, o seu caule produz lenha e carvão de boa qualidade, sendo bastante explorada para este fim (ANDRADE et al., 2005).

Por outro lado, Sampaio et al. (1998) afirmam que as espécies de grande porte, como *Commiphora leptophloeos*, *Myracrodruon urundeuva*, *Schinopsis brasiliensis*, têm pequeno número de indivíduos por unidade de área, nas caatingas, mas podem têm maior expressão em dominância e, portanto, volume quando as condições ambientais permitem o desenvolvimento da vegetação arbórea. Meunier et al. (2015) ao analisarem duas áreas de caatinga, no município de Floresta-PE, constataram que parte expressiva do volume estimado para exploração esteve associado às espécies de grande porte, como foi o caso da *M. urundeuva* no presente estudo.

Embora não tenham sido encontrados muitos indivíduos de *M. urundeuva*, quando comparada às espécies com maiores valores de importância q, esta obteve valores mais elevados de dominância, em razão de possuir grandes diâmetros, se destacando em VI do que algumas espécies com maior quantidade de indivíduos, porém com menor área basal. Essa espécie se sobressaiu em diâmetro em ambiente de caatinga, no município de Iguatu, centro sul do Ceará (LIMA; COELHO, 2015), e de acordo com Prado e Gibbs (1993) é de ampla distribuição e indicadora de florestas decíduais.

A *Commiphora leptophloeos* é citada por Andrade et al. (2005) como espécie comumente encontradas em áreas mais protegidas ou em matas bem conservadas, sendo raramente encontradas em áreas fortemente antropizadas. Assim, a presença destas espécies no ambiente estudado pode indicar que esta área se encontra em processo de recuperação (ARAÚJO et al., 2012) ou que há indivíduos remanescentes de distúrbios.

Na vegetação de caatinga, a densidade e a dominância, absolutas e relativas, variam de 459 a 701,5 ind ha⁻¹ e 2,3 a 50,32 m² ha⁻¹, respectivamente (ANDRADE et al., 2011), estando os valores deste estudo compatível com os resultados de outros estudos. No entanto, é preciso ressaltar que as comparações devem ser feitas com cuidado e parcimônia, uma vez que há diferenças metodológicas entre os trabalhos, por exemplo, nível de inclusão baseados em altura (SANTANA; SOUTO, 2006; RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008), em circunferência a 0,30 m do solo (SANTANA; SOUTO, 2006; BESSA; MEDEIROS, 2011; PEREIRA JÚNIOR et al., 2012; CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2014) e a 1,30 m do solo (AMARAL et al., 2012; FERRAZ et al., 2013; FERRAZ et al., 2014; BRAND et al.,

2015; MENINO et al., 2015; SOUZA et al., 2015; PIMENTEL et al., 2016; presente trabalho).

Para *P. bracteosa* foi observada redução no número médio de indivíduos de 2011 para 2015 (Tabela 6), no entanto, houve aumento em área basal média. Tal resultado pode ser explicado devido aos ingressos de fustes em indivíduos remanescentes, o qual compensou a perda por mortalidade. Já *M. ophthalmocentra* e *J. molíssima* tiveram redução em número e em área basal de 2011 para 2015, ou seja, para elas a mortalidade não foi compensada pelos ingressos.

Tabela 6. Intervalo de confiança para média de número de indivíduos e de área basal em 40 unidades amostrais, para as espécies de maior densidade em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: N = Número de indivíduos; G = Área basal ($\text{m}^2 \text{parcela}^{-1}$).

Espécies	N			G		
	2011	2013	2015	2011	2013	2015
<i>Poincianella bracteosa</i>	14,23 ± 1,93 a	13,98 ± 1,98 b	12,78 ± 1,88 b	0,0460 ± 0,0047 a	0,0557 ± 0,0056 b	0,0620 ± 0,0065 c
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	2,85 ± 0,81 a	1,95 ± 0,65 ab	1,05 ± 0,35 b	0,0111 ± 0,0035 a	0,0123 ± 0,0040 b	0,0089 ± 0,0029 c
<i>Croton blanchetianus</i>	2,30 ± 1,19 a	1,93 ± 1,00 a	1,43 ± 0,72 a	0,0017 ± 0,0009 a	0,0016 ± 0,0008 a	0,0012 ± 0,0006 a
<i>Jatropha mollissima</i>	2,38 ± 0,76 a	1,15 ± 0,33 b	0,80 ± 0,23 c	0,0027 ± 0,0008 a	0,0012 ± 0,0004 b	0,0010 ± 0,0003 c
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	3,40 ± 1,64 a	3,00 ± 1,39 a	2,60 ± 1,23 a	0,0065 ± 0,0032 a	0,0067 ± 0,0032 a	0,0069 ± 0,0032 a

Médias seguidas por mesma letra na linha e mesma variável não diferem por não haver intersecção entre intervalos de confiança da diferença entre médias ao nível de 5% de probabilidade.

A catingueira se destacou com maior densidade em estudo de Ferraz et al. (2014) em área de caatinga preservada, localizada na mesma área do presente estudo, e a segunda de maior densidade em área antropizada, demonstrando que esta espécie está bem adaptada ao local onde foi realizado esta pesquisa e também em áreas circunvizinhas.

As médias da relação fuste/árvore, de número de árvores, de número de fustes e de área basal não mostraram diferenças significativas entre os anos estudados (Tabela 7).

Tabela 7. Intervalo de confiança para média de número de árvores e de fustes, relação número de fuste/número de indivíduos e área basal em parcelas de 400m² em área de caatinga antropizada, Floresta, PE.

Ano	Nº de parcelas	Nº de indivíduos	Nº de fustes	Relação fuste/indivíduo	Área basal ($\text{m}^2 \text{parcela}^{-1}$)	Altura média (m)
2011	40	31 ± 9,52 a	85 ± 21,07 a	3,47 ± 0,61 a	0,0902 ± 0,0158 a	3,57 ± 0,28 b
2013	40	27 ± 8,28 a	77 ± 18,85 a	3,68 ± 0,59 a	0,0953 ± 0,0158 a	3,93 ± 0,27 b
2015	40	23 ± 7,02 a	65 ± 15,68 a	3,84 ± 0,66 a	0,0975 ± 0,0158 ^a	4,63 ± 0,27 a

Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem por não haver intersecção entre intervalos de confiança da diferença entre médias ao nível de 5% de probabilidade.

A altura média dos indivíduos no ano de 2015 (4,63 m) foi maior que a dos mensurados em 2011 e 2013, o que se pode concluir que além dos indivíduos terem

avanzado para as maiores classes de altura entre 2013 e 2015, houve uma perda significativa de indivíduos nas menores classes, influenciando na sua estimativa.

As alturas médias encontradas neste estudo foram maiores que o obtido por Amorim, Sampaio e Araújo (2005), em uma área de Caatinga do Seridó (RN), encontrando uma média de altura de 3,40 m, por Rodal, Martins e Sampaio (2008), estudando a estrutura da vegetação caducifolia espinhosa de uma área do sertão central de Pernambuco, onde obteve uma altura média de 2,37 m, e o realizado por Santana e Souto (2006) estudando a estrutura e diversidade fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó (RN), obtendo média de altura de 2,65 m.

Porém menores que estudo de Sanquetta et al. (2014), com altura média de 4,93 m e desvio padrão de 2,30 m, em área de caatinga, em Brumado, sudeste do estado da Bahia, e de Brand et al. (2015) com altura média de 5,6 m, em vegetação de caatinga no sul do Piauí.

As diferenças entre o presente trabalho e os outros, estão associadas à grande heterogeneidade de ambientes da caatinga, por isso as estruturas de cada vegetação são muito peculiares, e influenciadas por vários fatores, como tipo do solo, altitude, clima, que refletem diferentes estratos de altura.

As espécies com maiores alturas médias encontradas foram *A. columbrina*, *M. tenuiflora*, *Q. quercifolius* e *M. urundeuva*. E, mesmo com maiores valores de número de indivíduos e área basal, a *P. bracteosa* apresentou média de altura de apenas 3,45 m em 2011, 3,81 m em 2013 e 4,45 m em 2015, característica comum da espécie, pois possui porte médio.

Ferraz et al. (2014) encontraram em 2009 na mesma área de estudo a média de número de indivíduos similar ao encontrado em 2011 no presente trabalho, mas uma menor quantidade de fustes levantados (82) quando comparado com 2011, conseqüentemente menor relação fuste/indivíduo (3,2), porém maior área basal (0,0979 m² parcela⁻¹).

Ao analisar duas áreas de caatinga na Paraíba, com e sem desertificação, Souza et al. (2015) encontraram valor médio do número de indivíduo de 76 para o ambiente não desertificado, e 49 para o ambiente desertificado. Tais valores, quando comparados com este estudo, indicam que as florestas secas existentes no nordeste brasileiro possuem uma característica muito peculiar que variam de local para local, e dependem das condições bióticas quanto abióticas onde está inserida a vegetação, variando assim a composição florística, a riqueza e a estrutura dentre as áreas semiáridas.

Ainda sobre densidade de vegetação da caatinga, Rodal (1992) comenta que o maior ou menor número de espécies nos levantamentos realizados deve ser resposta a um conjunto de fatores, tais como situação topográfica, classe, profundidade e permeabilidade do solo e não apenas quantidade de chuvas, embora este seja um dos fatores mais importantes.

O que corrobora com Scariot e Sevilha (2005) ao analisarem formações de florestas secas tropicais, os quais citaram que a baixa similaridade florística destas áreas tem sido apontada como uma característica natural sempre que fragmentos são comparados. E, esse aspecto pode ser ainda influenciado pela topografia e condições do solo, ambos fatores importantes na distribuição de espécies nesse tipo de floresta (OLIVEIRA-FILHO et al., 1998; SCARIOT; SEVILHA, 2005).

A média do número de indivíduos por hectare diminuiu nos períodos considerados, o que também ocorreu para a média do número de fustes por hectare (Tabela 8).

Tabela 8. Intervalo de confiança para número de indivíduos, de fustes e área basal por hectare, e incremento médio estimado, para os anos de 2011, 2013 e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta, PE.

	Intervalo de Confiança para Média		
	2011	2013	2015
Número de indivíduos ha ⁻¹	789 ± 75,79 a	684 ± 65,87 b	581 ± 55,84 b
Número de fustes ha ⁻¹	2122 ± 167,67 a	1932 ± 149,24 b	1629 ± 124,74 b
Área basal (m ² ha ⁻¹)	2,2550 ± 0,1328 a	2,3825 ± 0,1331 a	2,4375 ± 0,1397 a
IPA estimado (m² ha⁻¹ ano⁻¹)	0,0902 ± 0,0053 a*	0,0882 ± 0,0049 a*	0,0841 ± 0,0048 a*
Anos sem distúrbios	25	27	29

Médias seguidas por mesma letra na linha não diferem por não haver intersecção entre intervalos de confiança da diferença entre médias ao nível de 5% de probabilidade.

* Médias seguidas por mesma letra na linha não diferem por meio do teste t ao nível de 1% de probabilidade.

Ferraz et al. (2014), encontraram um incremento periódico anual médio de $0,1113 \pm 0,0031 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, referente ao valor estimado de área basal em área antropizada de $2,4486 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ no ano de 2008, e ao tomar como base a área basal estimada de $4,5549 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em área conservada, inferiram um ciclo de 40,9 anos para reestabelecer o estoque lenhoso. No presente trabalho, observa-se valores inferiores aos relatados por Ferraz et al. (2014), ou seja, houve uma desaceleração do ritmo de crescimento em área basal. No entanto, mais uma vez se deve ver com parcimônia as extrapolações em relação à taxa de crescimento, pois nos levantamentos do presente estudo houve influência da seca que passa a área desde 2011 (APAC, 2016). No entanto, considerando que a presente pesquisa foi realizada na mesma

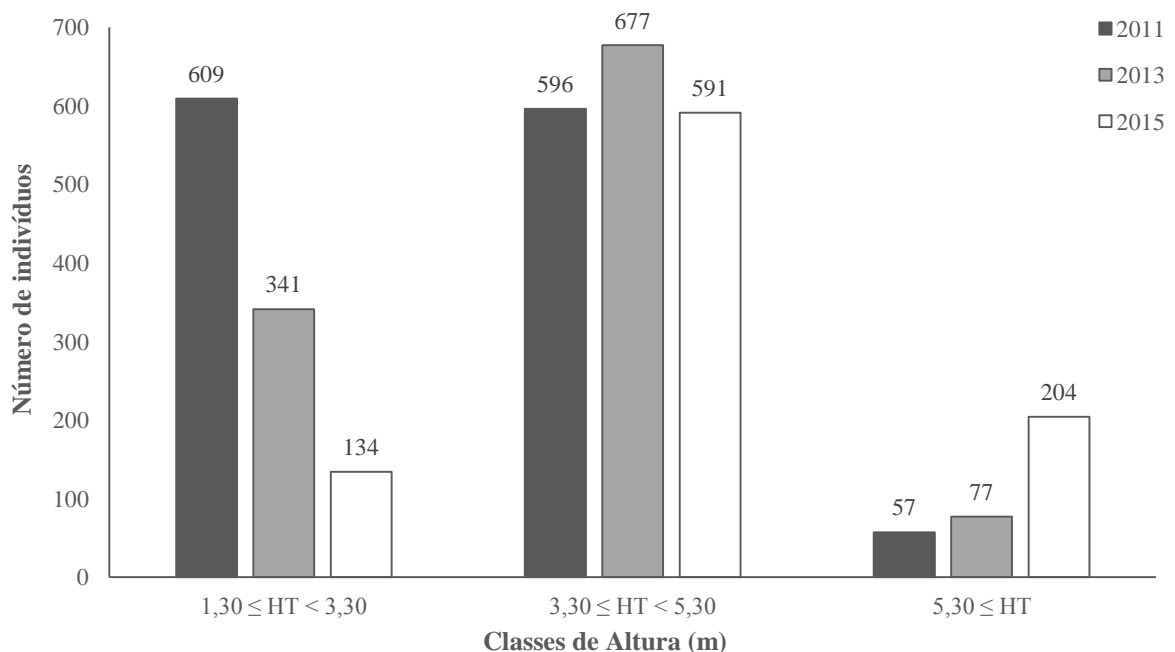
área antropizada que os autores acima citados, infere-se que seriam necessários mais anos para a vegetação se recompor, haja vista que a área basal encontrada por esses autores foi maior.

Além disso, a área basal média foi considerada pequena e fortemente afetada pela presença de muitas espécies bifurcadas, as quais normalmente possuem caules de pequeno diâmetro, com a distribuição percentual de indivíduos predominante nas primeiras classes diamétricas, refletindo o baixo volume madeireiro da área, após 29 anos de corte.

4.3. Estrutura hipsométrica

Na análise da estrutura hipsométrica, a maior quantidade de indivíduos pertenceu à segunda classe de altura, nos três anos de levantamento, variando de 3,30 a 5,30 m, com exceção do primeiro levantamento, com 609 indivíduos na primeira classe (1,30 a 3,30 m) (Figura 2).

Figura 2. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe de altura, Floresta- PE.



Foi observada maior concentração de indivíduos até 5,30 m, resultado similar aos encontrados em outros levantamentos de caatinga, com maior concentração até 6 m (RODAL et al., 2008; GUEDES et al., 2012; PEREIRA JÚNIOR et al., 2012; SABINO; CUNHA; SANTANA, 2016).

Em 2011 os indivíduos foram concentrados nas duas primeiras classes de altura, variando entre 1,30 e 5,30 m, já no levantamento de 2013, parte dos indivíduos migrou da primeira para segunda classe, assim como em 2015. Este exemplo demonstra que os indivíduos vêm se desenvolvendo ao longo dos anos, e a floresta está em processo de sucessão.

Todas as espécies foram representadas na ultima classe de altura, com exceção em 2011 da *Sideroxylon obtusifolium* e *Varronia leucocephala*, em 2013 da *Bauhinia cheilanta*, *Sideroxylon obtusifolium* e *Varronia leucocephala*, e em 2015 da *Bauhinia cheilanta*, *Varronia leucocephala* e *Manihot carthaginensis*.

Destacou-se em altura, em 2011, indivíduo de *Schinopsis brasiliensis* e *Commiphora leptophloeos* ambos com 8 metros. O mesmo indivíduo de *C. leptophloeos* obteve destaque em 2013, juntamente com um indivíduo de *Myracrodruon urundeuva*, ambos com 8 metros. Tais indivíduos que se sobressaíram dos demais em 2013 obtiveram maiores alturas para o ano de 2015 com 9 metros, ambos, juntamente com um indivíduo de *Poincianella bracteosa*.

M. urundeuva também se destacou em altura, em estudo realizado por Calixto Júnior e Drumond (2014), com indivíduo de 8,2 m. É bastante comum esta espécie se destacar tanto em altura como em diâmetro, por ser uma das espécies em ambientes de caatinga que possui maior porte.

Os valores condizem com encontrados por Amorim, Sampaio e Araújo (2005), com dois indivíduos com altura maior que 8 m, realizado no Seridó do Rio Grande do Norte, e maiores que os constatados por Araújo (2010), que registrou sete indivíduos com menos de 7 m de altura, no São João do Cariri-PB.

4.4. Regeneração Natural

No levantamento dos indivíduos em regeneração natural, foram encontrados 134 indivíduos em 2011, 130 indivíduos em 2013 e 65 indivíduos em 2015.

Em 2011, foram identificadas 14 espécies, pertencentes a seis famílias botânicas. Em 2013, foram identificadas 11 espécies, pertencentes a cinco famílias botânicas. E, em 2015, foram identificadas 10 espécies, pertencentes a cinco famílias. Os valores encontrados nos três anos de levantamento foram menores do que estudo de indivíduos regenerantes da caatinga, no Seridó Paraibano (FABRICANTE; ANDRADE, 2008), e de estudo de

regeneração natural de espécies lenhosas em área de caatinga, em Floresta-PE (ALVES JÚNIOR et al., 2013), com 15 espécies identificadas e sete famílias botânicas, ambos.

A diminuição do número de indivíduos regenerantes mensurados é resultante de fatores climáticos, como a falta de chuva que não permite a germinação de sementes encontradas no solo, como do pastejo de caprino, os quais se alimentam dessas sementes e de plantas jovens.

Além disso, Miranda, Padilla e Pugnare (2012) citaram que a regeneração natural nos ambientes semiáridos geralmente é lenta, pois depende principalmente da precipitação, da dispersão das sementes, da existência de um banco de sementes viáveis no solo e da rebrota de tocos e raízes. Desta forma, o que normalmente ocorre é a rebrota em indivíduos já existentes, resultando em indivíduos multifustes. As famílias Euphorbiaceae e Fabaceae corresponderam com a maioria das espécies da área no três anos amostrados (Tabela 9), estas famílias também apresentaram maior número de espécies nos estudos de Pereira et al. (2001), Andrade et al. (2007) e Alves Júnior et al. (2013).

As espécies que se sobressaíram com maiores quantidades de indivíduos em 2011 foram *Combretum glaucocarpum* (40), *Jatropha mollissima* (28) e *Bauhinia cheilanta* (20). Já em 2013 foram *Combretum glaucocarpum* (43), *Croton blanchetianus* (33) e *Jatropha mollissima* (20). E em 2015 foram *Croton blanchetianus* (26), *Jatropha mollissima* (11) e *Combretum glaucocarpum* (10).

Todas as espécies regenerantes amostradas também foram encontradas no componente adulto, com exceção da *Cnidoscolus bahianus* apenas encontrada no componente regenerante. Já *S. brasiliensis*, *C. leptophloeos*, *A. colubrina*, *M. tenuiflora*, *S. spectabilis*, *S. obtusifolium* e *L. microphylla*, são espécies que estiveram presentes no componente arbóreo, mas não foram encontradas no componente regenerante.

Todas as espécies do componente adulto que não possuíram indivíduos regenerantes possuem decréscimo no número de indivíduos adultos à medida que se foram realizados os levantamentos. O que pode ocasionar no desaparecimento dessas espécies, como já ocorreu com a *L. microphylla*.

Além disso, não foram encontrados indivíduos regenerantes de *M. carthaginensis*, *P. moniliformis* e *V. leucocephala* nos levantamentos de 2013 e 2015, e de *B. cheilanta*, em 2015. O que indica um problema de resiliência da vegetação local, atribuído aos caprinos e à baixa pluviosidade, e, de acordo com Alves Júnior et al. (2013), estas

espécies necessitam de um melhor acompanhamento silvicultural, quando submetidas à exploração florestal.

Tabela 9. Florística da regeneração natural em área de caatinga antropizada nos anos 2011, 2013 e 2015, localizada no município de Floresta, Pernambuco. Em que: N = Número de indivíduos regenerantes na área estudada.

Família/ Espécies	Nome Comum	N		
		2011	2013	2015
Anacardiaceae				
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	2	2	1
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	1	3	2
Boraginaceae				
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	Moleque duro	1	0	0
Combretaceae				
<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.	Sipaúba	40	43	10
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Faveleira brava	1	2	2
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	0	2	1
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	14	33	26
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Velame	7	5	3
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	28	20	11
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	Maniçoba	1	0	0
Fabaceae				
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong.) Steud.	Mororó	20	5	0
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira	1	1	1
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	Quipembe	1	0	0
<i>Poincianela bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	Catingueira	17	14	8
Total	-	134	130	65

Ressalta-se, entre as espécies regenerantes, o mororó (*B. cheilanta*) que possuía 20 indivíduos em 2011, e nos outros levantamentos diminuiu consideravelmente, com cinco indivíduos em 2013, e nenhum em 2015. Esta espécie, de acordo com estudo sobre pastejo de caprinos no semiárido, realizado por Cândido et al. (2005), é usualmente utilizada na dieta destes animais.

As famílias representativas foram Euphorbiaceae, com cinco espécies nos três levantamentos realizados, e 41 indivíduos em 2011, 62 indivíduos em 2013 e 43 indivíduos em 2015. A Fabaceae, com quatro espécies e 39 indivíduos em 2011, três espécies e 20

indivíduos em 2013 e somente duas espécies e nove indivíduos em 2015. As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie.

Tais famílias também se apresentaram como as de maior número de espécies em estudos de regeneração natural de caatinga (PEREIRA et al., 2001; ANDRADE et al., 2007; ALVES JÚNIOR et al., 2013).

As espécies que apresentaram maior destaque por classe de regeneração natural relativa (RNR) em 2011 foram: *Combretum glaucocarpum*, *Jatropha mollissima* e *Bauhinia cheilanta*, com 63,44% do total de espécies para este ano. Em 2013 as espécies que se destacaram em RNR foram: *Combretum glaucocarpum*, *Croton blanchetianus* e *Jatropha mollissima*, com 68,63% do total. E em 2015 foram: *Croton blanchetianus*, *Combretum glaucocarpum* e *Jatropha mollissima*, com 68,15% do total.

Na regeneração natural relativa (RNR) por espécie, destacou-se a *Croton blanchetianus*, que mesmo com valores menores nos anos de 2011 e 2013, em 2015 obteve maior valor com 31,04 % (Tabela 10).

Tabela 10. Classe absoluta (CAT) e relativa (CRT) de regeneração natural, e regeneração natural relativa (RNR), estimadas nos anos 2011, 2013, e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.

Espécies	CAT			CRT (%)			RNR (%)		
	2011	2013	2015	2011	2013	2015	2011	2013	2015
<i>Combretum glaucocarpum</i>	9,68	11,19	3,17	28,53	32,51	15,86	27,20	30,67	18,75
<i>Jatropha mollissima</i>	7,51	4,65	2,63	22,15	13,49	13,16	21,49	17,17	18,36
<i>Bauhinia cheilanta</i>	5,10	1,41	0,00	15,05	4,09	0,00	14,75	5,79	0,00
<i>Poincianela bracteosa</i>	4,49	3,29	2,55	13,24	9,56	12,78	13,40	11,18	13,12
<i>Croton blanchetianus</i>	3,36	10,13	8,48	9,90	29,42	42,42	8,57	20,79	31,04
<i>Croton heliotropiifolius</i>	1,84	1,22	0,57	5,43	3,55	2,85	5,93	4,35	4,87
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,54	0,58	0,42	1,58	1,70	2,08	2,22	2,34	2,40
<i>Varronia leucocephala</i>	0,24	0,00	0,00	0,70	0,00	0,00	1,08	0,00	0,00
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,23	0,72	0,83	0,68	2,08	4,16	1,07	2,72	3,60
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	0,23	0,48	0,51	0,68	1,39	2,54	1,07	1,60	3,06
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,23	0,24	0,42	0,68	0,69	2,08	1,07	1,12	2,40
<i>Manihot carthaginensis s</i>	0,23	0,00	0,00	0,68	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,23	0,00	0,00	0,68	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,00	0,52	0,42	0,00	1,52	2,08	0,00	2,28	2,40
Total	33,93	34,43	19,98	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

A *C. blanchetianus*, também se sobressaiu entre as demais espécies em estudo de Sampaio et al. (1998), pesquisando uma área de caatinga em Serra Talhada-PE, após corte e queima, o que indica uma característica de espécie colonizadora após distúrbios.

Em relação aos valores de classes absoluta total, houve um aumento na CAT entre 2011 e 2015, e um decréscimo nos valores entre 2013 e 2015, com 33,93 em 2011, 34,43 em 2013 e 19,98 em 2015.

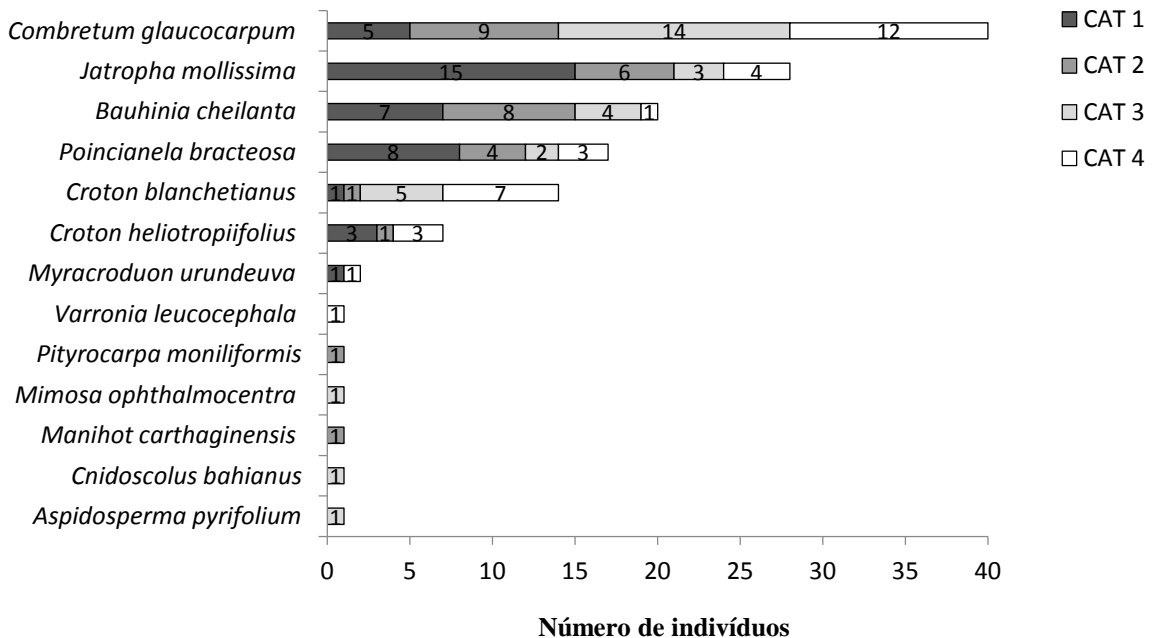
De acordo com estudo realizado na mesma área de estudo por Pimentel (2012), diferente das outras áreas de caatinga a espécie *Combretum glaucocarpum* apresentou, na Fazenda Itapemirim em Floresta-PE, o maior valor de regeneração natural e aumentou este da primeira ocasião de monitoramento para a segunda, analisando o intervalo entre 2008 e 2011. Já para o presente estudo esta espécie se sobressaiu apenas nos levantamentos de 2011 e 2013, com um decréscimo expressivo na RNR para 2015.

Em relação ao número de indivíduos por CAT a *C. glaucocarpum* destacou-se, com cinco indivíduos na classe 1 (20 a 50 cm) em 2011, nove indivíduos na classe 2 (51 a 100 cm), 14 indivíduos na classe 3 (101 a 150 cm) e 12 indivíduos na classe 4 (maior que 151 cm).

E foi observado que somente as espécies *Combretum glaucocarpum*, *Jatropha mollissima*, *Bauhinia cheilanta*, *Poincianela bracteosa* e *Croton blanchetianus* foram representadas em todas as classes absolutas de regeneração em 2011.

No total de 13 espécies identificadas em 2011, seis estiveram presentes em apenas uma CAT, foram elas: *Varronia leucocephala*, *Pityrocarpa moniliformis*, *Mimosa ophthalmocentra*, *Manihot carthaginensis*, *Cnidoscolus bahianus* e *Aspidosperma pyriformium* (Figura 3).

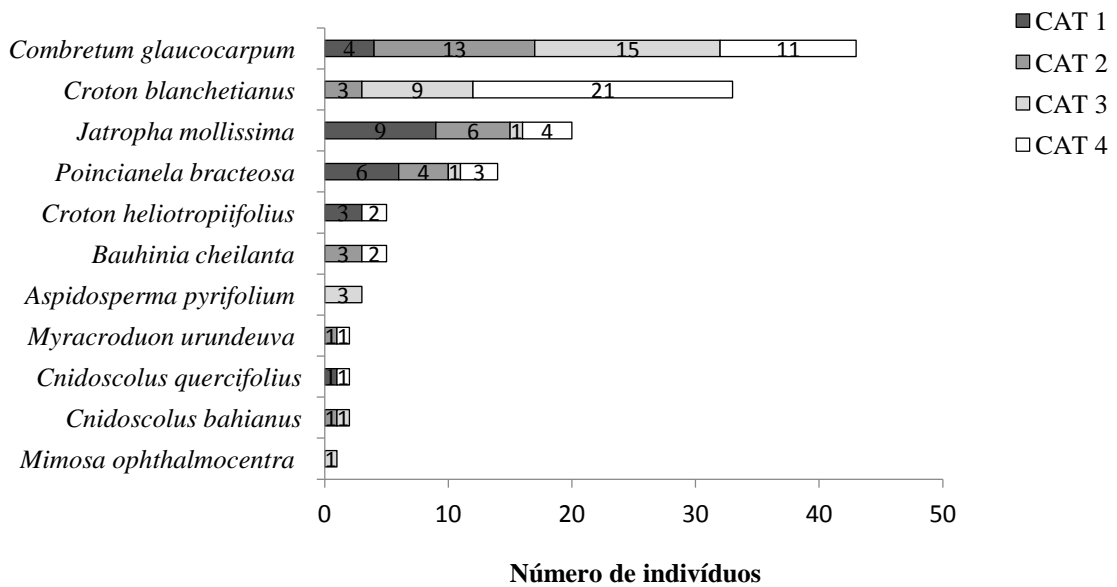
Figura 3. Número de indivíduos por Classe Absoluta Total de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2011, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.



Para o ano de 2013, *Combretum glaucocarpum* também se destacou em número de indivíduos por CAT, com quatro indivíduos na classe 1, 13 indivíduos na classe 2, 15 indivíduos na classe 3 e 11 indivíduos na classe 4.

Em 2013, no total de 11 espécies identificadas, apenas três estiveram representadas em todas as CAT, foram elas: *Combretum glaucocarpum*, *Jatropha mollissima* e *Poinciana bracteosa* (Figura 4).

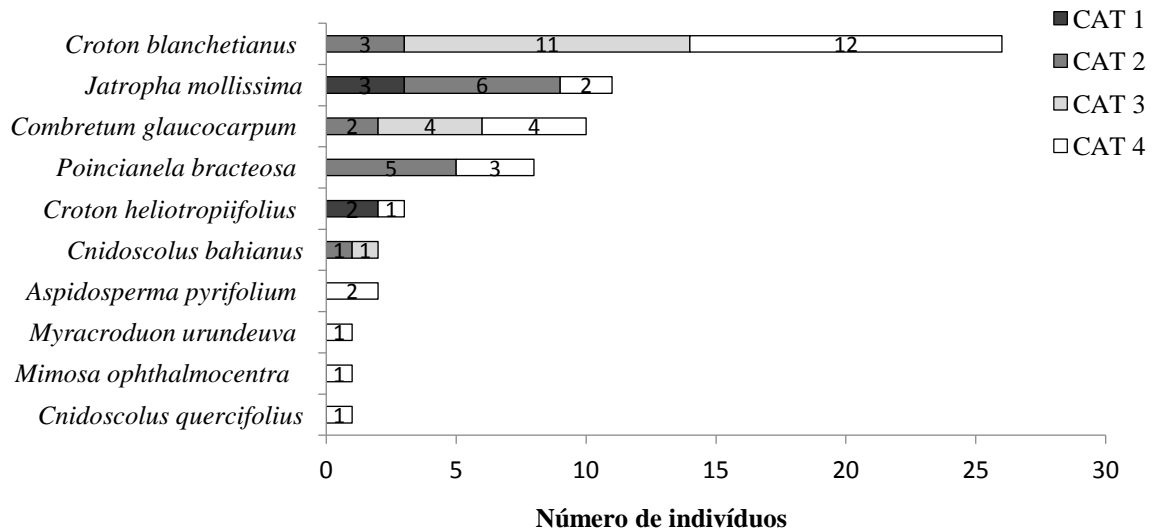
Figura 4. Número de indivíduos por Classe Absoluta Total de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2013, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.



E duas foram representadas apenas na CAT 3: *Aspidosperma pyrifolium* e *Mimosa ophthalmocentra*, ambas também pertencentes à essa classe no levantamento de 2011, em 2015 passaram a pertencer à CAT 4, desta forma, pode-se inferir que os indivíduos foram recrutados de uma classe para a outra devido ao crescimento em altura ao longo dos anos.

Já para o ano de 2015, *Croton blanchetianus* se destacou em número de indivíduos por CAT, 3 indivíduos na classe 2, 11 indivíduos na classe 3 e 12 indivíduos na classe 4 (Figura 5).

Figura 5. Número de indivíduos por Classe Absoluta de espécies em Regeneração Natural (CAT) amostrados em 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE. Em que: CAT 1 = 20 a 50 cm; CAT 2 = 51 a 100 cm; CAT 3 = 101 a 150 cm; CAT 4 = maior que 151 cm.



Nenhuma espécie identificada no ano de 2015 foi representada em todas as classes absolutas de regeneração natural. E, no total de 10 espécies identificadas, quatro estiveram presentes em apenas uma CAT, foram elas: *Aspidosperma pyriformium*, *Myracrodruon urundeuva*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Cnidoscolus quercifolius*, todas encontradas apenas na maior classe regenerante.

Apenas a *Jatropha mollissima* e a *Croton heliotropiifolius* estiveram presentes na menor CAT, com valores de 20 a 50 cm de altura, no ano de 2015.

4.5. Diversidade Florística e Equabilidade

Na análise da diversidade florística dos indivíduos adultos, foi encontrado índice de Shannon de 1,94, 1,79 e 1,67 nats ind⁻¹, respectivamente, em 2011, 2013 e 2015, estando os valores no intervalo de 1,5 a 3 nats ind⁻¹ para maior parte da caatinga (SAMPAIO, 2010). Já para a dos indivíduos regenerantes, foi encontrado H' de 1,91, 1,81 e 1,76 nats ind⁻¹ para 2011, 2013 e 2015 (Tabela 11).

Tabela 11. Florística do componente arbustivo-arbóreo adulto e da regeneração para os anos de 2011, 2013 e 2015, em área de caatinga antropizada, Floresta- PE. Em que: N = Número de indivíduos; H' = Índice de diversidade de Shannon (nats ind⁻¹); J' = Equabilidade de Pielou.

Componentes	N			H'			J'		
	2011	2013	2015	2011	2013	2015	2011	2013	2015
Adulto	1262	1095	929	1,94	1,79	1,67	0,64	0,60	0,56
Regeneração Natural	134	130	65	1,91	1,81	1,76	0,39	0,37	0,42

De acordo com Pimentel (2012) embora os valores de diversidade para o componente adulto da Fazenda Itapemirim estejam abaixo da média dos trabalhos em área preservada

(PEREIRA et al., 2002; SILVA, 2005; SANTANA; SOUTO, 2006; ARAÚJO, 2007; GUEDES, 2010) é possível afirmar que estão dentro dos valores da caatinga e que o efeito do corte raso efetuado ainda esteja presente, bem como, da estiagem prolongada.

Comparando-se a diversidade nos três levantamentos do presente estudo com uma área de caatinga que sofreu corte raso há 50 anos em Cajazeirinhas, Paraíba, com H' de 0,23 nats ind⁻¹, foram encontrados valores superiores para os três anos (HOLANDA et al., 2015).

Já Alves Júnior et al. (2013), ao estudarem a regeneração natural de uma área de caatinga na Fazenda Itapemirim- PE, encontraram para o componente regenerante um valor de 1,91 nats ind⁻¹, valor este menor do que o encontrado em 2011 neste trabalho, porém maior para os levantamentos seguintes. O que se pode inferir que há uma perda na diversidade da vegetação estudada com o passar do tempo e que a diversidade florística em áreas de caatinga pode sofrer grande variação.

Como, por exemplo, os de Santana e Souto (2006) com 2,35 nats ind⁻¹, Maracajá et al. (2003) com 1,29 e 0,79 nats ind⁻¹ em trechos de caatinga preservada e antropizada, respectivamente, Alcoforado Filho, Sampaio e Rodal (2003) com 3,09 nats ind⁻¹, Sanquetta et al. (2014) com 2,30 nats ind⁻¹, Calixto Júnior e Drumond (2014) com 1,39 e 2,52 nats ind⁻¹, em área submetida à corte raso e área conservada, respectivamente, Fabricante e Andrade (2007) com 1,96 e 0,63 nats ind⁻¹, em área de caatinga degradada e área conservada, respectivamente.

Desta forma, de acordo com Santana e Souto (2006), a comparação com diferentes áreas de caatinga por meio de diversidade deve ser feita de modo cauteloso, já que os índices sofrem influencia dos fatores bióticos e abióticos, critérios de inclusão, além do nível e tempo de antropismo.

Já em relação à queda dos valores dos índices de diversidade, é resultante do alto número de indivíduos mortos na área do estudo, bem como a diminuição do número de famílias, que influenciam diretamente nos cálculos de diversidade. O que corrobora com Santos et al. (2009) os quais citaram que a redução da flora é acompanhada da diminuição do índice de diversidade, que é significativa somente no estrato das lenhosas baixas.

Além disso, Araújo et al. (1998) atribuíram o baixo índice de riqueza de espécies da caatinga às irregularidades pluviométricas e temperaturas médias anuais elevadas.

É possível perceber que, analisando as normais climatológicas de precipitação para o município de Floresta, nos intervalos de 1999-1991 e 1993-2015 (APAC, 2016), os valores

anuais médios de chuva estão decrescendo ao longo do tempo, e pode afetar a comunidade vegetal, que depende da chuva para se desenvolver.

Em relação ao índice de equabilidade de Pielou, foram observados valores de 0,64 para 2011, 0,60 para 2013 e 0,56 para 2015, para o componente adulto, valores estes um pouco menores do que o encontrado por Alves Júnior (2010), com 0,70, também na fazenda Itapemirim, no município de Floresta- PE, porém a área não tinha precedentes de maiores perturbações; porém maiores ao do estudo de Calixto Júnior e Drumond (2011), com 0,50, o qual os próprios autores indicam que houve predomínio de uma ou poucas espécies sobre as outras, fato este que também ocorreu na presente pesquisa.

A diminuição do valor da equabilidade para o componente adulto indica que, com o passar dos anos, a vegetação está sendo dominada por poucas espécies, já que esse índice indica que quanto mais próximo a um, as espécies teriam um equilíbrio no número de indivíduos. Enquanto que para os indivíduos regenerantes há o oposto, podendo-se afirmar que esse componente estava mais equilibrado com o tempo.

4.6. Ingresso e Mortalidade

Quando comparados os intervalos dos anos, a mortalidade em área basal de indivíduos entre os anos de 2011 e 2013 foi de $0,6258 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, com uma perda de 318 indivíduos de um levantamento para o outro, e taxa de mortalidade de 13,51% (Tabela 12).

Já a mortalidade em área basal de fustes no primeiro intervalo foi de $0,4661 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, com uma perda de 611 fustes, e taxa de mortalidade de fuste de 10,26%.

No intervalo entre 2013 e 2015 a mortalidade foi de 222 indivíduos e 501 fustes, com taxa mortalidade de 10,71% para indivíduos e 8,46% para fustes, e perda de $0,4828 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em área basal de indivíduos e $0,2872 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ quando considerado cada fuste como um indivíduo (Tabela 13).

Houve uma diminuição da mortalidade de indivíduos entre os dois períodos estudados, (318 e 222 indivíduos mortos), o mesmo ocorreu com os fustes (611 e 501), com maior quantidade tanto de indivíduos quanto de fustes mortos pertencentes às menores classes de diâmetro. Tal resultado implica que os indivíduos e fustes de maiores diâmetros estão mais bem adaptados às situações severas, como temperatura alta e baixa precipitação, e os de menores diâmetros sofrem mais com esses fatores, e com a predação por caprinos.

O que influenciou a densidade de indivíduos durante as amostragens não foi somente a mortalidade, mas a baixa quantidade de indivíduos/fustes ingressos.

A taxa de indivíduos ingressos para o primeiro intervalo foi de 5,69%, com o ingresso de 121 indivíduos e acréscimo de $0,1594 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em área basal. Enquanto que para o segundo intervalo foi de 1,90%, com 35 indivíduos ingressantes e área basal de $0,0168 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Já para os fustes, a taxa de fustes ingressos em 2011-2013 foi de 9,44%, com o ingresso de 611 fustes e acréscimo de $0,3336 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. E em 2013-2015 foi de 4,49%, com o ingresso de 229 fustes e acréscimo de $0,0893 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Tabela 12. Mortalidade e ingresso (fustes) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, em Floresta- PE. Em que: M=Mortalidade; I=Ingresso; TM = Taxa de mortalidade; TI = Taxa de ingresso; ABM = Área basal dos indivíduos (fustes) mortos; ABI = Área basal dos indivíduos (fustes) ingressos; e N = Número de indivíduos 1,6ha⁻¹ (fustes).

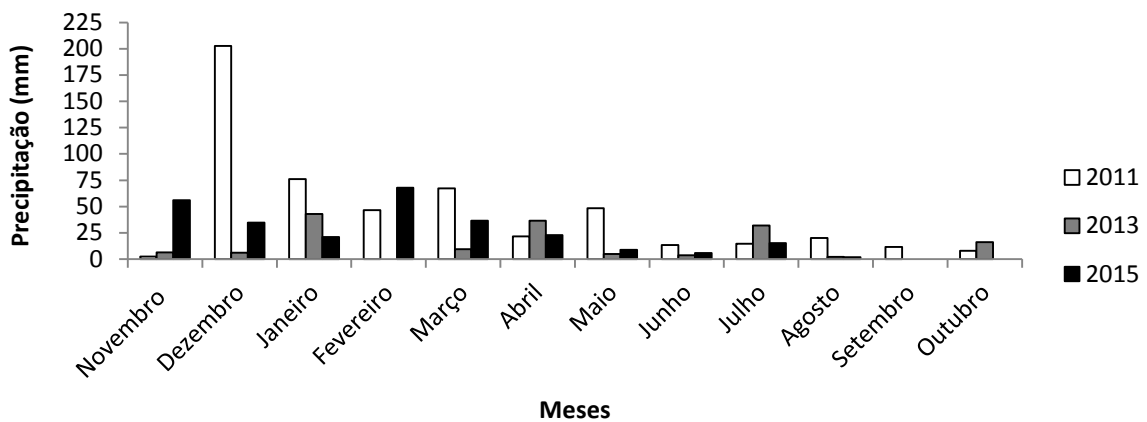
Espécies	M	I	TM	TI	ABM	ABI
	----- N -----		----- % -----		----- m ² /ha ⁻¹ -----	
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1 (2)	0 (0)	8,71 (13,40)	0,00 (0,00)	0,0040 (0,0040)	0,0000 (0,0000)
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	3 (6)	3 (12)	9,86 (6,46)	10,56 (14,03)	0,0026 (0,0024)	0,0019 (0,0046)
<i>Bauhinia cheilanta</i>	3 (3)	1 (1)	36,75 (29,29)	13,40 (13,40)	0,0013 (0,0010)	0,0004 (0,0004)
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	14 (42)	1 (11)	13,40 (14,51)	1,09 (4,73)	0,0993 (0,0953)	0,0003 (0,0239)
<i>Combretum glaucocarpum</i>	34 (45)	15 (19)	24,17 (26,15)	15,02 (16,72)	0,0123 (0,0115)	0,0062 (0,0070)
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0 (0)	1 (1)	0,00 (0,00)	13,40 (7,42)	0,0000 (0,0000)	0,0006 (0,0006)
<i>Croton blanchetianus</i>	21 (29)	4 (18)	12,44 (9,39)	2,60 (6,85)	0,0123 (0,0095)	0,0014 (0,0065)
<i>Croton heliotropiifolius</i>	3 (3)	1 (2)	16,33 (10,56)	6,46 (7,42)	0,0009 (0,0005)	0,0003 (0,0006)
<i>Jatropha mollissima</i>	57 (80)	4 (12)	36,75 (31,69)	4,35 (8,47)	0,0461 (0,0420)	0,0019 (0,0046)
<i>Lippia microphylla</i>	3 (8)	0 (0)	100,00 (100,00)	0,00 (0,00)	0,0026 (0,0026)	0,0000 (0,0000)
<i>Manihot carthaginensis</i>	4 (4)	2 (2)	42,26 (34,53)	42,26 (29,29)	0,0143 (0,0143)	0,0045 (0,0045)
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	53 (125)	10 (115)	26,30 (11,91)	5,99 (12,63)	0,1369 (0,0689)	0,0315 (0,0659)
<i>Mimosa tenuiflora</i>	3 (21)	0 (1)	24,41 (36,75)	0,00 (3,64)	0,0680 (0,0672)	0,0000 (0,0003)
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	1 (1)	1 (3)	1,80 (1,01)	1,68 (2,93)	0,0008 (0,0008)	0,0016 (0,0024)
<i>Piptadenia stipulacea</i>	1 (1)	1 (2)	8,71 (3,92)	10,56 (8,71)	0,0002 (0,0002)	0,0003 (0,0007)
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	22 (40)	7 (24)	8,38 (7,82)	2,91 (5,39)	0,0256 (0,0220)	0,0031 (0,0100)
<i>Poincianella bracteosa</i>	86 (186)	69 (374)	7,77 (5,42)	6,28 (11,02)	0,1898 (0,1175)	0,1049 (0,1990)
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	3 (3)	0 (2)	16,33 (9,86)	0,00 (8,01)	0,0020 (0,0020)	0,0000 (0,0016)
<i>Senna spectabilis</i>	2 (5)	1 (2)	15,48 (17,08)	7,42 (9,55)	0,0023 (0,0019)	0,0003 (0,0006)
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0 (2)	0 (1)	0,00 (15,48)	0,00 (10,56)	0,0021 (0,0006)	0,0000 (0,0003)
<i>Varronia leucocephala</i>	0 (5)	0 (0)	0,00 (59,18)	0,00 (0,00)	0,0025 (0,0019)	0,0000 (0,0000)
Total	318 (611)	121 (602)	13,51 (10,26)	5,69 (9,44)	0,6258 (0,4661)	0,1594 (0,3336)

Tabela 13. Mortalidade e ingresso (fustes) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, em Floresta- PE. Em que: M = Mortalidade; I = Ingresso; TM = Taxa de mortalidade; TI = Taxa de ingresso; ABM = Área basal dos indivíduos (fustes) mortos; ABI = Área basal dos indivíduos (fustes) ingressos; e N = Número de indivíduos $1,6\text{ha}^{-1}$ (fustes).

Espécies	M	I	TM	TI	ABM	ABI
	----- N -----		----- % ano ⁻¹ -----		----- m ² /ha ⁻¹ -----	
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1 (1)	0 (0)	10,56 (8,71)	0,00(0,00)	0,0006 (0,0006)	0,0000 (0,0000)
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0 (0)	2 (12)	0,00 (0,00)	6,91 (14,03)	0,0000 (0,0000)	0,0006 (0,0039)
<i>Bauhinia cheilanta</i>	1 (1)	0 (0)	13,40 (13,40)	0,00 (0,00)	0,0002 (0,0002)	0,0000 (0,0000)
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	6 (9)	1 (4)	6,75 (3,86)	1,17 (1,84)	0,0285 (0,0061)	0,0003 (0,0014)
<i>Combretum glaucocarpum</i>	24 (30)	3 (5)	25,46 (28,16)	5,13 (8,42)	0,0089 (0,0091)	0,0010 (0,0018)
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1 (3)	0 (1)	13,40 (24,41)	0,00 (13,40)	0,0055 (0,0055)	0,0000 (0,0004)
<i>Croton blanchetianus</i>	24 (42)	5 (19)	16,79 (16,86)	4,33 (10,68)	0,0147 (0,0128)	0,0017 (0,0064)
<i>Croton heliotropiifolius</i>	2 (2)	1 (5)	13,40 (7,42)	8,71 (23,62)	0,0005 (0,0005)	0,0004 (0,0017)
<i>Jatropha mollissima</i>	17 (28)	4 (9)	20,11 (21,16)	6,26 (10,08)	0,0146 (0,0124)	0,0018 (0,0043)
<i>Lippia microphylla</i>	0 (0)	0 (0)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,0000 (0,0000)	0,0000 (0,0000)
<i>Manihot carthaginensis</i>	2 (3)	0 (0)	42,26 (50,00)	0,00 (0,00)	0,0046 (0,0046)	0,0000 (0,0000)
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	41 (200)	1 (12)	27,66 (23,29)	0,93 (2,11)	0,1234 (0,1200)	0,0005 (0,0045)
<i>Mimosa tenuiflora</i>	3 (9)	0 (0)	36,75 (40,24)	0,00 (0,00)	0,0252 (0,0209)	0,0000 (0,0000)
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	4 (4)	2 (2)	6,91 (3,92)	3,51 (2,06)	0,0026 (0,0015)	0,0011 (0,0011)
<i>Piptadenia stipulacea</i>	3 (4)	1 (2)	36,75 (18,35)	18,35 (13,40)	0,0071 (0,0032)	0,0003 (0,0007)
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	18 (21)	1 (5)	7,67 (4,70)	0,46 (1,21)	0,0196 (0,0118)	0,0003 (0,0017)
<i>Poincianella bracteosa</i>	71 (137)	14 (152)	6,47 (3,89)	1,35 (4,65)	0,2177 (0,0758)	0,0087 (0,0610)
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	1 (1)	0 (0)	7,42 (3,92)	0,00 (0,00)	0,0076 (0,0004)	0,0000 (0,0000)
<i>Senna spectabilis</i>	3 (4)	0 (1)	24,41 (20,23)	0,00 (7,42)	0,0016 (0,0012)	0,0000 (0,0004)
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0 (2)	0 (0)	0,00 (22,54)	0,00 (0,00)	0,0000 (0,0006)	0,0000 (0,0000)
<i>Varronia leucocephala</i>	0 (0)	0 (0)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,0000 (0,0000)	0,0000 (0,0000)
Total	222 (501)	35 (229)	10,71 (8,46)	1,90 (4,49)	0,4828 (0,2872)	0,0168 (0,0893)

Logo, implica dizer que no segundo período foram ingressos apenas 30% dos indivíduos ingressantes do primeiro período. E para fustes, foram ingressos no segundo período 37% dos fustes ingressantes do segundo período. Estes resultados expõem a dificuldade do surgimento de novos indivíduos na área, condicionada pelo pastejo de caprinos e, sobretudo pelo clima (Figura 6). Pois, de acordo com Villalobos et al. (2013), o ingresso de indivíduos em floresta seca varia significativamente entre os anos, estações e a interação entre as estações climáticas e os anos.

Figura 6. Valores de precipitação média mensal ocorrida em 2011, 2013 e 2015, no município de Floresta-PE. (Fonte: APAC)



Embora a mortalidade tenha diminuído, a deficiência de indivíduos e fustes ingressantes pode ter sido causada pela forte incidência do El-Niño por todo ano de 2015. De acordo com Molion e Bernardo (2002), é aceito de maneira geral, que eventos de El-Niño afetem o tempo e o clima globalmente, principalmente nos trópicos, e que parece razoável esperar que as chuvas nordestinas sejam igualmente afetadas pelo fenômeno.

Esses mesmo autores citaram que o evento 1983 foi considerado muito forte provocando reduções de até 80% nos totais pluviométricos durante março a maio daquele ano, e estudos já afirmam que o evento que ocorreu em 2015 foi considerado tão forte quanto o de 1983.

Em relação ao pastejo de caprinos, de acordo com Leal et al. (2003), é razoável propor que a herbivoria por caprinos constitui um importante fator de seleção natural capaz de afetar a abundância e a distribuição geográfica de espécies lenhosas na caatinga. Influenciando, assim, nas taxas de mortalidade e ingresso da vegetação.

Quando comparada a mortalidade e o ingresso de indivíduos, foi observado que a mortalidade foi maior 7,82% que o ingresso entre os anos 2011 e 2013, e 8,81% entre 2013 e

2015. Fato este também encontrado por Pimentel (2012), embora com valor mais elevado, em que a mortalidade superou o ingresso em 30,96% para um intervalo de quatro anos entre levantamentos.

Não houve diferença significativa entre as taxas de mortalidade para os dois intervalos, por meio do teste de t a 1% de probabilidade. Já para as taxas de ingressos, houve diferença altamente significativa entre os intervalos ($p < 0,01$).

A taxa de mortalidade por ano entre 2011-2013 foi de 6,75% ano⁻¹ e para 2013-2015 foi 5,35% ano⁻¹, valores esses maiores que o encontrado por Swaine et al. (1990) ao estudarem uma floresta seca em Gana após suspensão de atividade agrícola, com 2,3% ano⁻¹, que também tiveram a taxa de mortalidade maior que a taxa de ingressos, Guedes et al. (2012) com 2,4% de indivíduos mortos, Souza (2012) com 1,6%, ambos na depressão sertaneja, porém semelhantes aos encontrados por Sabino, Cunha e Santana (2016) ao estudarem duas áreas de caatinga, com 5,71% e 4,98%.

A taxa de ingresso obtida por ano foi de 2,84% ano⁻¹ para os anos entre 2011-2013 e 0,95% ano⁻¹ para os anos entre 2013-2015. Tais resultados estão próximos aos encontrados por Cavalcanti et al. (2009), com 2,30% ano⁻¹, ao estudarem mudanças florísticas e estruturais em caatinga em um intervalo de 5 anos, em Pernambuco, e Barreto, com 2,02% ano⁻¹, ao estudar dinâmica de caatinga de um período de 4 anos, também em Pernambuco.

A *Poincianella bracteosa* foi a espécie com maior número de indivíduos mortos tanto no intervalo entre os anos 2011 e 2013, quanto entre 2013 e 2015. Seguida de *Jatropha mollissima*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Combretum glaucocarpum* no primeiro intervalo, e *Mimosa ophthalmocentra*, *Combretum glaucocarpum* e *Croton blanchetianus* para o segundo intervalo.

Já em relação ao número de indivíduos ingressos, a *Poincianella bracteosa* também se destacou em ambos intervalos, seguida de *Combretum glaucocarpum* e *Mimosa ophthalmocentra* entre 2011 e 2013, e *Croton blanchetianus* e *Jatropha mollissima*, entre 2013 e 2015.

A espécie com maior perda em área basal *Poincianella bracteosa* com perda de 0,1898 m² ha⁻¹ no primeiro intervalo e 0,2177 m² ha⁻¹ no segundo. Tal espécie também obteve maior ganho em área basal, com 0,1049 m² ha⁻¹ ingressos entre 2011 e 2013, e 0,0087 m² ha⁻¹ ingressos entre 2013 e 2015.

De acordo com Cavalcanti et al. (2009), estudos a longo prazo em florestas secas, abrangendo vários ciclos de seca e chuva, têm demonstrado tanto balanços positivos entre ingresso e morte de indivíduos como balanços negativos (SWAINE et al. 1990; VENKATESWARAN; PARTHASARATHY, 2005), indicando que, após a alternância de vários períodos de seca, a comunidade pode ou não se recuperar das perturbações sofridas.

A espécie com maior mortalidade de fustes entre os levantamentos dos anos 2011 e 2013 foi a *Poincianella bracteosa*, com 186 fustes mortos e 0,1175 m² ha⁻¹ em perda de área basal.

Em relação aos fustes ingressos, a *P. bracteosa* também obteve maiores valores para o primeiro intervalo, com 374 fustes ingressos e ganho de 0,1990 m² ha⁻¹ em área basal. Juntamente com a *P. bracteosa*, essas espécies foram as mais bifurcadas, com indivíduos de até 29 bifurcações, com diâmetro pequenos e alturas medianas.

Por outro lado, as espécies amostradas com cinco ou menos fustes por indivíduos foram *A. colubrina*, *B. cheilanta*, *C. glaucocarpum*, *C. heliotropiifolius*, *J. mollissima*, *L. microphylla*, *S. brasiliensis*, *S. spectabilis* e *V. leucocephala*.

Já entre os levantamentos dos anos 2013 e 2015, a espécie com maior mortalidade de fustes entre foi a *Mimosa ophthalmocentra*, com 200 fustes mortos e 0,1200 m² ha⁻¹ em perda de área basal.

Assim como no primeiro intervalo a *P. bracteosa* também obteve maiores valores para o segundo intervalo, com 152 fustes ingressos e ganho de 0,0610 m² ha⁻¹ em área basal.

Não houve diferença entre o número de indivíduos e o de fustes mortos em 2011-2013, nem entre o número de indivíduos e o de fustes ingressantes. Também não houve diferença entre a área basal de indivíduos e de fustes mortos em 2013-2015, nem entre a área basal de indivíduos e de fustes ingressantes.

4.7. Crescimentos bruto e líquido

Os crescimentos líquidos negativos para a comunidade e algumas espécies (Tabela 14) estão associados mortalidade de indivíduos e de fustes que se sobressaiu em relação aos ingressos. A *Poincianella bracteosa* se destacou com crescimento bruto incluindo ingressos de 0,3430 m² ha⁻¹ para o primeiro intervalo. Espécie com maior representatividade na área, bastante bifurcada e característica de ambientes semiáridos.

Tabela 14. Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2013); Bi = Área basal inicial (2011); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos.

Espécies	Bf	Bi	Cb _i	Cb	Cl _i	Cl
<i>Poincianella bracteosa</i>	1,3032	1,1499	0,3430	0,2381	0,1533	0,0483
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,2168	0,2774	0,0763	0,0448	-0,0606	-0,0921
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,2040	0,2519	0,0515	0,0512	-0,0478	-0,0481
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,1631	0,1628	0,0260	0,0228	0,0003	-0,0028
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,0934	0,081	0,0133	0,0116	0,0124	0,0108
<i>Jatropha mollissima</i>	0,0281	0,0672	0,0070	0,0052	-0,0390	-0,0409
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0290	0,0904	0,0067	0,0067	-0,0614	-0,0614
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0369	0,0428	0,0064	0,0050	-0,0059	-0,0073
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,0188	0,0254	0,0057	-0,0005	-0,0066	-0,0128
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0405	0,0381	0,0044	0,0044	0,0024	0,0024
<i>Manihot carthaginensis</i>	0,0049	0,0148	0,0044	-0,0002	-0,0099	-0,0144
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0150	0,0134	0,0041	0,0022	0,0015	-0,0004
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0081	0,0067	0,0016	0,0013	0,0014	0,0011
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0077	0,0065	0,0012	0,0006	0,0012	0,0006
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0071	0,0102	0,0008	0,0008	-0,0032	-0,0032
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0027	0,0028	0,0008	0,0005	-0,0001	-0,0004
<i>Senna spectabilis</i>	0,0034	0,0052	0,0005	0,0001	-0,0018	-0,0021
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,0008	0,0018	0,0003	-0,0001	-0,0010	-0,0014
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0000	0,0021	0,0000	0,0000	-0,0021	-0,0021
<i>Varronia leucocephala</i>	0,0000	0,0025	0,0000	0,0000	-0,0025	-0,0025
<i>Lippia microphylla</i>	0,0000	0,0026	0,0000	0,0000	-0,0026	-0,0026
Total	2,1836	2,2555	0,5538	0,3944	-0,0719	-0,2313

Dentre as espécies com maior crescimento bruto, ressaltou-se a *Poincianella bracteosa* ($0,2381 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), a *Cnidoscolus quercifolius* ($0,0512 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) e a *Pityrocarpa moniliformis* ($0,0228 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), para o primeiro intervalo, e as espécies *Poincianella bracteosa* ($0,1863 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), *Cnidoscolus quercifolius* ($0,0192 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) e *Mimosa ophthalmocentra* ($0,0185 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) para o segundo.

Pode-se inferir que tais espécies são as que mais se adaptaram às condições bióticas e abióticas da área de estudo, pois, conforme Worbes (1999), em ambientes como da caatinga, pode haver diminuições nas densidades das comunidades em períodos mais severos.

A *P. bracteosa* apresentou um crescimento bruto, incluindo os indivíduos ingressos, no segundo intervalo de tempo de $0,1949 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$ para o intervalo entre os anos de 2013 e 2015 (Tabela 15).

Tabela 15. Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{h}^{-1}$) das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, Floresta-PE. Em que: Bf = Área basal final (2015); Bi = Área basal inicial (2013); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos.

Nome Científico	Bf	Bi	Cb _i	Cb	Cl _i	Cl
<i>Poincianella bracteosa</i>	1,2804	1,3032	0,1949	0,1863	-0,0227	-0,0314
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,1951	0,2040	0,0196	0,0192	-0,0089	-0,0092
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,1124	0,2168	0,0190	0,0185	-0,1044	-0,1049
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,1580	0,1631	0,0144	0,0141	-0,0052	-0,0055
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,1002	0,0934	0,0095	0,0084	0,0068	0,0057
<i>Jatropha mollissima</i>	0,0185	0,0281	0,0049	0,0031	-0,0096	-0,0115
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0190	0,0150	0,0040	0,0034	0,0040	0,0034
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0253	0,0369	0,0031	0,0014	-0,0116	-0,0133
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0350	0,0405	0,0021	0,0021	-0,0055	-0,0055
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,0116	0,0188	0,0017	0,0007	-0,0072	-0,0082
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0072	0,0071	0,0007	0,0007	0,0001	0,0001
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0044	0,0290	0,0006	0,0006	-0,0246	-0,0246
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0028	0,0077	0,0005	0,0005	-0,0049	-0,0049
<i>Senna spectabilis</i>	0,0022	0,0034	0,0004	0,0004	-0,0012	-0,0012
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0024	0,0027	0,0003	-0,0001	-0,0003	-0,0006
<i>Lippia microphylla</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Varronia leucocephala</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,0006	0,0008	0,0000	0,0000	-0,0002	-0,0002
<i>Manihot carthaginensis</i>	0,0004	0,0049	0,0000	0,0000	-0,0046	-0,0046
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0010	0,0081	0,0000	-0,0003	-0,0071	-0,0074
Total	1,9766	2,1836	0,2758	0,2590	-0,2070	-0,2238

Dentre as espécies com maior crescimento líquido, ressaltou-se a *Poincianella bracteosa* ($0,0483 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), a *Myracrodruon urundeuva* ($0,0108 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) e a *Schinopsis brasiliensis* ($0,0024 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), para o primeiro intervalo, e as espécies *Myracrodruon urundeuva* ($0,0057 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$), *Aspidosperma pyrifolium* ($0,0034 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) e *Anadenanthera colubrina* ($0,0001 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$) para o segundo.

As espécies que apresentaram crescimentos líquidos positivos no intervalo entre 2011 e 2013 foram *Commiphora leptophloeos*, *M. urundeuva*, *Piptadenia stipulacea*, *P. bracteosa* e *S. brasiliensis*, e entre 2013 e 2015 foram *A. colubrina*, *A. pyrifolium* e *M. urundeuva*.

Dentre elas, *A. colubrina* é uma espécie lenhosa, que no auge da seca evita ao máximo a queda do potencial hídrico interno, com consequente restrição dos processos metabólicos de fotossíntese e de respiração, de acordo com Barbosa (1980). Os indivíduos jovens dessa espécie são bem resistentes ao estresse hídrico, pois desenvolvem mecanismos

adaptativos que os fazem tolerar vários meses de seca, tais como perda das folhas, sistema radicular tuberoso, entre outros.

As espécies que se sobressaíram em crescimento bruto de fuste no primeiro intervalo (Tabela 16) estudado foram: *Poincianella bracteosa* ($0,1607 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Mimosa ophthalmocentra* ($0,0321 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Cnidoscolus quercifolius* ($0,0279 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Pityrocarpa moniliformis* ($0,0167 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) e *Myracrodruon urundeuva* ($0,0109 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), e para o segundo intervalo (Tabela 17): *Poincianella bracteosa* ($0,1720 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Mimosa ophthalmocentra* ($0,0312 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Cnidoscolus quercifolius* ($0,0237 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Pityrocarpa moniliformis* ($0,0139 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) e *Myracrodruon urundeuva* ($0,0086 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

Tabela 16. Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) dos fustes das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2011 e 2013, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2013); Bi = Área basal inicial (2011); Cb_i = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cl_i = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos.

Espécies	Bf	Bi	Cb _i	Cb	Cl _i	Cl
<i>Poincianella bracteosa</i>	1,3882	1,1459	0,3597	0,1607	0,2422	0,0432
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,3065	0,2774	0,0980	0,0321	0,0291	-0,0369
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,2080	0,2515	0,0518	0,0279	-0,0435	-0,0674
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,1674	0,1628	0,0267	0,0167	0,0046	-0,0053
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,0934	0,081	0,0133	0,0109	0,0124	0,0100
<i>Jatropha mollissima</i>	0,0310	0,0652	0,0078	0,0032	-0,0342	-0,0388
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0302	0,0904	0,0070	0,0067	-0,0602	-0,0605
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0395	0,0422	0,0068	0,0003	-0,0027	-0,0092
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,0196	0,0252	0,0059	-0,0011	-0,0056	-0,0126
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0405	0,0381	0,0044	0,0028	0,0024	0,0008
<i>Manihot carthaginensis</i>	0,0049	0,0148	0,0044	-0,0002	-0,0099	-0,0144
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0152	0,0134	0,0042	-0,0004	0,0018	-0,0028
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0081	0,0067	0,0016	0,0009	0,0014	0,0007
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0037	0,0028	0,0014	0,0008	0,0009	0,0003
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0077	0,0065	0,0012	0,0006	0,0012	0,0006
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0071	0,0102	0,0008	0,0008	-0,0032	-0,0032
<i>Senna spectabilis</i>	0,0038	0,0052	0,0005	-0,0002	-0,0014	-0,0020
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0019	0,0021	0,0004	0,0001	-0,0001	-0,0004
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,0012	0,0018	0,0003	-0,0001	-0,0006	-0,0010
<i>Varronia leucocephala</i>	0,0007	0,0025	0,0001	0,0001	-0,0018	-0,0018
<i>Lippia microphylla</i>	0,0000	0,0026	0,0000	0,0000	-0,0026	-0,0026
Total	2,3787	2,2484	0,5963	0,2627	0,1302	-0,2034

Tabela 17. Crescimento em área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) dos fustes das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos de 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: Bf = Área basal final (2015); Bi = Área basal

inicial (2013); CBi = Crescimento bruto incluindo ingressos; Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos; Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos; Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos.

Espécies	Bf	Bi	Cb _i	Cb	Cl _i	Cl
<i>Poincianella bracteosa</i>	1,5453	1,3882	0,2330	0,1720	0,1572	0,0962
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,2222	0,3065	0,0357	0,0312	-0,0843	-0,0889
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	0,2270	0,2080	0,0251	0,0237	0,0189	0,0175
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,1712	0,1674	0,0156	0,0139	0,0038	0,0021
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,1015	0,0934	0,0097	0,0086	0,0081	0,0070
<i>Jatropha mollissima</i>	0,0245	0,0310	0,0058	0,0015	-0,0066	-0,0109
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0193	0,0152	0,0041	0,0002	0,0041	0,0002
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0303	0,0395	0,0037	-0,0027	-0,0091	-0,0155
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0425	0,0405	0,0023	0,0023	0,0019	0,0019
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,0125	0,0196	0,0020	0,0002	-0,0071	-0,0089
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0106	0,0302	0,0014	0,0014	-0,0195	-0,0195
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0061	0,0081	0,0012	0,0005	-0,0020	-0,0027
<i>Senna spectabilis</i>	0,0034	0,0038	0,0008	0,0004	-0,0004	-0,0008
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0072	0,0071	0,0007	0,0007	0,0001	0,0001
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0039	0,0037	0,0007	-0,0010	0,0002	-0,0015
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0028	0,0077	0,0005	0,0002	-0,0049	-0,0053
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,0011	0,0012	0,0001	0,0001	-0,0001	-0,0001
<i>Lippia microphylla</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Varronia leucocephala</i>	0,0007	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0014	0,0019	0,0000	0,0000	-0,0006	-0,0006
<i>Manihot carthaginensis</i>	0,0004	0,0049	0,0000	0,0000	-0,0046	-0,0046
Total	2,4338	2,3787	0,3424	0,2531	0,0552	-0,0341

Já o crescimento líquido total de fustes incluindo os ingressos foi positivo tanto entre 2011-2013 quanto 2013-2015.

As espécies que se sobressaíram em crescimento líquido de fuste no primeiro intervalo estudado foram: *Poincianella bracteosa* (0,0432 m² ha⁻¹), *Myracrodruon urundeuva* (0,0100 m² ha⁻¹) e *Schinopsis brasiliensis* (0,008 m² ha⁻¹), e para o segundo intervalo: *Poincianella bracteosa* (0,0962 m² ha⁻¹), *Cnidocolus quercifolius* (0,0175 m² ha⁻¹) e *Myracrodruon urundeuva* (0,0070 m² ha⁻¹).

Espécies de indivíduos arbustivo-arbóreas em florestas tropicais secas se adaptam à sazonalidade e seca, resultando em crescimento máximo com taxas variáveis de uso de recursos durante a curta época favorável e redução das atividades metabólicas durante a longa estação seca (SINGH; SINGH, 1992). Este processo pode resultar num crescimento

mínimo das espécies em locais onde a precipitação foi reduzida, o que aconteceu com o presente trabalho.

Em floresta sazonal seca no Caribe, onde sazonalidade e abundância das chuvas, e as condições edáficas são os principais fatores que afetam o crescimento das árvores, Murphy e Lugo (1986), perceberam que pequenas taxas anuais de crescimento ou nenhum crescimento ocorria em anos muito secos. Tal situação é semelhante aos resultados obtidos no presente trabalho, uma vez que a partir de 2011 a área vem passando por um longo período de estiagem (Figura 6).

De acordo com Brienen et al. (2010), de todos os fatores climáticos globais a estação chuvosa é a que mais influencia no crescimento diamétrico das árvores do gênero *Mimosa* em florestas tropicais sazonalmente secas, e que um forte impacto da estação chuvosa no crescimento é esperado, com 90% das chuvas anuais ocorrendo nesse período.

Foi verificado neste estudo que, com a diminuição da precipitação anual entre os anos de 2011 e 2015, as espécies deste gênero tiveram uma redução do crescimento bruto entre os intervalos estudados, tanto para a análise de indivíduos quanto de fustes.

Brienen et al. (2010) também citaram que, além da precipitação, o El-Niño também influencia no crescimento de espécies de florestas secas em todo o mundo. Em grande parte dos trópicos esse fenômeno leva a condições mais quentes e secas, e assim afeta negativamente no crescimento, como nos estudos de Ziudema e Boot (2002), na Amazônia Boliviana, e Clark; Webster e Cole (2003) no Leste Africano.

Para o intervalo estudado, o El-Niño obteve valores altos a partir de outubro de 2014 até dezembro de 2016, com variação de 0,5 a 2,3 °C de anomalia na temperatura da superfície do mar, considerado tão forte quanto o maior evento, que ocorreu em 1982-1983, de acordo com dados do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE, 2016).

Esse evento tem ligação direta com a seca, pois influencia a baixa precipitação, sobretudo no semiárido. No município de Floresta, foi observado que nos meses de maior intensidade deste fenômeno houve uma menor precipitação, com variação da anomalia de agosto a dezembro de 2015 de 1,4 a 2,3 °C na temperatura da superfície do mar, e 2,0 mm de chuva em agosto, nenhuma chuva em setembro, outubro e novembro, e 42,8 mm em dezembro, valores estes abaixo da média meteorológica entre 1993 e 2015.

Levando em consideração que as medições dos indivíduos arbustivo-arbóreos foram realizadas nos meses de novembro, acredita-se que o período de baixa precipitação ocorrido entre agosto e novembro, juntamente com a herbivoria dos caprinos, uma vez que não há controle do pastejo na área, tenham influenciado na dinâmica da vegetação.

De acordo com Silva (2004), intensos eventos de seca são atribuídos ao El-Niño, incluindo estudo de Lopez et al. (2006) que encontraram correlações positivas entre o crescimento de duas espécies em floresta seca com a precipitação.

Toledo et al. (2011) observaram, em um estudo de floresta seca na Bolívia, que o clima teve uma influência mais forte do que o solo sobre o crescimento de árvores. Situações semelhantes estão ocorrendo em diferentes regiões de floresta tropical (LOPEZ; VILLALBA, 2011).

Já Silva (2004), observaram que crescimentos de espécies valiosas na caatinga, tais como *Mimosa tenuiflora* são complexos e precisam ser melhor compreendidos porque as temperaturas estão a aumentar e a umidade relativa do ar e precipitação estão mostrando uma tendência decrescente no nordeste do Brasil

Além disso, eventos de intensas secas têm sido atribuídos ao El-Niño (SILVA, 2004), e em diversos estudos foi reconhecido através dos padrões dos anéis de crescimento em espécies florestais secas (FICHTLER et al., 2004; RODRIGUEZ et al., 2005; LOPEZ et al., 2006; GEBREKIRSTOS et al., 2008; BRIENEN et al., 2010).

Desta forma, a averiguação de respostas às perturbações de grande escala, como o El-Niño ou eventos de prolongação de períodos de seca e/ou chuva servem como indicadores na capacidade de prever os impactos das mudanças climáticas globais na estrutura e composição das plantas nas florestas tropicais secas (FEELEY et al., 2011). Logo, além da importância de realizar estudos em longo prazo de vegetação de caatinga, é urgentemente necessário correlacionar a dinâmica com as mudanças climáticas para entender o impacto dessas mudanças sobre o processo sucessional nesses ambientes.

4.8. Incrementos periódicos

O incremento periódico anual para 2011-2013 foi de $0,1986 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em área basal e $0,0871 \text{ cm ano}^{-1}$ em diâmetro. Já para o intervalo 2013-2015 foi obtido IPA de $0,1279 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em área basal e $0,0766 \text{ cm ano}^{-1}$ em diâmetro (Tabela 18).

Tabela 18. Incrementos periódicos anuais das espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos 2011 e 2013, 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: IPA(ab) = Incremento periódico anual em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); IPA(d) = Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}).

Nome Científico	IPA(ab)		IPA(d)	
	2011-2013	2013-2015	2011-2013	2013-2015
<i>Poincianella bracteosa</i>	0,1217	0,0937	0,0251	0,0262
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	0,0256	0,0096	0,0117	0,0084
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,0222	0,0092	0,0109	0,0083
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,0116	0,0066	0,0078	0,0072
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,0059	0,0042	0,0055	0,0056
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0034	0,0003	0,0042	0,0015
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0022	0,0003	0,0036	0,0023
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0021	0,0011	0,0034	0,0028
<i>Jatropha mollissima</i>	0,0014	0,0017	0,0037	0,0034
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0013	0,0020	0,0024	0,0035
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0007	0,0000	0,0019	0,0011
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0005	0,0004	0,0015	0,0016
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0004	0,0003	0,0013	0,0014
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0002	-0,0002	0,0012	0,0006
<i>Senna spectabilis</i>	0,0002	0,0001	0,0005	0,0012
<i>Lippia microphylla</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Bauhinia cheilanta</i>	-0,0001	-0,0001	0,0005	0,0000
<i>Manihot carthaginensis</i>	-0,0001	0,0000	0,0007	0,0000
<i>Varronia leucocephala</i>	-0,0001	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Combretum glaucocarpum</i>	-0,0003	-0,0010	0,0012	0,0016
Total	0,1986	0,1279	0,0871	0,0766

O incremento periódico anual em diâmetro registrado neste estudo foi menor do que o encontrado por Barreto (2013), de $0,10 \text{ cm ano}^{-1}$, tanto para o primeiro quanto para o segundo intervalo, demonstrando que a vegetação está com dificuldade de se desenvolver.

Analisando dados de área experimental em Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Meunier e Carvalho (2000) estimaram incrementos médios anuais de área basal em caatinga inferiores a $0,45 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, valor esse bastante superior ao encontrado no presente estudo, mesmo após 29 anos de corte.

O incremento periódico anual para os fustes em 2011-2013 foi de $0,1583 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ em área basal e $0,0243 \text{ cm ano}^{-1}$ em diâmetro. Já para o intervalo 2013-2015 foi obtido IPA de $0,1397 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ em área basal e $0,0205 \text{ cm ano}^{-1}$ em diâmetro (Tabela 19).

Tabela 19. Incrementos periódicos anuais dos fustes de espécies lenhosas adultas levantadas em área de caatinga, entre os anos 2011 e 2013, 2013 e 2015, Floresta- PE. Em que: IPA(ab) = Incremento periódico anual em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); IPA(d) = Incremento periódico anual em diâmetro ($\text{cm} \text{ano}^{-1}$).

Nome Científico	IPA(ab)		IPA(d)	
	2011-2013	2013-2015	2011-2013	2013-2015
<i>Poincianella bracteosa</i>	0,1032	0,1009	0,0069	0,0066
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,0215	0,0145	0,0031	0,0028
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,0143	0,0120	0,0029	0,0025
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,0093	0,0070	0,0022	0,0019
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,0057	0,0041	0,0018	0,0015
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,0033	0,0007	0,0014	0,0006
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0016	0,0012	0,0009	0,0008
<i>Piptadenia stipulacea</i>	0,0006	0,0005	0,0005	0,0004
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,0005	0,0004	0,0005	0,0004
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,0005	0,0016	0,0003	0,0002
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,0004	0,0002	0,0004	0,0002
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,0003	0,0000	0,0005	0,0005
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0001	-0,0001	0,0002	0,0000
<i>Croton blanchetianus</i>	0,0000	-0,0020	0,0003	0,0008
<i>Bauhinia cheilanta</i>	-0,0001	0,0000	0,0002	0,0002
<i>Manihot carthaginensis</i>	-0,0001	-0,0002	0,0002	0,0000
<i>Senna spectabilis</i>	-0,0002	-0,0001	0,0002	0,0003
<i>Varronia leucocephala</i>	-0,0002	0,0000	0,0002	0,0000
<i>Jatropha mollissima</i>	-0,0003	0,0008	0,0010	0,0006
<i>Lippia microphylla</i>	-0,0006	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Combretum glaucocarpum</i>	-0,0015	-0,0016	0,0006	0,0002
Total	0,1583	0,1397	0,0243	0,0205

A variação do incremento nos diferentes intervalos pode se dar pela alta mortalidade de indivíduos, o qual influenciou na análise do crescimento da comunidade, corroborando com Cavalcanti et al. (2009), os quais citaram que as dinâmicas das populações são particulares e algumas populações respondem de forma positiva, enquanto outras de forma negativa, indicando possíveis dificuldades de estabelecimento.

O que corrobora com Sampaio (2003), o qual citou que a baixa disponibilidade hídrica deve ser uma das causas da baixa pobreza, mas a comparação com os locais descritos em outros trabalhos é dificultada porque, em geral, a única variável relacionada com esta disponibilidade que é apresentada é o total pluviométrico anual e a disponibilidade também é

afetada pela distribuição das chuvas ao longo do ano e pela capacidade de retenção de umidade dos solos.

O pastejo não controlado de caprinos na área de estudo também é um fator que merece destaque, e deveria ser estudado de forma mais detalhada, visto que os animais se alimentam de plântulas e ramos de indivíduos arbustivo-arbóreos, afetando diretamente na estrutura da comunidade. De acordo com Rosenthal e Kotanen (1994), a herbivoria em ecossistemas terrestres pode ser elevada, reduzindo o crescimento e a reprodução de plantas. Mais especificamente, a herbivoria por caprinos está associada à redução do recrutamento, do crescimento e da distribuição geográfica de várias espécies de plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas ao redor do mundo (SEVERSON; DEBANO, 1991; PEREVOLOTSKY; HAIMOV, 1992; OBA, 1998).

Na comparação dos incrementos entre os indivíduos e os fustes foi observado que não houve diferença significativa tanto no incremento em área basal quanto em diâmetro, pelo teste t ($p < 0,01$).

Considerando o incremento periódico anual em área basal como critério, se a vegetação atual fosse cortada, seriam necessários cerca de 12 anos para a área estabelecer seu estoque de 2013 de $2,382 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, avaliando o primeiro intervalo. Enquanto que, para o segundo intervalo, seriam necessários cerca de 19 anos para a área se reestabelecer (área basal em 2015 de $2,437 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

Entretanto, se comparada com uma área preservada, com $4,85 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, seriam necessários 24 anos para a área se recuperar, considerando o IPA do primeiro intervalo, e 38 anos, considerando o segundo intervalo.

Desta forma, a estimativa dos anos em ambos os intervalos sugere que o ciclo de corte na área de estudo, se baseado no IPA, seriam maiores do que o mínimo estabelecido pela Instrução Normativa nº 7 (CPRH, 2006), que é de 15 anos para áreas de Manejo Florestal Sustentável.

4.9. Análise da distribuição diamétrica

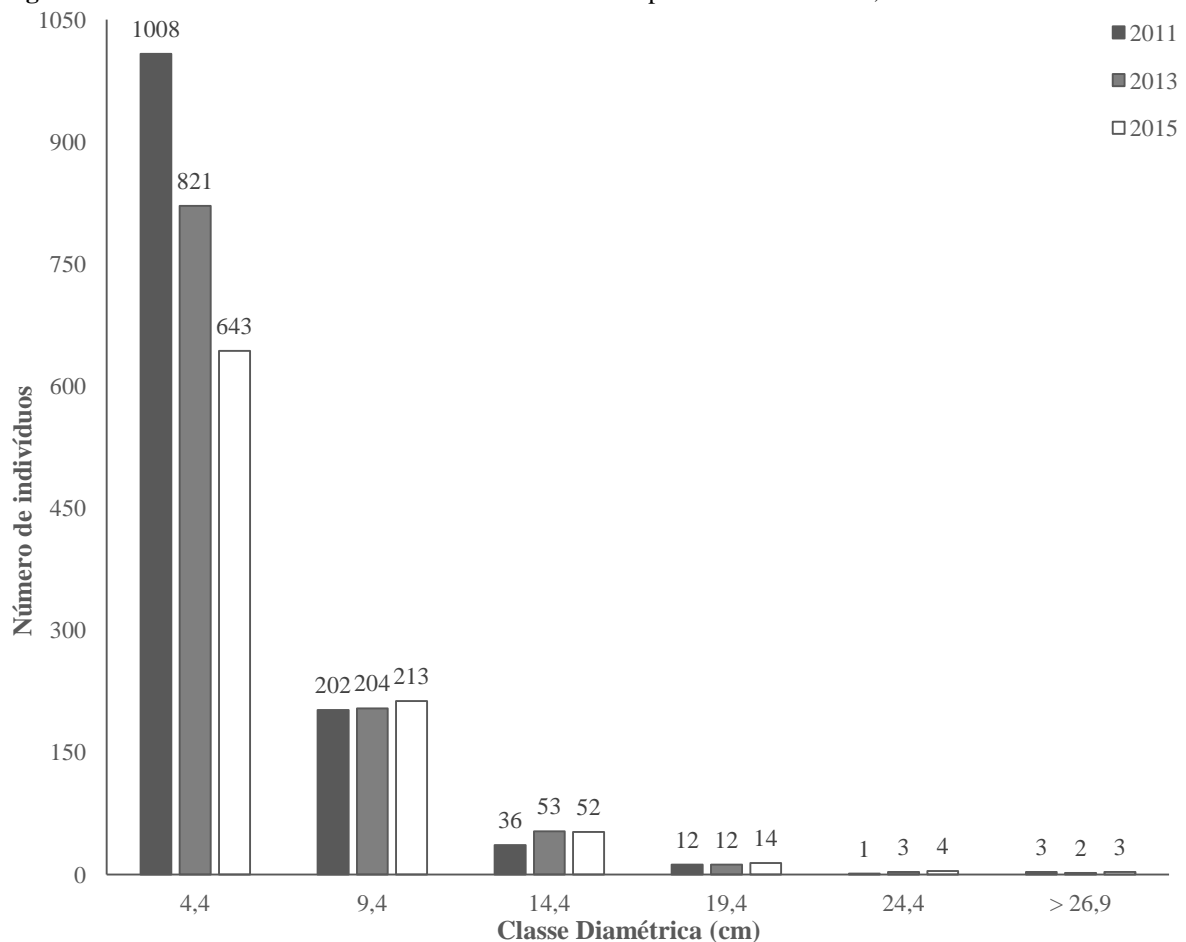
Em relação à distribuição diamétrica, foi verificado que houve maior concentração dos indivíduos nas primeiras classes, com menores diâmetros, nos três anos estudados.

Observou-se que 99,52% dos indivíduos em 2011 pertenceram às três primeiras classes de diâmetro, enquanto que em 2013 foram correspondentes a 99,35% e em 2015 a

97,74%, demonstrando que com o passar do tempo há um recrutamento maior de indivíduos para as classes maiores, com a redução do percentual de indivíduos pertencentes às três primeiras classes (Figura 7).

Por outro lado, por meio do teste de Kolmogorov-Sminorf, foi observado diferença entre as distribuições diamétricas de 2011 e de 2015 ($p < 0,01$), o que indica que a vegetação respondeu negativamente em função dos distúrbios ocorridos, especialmente devido ao longo período de estiagem que a área passou, uma vez que houve diminuição da densidade. Além disso, conclui-se que o período de avaliação de dois anos não foi suficiente para observar mudança significativa na distribuição diamétrica entre 2011-2013 e 2013-2015 ($p \geq 0,01$).

Figura 7. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe diamétrica, Floresta- PE.



Em 2011, as espécies com maior número de indivíduos na primeira classe foram: *Poincianella bracteosa* (429), *Pityrocarpa moniliformis* (122), *Jatropha mollissima* (93), *Croton blanchetianus* (90) e *Combretum galucocarpum* (80), representando juntas 80,75% dos indivíduos presentes nessa classe. Enquanto que na última classe foram: *P. bracteosa*, *Cnidocolus quercifolius* e *Mimosa tenuiflora*, todas com apenas um indivíduo.

Em 2013, as espécies com maior número de indivíduos na primeira classe foram: *Poincianella bracteosa* (401), *Pityrocarpa moniliformis* (105), *Croton blanchetianus* (78), *Combretum galucocarpum* (54) e *Jatropha mollissima* (46), representando juntas 80,33% dos indivíduos presentes nessa classe. Enquanto que na última classe foram: *P. bracteosa* e *Cnidoscolus quercifolius*, ambas com apenas um indivíduo.

Em 2015, as espécies com maior número de indivíduos na primeira classe foram: *Poincianella bracteosa* (330), *Pityrocarpa moniliformis* (89), *Croton blanchetianus* (59), *Jatropha mollissima* (33) e *Combretum galucocarpum* (30), representando juntas 84,14% dos indivíduos presentes nessa classe. Enquanto que na última classe foram: *P. bracteosa* (1) e *Cnidoscolus quercifolius* (2).

Apenas a *C. quercifolius* (faveleira) possuiu indivíduos em todas as classes diamétricas em 2011, enquanto que esta e a *P. bracteosa* (catingueira) encontraram-se distribuídas em todas as classes em 2013 e em 2015.

Estas espécies têm a característica de possuírem indivíduos com numerosos fustes, principalmente a catingueira, com indivíduos com até 22 bifurcações. Tal característica é resultante da fisiologia das espécies de caatinga, para evitar o estresse hídrico, ocasionado devido a elevada evapotranspiração em períodos secos (SOUZA et al., 2015), o que vem acontecendo na área de estudo desde 2011, e também demonstra que essas espécies estão bem adaptadas na área.

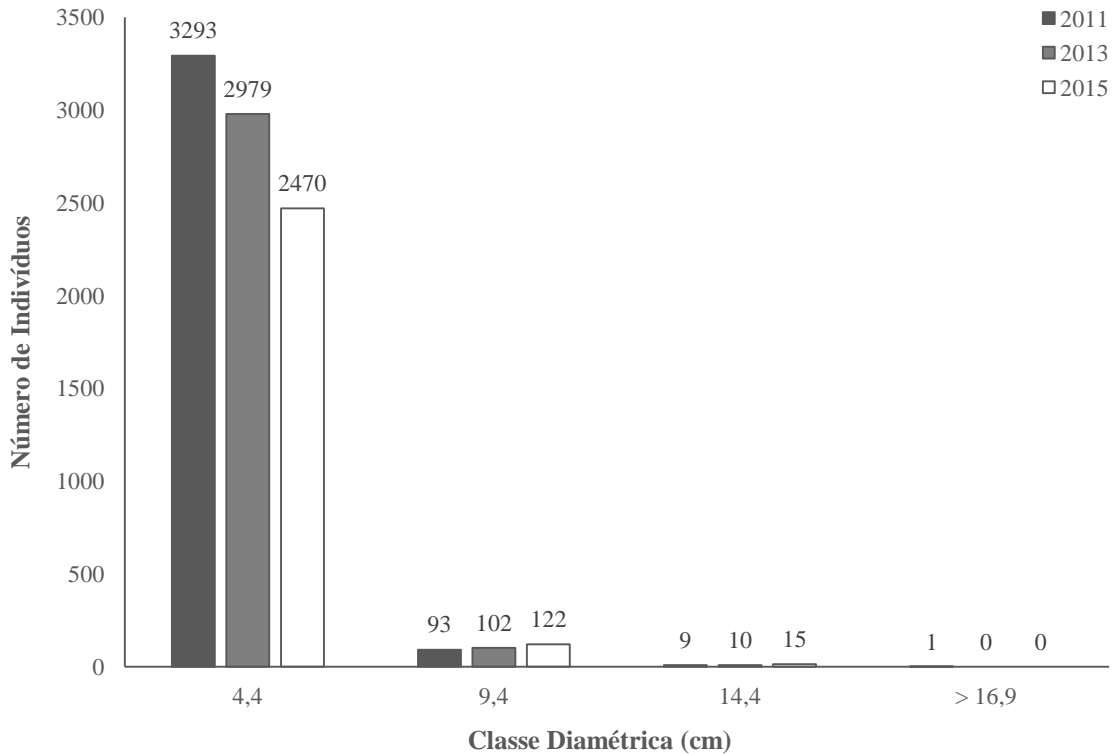
Embora na primeira classe de diâmetro haja uma queda no número de indivíduos com o decorrer do tempo, na segunda classe em diante ocorre o inverso, com o aumento no número de indivíduos. Pode-se inferir que tal comportamento se dá uma vez que os indivíduos de menores diâmetros tendem a morrer devido a competição de indivíduos maiores e mais adaptados, bem como pelo avanço para as classes de maiores diâmetros à medida que a vegetação se desenvolve.

Na análise do número de fustes por classe diamétrica, observa-se que a grande parte se concentrou na primeira classe (Figura 8).

Não foram amostrados fustes maiores do que 21,9 cm de diâmetro para todos os levantamentos, e apenas um fuste em 2011 na classe entre 16,9 e 21,9 cm. Tal comportamento era esperado uma vez que com a avançar da idade dos indivíduos arbustivos, há um processo natural de autodesbaste como estratégia de sobrevivência, ou seja, há a competição na própria planta por meio da translocação de água e nutrientes para os fustes de

maiores diâmetros. Assim, há a tendência de indivíduos das maiores classes terem menor número de fustes.

Figura 8. Número de fustes em indivíduos arbustivo-arbóreos adultos por classe diamétrica, Floresta- PE.



Em relação às espécies mais importantes na área, foi observado que os indivíduos de *P. bracteosa* e *M. ophtalmocentra* são os que possuem maiores quantidade de fustes, e de diâmetros pequenos, já a *C. quercifolius*, o número de bifurcações é menor do que a catingueira, com até 10 fustes, embora também possuam diâmetros pequenos. Já a *J. molissima* se bifurca ainda menos, com indivíduos com até cinco fustes, e diâmetro considerado maior de que as espécies citadas.

Em 2011 se observa um maior desequilíbrio da estrutura da floresta em termos de distribuição diamétrica em relação a 2013 e 2015 (Tabela 20), uma vez que os valores estimados da constante de De Liocourt (q), variou de 0,33 a 12,0. Por outro lado, observa-se que para 2013 e 2015, os valores de q passaram a ter menor variação, ou seja, um maior equilíbrio da floresta, devido a redução de indivíduos da primeira classe, da mortalidade e avanço de indivíduos para outras classes. Além disso, pode-se atribuir também o efeito da taxa de ingresso ser menor que a de mortalidade.

Para *Poincianella bracteosa*, espécie de maior densidade absoluta, observa-se que apenas em 2015 o q passou a ter menor variação, sendo reflexo também da redução de indivíduos na primeira classe.

Tabela 20. Densidade absoluta e mortalidade por classe de diâmetro e valores do coeficiente de De Liocourt (q) para comunidade e *Poincianella bracteosa*, em área de caatinga antropizada, Floresta, PE. Em que: CCD = Centro de classe diamétrica (cm); DA = Densidade absoluta (indivíduos ha⁻¹), Mortalidade (indivíduos ha⁻¹).

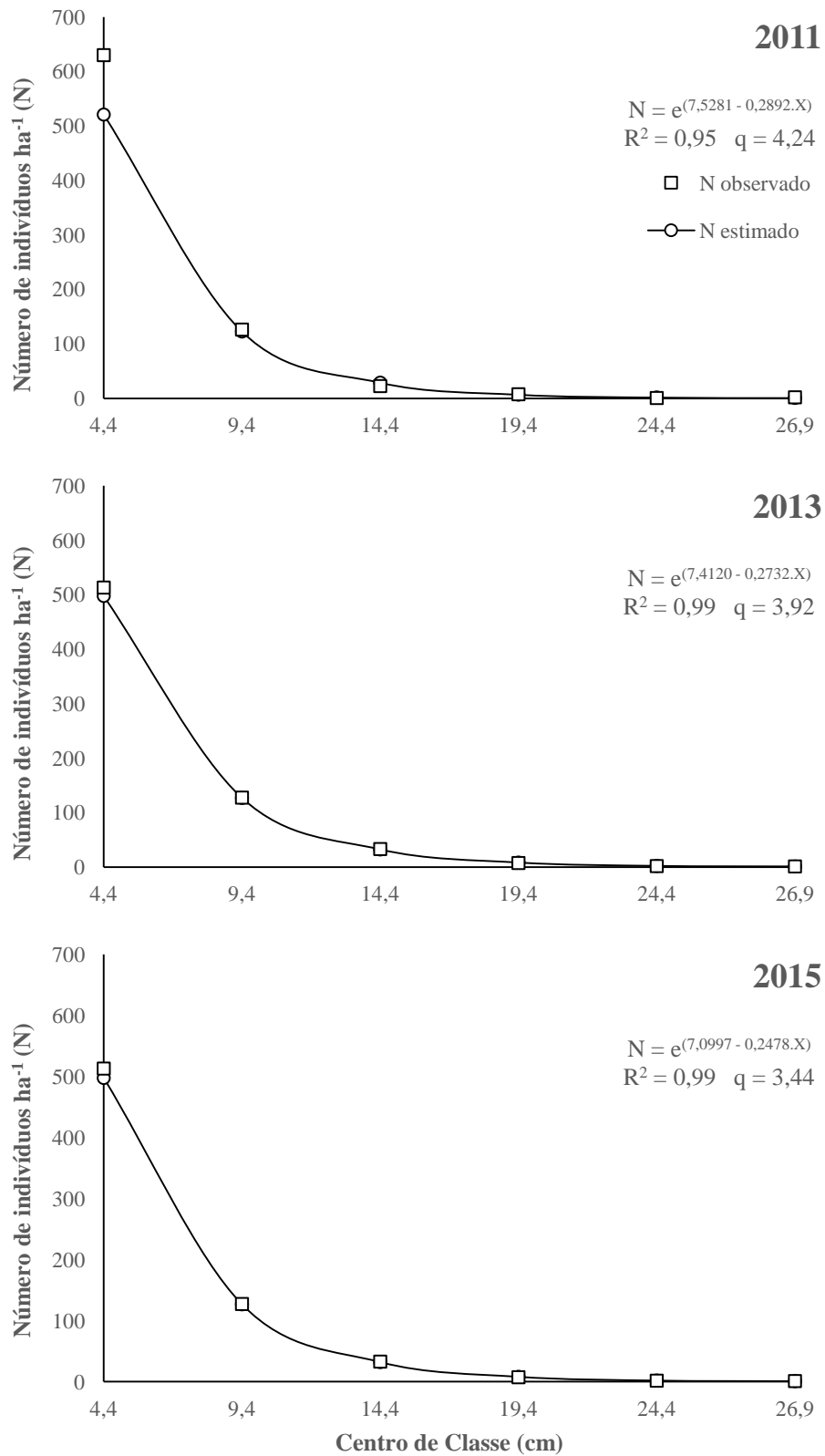
Comunidade de espécies					
Centro de Classe Diamétrica (cm)	Densidade Absoluta (indivíduos ha⁻¹)			Mortalidade (indivíduos ha⁻¹)	
	2011	2013	2015	2011-2013	2013-2015
	4,4	630,00 (4,99)	513,13 (4,02)	401,88 (3,02)	163,12
9,4	126,25 (5,61)	127,50 (3,85)	133,12 (4,10)	27,50	26,25
14,4	22,50 (3,00)	33,12 (4,42)	32,50 (3,71)	4,37	10,62
19,4	7,50 (12,00)	7,50 (4,00)	8,75 (3,50)	3,75	0,00
24,4	0,63 (0,33)	1,87 (1,50)	2,50 (1,33)	0,00	0,00
> 26,4	1,88	1,25	1,88	0,63	0,00
Total	788,75 (5,19)	684,37 (3,56)	580,62 (3,12)	199,37	138,74
<i>Poincianella bracteosa</i>					
Centro de Classe Diamétrica (cm)	Densidade Absoluta (indivíduos ha⁻¹)			Mortalidade (indivíduos ha⁻¹)	
	2011	2013	2015	2011-2013	2013-2015
	4,4	268,12 (3,58)	250,63 (3,34)	206,25 (2,34)	40,00
9,4	75,00 (6,00)	75,00 (3,24)	88,13 (3,62)	11,88	10,00
14,4	12,50 (3,33)	23,13 (5,29)	24,38 (4,33)	1,25	6,88
19,4	3,75	4,38 (7,00)	5,63 (3,00)	0,63	0,00
24,4	0,00	0,63 (1,00)	1,88 (3,00)	0,00	0,00
> 26,4	0,63	0,63	0,63	0,00	0,00
Total	360,00 (3,23)	354,37 (3,97)	326,87 (3,26)	53,75	44,38

Foi possível observar também que, mesmo a área tendo sofrido corte há 29 anos, há indivíduos em todas as classes diamétricas, mesmo com densidade bem menores nas últimas classes. Tal fato é explicado pela presença principalmente de caprinos na área, os quais se alimentam de plantas jovens, bem como pela baixa precipitação, já que as plantas mais novas necessitam mais de água para se desenvolverem do que as mais velhas, que já estão adaptadas à falta de chuva.

Já em relação à mortalidade, os indivíduos mortos estão concentrados nas primeiras classes diamétricas, com expressiva mortalidade na primeira classe, que varia de 1,9 a 6,9 cm, com 163,12 indivíduos ha⁻¹ mortos no primeiro período de estudo, e 101,87 indivíduos ha⁻¹ mortos no segundo período de estudo.

Na Figura 9 fica mais uma vez evidenciado o desequilíbrio da distribuição diamétrica da comunidade vegetal em 2011, e que a partir das curvas ajustadas seria mais adequado, do ponto de vista ecológico, que os “q” estimados deveriam ser: 4,24,23 em 2011, 3,91 em 2013 e 3,44 em 2015. Por outro lado, vale ressaltar que em ambientes perturbados é esperado a redução do coeficiente de De Liocourt, uma vez que normalmente as menores classes de diâmetros são as mais respondem aos distúrbios, seja pelo favorecimento de mortalidade, ingresso ou o desenvolvimento de indivíduos, conseqüentemente, o avanço para outras classes diamétrica.

Figura 9. Distribuição diamétrica observada e estimada para comunidade, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.



No presente trabalho, embora se observe uma desregularização do número de indivíduos entre as classes, especialmente na menor, pode-se afirmar que a taxa de mortalidade não está balanceada com a de ingressos, provavelmente devido ao longo período

de estiagem por que passou a área estudada de 2011 a 2015, especialmente entre 2013 e 2015.

Desta forma, pode-se inferir que devido ao corte raso, ao pastejo ainda existente de caprinos, e também à dificuldade da vegetação se reestabelecer por causa da baixa precipitação na área quando comparada com a média dos últimos 30 anos, a comunidade não está balanceada, com concentração de indivíduos muito elevada nas primeiras classes de diâmetro, e valores de “q” elevados entre as primeiras classes.

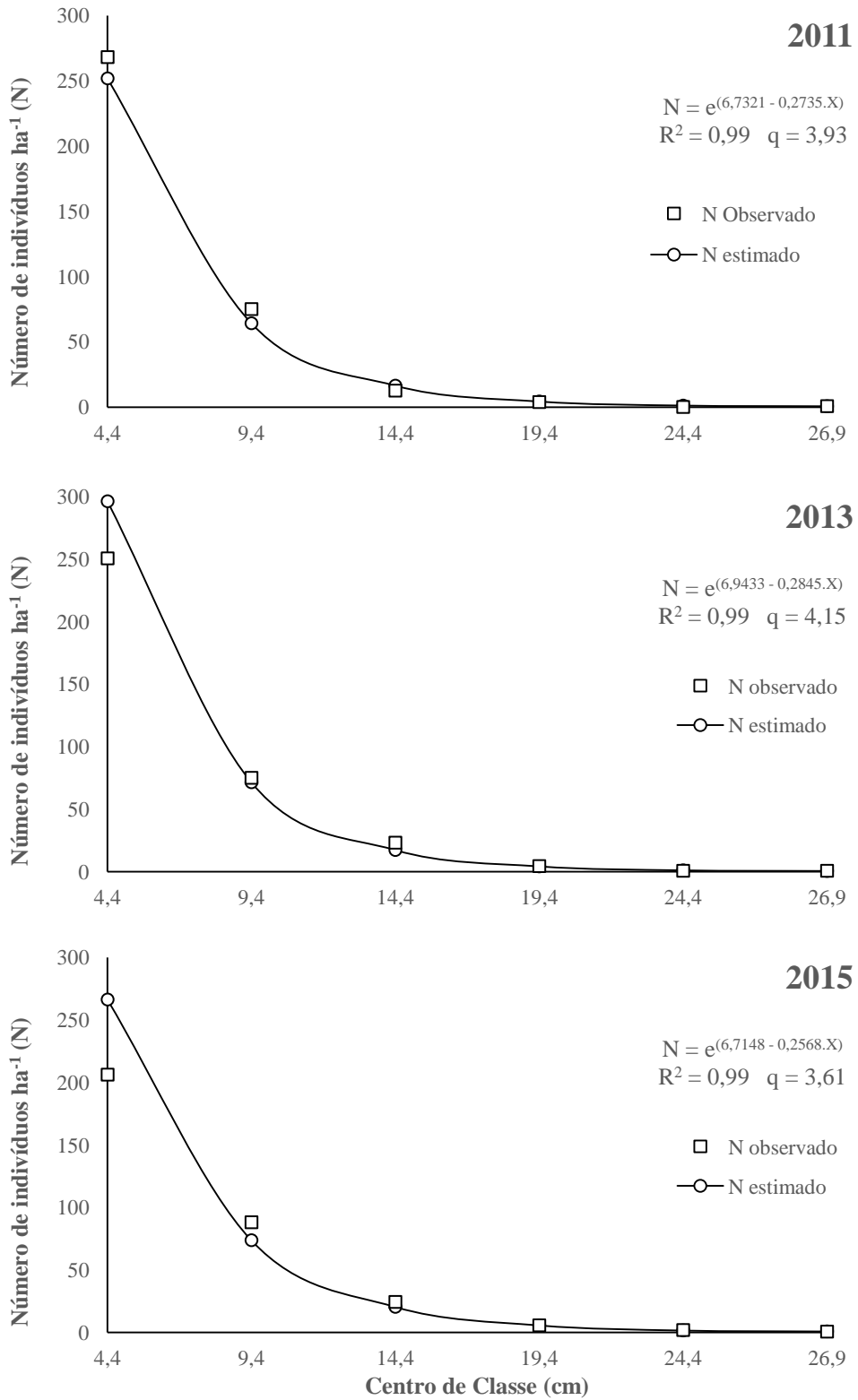
Da mesma forma que na análise total dos indivíduos, a *P. bracteosa* demonstrou que há maior quantidade de indivíduos nas primeiras classes diamétricas, e a mortalidade é maior nessas classes. Para Machado et al. (2004) a abundância de indivíduos de menores diâmetros pode estar associada a um regime de perturbações intensas e contínuas, como observado na área, devido à mesma não ser isolada, e à ocorrência de animais.

Foram encontrados valores de “q” estimados para a *P. bracteosa* de 3,93; 4,15 e 3,91 respectivamente em 2011, 2013 e 2015 (Figura 10). A descontinuação dos valores de “q” real por espécie, também ocorrida para o total, demonstra o não balanceamento das populações, a qual deveria ser teoricamente uma razão constante, evidenciando o não equilíbrio entre mortalidade e ingresso. Lima et al. (2014), estudando o “q” para uma área de caatinga preservada, também em Floresta-PE, encontrou valores de “q” médio observado de 1,47 para *P. bracteosa*, valor inferior ao estimado para o presente estudo.

Para a espécie analisada, os valores de “q” estimados diminuíram ao longo dos anos, indicando que com o passar do tempo a estrutura da vegetação tende a seguir o padrão do J-invertido, típico de florestas inequidâneas, mas evidenciando o não balanceamento entre mortalidade e ingresso, o que pode ser resultante das condições climáticas ocorridas durante o tempo de estudo e do pastejo de caprinos não controlado.

Além disso, a redução da quantidade de indivíduos nas classes iniciais, tanto para o total de espécies quanto para a *P. bracteosa*, indica que o ingresso não superou a mortalidade, o que foi possível verificar quando analisadas as taxas de indivíduos ingressos e mortos. Por outro lado, por meio do teste de Kolmogorov-Sminorf, foi observado diferença entre as distribuições diamétricas da *P. bracteosa* de 2011 e de 2015 ($p < 0,01$), indicando, assim como observado para comunidade, que a espécie também respondeu negativamente em função dos distúrbios ocorridos, especialmente devido ao longo período de estiagem que a área passou, uma vez que houve diminuição da densidade.

Figura 10. Distribuição diamétrica observada e estimada por número de indivíduos para *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P. Queiroz, em área de caatinga antropizada, Floresta-PE.



5. CONCLUSÕES

A composição e a diversidade florística da vegetação suprimida há 29 anos se encontram dentre valores existentes para outras áreas de caatinga preservada, porém no período estudado houve dificuldade de regeneração das espécies.

A diversidade florística da área estudada sofreu poucas mudanças e está dentro das expectativas para vegetação de caatinga.

As comunidades de adultos e de regenerantes, bem como suas espécies, apresentaram mudanças estruturais e fitossociológicas mais evidenciadas quando considerado um intervalo de 4 anos (2011-2015).

A *Poincianela bracteosa* foi a espécie mais destacada fitossociologicamente na comunidade adulta, enquanto que *Croton blanchetianus* foi dominante como regenerante.

A comunidade não está em equilíbrio quanto as taxas de mortalidade e de ingressos de indivíduos e de fustes, com diferenças entre elas se concentrando nas menores classes de diâmetro, com maior desequilíbrio em relação aos fustes.

Os crescimentos bruto e líquido em diâmetro e em área basal foram bastante variáveis conforme a espécie, com algumas apresentando decrescimento.

Os incrementos periódicos anuais em diâmetro e em área basal foram menores entre 2013-2015, cuja variação está associada principalmente a taxa mortalidade.

A distribuição diamétrica da comunidade de adultos e da *Poincianela bracteosa* apresentaram comportamento similar com desequilíbrio maior em 2011 e tendência ao equilíbrio em 2015.

O período de estiagem prolongada foi o principal fator de distúrbio a afetar a dinâmica da vegetação.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. Os Sertões: a originalidade da Terra. **Ciência Hoje**, São Paulo-SP, v. 3, n. 18, p.44-47, 1985.
- ALBUQUERQUE, S. G. Caatinga vegetation dynamics under various grazing intensities by steers in the semi-arid Northeast, Brazil. **Journal of Range Management**, Tucson, v. 52, n. 3, p.241-248, 1999. <https://doi.org/10.2307/4003686>.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. How ethnobotany can aid biodiversity conservation: reflections on investigations in the semi-arid region of NE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Lagos, v. 18, n. 1, p.127-150, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9463-8>.
- ALCOFORADO FILHO, F. G.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo-SP, v.17, n.2, p.287-303, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062003000200011>.
- ALVES JÚNIOR, F. T. et al. Componentes do crescimento em caatinga arbustiva-arbórea. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, 8., 2014, Recife. **Anais...** Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014. p.518-521. <http://dx.doi.org/10.12702/VIII.SimposFloresta.2014.199-603-1>.
- ALVES JÚNIOR, F. T. **Estrutura, biomassa e volumetria de uma área de caatinga, Floresta- PE**. 2010. 123f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=831. Acesso em: 28 jul. 2016.
- ALVES JÚNIOR, F. T. et al. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande-PB, v.13, n.3, p.328-333, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662009000300015>.
- ALVES JÚNIOR, F. T. et al. Regeneração natural de uma área de Caatinga no Sertão Pernambucano, Nordeste do Brasil. **Cerne**, Lavras-MG, v. 19, n. 2, p.229-235, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602013000200006>.

ALVES JÚNIOR, F. T. et al. Utilização do quociente de Liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de floresta ombrófila aberta em Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 20, n. 2, p.307-319, 2010. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1854>. Acesso em: 12 jul. 2016.

AMARAL, G. C. et al. Estudo florístico e fitossociológico em uma área de transição Cerrado-Caatinga no município de Batalha- PI. **Scientia Plena**, São Cristóvão-SE, v.8, n. 4, p.1-5, 2012. Disponível em: <https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/1015>. Acesso em:

AMORIM, I.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo-SP, v. 19, n. 3, p.615-623, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000300023>.

ANDRADE, L. A. et al. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, Lavras-MG, v. 11, n. 3, p.253-262, 2005. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74411305>. Acesso em: 10 jul. 2016.

ANDRADE, L. A. et al. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife-PE, v. 2, n. 2, p.135-142, 2007. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs-2.4.6/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=40>. Acesso em: 18 jul. 2016.

ANDRADE, L. A. et al. Estudos de fitossociologia em vegetação de Caatinga. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA NETO, J.A.A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudo de caso**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2011. p.339-371.

ANDRADE, R. J. **Regeneração e dinâmica em florestas de caatinga jovem e madura**. 2016. 125f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2016. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5085>. Acesso em: 20 ago. 2016.

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Climas. Meteorologia. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia>. Acesso em: 15 jul. 2016.

APGAUA, D. M. G. et al. Beta-diversity in seasonally dry tropical forests (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain Brazil, and its implications for conservation. **Biodiversity Conservation**, Lagos, v. 23, n. 1, p.217–232, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0599-9>.

ARAÚJO, B. A. et al. Estrutura fitossociológica em uma área de caatinga no Seridó Paraibano. **Revista Educação Agrícola Superior**, Brasília-DF, v. 27, n. 1, p.25-29, 2012. Disponível em: <http://www.abeas.com.br/wt/files/v27n01a04.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2016.

ARAÚJO, F. S. et al. Organização comunitária do componente lenhoso de três áreas de carrasco em Novo Oriente – CE. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo-SP, v. 58, n. 1, p.85-95, 1998. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Francisca_Araujo/publication/249010067_Organizacao_comunitaria_do_componente_lenhoso_de_tres_areas_de_carrasco_em_Novo_Oriente_CE/inks/55c3970a08aebc967df1b268.pdf. Acesso em: 15 jul. 2016.

ARAÚJO, K. D. **Análise da vegetação e organismos edáficos em áreas de caatinga sob pastejo e aspectos socioeconômicos e ambientais de São João do Cariri-PB**. 2010. 151f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, 2010. Disponível em: <http://www.recursosnaturais.ufcg.edu.br/downloads/kallianadantasaraujo.pdf>. Acesso em: 21 jun. 2016.

ARAÚJO, L. V. C. **Composição florística, fitossociologia e influência dos solos da estrutura da vegetação em uma área de caatinga no semi-árido paraibano**. 2007. 121f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba, 2007. Disponível em: <http://tede.biblioteca.ufpb.br:8080/handle/tede/8109>. Acesso em: 03 jun. 2016.

ARRUDA, D. M. et al. Structural aspects and floristic similarity among tropical dry forest fragments with different management histories in Northern Minas Gerais, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 35, n. 1, p.131-142, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000100016>.

BARBOSA, D. C. A. **Estudos ecofisiológicos em *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan. Aspectos da germinação e do crescimento.** 1980. 146f. Tese (Doutorado em Biologia) - Universidade de São Paulo, 1980.

BARBOSA, M. R. de V. et al. Vegetação e flora no Cariri paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro-RJ, v. 11, n. 3, p.313-322, 2007. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2684999.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2016.

BARRETO, T. N. A. **Dinâmica de espécies lenhosas em área de caatinga, Floresta- PE.** 2013. 55f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2013. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1857. Acesso em: 21 jun. 2016.

BEERS, T. W. Components of forest growth. **Journal of Forestry**, Bethesda, v. 60, n. 4, p.245-248, 1962.

BESSA, M. A. de P; MEDEIROS, J. F. de. Levantamento florístico e fitossociológico em fragmentos de Caatinga no município de Tabuleiro Grande-RN. **Revista Geo temas**, Pau dos Ferros-RN, v 1, n. 2, p.69-83, 2011. Disponível em: <http://periodicos.uern.br/index.php/geotemas/article/view/142>. Acesso em: 10 jul. 2016.

BRAND, A. M. et al. Caracterização da vegetação da caatinga do sul do Piauí para geração de energia. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 45, n. 3, p.477-486, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v45i3.27753>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa n. 1, de 25 de junho de 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, Seção 1, n. 120, p.93-95, 2009. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/in_01___250609___manejo_florestal_caatinga_203_1.pdf. Acesso em: 01 jun. 2016.

BRAZ, E. M. **Subsídios para o planejamento do manejo de florestas tropicais da Amazônia.** 236f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, 2010. Disponível em: http://cascavel.cpd.ufsm.br/tede/tde_arquivos/10/TDE-2010-04-13T143903Z-2561/Publico/BRAZ,%20EVALDO%20MUNOZ.pdf. Acesso em: 22 jun. 2016.

BRIENEN, R. J. W. et al. Climate-growth analysis for a Mexican dry forest tree shows strong impact of sea surface temperatures and predicts future growth declines. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n.2, p.2001-2012, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.x>.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v.24, n. 2, p.67-74, 2011. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/1917>. Acesso em: 25 jun. 2016.

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

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 4.ed. Viçosa: UFV, 2013. 605p.

CÂNDIDO, M. J. D. et al. Alimentos tradicionais e alternativos para ovinos e caprinos. In: CAMPOS, A. C. N. (Ed.). **Do campus para o campo: tecnologias para produção de ovinos e caprinos**. Fortaleza: Gráfica Nacional, 2005. p.155-163.

CAREY, E. V. et al. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, Lawrence, v. 26, n. 3, p.255-265, 1994. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2388846>. Acesso em: 23 jun. 2016.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 33, n. 2, p.327-337, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000200014>.

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

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

CAVALCANTI, A. D. C.; RODAL, M. J. N. Efeito de borda e dinâmica de plantas lenhosas em áreas de Caatinga em Carnaubais, RN. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 23, n. 2, p.41-50, 2010. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/1351/4567>. Acesso em: 17 jul. 2016.

SANTOS, J. O. dos S. et al. Comparativos de levantamentos fitossociológicos realizados em diferentes áreas da Caatinga. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, Pombal-PB, v. 7, n. 1, p. 100 - 107, 2013. Disponível em: <http://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RBGA/article/view/2487/1919>. Acesso em: 22 jun. 2016.

CIENTEC – Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas. Software. **Mata Nativa versão 4**. Viçosa: Cientec, 2016. 131p.

CLARK, C. O.; WEBSTER, P.; COLE, J. E. Interdecadal variability of the relationship between the Indian Ocean zonal mode and East African coastal rainfall anomalies. **Journal of Climate**, Washington, v. 16, n. 3, p.548–554, 2003. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0548:IVOTRB>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0548:IVOTRB>2.0.CO;2).

CLARK, J. S. et al. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p.1-16, 1999. Disponível em: <http://www.amjbot.org/content/86/1/1>. Acesso em: 02 ago. 2016.

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

COSTA, C. C. A. et al. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na flona de Açú-RN. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 2, p.259-265, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000200008>.

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

COSTA, T. C. C. et al. Análise da degradação da caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina

Grande-PB, v.13, supl., p.961-974, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662009000700020>.

COSTA, T. C. C. et al. Phytomass mapping of the “Seridó caatinga” vegetation by the plant area and the normalized difference vegetation indices. **Scientia Agricola**, Piracicaba-SP, v. 59, n. 4, p.707-715, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162002000400014>.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. Instrução Normativa n. 007, de 29 de dezembro de 2016. Disciplina os procedimentos da CPRH referentes à aprovação da localização da Reserva Legal em propriedades e posses rurais; à autorização para supressão de vegetação e intervenção em Áreas de Preservação Permanente e à autorização para o desenvolvimento das atividades florestais no Estado de Pernambuco. Disponível em: http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/IN%20007%202006;140606;20100420.pdf. Acesso em: 12 jul. 2016.

CPTEC – Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos; INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Clima. Disponível em: <http://clima1.cptec.inpe.br>. Acesso em: 10 jun. 2016.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia geral**. 7.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 519p.

DALLA-LANA, M. et al. Distribuição diamétrica de *Escheweilera ovata* em um fragmento de floresta ombrófila densa - Igarassu, PE. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 43, n. 1, p.59-68, 2013. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.V43I1.25252>.

DANTAS, J. G. et al. Estrutura do componente arbustivo/arbóreo de uma área de Caatinga situada no município de Pombal-PB. **Revista Verde**, Mossoró-RN, v. 5, n. 1, p.134-142, 2010. Disponível em: <http://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/286/286>. 18 jul. 2016.

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

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

DRUMOND, M. A.; KILL, L. H. P; NASCIMENTO, C. E. S. Inventário e sociabilidade de espécies arbóreas e arbustivas da Caatinga na região de Petrolina, PE. **Brasil Florestal**, Brasília-DF, n. 74, p.37-43, 2002. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/147815>. Acesso em: 21 jun. 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco – ZAPE**. 2007. Disponível em: <http://www.uep.cnps.embrapa.br/zape>. Acesso em: 15 abr. 2016.

IMAÑA-ENCINAS, J. et al. Distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá, ES. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 43, n. 3, p.385-394, 2013. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v43i3.24894>.

IMAÑA-ENCINAS, J.; SILVA, G. F. da; PINTO, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores**. Brasília: UnB, 2005. 40p. Disponível em: http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/10018/1/LIVRO_IdadeCrescimentodasArvores.pdf. Acesso em: 25 jul. 2016.

FABRICANTE, J. R. **Estrutura de populações e relações sinecológicas de *Cnidocolus phyllacanthus* (Müll. Arg.) Pax & L. Hoffm. no semi-árido nordestino**. 2007. 121f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, 2007. Disponível em: <http://tede.biblioteca.ufpb.br:8080/handle/tede/8092>. Acesso em: 07 ago. 2016.

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A. Análise estrutural de um remanescente de Caatinga no Seridó Paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro-RJ, v. 11, n. 3, p.341-349, 2008. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/download/193/120>. Acesso em: 01 ago. 2016.

FARIAS, S. G. G. **Estrutura e funcionamento da comunidade vegetal em uma área de caatinga em Serra Talhada- PE**. 2013. 117 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2013. Disponível em: <http://sc061c1f8ad1ba0d3.jimcontent.com/download/version/1425043164/module/7041482065/name/S%C3%A9fora%20Gil%20Gomes%20de%20Farias.pdf>. Acesso em: 02 ago. 2016.

FEELEY, K. J. et al. Upslope migration of Andean trees. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 38, n. 4, p.783-791, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.x>.

FELFILI, J. M. et al. Levantamento da vegetação arbórea na região de Nova Xavantina, MT. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília-DF, n. 3, p. 63-81, 1998.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, n. 1, p.67-83, 1995. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2560142>. Acesso em: 07 ago. 2016.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, 2003. 68p.

FELFILI, M.F.; CARVALHO, F.A.; HAIDAR, R.F. **Manual para monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília: Universidade de Brasília, 2005. 60p.

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

FERRAZ, R. C. et al. Levantamento fitossociológico em área de Caatinga no monumento natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 26, n. 3, p.89-98, 2013. Disponível em: http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/2673/pdf_60. Acesso em: 30 jun. 2016.

FERREIRA, C. A. et al. **Manejo florestal na Amazonia brasileira: situacao atual e perspectivas**. Colombo: Embrapa Florestas, 1999. 20 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 37).

FERREIRA, R. L. C. **Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG**. 1997. 208f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1997.

FERREIRA, R. L. C. et al. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição. II - Distribuição diamétrica. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 22, n. 3, p.331– 344, 1998.

FERRI, M. G. **Fisiologia vegetal**. São Paulo: EPU, 1979. v. 2. 401p.

FICHTLER, E. et al. Climatic signals in tree rings of *Burkea africana* and *Pterocarpus angolensis* from semiarid forests in Namibia. **Trees**, Berlin, v. 18, n. 4, p.442-451, 2004. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-004-0324-0>.

FIGUEIRÔA, J. M. et al. Variações sazonais na sobrevivência e produção de biomassa de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. após o corte raso e implicações para o manejo da espécie. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 32, n. 6, p.1041-1046, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000600009>.

FIGUERÔA, J. M. et al. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeasth Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amesterdan, v. 229, n. 1/3, p.294-303, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>.

FINOL, U. H. Nuevos parametros a considerarse em el analisis estrutural de las selva virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, Caracas, v. 14, n. 1, p.29-42, 1971.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 30 mai. 2016

FRANCELINO, M. R. et al. Contribuição da caatinga na sustentabilidade de projetos de assentamentos no sertão norte-rio-grandense. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 27, n. 1, p.79-86, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000100011>.

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

GARIGLIO, M. A. et al. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/web_uso_sustentvel_e_conservao_dos_recursos_florestais_da_caatinga_95.pdf. Acesso em: 15 mai. 2016.

GBUR, E. E. et al. (Eds.). **Analysis of generalized linear mixed models in the agricultural and natural resources sciences**. Wisconsin: ASA; CSSA; SSSA, 2012. Chap. 4, p. 80-88.

GEBREKIRSTOS, A. et al Climate-growth relationships of the dominant tree species from semi-arid savanna woodland in Ethiopia. **Trees**, Berlin, v. 22, n. 5, p.631-641, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-008-0221-z>.

GILLESPIE, T. W. Diversity, biogeography, and conservation of woody plants in tropical dry forest of Florida. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Taylor and Francis Group, 2006. p.383–394.

GOMIDE, C. A. M.; GOMIDE, J. A.; ALEXANDRINO E. Índices morfogênicos e de crescimento durante o estabelecimento e a rebrotação do capim-Mombaça (*Panicum maximum* Jacques). **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa-MG, v. 32, n. 4, p.795-803, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-35982003000400003>

GUEDES R. S. et al. Caracterização florístico-fitossociológica do componente lenhoso de um trecho de Caatinga no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v.25, n.2, p.99-108, 2012. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/2231/pdf>. Acesso em: 27 jun. 2016.

GUEDES, R. S. **Caracterização fitossociológica da vegetação lenhosa e diversidade, abundância e variação sazonal de visitantes florais em um fragmento de caatinga no semiárido paraibano**. 2010. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Campina Grande, 2010. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=176087. Acesso em: 18 jul. 2016.

GÜL, A. U. et al. Calculation of uneven-aged stand structures with the negative exponential diameter distribution and Sterba's modified competition density rule. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 214, n. 1/3, p.212-220, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.012>.

HESS, A.F. et al. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no Município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo-PR, v.30, n.64, p.337-345, 2010. <http://dx.doi.org/10.4336/2010.pfb.30.64.337>.

HOLANDA, A. C. et al. Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 28, n. 4, p.142-150, 2015. Disponível em: http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/3890/pdf_315. Acesso em: 05 ago. 2016.

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

HUSCH, B; MILLER, C.L.; BEERS, T.E. **Forest mensuration**. 4. ed. New York: J. Willey & Sons, 2002. 456p

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Portaria n. 83-N, de 23 de setembro de 1991. Disciplina o o corte e exploração da Aroeira legítima ou Aroeira do Sertão (*Astronium urundeuva*), das Baraúnas (*Melanoxylon brauna* e *Schinopsis brasiliensis*), do Gonçalo Alves (*Astronium fraxinifolium*). **Diário Oficial da União**, Brasília, Seção 1, n. 1, p.7-8, 1991. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/documentos/portaria-83n>. Acesso em: 22 jun. 2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2.ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE – Cidades@**, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat>. Acesso em: 26 fev. 2015.

KOHYAMA, T.; TAKADA, T. Recruitment rates in forest plots: Gf estimates using growth rates and size distributions. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, n. 4, p.633-639, 1998. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00286.x>.

LACERDA, A. V. et al. Estudo do componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares na bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano: uma perspectiva para a sustentabilidade dos recursos naturais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro-RJ, v.11, n.3, p.331-340, 2007. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/download/192/119>. Acesso em: 21 jun. 2016.

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

LEAL, I. R. et al. Herbivoria por caprinos na caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Eds.), **Ecologia e conservação da caatinga**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003a. Cap. 17, p.695–715.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v. 3, n. 4, p.347-358, 1987. <https://doi.org/10.1017/S0266467400002327>.

LIMA, B. G.; COELHO, M. F. B. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente de caatinga no estado do Ceará, Brasil. **Cerne**. v. 21, n. 4, p.665-672, 2015.

LIMA, R. B. et al. Produção de madeira por classe de diâmetro em uma área de Caatinga em Pernambuco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, 8., 2014, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 2014. p.437-440. <http://dx.doi.org/10.12702/VIII.SimposFloresta.2014.146-599-1>.

LOPES, I. S. et al. Dinâmica da regeneração natural no sub-bosque de *Pinus caribaea* Morelet. var. *caribaea* na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré-PE. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 26, n. 1, p.95-107, 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509821094>.

LOPEZ, B. C. et al. Climatic signals in growth and its relation to ENSO events of two *Prosopis* species following a latitudinal gradient in South America. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, n. 5, p.897-906, 2006. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01138.x>.

LOPEZ, L.; VILLALBA, R. Climate Influences on the Radial Growth of *Centropodium microchaete*, a Valuable Timber Species from the Tropical Dry Forests in Bolivia. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 1, p.41-49, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00653.x>.

LUGO, A. E. et al. Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. In: Pennington, R. T.; Lewis, G. P.; Ratter, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation**. CRC Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida. 2006. p.359-381.

LUNA, R. G. **Microbiota edáfica e fitocenose como indicadores de degradação ambiental do semiárido paraibano.** 1998. 120f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba, 1998.

MACHADO, E. L. M. et al. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.28, n.4, p.499-516, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000400005>.

MACHADO, S. A. et al. Distribuição diamétrica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Em um fragmento de floresta ombrófila mista. **Scientia Agraria**, Curitiba-PR, v.10, n.2, p.103-110, 2009. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v10i2.13575>.

MARACAJÁ, P. B. et al. Levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes na Vila Santa Catarina, Serra do Mel, RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande-PB, v.3, n.2, p.25-32, 2003. Disponível em: <http://joaootavio.com.br/bioterra/workspace/uploads/artigos/floristico-51560d615ef42.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2016.

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

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

MENDONÇA, A. C. A. **Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição.** 2003. 76f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 2003. Disponível em: http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/2507/Disserta%3F%3Fo%2022.05.05_Anac%3Flia.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 13 ago. 2016.

MENINO, G. C. O. et al. Florística e estrutura de florestas tropicais sazonalmente secas. **Cerne**, Lavras-MG, v. 21, n. 2, p.277-291, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021609>.

MEUNIER I. M. J. et al. Curva ABC de estoques de densidade e volume aplicada ao manejo florestal de caatinga. **Scientia Forestalis**, Piracicaba-SP, v. 43, n. 106, p.477-484, 2015. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr106/cap23.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2016.

MEUNIER, I. M. J.; CARVALHO, A. J. E. **Crescimento de caatinga submetida a diferentes tipos de cortes, na região do Seridó do Rio Grande do Norte**. Natal: Projeto MMA/FAO UTF/BRA/047, 2000. 28p. (Boletim Técnico).

MEUNIER, I. M. J. **Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco**. 2014. 135f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014. Disponível em: <http://sc061c1f8ad1ba0d3.jimcontent.com/download/version/1456842815/module/7043586165/name/Isabelle%20Maria%20Jacqueline%20Meunier.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2016.

MEYER, H. A. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal of Forestry**, Washington, v. 50, n. 2, p.85-92, 1952.

MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.17, n.1, p. 1-10, 2002. Disponível em: http://www.rbmet.org.br/port/revista/revista_artigo.php?id_artigo=548. Acesso em: 30 mai. 2016.

MONTEIRO, E. R. et al. Genetic diversity and structure of populations in *Pilosocereus gounellei* (F.A.C. Weber ex K. Schum.) (Cactaceae) in the Caatinga biome as revealed by heterologous microsatellite primers. **Biochemical Systematics and Ecology**, Oxford, v. 58, n. 2, p. 7-12, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bse.2014.10.006>.

MOSER., J. W. Dynamics of an uneven-aged forest stand. **Forest Science**, Bethesda, v. 18, n. 3, p. 184-191, 1972.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 365p.

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

NASCIMENTO, A. R. T.; FELFILI, J. M.; MEIRELLES, E. M. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo-SP, v. 18, n. 3, p. 659-669, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000300023>.

OBA, G. Effects of excluding goat herbivory on *Acacia tortilis* woodland around pastoralist settlements in northwest Kenya. **Acta Oecologica**, Paris, v. 19, n. 4, p.395-404, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80044-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80044-1).

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica**, Malden, v. 30, n. 3, p.362-375, 1998. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00071.x>.

OLIVER, C. D.; LARSON, B. C. **Forest stand dynamics**. New York: John Wiley & Sons, 1996.

MIRANDA, J. D.; PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. Sucesión y restauración em ambientes semiáridos. **Ecosistemas**, Móstoles, v. 13, n. 1, p.55-58, 2004. Disponível em: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/217/214>. Acesso em: 14 jun. 2016.

PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical savannas and seasonally dry forests. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P.; Ratter, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**. Oxford: Taylor & Francis CRC Press, 2006. p.1-29.

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

PEREIRA JÚNIOR, L. R. et al. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de caatinga em Monteiro, PB. **Holos**, Natal, v. 28, n. 2, p.72-84, 2012. <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2012.1188>.

PEREIRA, I. M. et al. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica**

Brasilica, São Paulo-SP, v. 16, n. 3, p.357-369, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000300009>.

PEREIRA, I. M. et al. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo-SP, v. 15, n. 3, p.289-450, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000300010>.

PEREIRA, I. M. et al. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. **Biotropica**, Malden, v. 35, n. 2, p.154-165, 2003. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00275.x>.

PEREVOLOTSKY, A.; Y. HAIMOV. The effect of thinning and goat browsing on the structure and development of mediterranean woodland in Israel. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 49, n. 1-2, p.61-74, 1992. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90160-B](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(92)90160-B).

PESSOA, M. F. et al. Estudo da cobertura vegetal em ambientes da caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi, RN. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 21, n. 3, p. 40-48, 2008. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/viewFile/787/399>. Acesso em: 08 ago. 2016.

PHILLIPS, O. L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Hanover, v. 91, n. 7, p.2805-2809, 1994. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.7.2805>.

PIELOU, E. C. **Mathematical ecology**. New York: Wiley, 1977.

PIMENTEL, D. J. O. **Dinâmica da vegetação lenhosa em área de caatinga, Floresta-PE**. 2012. 62f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2012. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1511. Acesso em: 22 jun. 2016.

PIMENTEL, D. J. O. et al. Análise de rentabilidade de manejo florestal sustentável no assentamento Catolé, em Serra Talhada-PE. **South America Journal of Basic Education, Tecnical and Technological**, Rio Branco-AC, v.3, n.1, p.42-49, 2016. Disponível em: http://revistas.ufac.br:8081/revista_velho/index.php/SAJEBTT/article/view/495/293. Acesso em: 21 jul. 2016.

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distributions in the dry seasonal forest of South America. **Annual of the Missouri Botanical Garden**, Saint Louis, v. 80, n. 4, p.902-927, 1993. <http://dx.doi.org/10.2307/2399937>.

QUEIROZ, L.P. The Brazilian caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In: PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**. Oxford: Taylor & Francis CRC Press, 2006. p.113-149.

RAMALHO, C. I. et al. Flora arbóreo-arbustiva em áreas de Caatinga no semi-árido baiano, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 22, n. 3, p.182-190, 2009. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/1212>. Acesso em: 03 ago. 2016.

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, Washington, v. 293, n. 5530, p.650-655, 2001. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1062586>.

REINEKE, L. H. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. **Journal of Agricultural Research**, Washington, v. 46, n. 7, p.627-638, 1933. Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/IND43968212/PDF>. Acesso em: 03 mai. 2016.

REIS, L. P. et al. Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém-PA, v. 57, n. 3, p.234-243, 2014. Disponível em: <https://periodicos.ufra.edu.br/index.php?journal=ajaes&page=article&op=view&path%5B%5D=1401>. Acesso em: 18 mai. 2016.

RIBEIRO, F. L. et al. Geoprocessamento aplicado ao levantamento fitossociológico em parcelas permanentes. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Irati-PR, v. 2, p.1-5, 2009. Disponível em: <http://revistas.unicentro.br/index.php/repaa/article/download/425/576>. Acesso em: 07 jun. 2016.

RMFC - REDE DE MANEJO FLORESTAL DA CAATINGA. **Protocolo de medições de parcelas permanentes/Comitê Técnico Científico**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2005. 21 p.

RODAL, M. J. N. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco**. 1992. 224f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) -

Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?down=vtls000064102>. Acesso em: 21 jun. 2016.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 21, n. 3, p.192-205, 2008. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/366/372>. Acesso em: 17 jul. 2016.

RODAL; M. J. N. et al. Estrutura da Vegetação Caducifólia Espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea**, São Paulo-SP, v. 35, n. 2, p.209-217, 2008. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200004>.

RODRIGUEZ, R. et al. El Niño events recorded in dry-forest species of the lowlands of northwest Peru. **Dendrochronologia**, Jena, v. 22, n. 3, p.181-186, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.002>.

ROSENTHAL, J. P.; KOTANEN, P. M. Terrestrial plant tolerance to herbivory. **Science**, Washington, v. 9, n. 4, p.145-148, 1994. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90180-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90180-5).

ROSSI, L. M. B. et al. Modelagem de recrutamento em florestas. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 3, p.4-10. 2006. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v37i3.9942>.

SABINO, F. G. S.; CUNHA, M. C. L.; SANTANA, G. M. Estrutura da vegetação em dois fragmentos de caatinga antropizada na Paraíba. **Floresta e Ambiente**, Seropédica-RJ, v.23, n. 4, p.487-497, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.017315>.

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

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e Potencialidades. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Orgs.) **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p.29-48. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/web_uso_sustentvel_e_conservao_dos_recursos_florestais_da_caatinga_95.pdf. Acesso em: 15 mai. 2016.

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília-DF, v. 33, n. 5, p.621-632, 1998. Disponível em: <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/4890/7006>. Acesso em: 28 jul. 2016.

SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. V. **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil; Seção regional de Pernambuco, 1996.

SANQUETTA, C. R. et al. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 6, n. 1, p.65-78, 1996. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/326/194>. Acesso em: 21 jun. 2016.

SANQUETTA, C. R. et al. Relações individuais de biomassa e conteúdo de carbono em plantações de *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda* no sul do estado do Paraná, Brasil. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba-PR, v. 1, n. 3, p.33-40, 2003. Disponível em: <http://www2.pucpr.br/reol/index.php/academica?dd1=902&dd2=817&dd3=&dd99=pdf>. Acesso em: 03 jul. 2016.

SANQUETTA, C. R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal**. Curitiba: FUPEF, 1996. 49p. (Série Didática, 8).

SANQUETTA, M. N. I. et al. Diversidade e estrutura fitossociológica da caatinga na região de Brumado – BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia-GO, v.10, n.17, p.2157-2167, 2014. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2014b/CIENCIAS%20BIOLOGICAS/Diversidade%20e%20estrutura.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2016.

SANTANA, J. A. S. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Croton sonderianus* Muell. Arg. (marmeleiro) na Caatinga da Estação Ecológica do Seridó. **Revista Verde**, Mossoró-RN, v. 4, n. 3, p.85-90, 2009. <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v4i3.201>.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Diversidade e estrutura fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina

Grande-PB, v. 6, n. 2, p.232-242, 2006. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=50060215>. Acesso em: 22 jun. 2016.

SANTOS, A. C. J.; MELO, J. I. R. Flora vascular de uma área de caatinga no estado da Paraíba - Nordeste do Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v. 23, n. 2, p. 32-40, 2010. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/1731/4566>. Acesso em: 15 jul. 2016.

SANTOS, J. M. F. F. et al. Dinâmica populacional de uma espécie herbácea em uma área de floresta tropical seca no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre-RS, v. 5, p. 855-857, 2007. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/939/743>. Acesso em: 17 jul. 2016.

SANTOS, J. R. et al. Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon. In: JEDLOVEC, G. (Ed.). **Advances on geoscience and remote sensing**. Vukovar: InTech, 2009. Chap. 8, p.183-206, <http://dx.doi.org/10.5772/8340>.

SARAIVA, C. L. M. **Desenvolvimento de um metodo de manejo de mata natural, pela utilizacao da distribuicao de diametro**. 1988. 105f. Tese (Mestrado em Ciencia Florestal) – Universidade Federal de Vicosa, 1988.

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. Cap 6, p.121-139. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/62-cerrado?download=302:cerrado-ecologia-biodiversidade-e-conservacao>. Acesso em: 22 jun. 2016.

SCHAAF, L. B. et al. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 35, n. 2, p.271-290, 2005. <http://dx.doi.org/10.5380/ufpr.v35i2.4615>.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequiduais heterogêneas**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 195p.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria florestal**: modelos de crescimento e produção florestal. Lavras. UFLA; FAEPE, 2006. 393p.

SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D. de; SILVA, S. T. da. O manejo da vegetação nativa através de corte seletivo. In: EMBRAPA; CNPF (Ed.). **Tópicos de manejo florestal sustentável**. Colombo: EMBRAPA-CNPF, 1997. p.127-155. (EMBRAPA-CNPF. Documentos, 34).

SEVERSON, K. E.; L. F. DEBANO. Influence of spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral. **Journal of Range Management**, Tucson, v. 44, n. 2, p.111-117, 1991. <https://doi.org/10.2307/4002307>.

SILVA JÚNIOR, W. M. et al. Regeneração natural de espécies arbustivos- arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual. **Scientia Florestalis**, Piracicaba-SP, n. 66, p.169-179, 2004. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr66/cap17.pdf>. Acesso em: 02 ago. 2016.

SILVA, J. A. **Fitossociologia e relações alométricas em caatinga nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte**. 2005. 81f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 2005.

SILVA, J. M. et al. **Biodiversidade da Caatinga**: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 1989. 302f. Thesis (Philosophiae Doctor in Forest Science) - University of Oxford, 1989.

SILVA, N. et al. Conhecimento e Uso da Vegetação Nativa da Caatinga em uma Comunidade Rural da Paraíba, Nordeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Santa Teresa-ES, n. 34, p.5-37, 2014. Disponível em: http://boletimmbml.net/pdf/34_01.pdf. Acesso em: 11 jul. 2016.

SILVA, V. P. R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environment**, London, v. 58, n. 4, p.575-596, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2003.12.002>.

SILVA, V. S. de M e. **Manejo de florestas nativas**: planejamento, implantação e monitoramento. Cuiabá: Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Cuiabá, 2006. 106p. Disponível em: <http://www.acszanzini.net/wp-content/uploads/material/apostilas/APOSTILA%20MANEJO%20FLORESTAL.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2016.

SIMINSKI, A. et al. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.14, n.1, p.21-33, 2004. <http://dx.doi.org/10.5902/198050981778>.

SINGH, J. S.; SINGH, V. K. Phenology of a seasonally dry tropical forest. **Current Science**, Bengaluru, v.63, n. 11, p.684-689, 1992. Disponível em: http://www.currentscience.ac.in/Downloads/article_id_063_11_0684_0689_0.pdf. Acesso em: 04 jul. 2016.

SMITH, R. L.; SMITH, T. M. **Ecología**. Madrid: Pearson Educación, 2001.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 4. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 2012. 937p.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil**. 2006. 150f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, 2006. Disponível em: <http://tede.biblioteca.ufpb.br:8080/handle/tede/8199>. Acesso em: 19 jul. 2016.

SOUZA, A. D. **Diagnóstico para implantação de modelos agroflorestais na fazenda NUPEÁRIDO, Patos-PB**. 2012. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Campina Grande, 2012. Disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/6640>. Acesso em: 22 jun. 2016.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas**: estrutura, dinâmica e manejo. Viçosa: Editora UFV, 2013. 322p.

SOUZA, J. A. N.; RODAL, M. J. N. Levantamento florístico em trecho de vegetação ripária de caatinga no Rio Pajeú, Floresta / Pernambuco - Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró-RN, v.23, n.4, p.54-62, 2010. Disponível em: <http://periodicos.ufersa.edu.br/revistas/index.php/sistema/article/view/1695/4684>. Acesso em: 22 jun. 2016.

SOUZA, L. S. B. et al. Balanço de energia e controle biofísico da evapotranspiração na Caatinga em condições de seca intensa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília-DF, v.50, n.8, p.627-636, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2015000800001>.

SWAINE, M. D. et al. Structure and dynamic of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**, Berlin, v.88, n.1, p.31-51, 1990. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00032601>.

SWAINE, M. D. et al. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400002339>.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p.777-796. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/5_livro_ecologia_e_conservao_da_caatinga_203.pdf. Acesso em: 21 jul. 2016.

TOLEDO, M. et al. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. **Journal of Ecology**, Durham, v. 99, n 1, p.254-264, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. Os negócios da lenha: indústria, desmatamento e desertificação no Cariri paraibano. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo-SP, v. 18, n. 2, p.329-340, 2014. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/geousp/article/download/84536/87449>. Acesso em: 04 jul. 2016.

VANCLAY, J. K. Data requirements for developing growth models for tropical moist forests. The **Commonwealth Forestry Review**, Craven Arms, v.70, n.4, p.24-27. 1991. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/42606811>. Acesso em: 10 jul. 2016.

VENKATESWARAN, R.; PARTHASARATHY, N. Tree population changes in a tropical dry evergreen forest of south India over a decade (1992–2002). **Biodiversity and Conservation**, Lagos, v.14, n.6, p.1335–1344, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9649-7>.

VILLALOBOS, S. M. et al. Effects of ENSO and Temporal Rainfall Variation on the Dynamics of Successional Communities in Old-Field Succession of a Tropical Dry Forest.

Plos One, San Francisco, v. 8, n. 12, e82040, 2013.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082040>.

VIRGINIO, J. F.; PAREYN, F. G. C. Situação da cobertura florestal no Nordeste. In: SAMPAIO, E. V. S. B. et al. (Eds.). **Vegetação & flora da Caatinga**. Recife: APNE, 2002. p.41-68.

WORBES, M. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, London, v. 87, n. 3, p.391-403, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00361.x>.

ZIN, M. T. **Developing a scientific basis for sustainable management of tropical forest watershed**: cases studies of Myanmar. 2005. 282f. Dissertation (Philosophiae Doctor in Forest Science and Forest Ecology) - George-August-University, 2005. Disponível em: http://webdoc.sub.gwdg.de/ebook/univerlag/2006/min_book.pdf. Acesso em: 01 jul. 2016.

ZUIDEMA, P. A., BOOT, R. G. A. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 18, n. 1, p.1-31, 2002. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002018>.