



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

JÉSSICA ARUÃ FEITOSA DE MORAES VIANA

**EFEITO DA IDADE DA FLORESTA E DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA SOBRE
OS ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE REGENERANTES EM UMA REGIÃO
SEMIÁRIDA NO NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE

2017

JÉSSICA ARUÃ FEITOSA DE MORAES VIANA

**EFEITO DA IDADE DA FLORESTA E DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA SOBRE
OS ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE REGENERANTES EM UMA REGIÃO
SEMIÁRIDA NO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós -
Graduação em Botânica – UFRPE, como
requisito necessário para a obtenção do título
de mestre em Botânica.

Orientador:

Dr. Kleber Andrade da Silva

Coorientadores:

Dr. André Laurênio de Melo

Dra. Josiene Maria Fraga Falcão dos Santos

RECIFE

2017

JÉSSICA ARUÃ FEITOSA DE MORAES VIANA

Efeito da idade da floresta e da sazonalidade climática sobre os atributos da assembleia de regenerantes em uma região semiárida no nordeste do Brasil

Dissertação defendida e _____ em 29/06/2017, pela banca examinadora:

Dr. Kléber Andrade da Silva – UFPE (presidente)

Dr. André Maurício Melo dos Santos – UFPE (titular)

Dra. Danielle Melo dos Santos – UFPE (titular)

Dra. Patricia Barbosa Lima – UFRPE (titular)

Dra. Margareth Ferreira de Sales – UFRPE (suplente)

RECIFE, 2017

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me guiar em todos os momentos felizes e difíceis.

À minha mãe e meu amor, Edilene Feitosa, mulher forte e guerreira, que nunca desistiu de mim, sempre acreditando que sou capaz. Que sempre fez de tudo pra eu ser e ter o que sou e tenho hoje. Por sempre demonstrar o seu amor, em cada momento, seja através de palavras, ou com um simples olhar. Eu te agradeço por tudo mainha, você é minha inspiração. Amo muito a senhora!

Aos meus amores, Vitor e Bárbara, tenha a certeza que sem vocês eu não teria a mesma motivação para viver. Hoje eu sou completa por ter construído a família mais linda do mundo.

A toda a minha família, pelo constante incentivo e compreensão nos momentos de dificuldade e ausência.

Ao meu comitê de orientação, os doutores: Kleber Andrade, André Laurênio e Josiene Falcão. A estes agradeço todo o apoio acadêmico e emocional.

Aos amigos do LEVEN por todos os conselhos, sorrisos, conversas e cafés compartilhados. Agradeço a sincera amizade de vocês que vou levar para o resto da minha vida.

Aos amigos de campo, Crislayne e Erasmo por me acompanhar nas coletas com disposição e alegria. Vocês foram peças fundamentais para a realização deste trabalho.

Aos funcionários do PPGB, em especial a Kênia Freire, por sempre fazer tudo com prontidão e amor.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB), pela oportunidade a mim dada de cursar uma pós-graduação sendo esta um passo importante na minha caminhada profissional e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

A todos, família e amigos, que acreditam em mim e se alegram com a minha vitória.

LISTA DE TABELAS**Página****Artigo**

Tabela 1. Análise GLM apresentando a influência da idade da área (campo, jovem e madura), e da estação climática (chuvosa e seca), e suas interações sobre a densidade e riqueza dos regenerantes em uma área de floresta seca. GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos quadrados; QM = Quadrado médio; F = Teste de Fisher; P = Significância; R= Explicação. Índice menor que 0,05. **52**

LISTA DE FIGURAS**Página****Artigo**

- Figura 1. Ordenação formada após Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das espécies regenerantes em áreas de vegetação de campo, jovem e madura, com base na densidade absoluta das espécies das 40 unidades amostrais de cada área. ($R_{Global} = 0,412$ e $p = 0,01$); campo e área jovem ($R_{Global} = 0,523$ e $p = 0,01$); campo e área madura ($R_{Global} = 0,353$ e $p = 0,01$); área jovem e área madura ($R_{Global} = 0,377$ e $p = 0,01$). **53**
- Figura 2. Ordenação formada após Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das espécies regenerantes entre estações climáticas (chuvosa e seca) em áreas de vegetação de campo, jovem e madura. Campo ($R_{Global} = 0,888$ e $p = 0,01$), área jovem ($R_{Global} = 0,726$ e $p = 0,01$), área madura ($R_{Global} = 0,77$ e $p = 0,01$). **54**
- Figura 3. Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies de três áreas de caatinga estudadas no semiárido do Brasil (campo, floresta jovem e floresta madura) em relação à densidade de indivíduos encontrados em cada área. **55**
- Figura 4. Diferença na riqueza média (espécies m^2) de regenerantes entre as áreas madura, jovem e campo em uma região semiárida do Brasil durante as estações seca (2015) e chuvosa (2016). Letras diferentes entre as áreas indicam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. **56**
- Figura 5. Diferença na densidade média (indivíduos m^2) de regenerantes entre as áreas madura, jovem e campo em uma região semiárida do Brasil. Letras diferentes entre as áreas indicam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. **57**

RESUMO

Vários processos antrópicos causam a degradação de florestas secas, mas apesar disso, estas tem o poder de se regenerar. O processo de regeneração destas florestas, no entanto, pode ser influenciado pelo tempo de abandono, pelo tipo de uso da área, além da variação da sazonalidade climática. Diante disso, objetivou-se estudar a influência causada pela idade da floresta e pela sazonalidade na composição florística, riqueza e densidade de regenerantes em uma área de caatinga. O trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual da Pimenteira, em Serra Talhada, estado de Pernambuco em três fragmentos: um fragmento com idade de regeneração de um ano, denominado área do campo, um fragmento com cinco anos de abandono correspondendo à floresta jovem e uma floresta preservada há pelo menos 30 anos denominada floresta madura. Foram instaladas 40 parcelas de 1x1m em cada uma das três áreas amostradas, num total de 120 parcelas, onde todos os indivíduos do estrato herbáceo e lenhoso de até 1m de altura foram considerados para a comunidade regenerante. O estudo foi realizado entre setembro de 2015 e maio de 2016, onde foram realizados dois censos para amostra da comunidade regenerante durante a estação seca (setembro a dezembro) e durante a estação chuvosa (janeiro a maio). Mensalmente todas as parcelas das três áreas foram monitoradas para coleta de material reprodutivo. Foram encontradas 66 espécies no total, sendo 45 no campo, 38 na floresta jovem e 43 na floresta madura. Houve diferença na composição florística entre os fragmentos e entre estações. Na estação chuvosa o campo registrou mais espécies e a densidade foi maior no campo e na floresta jovem. A estação climática e a interação entre estação e a idade da floresta foram responsáveis pelas variações na riqueza e densidade dos regenerantes, sendo estas duas variáveis preditoras fundamentais para o estabelecimento das comunidades regenerantes dos ambientes de caatinga observados.

Palavras-chave: Variação sazonal; caatinga; regeneração natural; antropização

ABSTRACT

Several anthropogenic processes cause the degradation of dry forests, but nevertheless, they have the power to regenerate. The process of regeneration of these forests, however, can be influenced by the time of abandonment, by the type of use of the area, besides the variation of climatic seasonality. The objective of this study was to study the influence caused by the age of the forest and the seasonality in the floristic composition, richness and density of regenerants in a caatinga area. The work was developed in the Pimenteira State Park, in Serra Talhada, state of Pernambuco, in three fragments: a fragment with a regeneration age of one year, denominated field area, a fragment with five years of abandonment corresponding to the young forest and a forest Preserved for at least 30 years called mature forest. A total of 40 plots of 1x1m were installed in each of the three sampled areas, in a total of 120 plots, where all individuals of the herbaceous and woody stratum up to 1m high were considered for the regenerating community. The study was conducted between September 2015 and May 2016, where two censuses were carried out to sample the regenerating community during the dry season (September to December) and during the rainy season (January to May). Monthly all plots of the three areas were monitored for collection of reproductive material. A total of 66 species were found, being 45 in the field, 38 in the young forest and 43 in the mature forest. There was a difference in floristic composition between the fragments and between seasons. In the rainy season the field registered more species and the density was higher in the field and in the young forest. The climatic season and the interaction between season and forest age were responsible for the variations in the richness and density of the regenerants, being these two predictive variables fundamental for the establishment of the regenerating communities of the observed caatinga environments.

Keywords: Seasonal variation; Caatinga; Natural regeneration; Anthropization

SUMÁRIO

	Pág.
LISTA DE TABELAS	V
LISTA DE FIGURAS	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1. O processo de regeneração natural: a formação das assembleias regenerantes	12
2.2. Composição florística, riqueza e densidade da comunidade regenerante ao longo do processo de sucessão secundária em florestas secas	13
2.3. Principais impactos antrópicos que afetam a comunidade regenerante em florestas secas	15
2.4. Estudos sobre a regeneração natural em áreas de caatinga antropizada	18
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
Influência da idade de regeneração e da sazonalidade climática sobre a comunidade regenerante em uma área do semiárido do Brasil	31
Resumo	32
INTRODUÇÃO	33
MATERIAL E MÉTODOS	35
<i>Caracterização da área de estudo</i>	35
<i>Amostragem dos regenerantes</i>	36
<i>Análise dos dados</i>	37
RESULTADOS	37
DISCUSSÃO	39
CONCLUSÃO	42
AGRADECIMENTOS	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
APÊNDICE	58
ANEXO	63
1. Normas Journal of Arid Enviroments	63

1. INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo as florestas secas vêm sendo transformadas em áreas destinadas a fins agropecuários (Janzen, 1997; Finegan, 1996; Castelletti et al., 2003) e este impacto, por sua vez, interfere no processo regenerativo da vegetação. Variações nas características dos impactos antrópicos como a intensidade, a duração ou o tipo de uso da terra provocam alterações no tempo necessário para o restabelecimento da vegetação (Guariguata e Dupuy, 1997; Ribas et al., 2003), na composição florística (Arruda et al., 2011; Bendixsen et al., 2016), na riqueza e na densidade de plantas (Pereira et al. 2001; Santos et al., 2013), podendo ainda causar a fragmentação de habitats, e a perda de biodiversidade além da extinção de espécies endêmicas (Castelletti et al., 2003).

Apesar das perturbações provocadas pelo uso humano, áreas antropizadas tendem a se regenerar naturalmente após o abandono (Sampaio et al., 1998; McLaren e McDonald, 2003; Andrade, 2007; Venturoli et al., 2011; Martínéz et al., 2010) sendo o conjunto regenerante formado, afetado por vários fatores bióticos e abióticos durante o processo de regeneração, apresentando variações em sua composição florística, riqueza e densidade ao longo do tempo (Guariguata e Ostertag, 2001; Silva et al., 2015; Lowney et al., 2016). Influenciada por esse conjunto de fatores, a composição florística das florestas antropizadas será diferente daquelas preservadas (Brown e Lugo, 1990; Vieira e Scariot, 2006; Lebrija-Trejos et al., 2008; Arruda et al., 2011; Santos et al., 2013; Fernández-Méndez et al., 2016), já que é observada a formação de grupos específicos de plantas entre os diferentes estágios de sucessão (Santos et al., 2013; Santos et al., 2014). Por sua vez, os atributos de riqueza e densidade dos regenerantes variam em relação ao estrato da vegetação, sendo observada elevada riqueza e densidade de espécies herbáceas no início da sucessão e a redução destes atributos em estágios mais avançados (Maza-Villalobos et al., 2011b; Santos et al., 2013; Santos, 2014), enquanto que espécies lenhosas apresentam aumento na riqueza e diminuição da densidade ao longo da regeneração (Arruda et al., 2011; Silva et al., 2012; Alves Junior et al., 2013).

Em florestas tropicais secas, a marcante sazonalidade climática associada ao longo período de seca ocorrente (Mooney et al., 1995) é considerado o principal fator que afeta a composição e a estrutura da vegetação regenerante (Reis, et al., 2006; Santos et al., 2010; Zhang et al., 2016), pois as elevadas temperaturas e a baixa pluviosidade, próprios das florestas secas tropicais, dificultam a sobrevivência da vegetação, principalmente nos estágios iniciais da planta (Gerhardt e Hytteborn, 1992; Miranda et al., 2014). Trabalhos abordando a

influência da sazonalidade climática na regeneração concluíram que o recrutamento de plântulas durante a estação chuvosa é bastante elevado (Reis et al., 2006; Maza Villalobos et al., 2013), já que há um banco de sementes que foi formado durante a estação seca (Bullock e Solis-Magallanes, 1990; Araújo et al., 2014) disponível para germinar na estação favorável. Neste sentido, é mais provável encontrar um elevado número de espécies e de indivíduos durante o período chuvoso, sendo esperado um cenário totalmente diferente na estação seca, pois a pluviosidade interfere diretamente na riqueza e na densidade das espécies regenerantes (Reis et al., 2006; Araújo et al., 2014; Silva et al., 2015), por favorecer a germinação e o estabelecimento de plântulas (Khurana e Singh, 2000; Moterle et al., 2006).

Dentre os tipos de floresta seca, a caatinga, vegetação característica do semiárido do Brasil (Souza et al., 1994; Castelletti et al., 2003), já perdeu boa parte da sua área original para a implantação de cultivos agrícolas (Drumond et al., 2002; Castelletti et al., 2003), sendo comum o corte raso da vegetação (Sá et al., 2003) e queima para a implantação de cultivos com posterior abandono (Sampaio, 1998). Além do uso da terra para a agricultura, muitas áreas de caatinga sofrem com a expansão da pecuária, onde a vegetação é utilizada como pasto para o gado (Castelletti, 2003). Estas práticas humanas alteram a estrutura da vegetação, a riqueza e a composição de espécies vegetais (Stern et al., 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008) além de reduzir a biodiversidade deste ambiente (Castelletti, 2003).

Diante disso, faz-se necessário a realização de estudos que avaliem o comportamento da vegetação regenerante após distúrbios provocados pela antropização, verificando a influência do tempo de regeneração e da sazonalidade climática sobre a composição florística, densidade e riqueza de espécies regenerantes em áreas de caatinga.

Tendo em vista que o tempo de regeneração e a sazonalidade exercem influência sobre a composição florística, riqueza e densidade de espécies regenerantes, (Guariguata e Ostertag, 2001; Vieira e Scariot, 2006; Lopes, 2011; Santos et al., 2013; Fernández-Méndez et al., 2016) é esperado neste estudo que se encontrem diferenças na composição florística, e variações nos valores de riqueza e densidade entre as florestas observadas, onde: 1. A composição florística será diferente entre as áreas e entre as estações climáticas; 2. A estação chuvosa apresentará maior riqueza de espécies e densidade de indivíduos; 3. As taxas de riqueza e densidade serão maiores nas áreas de sucessão inicial.

Espera-se ainda que as informações contidas neste trabalho possam contribuir para o conhecimento do processo de regeneração natural em ambientes secos e para a criação de medidas de mitigação de impactos antrópicos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. O processo de regeneração natural: a formação das assembleias regenerantes

As florestas tem a capacidade de se restabelecer através do processo de regeneração natural após sofrerem perturbações causadas pelo uso humano, e este processo será variável ao longo do tempo, e dependerá de um conjunto de fatores abióticos e bióticos que servirão como um filtro na seleção das espécies que ocuparão um determinado ambiente (Hooper et al., 2005; Vieira e Scariot, 2006; Lebrija-Trejos et al., 2008; Lebrija-Trejos et al., 2010; Zhang et al., 2014). A comunidade vegetal regenerante se estabelece em um ambiente que sofreu algum distúrbio, promovendo o processo de sucessão secundária (Finegan, 1996; Bellotto et al., 2009). Uma comunidade regenerante será formada a partir de duas fontes principais: pelas sementes armazenadas no solo e por propágulos chegados de outros locais através do processo de dispersão ecológica (Aide e Cavelier, 1994; Venturoli et al., 2011), sendo estes dois processos igualmente importantes na composição das assembleias vegetais.

A dispersão e o banco de sementes exercerão maior influência sobre a seleção das espécies no início da sucessão (Brown e Lugo, 1990; Grombone-Guarantine e Rodrigues, 2002). Em relação à dispersão de sementes, é conhecido que a proximidade de fragmentos preservados facilita a chegada de sementes em áreas perturbadas (Aide Cavelier, 1994; Mizrahi et al., 1997; Lopes, 2011), além disso, a presença de animais nos locais preservados permite a dispersão zoocórica (Guariguata e Ostertag, 2001; Lopes, 2011; Lopes et al., 2012; Hernández-Ramírez e García-Méndez, 2015). O banco de sementes, por sua vez, tem uma função muito importante na manutenção de espécies, pois as sementes armazenadas poderão ser utilizadas no futuro para recompor a vegetação que foi eliminada com a perturbação (Garwood, 1989; Maza-Villalobos et al., 2011a; Santos et al., 2016).

Com o passar do tempo, após o estabelecimento da vegetação pioneira, o ambiente terá maior participação na manutenção do componente florístico regenerante (Lebrija-Trejos et al., 2010; Venturoli et al., 2011; Mendes et al., 2015; Silva et al., 2015), pois os fatores bióticos (competição, predação, parasitismo) e abióticos (luminosidade, disponibilidade hídrica,

temperatura) agirão em conjunto sobre as espécies (Sobral e Cianciaruso, 2012; Gao et al., 2015), modelando a comunidade em regeneração natural. Dentre os principais fatores abióticos que modelam o conjunto regenerante de um determinado ambiente, a precipitação se destaca por influenciar diretamente o estabelecimento e a manutenção das espécies (Araújo et al. 2005, Ceccon et al., 2006; Araújo et al., 2014; Silva et al., 2015), pois permite que o solo se mantenha úmido, propiciando, assim, a germinação e o desenvolvimento das plântulas (Janicka, 2006; Khurana e Singh, 2000; Moterle et al., 2006; Santos et al., 2016).

Além do ambiente atuando na seleção das espécies que ocuparão uma nova área, as próprias características das espécies são fundamentais para a formação de uma nova comunidade. O conjunto florístico será formado por espécies que compartilham de características que permitam a ocupação e a manutenção deste em determinado ambiente (Götzenberger et al., 2012; Sobral e Cianciaruso, 2012; Gao et al., 2015), além de que as informações filogenéticas das espécies permitem entender as mudanças na dinâmica das comunidades (Cavender-Bares et al., 2009).

Sendo assim, a influência do ambiente, do tempo de regeneração, bem como das características intrínsecas das espécies serão responsáveis pelas variações sobre a composição florística e estrutura das assembleias vegetais regenerantes ao longo da regeneração natural. Com isso, se faz necessária a realização de estudos que levem em conta, além destes, outros fatores que contribuem para a formação e manutenção das comunidades vegetais, propiciando, desta forma, uma melhor compreensão do comportamento das assembleias regenerantes durante o processo regenerativo das florestas.

2.2. Composição florística, riqueza e densidade da comunidade regenerante ao longo do processo de sucessão secundária em florestas secas tropicais

As florestas secas tropicais são ecossistemas que apresentam forte sazonalidade climática, marcada por um período intenso de seca e uma estação chuvosa definida (Murphy e Lugo, 1986; Mooney et al., 1995). Como nestas regiões as chuvas ocorrem em um determinado período do ano, a regeneração natural de áreas que sofreram perturbação antrópica será altamente dependente das chuvas da estação (Brown e Lugo, 1990; Maza-Villalobos et al., 2013), pois logo após as primeiras chuvas é observado um maior recrutamento de espécies regenerantes resultando em elevadas taxas de riqueza e densidade

de indivíduos (Silva et al., 2015), além de uma composição florística distinta do período mais seco (Reis et al., 2006; Maza-Villalobos et al., 2013; Silva et al., 2015). No entanto, como a disponibilidade de água varia dentro da própria estação chuvosa, isto também afetará a dinâmica das populações promovendo nascimento e morte de regenerantes ao longo da estação (Reis et al., 2006; Silva et al., 2015).

A estação seca, por sua vez, é responsável por uma alta mortalidade de plântulas (Lima et al., 2007; Silva et al., 2015), contudo, a ocorrência de chuvas erráticas dentro desta estação pode promover o recrutamento de regenerantes (García-Oliva et al., 1991; Silva et al., 2015). Apesar da escassez de água durante a estação seca, algumas espécies possuem a capacidade de se ajustar através de mecanismos de fuga ou tolerância ao período desfavorável garantindo assim a sua permanência no ambiente (Reich e Borchert, 1984; Bullock e Solis-Magallanes, 1990; Schwinning e Sala, 2004; Kooyers, 2015).

As florestas secas tropicais vêm, ao longo do tempo, perdendo sua extensão original para a implantação de sistemas agropecuários (Janzen, 1997; Araújo et al., 2007; Castelletti et al., 2003) o que provoca a perda de biodiversidade nestes locais (Murphy e Lugo, 1986; Castelletti et al., 2003). A perturbação antrópica também afeta a comunidade regenerante, provocando alterações na composição florística, riqueza e densidade (Kalacska et al., 2004; Vieira e Scariot., 2006; Santos et al., 2013) onde a o tempo necessário para a recuperação destes atributos será diferente.

Em estágios mais jovens, a composição florística de espécies das florestas antropizadas será distinta daquelas de florestas preservadas, sendo observada uma baixa similaridade (Mizrahi et al., 1997; Lebrija-Trejos et al., 2008, Bendixsen et al., 2016). Com o passar do tempo este aspecto vai sendo recuperado (Brown e Lugo, 1990), no entanto, mesmo após muitos anos que ocorreu o abandono da terra, uma floresta pode não recuperar sua composição original devido ao seu histórico de perturbação passada. Um exemplo disso foi o trabalho de Santos et al. (2013), numa comparação entre o componente herbáceo entre um fragmento antropizado e um preservado numa área de caatinga no Brasil, onde os autores constataram diferença significativa para a composição florística, revelando que mesmo após um período de 15 anos de regeneração, a área antropizada ainda não havia restabelecido a vegetação herbácea original. Além do tipo de impacto antrópico sofrido, outra explicação plausível para este acontecimento, é que a dinâmica das comunidades é variável ao longo do

tempo e do espaço (Gao et al. 2015; Andrade et al., 2015; Silva et al., 2015) tornando mais complexo o processo regenerativo das florestas .

A densidade de indivíduos, por sua vez, em geral, é elevada no início da sucessão, sendo representada por poucas espécies arbóreas predominantes (Silva et al., 2012; Alves Junior et al., 2013) e ervas (Brown e Lugo, 1990; Maza-Villalobos, 2011b), em especial, gramíneas que apresentam alta participação na densidade de indivíduos de ambientes perturbados (Santos et al., 2013). Os níveis de densidade tendem a reduzir ao longo da sucessão, se estabelecendo quando a floresta chega a estágios mais avançados (Kalacska et al., 2004; González-Rivas et al., 2009).

Quanto à riqueza de espécies, nos estágios iniciais da sucessão é comum observar um elevado número de espécies herbáceas (Finegan, 1996; Santos et al., 2013; Alvarez-Aquino et al., 2014) que se comportam como colonizadoras iniciais de locais perturbados. Ao longo da sucessão secundária, a riqueza de espécies lenhosas vai aumentando gradativamente (González-Rivas, et al., 2009; Martínez, et al., 2010) enquanto que as ervas vão diminuindo (Brown e Lugo, 1990). No entanto, nem sempre este crescimento na riqueza de lenhosas é notado, sendo observado em alguns casos taxas maiores de riqueza para estas espécies em florestas intermediárias, e menores em florestas maduras e jovens, consecutivamente (Kalacska et al., 2004).

Com as observações consideradas, percebe-se que os atributos dos regenerantes em florestas secas apresentam-se diferentemente ao longo da sucessão, no qual, no início da regeneração há o estabelecimento de espécies colonizadoras responsáveis pela elevada densidade de indivíduos, além da maior riqueza de espécies herbáceas e menor ocorrência de lenhosas que aumentam gradativamente com o passar dos anos. A riqueza de herbáceas por sua vez, diminui com o avançar da sucessão e é observada uma composição diferente de espécies daquela dos anos iniciais. Apesar disso, o tipo e os níveis de perturbação ao qual uma floresta foi submetida, podem variar os atributos de riqueza e densidade, sendo este assunto discutido no próximo tópico desta revisão.

2.3. Principais impactos antrópicos que afetam a comunidade regenerante em florestas secas

Os estudos realizados sobre a vegetação regenerante em florestas secas mostram que a maior parte dessas florestas sofreu perturbações relacionadas à agricultura e a criação de gado. As perturbações causadas pelas atividades agropecuárias podem ocasionar a perda de sementes armazenadas no banco do solo (Janzen, 1988; Hooper et al., 2005; Kassahun et al., 2009), comprometendo também o restabelecimento da vegetação regenerante. Além disso, a redução das florestas nativas a pequenos fragmentos dificulta a dispersão de sementes com potencial de recolonizar áreas que sofreram perturbação (Argaw et al., 1999; Hooper et al., 2004; Lopes et al., 2012). Além dos danos causados no início da sucessão, as perturbações antrópicas também podem ser percebidas em florestas de estágios mais avançados, pela presença de espécies dominantes (Sampaio et al., 1998; Almazán-Nuñez et al., 2012) sendo este aspecto um indicativo de locais perturbados (Pereira et al., 2001; Paudel e Bataglia, 2015).

O tipo de uso e os níveis de impactos provocados em determinado ambiente poderão alterar alguns aspectos da vegetação durante o processo de regeneração natural (Guariguata e Ostertag, 2001; Pereira et al., 2001). Em relação à intensidade de um impacto, nota-se que pequenas perturbações permitirão uma recuperação mais rápida da vegetação através do banco de sementes (Garwood, 1989) e da chegada de novas sementes (Young et al., 1987), enquanto que processos de perturbação mais severos provocam efeitos negativos sobre a vegetação (Pereira et al., 2001; Alvaréz-Aquino et al., 2014). Em relação a isto, Pereira et al. (2001) em seu estudo sobre regeneração natural no semiárido do Brasil, mostraram que a área submetida a perturbação mais intensa (retirada da vegetação herbácea associada ao corte seletivo de lenhosas) apresentou elevada taxa de densidade de indivíduos quando comparada à floresta que sofreu apenas corte do estrato herbáceo e ao fragmento conservado (que é representada por poucas espécies). Para este fato, os autores explicaram que isto deve ter sido ocasionado pelo alto nível de perturbação que a área foi submetida, sendo a alta densidade de juvenis uma característica comum a ambientes perturbados (Brown e Lugo, 1990; Silva et al., 2012; Santos et al., 2013). Além de afetar a riqueza das comunidades vegetais, perturbações intensas resultam em um tempo maior para o restabelecimento da vegetação em áreas antropizadas (Lopes, 2011; Marteinsdóttir, 2014; Mendes et al., 2015), sendo mais crítica ainda a situação quando os ambientes perturbados se encontram distantes de fragmentos preservados (Grombone-Guaratini e Rodrigues, 2002).

Entre os tipos de perturbação antrópica que mais afetam a regeneração natural de florestas secas, o uso do fogo no tratamento de cultivos (prática comum nessas áreas), resulta em

graves transtornos à comunidade regenerante (Kennard et al., 2002; Otterstrom et al., 2006; Alvaréz-Aquino et al., 2014; Bendixsen et al., 2016), promovendo baixo número de espécies lenhosas regenerantes (Alvaréz-Aquino et al., 2014) e elevada ocorrência de espécies invasoras (Paudel e Battaglia, 2015; Fernández-Mendéz et al., 2015). Além dos danos causados sobre a vegetação já estabelecida, o uso do fogo afeta também a composição de nutrientes do solo (Kauffman, 1993) e o banco de sementes (Miller, 1999; Kennard et al., 2002; Alvaréz-Aquino et al., 2014) comprometendo o estabelecimento das futuras plântulas.

O uso do fogo pode ocasionar reflexos negativos na regeneração mesmo que os incêndios tenham sido provocados em pequenas proporções. Em relação a isso, Kennard et al. (2002), avaliando o efeito da alta e da baixa intensidade de queima sobre a regeneração numa floresta seca da Bolívia, observaram uma redução de 50% na quantidade de sementes viáveis no tratamento de menor intensidade, enquanto que o tratamento submetido a queima de maior intensidade provocou a inviabilidade de quase 90% das sementes observadas.

Quando a queima é realizada em alta intensidade provocará grandes perdas para a comunidade florestal (Sampaio et al., 1998), podendo induzir uma maior taxa de recrutamento de plântulas pertencentes a poucas espécies (Kennard et al., 2002; Otterstrom et al., 2006) e reduzir a capacidade regenerativa por rebrota (Ewel 1981; Sampaio et al., 1998; Kennard et al., 2002; Bendixsen et al., 2015). Observando o grau de intensidade de incêndios sobre a regeneração natural de uma floresta seca na Bolívia, Kennard et al., (2002) notaram a maior ocorrência de plântulas de árvores em relação à regeneração por rebrota nos dois tratamentos realizados, maior e menor intensidade de queima. Já Sampaio et al. (1998), avaliando a regeneração pós corte e queima numa região de caatinga no Brasil, verificaram a menor regeneração por rebrota quanto mais intensa era a queima. Dessa forma, observa-se que o uso do fogo em maiores intensidades é prejudicial por diminuir a capacidade regenerativa da vegetação.

Além do uso do fogo na agricultura, uma das práticas antrópicas que mais afeta a regeneração das florestas é a criação de gado (Stern et al., 2002; Kassahun et al., 2009). Florestas secas que foram submetidas ao uso para a pecuária, em geral apresentam alteração na composição florística e redução na riqueza e densidade de espécies, tanto da vegetação já estabelecida (Stern et al., 2002), como no banco de sementes (Kassahun et al., 2009; Liu et al., 2009), sendo o pastoreio um dos fatores que causa maior variação na composição de espécies (Stern et al., 2002; Kassahun et al., 2009). Stern et al. (2002), analisando o efeito da

pastagem em uma região no noroeste da Costa Rica, observaram menor riqueza de espécies lenhosas e composição florística diferente em relação à áreas que não tinham histórico de criação de gado, concluindo assim que a composição de espécies e a estrutura da vegetação podem ser alteradas em áreas usadas como pasto. Contudo, áreas de pasto próximas a fragmentos preservados podem ser recolonizadas mais rapidamente e apresentar uma maior diversidade e riqueza de espécies em relação aquelas que não estão próximas destes locais (Aide e Cavelier, 1994; Kassahun et al., 2009; Lopes et al., 2012; Hernández-Ramirez e García-Méndez, 2015).

Após essas informações, é notado que as modificações causadas pela pastagem e agricultura podem limitar a regeneração natural, sendo estes impactos percebidos pela composição florística, riqueza de espécies e densidade de indivíduos. Desta forma, estudos que abordam a comunidade regenerante são importantes para avaliar os reflexos da antropização no restabelecimento de florestas secas e traçar estratégias que visem à mitigação desses impactos.

2.4. Estudos sobre a regeneração natural em áreas de caatinga antropizada

A caatinga, floresta seca decidual ocorrente na região semiárida do nordeste do Brasil, possui uma rica biodiversidade (Andrade-Lima, 1981; Castelletti et al. 2003). As perturbações provocadas pelo uso humano em ambientes de caatinga têm estimulado à realização de estudos que investigam o efeito da antropização sobre a vegetação regenerante (Andrade et al., 2007; Lopes 2011; Lopes et al., 2012; Silva et al., 2012; Alves Junior et al., 2013; Santos et al., 2013).

Alguns dos estudos realizados mostram que a distância de locais antropizados em relação a florestas preservadas (Lopes et al., 2012), as perturbações causadas sobre o banco de sementes (Mendes et al., 2015; Santos et al., 2016) e sobre a vegetação lenhosa (Sampaio et al., 1998; Pereira et al., 2001; Silva et al., 2012; Alves Junior et al., 2013) e herbácea (Santos et al., 2013) afetam a composição e estrutura dos regenerantes. Alguns destes estudos destacaram que áreas de caatinga utilizadas para a implantação de cultivos agrícolas, terão redução na riqueza de espécies lenhosas e mudanças na composição florística, sendo o conjunto florístico formado por espécies pertencentes a poucas famílias botânicas (Sampaio et al., 1998; Pereira et al., 2001; Andrade et al., 2007; Silva et al., 2012). Já no caso de espécies

herbáceas, há a formação de grupos com funções diferentes ao longo da regeneração natural, onde estas plantas serão responsáveis pela colonização das áreas recém-abandonadas, com algumas espécies respondendo por boa parte da densidade de indivíduos encontrada (Santos et al., 2013; Santos, 2014). Apesar disso, as áreas perturbadas que ficam próximas a florestas maduras de caatinga, tendem a se regenerar mais rapidamente, já que os ambientes preservados podem fornecer sementes com potencial de colonizar áreas antropizadas (Lopes et al., 2012), ressaltando assim a importância da conservação da vegetação nativa de caatinga.

Estudos que observaram o banco de sementes do solo, apontam que a variação sazonal (Araújo et al., 2014) e anual das chuvas (Mendes et al., 2015; Santos et al., 2016), afeta a produção de sementes em áreas com diferentes idades de regeneração (Araújo et al., 2014; Santos et al., 2016), provocando diferença na composição de espécies entre as florestas, onde florestas jovens a e redução na riqueza de espécies e na densidade de sementes (Araújo et al., 2014; Santos et al., 2016). Conseqüentemente, as alterações provocadas no banco de semente no solo afetarão também o estabelecimento das comunidades regenerantes, visto que o banco de sementes atua ativamente no processo de regeneração (Maza-Villalobos et al., 2011a; Santos et al., 2016).

Além das atividades antrópicas afetando as comunidades regenerantes em florestas da Caatinga, a marcante sazonalidade climática destes ambientes também provoca forte influência sobre a regeneração natural, visto que, a maior disponibilidade de água está restrita apenas a estação chuvosa. Em relação a este cenário, é observado que as populações de plantas apresentam diferentes estratégias de sobrevivência, se adequando a baixa disponibilidade hídrica (Araújo et al., 2005; Reis et al., 2006; Santos et al., 2007; Santos et al., 2013).

Diante do exposto, é notado que a flora regenerante da vegetação de Caatinga apresentará os reflexos das perturbações sofridas no passado, sendo importante estudar os efeitos dos impactos antrópicos sobre a composição florística, riqueza de espécies e densidade para conhecer o comportamento das comunidades regenerantes deste tipo de floresta seca ao longo da sucessão secundária diante das variações sazonais.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T.M.; CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**. 2(4), 219–229. 1994.

ALMAZÁN-NÚÑEZ, R.C.; ARIZMENDI, M.C.; EGUIARTE, L.E.; CORCUERA, P. Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. **Revista Mexicana de Biodiversidad**. 83(4), 1096-1109. 2012.

ALVAREZ-AQUINO, C.; BARRADAS-SÁNCHEZ, L.; PONCE-GONZÁLEZ, O.; WILLIAMS-LINERA, G. Soil seed bank, seed removal, and germination in a seasonally dry tropical forest in Veracruz, Mexico. **Botanical Sciences**. 92(1), 111-121. 2014.

ALVES JUNIOR, F.T.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L.C.; CESPEDES, G.H.G. Regeneração natural de uma área de caatinga no sertão pernambucano, nordeste do Brasil. **Cerne**. 19(2), 229-235. 2013.

ANDRADE-LIMA, D. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica**. 4, 149-153. 1981.

ANDRADE, L. A.; Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. 2(2), 135-142. 2007.

ANDRADE, J.R.; SILVA, K. A.; SANTOS, J.M.F.; SANTOS, D. M.; GUERRA, T. P.; ARAÚJO, E.L. Influence of microhabitats on the performance of herbaceous species in areas of mature and secondary forest in the semiarid region of Brazil. **Revista de Biologia Tropical**. 63(2), 357-368. 2015.

ARAÚJO, E.L.; SILVA, K.A.; FERRAZ, E.M.N.; SAMPAIO E.V.S.B.; SILVA, S.I. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru-PE. **Acta Botanica Brasilica**. 19(2), 285-294. 2005.

ARAÚJO, V.K.R.; SANTOS, D.M.; SANTOS, J.M.F.F.; SILVA, K.A.; SOUZA, D. N. N.; ARAÚJO, E.L. Influência do status da floresta e da variação sazonal sobre o banco de sementes no semiárido brasileiro. **Gaia Scientia**. 8 (1), 136-149. 2014.

ARAÚJO, E. L., CASTRO, C.C.; ALBUQUERQUE, U.P. Dynamics of Brazilian Caatinga - a review concerning the plants, environment and people. **Functional and Ecosystem Communities**. 1. 15-28. 2007.

ARGAW, M.; TAKETAY, D.; OLSSON, M. Soil seed flora, germination and regeneration pattern of woody species in an *Acacia* woodland of the Rift Valley in Ethiopia. **Journal of Arid Environments**. 43(4), 411-435. 1999.

ARRUDA, D.M.; BRANDÃO, D.O.; COSTA, F.V.; TOLENTINO, G.S.; DUQUE-BRASIL, R.D.; D'ÂNGELO-NETO, S.; NUNES, Y.R.F. Structural aspects and floristic similarity among tropical dry forest fragments with different management histories in North of Minas Gerais, Brazil. **Revista Árvore**. 35(1), 133-144. 2011.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) - **Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, São Paulo, p.132-150. 2009.

BENDIXSEN, D.P.; HALLGREN, S.W.; BURTON, J.A. Ecological succession following forest decline in a xeric oak forest of south-central United States. **Journal of Plant Ecology**. 9 (4), 402-409. 2016.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forest. **Journal of Tropical Ecology**. 6(1), 1-32. 1990.

BULLOCK, S. H.; SOLIS-MAGALLANES, J. A. Phenology of canopy trees of a Tropical Deciduous Forest in Mexico. **Biotropica**. 22(1), 22-35. 1990.

CASTELLETTI, C.H.M.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. Quanto ainda resta de caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R., Tabarelli e SILVA, J. M. C. (eds.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Editora Universitária,

UFPE, Recife. p. 718-734. 2003.

CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K.H.; FINE, P. V. A.; KEMBE, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12: 693–715. 2009.

CECCON, E.; HUANTE, P.; RINCÓN, E.L. Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forests Regeneration. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. 49(2), 305-312. 2006.

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** .21(74), 37-43. 2002.

EWEL J., BERISH C., BROWN B., PRICE N., RAICH J. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology**. 62(3), 816-829. 1981.

FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, F.; VELASCO-SALCEDO, V.M.; GUERRERO-CONTECHA, J.; GALVIS, M; NERI, A.V. Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). **Colombia Forestal**. 19(2), 143-160. 2016.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical rain secondary forests: the first 100 years of succession. **Tree**. 11(3), 119-124. 1996.

GAO, M.; WANG1, X.; HUI, C.; YI, H. ; ZHANG, C.; WU, X.; BI, X.; WANG, Y.; XIAO L.; WANG, D .Assembly of plant communities in coastal wetlands—the role of saltcedar *Tamarix chinensis* during early succession. **Journal of Plant Ecology**. 8(5), 539–548. 2015.

GARCÍA-OLIVA, F.; EZCURRA, E.; GALICIA, L. Pattern of rainfall distribution in the Central Pacific Coast of Mexico. **Geografiska Annaler**. Series A, Physical Geography. 73(3/4) 179–186. 1991.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks. In: LECK, M.A.; PARKER, T.V.; SIMPSON, R.L.A.F. (eds) **Ecology of soil seed banks**. New York. p. 149-209. 1989.

GERHARDT, K.; HYTTEBORN, H. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. **Journal of Vegetation Science**. 3(3), 361-364. 1992.

GONZÁLEZ-RIVAS, B.; TIGABU, M.; CASTRO-MARÍN, G.; ODÉN, P. C. Soil seed bank assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in Nicaragua. **Journal of Forestry Research**. 20(4),349–354. 2009.

GÖTZENBERGER, L.; DE BELLO, F.; BRÅTHEN, K.A.; DAVISON, J.; DUBUIS, A.; GUISAN, A.; LEPS, J.; LINDBORG, R.; MOORA, M.; PÄRTEL, M.; PELISSIER, L.; POTTIER, J.; VITTOZ, P.; ZOBEL, K.; ZOBEL, M. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biol Rev Camb Philos Soc** 87:111–27. 2012.

GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, M.T.; R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. 18(5), 759-774. 2002.

GUARIGUATA, M.R.; DUPUY, J.M. **Biotropica**. 29(1), 15-28. 1997.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**. 148(1), 185-206. 2001.

HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.M.; GARCÍA-MÉNDEZ, S. Diversidad, estructura y regeneración de la selva tropical estacionalmente seca de la Península de Yucatán, México. **Revista de Biología Tropical**. 63 (3), 603-616. 2015.

HOOPER, E.R.; LEGENDRE; P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. **Ecology**,85(12), 3313– 3326. 2004.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforest and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**. 42(6), 1165-1174. 2005.

JANICKA, M. Species composition of the soil seed bank in comparison with the floristic composition of meadow sward. The Warsaw Agricultural University (SGGW). **Grassland Science**, v. 1, p. 200-202, 2006.

JANZEN, D.H. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. **Annals of the Missouri Botanical Garden**. 75(1), 105–116. 1988.

JANZEN, D.H. Florestas tropicais secas: o mais ameaçado dos grandes ecossistemas tropicais. In: Wilson, E.O. e Peter, F.M. (orgs.). **Biodiversidade**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 166-176. 1997.

KALACSKA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA; G.A.; CALVO-ALVARADO, J.C.; QUESADA, M.; RIVARD, B.; JANZEN, D.H. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. **Forest Ecology and Management**. 200 (1), 227-247. 2004.

KASSAHUN, A.; SNYMAN, H.A.; SMIT, G.N. Soil seed bank evaluation along a degradation gradient in arid rangelands of the Somali region, eastern Etiopia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. 129 (4), 428-436. 2009.

KAUFFMAN, J.B.; SANFORD, R.L.; CUMMINGS, D.L.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Biomass and Nutrient Dynamics Associated with Slash Fires in Neotropical Dry Forests. **Ecology**, 74 (1), 140-151. 1993.

KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**. 162 (2-3), 197–208. 2002.

KHURANA, E.; SINGH, J.S. Influence of Seed Size on Seedling Growth of *Albizia procera* Under Different Soil Water Levels. **Annals of Botany**. 86 (6), 1185-1192. 2000.

KOOYERS, N.J. The evolution of drought escape and avoidance in natural herbaceous populations. **Plant Science**. 234, 155–162. 2015.

LEBRIJA-TREJOS, E.; BONGERS, F.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A.. **Biotropica**. 40 (4), 422-431. 2008.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A.; BONGERS, F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**. 91(2), pp. 386–398. 2010.

LIU, M.; JIANG, G.; YU, S.; LI, Y.; LI, G. The role of soil seed banks in natural restoration of the degraded Hunshandak sandlands, northern China. **Restoration Ecology**. 17 (1), 127–136. 2009.

LOPES, C.G.R. **Regeneração natural em uma área de agricultura abandonada em ambiente semiárido**. Tese de Clarissa Gomes Reis Lopes. 2011. UFRPE. 144 f.: il.

LOPES, C.G.R.; FERRAZ, E.M.; CASTRO, C.C.; LIMA, E.N.; SANTOS, J.M.F.F.; SANTOS, D.M.; ARAÚJO, E.L. Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian semiarid region. **Forest Ecology and Management**. 271, 115–123. 2012.

LOWNEY, C.A.; GRAHAM, B.D.; SPETICH, M.A.; SHIFLEY, S.R.; SAUNDERS, M.R.; JENKINS, M.A. Two decades of compositional and structural change in deciduous old-growth forests of Indiana, USA. **Journal of Plant Ecology**. 9 (3), 256-271. 2016.

MARTEINSDÓTTIR, B. Seed Rain and Seed Bank Reveal that Seed Limitation Strongly Influences Plant Community Assembly in Grasslands. **PLoS ONE**. 9 (7), 2014.

MARTÍNEZ, O.J.A.; RODRÍGUEZ, M.A.; ROSARIO, I.; SOTO, N; LÓPEZ, A., LUGO, A. E. Structure and species composition of novel forests dominated by an introduced species in northcentral Puerto Rico. **New Forests**. 39, 1–18. 2010.

MAZA-VILLALOBOS, S.; LEMUS-HERRERA, C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. **Journal of Tropical Ecology**. 27:35–49. 2011a.

MAZA-VILLALOBOS, S.; LEMUS-HERRERA, C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. **Journal of Tropical Ecology**. 27:35–49. 2011b.

MAZA-VILLALOBOS, S.; POORTER, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Effects of ENSO and Temporal Rainfall Variation on the Dynamics of Successional Communities in Old-Field Succession of a Tropical Dry Forest. **PloS one**. 8(12). 2013.

MCLAREN, K.P.; MCDONALD, M.A. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. **Journal of Tropical Ecology**. 19(5), 567-578, 2003.

MENDES, L.B.; SILVA, K.A.; SANTOS, D.M.; SANTOS, J. M.F.F.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E.L. What happens to the soil seed bank 17 years after clear cutting of vegetations? **Revista de Biologia Tropical**. 63(2), 321-332, 2015.

MILLER P.M. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**. 15(2), 179-188. 1999.

MIRANDA, J.D.; JORQUERA, M.J.; PUGNAIRE, F.I. Phenological and reproductive responses of a semiarid shrub to pulsed watering. **Plant Ecology**. 215(7), 769–777. 2014.

MIZRAHI, A.; PRADO, J.M.R. JUAN; JIMÉNEZ-OSOMIO, J. Composition, structure, and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. **Forest Ecology and Management**. 96(3), 273-282. 1997.

MOONEY, H.A.; BULLOCK, S.H.; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (editors). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, New York. Pp 1-8. 1995.

MOTERLE, L. M.; LOPES, P.C.; BRACCINI, A.L.; SCAPIM, C.A. Germinação de sementes e crescimento de plântulas de cultivares de milho-pipoca submetidas ao estresse hídrico e salino. **Revista Brasileira de Sementes**. 28(3), 169-176. 2006.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. Ecology of tropical dry forest. **Annual review of ecology and systematics**. 17, 67-88. 1986.

OTTERSTROM, S.; SCHWARTZ, M.; VELÁZQUEZ-ROCHA, I. Responses to Fire in Selected Tropical Dry Forest Trees. **Biotropica**. 38(5), 592-598. 2006.

PAUDEL, S.; BATTAGLIA, L.L. The role of light, soil and human factors on the probability of occurrence of an invasive and three native plant species in coastal transitions of coastal Mississippi, USA. **Journal of Plant Ecology**. (8)5, 491–500. 2015.

PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; COSTA, J.R.M.; DIAS, J.M. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasílica**. 15(3), 431-426. 2001.

REICH, P.B.; BORCHERT, R. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**. 72(1), 61-74. 1984.

REIS, A.M.S.; ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N.; MOURA, A.N. Inter-annual variations in the floristic and population structure of an herbaceous community of “caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**. 29(3), 497-508. 2006.

RIBAS, R.F.; NETO, J.A.A.M; SILVA. A.F.; SOUZA, A. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**. 27(6), 821-830. 2003.

SÁ, I.B.; RICÉ, G.R.; FOTIUS, G.A. Fatores abióticos: áreas e ações prioritárias para conservação da caatinga. In: SILVA, J. M. C. et al. (Org.). **Biodiversidade da caatinga: e ações prioritárias para conservação**. Brasília: MMA, 2003. 37-44.

SAMPAIO, E.V.S.B., ARAÚJO, E.L., SALCEDO, I.H., e TIESSEN, H. Regeneração da vegetação após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Revista Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. 33(5), 621–632. 1998.

SANTOS, J.M.F.F.; SANTOS, D.M.; Lopes, C.G.R.; SILVA, K.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, E.L. Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 185(10), 8287–8302. 2013.

SANTOS, D.M.; SILVA, K.A.; SANTOS, J.M. F.F.; LOPES, C. G. R.; PIMENTEL, R.M. M.; ARAÚJO, E.L. Variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de floresta tropical seca (caatinga) – Pernambuco. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA. 27(1). 2010.

SANTOS, D.M.; SANTOS, J.M.F.F.; SILVA, K.A.; ARAÚJO, V.K.R.; ARAÚJO, E.L. Composition, species richness, and density of the germinable seed bank over 4 years in young

and mature forests in Brazilian semiarid regions. **Journal of Arid Environments**. 129, 93-101. 2016.

SANTOS, J.M.F.F. 2014. **Comunidades herbáceas em áreas preservada e antropizada da caatinga e seus usos**. Tese de Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos. – Recife, 2014. 179 f.: il.

SANTOS, J.M.F.F.; ANDRADE, J.R.; LIMA, E.N.; SILVA, K.A.; ARAÚJO, E.L. Dinâmica populacional de uma espécie herbácea em uma área de floresta tropical seca no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. 5(1), p. 855-857. 2007.

SILVA, S.O.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A.; LIRA, M.A.; ALVES-JUNIOR, F.T.; CANO, M.O.O.; TORRES, J.E.L. Regeneração natural em um remanescente de caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. **Revista Árvore**. 36(3), 441-450. 2012.

SILVA, K.A.; ANDRADE, J.R.; SANTOS, J.M.F.F.; LOPES, C.G.R.; FERRAZ, E.M.N.; ALBUQUERQUE, U.P.; ARAÚJO, E.L. Effect of temporal variation in precipitation on the demography of four herbaceous populations in a tropical dry forest area in Northeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**. 63(4), 903-914. 2015.

SCHWINNING, S.; SALA, O.E. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. **Oecologia**. 141, 211–220. 2004.

SOBRAL, F.L.; CIANCIARUSO, M.V. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**. 28(4), 617-631, 2012.

SOUZA, M.J.N.; MARTINS, M.L.R.; SOARES, Z.M.L.; FREITAS-FILHO, M.R.; ALMEIDA, M.A.G.; PINHEIRO, F.S.A.; SAMPAIO, M.A.B.; CARVALHO, G.M.B.S.; SOARES, A.M.L.; GOMES, E.C.B. e SILVA, R.A. Redimensionamento da região semi-árida do Nordeste do Brasil. In: Conferência Nacional e Seminário Latino-Americano de Desertificação. **Fundação Esquel do Brasil**, Fortaleza. 1994.

STERN, M.; QUESADA, M.; STONER, K.E. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. **Revista de Biologia Tropical**. 50 (3-4), 1021-1034. 2002.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J.M.; FAGG, C.W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**. 35(3), 473-483, 2011.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**. 14 (1), 11–20. 2006.

YOUNG, K.R; EWEL, J.J; BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**. 71(3), 157–173. 1987.

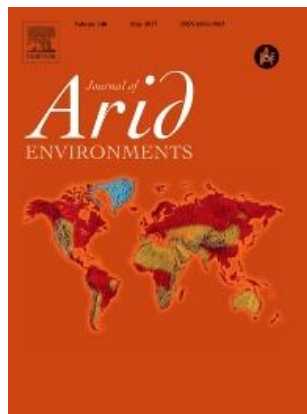
ZHANG, J.; MAYOR, S.J.; HE, F.L. Does disturbance regime change community assembly of angiosperm plant communities in the boreal forest? **Journal of Plant Ecology**. 7:188–201. 2014.

ZHANG, R.; LIU, T.; ZHANG; J.; SUN, Q. Spatial and environmental determinants of plant species diversity in a temperate desert. **Journal of Plant Ecology**. 9 (2), 124-131. 2016.

Influência da idade de regeneração e da sazonalidade climática sobre a comunidade regenerante em uma área do semiárido do Brasil

Jéssica Aruã Feitosa de Moraes Viana¹, André Laurênio de Melo², Elcida de Lima Araújo¹, Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos¹ e Kleber Andrade da Silva³

Artigo a ser enviado ao periódico



Influência da idade de regeneração e da sazonalidade climática sobre a comunidade regenerante em uma área do semiárido do Brasil

Jéssica Aruã Feitosa de Moraes Viana^{1*}; André Laurênio de Melo²; Elcida de Lima Araújo¹, Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos¹; Kleber Andrade da Silva³

RESUMO

Atividades antrópicas vêm crescendo rapidamente sobre áreas de florestas secas que, por sua vez, tendem a se regenerar naturalmente. A vegetação regenerante depende, no entanto, da sazonalidade climática e do tempo de abandono da área, sendo que estas variáveis podem afetar a composição florística, a riqueza de espécies e a densidade da comunidade regenerante. Assim sendo, este trabalho verificou a composição florística, densidade e riqueza da assembleia de regenerantes entre as estações climáticas em três áreas de caatinga com diferentes idades de regeneração. Realizou-se o levantamento florístico de todos os indivíduos de até 1m de altura de plantas lenhosas e herbáceas presentes em parcelas de 1x1, sendo 40 parcelas em cada área, durante as estações seca (setembro a dezembro) e chuvosa (janeiro a maio). Foi encontrado um total de 66 espécies, sendo 45 no campo, 38 na área jovem e 43 na área madura. A composição florística diferiu significativamente entre as áreas e variou entre as estações em cada área. O campo e a floresta madura apresentaram semelhança quanto ao número acumulado de espécies, e não houve influência da densidade sobre a riqueza. Na estação chuvosa a riqueza foi maior para o campo, reduziu na floresta jovem e voltou a crescer na floresta madura, já na estação seca, a floresta madura obteve maior riqueza. A densidade foi maior para o campo e floresta jovem na estação chuvosa. A interação entre a idade da floresta e a estação climática são fatores fundamentais para a formação e manutenção da comunidade regenerante em florestas secas, selecionando diferentes conjuntos florísticos, promovendo e provocando alterações na riqueza de espécies em cada estágio da floresta, além de diminuir a densidade das comunidades regenerantes com o avanço da regeneração.

Palavras chaves: Variação sazonal, Caatinga, Regenerantes, Antropização

1. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de biologia, Área Botânica, Dois Irmãos, 52171-900, Recife-PE, Brasil.

*Autor para correspondência: Endereço de e-mail: jessicaarua@hotmail.com

2. Universidade Federal Rural de Pernambuco-Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Departamento de Biologia, Área Botânica, Fazenda Saco, 56900-000, Serra Talhada-PE, Brasil.

3. Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, Rua do Alto do Reservatório, 55608-680, Vitória de Santo Antão-PE, Brasil.

1. Introdução

As florestas tropicais secas estão distribuídas em áreas que tem como característica principal, baixos registros pluviométricos além de uma forte sazonalidade climática, com estações seca e chuvosa bem definidas (Murphy e Lugo, 1986; Janzen, 1988; Janzen, 1997; Miles et al., 2006). Mais da metade destas florestas (54%) são encontradas na América do Sul (Miles et al., 2006), estando entre elas a caatinga, um tipo de vegetação seca encontrada no semiárido do Brasil (Andrade-Lima, 1981). A caatinga é um ecossistema que vem sendo constantemente ameaçado (assim como outras florestas secas no mundo) pela expansão de atividades agropecuárias (Castelletti et al., 2003), contudo, apesar dos intensos impactos antrópicos sofridos, diversos estudos revelam a intensa capacidade de regeneração da vegetação seca (Brown e Lugo, 1990; Lebrija-Trejos et al., 2008; Santos et al., 2013; Hernández-Ramírez e García-Méndez, 2015) sendo esta regeneração dependente, dentre outros fatores, da variação sazonal da precipitação (Reis et al., 2006; Maza-Villalobos et al., 2013).

Os diferentes impactos antrópicos, aos quais as florestas secas tropicais estão submetidas, podem provocar mudanças em alguns atributos da vegetação regenerante. Trabalhos realizados em florestas secas tropicais pelo mundo mostram que florestas secundárias que sofreram perturbação apresentam composição florística diferente em relação a fragmentos preservados, aumento da riqueza e redução da densidade de lenhosas (Lebrija-Trejos et al., 2008; Almazán-Núñez et al., 2012; Silva et al., 2012). Já o estrato herbáceo apresenta redução tanto na riqueza quanto na densidade com o avanço da regeneração, além de mudanças na composição florística (Santos et al., 2013). Alguns estudos revelam que o uso do fogo resulta em aumento na densidade de plântulas de algumas espécies por promover a germinação de sementes alóctones, (Gould et al., 2002; Otterstrom e Schwartz, 2006) e estímulo na produção de rebrotos (Sampaio et al., 1998; Bendixsen et al., 2016), além de provocar diminuição na riqueza e variações na composição florística dessas áreas (Fernández-Méndez et al., 2016). No caso do uso da terra para o pasto, é observado redução na densidade e mudanças na composição florística, além de dominância de poucas espécies (Brady et al., 1989; Stern et al., 2002; Powers et al., 2009).

Além das alterações provocadas pelo histórico de uso antrópico sobre os atributos da vegetação regenerante em um determinado local, a sazonalidade climática também exerce influência no processo regenerativo de florestas secas (Reis et al., 2006; Santos et al., 2013).

A maior disponibilidade hídrica no ambiente durante o período chuvoso permite elevadas taxas de germinação de sementes (Lieberman e Li 1992) bem como o maior recrutamento de plântulas (Barbosa, 2003; Reis et al., 2006; Santos et al., 2013; Lima et al., 2007; Vieira e Scariot, 2006; Maza-Villalobos et al., 2013), enquanto que na estação seca é observada uma elevada mortalidade (Lee, 1989; Lima et al., 2007). Desta forma maiores valores de riqueza e densidade no período chuvoso são encontrados além de diferente composição florística entre as estações.

Neste trabalho, foram considerados regenerantes nos estágios de plântula e juvenil, com o intuito de investigar o comportamento da vegetação no início do desenvolvimento diante das variações climáticas, já que plantas em seus primeiros estágios de vida são altamente sensíveis a variação de água no ambiente (Miranda et al., 2014). Alguns estudos abordam a vegetação regenerante inicial no processo de sucessão secundária em florestas secas tropicais (Capers et al., 2005; Lebrija-Trejos et al., 2010b; Maza-Villalobos et al., 2011b), destacando a importância desta fase da vegetação no processo de regeneração (Capers et al., 2005).

Considerando, portanto, que a idade da floresta e a sazonalidade climática influenciam o comportamento da vegetação regenerante, é esperado que as áreas com menor tempo de regeneração apresentem diferenças na sua composição florística, em relação à floresta madura, e que maiores valores de riqueza e densidade sejam registradas no campo e sejam reduzidas com o avanço da idade da floresta.

Ainda se espera que estes atributos variem entre as estações, onde um diferente conjunto florístico e maiores valores de riqueza e densidade são esperados no período chuvoso, tendo em vista que muitas espécies dependem das chuvas da estação para se estabelecer.

Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo verificar a composição florística, riqueza e densidade de espécies regenerantes em áreas de caatinga com diferentes idades de regeneração durante a estação chuvosa e seca, sendo esperado encontrar: 1. Composição florística diferente entre as diferentes idades e entre as estações climáticas; 2. Maiores valores para a riqueza de espécies e densidade de indivíduos durante a estação chuvosa; 3. Maiores valores de riqueza de espécies e densidade nas áreas em estágios iniciais de sucessão.

2. Material e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

A área selecionada para a realização do estudo está localizada dentro de uma extensão conhecida como Mata da Pimenteira, pertencente ao Parque Estadual Mata da Pimenteira (Decreto nº 37.823, de 20/01/2012), com localização 7°53'48.96"S e 38°18'14.30"O, no município de Serra Talhada, Pernambuco. A região apresenta predominantemente solos litólicos, associados com Podzólicos Vermelho Amarelo e afloramentos rochosos o que implica numa baixa disponibilidade hídrica para a vegetação. O clima é semiárido do tipo BSw^h da classificação de Köppen, com precipitação média anual de 653,2 mm, concentrada entre os meses de janeiro a abril e temperatura média anual de 23,8°C (Silva e Almeida, 2013).

A área do Parque está inserida em uma propriedade do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), denominada Fazenda Saco, a uma distância de cerca de 3 km do perímetro de Serra Talhada. A localidade apresenta trechos de vegetação arbórea e ainda áreas com vegetação arbustivo-arbórea (Ferraz et al., 1998). Na área ocorrem 67 famílias de plantas, sendo Fabaceae, Euphorbiaceae e Malvaceae as que apresentam o maior número de espécies (Melo et al., 2013).

O estudo foi realizado em três localidades da Mata da Pimenteira denominadas: 1) campo; 2) fragmento de floresta jovem ; e 3) fragmento de floresta madura (área controle). De acordo com entrevistas com técnicos do IPA, um trecho de aproximadamente 4 ha sofreu corte raso da vegetação para o plantio de milho (*Zea mays* L.) e feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). Desta área, uma faixa de 2 ha que se regenera naturalmente a cerca de um ano, foi selecionada para o estudo, sendo chamada área do campo. Além do corte sofrido, ainda foi notado que a área havia sido queimada, pois apresentava resquícios recentes do uso de fogo, além do relato de agricultores residentes da área circunvizinha ao Parque. A área apresenta alguns arbustos e ervas e é margeada por alguns indivíduos arbóreos adultos remanescentes da floresta original. Após o abandono do cultivo agrícola, esta área ainda foi utilizada como pasto natural para o gado durante cerca de sete meses antes do início desse estudo.

A cerca de 300m do campo, os outros 2 ha do cultivo de milho e feijão selecionados, abandonados desde o ano de 2010, contabilizando cinco anos de regeneração, foi considerada para o estudo sendo denominada floresta jovem. Esta área apresenta trechos de vegetação

arbustivo-arbórea composta principalmente por indivíduos da espécie *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., medindo aproximadamente três metros de altura.

A floresta madura, por sua vez, corresponde a um fragmento que não apresenta registro de corte raso há pelo menos 30 anos, segundo os dados coletados pelos técnicos do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA). Esta área fica distante do campo cerca de 20m e a 150m da floresta jovem.

2.2. Amostragem dos regenerantes

Foram estabelecidas 120 parcelas de 1x1 m, sendo 40 em cada uma das três áreas, de forma aleatória, a partir do sorteio prévio dos pontos de cada área, seguindo um sistema de coordenadas no plano cartesiano. Dois transectos perpendiculares foram traçados, um de 50 m (eixo vertical) e outro de 100 m (eixo horizontal), os quais se inter cruzavam dentro de cada área e, a partir de então, houve a instalação das parcelas nos pontos definidos no sorteio. A marcação das parcelas ocorreu com o uso de piquetes de madeira pintados (para melhor visualização), enumerados e delimitadas com barbante.

Realizou-se a amostragem mensal dos indivíduos durante a estação seca de 2015 e a estação chuvosa de 2016. Todos os indivíduos lenhosos e herbáceos emergidos do solo com até 1 m de altura, encontrados dentro das parcelas, foram considerados para a amostragem dos regenerantes. Estes foram marcados com etiquetas de plástico enumeradas e ligadas à sua base com arame plastificado. O número marcado era correspondente ao número do indivíduo no censo. Considerou-se como indivíduo toda a planta que não apresentava conexão com outra ao nível do solo (Silva et al., 2016). Visitas mensais às parcelas amostradas foram realizadas para a obtenção de material reprodutivo das plantas que não estavam floridas no início do levantamento florístico.

A identificação taxonômica realizou-se através da visualização em campo ou posteriormente por comparações com exsiccatas depositadas no Herbário do Semiárido Brasileiro (HESBRA) e no Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR), por auxílio de chaves taxonômicas e literatura especializada, além do envio de material com identificação duvidosa para especialistas. As espécies foram incorporadas ao acervo do Herbário do Semiárido Brasileiro HESBRA/UAST/UFRPE. A grafia do nome das espécies foi verificada a partir de consulta ao The Plant List (<http://www.theplantlist.org>). A abreviação das autorias

das espécies foi feita utilizando-se a obra de Brummit e Powell (1992). Após a identificação, elaborou-se uma lista geral de espécies para as áreas, seguindo o sistema de classificação de APG IV (2016).

2.3. Análise dos dados

Os efeitos da idade da floresta, da variação sazonal na precipitação e de suas interações sobre a riqueza e densidade da assembleia de regenerantes foram verificados através de Modelos Lineares Generalizados (GLM - ANOVA) (McCullagh e Nelder, 1989). Diferenças na riqueza média e densidade média entre as florestas jovem e madura e o campo e entre as estações chuvosa e seca foram verificadas pelo teste de Tukey a posteriori. As análises foram realizadas pelo programa Estatistic 7.0. Foi feita uma curva de rarefação (999 permutações) com o número esperado de espécies (\pm desvio padrão) para verificar se houve influência da densidade sobre a riqueza de espécies encontrada em cada área (Sanders, 1968; Gotelli e Colwell, 2001). A análise de rarefação foi realizada pelo programa EstimateS versão 8.2.

A similaridade florística da assembleia de regenerantes entre os fragmentos de floresta madura e jovem e o campo e entre estações chuvosa e seca foram comparadas através da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando a matriz de dissimilaridade Bray-Curtis, com base na densidade absoluta das espécies das 40 unidades amostrais de cada área de estudo. Utilizou-se o ANOSIM para verificar a significância do agrupamento formado no NMDS. As análises NMDS e ANOSIM foram realizadas pelo programa Primer versão 6.1.6 (Clarke e Gorley, 2006).

3. Resultados

A composição florística foi diferente entre as áreas e variou entre as estações (Figuras 1 e 2). A similaridade entre as três áreas foi de 41% (Figura 1). Cerca de 30% do total de espécies ocorreu durante as duas estações climáticas, dentre estas *Gaya gracilipes* K.Schum., *Herissantia tiubae* (K. Schum.) Briz., *Melochia tomentosa* L. e *Sida galheirensis* Ulbr. que foram encontradas nas três áreas estudadas (Apêndice 1). Contrariamente, algumas espécies ocorreram exclusivamente em cada uma das áreas observadas, sendo: sete no campo, oito na

floresta jovem e nove na floresta madura (Apêndice 1). Das espécies exclusivas, três ocorreram nas duas estações climáticas (chuvosa e seca), sendo registradas apenas na área madura: *Cereus jamacaru* DC, *Ditaxis desertorum* Pax & K. Hoffm. e *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., E, ainda na área madura, *Ptilochaeta bahiensis* Turez., foi a única espécie exclusiva da estação seca sendo representada por um único indivíduo.

Foram registradas 66 espécies, 56 gêneros e 25 famílias. Do número total de espécies, duas foram identificadas ao nível de família, sete ao nível de gênero e 57 ao nível de espécie. Nas áreas, separadamente, foram registradas 45 espécies no campo, 38 na floresta jovem e 43 na floresta madura. Apenas 18 espécies foram comuns às três áreas. (Apêndice 1). As famílias mais representativas foram: no campo - Fabaceae (com seis espécies), Malvaceae (6) e Poaceae (4); na floresta jovem - Euphorbiaceae (7), Fabaceae (7) e Malvaceae (5); e na floresta madura - Euphorbiaceae (6), Malvaceae (6) e Convolvulaceae (4) (Apêndice 1).

Foram encontradas 65 espécies na estação chuvosa e 22 espécies na estação seca. Na estação chuvosa, em cada área, foram encontradas 44 espécies no campo, 37 na floresta jovem e 40 na floresta madura. Já durante a seca, sete espécies foram encontradas no campo, 11 na floresta jovem e 20 na floresta madura.

Quanto ao hábito houve um total de 34 espécies de ervas, 15 arbustos, 12 subarbustos, e cinco árvores, no total. No campo, registrou-se 30 ervas, oito subarbustos, seis arbustos e uma árvore; na floresta jovem 18 ervas, sete subarbustos, 10 arbustos e três árvores; por sua vez a floresta madura apresentou 22 ervas, nove subarbustos, oito arbustos e quatro árvores (Apêndice 1).

A idade da floresta (2%), a estação climática (69%), bem como a interação entre essas duas variáveis (2%) explicaram a variação na riqueza de espécies (Tabela 1). A riqueza de espécies foi maior na estação chuvosa nas três áreas (Figura 4). Durante a estação chuvosa, a riqueza de espécies foi maior no campo, floresta madura e floresta jovem, consecutivamente, já durante a estação seca a floresta madura apresentou maior riqueza (Figura 4). A riqueza de espécies foi semelhante entre o campo e a floresta madura e reduziu significativamente na floresta jovem (Figura 3). Não foi observado efeito do número de indivíduos sobre a riqueza de espécies encontradas (Figura 3).

Foi registrado um total de 37.476 indivíduos regenerantes nas três áreas de estudo (campo, jovem e madura), destes, 14.718 ocorreram no campo, 12.298 na área jovem e 10.460 na

floresta madura. Considerando as duas estações climáticas, foi obtido um total de 36.932 indivíduos na estação chuvosa e 544 na estação seca. Somente na estação chuvosa, para o campo foram registrados 14.642 indivíduos, na floresta jovem 12.201 e na floresta madura 10.089 indivíduos regenerantes. Na estação seca foram registrados 76 indivíduos no campo, 97 na área jovem e 371 na área madura.

As variações na densidade dos regenerantes foram explicadas pela estação climática e pela interação entre a idade da floresta e estação (Tabela 1). A densidade das espécies foi semelhante entre as florestas durante a estação seca, já na estação chuvosa a floresta madura apresentou maior densidade, variando significativamente (Figura 5).

4. Discussão

A idade de regeneração bem como a sazonalidade influenciaram os atributos da vegetação regenerante, visto que houve baixa similaridade florística entre as áreas e entre estações, concordando com a primeira hipótese levantada nesse estudo. A mudança na composição florística em florestas de sucessão secundária é relatada em diversos estudos, tanto naquelas mais jovens quanto nas de estágio sucessional mais tardio (Bendixsen et al., 2015; Lebrija-Trejos et al., 2008; Santos et al., 2013; Almazán-Nuñez et al., 2012), sendo este um aspecto da vegetação que talvez nunca seja recuperado mesmo em florestas que possuem alta capacidade de resiliência (Derroire et al., 2016).

A diferença na composição florística entre o campo, a floresta jovem e a floresta madura, além da ocorrência de espécies exclusivas, indicam a formação de grupos distintos para cada área, corroborando também com a hipótese descrita por Santos et al. (2013) e Santos (2014). Nestes estudos os autores investigaram o comportamento regenerante do componente herbáceo, sugerindo que a composição de herbáceas seria diferente ao longo da sucessão, devido as diferentes funções desempenhadas por estas espécies. De modo que, no início, o grupo formado seria responsável pela colonização das áreas perturbadas, com o passar da sucessão haveria uma substituição gradativa das colonizadoras por herbáceas secundárias, até o estabelecimento de espécies tardias nos estágios sucessionais mais avançados.

A maior riqueza de espécies encontrada na área do campo pode estar relacionada ao estrato da vegetação considerada no estudo (herbáceos e lenhosos até 1 metro de altura), onde o número de herbáceas foi o dobro em relação àquelas de hábito lenhoso. Geralmente, no início da sucessão há um maior número de ervas e estas reduzem com o tempo (Santos et al.

2013), contudo, o número de espécies lenhosas inicialmente é baixo e aumenta ao longo da sucessão (Brown e Lugo, 1990; Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008).

A elevada riqueza de regenerantes na área do campo pode estar associada à capacidade de colonização de locais perturbados de algumas espécies, principalmente as herbáceas (Guariguata e Ostertag, 2001), visto que, neste estudo as espécies herbáceas registraram o dobro do número de espécies lenhosas. Além do poder colonizador, as ervas promovem a cobertura do solo (Feitoza et al., 2008), e auxiliam o estabelecimento de espécies lenhosas (Lima, 2011) que serão substituídas por estas ao longo da sucessão (Kennard, 2002, Lebrija-Trejos et al., 2008).

Diferentemente da área do campo, a floresta jovem registrou o menor número de espécies, mas apesar de também estar numa fase inicial do processo de regeneração (cinco anos após o abandono), a diferença na composição e na riqueza de espécies entre essas duas áreas já pode ser observada. Talvez, o histórico de uso pode ter influenciado o maior número de espécies regenerantes no campo, visto que, esta área também foi usada como pasto para o gado, além do uso agrícola. A presença destes animais pode promover a entrada de espécies com potencial de colonizador, já que, o gado pode transportar em seus pelos propágulos provenientes de outros locais (Fenner, 1985; Garwood, 1989). Contrariamente ao observado neste estudo, florestas em estágios intermediários podem apresentar maiores valores de riqueza. Um exemplo disso foi o estudo de Kalacska et al. (2004), que observou os efeitos do uso da terra sobre alguns aspectos da vegetação lenhosa regenerante em uma floresta seca na Costa Rica, onde a maior riqueza de espécies foi registrada para a floresta em estágio intermediário. Os autores explicaram que isso ocorreu porque nem sempre a riqueza de espécies vai aumentar (ou reduzir) de forma linear, seguindo o percurso da regeneração sem sofrer alguma perturbação entre as fases intermediária e tardia.

A floresta madura por sua vez apresentou riqueza semelhante à área do campo, demonstrando o estabelecimento de uma comunidade específica deste ambiente. Sabe-se ainda que diferenças microclimáticas entre áreas (Araújo et al., 2005; Reis et al., 2006; Silva et al., 2013, Silva et al., 2016) e as características intrínsecas das espécies (Sobral e Cianciaruso, 2012) são fundamentais na formação da comunidade, selecionando as espécies que compõem cada ambiente.

A literatura aponta que a proximidade com locais preservados facilita a colonização de áreas perturbadas (Hooper et al., 2004), porém isso não foi observado nesse estudo apesar da proximidade entre a floresta madura e as áreas antropizadas, já que não foi observada semelhança florística entre os três fragmentos. Como exemplo, o registro de plântulas de

Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan, única espécie arbórea encontrada no campo, em parcelas localizadas no lado oposto à floresta madura. Diante disso, estes indivíduos provavelmente sejam provenientes de uma árvore que se encontrava logo após o limite considerado para a área de campo, bem próximo a essas parcelas. É comum observar a ocorrência de plântulas próximas à planta mãe em espécies que dispersam suas sementes por autocoria, como é o caso de *Anadenanthera colubrina*. Além disso, o fato desta espécie ter sido a única lenhosa a ser encontrada na área do campo, pode ser devido a sua capacidade de recolonizar áreas perturbadas, já que esta espécie apresenta uma elevada produção de sementes e plântulas depois de uma perturbação (Kennard et al., 2002; Alves-Júnior et al., 2013).

Assim como o esperado, a densidade de regenerantes foi maior no campo e na floresta jovem, onde houve semelhança, e menor na floresta madura. A elevada densidade do campo e da floresta jovem deve-se ao fato de que estas áreas estão no início do processo de regeneração. Áreas antropizadas em estágios iniciais possuem elevado número de indivíduos regenerantes (Brown e Lugo, 1990; Vieira e Scariot, 2006; Santos et al., 2013), boa parte, originados das sementes armazenadas no solo (Maza-Villalobos et al., 2011a; Santos et al., 2016). Além disso, algumas espécies colonizadoras apresentam numerosas populações (Feitoza et al., 2008; Silva et al., 2009; Andrade et al., 2015), fato observado, principalmente, no início do período chuvoso, sendo esta uma estratégia interessante na colonização de ambientes perturbados.

Nossos resultados mostraram que a estação climática foi determinante para as diferenças na composição florística, riqueza e densidade entre as áreas, visto que, as chuvas da estação são responsáveis por promoverem um maior recrutamento de plântulas (Reis et al., 2006; Silva et al., 2013; Maza-Villalobos et al., 2013), podendo ser até quatro vezes maior em relação a estação seca (Maza-Villalobos et al., 2013), especialmente quando se considera a vegetação herbácea (Santos et al., 2013).

Muitas das espécies encontradas nesse estudo são herbáceas terófitas, plantas que concluem seu ciclo de vida durante o período chuvoso, sendo a água o principal fator que afeta o comportamento da vegetação regenerante em florestas secas (Brown e Lugo, 1990; Vieira e Scariot, 2006; Reis et al., 2006; Maza-Villalobos et al., 2013).

Apesar de a estação chuvosa ter apresentado maior riqueza, a ocorrência de algumas espécies durante a estação seca indica um ajuste destas a este período. Algumas espécies herbáceas podem permanecer no ambiente durante a estação seca através de gemas vegetativas na parte aérea, que lhes permitem produzir novas folhas e flores com a chegada da

estação favorável (Cain, 1950; Reich e Borchert, 1984; Bullock e Solis-Magallanes, 1990). No presente estudo, alguns representantes da família Malvaceae (*Gaya gracilipes* K.Schum., *Herissantia tiubae* (K. Schum.) Briz., *Melochia tomentosa* L. e *Sida galheirensis* Ulbr) encontrados durante a seca nas três áreas apresentam forma de vida caméfitas, o que lhes possibilitou tolerar o período desfavorável. A maior riqueza de espécies durante a estação seca foi registrado na floresta madura, que apresentou, inclusive, uma espécie exclusiva neste período (*Ptilochaeta bahiensis*). Talvez, as condições climáticas influenciaram a ocorrência das espécies encontradas na floresta madura durante a seca, pois florestas com maior tempo de regeneração possuem condições microclimáticas diferentes de áreas perturbadas, favorecendo alguns aspectos da vegetação o que permite a manutenção de algumas espécies nestes locais (Lebrija-Trejos et al., 2010a; Andrade et al., 2015; Araújo et al., 2017, no prelo).

5. Conclusão

A formação diferentes grupos de plantas em cada fase da sucessão, revelaram a influência da idade da floresta associada à sazonalidade climática sobre a composição florística das comunidades. Já a riqueza de espécies variou ao longo do tempo (sendo esta maior no início, decrescendo na floresta jovem e voltando a crescer na floresta madura) Este comportamento sugere que, além da ação do tempo e das estações climáticas, as diferenças entre os microhabitats e o histórico de uso de cada área também podem ter afetado a riqueza de espécies. A densidade, por sua vez, reduziu com o aumento da sucessão.

Por fim, a maior incidência de regenerantes (maiores valores de riqueza e densidade) na estação chuvosa revelou a importância das chuvas dentro desta estação para a regeneração de florestas secas. Contudo, é indicada a realização de estudos que verifiquem a variação das chuvas em anos consecutivos para uma melhor compreensão do processo de regeneração natural, visto que a ocorrência de chuvas em anos anteriores também pode influenciar o recrutamento de plântulas em florestas de caatinga (Reis et al. 2006; Santos et al., 2013; Silva et al., 2015).

6. Agradecimentos

À direção do Parque Estadual da Mata da Pimenteira, pela permissão para a realização do trabalho na área; aos pesquisadores do Laboratório de Ecologia Vegetal e Ecossistemas Nordestinos (LEVEN) e do Herbário do Semiárido Brasileiro (HESBRA), em especial aos biólogos Crislayne Santos e Erasmo Andrade, pela ajuda na execução do projeto, à

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa e ao PPGB/UFRPE, pelo apoio institucional.

7. Referências Bibliográficas

Almazán-Núñez, R.C., Arizmendi, M.C., Eguiarte, L.E., Corcuera, P. 2012. Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. *Rev. Mex. Biod.* 83(4), 1096-1109.

Andrade-Lima, D. 1981. The caatinga dominium. *Rev. Bras. Bot.* 4, 149–153.

Andrade, J.R., Silva, K.A., Santos, J.M.F., Santos, D.M., Guerra, T.P., Araújo, E.L. 2015. Influence of microhabitats on the performance of herbaceous species in areas of mature and secondary forest in the semiarid region of Brazil. *Rev. Biol. Trop.* 63(2), 357–368.

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* 181, 1–20.

Araújo, V.K.R., Santos, J.M.F.F., Araújo, E.L., Pimentel, R.M.M., Silva, K.A. 2017. Influence of leaf morphometric variations on the growth of seedlings and juveniles of woody species in a semiarid environment. *Braz. J. Bot.* (no prelo).

Barbosa, D.C.A. 2003. Estratégias de germinação e crescimento de espécies lenhosas da caatinga com germinação rápida. pp. 625–656. In: Leal, I.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (Ed.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.

Bendixsen, D.P.; Hallgren, S.W.; Burton, J.A. 2016. Ecological succession following forest decline in a xeric oak forest of south-central United States. *J. Plant Ecol.* 9 (4), 402–409.

Brady, W.W., Stromberg, M.R., Aldon, E. F., Bonham, D.D., Henry, S.H. 1989. Response of a semidesert grassland to 16 years of rest from grazing. *J. Range Manage.* 42: 284–288.

Brown, S., Lugo, A.E. Tropical secondary forest. 1990. *J. Trop. Ecol.* 6 (1), 1–32.

Brummit, R.K. & Powell, C.E. 1992. *Authors of Plant Names*. Kew, Royal Botanical Garden. 732pp.

Bullock, S.H., Solis-Magallanes, J. A. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* Vol. 22(1), 22–35.

Cain, S.A. 1950. Life forms and phytoclimate. *Bot. Rev.* 16: 1–32.

Capers, R.S., Chazdon, R.L., Brenes, A.R., Alvarado, B.V. 2005. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *J. Ecol.* 93, 1071–1084.

Castelletti, C.H.M., Santos, A.M.M., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. 2003. Quanto ainda resta de caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R., Tabarelli & SILVA, J. M. C. (eds.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Editora Universitária, UFPE, Recife. p. 718–734.

Clarke, K.R., Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 192pp.

Derroire, G., Balvanera, P., Castellanos-Castro, C., Decocq, G., Kennard, D.K., Lebrija-Trejos, E., Leiva, J.A., Odén, P., Powers, J.S., Rico-Gray, V., Tigabu, M. Healey, J.R. 2016. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos*. 125: 1386–1397.

Feitoza, O.M.F, Araújo, E.L., Sampaio, E.V.S.B., Kill, L.H.P. 2008. Fitossociologia e danos foliares ocorrentes na comunidade herbácea de uma área de caatinga em Petrolina, PE. In: Moura, A.N., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P. (Org.) Biodiversidade, potencial econômico e processos ecofisiológicos em ecossistemas nordestinos. *Comunigraf. Recife*, v.1, pp. 105–129.

Fenner, M. 1985. *Seed Biology*. Chapman and Hall, London.

Fernández-Méndez, F., Velasco-Salcedo, V.M., Guerrero-Contecha, J., Galvis, M, Neri, A.V. 2016. Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuena Tintales (Boyacá, Colombia). *Colombia Forestal*. 19(2), 143–160.

Ferraz, E.M.N., Rodal, M.J.N., Sampaio, E.V.S.B., Pereira, R.C.A. 1998. Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. *Rev. Bras. Bot.* 21, 7–15.

Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed bank: a review. pp.149–209. In: Leck, M. A.; Parker, V. T., SIMPSON, R. L. (eds.). *Ecology of soil seed bank*. Academic Press, San Diego.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.

Gould, K.A., Fredericksen, T.S., Morales, F., Kennard, D., Putz, F.E., Mostacedo, B., Toledo, M. 2002. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for fire management. *For. Ecol. Manage.* 165:225–234.

Guariguata, M.R., Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manage.* 148(1), 185–06.

Hernández-Ramírez, A. M., García-Méndez, S. 2015. Diversidad, estructura y regeneración de la selva tropical estacionalmente seca de la Península de Yucatán, México. *Rev. Biol. Trop.* 63 (3), 603–616.

Hooper, E.R., Legendre, P., Condit, R. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85(12), 3313– 3326.

Janzen, D.H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 75(1), 105–116.

Janzen, D.H. 1997. Florestas tropicais secas: o mais ameaçado dos grandes ecossistemas tropicais. In: Wilson, E.O. e Peter, F.M. (orgs.). *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 166-176.

Kalacska, M.; Sanchez-Azofeifa, G.A., Calvo-Alvarado, J.C., Quesada, M., Rivarda, B., Janzen, D.H. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 200, 227–247.

Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 18:53–6a.

Kennard, D.K., Gould, K., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *For. Ecol. Manage.* 162(2–3), 197–208.

Lebrija-Trejos, E.; Bongers, F.; Pérez-García, E.A.; Meave, J.A. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*. 40 (4), 422–431.

Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Bongers, F., Poorter, L. 2010a. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 91(2), 386–398.

Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-García, E.A., Bongers, F. 2010b. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 12, 267–275.

Lee, D.W. 1989. Canopy dynamics and light climates in a tropical moist deciduous forest in India. *J. Trop. Ecol.* 5(1), 65–79.

Lieberman, D., Li, M. G. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *J. Veg. Sci.* 3:375–382.

Lima, E.N., Araújo, E.L., Sampaio, E.V.S.B, Ferraz, E.M.N., Silva, K.A., Pimentel, R.M.M. 2007. *Revista de Geografia*. Recife: UFPE – DCG/NAPA. 24(1), 120–136.

Lima, E.N. Influência do componente herbáceo da caatinga na regeneração natural de plantas lenhosas em uma área de vegetação preservada e uma área de agricultura abandonada. Tese de Elifábia Neves de Lima. – Recife, 2011. 108 f.: il.

Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera, C., Martínez-Ramos, M. 2011a. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *J. Trop. Ecol.* 27:35–49.

Maza-Villalobos, S., Balvanera, P., Martínez-Ramos, M. 2011b. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. *Biotropica* 43(6): 666–675.

Maza-Villalobos, S., Poorter, L., Martínez-Ramos, M. 2013. Effects of ENSO and Temporal Rainfall Variation on the Dynamics of Successional Communities in Old-Field Succession of a Tropical Dry Forest. *PloS one.* 8(12).

McCullagh, P., Nelder, J.A. 1989. *Generalized Linear Models.* Chapman & Hall. v.120.

Melo, A.L., Lima, A.L.A., Menezes, T.G.C., Cordeiro, R.S., Santos, E.S., Farias, S.G.G., Silva, F.V., Caldas, D.R.M, Matos, S.S., Melo, R., Lima, L.R., Cordeiro, W.P.F.S, Gomes, A.P.S., Rodal, M.J. Flora Vascular Terrestre. 2013. In: Parque Estadual Mata da Pimenteira: Riqueza Natural e Conservação da Caatinga– Recife: EDUFRPE, 257 p.

Miles, L., Newton, A.C., Defries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeogra.* 33, 491–505.

Miranda, J.D., Jorquera, M.J., Pugnaire, F.I. 2014. Phenological and reproductive responses of a semiarid shrub to pulsed watering. *Plant Ecol.* 215(7), 769–777.

Murphy, P.G., Lugo, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17, 67–88.

Otterstrom, S., Schwartz, M., Velázquez-Rocha, I. 2006. Responses to Fire in Selected Tropical Dry Forest Trees. *Biotropica.* 38(5), 592–598.

Powers, J. S., Becknell, J. M., Irving, J., Pérez-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *For. Ecol. Manage.* 258, 959–970.

Reich, P.B., Borchert, R. 1984. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *J. Ecol.* 72, 61–74.

Reis, A.M.S., Araújo, E.L., Ferraz, E.M.N., Moura, A.N. 2006. Inter-annual variations in the floristic and population structure of an herbaceous community of “caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 29(3), 497–508.

Sampaio, E.V.S., Araújo, E. L., Salcedo, I. H., e Tiessen, H. 1998. Regeneração da vegetação após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Pesq. agropec. bras.* 33(5), 621–632.

Sanders, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 102(925), 243–282.

Santos, J.M.F.F., Santos, D.M., Lopes, C.G.R., Silva, K.A., Sampaio, E.V.S.; Araújo, E.L. 2013. Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 185(10), 8287–8302.

Santos, J. M. F. F. 2014. Comunidades herbáceas em áreas preservada e antropizada da caatinga e seus usos. Tese de Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos. – Recife, 2014. 179 f.: il.

Silva, K.A., Araújo, E.L., Ferraz, E.M.N. 2009. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 23(1): 100–110.

Silva, S.O., Ferreira, R.L.C., Silva, J.A., Lira, M.A., Alves-Junior, F.T., Cano, M.O.O., Torres, J.E.L. 2012. Regeneração natural em um remanescente de caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. *Rev. Árvore.* 36(3), 441–450.

Silva, T.G.F., Almeida, A. Q. 2013. Climatologia e Características Geomorfológicas. In: Parque Estadual Mata da Pimenteira: Riqueza Natural e Conservação da Caatinga– Recife: EDUFRPE, 257 p.: il. pp. 30–7.

Silva, K.A., Santos, J.M.F.F., Santos, D.M., Ferraz, E.M.N., Araújo, E.L. 2013. Spatial variation in the structure and composition of the herbaceous community in a semiarid region of northeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 73(1), 135–148.

Silva, K.A., Andrade, J.R., Santos, J.M.F.F., Lopes, C.G.R., Ferraz, E.M. N., Albuquerque, U.P., Araújo, E.L. 2015. Effect of temporal variation in precipitation on the demography of four herbaceous populations in a tropical dry forest area in Northeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop.* 63(4): 903-914.

Silva, K.A., Santos, J.M.F.F., Andrade, J.R., Lima, E.N., Albuquerque, U.P., Ferraz, E.M.N., Araújo, E.L. 2016. The influence of microhabitat on the population dynamics of four herbaceous species in a semiarid area of northeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 76(1), 45-54.

Sobral, F.L., Cianciaruso, M.V. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Biosci. J.* 28(4), 617-631.

Stern, M., Quesada, M., Stoner, K. E. 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Rev. Biol. Trop.* 50 (3-4), 1021-1034.

Vieira, D.L.M., Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restor. Ecol.* 14(1), 11-20.

Tabela 1. Análise de Modelos Lineares Generalizados (GLM) apresentando a influência da área (campo, jovem e madura) (Idade), e da estação climática (chuvosa e seca) (Estação), e suas interações (Idade*Estação) sobre a riqueza e densidade dos regenerantes em uma área de floresta seca. GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos quadrados; QM = Quadrado médio; F = Teste de Fisher; P = Significância; R= Percentual de explicação da variável preditora sobre a variável dependente . Índice menor que 0,05.

	GL	SQ	QM	F	P	R
Riqueza						
Intercept	1	16271.13	16271.13	4500.967	0.000000	
Idade	2	268.12	134.06	37.084	0.000000	0.020
Estação	1	9339.61	9339.61	2583.550	0.000000	0.691
Idade*Estação	2	297.31	148.65	41.121	0.000000	0.022
Error	954	3448.74	3.62			
Total	959	13509.85				
Densidade						
Intercept	1	3323177	3323177	545.8280	0.000000	
Área	2	31526	15763	2.5891	0.075617	0.004
Estação	1	3041681	3041681	499.5927	0.000000	0.339
Área*Estação	2	58472	29236	4.8019	0.008413	0.007
Error	954	5808260	6088			
Total	959	8968831				

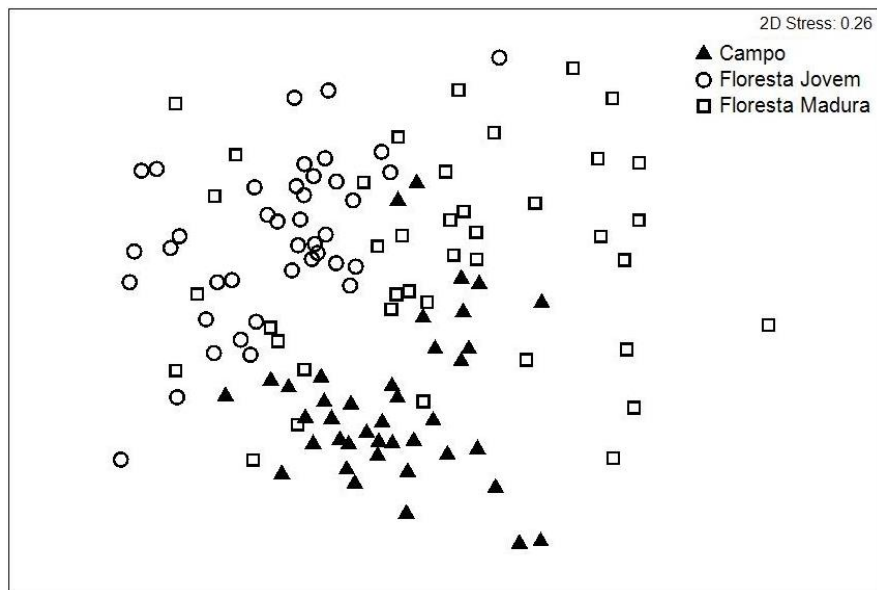


Figura 1. Ordenação formada após Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das espécies regenerantes em áreas de vegetação de campo, jovem e madura, com base na densidade absoluta das espécies das 40 unidades amostrais de cada área. ($R_{Global} = 0,412$ e $p = 0,01$); campo e área jovem ($R_{Global} = 0,523$ e $p = 0,01$); campo e área madura ($R_{Global} = 0,353$ e $p = 0,01$); área jovem e área madura ($R_{Global} = 0,377$ e $p = 0,01$).

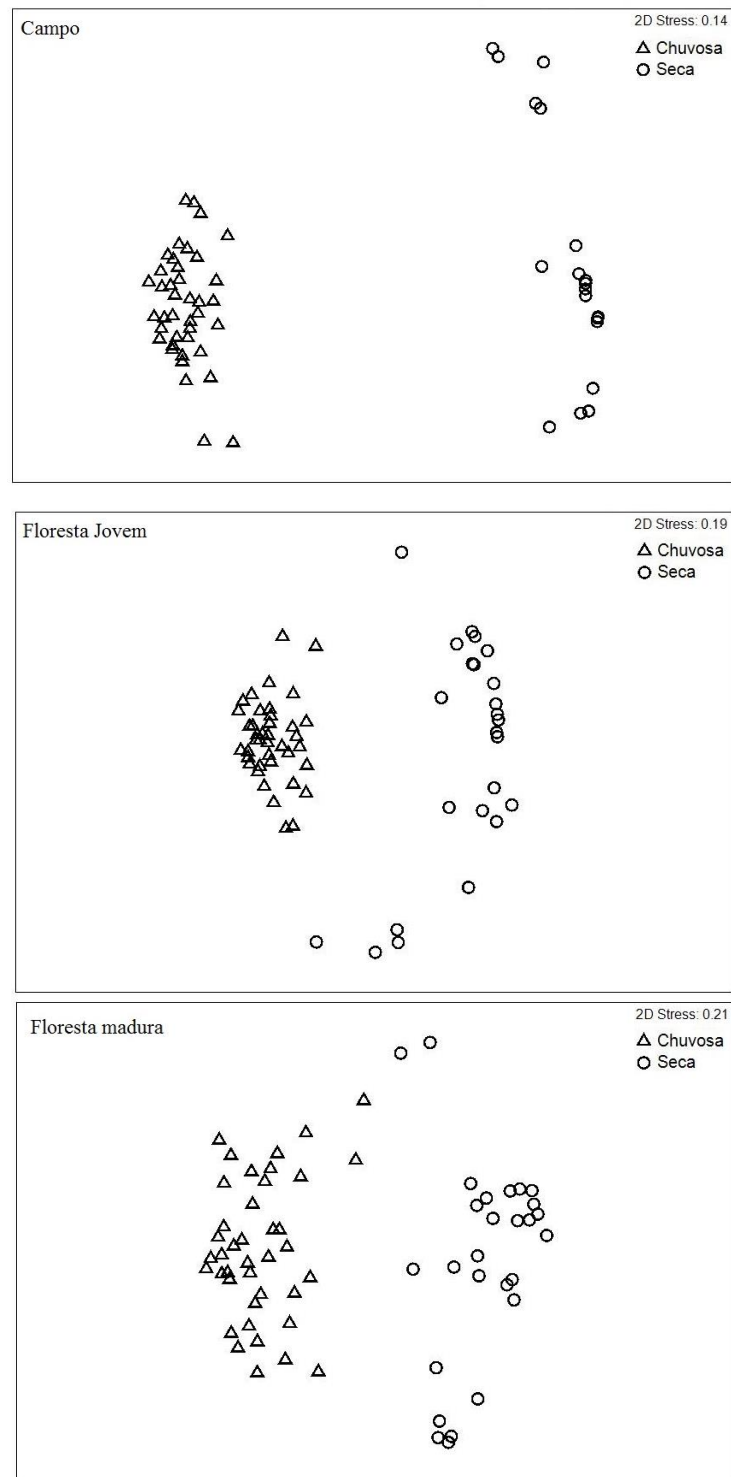


Figura 2. Ordenação formada após Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das espécies regenerantes entre estações climáticas (chuvosa e seca) em áreas de campo, jovem e madura. Campo ($R_{Global} = 0,888$ e $p = 0,01$), área jovem ($R_{Global} = 0,726$ e $p = 0,01$), área madura ($R_{Global} = 0,77$ e $p = 0,01$).

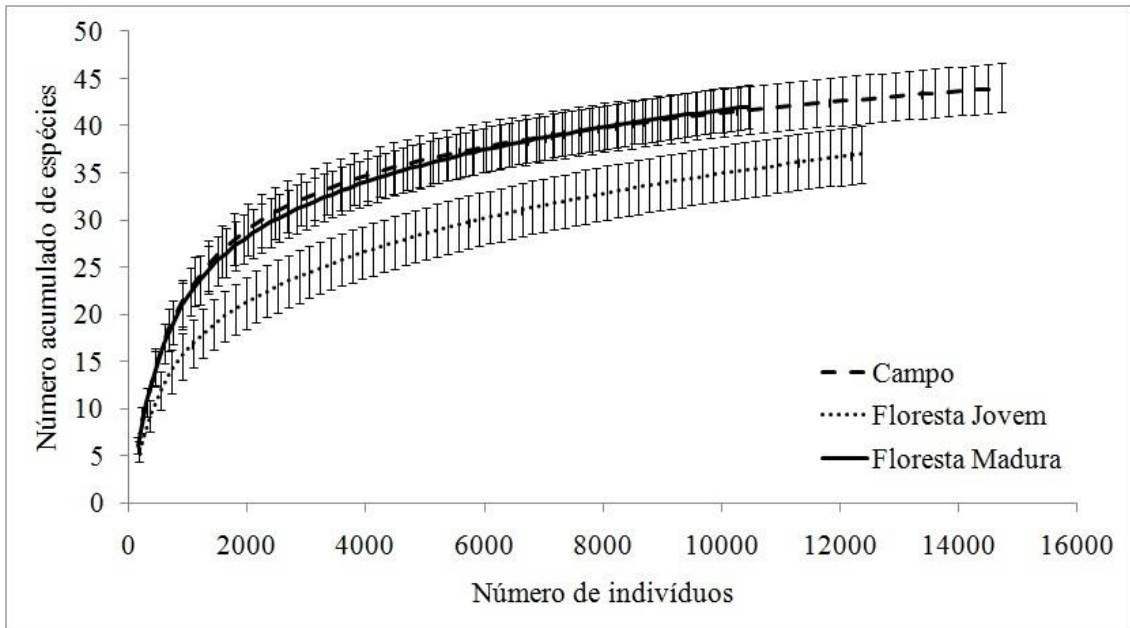


Figura 3. Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies de três áreas de Caatinga estudadas no semiárido do Brasil (campo, floresta jovem e floresta madura) em relação à densidade de indivíduos encontrados em cada área.

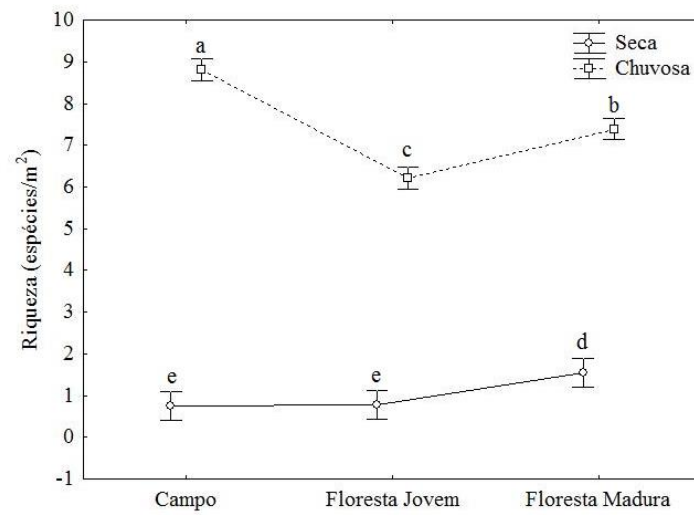


Figura 4. Diferença na riqueza média (espécies m²) de regenerantes entre as áreas madura, jovem e campo em uma região semiárida do Brasil durante as estações seca (2015) e chuvosa (2016). Letras diferentes entre as áreas indicam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%.

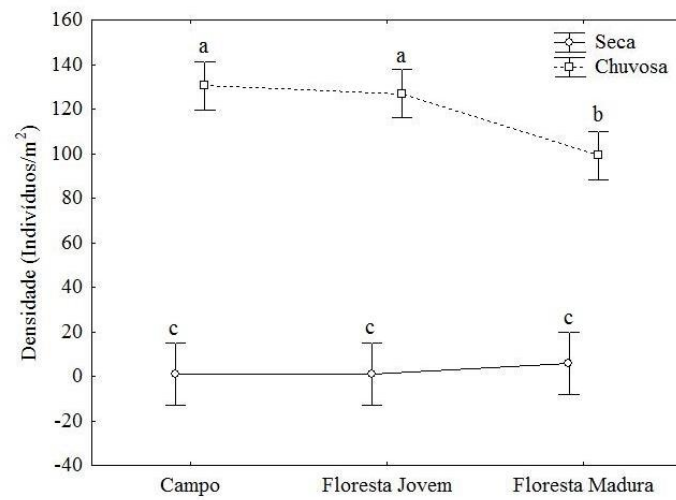


Figura 5. Diferença na densidade média (indivíduos m²) de regenerantes entre as áreas campo, jovem e madura em uma região semiárida do Brasil. Letras diferentes entre as áreas indicam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%.

APÊNDICE

Apêndice 1. Espécies regenerantes encontradas nas áreas de campo, jovem e madura nas estações chuvosa e seca localizadas em uma área de floresta seca no Brasil. E = erva; S = subarbusto; A = arbusto; Av = árvore; C = chuva; S = seca.

Família/Espécie	Hábito	Campo		Jovem		Madura	
		C	S	C	S	C	S
Acanthaceae							
<i>Ruellia asperula</i> (Mart. & Nees) Lindau	S	-	-	-	-	x	-
Amaranthaceae							
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	E	-	-	-	-	x	-
<i>Amaranthus</i> cf. <i>viridis</i> L.	E	x	-	x	-	-	-
Amaranthaceae I	E	x	-	x	-	-	-
<i>Gomphrena vaga</i> Mart.	E	x	-	-	-	x	-
Asteraceae							
<i>Bidens pilosa</i> L.	E	x	-	-	-	x	-
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	E	x	-	-	-	x	-
Bignoniaceae							
Bignoniaceae I	A	-	-	x	-	-	-
Boraginaceae							
<i>Varronia globosa</i> Jacq.	A	-	-	x	-	-	-
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J. S. Mill.	A	x	-	-	-	x	-
Cactaceae							
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Av	-	-	-	-	x	x
Capparaceae							
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	A	x	-	x	-	-	-
Commelinaceae							
<i>Commelina obliqua</i> Vahl	E	x	-	-	-	-	-
Convolvulaceae							
<i>Ipomoea acuminata</i> (Vahl) Roem. & Schant.	E	-	-	-	-	x	-
<i>Jacquemontia evolvuloides</i> Meisn.	E	x	-	x	x	-	-

Continuação do apêndice 1

Família/Espécie	Hábito	Campo		Jovem		Madura	
		C	S	C	S	C	S
<i>Jacquemontia</i> sp.	E	x	-	x	-	x	x
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	E	x	-	x	-	x	-
<i>Turbina cordata</i> (Choisy) D. F. Austin & Staples	E	-	-	x	-	x	-
Euphorbiaceae							
<i>Acalypha poiretii</i> Spreng.	E	-	-	-	-	x	-
<i>Bernardia sidoides</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	E	-	x	x	x	-	x
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	A	x	-	x	-	x	x
<i>Croton hirtus</i> L'Hér	S	x	-	x	x	x	x
<i>Croton</i> cf. <i>sonderianus</i> Müll. Arg.	A	-	-	x	-	-	-
<i>Ditaxis desertorum</i> Pax & K. Hoffm.	A	-	-	-	-	x	x
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	A	-	-	x	-	-	-
<i>Manihot carthaginensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.	A	-	-	x	-	x	x
<i>Sapium argutum</i> (Müll.Arg.) Huber	Av	-	-	x	x	x	x
Fabaceae							
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Av	x	-	x	-	x	x
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	A	x	-	x	x	x	x
<i>Chamaecrista pilosa</i> (L.) Greene	E	x	-	x	-	-	-
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Av	-	-	x	-	-	-
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	A	x	-	-	-	-	-
<i>Macroptilium martii</i> (Benth.) Marechal & Baudet	E	x	-	x	-	-	-
<i>Mimosa candollei</i> R. Grether	S	-	-	x	-	-	-
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Benth	Av	-	-	-	-	x	x

Continuação do apêndice 1

Família/Espécie	Hábito	Campo		Jovem		Madura	
		C	S	C	S	C	S
<i>Senna uniflora</i> (Mill.) H. S. Irwin & Barneby	E	x	-	x	-	-	-
Malpighiaceae							
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	A	-	-	-	-	-	x
Malvaceae							
<i>Gaya gracilipes</i> K.Schum.	S	x	x	x	x	x	x
<i>Herissantia tiubae</i> (K. Schum.) Briz.	S	x	x	x	x	x	x
<i>Melochia tomentosa</i> L.	S	x	x	x	x	x	x
<i>Sida cordifolia</i> L.	S	x	-	x	-	-	-
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.	E	x	x	x	x	x	x
<i>Waltheria rotundifolia</i> Schrank	S	x	-	-	-	x	-
<i>Wissadula amplissima</i> (L.) R.E.Fr.	A	-	-	-	-	x	-
Molluginaceae							
<i>Mollugo verticillata</i> L.	E	x	-	x	-	x	-
Nyctaginaceae							
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	E	x	-	x	-	x	-
Oxalidaceae							
<i>Oxalis</i> sp. 1	E	x	-	x	-	x	-
<i>Oxalis</i> sp. 2	E	x	-	x	-	x	-
Passifloraceae							
<i>Turnera subulata</i> Sm.	S	x	x	-	-	-	x
<i>Turnera</i> sp.	S	x	-	-	-	x	x
Poaceae							
<i>Anthephora</i> sp.	E	x	x	x	-	x	x
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	E	x	-	x	x	x	-
<i>Chloris barbata</i> Sw.	E	x	-	-	-	-	-
<i>Urochloa mosambicensis</i> (Hack.) Dandy	E	x	-	-	x	x	x

Continuação do apêndice 1

Família/Espécie	Hábito	Campo		Jovem		Madura	
		C	S	C	S	C	S
Polygalaceae							
<i>Polygala violacea</i> (Aubl.) J.F.B.							
Pastore & J.R. Abbott	E	x	-	-	-	-	-
Portulacaceae							
<i>Portulaca oleracea</i> L.							
	E	x	-	-	-	x	-
Rubiaceae							
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small							
	A	x	-	x	-	x	-
<i>Richardia</i> cf. <i>brasiliensis</i> Gomes							
	E	x	-	-	-	-	-
<i>Richardia</i> sp.							
	E	x	-	-	-	-	-
Sapindaceae							
<i>Cardiospermum</i> sp.							
	E	x	-	-	-	x	-
<i>Urvillea</i> cf. <i>ulmacea</i> Kunth							
	E	x	-	-	-	x	-
<i>Urvillea</i> sp.							
	E	x	-	-	-	x	-
Solanaceae							
<i>Solanum rhytidoandrum</i> Sendtn.							
	S	-	-	x	-	-	-
Verbenaceae							
<i>Lantana camara</i> L.							
	A	-	-	x	-	-	-
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N. E.Br. ex Britton							
& P. Wilson	S	-	-	-	-	x	-
Zygophallaceae							
<i>Kallstroemia tribuloides</i> (Mart.)							
Steud.	E	x	-	-	-	-	-

ANEXO

1. Normas da revista Journal of Arid Enviroments

Disponível no link: <https://www.elsevier.com/journals/journal-of-arid-environments/0140-1963/guide-for-authors>