



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA – PPGB

Cícero Batista do Nascimento Filho

**MUDANÇAS NOS ATRIBUTOS FITOSSOCIOLÓGICOS DE UMA FLORESTA
TROPICAL SAZONALMENTE SECA EM REGENERAÇÃO**

RECIFE

2020

Cícero Batista do Nascimento Filho

MUDANÇAS NOS ATRIBUTOS FITOSSOCIOLÓGICOS DE UMA FLORESTA
TROPICAL SAZONALMENTE SECA EM REGENERAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco – PPGB/UFRPE, como requisito para obtenção do título de Mestre em Botânica.

ORIENTADOR:

Prof^ª. Dr^ª. Kleber Andrade da Silva

CO-ORIENTADORA:

Dra. Juliana Ramos de Andrade

RECIFE

2020

Cícero Batista do Nascimento Filho

MUDANÇAS NOS ATRIBUTOS FITOSSOCIOLÓGICOS DE UMA FLORESTA
TROPICAL SAZONALMENTE SECA EM REGENERAÇÃO

Dissertação defendida e *aprovada* em 17 / 02 / 2020.

Orientador:



Prof. Dr. Kleber Andrade da Silva
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Examinadores:

Prof. Dr. André Maurício Melo Santos (Titular)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Profa. Dra. Carmen Silvia Zickel (Titular)
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Profa. Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos (Suplente)
Instituto Federal de Pernambuco – IFPE

Prof. Dr. Josiene Maria Fraga dos Santos (Suplente)
Universidade Estadual de Alagoas – UNEAL

Àqueles que não desistem. Aos que desbravam o desconhecido enfrentando seus medos e dificuldades. Que conhecem suas limitações e não se acomodam, mas as encara e supera. Àqueles que sabem que as dores do agora serão glórias no futuro. Ao meu filho, Marcelo Davi (o guerreiro amado), aos meus pais, Rosinete e Cícero (meus grandes heróis).

Dedico

AGRADECIMENTOS

Por fim fecho um grande ciclo de minha vida. E para completar esse ciclo precisei de forças e paciência que sozinho eu não conseguiria ter.

Minha maior gratidão é ao Criador. Ele é o responsável por todas as minhas conquistas. Ele é o responsável pelas batalhas que travo e venço. Ele é o responsável pelo deserto que atravesso e me faz perceber que quando não há mais nada nem ninguém por perto, as únicas pegadas no mar de areia são d'Ele, me levando em seus braços. Quem dera poder, sempre que quisera, abraçá-lo fortemente e beijar suas mãos e rosto, externando minha eterna gratidão. Te amo, Senhor!

Agradeço a minha mãe que, desde 2014, ano em que entrei na graduação, vem “segurando a onda” em casa, para que eu me dedique exclusivamente aos estudos, e orando por mim a todo momento. “Mãe, cada uma das minhas conquistas são suas, e vamos levantar os troféus das vitórias juntos”. Também ao meu pai que me ensinou, quando criança, que o melhor caminho para abrir portas é a educação.

Agradeço a minha então namorada e hoje esposa, por não ter desistido de mim, quando minha dedicação era quase que exclusivamente à minha formação acadêmica. Hoje temos uma família. Davi, meu filho, o pai te ama!

Meu muito obrigado aos meus orientadores Kleber Andrade e Juliana Ramos, em especial Kleber, que com sua paciência quase que infinita veio me moldando desde o processo de seleção e me ajudando a amadurecer intelectualmente até o ponto final da Conclusão do artigo da Dissertação. Agradeço por seu apoio em campo, pelas idas e vindas com seus próprios recursos. Agradeço-lhe pela oportunidade de falar a outros mestrandos: Pois meu orientador é diferente, me ajuda bastante, é praticamente um pai. Que o Criador ilumine o senhor e sua família, professor. Agradeço ainda ao professor André Santos, pelas conversas nos corredores e WhatsApp. Suas dicas e sugestões foram fundamentais.

Agradeço a todos os meus amigos, dentre os quais me sinto obrigado a citar alguns aqui: Danilo Reynan e William Soares (muito obrigado por toda moral); Karine Mattos (te amo em Cristo. Deus te abençoe pelas palavras de conforto e suas orações); Rosângela Silva e Jailson Santos (obrigado por me deixar “filar café” em seu laboratório. Era a energia para trabalhar o restante do dia); Jonata Rodrigues, Gabriel Lima, Jaiurte Martins e Rogério Bruno (tudo vai dar certo... tudo deu certo); e finalmente ao Jorge Ferreira (foi meu pilar e o maior e

melhor presente que esse mestrado poderia me dar, um irmão de sangue diferente. Obrigado pelos abraços e orações, irmão, e principalmente, a sua paciência). Aos estagiários que passaram pelo Laboratório de Biodiversidade, na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e contribuíram com o trabalho de campo. Obrigado!

Sou grato, ainda, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão das bolsas, sem as quais o trabalho não seria realizado.

Ao Instituto de Pesquisa Agronômica de Pernambuco (IPA), em Caruaru, por me oferecer o campo de trabalho e me receber tão bem em todas as visitas de campo e estadias.

Agradeço à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB), pela oportunidade.

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Centro Acadêmico de Vitória (CAV), por me fornecer o laboratório e os estagiários.

Enfim, meu muito obrigado, a todos, sem exceção, que embora não tenham sido citados aqui, sabem que de alguma forma cooperaram para essa conquista. Saibam, o céu não é o limite, nenhuma dor é grande, e a sede e fome, iguais aquelas sentidas durante o trabalho de campo, são psicológicas. Força!

“Que darei eu ao Senhor, por todos os benefícios que me tem feito?”

(O Livro dos Salmos, 116)

Meu muito obrigado!

“Porque há esperança para a árvore que, se for cortada, ainda se renovará, e não cessarão os seus renovos. Se envelhecer na terra a sua raiz, e o seu tronco morrer no pó, ao cheiro das águas brotará, e dará ramos como uma planta nova.”

(O Livro de Jó, cap. 14. ver. 7-9)

Sumário

Resumo	ix
Introdução	1
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
Exploração nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas	4
Regeneração Natural nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas	5
Atributos das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas Regenerantes	9
Referências Bibliográficas	13
O CAMINHAR DA REGENERAÇÃO DE UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA	i
Resumo	ii
Introdução	1
Material e Métodos	2
<i>Área de Estudo</i>	2
<i>Coleta dos Dados</i>	3
<i>Análise dos Dados</i>	4
Resultados	5
<i>Riqueza e diversidade</i>	5
<i>Composição florística</i>	6
<i>Densidade, altura e diâmetro</i>	6
Discussão	7
Conclusão	10
Agradecimentos	11
Referências Bibliográficas	12
Tabelas e Figuras	15

Resumo

Já é sabido, graças aos recentes trabalhos de inventários de flora e fauna, que diferente do que se pensava, as florestas tropicais secas são detentoras de grande biodiversidade. Como as regenerantes são consideradas as florestas do futuro é importante observar o seu processo de regeneração em áreas antrópicas e como se dá a dinâmica de suas comunidades. Assim, o objetivo desse trabalho foi verificar, em três inventários com intervalos de cinco anos entre eles, a dinâmica da comunidade vegetal de espécies lenhosas acima do solo em uma floresta que sofreu corte raso. O primeiro inventário foi realizado em 2008, por Lopes (2012), quando a floresta possuía 13 anos de regeneração. O segundo inventário foi realizado em 2013, por Andrade (2016). Por fim, o terceiro se deu na execução deste trabalho, 2018, quando a floresta alcançara 23 anos de regeneração. Para cumprir os objetivos dessa pesquisa, foram montadas 200 parcelas de 50 m² em uma área que sofreu corte raso sem uso de fogo ou agrotóxicos. Dentro dessas parcelas foram inventariados – tomados o DNS, altura e identificação – todos os indivíduos com diâmetro ao nível do solo ≥ 3 cm; comparada a composição florística e visto o efeito do tempo sobre os atributos da floresta. Tivemos como hipótese um aumento na riqueza e diversidade e redução na densidade. Os resultados mostraram uma leve diferença, embora não significativa para a riqueza de espécies, que diminuiu com o tempo, a diversidade, no entanto, foi semelhante nos dois primeiros inventários, mas teve uma redução significativa no último, tais fatos podem ser justificados pelas fortes diferenças no índice de precipitação que antecederam cada inventário. A composição florística apresentou diferenças significativas. Para os atributos de densidade, altura e diâmetro houve um efeito significativo da ação do tempo, durante os 10 anos de monitoramento, onde a altura e diâmetro aumentaram e a densidade diminuiu entre os dois primeiros inventários e voltou a aumentar no último, fato também justificado pela precipitação. Concluimos que o corte raso sem danos às propriedades do solo garante uma rápida regeneração, embora esta seja influenciada pelos agentes ambientais. Os dados das três pesquisas, com intervalos de cinco anos criou estimativas que poderão ser usadas em áreas de histórico semelhante. Os resultados poderão ainda ser usados em trabalhos de recuperação ambiental apontando espécies típicas de cada estágio sucessional e que podem ser usadas para acelerar a recuperação de áreas antrópicas ou degradadas.

Palavras-chaves: Sucessão Ecológica; Dinâmica de Comunidades; Ecologia Vegetal.

Introdução Geral

A forma inadequada como o homem tem feito o uso do solo muitas vezes é responsável pela perda de biodiversidade e fragmentação dos ambientes florestais. A fragmentação afeta o fluxo de espécies entre as comunidades e isola as populações, podendo levá-las a eventos de extinção local (Santana & Souto; 2006).

É comum, em florestas tropicais sazonalmente secas, o abandono da terra após o seu uso. O homem, nem sempre preocupado na restauração do ambiente alterado, busca outras áreas para dela fazer uso e a área anteriormente alterada entra em processo de regeneração, que sem ação humana que auxilie e impulse, acaba levando décadas para se regenerar.

Há duas décadas, Araújo-Filho & Carvalho (1997) perceberam uma carência de estudos sobre florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS), quando buscaram informações sobre as estruturas e relações ecológicas dos ecossistemas ali presentes. As mesmas observações foram feitas por Silva et al. (2004) e Quesada et al. (2009) que falaram em seus trabalhos que os estudos sobre essas regiões ainda não eram suficientes para entender os processos de seus ecossistemas, e pesquisas que preencham essa lacuna precisavam ser estimuladas.

Contudo, hoje se têm ampliado os estudos sobre as FTSS visto que já se sabe serem locais de expressiva diversidade biológica e tem se tornado um tema promissor por seus serviços ecossistêmicos, tais como fornecimento de lenha para matriz energética e produção de mel, haja vista, para este segundo caso, a adaptação de suas espécies à polinização por abelhas, (Peixoto, et al., 2016). Contudo, o conhecimento atual sobre as FTSS ainda apresentam lacunas e necessitam de mais atenção em vários aspectos (Santana, et al., 2016), a exemplo de como as comunidades regenerantes se comportam ao longo do tempo e de que forma respondem a eventos aleatórios durante a regeneração. É importante frisar que os conhecimentos adquiridos por meio de estudos de florística, fitossociologia e regeneração natural fornecem informações que somam conhecimento a respeito desse bioma (Pereira Júnior, et al., 2012; Silva, 2006). Tais informações ajudam a entender os mecanismos de transformações, entender a dinâmica das populações, criar planos de manejo de terra e conservação dos ambientes e facilitar o estabelecimento de políticas ambientais que visem a conservação, pelo menos, de sua rica diversidade vegetal (Andrade, et al., 2007; Alves Júnior, et al., 2013; Gurevitch, et al., 2009; Santana, et al., 2016).

O processo de regeneração natural sofre influência de fatores como: os ambientais, a exemplo da sazonalidade, que favorece a manutenção de um ambiente adequado para germinação de sementes e desenvolvimento das plântulas; o banco de sementes e distância de outras fontes de propágulos; e estabelecimento de plântulas que determinarão a composição florística da área (Bakke, et al., 2006; Gurevitch, et al., 2009; Karin & Hakan, 1992; Lopes, et al., 2012). Outro fator de influência é o histórico de uso que a depender da forma como foi utilizado é capaz de prejudicar o ambiente, afetando de forma negativa a biota local e atrasando o processo de regeneração (Karin & Hakan, 1992). Frente a isso ainda há que se levar em consideração as espécies invasoras que se aproveitam do ambiente perturbado para se instalar. Em alguns casos 50% do banco de sementes, nas florestas regenerantes, é composto por espécies exóticas (Drake, 1998), que se estabelecidas, podem competir com espécies locais e ocupar o seu lugar.

Dessa forma, Pereira et al., (2001) nos trazem que “a exploração racional de qualquer ecossistema só pode ser planejada a partir do conhecimento de suas dinâmicas biológicas”. Tratando de dinâmica a nível de comunidades vegetais, diversos autores têm estudado os seus processos nas FTSS (Albuquerque, 1999; Andrade, et al., 2016; Marangon, et al., 2016; Marangon, et al., 2013; Pereira, et al., 2001; Pugnaire, et al., 2004; Santana, et al., 2016; Alves Júnior, et al., 2013), e para fornecer dados e somar conhecimento a essa linha de pesquisa e perspectiva é que o presente trabalho visou estudar a dinâmica de uma comunidade neste tipo de floresta.

O local de trabalho foi estudado por Lopes *et al.* (2012) em 2008 e Andrade *et al.* (2016) em 2013. Seus inventários foram somados ao inventário desse trabalho para criar uma escala temporal de 10 anos onde os atributos da comunidade vegetal de espécie lenhosas acima do solo foram comparados para inferir como se deu a sua dinâmica durante esse intervalo de regeneração. Quando realizado o primeiro inventário, em 2008, a floresta já possuía 13 anos de regeneração. O local escolhido é separado de uma floresta madura por uma estrada de barro de três metros de largura, floresta essa que pode gerar influência na estrutura da comunidade regenerante, enquanto as populações da regenerante se distanciam da madura (Bakke, et al., 2006; Gurevitch, et al., 2009; Lopes, et al., 2012).

Esperou-se que a densidade média de indivíduos fosse menor do que em anos anteriores; que a altura e diâmetro médios sejam maiores; e uma riqueza de espécies menor que a encontrada há dez anos. Os resultados poderão ser usados em trabalhos de recuperação

ambiental apontando espécies típicas de cada estágio sucessional e que podem ser usadas para recuperar áreas.

O tipo de conhecimento que os resultados desse trabalho fornecem é necessário, principalmente, para a gestão dos recursos e manutenção das paisagens, visto que é deles que as comunidades humanas fazem uso, principalmente os recursos vegetais, que servem como fonte de lenha tanto de matéria prima para indústrias de produção, como para o comércio e uso residencial (Lucena, et al., 2016; Sampaio, et al., 1998) e também como fonte de alimento.

Assim, se vê importante nos estudos de perturbação e sucessão o levantamento florístico das áreas antrópicas, visto que estes serão capazes de conceber previsões sobre sucessão ecológica vegetal, ponto particularmente importante para ecólogos que tentam restaurar comunidades (Gurevitch, et al., 2009).

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Exploração nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

As florestas tropicais sazonalmente secas estão presentes em diversas partes do mundo, como no norte da Colômbia e Venezuela, América Central, passando pelo Brasil, alcançando o sudeste da Espanha e leste da África (Miranda, et al., 2004; Ricklefs & Relyea, 2016). Seus ecossistemas fazem parte daqueles que se encontram sob pressões humanas que ameaçam a sua biodiversidade devido aos contínuos desmatamentos, levando a processos de desertificação e degradação do solo comprometendo, inclusive, os sistemas produtivos (Andrade, et al., 2007; Dregne, 1986; Leal, et al., 2005), sendo a perda da biodiversidade a consequência mais grave da ação do homem (Dajoz, 2005).

Até cerca de duas décadas atrás havia uma escassez de estudos sobre regeneração natural em florestas sazonalmente secas e a exploração nestes ambientes complexos e até então pouco conhecidos estava levando-os a um processo irreversível de degradação, pois a escassez de estudos levava a falta de estímulo para criação de áreas prioritárias de conservação (Quesada, et al., 2009; Santana & Solto, 2006; Alves Júnior, et al., 2013; Leal, et al., 2005; Castelletti, et al., 2003). Hoje já se conhece muito sobre sua biodiversidade, e sabe-se que, diferente do que se pensava, é relativamente alta (Tabela 1), mostrando inclusive um considerável grau de endemismo (Castelletti, et al., 2003), que em 2003 já alcançava 34% do que foi descrito, tratando-se de espécies vegetais lenhosas e suculentas, das quais, muitas estão vulneráveis ou em risco de extinção (Giulietti, et al., 2003).

Desmatamento, extrativismo, agricultura, pecuária, mineração e construção de barragens têm sido observados como as principais atividades que causam danos aos ecossistemas das florestas (EMBRAPA, 2007; Leal, et al., 2005). Os primeiros registros sobre o uso de terra nas florestas tropicais sazonalmente secas falam sobre a substituição da vegetação para criação de gado, práticas agrícolas, cultura de carvão e lenha, uso doméstico, construções de cercas etc. (Leal, et al., 2005; Miranda, et al., 2004; EMBRAPA, 2007) que vem se intensificando com o crescimento da população humana, da expectativa de vida e do conforto da existência (Giulietti, et al., 2003). Castelletti, et al. (2003) indicaram que as áreas antrópicas nas florestas secas, no Brasil, estavam estimadas entre 30,4% e 51,7%, sendo um dos domínios fitogeográficos brasileiros menos protegido (Leal, et al., 2005).

Independente da maneira como a exploração da floresta é realizada, toda forma de uso influencia diretamente o comportamento e estrutura da biota que faz nela o seu habitat, e a sua intensidade afeta a distribuição e abundância destes organismos (Myers & Giller, 1988). Quando o uso é feito de forma não sustentada é capaz de modificar a estrutura dos habitats, alterando fatores físicos e químicos do ambiente, tais como luminosidade, umidade e disponibilidade de nutrientes (Hoffmann, 1998) causando mudanças na forma como as comunidades ecológicas se distribuem espacialmente e atuando nos seus padrões fenológicos. As mudanças na distribuição espacial podem ser resultado de barreiras de dispersão ou da presença de espécies exóticas que conseguiram se estabelecer e impedir o desenvolvimento das espécies nativas, aumentando o risco de extinção local.

Se as formas de uso do solo não ocorrerem de maneira sustentável em suas atividades, estes ecossistemas tenderão a perder a sua fertilidade caminhando à desertificação (Castelletti, et al., 2003; Saunders, et al., 1991; Giuliatti, et al., 2003; Leal, et al., 2005). Esse problema altera o ciclo do ecossistema, modificando a fauna e a flora e ameaçando a subsistência das pessoas que dele fazem uso, que sem animais para caçar e sem terra fértil para plantar, tendem ao êxodo e abandono do ambiente alterado, visto que a biodiversidade está intimamente ligada à produtividade dos ecossistemas (Gurevitch, et al., 2009; Peixoto, et al., 2016; Dajoz, 2005). Daí, a necessidade de um manejo sustentado, para garantir a manutenção na oferta de recursos por estas florestas. Uma das maiores preocupações para a manutenção da biodiversidade é conhecer como as comunidades ecológicas se transformam frente a tais explorações e preservar as espécies nativas, pois estas, por suas adaptações, são as responsáveis por estes ambientes ainda não terem se transformados em extensos desertos.

Regeneração Natural nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

A capacidade produtiva, assim como a sustentabilidade de uma floresta, é estimada por meio de sua regeneração, para tanto são necessários estudos que forneçam informações sobre sua resiliência e capacidade regenerativa. Contudo, informações precisas sobre as florestas tropicais sazonalmente secas eram escassas a algumas décadas. Isso se tornou evidente quando se procurou dados relativos, por exemplo, à estrutura fitossociológica, às características morfofuncionais, à dinâmica de populações e aos processos de sucessão ecológica e de regeneração natural dos ecossistemas ali encontrados (Araújo-Filho & Carvalho, 1997; Giuliatti, et al., 2003; IBAMA, 1992). Segundo (Giuliatti, et al., 2003) essa

carência foi “substituída pelo conhecimento subjetivo de alguns poucos estudiosos, com experiência suficiente para definir conjuntos coerentes, mas imprecisamente caracterizados”.

Em 2009 (Quesada, et al., 2009) comentaram em seu trabalho que a carência de estudos vistos nas florestas tropicais sazonalmente secas não era observada nas florestas tropicais úmidas. Realizando uma busca na base de dados do ISI Web of Science entre 1900 e 2009, os autores encontraram uma enorme diferença no número de estudos de regeneração natural entre florestas tropicais úmidas e florestas tropicais secas, 436 e 60 pesquisas, respectivamente.

Nos últimos anos uma gama de estudos vem sendo realizados nas florestas tropicais sazonalmente secas, em especial em áreas sob regeneração, somando conhecimentos a favor da conservação desses ambientes complexos. Para que a conservação seja efetiva nos ambientes antrópicos, seja qual for o ecossistema perturbado, um ponto importante que deve ser levado em consideração é o histórico de uso sofrido – tipo de uso e tempo de regeneração – (Bonet, 2004), distância de matas nativas e a composição florística ao longo da regeneração (Lopes, et al., 2012), pois ela apresenta espécies de estágios intermediários que podem ser utilizadas em diferentes ambientes.

Embora muitas das áreas utilizadas sejam abandonadas após o uso, acompanhar a sua regeneração não é simples (Ricklefs & Relyea, 2016). A regeneração que se dá nos ambientes antrópicos possui composição florística que se modifica e se diversifica respondendo de formas diferentes ao tipo e intensidade de uso que sofreram (Andrade, et al., 2007; Haase, et al., 1997). outras são frequentemente afetadas em sua regeneração devido a novas explorações que impedem uma regeneração bem-sucedida (Saunders, et al., 1991; Mouquet, et al., 2003).

As frequentes intervenções que prejudicam a regeneração formam diversos estados serais na paisagem, constituindo um mosaico formado por fragmentos com distintas manchas de composição florística próprias (Andrade, et al., 2007; Miranda, et al., 2004; Gurevitch, et al., 2009; Saunders, et al., 1991), resultado da floresta então fragmentada (Fahrig, 2003; Castelletti, et al., 2003).

A fragmentação pode afetar processos ecológicos e estruturais (Saunders, et al., 1991; Dajoz, 2005), pois algumas espécies são incapazes de transitar sozinhas entre os fragmentos de um mosaico e acabam ficando isoladas em um único fragmento ou tendo a abrangência limitada a poucos (Ricklefs & Relyea, 2016; Saunders, et al., 1991), e outras podem aumentar a competição local, tendo em vista que aquela área acaba se tornando um local de refúgio e as

espécies acabam aglomerando-se ali. Além disso, áreas recém alteradas tornam-se propícias a entrada de espécies exóticas que podem se instalar e substituir espécies nativas. Afeta também a polinização e dispersão, haja vista que alguns polinizadores e dispersores, mesmo que consigam se locomover a longas distâncias são afetados pelas mudanças microclimáticas que ocorrem em resposta a fragmentação. Essas mudanças ocorrem devido ao incremento de área de solo exposta ao sol que eleva a insolação e influência, inclusive o ciclo hidrológico local, já que agora não há mais vegetação que retenha água (Dajoz, 2005; Saunders, et al., 1991).

Nestes ambientes, plantas que se autopolinizam obtém maior sucesso no crescimento demográfico de sua população, assim como as autocóricas (Lopes, et al., 2012). No entanto, há espécies que conseguem vencer as barreiras da fragmentação e alcançar outros fragmentos ou manchas, influenciando populações, comunidades, sucessão e processos ecológicos (Gurevitch, et al., 2009; Pugnaire, et al., 2004), tudo isso porque esses novos ambientes oferecem um espaço propício à entrada de propágulos – sejam eles nativos ou exóticos – dispersos de forma alóctone que são oriundos de outros locais (Dajoz, 2005). A chegada das sementes não garante o estabelecimento da plântula e a manutenção da população, contudo há que se levar em conta que embora a dominância numérica de uma determinada espécie, enquanto plântula, não garanta a dominância, quando adulta, existe uma tendência em favor daquelas que aparecem em maior densidade (DRAKE, 1998). Dajoz (2005) cita os resultados de Soulé et al (1982), em uma região urbanizada do sul da Califórnia, onde o número de espécies vegetais diminuiu com o aumento do tempo de isolamento da área fragmentada, isso reflete que mesmo sendo ambientes propícios a chegada de novos indivíduos e espécies, se o fragmento não tiver conexão com outros, tende a perda de biodiversidade, o mesmo é corroborado por Saunders, et al., 1991. Drake (1998) justifica dizendo que diferentes espécies possuem diferentes capacidades competitivas que variam de acordo com a natureza e o momento da perturbação e a natureza do ambiente subsequente à pós-perturbação.

Segundo Bonet (2004) os estágios iniciais da regeneração são afetados pelo tempo de abandono e tipo de uso. Em sua observação, embora as florestas do mesmo bioma apresentem dinâmicas diferentes no início da regeneração, com o passar do tempo, tendem à convergência. Contudo, Souza et al (2013) encontraram resultados diferentes na riqueza de espécies quando compararam a área de estudo desse trabalho (com 18 anos de regeneração no momento de seu estudo) com uma floresta nativa próxima (separadas por uma estrada de aproximadamente três metros) conservada a 50 anos.

Os inventários realizados nas duas florestas, por Souza et al (2013), somaram 180 espécies, sendo que destas apenas 60 foram comuns às duas florestas. Foram registradas 139 espécies na floresta nativa, sendo 79 exclusivas. Na floresta regenerante foram registradas 101 espécies, sendo 41 exclusivas. Tais resultados levaram os autores a concluir que futuramente as duas florestas, mesmo próximas, tenderiam a diferir floristicamente.

Diversos fatores influenciam e são essenciais para o processo de regeneração, eles são importantes e devem estar sob o conhecimento dos ecólogos (Lucena, et al., 2016). Alguns já foram observados por Bakke et al. (2006), Foster (2001), Miranda et al. (2004), Chaves & Escudero (1997) e Gerhardt & Hytteborn (1992): a produção, maturação e dispersão de sementes no solo; luz, umidade, disponibilidade de nutrientes, temperatura e CO₂; distância das fontes de sementes, abundância de árvores remanescentes e composição florística, além do tipo de manejo e intensidade como este ocorreu. Segundo Saunders et al. (1991), estes fatores “são determinantes importantes da resposta biótica à fragmentação”.

Em seu trabalho sobre competições entre comunidades vegetais nas regiões áridas e semiáridas, Fowler (1986) apontou a competição com plantas vizinhas de espécies diferentes como um fator que dificulta a permanência das plantas regenerantes no ambiente, e a presença de indivíduos adultos as rodeando como um fator que pode facilitar, ambos influenciando, assim, a estrutura e a dinâmica da vegetação. Isso foi comentado por Miranda et al. (2004) e Milton (1995), que observaram uma relação direta e positiva entre a densidade de plântulas e número de indivíduos adultos da mesma espécie no mesmo local.

Compreender as dinâmicas das comunidades durante o processo de regeneração natural em ecossistemas florestais que passam por diversos tipos de exploração de seus recursos permite fazer estimativas de parâmetros populacionais, imprescindíveis para o estabelecimento de um manejo florestal racional (Albuquerque, 1999; Sampaio, et al., 1998; Miranda, et al., 2004). Tal compreensão auxilia no desenvolvimento de estratégias de conservação das florestas e é importante para que se mantenha a riqueza e a biodiversidade, ainda mais nas florestas secundárias, que são consideradas as florestas do futuro (Wright, 2005; Sánchez-Azofeifa, et al., 2005). Para tanto é preciso saber como se comporta a regeneração natural frente às perturbações antrópicas, sabendo inclusive quais as espécies e estratégias que podem ser adotadas para impulsionar a sucessão direcionando-a tanto para a preservação quanto para produção comercial (Andrade, et al., 2007; Gurevitch, et al., 2009; Miranda, et al., 2004; Pereira, et al., 2001). Estudos de cronossequência e composição florística dão forte suporte para que estas medidas sejam tomadas de maneira mais adequada,

haja vista que “ajudam os ecólogos a compreender como a sucessão vem progredindo com o tempo em uma área específica” (Ricklefs & Relyea, 2016) ajudando os estudiosos a entenderem como a comunidade muda no tempo e espaço. Contudo, é preciso cautela, nem sempre é possível obter a garantia de que uma comunidade mais antiga não enfrentou, no meio de seu processo sucessional, um distúrbio que possa ter afetado os seus atributos florísticos.

Torna-se clara a seriedade do conhecimento sobre sucessão ecológica e os estudos sobre fitossociologia em áreas perturbadas para entender como se transformam a estrutura e a composição florística e que tipos de esforços devem ser usados para restaurar áreas abandonadas.

Atributos das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas Regenerantes

Estudos realizados em florestas tropicais sazonalmente secas demonstraram que eventos aleatórios afetam a estrutura de suas comunidades e que cada estágio sucessional apresenta sua própria composição florística. Além disso, atributos como densidade, altura e diâmetro de seus indivíduos podem ser usados como indicadores do estado da regeneração (Fabricante & Andrade, 2007; Gurevitch, et al., 2009; Miranda, et al., 2004). Os atributos estão ainda relacionados com aspectos funcionais das espécies (tipo de dispersão, viabilidade das sementes, capacidade competitiva etc.), conforme apontado por Ricklefs & Relyea (2016).

A composição é, ainda, segundo Mouquet et al. (2003), o resultado da influência dos processos locais e regionais que variam ao longo do tempo, e espécies, ainda que sejam filogeneticamente próximas, podem apresentar respostas diferentes aos fatores sofridos (Lopes, et al., 2012). Saunders et al. (1991) apontam que a composição ainda sofre influência das espécies invasoras que conseguem vencer as barreiras competitivas. Conforme visto em Milton (1995) e Fowler (1986), se estabelecidas no ambiente, essas espécies são capazes de mudar a dinâmica das espécies nativas alterando a composição florística devido as interações interespecíficas. Além disso, o tamanho do fragmento exerce influência na manutenção das populações. Quanto maior o fragmento, menor a probabilidade das populações serem fortemente afetadas por agentes externos.

Pereira, et al. (2001) estudando áreas sob diferentes níveis de regeneração notaram que a intensidade da perturbação a qual a área foi submetida influencia a composição, e essa composição caracteriza o estado atual da regeneração e a forma como o ambiente responde à

perturbação. Segundo os autores, a composição florística aponta aquelas espécies que são capazes de resistir ao histórico de uso sofrido e podem, inclusive, permanecer na comunidade desde as fases iniciais da regeneração até a fase adulta da floresta. Além da intensidade, a frequência da perturbação também afeta a composição florística. Espécies oportunistas precisam de perturbações frequentes para manterem a sua população, por outro lado, perturbações frequentes reduzem a densidade das populações de espécies especializadas (Dajoz, 2005).

Mouquet, et al. (2003) observaram que o processo de colonização não possui um padrão, e isso influencia na riqueza inicial de espécies, que tende a ser alta. Contudo, o tempo de regeneração reduz o número de espécies devido aos limites locais, como recursos, a um nível onde a composição se estabelece com aquelas - espécies - especializadas. Observação semelhante foi vista por Bonet (2004), que verificou uma riqueza máxima de espécies no estágio relativamente inicial da sucessão. Pareyn et al. (2010) observaram que o incremento de espécies ocorreu até o décimo primeiro ano de regeneração.

Espécies que dominam determinados estágios sucessionais na regeneração natural podem ser usadas para impulsionar a sucessão favorecendo a progressão da comunidade. Isso porque cada estado da regeneração possui composição e atributos específicos e diferentes de uma floresta madura (Bonet, 2004). Florestas maduras são compostas por espécies mais resistentes, que conseguem suportar maiores intensidades de perturbação, mantendo assim, por mais tempo, a composição florística presente (Ricklefs & Relyea, 2016). Ter conhecimento quanto a essas informações é fundamental quando se planeja elaborar projetos de restauração ambiental.

Comparando os resultados de alguns autores, a regeneração mostrou intervalos de tempo diferentes para que seus atributos florísticos se assemelhem aos encontrados em uma floresta madura. Miranda *et al* (2004) e Tilman (1988) apontaram um intervalo de 40 anos e as vezes séculos para algumas populações se recuperarem. Segundo eles, devido a influência das chuvas, sementes e estabelecimento de rebrotas em áreas que sofreram diferentes tipos de impacto, desde o corte seletivo até a retirada completa da vegetação. Por outro lado, outros autores observaram rápida recuperação, considerando seis anos como o suficiente para regeneração (Sampaio, *et al.*, 1998), contudo, levaram em consideração apenas a densidade da vegetação, incluindo os rebrotos, após ter sofrido corte raso. Entretanto, Saunders *et al.* (1991) e Drake (1998) apontam que esse aumento de densidade no início da regeneração, embora comum, não é mantido. A existência contínua dos indivíduos depende dos efeitos da

fragmentação, das interações bióticas, e da quantidade de recurso disponível. Contudo, é nítido que a alta densidade de determinadas espécies em áreas no início da regeneração tipicamente tendem a definir a composição florística da comunidade adulta (Drake, 1998). Em um trabalho realizado no sul da África, Milton (1995) observou que a densidade de mudas se mostrou maior em ambientes perturbados do que em ambientes protegidos. Bonet (2004) verificou que a densidade de alguns arbustos diminuiu ao longo de uma década de abandono, enquanto em dez anos a riqueza total da área abandonada passou a ser 45% de plantas lenhosas.

Realizando uma análise em seis florestas regenerantes com distintos históricos de uso e tempos de regeneração, Nascimento-Filho, et al. (2019) observaram que aquelas florestas que possuíam históricos de uso semelhantes apresentavam maior similaridade do que aquelas que apresentavam tempos de regeneração mais próximos, mostrando assim que a composição florística está mais relacionada a perturbação sofrida do que com o tempo de regeneração. É preciso observar, conforme Mouquet (2003) e Drake (1998) que a composição florística é influenciada pela capacidade competitiva de cada espécie, área que a comunidade ocupa, recursos disponíveis e riqueza regional que influenciarão os processos de emigração e imigração, além do tempo em que a comunidade está se regenerando e a natureza do ambiente no que se segue após a perturbação.

Quando se equipara as florestas que sofreram apenas corte raso ainda há divergência no que é apresentado por alguns autores: com três décadas sob regeneração após corte raso, Júnior & Drumond (2011) consideraram uma floresta como sendo ainda regenerante observando o elevado número de indivíduos com diâmetro e tamanho reduzidos; o mesmo período de regeneração (três décadas) visto em Andrade, et al. (2007) mostrou uma floresta que sofreu corte raso, com diversidade e atributos semelhantes aos de uma floresta nativa, levando os autores a considerarem-na regenerada.

Em contrapartida, Pareyn, et al. (2010) estudaram cinco diferentes tipos de uso nestas florestas (1. corte raso; 2. corte das árvores com diâmetro ao nível do solo maior que 5 cm; 3. corte das árvores com diâmetro ao nível do solo menor que 5 cm ou maior que 10 cm; 4. corte das árvores com diâmetro ao nível do solo maior que 5 cm e menor que 15 cm; e 5. corte das árvores com diâmetro maior que 15 cm), e para ambos, a densidade inicial foi alcançada em 11 anos independentemente do tipo de uso, presença de matrizes e número de árvores residuais. Contudo, o mesmo não ocorreu com a área basal, que ainda se mostrou inferior aos valores da vegetação original. Segundo Bonet (2004) os dez primeiros anos é o período em

que mais ocorrem mudanças na composição florística devido a colonização das espécies, mas a mudança desacelera com a idade de abandono. Os resultados de Pareyn, et al. (2010) corroboram com isso quando mostram um crescimento acelerado na densidade nos primeiros 8 anos, e um crescimento mais lento a partir de 8 anos de abandono.

É notório, então, a necessidade de mais estudos que visem conhecer a estrutura das comunidades após enfrentarem perturbações antrópicas. É importante, ainda, que estes estudos sejam realizados em florestas com diferentes históricos de uso, assim, será possível conhecer como as comunidades se estruturam em cada caso particular e assim tomar conhecimento de como essas comunidades respondem, buscando minimizar futuras perdas de espécies.

Referências Bibliográficas

- Albuquerque, S. G. d., 1999. Caatinga vegetation dynamics under various grazing intensities by steers in the semi-arid Northeast, Brazil. *Revista Journal of Range Management*, 52(3), pp. 241-248.
- Alcoforado-Filho, F., Sampaio, E. & Rodal, M., 2003. Florística fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru. *Acta Botânica Brasílica*, pp. 287-303.
- Alves Júnior, F. T. et al., 2013. Regeneração natural de uma área de Caatinga no Sertão pernambucano, Nordeste do Brasil. *Cerne*, 19(2), pp. 229-235.
- Alves, G. S. et al., 2014. Contribuição do *Croton blanchetianus* Baill na produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em área do Seridó da Paraíba. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 9(3), pp. 50-57.
- Andrade, J. R. et al., 2016. *Curta escala temporal em floresta tropical seca do Brasil*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Andrade, J. et al., 2015. 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), pp. 357-368.
- Andrade, L. A., Oliveira, F. X., Neves, C. M. L. & Felix, L. P., 2007. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, pp. 135-142.
- APG III, A. P. G., 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, p. 161.
- Araújo, E., Castro, C. & Albuquerque, U., 2007. Dynamics of brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecology and Communities*, Volume 1, pp. 15-28.
- Araújo-Filho, J. A. & Carvalho, F. C. d., 1997. *Desenvolvimento Sustentado da Caatinga*. 13 ed. Sobral: EMBRAPA - CNPC.
- Bakke, I. A., Bakke, O. A., Andrade, A. P. d. & Salcedo, I. H., 2006. Regeneração natural da Jurema Preta em áreas sob pastejo de bovinos. *Revista Caatinga*, 19(3), pp. 228-235.

- Barros, I. O. & Soares, A. A., 2013. Adaptações anatômicas em folhas de marmeleiro e velame da Caatinga brasileira. *Revista Ciência Agronômica*, 44(1), pp. 192-198.
- Bonet, A., 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Revista Journal of Arid Environments*, Volume 56, pp. 213-233.
- Brown, D., 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany*, Volume 70, pp. 1603-1612.
- Caballero, I., Olano, J., Loidi, J. & A., e., 2003. Seed bank structure along a semi-arid gypsum gradient in central Spain. *Journal of environments*, Volume 55, pp. 287-299.
- Calixto Júnior, J. T. & Drumond, M. A., 2011. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu strictu 30 anos após corte raso, Petrolina - PE, Brasil. *Revista Caatinga*, 24(2), pp. 67-74.
- Castelletti, C. H. M., Silva, J. M. C. d., Tabarelli, M. & Santos, A. M. M., 2003. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. Em: J. M. C. d. Silva, M. Tabarelli, M. T. d. Fonseca & L. V. Lins, eds. *Biodiversidade da Caatinga: Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, pp. 91-100.
- Chaves, N. & Escudero, J. C., 1997. Allelopathic effect of *Cistus ladanifer* seed germination. *Revista Functional Ecology*, Volume 11, pp. 432-440.
- Dajoz, R., 2005. *Princípios de Ecologia*. 7 ed. Porto Alegre: Artmed.
- Drake, D. R., 1998. Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science*, Volume 9, pp. 103-112.
- Dregne, H. E., 1986. Desertification of Arid Lands. Em: F. El-baz & M. H. A. Hassan, eds. *Physics of Desertification*. Netherlands: Martinus Nijhoff, pp. 4-34.
- EMBRAPA, 2007. *Preservação e Uso da Caatinga / EMBRAPA Informação Tecnológica; EMBRAPA Semiárido*. Brasília, DF: EMBRAPA Informação Tecnológica.
- Fabricante, J. R. & Andrade, L. A. d., 2007. Análise estrutural de um remanescente de Caatinga no Seridó Paraibano. *Revista Oecol. Bras.*, 11(3), pp. 341-349.

- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Rev. Ecol. Evol. Syst.*, Volume 34, pp. 487-515.
- Ferreira, R. L. C. et al., 2016. Richness and diversity of Caatinga areas in different successional stages in northeastern Brazil. *Scientia Forestalis*, 44(112), pp. 799-810.
- Foster, B. L., 2001. Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: the role of propagule availability. *Revista Ecology Letters*, Volume 4, pp. 530-535.
- Fowler, N., 1986. The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Revista Ecol. Syst.*, Volume 17, pp. 89-110.
- Gerhardt, K. & Hytteborn, H., 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – An introduction. *Revista Journal of Vegetation Science*, Volume 3, pp. 361-364.
- Giulietti, A. M. et al., 2003. Diagnóstico da vegetação do bioma Caatinga. Em: J. M. C. d. Silva, M. Tabarelli, M. T. d. Fonseca & L. V. Lins, eds. *Biodiversidade da Caatinga: Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, pp. 47-90.
- Gurevitch, J., Scheiner, S. M. & Fox, G. A., 2009. *Ecologia Vegetal*. 2 ed. Porto Alegre: Arned.
- Haase, P., Pugnaire, F. I., Clark, S. C. & Incoll, L. D., 1997. Spatial pattern in *Anthyllis cytisoides* shrubland on abandoned land in southeastern Spain. *Revista Journal of Vegetation Science*, Volume 8, pp. 627-634.
- Hegazy, A. K., Hammouda, O., Lovett-Doust, J. & Gomaa, N. H., 2009. Variations of the germinable soil seed bank along the altitudinal gradient in the northwestern Red Sea region. *Acta Ecologica Sinica*, Volume 29, pp. 20-29.
- Heydari, M., Pothier, D., Faramarzi, M. & Merzaei, J., 2014. Short-term abandonment of human disturbances in Zagros Oak forest ecosystems: Effects on secondary succession of soil seed bank and aboveground vegetation. *Biodiversitas*, Volume 2, pp. 147-161.
- Hoffmann, J., 1998. Assessing the effects of environmental changes in a landscape by means of ecological characteristics of plant species. *Revista Landscape and Urban Planning*, Volume 41, pp. 239-248.
- IBAMA, 1992. *Plano de manejo florestal para a região do Seridó do Rio Grande do Norte*. Natal: IBAMA.

- Júnior, F. T. A. et al., 2013. Regeneração natural de uma área de Caatinga no Sertão pernambucano, Nordeste do Brasil. *Cerne*, 19(2), pp. 229-235.
- Júnior, J. T. C. & Drumond, M. A., 2011. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina – PE, Brasil. *Revista Caatinga*, 24(2), pp. 67-74.
- Karin, G. & Hakan, H., 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests - an introduction. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), pp. 361-364.
- Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudios de los climas de la Tierra.. *Fondo de Cultura Económica*.
- Leal, I. R., Silva, J. M. C. d., Tabarelli, M. & Jr, T. E. L., 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Revista Megadiversidade*, 1(1), pp. 139-146.
- Leal, I. R., Vicente, A. & Tabarelli, M., 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. Em: I. R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C. d. Silva, eds. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, pp. 695-715.
- Lima, A., Rodal, M. J. N. & Lins E Silva, A., 2008. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no estado de Pernambuco. *Rodriguésia*, Volume 59, pp. 649-658.
- Lopes, C. G. R. et al., 2012. Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian. *Revista Forest Ecology and Management*, Volume 271, pp. 115-123.
- Lucena, M. S. D., Silva, J. A. D. & Alves, A. R., 2016. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na estação ecológica de Seridó - RN. *Revista Biotemas*, 29(2), pp. 17-31.
- Marangon, G. P. et al., 2016. Análise de agrupamento de espécies lenhosas da Caatinga no estado de Pernambuco.. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 36(88), pp. 347-353.
- Marangon, G. P. et al., 2013. Estrutura e padrão espacial da vegetação em uma área de Caatinga.. *Floresta*, 43(1), pp. 83-92.
- Milton, S. J., 1995. Spatial and temporal patterns in the emergence and survival of seedlings in arid Karoo shrubland. *Revista Journal of Applied Ecology*, Volume 32, pp. 145-156.

- Miranda, J. D., Padilha, F. M. & Pugnaire, F. I., 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Revista Ecosistemas*, 13(1), pp. 55-58.
- MMA, 2002. *Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros*. Brasília: MMA/SBF.
- Mori, A., Silva, L. & Lisboa, G., 1989. *Manual de Manejo do Herbário Fanerogâmico*. 2 ed. Ilheus: Centro de Pesquisa do Cacau.
- Mouquet, N., Munguia, P., Kneitel, J. M. & Miller, T. E., 2003. Community assembly time and the relationship between local and regional species richness. *Revista Oikos*, Volume 103, pp. 618-626.
- Myers, A. A. & Giller, P. S., 1988. Process, pattern and scale in biogeography. Em: A. A. Myers & P. S. Giller, eds. *Analytical Biogeography*. Dordrecht: Springer, pp. 3-12.
- Pareyn, F. G. C. et al., 2010. Dinâmica da regeneração da vegetação da Caatinga na unidade experimental PA Recanto III - Lagoa Salgada/RN. Em: M. A. Gariglio, E. V. d. S. B. Sampaio, L. A. Cestaro & P. Y. Kageyama, eds. *Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, pp. 229-244.
- Peixoto, A. L., Luz, J. R. P. & Brito, M. A., 2016. *Conhecendo a Biodiversidade*. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio.
- Pereira Júnior, L. R., Kallianna, D. A. & Andrade, A. P., 2012. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de Caatinga em Monteiro, PB.. *Holos*, Volume 6.
- Pereira, I. M., Andrade, L. A. d., Costa, J. R. M. & Dias, J. M., 2001. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste paraibano. *Revista Acta Botanica Brasílica*, 15(3), pp. 413-426.
- Pereira, I. M., Andrade, L. A. D., Sampaio, E. V. S. B. & Barbosa, M. R. V., 2003. Use history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica*, 35(2), pp. 154-165.
- Pugnaire, F. I., Armas, C. & Valladares, F., 2004. Soil as a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *Revista Journal of Vegetation Science*, Volume 15, pp. 85-92.

- Quesada, M. et al., 2009. Succession and management of tropical dry forest in the Americas: Review and new perspectives. *Revista Forest Ecology and Management*, Volume 258, pp. 1014-1024.
- Ricklefs, R. & Relyea, R., 2016. *A Economia da Natureza*. 7 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Sampaio, E. V. d. S. B., Araújo, E. d. L., Salcedo, I. H. & Tiessen, H., 1998. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(5), pp. 621-632.
- Sánchez-Azofeifa, G. A. et al., 2005. Research priorities for neotropical dry forests. *Revista Biotropica*, 37(4), pp. 477-485.
- Santana, J. A. d. S. & Solto, J. S., 2006. Diversidade e estrutura fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó-RN. *Revista de Biologia e Ciência da Terra*, 6(2), pp. 232-242.
- Santana, J. A., Santana-Júnior, J. S., Barreto, W. S. & Ferreira, A. T. S., 2016. Estrutura e distribuição espacial da vegetação da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó, RN.. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 36(88), pp. 355-361.
- Santos, D. M. et al., 2016. 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*, Volume 129, pp. 93-101.
- Santos, J. et al., 2013. Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil.. *Environmental Monitoring Assessment*, 185(10), pp. 8287-8302.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), pp. 18-32.
- Silva, J. M. C., Tabarelli, M. T., Fonseca, M. T. & Lins, L. V., 2004. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*.. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Silva, K. et al., 2013. Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. *Acta Oecologica*, Volume 46, pp. 25-32.

Silva, W. C., 2006. *Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em quatro fragmentos de Floresta Ombrófila no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Souza, J. T., Ferraz, E. M. N., Albuquerque, U. P. & Araújo, E. L., 2013. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of an abandoned agriculture area in a semiarid climate?. *Plant Biology*, Volume 16, pp. 748-756.

Souza, M. P. et al., 2017. Composição e estrutura da vegetação de caatinga no sul do Piauí, Brasil. *Revista Verde*, 12(2), pp. 210-217.

Souza, V. & Lorenzi, H., 2012. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APGIII*. 3 ed. Nova Odessa(SP): Instituto Plantarum.

Tilman, D., 1988. *Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities*. New Jersey: Princeton University Press.

Wright, S. J., 2005. Tropical forests in a changing environment. *Revista Trends in Ecology and Evolution*, 20(10), pp. 553-560.

Artigo a ser enviado à revista Acta Botânica Brasílica

Normas de submissão em <http://acta.botanica.org.br/instructions/>

REGENERAÇÃO DE UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA

Cícero Batista do Nascimento Filho^{1*}, Jorge Ferreira da Silva Júnior², Clarissa Gomes Reis Lopes³, Juliana Ramos de Andrade¹, Elcida de Lima Arújo¹, Kleber Andrade da Silva^{1;2}

¹ Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos CEP: 52171-900 – Recife – PE, Brasil.

² Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, Rua do Alto do Reservatório s/n, Bela Vista CEP: 55608-680, Vitória de Santo Antão-PE, Brasil.

³ Universidade Federal do Piauí, Campus Ministro Petrônio Portella, Av. Universitária s/n, Bairro Ininga, CEP: 64049-550, Teresina – PI, Brasil.

* Autor para correspondência: +55 (81) 992 521 424; +55 (81) 988 708 098;
eco.ciceronascimento@gmail.com

Resumo

O histórico sofrido e os eventos aleatórios influenciam a regeneração das florestas. Para compreender como a biota responde ao histórico de uso e aos eventos que ocorrem com o tempo, florestas regenerantes precisam ser monitoradas por anos. Objetivamos monitorar uma floresta seca que sofreu corte raso para plantio de *Opuntia ficusoides* Mill. Utilizamos três inventários realizados em 2008, por uma das autoras desse trabalho, quando a regeneração possuía 13 anos, em 2013, também por uma das autoras desse trabalho, e em 2018, aos 23 anos de regeneração, esse trabalho. Ambos realizados nas mesmas parcelas, utilizando a mesma metodologia: duzentas parcelas de 50 m² organizadas em sete transectos e separadas por corredores de 3 m; e amostragem dos indivíduos com o diâmetro ao nível do solo (DNS) de no mínimo 3. Aqueles amostrados foram etiquetados, identificados e tiveram o DNS e altura registrados. Os resultados mostraram: estabilidade na riqueza de espécies durante o monitoramento e redução da diversidade no último inventário. As cinco espécies mais representativas foram responsáveis por 81% da densidade total. Embora sem mudanças na riqueza, a composição mostrou diferença significativa, devido as mudanças nas abundâncias das populações entre 2008 e 2018. O tempo exerceu efeito significativo na densidade, altura e diâmetro, que, com exceção da densidade que diminuiu em 2013 mas tornou a aumentar em 2018, aumentaram com o tempo. Concluiu-se que 13 anos de regeneração foram suficientes para que os atributos florísticos chegassem próximo a estabilidade onde poucas mudanças ocorreram no tempo.

Palavras-chave: regeneração natural, semiárido, sucessão secundária.

Introdução

A remoção da vegetação e o uso do solo, de forma não sustentada, em florestas tropicais sazonalmente secas tem acelerado o processo de degradação e levado a perda de biodiversidade. Para que se possa garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas florestas e a sua biodiversidade é necessário conhecer o seu poder de resiliência após o histórico de uso sofrido e de que forma respondem a eventos aleatórios (Bonet, 2004).

Embora hoje se tenha um número relativamente maior de estudos sobre a regeneração natural das florestas sazonalmente secas de regiões semiáridas, grande parte desses estudos não aborda a regeneração observando as mudanças que ocorrem ao passar dos anos. Essas mudanças sofrem a influência de diferentes fatores que podem alterar os caminhos da regeneração natural (Drake, 1998; Santos, et al., 2016; Heydari, et al., 2014; Karin & Hakan, 1992) fazendo da regeneração um processo estocástico.

Todo ambiente natural está sujeito a eventos que ocorrem ao longo do tempo (Mouquet, et al., 2003) e que podem ou não se repetir em um intervalo de curto período, a exemplo das variações climáticas, que agem modificando a estruturação das comunidades regenerantes (Santos, et al., 2016). Florestas que sofreram o mesmo histórico de uso, mas que tenham passado por variações climáticas diferentes durante a regeneração podem apresentar estruturas fitossociológicas distintas (Haase, et al., 1997; Souza, et al., 2013; Lopes, et al., 2012). Daí, surge a necessidade de acompanhar os processos ecológicos em escalas de tempo mais longas possíveis para entender como a natureza se comporta sob diferentes situações (Drake, 1998).

A maneira como as áreas antrópicas se regeneram vai depender principalmente do histórico de uso que sofreram, sendo o uso de fogo e agrotóxicos as formas mais prejudiciais, pois estas danificam o solo e o material orgânico nele presente, dificultando ou até mesmo impedindo a germinação e as rebrotas (Sampaio, et al., 1998). Acompanhando uma área que sofreu fogo intenso no semiárido pernambucano Sampaio et al (1998) observaram que o uso do fogo após o corte raso impediu 90% da taxa de rebrota, mesmo tendo passado seis anos de regeneração.

O corte raso ou seletivo são técnicas de uso menos prejudiciais, pois permitem a manutenção do banco de sementes no solo e a taxa de rebrota dos indivíduos que

permanecem no ambiente. Áreas regenerantes que passaram por esse tipo de histórico apresentam uma alta densidade no início da regeneração (Pereira, et al., 2001; Milton, 1995), contudo as competições por espaço e recursos diminuem essa densidade, com o tempo (Sampaio, et al., 1998; Drake, 1998; Mouquet, et al., 2003). A riqueza de espécies também sofre redução com o amadurecimento da floresta. O início da regeneração apresenta alta riqueza devido ao fato de que um ambiente em estágio inicial de regeneração é propício à entrada de indivíduos das mais diversas espécies, embora nem todos consigam se estabelecer (Mouquet, et al., 2003; Bonet, 2004).

A vegetação do local onde este estudo foi desenvolvido sofreu apenas corte raso para o cultivo de *Opuntia ficus-indica* Mill (palma gigante). Após o cultivo, a área foi abandonada e deu início ao processo de regeneração natural. Atualmente, a vegetação está com 23 anos de idade. Ao longo do tempo, foram feitos três inventários dos atributos da vegetação: 1) Treze anos de regeneração natural (Lopes et al. 2012); 2) Dezoito anos (Andrade 2016); 3) Vinte e três (este estudo). Portanto, nosso fragmento torna-se um bom exemplo para monitorar o efeito do corte raso e uso do solo para a agricultura sobre a regeneração natural da vegetação.

Diante do exposto tivemos como hipóteses, que com o avanço da regeneração: 1) a riqueza e diversidade de espécies aumenta devido a entrada de novas espécies; e 2) a densidade de indivíduos diminui devido ao crescimento secundário de cada um deles. Para testar essas hipóteses, nós caracterizamos a riqueza, diversidade, composição florística, densidade, altura e diâmetro em três momentos da regeneração natural de um fragmento de floresta sazonalmente seca com 23 anos de idade, em uma região semiárida, no Nordeste do Brasil.

Material e Métodos

Área de Estudo

Localizada em Caruaru, Pernambuco, a área de estudo pertence ao Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco – IPA (8°14'18"S e 35°55'20"W, 537m de altitude). O clima é semiárido do tipo BSh de Köppen (Köppen, 1948), a precipitação tem uma média anual de 710 mm (Figura 1), ocorrendo entre os meses de março e

agosto e temperatura média de 22,7 °C. Embora as estações sejam bem definidas, não é incomum que ocorram chuvas no período de seca ou que a estiagem se prolongue ocupando espaço no tempo que deveria pertencer a estação chuvosa (Araújo, et al., 2007).

Em 1959, quando fundada a estação do IPA, a vegetação de floresta tropical sazonalmente seca, conhecida localmente como caatinga, ocupava uma área de 190 ha. Essa área foi reduzida a um fragmento de vegetação com 30 ha, devido a implantação de pesquisas agropecuárias. Esse fragmento de 30 ha é conhecido localmente como floresta madura. Em 1994, 3 ha do fragmento de floresta madura foi cortado para ceder lugar à plantação de *Opuntia ficus-indica* Mill (palma gigante), sem uso de fogo ou produtos químicos que pudessem danificar o solo. Foi realizado apenas o corte raso da vegetação. Contudo, o cultivo de palma gigante durou pouco tempo. Após seis meses a área foi abandonada e segue se regenerando naturalmente, sem histórico de ação humana. Atualmente, o fragmento de 3 ha tem 23 anos de idade e é conhecido localmente como floresta jovem. O fragmento de floresta jovem está separado do fragmento de floresta madura por uma estrada de barro com aproximadamente 3 m de largura. O solo dos fragmentos de florestas jovem e madura é classificado como Podzólico Amarelo tb eutrófico, abrupto, a moderado, textura franco-arenosa (Alcoforado-Filho, et al., 2003).

Coleta dos Dados

Em 2008, quando a floresta jovem possuía 13 anos de regeneração natural, foram montadas, por Lopes et al. (2012), 200 parcelas permanentes de 50 m² (10 m x 5 m), organizadas em 5 transectos de 30 parcelas separados um do outro por um corredor de 3 m, e dois transectos de 25 parcelas, também separados por um corredor de 3 m, resultando ao todo uma área amostral de 1 ha. O inventário foi realizado com plantas lenhosas e utilizou como critério de inclusão a medida de 3 cm de diâmetro ao nível do solo (DNS), no mínimo. Todos os indivíduos que atenderam a esse critério tiveram tomadas suas medidas de DNS e altura, foram etiquetados e identificados. As medidas de altura foram tomadas com o auxílio de vara graduada e o DNS por meio de paquímetro. Para aqueles indivíduos cujo diâmetro ultrapassava o limite máximo do

paquímetro foi utilizada fita métrica. Nesse caso, a medida tomada foi o perímetro, este foi utilizado para mensurar o diâmetro. Os indivíduos perfilhados tiveram todos os perfilhos medidos, desde que ao menos um atendesse ao critério de inclusão, somados e calculado o diâmetro que correspondesse ao que seria um perfilho único.

Em 2013, quando a floresta jovem possuía 18 anos de regeneração natural, Andrade (2016) fez um novo inventário dos atributos da vegetação nas mesmas parcelas instaladas por Lopes (2012), usando exatamente a mesma metodologia. Finalmente, para dar continuidade aos estudos de regeneração da floresta, o mesmo levantamento realizado nas duas outras ocasiões (2008 e 2013) foi repetido em 2018. Portanto, este estudo mostra as mudanças nos atributos da vegetação em três momentos no tempo (2008, 2013 e 2018), totalizando 10 anos de monitoramento, em uma floresta jovem que hoje encontra-se com 23 anos de idade.

Devido a fenologia específica de cada espécie, visitas frequentes foram realizadas a fim de coletar material para identificação de espécies não identificadas, contudo, quatro espécimes não apresentaram material reprodutivo que permitissem a identificação. As que tiveram material coletado, a herborização foi realizada utilizando técnicas usuais de preparação, secagem e montagem de exsicatas e depositadas no herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR). A identificação taxonômica foi realizada por comparações com exsicatas depositadas nos herbários PEUFR e Dárdano de Andrade Lima (IPA) e com o auxílio de chaves taxonômicas e literatura específica. A classificação botânica foi à proposta pelo APG III (APG III, 2009) e a grafia do nome das espécies foi consultada no banco de dados do Jardim Botânico do Rio de Janeiro – www.jbrj.gov.br.

Análise dos Dados

Para controlar o número de indivíduos ao comparar a riqueza e a diversidade de espécies, foram criadas Curvas de Rarefação. Existe diferença significativa na riqueza e diversidade quando as barras do intervalo de confiança não se tocam. A diversidade foi determinada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (H').

A composição florística da floresta jovem foi comparada nos três inventários usando uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) por meio

da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, com base na densidade de indivíduos e riqueza de espécies. Em seguida foi realizado um teste ANOSIM – similaridade – para testar os grupos formados no NMDS. Para verificar a contribuição de cada espécie na dissimilaridade entre os inventários, foi realizada uma análise SIMPER.

As análises do NMDS, ANOSIM e SIMPER foram realizadas no programa Primer versão 6.1.6. Para as análises NMDS e ANOSIM, os dados de abundância de espécies foram padronizados e subsequentemente transformados em raiz quadrada, enquanto para a análise SIMPER os dados de abundância foram transformados em $\log X + 1$ para evitar qualquer viés resultante de espécies altamente abundantes.

O efeito do tempo (variável preditora) sobre a densidade, altura e diâmetro médios (variáveis dependentes) da comunidade foi verificado por um Modelo Linear Generalizado (GLM – ANOVA). Diferenças nos atributos da comunidade, nos três inventários realizados, foram verificadas pelo teste de Tukey *a posteriori*. As análises foram feitas utilizando o programa Statistic 6.0.

Resultados

Riqueza e diversidade

Foram registradas 36 espécies, sendo 34 em 2008, 35 em 2013 e 30 em 2018 (Tabela 1). Houve diferença na riqueza total, embora não significativa, durante os 10 anos em que a vegetação foi monitorada (Figura 2). A diversidade média foi semelhante em 2008 e 2013 e reduziu significativamente em 2018 (Figura 2).

Em 2008, as espécies mais representativas em relação à densidade relativa foram *C. blanchetianus* (41%), *C. trichotoma* (10%), *L. sericeus* (8%), *P. stipulacea* (7%) e *A. paniculata* (6%), sendo essas cinco espécies as responsáveis por 72% da densidade naquele momento e as outras 29 espécies responsáveis por 28%.

Em 2013 as mais representativas foram *C. blanchetianus* (41%), *C. trichotoma* (10%), *P. stipulacea* (9%), *L. sericeus* (8%) e *C. pyramidalis* (6%), responsáveis por 74% da densidade, sendo os demais 26% pertencentes às 30 espécies restantes.

Em 2018 as mais representativas foram *C. blanchetianus* (41%), *C. trichotoma* (12%), *P. stipulacea* (10%), *L. sericeus* (10%) e *C. pyramidalis* (8%). Essas cinco

espécies ocuparam 81% da densidade, e as outras 25 espécies mais os 19 indivíduos não identificados ocupando apenas 19% da densidade nesse momento.

Composição florística

Das 36 espécies identificadas, *C. curassavica* e *Parapiptadenia* sp. foram exclusivas de 2008, com um único indivíduo de cada espécie. Um único indivíduo, identificado em nível de família (Malvaceae), foi exclusivo do inventário realizado em 2013. Não houve espécie exclusiva em 2018 (Tabela 1).

Houve diferença significativa na composição florística durante os últimos 10 anos que a vegetação foi monitorada (Figura 3). No entanto, o R_{global} foi muito baixo ($R_{\text{global}} = 0.022$; $p = 0.001$). As diferenças encontradas foi uma consequência das mudanças que ocorreram nas abundâncias das populações em 2008 e 2018 (Tabela 2).

Análise de SIMPER mostrou uma alta dissimilaridade entre os inventários (Tabela 3). Em todas as comparações par a par a dissimilaridade média foi maior que 70%. As espécies que mais contribuíram para essas diferenças foram, em ordem decrescente, *Croton blanchetianus* e *Piptadenia stipulacea*. Sozinhas, essas duas espécies tiveram um acúmulo percentual de 27,81% em 2008 e 2013; 28,70% em 2008 e 2018; e 30,22% em 2013 e 2018.

Densidade, altura e diâmetro

Foi registrado um total de 3.306, 2.890 e 3.223 indivíduos, em 2008, 2013 e 2018, respectivamente (Tabela 1). Houve um efeito significativo da ação do tempo sobre a densidade, altura e diâmetro médios observados durante os últimos 10 anos em que a vegetação foi monitorada. No entanto, o percentual de explicação foi baixo. Apenas 1% para a densidade e diâmetro e 5% para a altura (Tabela 4). A densidade reduziu significativamente em 2013 e voltou a aumentar em 2018 (Figura 4). Inicialmente, a altura e diâmetro médios permaneceram estáveis e aumentaram significativamente em 2018 (Figura 4). A área basal foi $11 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ em 2008 e 2013 e aumentou para $15.3 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ em 2018.

Discussão

Nossos achados mostram estabilidade na riqueza de espécies e redução na diversidade durante os últimos 10 anos que a vegetação foi monitorada. Portanto, a nossa hipótese de aumento na diversidade de espécies não foi corroborada, entretanto é preciso considerar o período de seca que antecederam os inventários, que pode ter alterado a abundância de organismos dentro de cada população sem causar mudanças nas populações dentro da comunidade. Estudo recentemente realizado na floresta madura registrou um total de 35 espécies e índice de diversidade de Shannon-Wiener médio de 2,45 (Ferreira, et al., 2016). Então, este estudo mostra que a floresta jovem (com 36 espécies) recuperou a riqueza de espécies aos 13 anos de idade e manteve a riqueza semelhante a da floresta madura nos últimos 10 anos. O histórico de uso dos ambientes naturais é o principal responsável pelo tempo de regeneração dos atributos florísticos e estruturais. Florestas que sofrem apenas corte raso da vegetação preservam seu banco de sementes e rebrotos. Isso auxilia a regeneração. O processo regenerativo nessas florestas ocorre mais rapidamente do que em outras florestas que sofreram histórico de uso mais agressivo (Pereira, et al., 2003; Lucena, et al., 2016). Portanto, a recuperação da riqueza de espécies pode ser justificada pelo histórico de uso da floresta jovem. No entanto, os 23 anos de idade não foram suficientes para a recuperação da diversidade da floresta jovem, que variou de 2,25 a 2,11. As flutuações nos tamanhos das populações durante os últimos 10 anos foram responsáveis pela redução na diversidade. A densidade que sofreu oscilações também pode ser justificada pelas variações no índice de precipitação. Entre 2008 e 2013 houve os melhores índices de precipitação, o que favorece o crescimento dos indivíduos e o seu ganho por espaço, impedindo que novos indivíduos possam se estabelecer.

Áreas regenerantes tendem a apresentar uma redução na densidade de indivíduos ao passar do tempo devido às competições entre espécies em busca de espaço e recursos e, as próprias mudanças microclimáticas locais que ocorrem com a sucessão ecológica (Drake, 1998; Dajoz, 2005; Saunders, et al., 1991). Neste estudo, nossa hipótese de redução na densidade ao longo da regeneração natural foi aceita e segue a tendência registrada em outros estudos.

O *C. blanchetianus*, uma espécie altamente adaptada a ambientes secos e que aparece como dominante nos ambientes em estágio inicial de regeneração (Barros & Soares, 2013; Alves, et al., 2014) teve uma queda na população entre o primeiro e o segundo inventário e um aumento entre o segundo e terceiro, mostrando que o período de baixo índice pluviométrico pode ter regredido o estado sucessional da vegetação. Essa espécie foi a principal responsável pelas diferenças entre os inventários. Mostrando maior dissimilaridade entre os anos 2013 e 2018, onde contribui com 18,83% da dissimilaridade total da comunidade. Novamente coincidindo com o pós-período onde a precipitação média esteve abaixo dos valores normais. A população de *C. trichotoma* teve uma redução entre 2008 e 2013, aumentando sua densidade de maneira significativa em 2018. Essa espécie também é vista, na literatura, como uma das principais espécies das fases iniciais de regeneração (Lopes, et al., 2012).

As populações de *B. cheilantha* e *S. brasiliensis* apresentaram estabilidade nas suas densidades entre 2008 e 2013 e um aumento em 2018. Essas espécies, segundo Souza et al., (2013) demoram a atingir a fase ontogenética reprodutiva. A *P. stipulacea* alcança a fase reprodutiva aos 18 anos (Souza, et al., 2013), isso pode justificar o aumento crescente de sua população que passou de 7,47% da densidade em 2008 para 10,39% em 2018. Entretanto, *A. paniculata* e *M. arenosa*, que também alcança a fase reprodutiva aos 18 anos, vem reduzindo de forma significativa a sua densidade. Isso indica que algum filtro ecológico está agindo sobre essas populações e influenciando de forma negativa o seu processo fenológico.

Então, existe uma dinâmica de incremento e mortalidade de indivíduos, que resulta em flutuações no tamanho das populações ao longo da regeneração natural da floresta jovem. As principais consequências dessas flutuações são a redução na diversidade e mudanças na estrutura da comunidade. Essa dinâmica, além da precipitação anual recebe influência de fontes de propágulos, principalmente aqueles advindos da floresta madura próxima (Lopes, et al., 2012).

Comparando os achados deste estudo com os de Ferreira et. al. (2016), que realizou experimento na floresta nativa próxima à floresta jovem deste estudo, existem 20 espécies exclusivas da floresta jovem, 19 espécies exclusivas da floresta madura, 13 espécies em comum e um índice de similaridade de Sorensen de 0.58. Portanto, apesar da rápida recuperação da riqueza de espécies, 23 anos não foram suficientes para a

recuperação da composição florística da floresta jovem. Este fato pode ser justificado por: 1) algo pode estar interferindo a dispersão de sementes e, conseqüentemente, a entrada de novas espécies; 2) As condições microclimáticas da floresta jovem dificultam o recrutamento e estabelecimento de plântulas das espécies típicas de estágio sucessional mais tardio; 3) espécies exclusivas da floresta jovem podem ser competitivas superiores e não permitir o estabelecimento de outras espécies. Estudos futuros são necessários para testar essas hipóteses.

O baixo índice pluviométrico que ocorreu nos seis anos anteriores a este trabalho pode ter sido o responsável por ter levado muitos dos indivíduos, de estágios sucessionais mais avançados, à morte. Com a morte desses indivíduos o ambiente torna-se propício ao aumento populacional de espécies dos estágios iniciais da sucessão, a exemplo de *C. blanchetianus* e *C. trichotoma*, cujas populações sempre foram representativas e que ocuparam densidade relativa igual a 51% em 2008 e 2013, e 53% em 2018, reduzindo a diversidade ao longo do tempo.

A literatura aponta que a redução na densidade também pode provocar uma redução na riqueza de espécies (Bonet, 2004). Alguns trabalhos mostraram essa relação direta entre densidade e riqueza. A alta densidade no início da regeneração traz consigo alta riqueza devido a presença de indivíduos trazidos de forma autóctone e alóctone. A densidade diminui em resposta às interações que ocorrem durante o desenvolvimento de cada população e as mudanças físicas e microclimáticas de cada estágio da regeneração, que leva consigo a exclusão de algumas espécies (Dajoz, 2005; Drake, 1998; Saunders, et al., 1991). No entanto, esta tendência não foi registrada neste estudo. Apesar da redução significativa da densidade a riqueza de espécies permaneceu estável. A curva de rarefação também confirma que não houve efeito da densidade sobre a riqueza de espécies.

Além disso, a densidade registrada na floresta jovem durante os últimos 10 anos de regeneração natural variou de 2.890 a 3.306 indivíduos.ha⁻¹. A floresta madura apresenta 3.860 indivíduos.ha⁻¹ (Ferreira et al. 2016). Portanto, os 23 anos de idade não foram suficientes para a recuperação da densidade da floresta jovem.

Nós verificamos um aumento na altura e diâmetro da comunidade nos últimos cinco anos que a vegetação foi monitorada. Portanto, nossos achados mostram que os indivíduos investiram na ocupação dos espaços horizontal e vertical da comunidade,

confirmando nossa hipótese. Além disso, a área basal total registrada na floresta jovem variou de 11 m².ha⁻¹ em 2008 a 15,3 m².ha⁻¹ em 2018. Por outro lado, a área basal total da floresta madura é 9 m².ha⁻¹. (Ferreira et al. 2016). Portanto, os 13 anos de regeneração natural já foram suficientes para a recuperação da área basal da floresta jovem.

A literatura vem mostrando que a altura e diâmetro das florestas jovens, com tempo de regeneração acima de 15 anos, têm variado entre 3,3 m a 6,7 m e entre 5,4 cm a 11,2 cm respectivamente (Pereira, et al., 2003; Calixto Júnior & Drumond, 2011; Lopes, et al., 2012; Souza, et al., 2017). Então, os valores de altura e diâmetro da nossa floresta jovem, que passaram de 3,59 m para 4,18 m e 5,54 cm para 6,53 cm, respectivamente, estão dentro da faixa de variação registrada em outras florestas com idades superiores a 15 anos de regeneração. As variações na altura e diâmetro que existe entre as florestas jovens pode ser uma consequência do histórico de uso da terra. Por exemplo, a prática do fogo após o corte raso da vegetação reduz a regeneração por rebrotos e prejudica o banco de sementes (Gurevitch, et al., 2009; Ricklefs & Relyea, 2016). A presença de gados tem forte influência na regeneração, pois o gado se alimenta praticamente de todo o tecido vegetal da planta (Leal, et al., 2003; Milton, 1995), restando os tocos, de onde surgem os rebrotos com DNS altos, porém com alturas reduzidas. A nossa área de estudo sofreu apenas o corte raso. Esse tipo de atividade é menos agressivo e permite uma alta taxa de rebrotos durante a regeneração (Sampaio, et al., 1998; Saunders, et al., 1991; Drake, 1998). Além disso, não houve pastoreio por animais. Então, estes fatos podem justificar as variações observadas na altura e diâmetro e terem contribuído com a rápida recuperação da área basal da nossa floresta jovem.

Conclusão

Nós verificamos que 13 anos de regeneração natural foram suficientes para a recuperação da riqueza de espécies e área basal da floresta jovem. No entanto, a floresta jovem está um pouco distante da completa recuperação. As espécies encontradas entre o décimo terceiro e o vigésimo terceiro ano, intervalo de monitoramento, são as mesmas, mas existem flutuações nos tamanhos das populações que causam mudanças na estrutura da comunidade. Além disso, a densidade e altura flutuaram, mas ainda

permanecendo inferiores às encontradas na floresta madura. Então, os filtros ambientais podem estar impedindo a entrada ou estabelecimento de espécies advindas da floresta madura próxima. Isso é observado na estabilidade da riqueza de espécies durante o tempo de monitoramento. Esses filtros, embora tenham mantido a riqueza de espécies, tem causado mudanças na diversidade. Ainda não se sabe como estes filtros ambientais agem e quais traços funcionais de cada espécie consegue superá-los. Novos estudos são necessários para identificar os filtros ambientais que direcionam a regeneração natural da floresta jovem.

Agradecimentos

Ao Criador, pelo qual tudo é possível; ao Instituto de Pesquisa Agronômica de Pernambuco (IPA) por todo o apoio e receptividade dado durante o processo de execução do trabalho; aos estagiários do laboratório de Biodiversidade da Universidade Federal de Pernambuco, no Centro Acadêmico de Vitória, Alexsandro Bezerra da Silva, Liliane Josefa da Silva e Vinícius Matheus da Silva Santos, que ajudaram na amostragem e coleta dos dados, em especial Jorge Ferreira da Silva Júnior que esteve presente do início ao fim da pesquisa, fosse em campo ou laboratório, independente dos feriados e fins de semana; ao professor Dr André Maurício de Melo Santos (UFPE), pelas sugestões nas análises dos dados; e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão das bolsas, sem as quais o trabalho não seria realizado.

Referências Bibliográficas

- Alcoforado-Filho, F., Sampaio, E. & Rodal, M., 2003. Florística fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru. *Acta Botânica Brasílica*, pp. 287-303.
- Alves, G. S. et al., 2014. Contribuição do *Croton blanchetianus* Baill na produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em área do Seridó da Paraíba. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 9(3), pp. 50-57.
- Andrade, J. R. et al., 2016. *Curta escala temporal em floresta tropical seca do Brasil*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- APG III, A. P. G., 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, p. 161.
- Araújo, E., Castro, C. & Albuquerque, U., 2007. Dynamics of brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecology and Communities*, Volume 1, pp. 15-28.
- Barros, I. O. & Soares, A. A., 2013. Adaptações anatômicas em folhas de marmeleiro e velame da Caatinga brasileira. *Revista Ciência Agronômica*, 44(1), pp. 192-198.
- Bonet, A., 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean an old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Revista Journal of Arid Environments*, Volume 56, pp. 213-233.
- Calixto Júnior, J. T. & Drumond, M. A., 2011. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu strictu 30 anos após corte raso, Petrolina - PE, Brasil. *Revista Caatinga*, 24(2), pp. 67-74.
- Dajoz, R., 2005. *Princípios de Ecologia*. 7 ed. Porto Alegre: Artmed.
- Drake, D. R., 1998. Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science*, Volume 9, pp. 103-112.
- Fabricante, J. R. & Andrade, L. A. d., 2007. Análise estrutural de um remanescente de Caatinga no Seridó Paraibano. *Revista Oecol. Bras.*, 11(3), pp. 341-349.
- Gurevitch, J., Scheiner, S. M. & Fox, G. A., 2009. *Ecologia Vegetal*. 2 ed. Porto Alegre: Arned.
- Haase, P., Pugnaire, F. I., Clark, S. C. & Incoll, L. D., 1997. Spatial pattern in *Anthyllis cytisoides* shrubland on abandoned land in southeastern Spain. *Revista Journal of VVegetation Science*, Volume 8, pp. 627-634.
- Heydari, M., Pothier, D., Faramarzi, M. & Merzaei, J., 2014. Short-term abandonment of human disturbances in Zagros Oak forest ecosystems: Effects on secondary succession of soil seed bank and aboveground vegetation. *Biodiversitas*, Volume 2, pp. 147-161.

- Júnior, J. T. C. & Drumond, M. A., 2011. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina – PE, Brasil. *Revista Caatinga*, 24(2), pp. 67-74.
- Karin, G. & Hakan, H., 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests - an introduction. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), pp. 361-364.
- Köppen, W., 1948. *Climatologia: con um estúdio de los climas de la Tierra*. México: Fondo de Cultura Economica.
- Leal, I. R., Vicente, A. & Tabarelli, M., 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. Em: I. R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C. d. Silva, eds. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, pp. 695-715.
- Lopes, C. G. R. et al., 2012. Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian. *Revista Forest Ecology and Management*, Volume 271, pp. 115-123.
- Lucena, M. S. d., Silva, J. A. d. & Alves, A. R., 2016. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na estação ecológica de Seridó - RN. *Revista Biotemas*, 29(2), pp. 17-31.
- Milton, S. J., 1995. Spatial and temporal patterns in the emergence and survival of seedlings in arid Karoo shrubland. *Revista Journal of Applied Ecology*, Volume 32, pp. 145-156.
- Miranda, J. D., Padilha, F. M. & Pugnaire, F. I., 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Revista Ecosistemas*, 13(1), pp. 55-58.
- Mouquet, N., Munguia, P., Kneitel, J. M. & Miller, T. E., 2003. Community assembly time and the relationship between local and regional species richness. *Revista Oikos*, Volume 103, pp. 618-626.
- Pereira, I. M., Andrade, L. A. d., Costa, J. R. M. & Dias, J. M., 2001. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste paraibano. *Revista Acta Botanica Brasilica*, 15(3), pp. 413-426.
- Pereira, I. M., Andrade, L. A., Sampaio, E. V. S. B. & Barbosa, M. R. V., 2003. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica*, 35(2), pp. 154-165.
- Ricklefs, R. & Relyea, R., 2016. *A Economia da Natureza*. 7 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Sampaio, E. V. d. S. B., Araújo, E. d. L., Salcedo, I. H. & Tiessen, H., 1998. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(5), pp. 621-632.
- Santos, D. M. et al., 2016. 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*, Volume 129, pp. 93-101.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), pp. 18-32.

Souza, J. T., Ferraz, E. M. N., Albuquerque, U. P. & Araújo, E. L., 2013. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of an abandoned agriculture area in a semiarid climate?. *Plant Biology*, Volume 16, pp. 748-756.

Souza, M. P. et al., 2017. Composição e estrutura da vegetação de caatinga no sul do Piauí, Brasil. *Revista Verde*, 12(2), pp. 210-217.

Tabelas e Figuras

Tabela 1: Lista de espécies e atributos estruturais de uma comunidade vegetal em regeneração no semiárido brasileiro ao longo de 10 anos.

Família / Espécie	Densidade (1ha)			Altura Média (m)			DNS Médio (cm)		
	2008	2013	2018	2008	2013	2018	2008	2013	2018
Anacardiaceae									
<i>Anacardium occidentale</i> L.	1	1	-	3,7	3	-	20,7	13	-
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	44	43	58	4,17	5,02	6,4	7,62	8,4	10,37
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	97	96	109	4,15	5,25	7,44	6,82	9,93	12,61
Boraginaceae									
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	1	-	-	3	-	-	4,46	-	-
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	330	297	389	2,96	3,4	3,52	3,9	4,23	4,43
Burseraceae									
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett.	11	10	25	3,8	4,38	3,88	9,79	15,68	8,22
Capparaceae									
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	37	31	31	2,94	3,21	3,75	4,32	4,57	6,65
<i>Capparis jacobinae</i> Moric. ex Eicheler	8	7	10	2,89	2,56	3,26	6,95	6,98	7,44
Cactaceae									
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	8	8	-	2,66	3,47	-	12,42	10,45	-
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C.Weber ex K.Schum.) Byles & G.D.Rowley	6	6	7	3,6	3,5	4,46	9,42	9,87	14,5
Euphorbiaceae									
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	1349	1188	1312	3,5	3,3	3,75	5,25	5,05	5,92
<i>Mallotus rhamnifolius</i> (Willd.) Müll.Arg	57	20	8	2,64	2,58	4,23	4,05	4,58	5,59
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	8	6	14	4,12	4,67	4,49	6,2	4,9	5,6
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	1	2	2,25	3,5	3,25	7,17	4,94	5,5
Fabaceae									
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	75	72	78	5,67	6,39	9,53	14,84	13,31	20,31

<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	10	9	25	4,97	4,64	5,12	4,92	6,07	5,96
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	178	168	265	3,73	4,11	5,3	4,95	5,1	6,51
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	255	233	328	3,85	4,22	4,14	4,54	5,06	5,81
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	132	119	59	4,17	3,54	4,11	6,53	6,06	5,16
<i>Parapiptadenia</i> sp.	1	-	-	1,8	-	-	8,28	-	-
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	247	271	335	4,55	4,04	5,03	6,38	5,71	5,9
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barneby	29	25	20	3,03	3,33	3,46	6,79	11,6	9,17
<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	204	124	20	3,29	2,52	2,75	5,42	7,04	7,21
Não Identificado	20	23	17	2,22	3,04	3,29	4,15	4,75	4,98
Malpighiaceae									
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	13	13	14	3,68	3,85	5,17	4,9	5,49	7,22
Malvaceae									
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss & Cambess.) Robyns	1	1	-	2,9	4,3	-	5,41	7,1	-
Não Identificado	-	1	-	-	2,5	-	-	6,3	-
Meliaceae									
Não Identificado	1	1	1	4,3	7	6	8,12	8	13,69
Myrtaceae									
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess	15	16	21	2,71	3,56	4,15	3,94	4,16	5,14
Nyctaginaceae									
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	74	61	41	3,27	3,73	4,5	4,9	5,78	8,39
Rhamnaceae									
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	4	2	3	5	4,15	5,17	8,36	12,46	11,75
Rubiaceae									
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	2	3	2	4,5	4,3	5,25	9,24	5,03	14,22
Verbenaceae									

<i>Lantana camara L.</i>	27	10	8	3,21	2,98	3,26	9,08	6,92	5,15
Indefinido									
<i>Não Identificado</i>	-	-	18	-	-	3,75	-	-	5,48

Espécies Não Encontradas no The Plant List	Densidade (1ha)			Altura Média (m)			DNS Médio (cm)		
<i>Allophyllus edulis</i> (A. St.-Hill., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	1	1	2	2,9	3	3,25	7,8	5,85	8,85
<i>Lippia americana L.</i>	55	21	-	2,13	1,4	-	5,31	6,05	-
<i>Sebastiania jacobinensis</i> Mull. Arg.	3	2	1	3,53	5,5	5	6,01	15,65	9,2
Densidade total e altura e diâmetro médios da comunidade	3306	2890	3223	3,59	3,65	4,18	5,54	5,73	6,53

Tabela 2: Comparação par a par da similaridade florística entre três inventários realizados em uma floresta regenerante em uma região semiárida ($p < 0,05$ indica diferença significativa).

		R	R%	p
2008	2013	0.001	0.10%	0.34
2008	2018	0.044	4.40%	0.001
2013	2018	0.022	2.20%	0.001

Table 3: Análise SIMPER calculada entre os anos 2008, 2013 e 2018 e a contribuição e cada espécie para a dissimilaridade entre os anos (Diss. Média = Dissimilaridade Média; % = Contribuição).

2008 e 2013			2008 e 2018			2013 e 2018		
Diss. Média = 73.34			Diss. Média = 72.83			Diss. Média = 71.97		
Espécies	Diss. Média	%	Espécies	Diss. Média	%	Espécies	Diss. Média	%
<i>Croton blanchetianus</i>	13.18	17.97	<i>Croton blanchetianus</i>	13.21	18.14	<i>Croton blanchetianus</i>	13.55	18.83
<i>Piptadenia stipulacea</i>	7.21	9.84	<i>Piptadenia stipulacea</i>	7.69	10.56	<i>Piptadenia stipulacea</i>	8.2	11.39
<i>Acacia paniculata</i>	5.97	8.14	<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	6.09	8.37	<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	6.31	8.76
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	5.54	7.55	<i>Cordia trichotoma</i>	5.39	7.41	<i>Cordia trichotoma</i>	5.6	7.78
<i>Cordia trichotoma</i>	5.34	7.28	<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5.27	7.23	<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5.47	7.6
<i>Mimosa arenosa</i>	5.31	7.24	<i>Acacia paniculata</i>	4.75	6.52	<i>Mimosa arenosa</i>	4.65	6.47
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5.14	7.01	<i>Mimosa arenosa</i>	4.46	6.13	<i>Anadenanthera colubrina</i>	3.97	5.51
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3.63	4.95	<i>Anadenanthera colubrina</i>	3.76	5.16	<i>Acacia paniculata</i>	3.76	5.23
<i>Lonchocarpus sericeus</i>	2.9	3.95	<i>Lonchocarpus sericeus</i>	3.6	4.95	<i>Lonchocarpus sericeus</i>	3.58	4.97
<i>Guapira laxa</i>	2.62	3.57	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	2.45	3.37	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	2.58	3.58
<i>Lippia americana</i>	2.3	3.14	<i>Guapira laxa</i>	2.17	2.98	<i>Guapira laxa</i>	2.03	2.81
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	2.27	3.09	<i>Croton rhamnifolius</i>	1.91	2.62	<i>Capparis flexuosa</i>	1.75	2.43
<i>Croton rhamnifolius</i>	2.26	3.08	<i>Lippia americana</i>	1.66	2.28	<i>Commiphora leptophloeos</i>	1.17	1.62
<i>Capparis flexuosa</i>	1.86	2.54	<i>Capparis flexuosa</i>	1.66	2.27	<i>Croton rhamnifolius</i>	0.91	1.26
<i>Lantana camara</i>	1.02	1.39	<i>Commiphora leptophloeos</i>	1.13	1.55	<i>Ptilochaeta bahiensis</i>	0.88	1.23
			<i>Lantana camara</i>	0.99	1.35	<i>Lippia americana</i>	0.86	1.2

Tabela 4: Modelo Linear Generalizado (GLM) apresentando a influência do tempo de regeneração natural sobre a densidade, altura e diâmetro em uma região semiárida no Nordeste do Brasil. DF = Degrees Freedom; SS = Sum Square; MS = Mean Square; F = Fisher Test; p = Significance ($p < 0,05$ denotes significant difference); R= Explanation percentage of predictor variable over dependent variable.

	DF	SS	MS	F	p	R
Density						
Intercept	1	155461.6	155461.6	1403.725	0.000000	
Time	2	1005.1	502.5	4.538	0.011072	0.014973
Error	597	66117.3	110.7			
Total	599	67122.4				
Height						
Intercept	1	140592.4	140592.4	61860.85	0.00	
Time	2	1181.0	590.5	259.82	0.00	0.052296
Error	9417	21402.2	2.3			
Total	9419	22583.2				
Diameter						
Intercept	1	331771.8	331771.8	20876.43	0.00	
Time	2	1735.3	867.7	54.60	0.00	0.011463
Error	9417	149656.6	15.9			
Total	9419	151391.9				

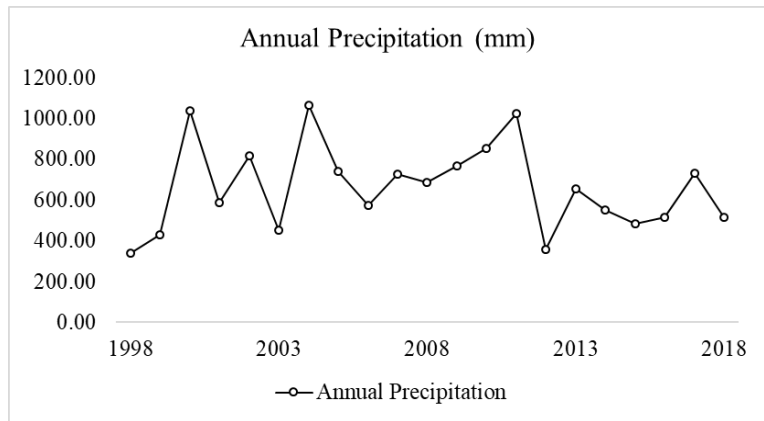


Figura 1: precipitação média dos vinte últimos anos no Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco, em Caruaru, PE.

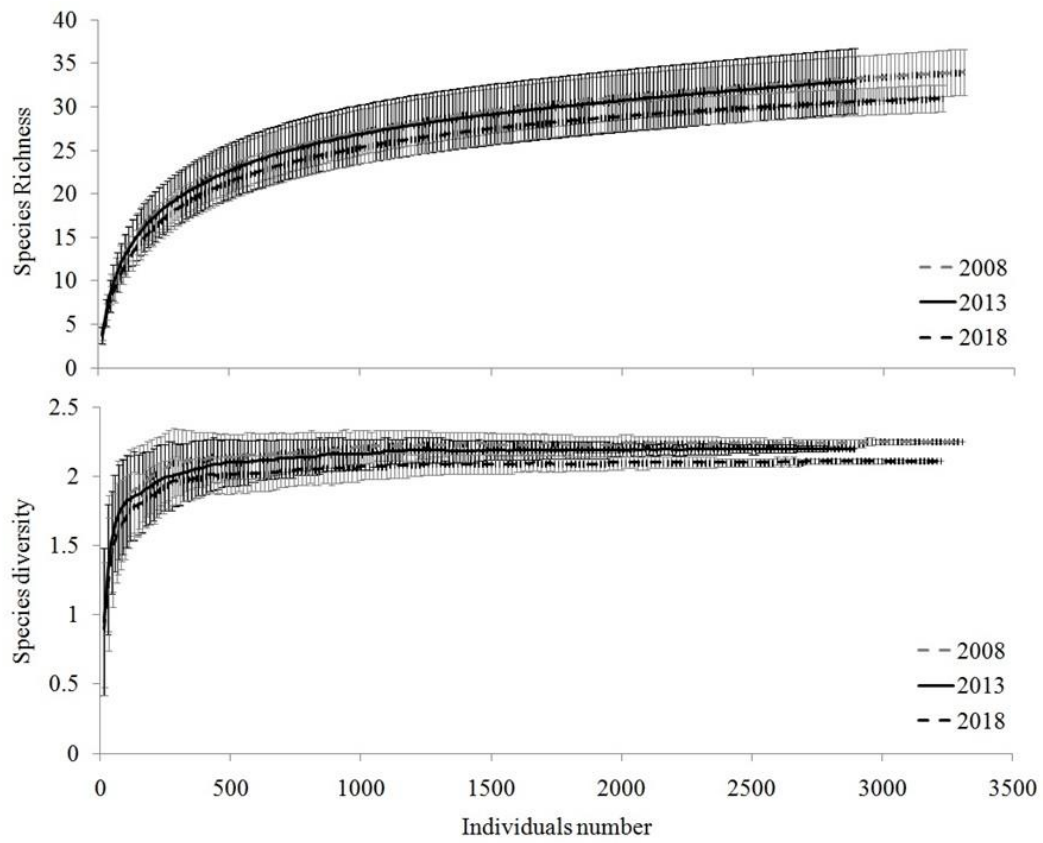


Figura 2. Curva de rarefação mostrando a riqueza média de espécies e a diversidade média de Shannon (\pm desvio padrão) de uma comunidade de plantas lenhosas durante 10 anos de regeneração natural, em uma região semiárida no Nordeste do Brasil. Existe diferença significativa quando os desvios não se tocam.

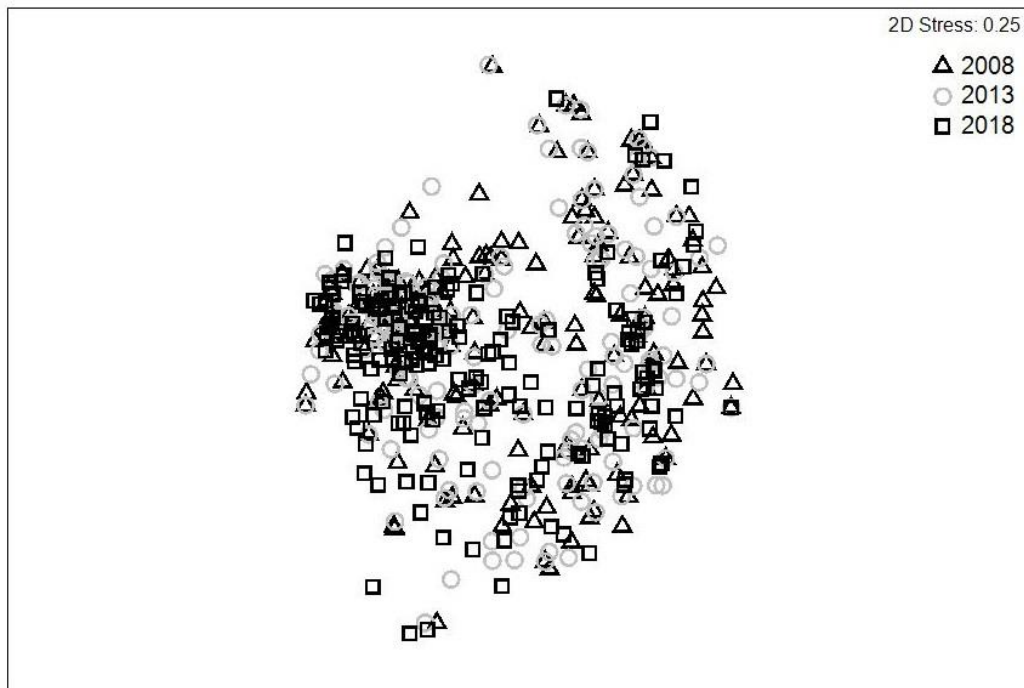


Figura 3: Ordenação formada após análise de escala multidimensional da composição florística de espécies lenhosas em região antrópica semiárida.

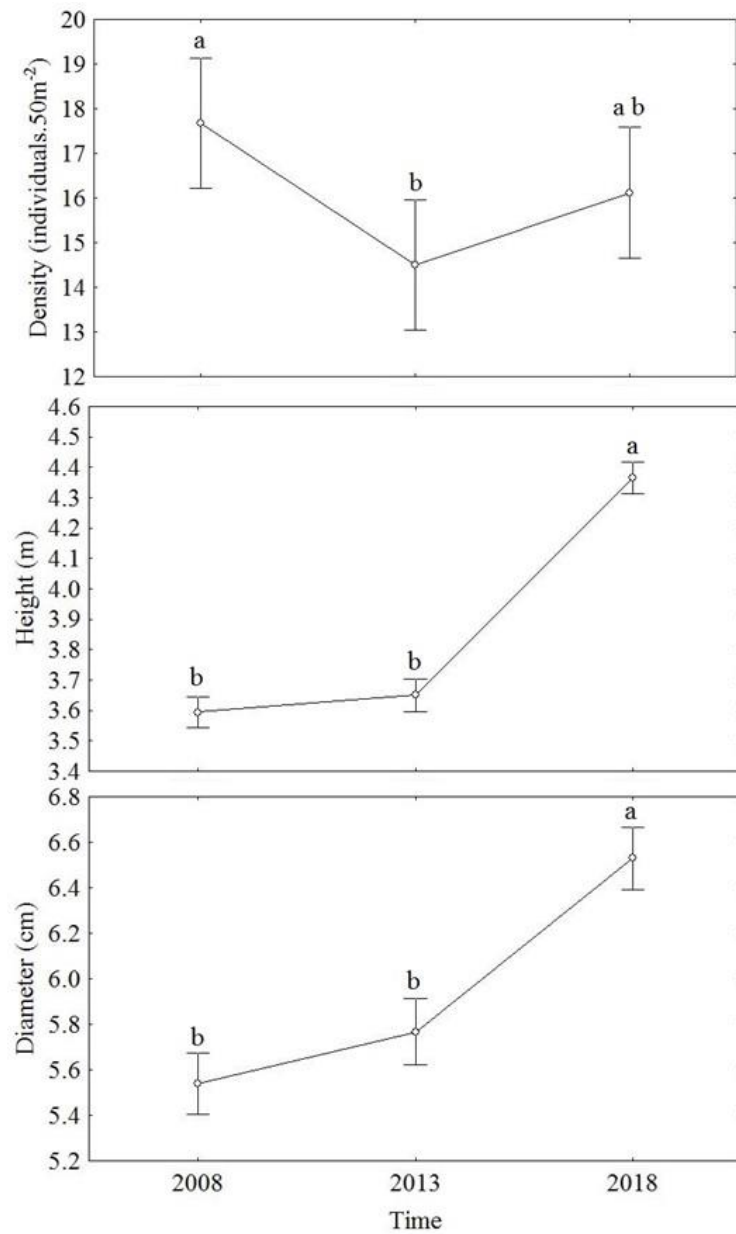


Figura 4: Diferenças na densidade média, altura média e diâmetro médio da comunidade de plantas lenhosas durante 10 anos de regeneração natural, em uma região semiárida no Nordeste do Brasil. Letras diferentes ao longo do tempo indicam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança.