

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

ALEXANDRE SOUZA DE PAULA

REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE CAATINGA APÓS O USO PARA A
AGRICULTURA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA

RECIFE
2017

ALEXANDRE SOUZA DE PAULA

**REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE CAATINGA APÓS O USO PARA A
AGRICULTURA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

RECIFE
2017

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Paula, Alexandre Souza de

Regeneração natural de uma área de caatinga após o uso para a agricultura
ao longo de uma cronossequência / Alexandre Souza de Paula- 2017.

112 folhas: il., fig., tab.

Orientador: Marcelo Tabarelli

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro
de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal,
2017.

Inclui referências e anexos

1. Sementes 2. Florestas 3. Caatinga I. Tabarelli, Marcelo
(orient.) II. Título

581.467

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2017- 577

ALEXANDRE SOUZA DE PAULA

**REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE CAATINGA APÓS O USO PARA A
AGRICULTURA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia Vegetal.

Aprovada em: 05/07/2017

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dra. Carmen Silvia Zickel (Titular externo/UFRPE)

Dr. Bruno Karol Cordeiro Filgueiras (Titular externo/UFPE)

Profa. Dra. Ariadna Valentina de Freitas e Lopes (Titular interno/UFPE)

Profa Dra. Inara Roberta Leal (Titular interno/UFPE)

Prof Dr. Marcelo Tabareli (Orientador/UFPE)

Dedico essa Tese aos meus pais, Marlene Souza de Paula e Newton Querino de Paula, essa conquista é de vocês.

AGRADECIMENTOS

A Nossa Senhora do Perpétuo Socorro, minha eterna protetora que desde o meu nascimento intercede junto a DEUS por mim.

Ao meu orientador Marcelo Tabarelli por ter aceitado a me orientar, a sua experiência, competência, paciência e todo o conhecimento repassado.

A profa. Inara Roberta Leal pela sua imensa amizade e auxílio em um momento que tanto precisei para que eu tivesse a oportunidade de dar continuidade a esse trabalho.

A Dra. Julia Caram Sfair por suas orientações, comprometimento, ensinamentos e total apoio em todas as fases desse trabalho, desde a coleta até a discussão das análises.

A Genivaldo Constantino da Silva por sua valiosa ajuda no campo, sem o qual esse estudo não poderia ter sido realizado, com a transmissão de seu conhecimento popular sobre as plantas, por amostrar as áreas onde o trabalho foi realizado e imensa amizade

Aos meus colegas de laboratório Davi Jameli e Diego Trindade pela grande amizade e companheirismo em diversos momentos de trabalho e de lazer.

A minha colega de campo Maria Fabiola Barros pela cooperação nas coletas de campo, nos inventários e compartilhamento de momentos árduos e gratificantes na Caatinga.

A Marcia Emanuelle pelo auxílio no transporte de campo ao local de coleta, essencial para esse trabalho.

A minhas alunas de iniciação científica Caroline Lins e Aline Guedes pela colaboração nas triagens das sementes e pela oportunidade de poder orienta-las.

A minha grande amiga Elizabeth Cordula pela ajuda na identificação das sementes.

A James Lucas e Rubens Queiroz pela identificação das espécies de plantas.

Aos funcionários do Herbário UFP, Marlene Carvalho de Alencar, João e Gabriel Mendes pelo auxílio a consulta do acervo do herbário em todos os momentos que era preciso.

Aos colegas José Domingos (Zezinho), Felipe Siqueira, Felipe Melo, Xavier Arnan, Barbara Cavalcante, Dione Ventura, Katia Rito, Rafaela Moura, Danielle Gomes, Joana Specht, Tatiane Calaça, Luciana Patriota, Diego Sotero, Artur Domingos, Madson Freitas, Elâine Ribeiro, Talita Camara, Ligia Vieira, Gesica Souza, Jakelyne Bezerra, Janete Andrade, Pedro Santos, Cauê Kunzler, Gabriela Gehlen, Artur Gonçalves, Anan Cristiana e Carol locatelli que em algum momento me auxiliaram, mas principalmente pela convivência e amizade.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal pelos conhecimentos transmitidos.

Ao prof. José Alves pela oportunidade de consulta ao seu acervo de sementes da Caatinga na UNIVASF/ Campus Petrolina.

A banca do Doutorado por todas as sugestões de melhora na Tese.

Aos secretários e coordenadores da Pós, pela disposição de ajuda sempre que solicitados

Ao Cnpq pela bolsa de Doutorado concedida.

A Aida Sena e Placido Roberto pela moradia em todos esses anos em que vivi em Recife

A toda a minha família por sempre me apoiar e demonstrar total confiança em mim.

Aos meus pais, por toda a ajuda que sempre me deram sem a qual não conseguiria realizar esse trabalho e por sempre acreditarem em mim.

RESUMO

A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal após ele ser perturbado. Em florestas tropicais úmidas, a regeneração já foi relativamente bem estudada, porém em florestas secas pouco se sabe sobre os mecanismos que a controlam. O objetivo desse trabalho foi analisar se há mudanças na abundância, estrutura, diversidade e composição funcional de assembleias de plantas bem com na rebrota e no banco e chuva de sementes de espécies arbustivo-arbóreas ao longo de uma cronosequência de regeneração natural na Caatinga e como outros fatores ambientais (perturbação crônica, porcentagem de cobertura vegetal e precipitação média anual) controlam essas mudanças. Esse estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau/PE, onde foram selecionadas 15 áreas em cronosequência de regeneração (4 a 70 anos) e 5 áreas controle (sem histórico de corte raso) (20x50 m. cada). Nas assembleias de plantas foram encontrados 4.969 indivíduos pertencentes a 117 espécies. Houve relação positiva entre a densidade de plantas, a idade em regeneração, a precipitação média anual e o índice de perturbação crônica e uma relação negativa com a porcentagem de cobertura vegetal. A idade de regeneração também teve relação positiva com a área basal. Uma relação negativa foi observada entre o tamanho das sementes e a precipitação média anual. Foram identificadas 397 plantas com rebrotas de 33 espécies, no banco de sementes foram encontradas 5.660 sementes pertencentes a 63 espécies e na chuva de sementes 5.081 sementes de 62 espécies. Houve uma relação positiva entre a densidade do banco de sementes a idade de regeneração, a perturbação crônica e a cobertura vegetal e uma relação negativa com a precipitação. A densidade da chuva de sementes mostrou uma relação positiva com a idade de regeneração e a precipitação e uma relação negativa com a cobertura vegetal e a perturbação crônica. Não houve relação entre as plantas com rebrota e as variáveis explanatórias. Esses resultados sugerem que a recomposição florística dessas áreas deve seguir o modelo de “composição florística inicial” com espécies colonizadoras se mantendo até os estágios mais avançados da regeneração. Também sugere que as espécies possuem a mesma capacidade de dispersão em todas as áreas, independente da idade de abandono. Provavelmente a ausência de novas espécies no decorrer da regeneração, se deva pela limitação de dispersão ou a forte pressão antrópica.

Palavras-chave: Perturbação Crônica. Sementes. Sucessão secundária.

ABSTRACT

The natural regeneration is resulted from natural processes of reestablishment of the forest ecosystem after disturbance. In humid tropical forests, regeneration has been relatively well studied, but in dry forests little is known about the mechanisms that control it. The objective of this study was to analyze changes in the abundance, structure, diversity and functional composition of plant assemblies as well as the regrowth and the bank and rain seeds of woody species along a chronosequence of natural regeneration in the Caatinga and how other environmental factors (chronic disturbance, percentage of vegetation cover and mean annual precipitation) control these changes. This study was carried out in the National Park of Catimbau/PE, where 15 areas were selected in chronosequence of regeneration (4 to 70 years) and 5 control areas (no clear cut history). In the plant assemblies were found 4.969 individuals belonging to 117 species. There was a positive relationship between plant density, age of regeneration, mean annual precipitation and chronic disturbance and a negative relation with the percentage of vegetation cover. The age of regeneration was also positively related to the basal area. A negative relationship was observed between seed size and mean annual precipitation. A total of 397 plants with regrowths of 33 species were identified. In the seed bank 5.660 seeds belonging to 63 species were found and in the seed rain 5.081 seeds of 62 species. There was a positive relationship between seed bank density, age of regeneration, chronic disturbance and vegetation cover, and a negative relationship with mean annual precipitation. The density of seed rain showed a positive relation with the age of regeneration and mean annual precipitation and a negative relation with the vegetation cover and the chronic disturbance. There was no relation between the plants with regrowth and the explanatory variables. These results suggest that the floristic recomposition of these areas should follow the model of "initial floristic composition" with colonizing species remaining to the more advanced stages of regeneration. It also suggests that the species have the same dispersion capacity in all areas, regardless of the age of abandonment. Probably the absence of new species in the course of regeneration is due to the limitation of dispersion or strong anthropogenic pressure.

Key-words: Chronic disturbance. Seeds. Secondary succession.

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	9
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	10
2.2 Regeneração natural em florestas tropicais.....	10
2.3 Mecanismos de regeneração.....	12
2.3.1 Dispersão de sementes	12
2.3.1.1 <i>Chuva de sementes</i>	12
2.3.1.2 <i>Banco de sementes</i>	13
2.3.2 Rebrotas	14
2.4 Impedimentos para a regeneração	15
2.5 Estudos de cronossequência na regeneração de florestas tropicais.....	17
2.6 As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas.....	17
2.7 Estado de conservação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas	18
2.8 Regeneração natural de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas	20
2.9 A Caatinga	21
3 REFERÊNCIAS	23
4 CAPÍTULO 1.....	36
ASSEMBLEIAS DE PLANTAS LENHOSAS AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA.....	37
5 CAPÍTULO 2.....	66
REBROTA, CHUVA E BANCO DE SEMENTES NA REGENERAÇÃO NATURAL DA CAATINGA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA.....	67
6 CONCLUSÕES	99
7 ANEXOS	100
7.1 NORMAS PARA A SUBMISSÃO	100
7.2 MATERIAL SUPLEMENTAR	102

1 APRESENTAÇÃO

As intensas atividades humanas sobre a vegetação do semiárido, como a exploração para a agricultura, tem trazido consequências drásticas para a biodiversidade, com o desmatamento de florestas intactas e a redução da fauna. Com o tempo, os nutrientes do solo vão se exaurindo e com isso a produção de novas culturas vai diminuindo, diante disso, muitas áreas são abandonadas e então tem início o processo de regeneração natural dessas áreas. A partir da regeneração várias espécies vão se incorporando ao ambiente, com a tendência de que com o passar do tempo, a composição seja reestabelecida novamente até voltar a situação anterior ao uso.

Partindo desse princípio, este trabalho buscou trazer um melhor entendimento de como ocorre esse processo de recuperação na Caatinga ao longo dos anos, influenciados pela recorrente perturbação crônica nesses locais, como também pela disponibilidade de água e a densidade de plantas presentes na área. Para isso, serão apresentados dois capítulos: No primeiro, objetivou-se analisar como ocorre a organização das comunidades lenhosas em uma cronosequência de regeneração, no segundo, o foco foi nos mecanismos de regeneração natural, como o banco de sementes no solo, a chuva de sementes e a rebrota de plantas lenhosas. Diante disso, espera-se que a regeneração da Caatinga siga uma trajetória similar a de outras florestas em geral, com um acréscimo gradual de espécies, indivíduos e sementes com o tempo de abandono da terra após o uso para a agricultura.

Trabalhos como esses são importantes, pois preenche uma lacuna no conhecimento, relacionada a vegetação da Caatinga, ainda mais no que diz respeito a regeneração natural e mecanismos de regeneração. Além disso, é importante compreender melhor como a Caatinga se recupera após os distúrbios, como a corte e queima para a agricultura, que são frequentes no semiárido o que nos faz ter uma noção mais precisa de como será o cenário para esse ecossistema no futuro.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.2 Regeneração natural em florestas tropicais

A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal após ele ser perturbado, sendo parte de um ciclo de crescimento da floresta (Gama, 2002). O termo regeneração é usado para descrever o recrescimento da vegetação após a perturbação em uma série de escalas de espaço (Chazdon, 2014). A regeneração natural pode ser de uma árvore ou uma população individual, uma única espécie, uma pequena mancha florestal, uma assembleia ou um ecossistema, e refere-se ao recrescimento ou reestabelecimento dessas unidades (Chazdon, 2014). Após a perturbação, tem início o processo de sucessão (Ricklefs, 2010). A sucessão ecológica envolve mudanças na estrutura de espécies e processos da comunidade ao longo do tempo (Odum, 1988). O processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (Chazdon, 2012).

A sucessão secundária é definida como uma substituição de espécies em uma área onde a vegetação foi parcial ou totalmente removida (Begon et al., 2007). Em florestas pode ser vista como um gradiente, desde os estágios iniciais, onde os fatores que governam a colonização são mais importantes (como condições do substrato para a germinação, chegada de sementes de áreas próximas, presença de sementes estocadas no solo e rebrotas) até estágios mais tardios onde a habilidade competitiva entre espécies (determinada principalmente por taxas de crescimento, longevidade, tamanho máximo na maturidade e graus de tolerância de sombra) ditam largamente padrões de substituição de espécies ao longo do tempo (Walker & Chaplin, 1897). Os padrões de substituições de espécies podem ser classificados em estágios sucessionais (Chazdon, 2012).

Os limites entre os estágios sucessionais durante a regeneração de florestas tropicais são imprecisos, mas a sequência temporal desses estágios, via de regra, segue padrões consistentes (Chazdon, 2012). No estágio de início de colonização, árvores pioneiras se estabelecem e começam a colonizar o ambiente (Guarigata & Ostertag 2001; Begon et al., 2007; Ricklefs, 2010; Chazdon 2012; Chazdon 2014). O fechamento do dossel marca o estágio da exclusão das espécies de árvores, lianas e arbustos heliófilas. Dessa maneira, espécies pionerias são substituídas por espécies secundárias (Guarigata & Ostertag 2001; Begon 2007; Ricklefs, 2010; Chazdon 2012; Chazdon 2014). O estágio de floresta madura começa com a morte das últimas árvores pioneiras restantes, estabelecidas durante o estágio

de iniciação da colonização (Wirth et al., 2009). Este estágio apresenta a maior diversidade de árvores e epífitas e é caracterizado por alta heterogeneidade espacial e diversidade funcional (Chazdon, 2012).

Ao longo da regeneração, diferentes espécies podem colonizar e se estabelecer, Grubb (1977) menciona o termo “nicho de regeneração”, como uma expressão das necessidades de uma espécie para obter uma elevada probabilidade de sucesso na substituição de um indivíduo maduro por um novo indivíduo da nova geração. O nicho de regeneração envolve os processos relacionados à produção de novos indivíduos, desde floração, a produção de sementes viáveis, a germinação até o estabelecimento das plântulas (Grubb, 1977; Poorter, 2011; Warren & Bradford, 2011). Desta forma não só as características dos organismos maduros são importantes para compreender seus padrões de ocorrência, mas também as características e as limitações que estão relacionadas com a fase de regeneração (Grubb, 1977). Dentre as etapas que formam o nicho de regeneração, as fases de plântula e semente são conhecidas por serem as mais susceptíveis do ciclo de vida das plantas, especialmente ao ataque de predadores (Kitajima & Fenner, 2000) como herbívoros (Coley & Barone, 1996) e micro-organismos patógenos provenientes do solo (Augspurger, 1984, Dobson & Crawley, 1994).

Segundo Connel & Slayter (1977) o stress físico das plantas e a competição por recursos são os principais mecanismos que determinam o curso da sucessão. Neste sentido, os autores apresentam três modelos de sucessão. O primeiro denominado “facilitação” que é caracterizado pela ocupação dos espaços abertos no sítio por espécies aptas à colonização imediata, envolvendo a composição florística inicial e a substituição de espécies que atuam como modificadoras do ambiente. A sucessão é facilitada pelas espécies colonizadoras que condicionam o ambiente de forma favorável para o desenvolvimento de espécies colonizadoras subsequentes. O segundo modelo chamado “história de vida”, onde as espécies colonizadoras iniciais dos espaços gerados por perturbação causam transformações no ambiente, mas pouco ou nenhum efeito causam sobre o recrutamento e crescimento das espécies colonizadoras posteriores. Neste modelo a sequência de espécies na sucessão é determinada apenas pela história de vida de cada uma, sendo as primeiras espécies colonizadoras as de ocorrência na própria área, ou espécies de estágios posteriores e de crescimento lento. O terceiro modelo chamado de “inibição” ocorre quando as primeiras espécies colonizadoras são invasoras, não apresentando a mesma história de vida das espécies de ocorrência na área, segurando o processo de sucessão por inibirem a colonização de espécies subsequentes.

Estudos sobre a regeneração natural em florestas tropicais permitem a realização de previsões sobre o desenvolvimento futuro da floresta, pois fornecem a relação e a quantidade de espécies que constituem seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área (Carvalho, 1982). A exploração racional de qualquer ecossistema pode ser planejada a partir do conhecimento de suas dinâmicas biológicas, no que se refere ao componente vegetação, torna-se imperativo conhecer, por exemplo, como se dão os processos de regeneração natural diante das perturbações antrópicas, a compreensão das dinâmicas de regeneração natural em ecossistemas florestais possibilita que sejam feitas estimativas de parâmetros populacionais, imprescindíveis para a consecução do manejo florestal sustentado (Albuquerque, 1999).

2.3 Mecanismos de regeneração

As florestas tropicais possuem mecanismos para a recuperação e manutenção da sua diversidade, dentre eles podemos citar: a chuva de sementes, o banco de sementes do solo e a rebrota de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados (Garwood, 1989; Scotti et al., 2011).

2.3.1 Dispersão de sementes

2.3.1.1 *Chuva de sementes*

O termo chuva de sementes abrange o movimento de dispersão dos diásporos, (sementes ou frutos) da planta mãe e a área por essa abrangida até chegar ao solo (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos, 1990). De acordo com Martinez-Ramos e Soto-Castro (1993), a chuva de sementes é a maior fonte de propágulos para a regeneração. Este processo tem papel importante na dinâmica da regeneração de áreas antropizadas, pois é um dos indicativos do potencial de auto-recuperação local e consequentemente do estágio de recuperação dessas áreas (Hopkins & Graham, 1983).

A chuva de sementes pode atuar na organização da estrutura da vegetação, na distribuição espacial da comunidade, no aumento do número de espécies e de indivíduos da área e na formação e manutenção do banco de sementes do solo, outro recurso potencial para regeneração da comunidade (Clark & Poulsen, 2001; Gandolfi & Rodrigues, 2007). Analisando-se o processo da chuva de sementes verificam-se quais espécies contribuem para aumentar a diversidade, com a chegada de espécies provenientes de outras áreas, que proporcionam variações no padrão sucessional da comunidade, condição fundamental para o processo de regeneração natural (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993).

As características da chuva de sementes dependem da proximidade da fonte de diásporos, das características dos diásporos e da ação dos vetores de dispersão (Harper, 1977). A presença de uma fonte de diásporos, como fragmentos florestais próximos ou árvores remanescentes poupadas de corte, auxilia o processo de regeneração, sendo de fundamental importância para o restabelecimento em terrenos de agricultura abandonada (Cubiña & Aide, 2001)

A chuva de sementes pode ser classificada de acordo com a origem dos diásporos, podendo ser autóctone (quando os diásporos que chegam ao local são originados da própria área) ou alóctone (quando os diásporos são provenientes de outras áreas) (Roberts, 1981). As sementes que são provenientes do próprio local promovem a auto-regeneração da floresta, e aquelas trazidas por agentes dispersores, contribuem para a regeneração, aumentando a diversidade florística e genética (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993). A entrada de diásporos de áreas vizinhas tem sido mencionada na literatura como uma ferramenta fundamental no processo de recuperação de áreas abandonadas e naquelas submetidas a impactos mais severos, onde o banco de propágulos encontra-se totalmente comprometido (Gandolfi et al., 2007).

2.3.1.2 *Banco de sementes*

O termo banco de semente do solo foi utilizado por Roberts (1981) para designar o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área de solo. Para Baker (1989) este reservatório corresponde às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que tivessem desaparecido pela morte natural ou não. O sucesso de um banco de semente depende da densidade de sementes prontas para germinar quando a reposição de uma planta é necessária e quando as condições ambientais para o estabelecimento são favoráveis (Carvalho & Favoretto, 1995).

A fonte de sementes do banco é a chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas após os distintos processos de dispersão (Hall & Swaine, 1980). O período de tempo em que as sementes permanecem no banco é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade) e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos) (Garwood, 1989).

O banco pode ser transitório, com sementes de vida curta, que não apresentam dormência e germinam dentro de um ano após o início da dispersão, ou persistente, com sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano (Garwood, 1989).

Esta persistência representa uma reserva do potencial genético acumulado, tendo importante função na manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações (Brown & Venable, 1986).

O banco de sementes em florestas tropicais sazonalmente secas possui uma baixa densidade de espécies lenhosas quando comparada as florestas úmidas (Skoglund, 1992; Janzen, 2002). As sementes tendem a germinar no ano seguinte à sua produção (Janzen, 2002) e são frequentemente perdidas devido à predação, dessecação ou fogo (Skoglund, 1992; Janzen, 2002; Kennard et al., 2002; Maza-Villalobos et al., 2011). O banco tem, portanto, um papel limitado no reestabelecimento da floresta após o uso da terra (Janzen et al., 2002; Kennard et al., 2002; Lemenih & Teketay, 2005; González-Rivas et al., 2009; Maza-Villalobos et al., 2011), sendo a sucessão geralmente dependente de outras fontes de propágulos. Entretanto Meiado, et al. (2012) cita que os bancos de sementes em ecossistemas semiáridos como a Caatinga, são importantes elementos das comunidades, onde as plantas anuais representam grande parte da flora, e suas sementes podem permanecer viáveis por muitos anos.

2.3.2 Rebrotas

Muitas espécies de plantas, até certa idade, quando derrubadas próximo ao solo, têm a capacidade de emitir brotos do toco. Estes brotos surgem ou de gemas dormentes situados na lateral do toco, próximo ao solo, ou de gemas adventícias surgidas da camada cambial ao redor da superfície periférica do corte (Matthews, 1994). Um tronco múltiplo, geralmente originado a partir de rebrotas, pode ter vantagens na conquista de espaço sobre outras plantas, pois, de acordo com, Kauffman (1991), indivíduos que se regeneram por rebrotas não têm que alocar recursos na formação de raízes, conferindo vantagem competitiva sobre as espécies que se instalam a partir de sementes. A administração das rebrotas deve ser considerada como uma estratégia potencialmente eficaz para a regeneração, especialmente para espécies que não são facilmente recrutadas naturalmente a partir de sementes (Stoner & Sanches-Azofeifa, 2009).

Em ambientes secos do mundo, geralmente, a regeneração ocorre por espécies com uma grande capacidade de rebrotas após o corte (Sampaio et al., 1998). As plantas com rebrotas possuem um extenso sistema radicular, que permite maior eficiência na absorção de água e nutrientes, como também maior disponibilidade de metabólitos necessários à planta (Ceccon et al., 2004). Consequentemente, plantas oriundas de rebrotas são mais resistentes à escassez de água e nutrientes devido à menor sensibilidade a estes fatores (Ceccon et al., 2006).

2.4 Impedimentos para a regeneração

A dinâmica da regeneração natural, ou seja, a velocidade em que uma área vai conseguir se recuperar após o distúrbio vai depender da extensão e do tipo de perturbação pré-regeneração, da proximidade onde se encontram as fontes produtoras de propágulos, da disponibilidade de agentes dispersores, da herbivoria de plântulas e sementes, da competição com gramíneas agressora, das condições microclimáticas, dos aspectos físicos e químicos do solo e da intensidade da perturbação antrópica crônica (Parrota, 1993; Toriola et al., 1998; Kappelle, 1999, apud Sorreano, 2002; Sobrinho et al., 2016). A importância desses diferentes processos em relação aos limites que eles impõem à recuperação da floresta em áreas anteriormente utilizadas para fins agrícolas nos trópicos varia enormemente de sítio para sítio e depende de diversos fatores, incluindo a resiliência natural e respostas do sistema ao regime de distúrbio, o histórico de uso do solo, e a matriz circundante na paisagem (Holl 2007, 2012).

O histórico de utilização da área afeta de maneira significativa a taxa de recuperação. Áreas utilizadas por muitos anos para pastagem ou agricultura em escalas industriais recuperam-se mais lentamente que aquelas utilizadas por períodos curtos para agricultura itinerante (Holl, 2007). Em sítios que sofreram usos mais intensos, poucas sementes, ou nenhuma, permanecem no solo e a taxa de rebrota é geralmente menor. Esses fatores limitam a regeneração a partir de elementos presentes no próprio local (Holl, 2007). Adicionalmente, solos compactados e empobrecidos e condições microclimáticas estressantes, como altas temperaturas, limitam o estabelecimento e crescimento de plântulas em áreas utilizadas intensamente (Holl, 2007).

A dispersão insuficiente de sementes é outra grande limitação para a regeneração natural nas florestas tropicais (Holl et al., 2000; Zimmerman et al., 2000). A maior parte das espécies de árvores tropicais tem frutos dispersos por animais (Howe & Smallwood, 1982), mas a maioria dos animais, especialmente grandes mamíferos frugívoros (Chapman & Chapman, 1999), não ocorrem muito nestas áreas desmatadas devido à ameaça de caça (Cardosa da Silva; Uhl & Murray, 1996). A limitação da dispersão é especialmente grave para as espécies de sementes grandes, porque os vetores predominantes de sementes em áreas abandonadas (pequenos pássaros e morcegos) carregam sementes pequenas (Nepstad et al., 1996). Essas limitações podem potencialmente ser atenuadas quando as árvores e arbustos remanescentes estão presentes, porque atraem dispersores de sementes e facilitam a regeneração nativa da floresta tropical debaixo de suas copas (Uhl & Nepstad, 1994; Holl, 2002).

A predação de sementes é um processo de interação interespecífica importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (Janzen, 1971; Louda, 1982;

Schupp, 1988, 1990). Isto porque ela pode limitar o recrutamento de plantas, reduzindo o número de sementes viáveis disponíveis e podendo causar alterações na distribuição espacial de espécies (Begon et al., 2007). Um dos fatores que influenciam diretamente a taxa de consumo diário de sementes são as características de cada espécie. As sementes são um importante recurso alimentar. Elas são ricas em carboidratos e óleos, e esta reserva energética pode ser assimilada com eficiência de até 60 a 70% pelos herbívoros (Begon et al., 1998). A preferência alimentar pelos herbívoros pode estar associado ao tamanho, forma, consistência e dureza do tegumento das sementes, disponibilidade de alimento, arranjo das sementes na área, presença de estruturas contra o ataque de predadores (pêlos e espinhos), substâncias tóxicas e qualidade nutricional. De acordo com Janzen (1971) a intensidade de predação é maior embaixo da planta-mãe onde ocorre maior densidade de sementes e assim, à medida que aumenta a distância da planta, essa densidade diminui causando um decréscimo na predação das sementes. Porém em áreas onde as sementes são abundantes, as taxas de predação podem não variar com a distância (Von Allmen et al., 2004).

As gramíneas exóticas ou plantas invasoras podem limitar a regeneração de árvores ao competir com suas mudas por água e nutrientes no solo (Nepstad, 1989; Nepstad et al., 1996). A invasão de gramíneas também aumenta a probabilidade de incêndio que, por si só, impede a regeneração natural em terras desmatadas (Nepstad et al., 1991). O fogo também pode empobrecer os solos, reduzindo o crescimento de plântulas (Aide & Cavelier, 1994) e impedindo a recuperação da floresta.

A taxa de recuperação da vegetação após a perturbação é reduzida em solos de baixa fertilidade (Holl 1999; Jordano & Godoy, 2002). Dos nutrientes essenciais, o nitrogênio possivelmente é o mais importante na composição e riqueza de espécies, e é frequentemente limitado na sucessão secundária (Adema et al., 2005; Tilman, 1987). Níveis de nitrogênio podem requerer longos períodos de recuperação após a perturbação, há estudos que observaram que taxas de nitrogênio no solo exigiam 180 anos para recuperar 95% dos níveis pré-agrícolas (Knops & Tilman, 2000). A pastagem extensiva, a exploração seletiva de madeira e a caça são atividades humanas comuns que levam a perturbações crônicas e essas atividades podem ocasionar uma redução nas densidades populacionais de plantas (Hernández-Oria, Chávez e Sánchez 2006), uma diminuição na diversidade de espécies arbustivas-arbóreas (Ribeiro et al. 2015), e mudanças na estrutura das florestas (Kumar & Shahabuddin 2005).

2.5 Estudos de cronosequência na regeneração de florestas tropicais

O conhecimento atual sobre a sucessão de florestas secundárias na região tropical vem principalmente de estudos em cronosequência (Brown & Lugo, 1990). Cronosequência é uma série de áreas distintas quanto ao tempo decorrido desde o abandono ou o distúrbio, mas que apresenta similaridade quanto aos tipos de solo e condições ambientais, estando dentro da mesma zona climática e tendo sido submetida historicamente aos mesmos usos da terra (Chazdon, 2012). Através do inventário florístico de parcelas de idades conhecidas se pode interpretar as substituições da vegetação ao longo do tempo (Van Breugel et al., 2007; Quesada et al., 2009).

Entretanto nem sempre é viável selecionar áreas de estudo sem qualquer viés sistemático, que consiste na distorção entre uma medida de uma variável medida e o valor real que se pretendia estimar, quanto a atributos da floresta ou histórico do uso da terra, o aumento na intensificação do uso da terra e alterações de paisagem na região tropical nos últimos 150 anos são os principais desafios aos estudos em cronosequência (Chazdon, 2012). Além da dificuldade em se comparar o histórico do uso da terra e as condições ambientais de vários sítios, os estudos em cronosequência não fornecem informação direta sobre processos sucessionais ou a dinâmica da vegetação (Chazdon, 2012). A única forma de quantificar esses processos é monitorar as alterações em estrutura, composição e função da floresta ao longo do tempo, dentro de sítios com uma história conhecida de distúrbios e do entorno da paisagem (Chazdon, 2012).

Apesar de tais restrições, a metodologia de cronosequência proporciona melhor abordagem para o fornecimento de informações detalhadas sobre padrões sucessionais de florestas tropicais (Aide et al., 2000; Kennnard, 2002; Kalascska et al., 2005). Através de estudos em cronosequência se pode amostrar várias repetições de cada estágio que representa a heterogeneidade das comunidades vegetais, além da descrição da dinâmica da comunidade em curto prazo (Pascarella et al., 2000; Quesada et al., 2009).

2.6 As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) compreendem quaaase metade das florestas tropicais e subtropicais do mundo (Murphy & Lugo, 1986, Pennington et al., 2009) e ocorrem em áreas com temperatura média anual acima de 17°C, onde a precipitação média anual pode variar de 500 a 1800 mm, com pelo menos 5-6 meses recebendo menos de 100 mm, sendo influenciada juntamente com a frequência e duração do período seco, pela latitude

que estão localizadas (Holdridge, 1967; Gentry, 1995; Graham & Dilcher, 1995; Pennington et al., 2009). Áreas próximas aos limites latitudinais dos trópicos podem ter apenas uma estação seca pronunciada, mas que pode durar até em torno de oito meses, em outras áreas, outros fatores além da latitude, como proximidade a correntes quentes e frias oceânicas podem definir esta sazonalidade (Murphy & Lugo, 1986). De acordo com Blackie et al. (2014) as maiores áreas de florestas tropicais secas estão na América do Sul, África Subsaariana e no nordeste da Índia. Porções significativas de FTSS também estão presentes ao longo do sudeste da Ásia, norte da Austrália e partes do Pacífico, América Central e Caribe (Blackie et al., 2014).

As Florestas Tropicais Secas são ecossistemas predominantemente dominados por árvores com um dossel mais ou menos contínuo e em que as gramíneas são um elemento menor (Mooney et al., 1995). A vegetação é predominantemente decídua durante a estação seca e, ao longo de um gradiente de deciduidade (proporção de plantas que perde folhas na estação seca) aumenta à medida que a precipitação diminui, embora nas florestas mais secas, mais próximas dos trópicos, haja um aumento acentuado em espécies sempre-verdes e suculentas (Mooney et al., 1995). As florestas tropicais sazonalmente secas possuem uma estatura menor e árvores com uma área basal menor do que as florestas tropicais úmidas e espécies com espinhos são muitas vezes proeminentes (Murphy & Lugo, 1986; Pennington et al., 2009). Nos neotrópicos, as Fabaceae e Bignoniaceae dominam as floras lenhosas destas florestas em toda a sua extensão com as Anacardiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae e Capparaceae também sendo fortemente representadas (Gentry, 1995). As Cactaceae são proeminentes no sub-bosque, nas formações do neotrópico, e são um elemento importante na diversidade destas florestas (Gentry, 1995).

2.7 Estado de conservação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas originalmente ocupavam 42% da vegetação tropical em todo o mundo (Murphy & Lugo, 1995), e atualmente são consideradas o ecossistema tropical terrestre mais ameaçado do mundo, devido a sua rápida conversão em terras agrícolas (Sanchez-Azoeifa, 2005). Originalmente tais formações ocupavam 50% das florestas da América Central e 22% das formações florestais da América do Sul (Murphy & Lugo, 1986), onde se estendiam pelo norte da Colômbia, norte da Venezuela, norte da Argentina, oeste do Paraguai, leste da Bolívia e nordeste do Brasil (Hueck & Seibert, 1982).

Segundo Portillo-Quintero e Sánchez-Azofeifa (2010) dois terços dessas formações nas Américas já foram desmatadas, com taxas tão altas quanto 95% em alguns países. Entretanto dados de Miles et al. (2006) mostram que a América do Sul ainda detêm a maior parte de remanescentes de florestas secas no mundo (54,2%), seguida pela América do Norte e a América Central (12,5%), África (13,1%), Índia (16,4%) e uma proporção relativamente pequena na Austrália e Sudeste Asiático (3,8%); a área total estimada desses remanescente é de cerca de 1.048.700 km². Ainda de acordo com Miles et al. (2006), menos de um terço da área de florestas secas do mundo estão dentro de áreas protegidas. Mesmo diante de tanta ameaça, a informação quanto à regeneração da vegetação ainda é escassa: são encontrados quatro a cinco vezes mais estudos sobre regeneração natural em Florestas Tropicais Úmidas do que em Florestas Tropicais Secas (Meli, 2003).

Além do desmatamento (distúrbios agudos), a maioria das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas historicamente possuem em seu interior populações rurais de baixa renda amplamente dependentes de recursos florestais para meios de subsistência, como lenha e madeira (Singh 1998; Davidar et al., 2010; Ribeiro et al 2015). Essa remoção freqüente e contínua de pequenas porções de biomassa florestal é conhecida como "perturbação antrópica crônica" (Singh 1998). Os impactos da perturbação antrópica crônica podem levar a diminuição da densidade de populações de plantas (Hernández-Oria, Chavez & Sánchez 2006), limitação do estabelecimento de plântulas, interrompendo a regeneração (Singh, Rawat & Garkoti 1997), diminuição na diversidade de espécies arbóreas (Ribeiro et al., 2015), mudanças na estrutura da floresta, composição de espécies (Kumar & Shahabuddin, 2005) e diversidade filogenética (Ribeiro et al., 2015). Ribeiro et al. (2015) examinando o impacto de indicadores de perturbação crônica, como: proximidade de centros urbanos, casas, estradas, densidade de pessoas e gado sobre a diversidade e abundância de comunidades lenhosas em uma área de Caatinga no interior de Pernambuco, observou que a maioria dos indicadores estavam relacionados negativamente com a diversidade de espécies e a abundância de plantas jovens. Constatou também que a densidade de pessoas e o gado foram os principais fatores que impulsionaram as mudanças nas comunidades de plantas, com um impacto negativo mais forte na diversidade de plântulas. Ribeiro-Neto et al. (2016) avaliando os efeitos da perturbação antrópica crônica sobre comunidades de plantas e formigas na Caatinga, observou que as plantas são mais afetadas que as formigas pela perturbação crônica, observou também que existem espécies de plantas que se adaptam melhor em lugares mais perturbados, enquanto que algumas espécies tendem a desaparecer em tais ambientes. Rito et al. (2017) avaliando os efeitos da precipitação e da perturbação antrópica crônica sobre a diversidade de

plantas em outra área de Caatinga, no interior de Pernambuco, observou que a diversidade de espécies diminui com a perturbação antrópica crônica em áreas mais secas.

2.8 Regeneração natural de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

As florestas Tropicais Sazonalmente Secas são consideradas mais resilientes, com uma regeneração mais rápida, quando comparadas com Florestas Tropicais Úmidas, por possuírem árvores de menor estatura, com alta capacidade de rebrota, um grande número de espécies com sementes pequenas, secas e dispersas pelo vento e com menos etapas serais (Ewel, 1980; Murphy & Lugo, 1986; Vieira & Scariot, 2006; Busby et al., 2010). Em escala local, sementes dispersas pelo vento são mais aptas a colonizar áreas recém-perturbadas do que sementes dispersas por vertebrados, já as sementes pequenas e com baixo conteúdo de água são menos susceptíveis a dissecação, que é um importante obstáculo para o estabelecimento de árvores em locais de clima seco (Vieira, 2006). A germinação e estabelecimento inicial no campo são favorecidos em áreas sombreadas que tem um ambiente mais ameno e um solo mais úmido que áreas abertas em períodos de baixa precipitação, entretanto o crescimento inicial de plântulas estabelecidas é favorecido em áreas abertas (Vieira, 2006).

Em FTSS as limitações sazonais de água determinam fortemente os processos ecológicos (Maass & Burgos, 2011) enquanto as Florestas Tropicais Úmidas são mais limitadas por disponibilidade de luz e interações bióticas (Ewel, 1977). No entanto, a intensidade do gradiente de luz é menor em Florestas Tropicais Secas do que em Florestas Úmidas devido a pequenas diferenças nas condições de luz entre os estádios iniciais e tardios da sucessão (Ewel, 1977; Letcher et al., 2015), devido a áreas de vegetação aberta em estádios mais tardios, que favorecem uma maior entrada de luz. Além disso, diferenças em regimes de precipitação entre Florestas Secas podem afetar processos de regeneração natural. Becknell et al. (2012) sintetizaram mudanças estruturais ocorridas durante a sucessão em FTSS e mostraram que os locais mais úmidos atingem uma biomassa maior do que os outros mais secos, sugerindo gradientes ambientais mais acentuados entre a sucessão inicial e tardia em locais mais úmidos, essas diferenças sugerem uma maior diferenciação entre a composição de espécies de comunidades iniciais e tardias, onde a precipitação é maior.

Durante a sucessão de Florestas Tropicais Secas, as condições mudam de ambientes secos e quentes para ambientes relativamente mais úmidos e mais frios (Lebrija-Trejos et al., 2011, Pineda-Garcia et al., 2013). As espécies do início da sucessão têm melhores estratégias para enfrentar a seca e uma melhor eficiência no uso de água em comparação com espécies da

sucessão tardia (Lebrija-Trejos et al., 2010, Alvarez- Anorve et al., 2012). As espécies de Floresta Seca podem, portanto, experimentar condições altamente estressantes durante a seca nos primeiros estágios de sucessão (Lohbeck, et al., 2013). Na sucessão de Florestas Tropicais Secas, há uma mudança de espécies com características conservadoras no início da sucessão para lidar com o ambiente seco e quente, em direção a espécies com características aquisitivas que se beneficiam da maior disponibilidade de água e do refrigerador meio ambiente (Lohbeck, et al., 2013).

Lohbeck et al., (2013) analisando as mudanças dos traços funcionais em comunidades vegetais em uma cronosequência de regeneração (5 a 63 anos) no México observaram uma diminuição na área específica foliar, densidade da madeira e proporção de plantas com folhas compostas e decíduas ao longo da sucessão enquanto que houve um aumento na espessura das folhas, volume das sementes e proporção de sementes com dispersão biótica. A importância das espécies que dependem de animais para a dispersão de sementes aumenta com sucessão de Floresta Tropical Seca, assim como o volume de sementes, isso confirma que as espécies de sucessão inicial investem em muitas sementes pequenas que podem percorrer grandes distâncias (por exemplo, por vento), enquanto as espécies de sucessão tardia investem em frutas que atraem dispersores bióticos para permitir uma dispersão direcional (Lohbeck, et al., 2013).

2.9 A Caatinga

No Brasil as FTSS estão bem representadas pela Caatinga (Caetano, 2008). O nome Caatinga é de origem Tupi-Guarani e significa “floresta branca”, que certamente caracteriza bem o aspecto da vegetação na estação seca, quando as folhas caem (Prado, 2003). A Caatinga ocupa cerca de 10% do território nacional, com uma fisionomia e florística variada, apresentando espécies arbóreo-arbustivas, cactáceas bromeliáceas e ervas dispersas por toda a parte (MMA, 2013). Condicionada por um clima semiárido, com elevado potencial de evapotranspiração durante o ano e por baixas (300-1000 mm/ano) e irregulares precipitações, a Caatinga ocupa uma área de cerca de 844.453 km² e engloba os estados Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais. Rico em biodiversidade, esse ecossistema abriga 178 espécies de mamíferos, 591 de aves, 177 de répteis, 79 espécies de anfíbios, 241 de peixes, 221 abelhas e 932 de plantas (MMA, 2002; 2012). A Caatinga apresenta uma área de cobertura vegetal nativa da ordem de 518.635 km², o que equivale a 62,77% da área mapeada, esta estimativa inclui

fitofisionomias de Caatinga (Savana Estépica na classificação adotada, 35,9%), fitofisionomias de Cerrado e de Mata Atlântica (8,43%), bem como as área de tensão ecológica (ecótonos, 18%) (MMA, 2013).

Andrade-lima (1981) estabeleceu sete tipos fisionômicos de Caatinga: 1. Caatinga de floresta alta, 2. Caatinga de floresta média, 3. Caatinga de floresta baixa, 4. Caatinga arbórea aberta, 5. Caatinga arbustiva, 6. Caatinga arbustiva aberta e 7. Caatinga de floresta ciliar. As paisagens e as condições ecológicas mais típicas da Caatinga são encontradas nas depressões inter montanas do complexo cristalino constituídas predominantemente por relevos suavemente ondulados e de baixa altitude (100 a 500 m a.n.m.) (MMA, 2005). No geral, esta província estende-se ao longo de pediplanos ondulados (Andrade-Lima, 1981), expostos a partir de sedimentos do Cretáceo ou Terciário que cobriam o escudo brasileiro basal do pré-cambriano (Cole, 1960).

A Caatinga, provavelmente devido à característica semiárida, é o ecossistema brasileiro mais negligenciado quanto à conservação da biodiversidade. Estima-se que a caatinga seja um dos ecossistemas mais degradados: cerca de 60% da mesma já foram drasticamente alterados (Castelletti, 2003), 45% foram totalmente desmatados (MMA, 2011) e apenas 3,2% da Caatinga está inalterado (Queiroz, 2006). Cerca de 27 milhões de pessoas vivem na região, a maioria carente financeiramente e dependente dos seus recursos para sobreviver. Apesar da sua importância, a caatinga tem sido desmatada de forma acelerada, principalmente nos últimos anos, devido principalmente ao consumo de lenha nativa, explorada de forma ilegal e insustentável, para fins domésticos e industriais, ao sobre pastejo e a conversão para pastagens e agricultura (MMA, 2013). Estudos recentes têm demonstrado a importância da vegetação de Caatinga para a conservação da biodiversidade brasileira, devido ao alto nível de endemismo de espécies. Giulietti (2002) listou 318 espécies endêmicas para a Caatinga, pertencentes a 18 gêneros e 42 famílias, tanto de áreas arenosas como rochosas. No entanto, a Caatinga tem o menor número e a menor extensão protegida dentre todos os ecossistemas brasileiros (Leal et al., 2005), compreendendo cerca de 7,5% de sua área protegida em unidades de conservação federal, porém pouco mais de 1% dessas unidades são de proteção integral (MMA, 2017).

Alterações na Caatinga tiveram início com o processo de colonização do Brasil, inicialmente como consequência da pecuária bovina, associada às práticas agrícolas rudimentares, não obstante, a Caatinga possui resistência às perturbações antrópicas de baixo impacto, como os processos de corte e queima sistematicamente aplicados em muitas áreas de seu domínio (Freitas et al., 2007). Entretanto, as explorações excessivas dos recursos naturais

da Caatinga com o alto nível de devastação da vegetação nativa vêm provocando impactos ambientais de grande magnitude, como por exemplo, a desertificação (Pereira et al., 2002).

De acordo com Pereira (2001) há uma grande escassez de informações no que se refere à dinâmica biológica desse ecossistema, os trabalhos já publicados como de Pereira et al. (2001) e Andrade et al. (2007) enfatizam a regeneração natural da Caatinga através de levantamentos florísticos e fitossociológicos e não baseados em informações de bancos de sementes e chuvas de sementes. Além do mais, trabalhos de regeneração natural realizados nesse ecossistema, não levaram em conta a regeneração em uma cronossequência, além de outras variáveis que poderiam influenciar o processo de regeneração, como a precipitação anual, a cobertura vegetal em seu entorno e a perturbação crônica dentro dessas áreas.

3 REFERÊNCIAS

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

AIDE, T. M; ZIMMERMAN, J. K; PASCARELLA, J. B; RIVERA, L. W; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 328–338, 2000.

ALBUQUERQUE, S. G. Caatinga vegetation dynamics under various grazing intensities by steers in the semi-arid Northeast, Brazil. **Journal of Range Management**, v. 52, p. 241-248, 1999.

ALVAREZ-BUYLLA, E. R; MARTINEZ-RAMOS, M. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. **Oecologia**, v. 84, p. 314-325, 1999.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149-163, 1981.

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

AUGSPURGER, C. K. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. **Ecology**, v. 65, p. 1705–1712, 1984.

BALVANERA, P; LOTT, E; SEGURA, G; SIEBE, C; ISLAS, A. Patterns of beta diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, p. 145-158, 2002.

BAKER, H. G. Some Aspects of the Natural History of Seed Banks. In: Leck, M.A., Parker, T.V., Simpson, R.L. (eds.) **Ecology of Soil Seed Banks**. New York: Academic Press, 1989, pp. 9-21.

BECKNELL, J. M; KUCEK, L. K; POWERS, J. S. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. **For. Ecol. Manage.**, v. 276, p. 88–95, 2012.

BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. **Ecologia - De Indivíduos a Ecosistemas**, 4° ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2007, 752 p.

BLACKIE, R; BALDAUF, C; GAUTIER, D; GUMBO, D; KASSA, H; PARTHASARATHY, N; PAUMGARTEN, F; SOLA, P; PULLA, S; WAEBER, P; SUNDERLAND, T. C. H. **Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research**. Bogor: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2014, 30p.

BROWN, S; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 1-32, 1990.

BROWN, J. S., VENABLE, D. L. Evolutionary Ecology of Seed bank Annuals in Temporally varying environments. **American Naturalist**, v. 127, p. 31–47, 1986.

BUSBY, P. E; VITOUSEK, P; DIRZO, R. Prevalence of tree regeneration by sprouting and seeding along a rainfall gradient in Hawaii. **Biotropica**, v. 42, p. 80-86, 2010.

CARDOSA DA SILVA, J. M; UHL, C; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, v. 10, p. 491–503, 1996.

CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982, 128 p.

CARVALHO, P. C. F; FAVORETTO, V. Impacto das reservas de sementes no solo sobre a dinâmica populacional das pastagens. **Informativo Abrates**, v. 5, p. 187-108, 1995.

CAETANO, S; PRADO, D; PENNINGTON, R. T; BECK, S; OLIVEIRA-FILHO, A; SPICHIGER, R; NACIRI, Y. The history of Seasonally Dry Tropical Forests in eastern South America: inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). **Molecular Ecology**, v. 17, p. 3147–3159, 2008.

CECCON, E; SÁNCHEZ, S; CAMPO, J. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, México: a field experiment with N and P fertilization. **Plant Ecology**, v. 170, p. 277-285, 2004.

CECCON, E; HUANTE, P; RINCÓN, E. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, p. 305-312, 2006.

CHAPMAN, C. A; CHAPMAN, L. J. Forest restoration in abandoned agricultural land: A case study from East Africa. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1301-1311, 1999.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R. L. **Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: University of Chicago Press, 2014, 472 p.

CLARK, C. J; POULSEN, J. R. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a Lowland Tropical Forest. **Biotropica**, v. 33, p. 606-620, 2001.

COLE, M. M. Cerrado, Caatinga and Pantanal the distribution and origin of the savanna vegetation of Brasil. **Geografic Journal**, v. 126, p. 168-179, 1960.

COLEY, P. D; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 27, p. 305–35, 1996.

CONNELL, J. H; SLATYER R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1997.

CUBIÑA, A; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, p. 26-267, 2001.

DOBSON, A. P; CRAWLEY, M. J. Pathogens and the structure of plant communities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 393-398, 1994.

EWEL, J. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. **Geo-Eco-Trop**, v. 1, p. 103-117, 1997.

EWEL, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, v. 12, p. 2–7, 1980.

FREITAS, R. A. C; FRANCISCO-FILHO, A. S; MARACAJÁ, P. B; EDIMAR FILHO, T. D; LIRA, J. F. B. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes em Messias Targino divisa RN/PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 2, p. 135-147, 2007.

GAMA, J. R. V; BOTELHO, S. A; BENTES-GAMA, M. M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, p. 559–566, 2002.

GANDOLFI, S; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (Coord). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Gargill, 2007, 188 p.

GANDOLFI, S; RODRIGUES, R. R; MARTINS, S. V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: Rodrigues, R. R; Martins, S. V; Gandolfi, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007, pp. 27-60.

GARWOOD, N. C. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: Leck, M. A; Parker, T. V; Simpson, R. L. (eds.) **Ecology of Soil Seed Banks**. New York: Academic Press, 1989, pp. 149–209.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. In: Bullock, S. H; Mooney, H. A; Medina E. (eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, pp. 146-194.

GIULIETTI, A. M; HARLEY, R. M; QUEIROZ, L. P; BARBOSA, M. R. V; BOCAGE, A. L; FIGUEIREDO, M. A. Plantas endêmicas da Caatinga. In: Sampaio, E. V. S. B; Giuliatti, A.M; Virgínio, J; Gamarra-Rojas, C. F. L. (ed.) **Vegetação e flora das Caatingas**, Recife: Apne / Cnip, 2002, pp.103-115.

GONZÁLEZ-RIVAS, B; TIGABU, G; ODEN, P. R. Soil seed bank assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in Nicaragua. **Journal of Forestry Research**, v. 20, p. 349- 354, 2009.

GRAHAM, A; DILCHER, D. The Cenozoic record of tropical dry forest in northern Latin America and the southern United States. In: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & Medina, E. (eds.) **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1995, pp. 124-141.

GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, v. 52, p. 107–145, 1977.

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

HALL, J. B; SWAINE, M. D. Seed Stocks in Ghanaian Forest Soils. **Biotropica**, v. 12, p. 256-263, 1980.

HOLDRIDGE, L. R. **Life Zone Ecology**. Revised Edition, San Jose: Tropical Science Center, 1967, 206 p..

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, micro-climate and soil. **Biotropica**, v. 1, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D; KAPPELLE, M. Tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 378-379, 1999.

HOLL, K. D; LOIK, M. E; LIN, E. H. V; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 339-349, 2000.

HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 179-187, 2002.

HOLL, K. D. Oldfield vegetation succession in the Neotropics In: Hobbs, R. J., Cramer, V. A. (eds.) **Old Fields**. Washington: Island Press, 2007, pp. 93–117.

HOLL, K. D. Tropical forest restoration, In: Van Andel, J., Aronson Malden, M. A. (eds.) **Restoration Ecology**. Malden: Blackwell Publishing, 2012, pp. 103-114.

HOPKINS, M. S; GRAHAM, A. W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 5, p. 90-99, 1983.

HOWE, H. F; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, 1982.

HUECK, K; SEIBERT, P. **Vegetationskarte von Südamerika: Mapa de la vegetacion de America del Sur**. 2 ed., Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1981, 62 p.

JANZEN, D. H. Escape of *Cassia grandis* L. beans from predators in time and space. **Ecology**, v. 52, p. 964-979, 1971.

JANSEN, P. A; BARTHOLOMEUS, M; BONGERS, F; ELZINGA, J. A; DEN OUDEN, J; VAN WIEREN, S. E. The role of seed size in dispersal by a scatter-hoarding rodent. In: Levey, D.J., Silva, W.R., Galetti, M. (eds.) **Seed Dispersal and Frugivory**. Wallingford: Ecology, Evolution and Conservation CAB International, 2002, pp. 209–225.

JORDANO, P; GODOY, J. A. Frugivore-generated Seed Shadows: a Landscape View of Demographic and Genetic Effects. In: Levey, D. J; Silva, W. R; Galleti, M. (eds.) **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. UK: CABI Publishing, 2002, pp. 305-321.

KALACSKA, M. E. R; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A; CALVO-ALVARADO, J. C; RIVARD, B; QUESADA, M. Effects of season and successional stage on Leaf Area Index and spectral vegetation indices in three mesoamerican tropical dry forests. **Biotropica**, v. 37, p. 486–496, 2005.

KAUFFMAN, J. B. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the Eastern Amazon. **Biotropica**, v. 23, p. 219-224, 1991.

KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 53–66, 2002.

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

KITAJIMA, K. M; FENNER, M. Ecology of seedling regeneration. In: Fenner M. (ed.) **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 2000, pp. 331-359.

KNOPS, J. M. H; TILMAN, D. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. **Ecology**, v. 81, p. 99–98, 2000.

LEAL, I. R; SILVA, J. M; TABARELLI, M; TOMAS, E; LACHER, J. R. **Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil**. In: Conservação Internacional do Brasil (eds.) Belo Horizonte: Megadiversidade, 2005, pp. 139-146.

LEMENIH, M; TEKETAY, D. Changes in soil seed bank composition and density following deforestation and subsequent cultivation of a tropical dry Afromontane forest in Ethiopia. **Tropical Ecology**, v. 47, p. 1-12, 2006.

LETCHER, S. G; et al. Environmental gradients and the evolution of successional habitat specialization: a test case with 14 Neotropical forest sites. **J. Ecol.**, v. 103, p. 1276–1290, 2015.

LOUDA, S. M. Limitation of the recruitment of the shrub *Haplopappus squarrosus* (Asteraceae) by flower- and seed-feeding insects. **Journal of Ecology**, v. 70, p. 43-53, 1982.

MAASS, M; BURGOS, A. Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forests. In: Dirzo, R; Young, H; Mooney, H; Ceballos, G. (eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Washington: Island Press, 2011, pp. 141-156.

MARTINEZ-RAMOS, M; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. In: Fleming; Estrada, A. (eds). **Frugivory and seed dispersal: Ecological and evolutionary Aspects**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993, pp. 299-318.

MATTHEWS, J. D. **Silvicultural systems**. Oxford: Clarendon Press, 1994, 283 p.

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

MEIADO, M. V. Banco de sementes no solo da Caatinga, uma Floresta Tropical Seca no Nordeste do Brasil. **Informativo Abrates**, v. 24, p. 39-43, 2014.

MELI, P. Restauracion ecologica de bosques tropicales. Veinte anos de investigacion academica. **Interciencia**, v. 28, p. 581–589, 2003.

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

MMA – Ministério do meio ambiente. **Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação, utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Série Biodiversidade. 2002, 404 p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Francisca Soares de Araújo, Maria Jesus Nogueira Rodal, Maria Regina de Vasconcelos Barbosa (Org.) Brasília, 2005, 446 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Unidades de conservação e terras indígenas do bioma Caatinga**. Shirley N. Hauff (Org.) Brasília. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/mapa_das_ucs.pdf. Acessado em: 05/10/2013.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite - acordo de cooperação técnica - Monitoramento do Bioma Caatinga. 2008-2009**. Brasília, 2011, 46 p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Boas práticas em educação ambiental na agricultura familiar: exemplos de ações educativas e práticas sustentáveis no campo brasileiro**. Adriana de Magalhães Chaves e Ana Luiza Teixeira de Campos (Org.) Brasília, 2012, 244 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Bioma Caatinga**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>. Acessado em: 23/06/2017.

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

MURPHY, P. G; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67–88, 1986.

MURPHY, P. G; LUGO, A. E. Dry forest of Central America and Caribbean islands. In: Bullock, S. H; Money, H. A; Medina, E. (eds.) **Seasonally dry tropical forests**. New York: Cambridge University Press, 1995, pp. 9–34.

NEPSTAD, D. **Forest regrowth in abandoned pastures of eastern Amazonia: limitations to tree seedling survival and growth**. (Tese de Doutorado) Yale University, New Haven, 1989, 233 p.

NEPSTAD, D. C; UHL, C; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, p. 248-255, 1991.

NEPSTAD, D. C; UHL, C; PEREIRA, C. A; CARDOSA DA SILVA, J. M. A. Comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v. 76, p. 25–39, 1996.

ODUM, E. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian., 1988, 823 p.

PASCARELLA, J; AIDE, T; SERRANO, M; ZIMMERMAN, J. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, p. 217–228, 2000.

PARROTA, J. A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as "foster ecosystems". In: Leite, H; Lohmann, M. (eds.) **Restoration of Tropical Forest Ecosystems**, Dordrecht: Kluwer, 1993, pp. 63-73.

PENNINGTON, R. T; LAVIN, M; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 40, p. 437–457, 2009.

PEREIRA, I. M. L; ANDRADE, L. A; BARBOSA, M. R. V; SAMPAIO, E. V. S. B. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no Agreste Paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, v. 16, p. 357-369, 2002.

POORTER, L. Are species adapted to their regeneration niche, adult niche, or both? **American Naturalist**, v. 169, p. 433-442, 2011.

PORTILLO-QUINTERO, C; SANCHEZ, A. Extent and Conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v. 143, p. 144-155, 2010.

PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. In: Leal, I. R.; Tabarelli, M; Silva, J. M. C. (ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: UFPE, 2003, pp. 3–73.

QUEIROZ, L. P. The Brazilian caatinga: Phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In: Pennington, R.T., Lewis, G.P., Ratter, J.A. (eds.). **Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**, Boca Raton: CRC Press, 2006, pp. 113-149.

QUESADA, M; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A; ALVAREZ-AÑORVE, M; STONER, K; AVILA-CABADILLA, L; CALVO-ALVARADO, J; CASTILLO, A. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1014–1024, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 2010, 503 p.

ROBERTS, H. A. **Seed banks in the soil**. **Advances in Applied Biology**, Cambridge: Academic Press, 1981, 55 p.

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

SANCHEZ-AZOEIFA, G. A; KALACSKA, M; QUESADA, M; CALVO-ALVARADO, J. C; NASSAR, J. M; RODRIGUEZ, J. P. Need for integrated research for a sustainable future in a tropical dry forests. **Conservation Biology**, v. 19, p. 285-286, 2005.

SCCOTI, M. S. V; ARAUJO, M. M; WENDLER, C. F; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência florestal**, v. 21, p. 459-472, 2011.

SCHUPP, E. W. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. **Oecologia**, v. 76, p. 525-530, 1988.

SCHUPP, E. W. Annual variation in seed fall, post-dispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. **Ecology**, v. 71, p. 504-515, 1990.

SKOGLUND, J. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **J. Vegetation Sci**, v. 3, p. 357-60, 1992.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas com diferentes idades**. Piracicaba. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002, 145 p.

STONER, K. E; SANCHEZ-AZOEIFA, G. A. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 903-906, 2009.

TILMAN, D. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. **Ecol. Monogr.**, v. 57, p. 189-214, 1987.

TORIOLA, D; CHAREYRE, P; BUTTLER, A. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 323-340, 1998.

VAN BREUGEL, M; BONGERS, F; MARTINEZ--RAMOS, M. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica**, v. 39, p. 610–619, 2007.

VIEIRA, D. L. M; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 11-20, 2006.

VON ALLMEN, C; MORELLATO, L. P. C; PIZO, M. A. Seed predation under high seed density condition: the palm *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 471-474, 2004.

ZIMMERMAN, J. K; PASCARELLA, J. B; AIDE, T. M. Barriers to Forest Regeneration in an Abandoned Pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 350–60, 2000.

WARREN, R. J; BRADFORD, M. A. The shape of things to come: woodland herb niche contraction begins during recruitment in mesic forest microhabitat. **Proc. R. Soc.**, v. 278, p. 1390–1398, 2011.

4 CAPÍTULO 1

**ASSEMBLEIAS DE PLANTAS LENHOSAS AO LONGO DE UMA
CRONOSSEQUÊNCIA DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA**

**MANUSCRITO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO
PLANT ECOLOGY**

ASSEMBLEIAS DE PLANTAS LENHOSAS AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA

Alexandre Souza de Paula¹, Julia Caram Sfair¹, Diego Trindade Pires¹, Maria Fabíola Barros¹ & Marcelo Tabarelli²

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 50670-901, Brasil, ²Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 50670-901, Brasil. alexandredepaula_07@hotmail.com

Resumo

A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal após o corte raso de toda a vegetação. O objetivo deste estudo foi analisar se há mudanças na diversidade e composição funcional de espécies arbustivo-arbóreas ao longo de uma cronosequência de regeneração natural na Caatinga, e, como outros fatores ambientais, como: precipitação média anual, porcentagem de cobertura vegetal e índice de perturbação crônica podem influenciar nessas mudanças. Esse estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau/PE, no qual foram inventariadas 15 áreas com diferentes idades de regeneração (4 a 70 anos) e 5 cinco áreas controle (sem corte raso) (20x50 m. cada). Ao todo foram encontrados 4.969 indivíduos na flora lenhosa pertencentes a 117 espécies. Houve relação positiva entre a densidade de plantas, a idade em regeneração, a precipitação média anual e o índice de perturbação crônica e uma relação negativa com a porcentagem de cobertura vegetal. A idade de regeneração também teve relação positiva com a área basal. Dentre a composição funcional, houve relação negativa entre o tamanho das sementes e a precipitação média anual. Não foi verificado a formação de grupos taxonômicos entre as parcelas através do NMDS e nenhuma variável ambiental explicou a composição de espécies através da CCA. Conclui-se que há um acúmulo de plantas na cronosequência, porém não há uma substituição de espécies, provavelmente devido ao efeito da composição florística inicial e que outras variáveis, além das idades, podem influenciar no processo da regeneração natural.

Palavras-chave: Catimbau, Comunidades vegetais, Semiárido e Sucessão Secundária

Introdução

A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal após ele ser perturbado, sendo parte de um ciclo de crescimento da floresta e referindo-se às fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento (Clements, 1916; Klein, 1980; Gama, 2002). A regeneração de plantas lenhosas de uma comunidade representa o conjunto de indivíduos capazes de serem recrutados para estágios posteriores à fase inicial de regeneração, permitindo assim conhecer o desenvolvimento da floresta e como elas podem ocupar o estrato arbóreo (Silva et al., 2007).

De acordo com Finegan & Delgado (2000) áreas em estádios iniciais de sucessão frequentemente apresentam baixa riqueza e são compostas por espécies generalistas e de distribuição geográfica ampla. Com o aumento da idade das florestas, a estratificação vertical torna-se mais evidente, aumentando a densidade, diversidade e complexidade estrutural da comunidade (Tabarelli & Mantovani 1999; Guilherme et al., 2004; Oliveira Filho et al., 2004). As estratégias de regeneração das plantas diferem com os estágios de sucessão: nos estágios iniciais de sucessão as espécies colonizadoras apresentam sementes pequenas dispersas pelo vento (anemocóricas), enquanto que nos estágios tardios ocorrem um maior número de espécies com sementes grandes que são dispersas por animais (zoocóricas) (Del Castilho et al., 2008; Ingle, 2003; Tabarelli, 2002).

O conhecimento atual sobre a sucessão de florestas secundárias na região tropical vem principalmente de estudos em cronosequência (Brown & Lugo, 1990). Esse estudo analisa a composição de espécies de comunidades ao longo do tempo em áreas com idades distintas desde o abandono ou distúrbio e que tenham sido submetida historicamente aos mesmos usos da terra (Chazdon, 2012). Entretanto nem sempre é viável selecionar áreas de estudo sem qualquer viés sistemático quanto a atributos da floresta ou histórico do uso da terra, além da dificuldade em se comparar o histórico do uso da terra e as condições ambientais de várias áreas, os estudos em cronosequência não fornecem informação direta sobre processos sucessionais ou a dinâmica da vegetação (Chazdon, 2012). Apesar de tais restrições, a metodologia de cronosequência proporciona melhor abordagem para o fornecimento de informações de cada estágio que representa a heterogeneidade das comunidades vegetais, além da descrição das comunidades em curto prazo (Pascarella et al., 2000; Quesada et al., 2009).

Além do histórico do uso da terra, a cobertura vegetal adjacente, os aspectos físicos e químicos do solo, as condições climáticas do ambiente e a intensidade da perturbação crônica

são fatores que podem influenciar a regeneração (Parrota, 1993; Kappelle, 1999, apud Sorreano, 2002, Sobrinho et al., 2016). A importância desses diferentes processos em relação aos limites que eles impõem à recuperação da floresta em áreas anteriormente utilizadas para fins agrícolas nos trópicos varia enormemente de sítio para sítio e depende de diversos fatores, incluindo a resiliência natural e respostas do sistema ao regime de distúrbio (Holl 2007, 2012).

A diversidade e composição das espécies de áreas em regeneração dependem principalmente da presença de uma vegetação remanescente e das propriedades da matriz florestal em seu entorno (Purrata, 1986, Holl, 1999, Norden et al., 2009). O substrato onde os propágulos se estabelecem, é outro fator preponderante no sucesso da regeneração natural, pois há a necessidade de se ter condições mínimas de fertilidade do solo para o desenvolvimento de uma cobertura vegetal (Campello, 1998). Em locais onde o solo é empobrecido há uma maior dificuldade para o estabelecimento de novos indivíduos (Uhl et al., 1988). Estudos apontam que em áreas onde ocorrem os maiores índices pluviométricos há uma maior diversidade, densidade e exuberância da vegetação (Andrade et al., 2009). A pastagem extensiva, a exploração seletiva de madeira e a caça são atividades humanas comuns que levam a perturbações crônicas e essas atividades podem ocasionar uma redução nas densidades populacionais de plantas (Hernández-Oria, Chávez e Sánchez 2006), diminuição da diversidade de espécies arbustivas-arbóreas (Ribeiro et al. 2015), e mudanças na estrutura da floresta (Kumar & Shahabuddin 2005).

As florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) ocupam aproximadamente 42% das florestas tropicais ao redor do mundo (Murphy & Lugo, 1986; Miles et al., 2006), e estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo pela exploração de atividades agropecuárias (Hoekstra et al., 2005). Elas são caracterizadas por terem um período de seca que varia entre 5 a 6 meses e uma precipitação anual que de 500 a 1.800 mm (Pennington et al., 2009). As florestas tropicais sazonalmente secas são consideradas mais resilientes, com uma regeneração mais rápida, quando comparadas com florestas tropicais úmidas, por possuírem árvores de menor estatura, com alta capacidade de rebrota, um grande número de espécies com sementes pequenas, secas e dispersas pelo vento, o que facilita a colonização em áreas recém perturbadas (Murphy & Lugo, 1986; Vieira & Scariot, 2006; Busbsy et al., 2010). De acordo com Lohbeck et al (2013) durante a sucessão das florestas tropicais secas, há um aumento no volume das sementes e na proporção de sementes com dispersão biótica.

No Brasil, as FTSS estão bem representadas pela Caatinga (Caetano, et al., 2008; Pennington et al., 2009; Banda-R, 2016). Este ambiente tem sido historicamente devastado

para ceder lugar às atividades agropecuárias, como a agricultura de corte e queima, que ocupam vastas extensões do semiárido (Andrade et al., 2007). Esse sistema de produção tradicional consiste na derrubada e queima da vegetação de florestas primárias e secundárias para a implantação de roças, que são geralmente deixadas em descanso após dois a quatro anos de cultivo devido à redução das reservas orgânicas e minerais do solo (Denich & Kanashiro, 1995). Uma vez abandonada a exploração dessas áreas, tem início o processo de sucessão ecológica, quase sempre interrompido por novas intervenções (Andrade et al., 2007). Assim, a vegetação da Caatinga apresenta-se como um mosaico formado por variados estádios serais, resultantes do uso e do tempo de regeneração de cada área (Andrade et al., 2007).

Enquanto as pesquisas em florestas tropicais úmidas tem produzido um razoável conhecimento para a sucessão secundária, as FTSS estão muito atrás, apesar de terem recebido uma maior atenção recentemente (Quesada et al., 2009; Lebrija-Trejos, 2010; Mora, 2015; Derroire, 2016). Trabalhos analisando a regeneração ao longo de uma cronosequência em florestas tropicais sazonalmente secas em diversas partes do mundo tem mostrado um aumento de indivíduos e riqueza de espécies durante a sucessão (Kennard, D.K. 2002; González-Iturbe et al., 2002; Kupfer et al., 2004; Ruiz et al, 2005 e Kinhal et al., 2008), porem no Brasil ainda há uma um número muito escasso de trabalhos com essa abordagem.

Diante do exposto, o objetivo desse trabalho foi analisar a cronosequência de regeneração natural de uma floresta tropical seca no Brasil após o uso para a agricultura, analisando além das idades de regeneração, outras variáveis, como: precipitação, perturbação antrópica crônica e cobertura vegetal, afim de avaliar como elas podem influenciar na dinâmica de regeneração de árvores e arbustos na Caatinga. Espera-se encontrar um aumento da densidade, riqueza, diversidade, altura e área basal das espécies em áreas com mais tempo de regeneração, assim como uma maior proporção de árvores, espécies de frutos carnosos, sementes maiores e com dispersão zoocórica em relação às áreas com menos tempo de regeneração.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" a 8°36'35" S e 37°09'30" a 37°14'40" W), criado em 2002 (Carvalho, 2007). O Parque, com cerca de 62.000 ha, abrange parte dos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, no estado de

Pernambuco, nordeste do Brasil, está posicionado aproximadamente a 300 km de Recife, na região chamada Sertão do Moxotó (zona de transição entre a Caatinga e o agreste de Pernambuco) (Melo, 2012).

O Parque apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23°C, precipitação média de 480-1100 mm anuais e altitude entre 600-1.000 m (IBAMA, 2005; Rito, 2016). A maior pluviosidade é registrada entre os meses de abril a junho (SUDENE, 1990). O período de menor precipitação vai de setembro a janeiro, sendo outubro o mês mais seco (SNE, 2002).

A área está localizada na bacia sedimentar de Tucano, o parque é constituído em grande parte por Neossolos Quatzarênicos, que ocupam cerca de 72,30 % da área total (EMBRAPA, 1999). São solos pouco desenvolvidos e profundos, geralmente se localizam em áreas de sedimentos arenosos com relevo plano ou de ondulação suave, tem característica ácida e são dotados de baixa disponibilidade de nutrientes (Jatobá, 2003).

É considerada uma área de extrema importância biológica e prioritária para conservação da Caatinga por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA, 2002; Sampaio et al., 2002). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de Caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Figueiredo et al., 2000; Andrade et al., 2004). Apesar de ser um Parque, ainda há pessoas morando em seu interior e usando os recursos da Caatinga para o seu sustento, especialmente a coleta de madeira para lenha e criação extensiva do gado e caprinos (Rito et al., 2016).

Delineamento amostral

No interior do Parque foram selecionadas 15 áreas com diferentes idades (4 a 70 anos) de regeneração natural após o uso para a agricultura de subsistência, aonde se plantavam culturas como: melancia, feijão, milho, algodão e abóbora. Também foram demarcadas 5 parcelas em áreas sem o histórico de perturbação aguda recente, com um baixo índice de perturbação antópica crônica, utilizadas como controle (Fig. 1). A distância entre as parcelas em regeneração variam de 753 metros a 13 km e entre as parcelas em regeneração e os controles de 238 metros a 16 km. Não foi detectada correlação entre distância geográfica das parcelas e similaridade florística (por meio da distância de Bray-Curtis) com o teste de Mantel ($r = 0.035$, $P = 0.341$). Em cada uma das áreas foi instalada uma parcela de 20 x 50 m. (1000 m²), totalizando 15000m² de área amostrada em locais em regeneração e 5000m² em áreas

controle. As idades e o histórico de uso das áreas foram determinadas através de entrevistas com os moradores locais, em uma média de três pessoas em cada área, as quais foram questionadas quanto ao tempo de abandono após a roça em cada local, qual era a plantação, o tempo de utilização da área e o manejo da terra, se eram utilizados produtos químicos e se era realizada a queima da vegetação após o corte (Mat. Supl. 5).

Coleta de dados e identificação das espécies

Dentro de cada parcela, foram tomadas as medidas dos diâmetros ao nível do solo (D.A.S.) dos caules com auxílio de um paquímetro, e a estimativa da altura de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos (foram incluídos os cactos adultos e as palmeiras por fazerem parte da comunidade lenhosa). Foram considerados apenas os indivíduos com D.A.S igual ou maior a 3 centímetros e a altura igual ou maior a 1 metro (Rodal, 1992). De todas as espécies medidas, foram coletados ramos férteis para posterior identificação. As coletas ocorreram entre março de 2014 a março de 2015.

A identificação das espécies foi realizada através da análise morfológica, com o auxílio de literatura especializada (Maia, 2004; Lorenzi, 1992a, 2009b), de consulta a especialistas ou por comparação com exsicatas depositadas no herbário Geraldo Mariz (UFP) (Costa & Araújo, 2003), segundo APG IV (2016). Os nomes científicos seguiram a lista da plataforma The Plant List (The Plant List, 2013).

Variáveis explanatórias

Para se testar o efeito de variáveis ambientais, primeiramente foi realizado uma análise de componentes principais (PCA) entre as idades de regeneração, a precipitação média anual, o índice de perturbação crônica, a porcentagem de cobertura vegetal e a fertilidade do solo das parcelas. Foram realizadas correlações de Pearson entre as variáveis, a fim de se verificar se havia correlação entre elas. A variável fertilidade do solo estava correlacionada positivamente com a precipitação, por isso a fertilidade do solo não foi considerada (Fig. 2). A variável precipitação foi escolhida, pois de acordo com autores Prado, 2003, Hirota et al., 2011, Choat et al., 2012, Rugemalila, Anderson & Holdo, 2016, Rito et al. 2017 a precipitação anual tem uma forte influência na composição e estrutura da vegetação de florestas tropicais secas, como a Caatinga, e é o principal fator que influencia a densidade das árvores quando comparado a outras variáveis climáticas (Crowther et al., 2015)

A precipitação anual média dentro de cada parcela foi obtida a partir do repositório de dados climáticos globais WorldClim atualizado (Hijmans et al., 2005), com resolução de 30

segundos de arco ou aproximadamente 1 km de resolução espacial ao longo do equador (www.worldclim.org), usando o Pacote maptools em R (Bivand & Lewin-Koh 2015). A precipitação média anual nas parcelas variou de 561 a 940 mm.

A porcentagem de cobertura vegetal foi estimada por meio de análises de mapas no software ArcMap 10.1 (ESRI). Para a classificação, foi utilizado uma imagem Rapideye (30m de resolução espacial) obtida na estação chuvosa do ano de 2012. Posteriormente, foi calculado em um buffer de 1km, para cada uma das parcelas. Por meio da extensão 'Geospatial Model' com a ferramenta 'isectpolyst', foi gerado a proporção de ocorrência de cada uma das categorias de cobertura do solo para as áreas dos respectivos buffers gerados. Foram consideradas quatro categorias da cobertura do solo: solo exposto, vegetação de baixa, média e alta densidade. Consideramos a soma das categorias de média e alta densidade, por representar a densidade de indivíduos arbóreos-arbustivos. A porcentagem de cobertura vegetal variou de 50 % a 89%.

Para o índice de perturbação antrópica crônica, foram tomadas medidas de três formas, que foram classificadas, como: contexto geográfico (medidas indiretas, baseadas nas distâncias das casas e estradas para as parcelas), contexto sócio ecológico (baseado em entrevistas com moradores perto das parcelas, em que era considerada, a quantidade de pessoas que moravam nas casas, a frequência com que retiravam madeira das áreas e número de caprinos ou bovinos que possuíam) e medidas diretas no campo (número de corte nas árvores e arbustos, quantidade de madeira retirada da serapilheira e o número de trilhas e de fezes de caprinos e bovinos dentro de cada parcela). Com base nessas informações, foram identificados três principais tipos de perturbação caracterizados como índices de pressão individual, que são: Pressão por pastejo (perturbação referente a herbívora e a frequência de fezes de bovinos e caprinos nas parcelas), Extração de madeira (Perturbação referente a extração de madeira morta e viva) e Pressão de pessoas (referente as métricas de distância das casas e estradas mais próximas das parcelas e o número de pessoas que vivem nas casas). Cada índice de pressão individual foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_{\min}) / (y_{\max} - y_{\min})}{n} \times 100$$

onde o I é o índice de pressão, y_i é o valor observado para uma métrica de perturbação na parcela i , $y_{\min}$ é o valor mínimo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas e $y_{\max}$ é o valor máximo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas e n é o número de métricas de perturbações individuais consideradas no índice. Os três índices de pressão

individual foram usados para calcular o índice de perturbação antrópica crônica utilizando a mesma fórmula descrita acima. O índice varia de 3.60 (menos perturbado) a 48.10 (mais perturbado) (Para informações detalhadas de como o índice foi calculado ver Arnan et al. submetido). Os valores das variáveis explanatórias por parcela se encontram no Material Suplementar 6.

Variáveis respostas

Para verificar o aumento na densidade, riqueza, diversidade de plantas lenhosas e estrutura da vegetação na cronossequência foi contabilizado o número de indivíduos e espécies arbustivos-arbóreos em cada parcela. A diversidade foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H'). Foi calculada a média da altura e da área basal de todos os indivíduos inventariados por parcela, como medida de estrutura da vegetação.

Para analisar a diferença da composição funcional das espécies, ao longo da cronossequência de regeneração, foram considerados as seguintes variáveis em cada parcela: proporção de arbustos, proporção de árvores, proporção de sementes provenientes de frutos secos, proporção de sementes provenientes de frutos carnosos, proporção de sementes com dispersão autocórica, anemocórica e zoocórica e média do tamanho das sementes. Para se levar em conta a abundância das espécies, em cada atributo foi somado o valor do atributo de todos os indivíduos das espécies, sendo esse valor dividido pelo número total de indivíduos na parcela (Garnier et al., 2004). O hábito, tipo de fruto e dispersão de cada espécie foi determinado através de consulta à literatura especializada. Para o tamanho das sementes, foram utilizadas aquelas já secas coletadas no banco e na chuva de sementes das áreas e as não encontradas foram medidas em herbário com o auxílio de um paquímetro digital. Foram medidas até 10 sementes por espécie, dependendo do número de sementes disponíveis (Garnier et al., 2004).

Análise de dados

Testes com Modelos Lineares Generalizados (GLM) utilizando as idades de regeneração, a precipitação média anual, a porcentagem de cobertura vegetal e o índice de perturbação antrópica crônica foram realizados para verificar se essas variáveis tem efeito sobre altura, área basal, densidade, riqueza e diversidade de espécies, assim como a mudança na composição funcional das assembleias de plantas. Para os testes, foi utilizado a distribuição de “poisson” para os dados de contagem (abundância e riqueza), “binomial” para dados de proporção (composição funcional) e “gaussiana” para o índice de diversidade de Shannon-

Wiener (H'). As áreas controles foram utilizadas como comparação com as áreas em regeneração no gráfico, para isso, foi calculado a média dos valores de cada variável resposta entre as cinco áreas controles.

A diferença entre a composição de espécies das parcelas foi feita através de uma análise gráfica por meio de NMDS (Non-Metric Dimensional Analysis) e a análise estatística por meio de ANOSIM (Analysys of Similarity) com a categorização em: inicial (4-12 anos), intermediária (17- 30 anos), tardia (37-70 anos) e controle (Legendre & Legendre 1998). Uma análise da similaridade florística entre as áreas em regeneração e as áreas controles foi feita por meio do coeficiente de similaridade de Jaccard (SJ), após a análise foi realizada uma regressão linear simples entre os índices gerados e idades de regeneração, a fim de observar se a similaridade florística das áreas em regeneração em relação as áreas controle aumentam na cronossequência. A influência das variáveis explanatórias: idade, precipitação, cobertura vegetal e perturbação crônica sobre a composição de espécies foi quantificada através de uma análise de correspondência canônica (CCA). Todas análises foram feitas no R (R Development Core Team, 2013).

Resultados

Ao todo foram encontradas 4.665 indivíduos arbóreo-arbustivos (3.261 nas parcelas em regeneração e 1.404 nas parcelas controle), e 117 espécies (94 nas áreas em regeneração e 73 no controle), sendo destas 8 identificadas até ao nível de família, 22 ao nível de gênero e 87 até ao nível de espécie, pertencentes a 29 famílias, sendo Fabaceae (38 spp.), Euphorbiaceae (19 spp.) e Myrtaceae (13 spp.), as mais representativas. A densidade de plantas nas parcelas em regeneração variou de 120 a 468 plantas/1000 m² e nas parcelas controle variou de 208 a 339 plantas/1000 m². O número de espécies nas parcelas em regeneração variou de 6 a 28 e nas parcelas controle de 17 a 37. O índice de Shannon total foi de 3,50, variando de 0,70 a 2,62 nas parcelas em regeneração e de 1,87 a 2,78 nas áreas controle. A área de 30 anos de abandono teve maior número de indivíduos (411), espécies (28 spp.) e diversidade (Shannon = 2,62) (Fig. 3). A altura média dos indivíduos nas parcelas em regeneração variou de 2 a 3,8 metros e área basal de 3,49 a 17,18 cm/m² e no controle a altura foi de 2,3 a 5,9 e a área basal de 10 a 23 cm/m². Quanto a dispersão, a autocórica foi a mais representativa com 69% entre todas as espécies, seguido de dispersão zoocórica (25%) e anemocórica (6%). A área que apresentou a maior proporção de dispersão autocórica foi a de 4 anos (96%), a anemocórica, a de 7 anos (12%) e a zoocórica, a de 37 anos (57%). Os indivíduos arbóreos representaram 70% em todas as parcelas em regeneração e os arbustivos 30%. A área que apresentou a maior

proporção de indivíduos arbóreos foi a de 6 anos (100%) e a que apresentou a maior proporção de indivíduos arbustivos foi a de 7 anos (60%). Os frutos secos representaram 60% e os frutos carnosos 40% nas parcelas em regeneração. A maior proporção de frutos secos foi encontrada na área de 6 anos (100%) e a maior proporção de frutos carnosos foi na área de 30 anos (52%). Foram medidas sementes de 77 espécies, que variaram de 0.09 cm (*Acalypha brasiliensis*) a 2.42 cm (*Syagrus coronata*).

De acordo com os resultados do GLM, houve relação positiva entre a densidade de plantas e a cronossequência de regeneração ($p < 0,01$, Fig.4A), a precipitação ($p < 0,01$, Fig.4B) e o índice de perturbação crônica ($p < 0,01$, Fig.4C) e uma relação negativa com a porcentagem de cobertura vegetal ($p < 0,01$, Fig. 4D). Os resultados mostraram também que a área basal teve uma relação positiva com a idade de regeneração ($p = 0,01$, Fig. 5A) e uma relação negativa com a cobertura vegetal ($p = 0,01$, Fig. 5B). Quanto a composição funcional houve uma relação negativa entre o tamanho das sementes e a precipitação ($p = 0,02$, Fig. 6). Não houve relação entre a riqueza de espécies, o índice de diversidade de Shannon e as variáveis explanatórias.

O teste de Mantel não revelou qualquer efeito espacial na similaridade taxonômica entre todas as 25 parcelas ($r = 0,035$, $p = 0,341$). A ordenação NMDS baseada na similaridade de espécies e na densidade, não resultou nenhuma formação de grupos entre as diferentes idades de regeneração ou entre os controles (Fig.7), o que foi comprovado por meio do ANOSIM ($r = 0,7342$, $p = 0,102$). Não houve relação entre a similaridade florística das áreas em regeneração e áreas controle com a cronossequência ($r^2 = 0,05$, $p = 0,62$, Fig. 8). A análise de correspondência canônica (CCA) não revelou nenhuma influência das variáveis explanatórias sobre a composição de espécies da flora lenhosa ($F_{4,10} = 1,20$, $p = 0,28$, Fig.9).

Discussão

Os resultados desse trabalho mostram que, de maneira geral, a composição, riqueza, proporção de árvores e arbustos e síndromes de dispersão não mudam de forma substancial ao longo de uma cronossequência, o que não é corroborado por estudos anteriores em florestas tropicais sazonalmente secas (Budowski, 1965; Klein, 1980; Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes, 1981; Uhl, 1987; Whitmore, 1990). Esses resultados podem indicar que 1. recomposição de espécies na área de estudo depende da identidade das espécies que primeiro colonizam após a perturbação aguda, e 2. a complexidade de interação entre variáveis ambientais, como perturbação crônica após distúrbio agudo, cobertura vegetal medida e precipitação média anual, podem fazer com que a regeneração tome diferentes trajetórias. A

exceção é a densidade de plantas, a área basal e a proporção de espécies com tamanho de semente grande, corroborando resultados em trabalhos anteriores em florestas tropicais sazonalmente secas para densidade de indivíduos arbustivos-arbóreos (González-Iturbe, et al., 2002; Kupfer et al., 2004; Kinhal et al., 2008 e Lebrija-Trejos et al., 2008) para área basal, (Pascarella, et al., 2004, Chazdon et al., 2007, Quesada, et al., 2009, Lebrija-Trejos et al., 2008 e Mora et al., 2015) e para tamanho de sementes (Westoby et al., 2002; Vieira & Scariot, 2006; Lobeck, et al., 2013).

Nossos resultados contestam a ideia de que a regeneração segue uma relação previsível e estreitamente relacionada com o tempo de abandono. Os achados sugerem também que muitos atributos se recuperam de forma rápida, visto que nas idades iniciais de regeneração já é possível observar uma alta diversidade de plantas, apesar de não haver uma alta similaridade florística em relação aos controles, isso indica a grande capacidade de recuperação da Caatinga. Segundo Murphy & Lugo, (1986) e Busby et al. (2010), as florestas tropicais sazonalmente secas tendem a se regenerar mais rápido que as florestas úmidas, sendo mais resistentes a perturbação. Apesar disso, Sobrinho et al. (2016) observou que um período de 15 anos de regeneração, a vegetação da Caatinga ainda não consegue se recuperar completamente. De acordo com Andrade (2007) 30 anos de regeneração é suficiente para a Caatinga recuperar a sua vegetação nativa com estrutura e diversidade compatíveis ao contexto regional, porém para Pereira (2003) áreas de agricultura abandonadas na Caatinga podem levar mais décadas até estabelecerem vegetação semelhante a original. Ruiz et al. (2005) encontrou para uma região de floresta seca da Colômbia, um pico no número de espécie com 36 anos após distúrbio. Nossos resultados se mostraram semelhantes, com um aumento no número de espécies até os 30 anos de regeneração. Outros estudos em florestas tropicais secas brasileiras indicam que estágios tardios de sucessão são compostos principalmente por espécies de plantas já presentes em início de sucessão, devido a sua alta capacidade de rebrota (Vieira & Scariot, 2006; Sampaio et al., 2007). Assim, a sucessão em florestas tropicais secas podem não seguir o “modelo de revezamento florístico” (Egler, 1954), que prevê uma substituição gradual de espécies pioneiras por espécies do final da recuperação florestal. Em vez disso, estes ecossistemas podem estar em conformidade com o "modelo de composição florística inicial", com espécies pioneiras restantes em estágios avançados de sucessão (Egler, 1954). Isso pode ser confirmado pelos dados obtidos através da composição funcional, o qual não verificou nenhuma mudança nos atributos das plantas, quanto a hábito, síndrome de dispersão ou tipo de fruto, ao longo da cronosequência de regeneração.

Em ambientes semiáridos do Brasil e do mundo existe variação nos totais pluviométricos anuais e a literatura aponta ocorrer uma maior densidade da vegetação em áreas com totais pluviométricos mais elevados (Lambers et al., 1998, Grace, 1999; Nippert et al., 2006; Araújo et al., 2007). Isso foi confirmado para os dados encontrados nesse trabalho, de acordo com Grime, Hodgson & Hunt (1988); Prentice et al. (1992) e Seiler et al. (2015) a disponibilidade de água representa um forte filtro ambiental que limita a ocorrência de espécies de plantas. A diminuição da disponibilidade de água aumenta o estresse fisiológico das plantas, levando potencialmente à morte de espécies sensíveis ao estresse (Engelbrecht et al., 2007; Santos et al., 2014; Figueiredo et al., 2015).

Quanto às sementes, a redução no tamanho à medida que aumenta a precipitação pode estar relacionada com as estratégias de sobrevivência das espécies, que parecem investir mais no seu tamanho em áreas onde a ocorrência de chuvas é menor. Sementes grandes possuem um endocarpo relativamente pesado, que protege melhor o embrião e podem atrasar a germinação até que os níveis de umidade do solo sejam adequados para a emergência e crescimento das plântulas (Baker, 1972). Além do mais, o aumento da massa embrionária e endosperma em sementes grandes podem aumentar a capacidade de armazenamento de nutrientes e o crescimento precoce da raiz das plantas em ambientes mais secos (Baker 1972, Sultan, 1996, Lloret et al., 1999). A redução no tamanho de sementes com o aumento da precipitação também já foi relatado por Parciak (2002) analisando traços de dispersão da espécie *Prunus virginiana* coletadas em floresta tropical montana, entretanto o autor cita que alterações na polinização, desenvolvimento precoce dos frutos ou infestação de pragas em frutos jovens podem estar relacionadas com a redução no tamanho.

A diminuição da densidade e área basal de plantas com o aumento da cobertura vegetal demonstrado nesse trabalho pode ser devido à presença de algumas espécies arbóreas com um diâmetro de copa maior, que prevalecem nessas áreas. Isso porque a cobertura vegetal de média e alta densidade analisada é uma medida de que visa quantificar a densidade de plantas, que podem ser indivíduos arbustivos ou arbóreos. Segundo Griz & Machado (2001) muitas espécies arbóreas encontradas na caatinga possuem copas com diâmetro superior a 4 metros. Rito et al. (2016), analisando áreas em um gradiente de precipitação na área de estudo, encontrou uma fraca relação entre a diversidade de espécies e a cobertura vegetal em áreas mais secas. O aumento da densidade de indivíduos com o aumento do índice de perturbação crônica, parece estar relacionado com a adaptação de algumas espécies com áreas mais perturbadas, como observado por Ribeiro et al. (2015), em que cita que essa

adaptação é comum para espécies com propagação vegetativa e alta capacidade de rebrota, como os indivíduos das espécies de *Croton*.

Os resultados parecem indicar que com o passar dos anos não há um aumento no número de espécies nas áreas em regeneração, isso pode ser devido a adaptação de algumas espécies a perturbação crônica. Segundo Carreto & Alzaman (2004) e Gallardo-Cruz (2005) com o passar dos anos de abandono após uma atividade antrópica, reduções na riqueza da floresta indicam um avanço no amadurecimento da mesma, com a permanência de espécies que superaram o distúrbio.

Com isso, concluiu-se que na área analisada há um aumento gradual no número de indivíduos lenhosos ao longo dos anos. Há espécies bem adaptadas aquele ambiente, que podem ter se mantido na cronossequência devido à sua alta capacidade de rebrota ou superado a forte ameaça da pressão antrópica.

Referências bibliográficas

Andrade KVS, Rodal MJN, Lucena MF, Gomes APS (2004) Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.

Andrade LA (2007) Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 2: 135-142.

APG IV (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1–20

Araújo GM, Araújo EL, Ferraz EMN, Leite FVA, Silva KA, Pimentel RMM (2007) Resposta germinativa de plantas leguminosas da caatinga. *Revista de Geografia* 24: 139-154.

Arnan X, Leal I, Tabarelli M, Andersen A, Sfair J, de Paula A, Andrade J, Barros M, Câmara T, Jamelli D, Knoechelmann C, Menezes T, Menezes A, Oliveira F, Pereira S, Rito K., Siqueira F, Souza D, Specht M, Vieira L (2107) A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Conservation Biology*. (no prelo).

Baker, HG (1972) Seed weight in relation to environmental conditions in Califórnia. *Ecology*, 53: 998-1010.

Bivand R, Lewin-Koh N (2015) Maptools: tools for reading and handling spatial 480 objects. R package version 0.8-37. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>.

Budowski, G (1965) Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba* 15: 40-42.

Busby PE, Vitousek P, Dirzo R (2010) Prevalence of tree regeneration by sprouting and seeding along a rainfall gradient in Hawaii. *Biotropica* 42: 80-86.

Caetano, S, Prado, D, Pennington, RT, Beck, S, Oliveira-filho, A, Spichiger, R, Naciri, Y (2008) The history of Seasonally Dry Tropical Forests in eastern South America: inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). *Molecular Ecology*, 17:3147–3159.

Carreto, BE, Almazán, A (2004) Vegetación en la laguna de Tuxpan y alrededores. In *Estudios florísticos en Guerrero*, N. Diego-Pérez, R. M. Fonseca (eds.). Facultad de Ciencias, UNAM. México p. 1-30.

Carvalho AT, Santos-Andrade, FG, Clemens Schlindwein, C (2007) Baixo sucesso reprodutivo em *Anemopaegma laeve* (Bignoniaceae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, *Revista Brasileira de Biociências* 5: 102-104.

Chazdon R, Letcher S, Van Breugel M, Martinez-Ramos M, Bongers F, Finegan B (2007) Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R. Soc. London* 362: 273–289.

Choat B, Jansen S, Brodribb TJ, Cochard H, Delzon S, Bhaskar R (2012) Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491: 752–755.

Clements FE (1916) *Plant Succession*. Carnegie Institution, Publication 242, Washington pp. 1-512.

Crowther TW, Glick HB, Covey KR, Bettigole C, Maynard DS, Thomas SM (2015) Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525: 201–205.

Del Castillo RF, Rios MAP (2008) Changes in seed rain during secondary succession in a tropical montane cloud forest region in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 24: 433-444.

Denich M, Kanashiro M (1995) Secondary vegetation in the agricultural landscape of Northeast Pará, Brazil. In: Kanashiro, M, Rort JA (eds). *International Symposium/workshop on Management and Rehabilitation of Degraded Land and Secondary Forests in Amazon*. ITTF. Rio Piedras. Santarém. pp. 2-21.

Derroire G, Balvanera P, Castellanos-Castro C, Decocq G, Kennard DK, Lebrija-Trejos E, Leiva JA, Odén PC, Powers JS, Rico-Gray V, Tigabu M, Healey JR (2016) Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos* 125: 1386–1397.

Dupuy JM, Hernández-Stefanoni JL, Hernández-Juárez RA, Tetetla-Rangel E, López-Martínez JO, Leyequién-Abarca E, Tun-Dzul FJ, May-Pat F (2012) Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico *Biotropica* 44: 151–62.

Egler, FE (1954) Vegetation science concepts. Initial floristic composition, a factor in oldfield development. *Plant Ecology* 4: 412-417.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuarias (1999) *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa. 412 p.

Engelbrecht BM, Comita LS, Condit R, Kursar, TA, Tyree MT, Turner BL, Hubbell SP (2007) Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447: 80–82.

Figueiredo LS, Rodal MJN, Melo, AL (2000) Florística e fitossociologia de uma área de vegetação arbustiva caducifólia espinhosa no município de Buíque - Pernambuco. *Naturalia* 25: 205-224

Figueiredo KV, Oliveira MT Arruda, EC, Silva BC, Santos MG (2015) Changes in leaf epicuticular wax, gas exchange and biochemistry metabolism between *Jatropha mollissima* and *Jatropha curcas* under semi-arid conditions. *Acta Physiologiae Plantarum*, 37: 1–11.

Finegan B, Delgado D (2000) Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8: 380-393.

Gallardo-Cruz JA, Meave JA, Pérez-García EA (2005) Estructura, composición y diversidad de la selva baja caducifolia del Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), México. *Bol Soc Bot México* 76: 19–35.

Gama, JRV, Botelho, AS, Bentes-Gama, MM (2002) Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. *Revista Árvore* 26: 559 – 566.

Garnier E, Cortez J, Billès G, Navas ML, Roumet C, Debussche M, Laurent G, Blanchard A, Aubry D, Bellmann A, Neill C, Toussaint JP (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.

Gómez-Pompa A, Vázquez-Yanes CN (1981) Successional studies of a rain forest in Mexico. In: West DC, Schugart HH, Botkin DB (eds.) *Forest concepts and application*, Springer-Verlag, New York, pp. 247-266

González-Iturbe JA, Olmsted I, Tun-Dzul F (2002) Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 167: 67-82.

Grace JB (1999) The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1: 1-28.

Grime JP, Hodgson JG, Hunt R (1988). *Comparative Plant Ecology: a Functional Approach to Common British Species*. London: Unwin Hyman 748 p.

Griz, L.M.S. & Machado, I.C.S. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 303-321

Guilherme FAG, Morellato LPC, Assis MA (2004) Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 725-737.

Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23–29.

Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–197.

Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH, Scheffer M (2011) Global resilience of 566 tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334: 232–235.

Ibama (2005) Unidades de Conservação. Disponível em: www.ambientebrasil.com.br. Acessado em: 15/10/2013

Ingle NR (2003) Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippines montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251-261.

Jatobá, L. (2003) Introdução a geomorfologia. Recife: Bagaço, 166 p.

Kennard DK, Gould K, Putz FE, Fredericksen TS, Morales F (2002) Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.

Kinhal V, Parthasarathy N (2008) Secondary succession and resource use in tropical fallows: a case study from the coromandel coast of South India. *Land Degrad. Dev.* 19: 649–662.

Klein, RM (1980) Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 32: 165-389.

Kupfer, JA, Webbeking AL, Franklin, SB, (2004) Forest fragmentation affects early successional patterns on shifting cultivation fields near Indian Church, Belize. *Agric. Ecosys. Environ.* 103: 509–518.

Lambers H, Chapin FS, Pons TL (1998) *Plant Physiological Ecology*. New York: Springer, 540 p.

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

Lebrija-Trejos E, Meave JA, Poorter L, Perez-Garcia EA, Bongers, F (2010) Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 267–27

Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, 853 p.

Lloret F, Casanovas C, Penuelas J (1999) Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root: shoot ratio, seed size and water and nitrogen use. *Functional Ecology* 13: 210–216.

Lorenzi H (1992a) *Árvores brasileiras - Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, SP, Editora Plantarum, Vol. I. 360 p.

Lorenzi H (2009b) *Árvores brasileiras - Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, SP, Editora Plantarum, Vol. III. 384 p.

Maia GN (2004) *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades*. São Paulo, D&Z Computação Gráfica e Editora. 403 p.

Melo JIM (2012) Flora do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil: Boraginaceae *sensu lato*. *Biotemas*, 25: 109-125.

Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491–505.

MMA – Ministério do meio ambiente (2002) Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação, utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Série Biodiversidade. 404 p.

Mora F, Martinez-Ramos M, Ibarra-Manríquez M, Perez-Jimenez A, Trilleras J, Balvanera P (2015) Testing chronosequences through dynamic approaches: time and site effects on tropical dry forest succession, *Biotropica* 47: 38–48

Murphy PG, Lugo AE (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67–88.

Nippert JB, Knapp AK, Briggs JM (2006) Intra-annual rainfall variability and grassland productivity: can the past predict the future? *Plant Ecology* 184: 65-74.

Oliveira Filho AT, Carvalho DA, Vilela EA, Curi N, Fontes MAL (2004) Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary Forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Brasileira de Botânica* 27: 685-701.

Parciak W (2002) Environmental variation in seed number, size, and dispersal of a fleshy-fruited plant. *Ecology* 83:780–793.

Pascarella J, Aide T, Zimmerman J (2004) Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. *For. Ecol. Manage* 199: 379–393.

Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho A (2009) Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 437–457.

Pereira IM, Andrade LA, Costa JRM, Dias JM (2001) Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. *Acta Botânica Brasílica* 15: 431-426

Pereira IM, Andrade LA, Sampaio EVSB, Barbosa MRV (2003) Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154-165.

Prado DE (2003) As Caatingas da América do Sul. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, UFPE. p. 3–73.

Prentice, IC, Cramer W, Harrison SP, Leemans R, Monserud RA, Solomon AM (1992) A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* 19: 117–134.

Quesada M, et al (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258:1014 - 1024.

R Development Core Team. (2013). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Ribeiro EMS, Arroyo-Rodríguez V, Santos BA, Tabarelli, M, Leal, IR (2015) Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611–620.

Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M (2017) Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.

Rodal MJN, Sampaio EVS, Figueredo MA (1992) *Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga*. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 24 p.

Rugemalila DM, Anderson TM, Holdo RM (2016) Precipitation and elephants, not fire, shape tree community composition in Serengeti National Park, Tanzania. *Biotropica* 48: 476-482.

Ruiz J, Fandiño MCF, Chazdon RB (2005) Vegetation structure, composition, and species richness across a 56-year chronosequence of dry tropical forest on Providencia island, Colombia. *Biotropica* 37: 520–530.

Santos MG, Oliveira MT, Figueiredo KV, Falcao HM, Arruda EC, Almeida-Cortez J, Antonino AC (2014) Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 26: 83–99.

Sampaio EVSB, Giuliatti AM, Virgínio J, Gamarra-Rojas C (2002) Vegetação e Flora da Caatinga. Recife, Associação de Plantas do Nordeste (APNE) e Centro Nordestino de Informações sobre Plantas (CNIP), 176 p.

Seiler C, Hutjes RWA, Kruijt B, Hickler T (2015) The sensitivity of wet and dry tropical forests to climate change in Bolivia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120: 399–413.

Silva WC, Marangon LC, Ferreira RLC, Feliciano ALP, Costa Junior RFC (2007) Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência florestal*, Santa Maria, 17: 321- 331.

Silva SO, et al (2012) Regeneração natural em um remanescente de caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. *Revista Árvore*, 36:441-450.

SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia (2002). Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE - Versão final, 151 p.

Sousa JR, Mendes PGA, Souza MMA (2007) Regeneração da vegetação de caatinga após cultivo de subsistência em Assaré - CE. *Revista Brasileira de Biociência* 5: 192-194.

Sultan SE (1996) Phenotypic plasticity for offspring traits in *Polygonum Persicaria*. *Ecology* 77: 1791–1807.

Tabarelli M, Mantovani W (1999) A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima, São Paulo-Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250.

Tabarelli M, Peres, CA (2002) Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.

The Plant List (2013) Version 11. Publicado na Internet; <http://www.theplantlist.org/> (accessado 22/06/2017).

Uhl C (1987) Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *J. Ecol.*, 75: 377-407.

Vieira DLM, Scariot A (2006) Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14:11-20.

Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A., Wright I.J. (2002) Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 125-159.

Whitmore TC (1990) *An introduction to tropical rain forests*. Blackwell, London. 226 p.

Legenda das figuras

Fig. 1 Parque Nacional do Catimbau com as parcelas em regeneração e as parcelas controle, Pernambuco, Brasil.

Fig. 2 Análise de componentes principais (PCA) da correlação entre as variáveis explanatórias na cronosequência de regeneração no PARNA do Catimbau, Pernambuco. Legenda: CV - porcentagem de cobertura vegetal, FS – Fertilidade do solo, Idade - idade de regeneração, IPC - índice de perturbação crônica e PT - precipitação média anual. . Os valores no interior do gráfico representam as parcelas em regeneração.

Fig. 3 Diversidade de plantas lenhosas em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 4 Densidade de plantas lenhosas em relação as idades de regeneração (A), precipitação (B), índice de perturbação crônica (C) e porcentagem de cobertura vegetal (D) em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 5 Área basal de plantas lenhosas em relação a idades de regeneração (A) e porcentagem de cobertura vegetal (B) em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 6 Tamanho de sementes em áreas de cronosequência de regeneração natural em relação a a precipitação média anual (B) no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 7 Ordenação NMDS das 15 parcelas em cronosequência de regeneração natural e das 5 parcelas controles, baseadas no índice de bray-curtis no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

Fig. 8 Coeficientes de similaridade de Jaccard (%) de áreas em regeneração em relação à áreas controle em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 9 Análise de correspondência canônica (CCA) entre as espécies de plantas lenhosas e 4 variáveis explanatórias em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, PE, Brasil. Legenda: CV - Cobertura vegetal, Idade – idade de regeneração, IPC - Índice de perturbação crônica, PPT – Precipitação.

Fig. 1

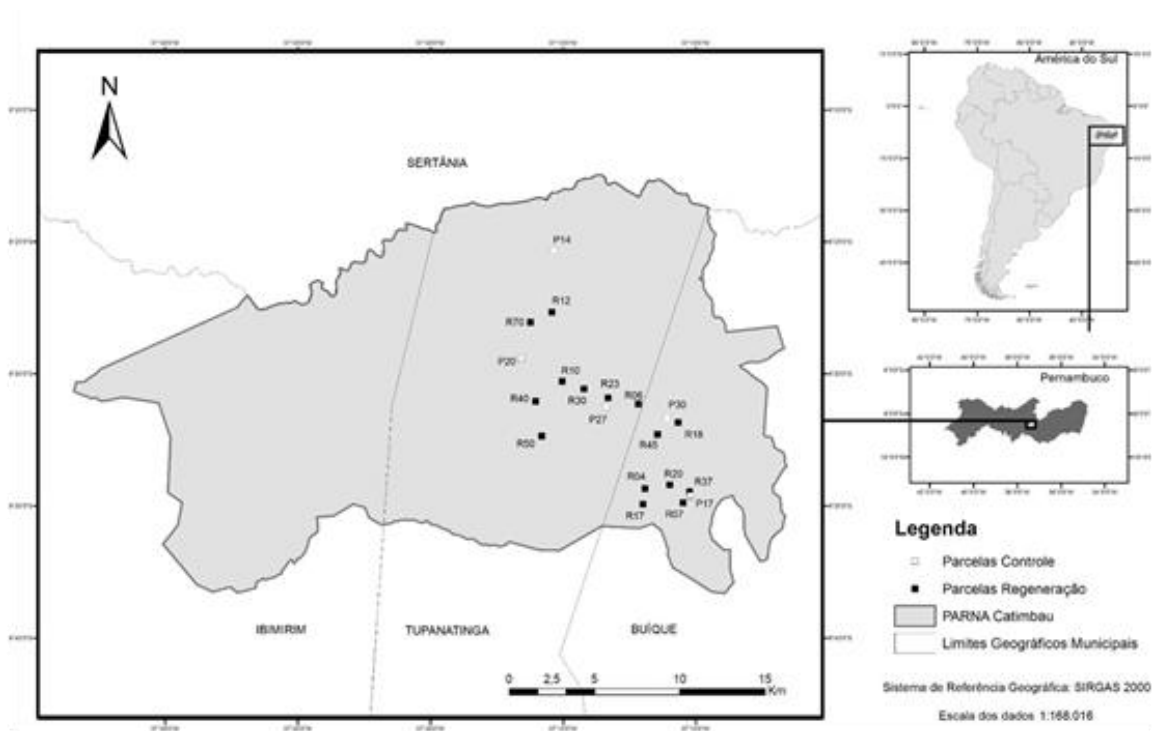


Fig. 2

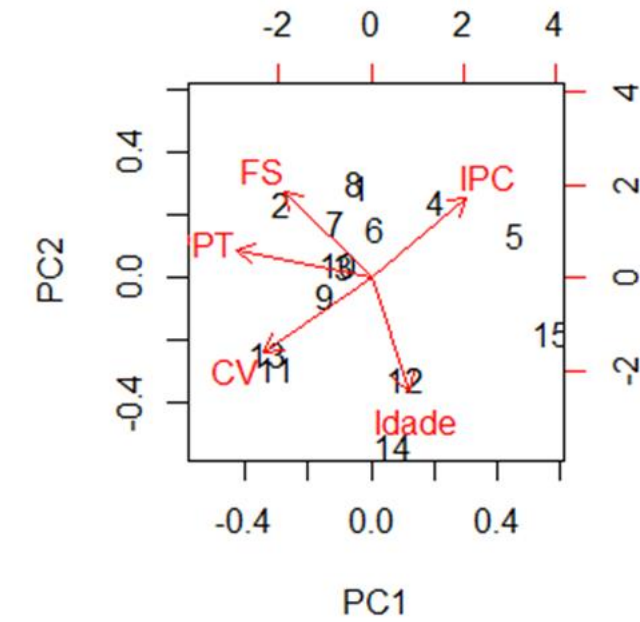


Fig. 3

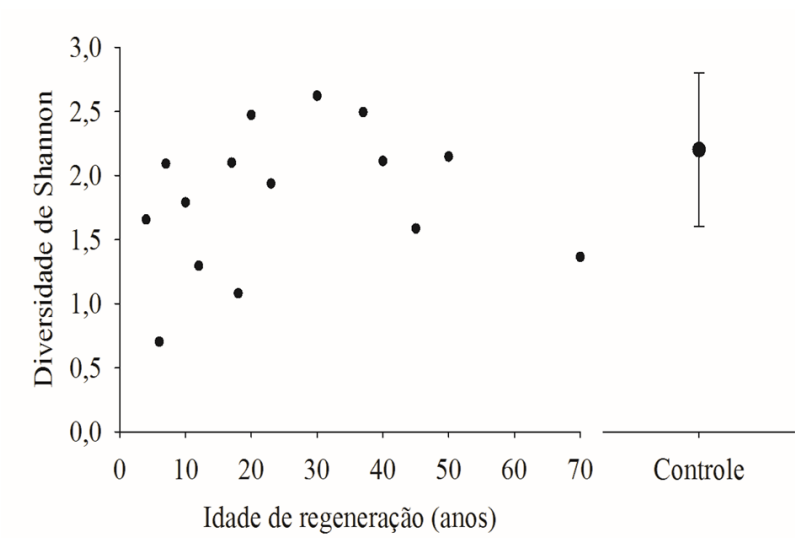


Fig. 4

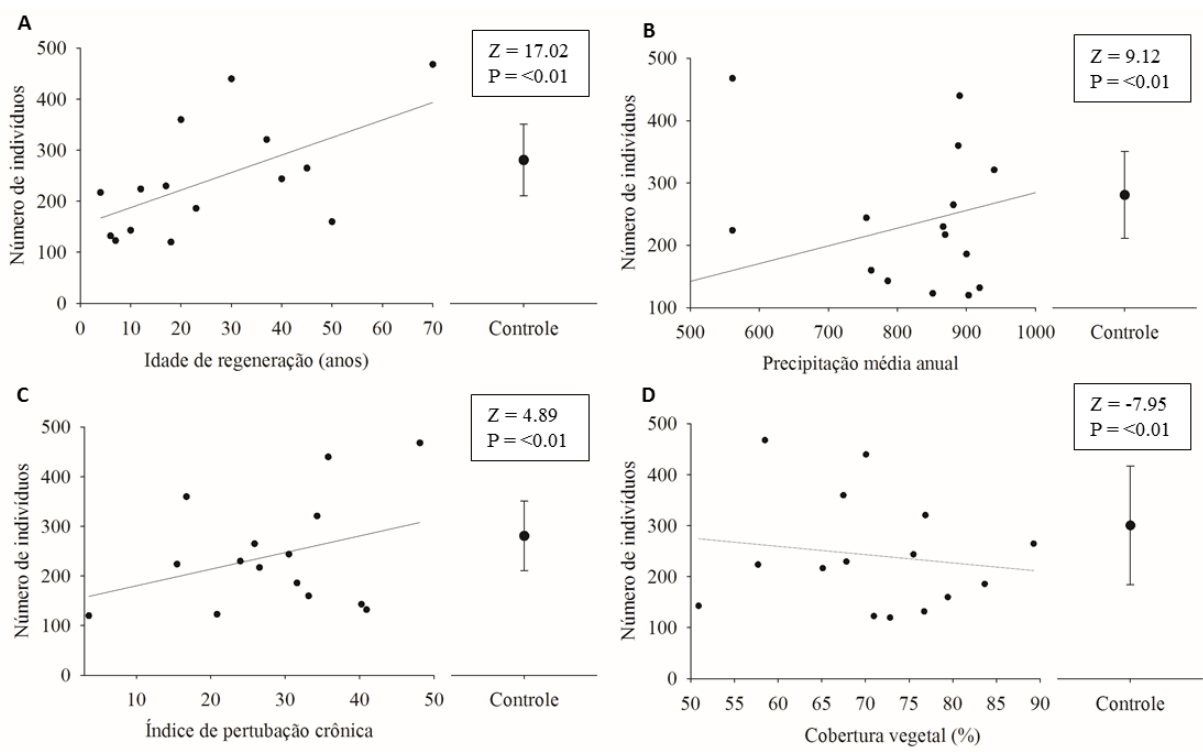


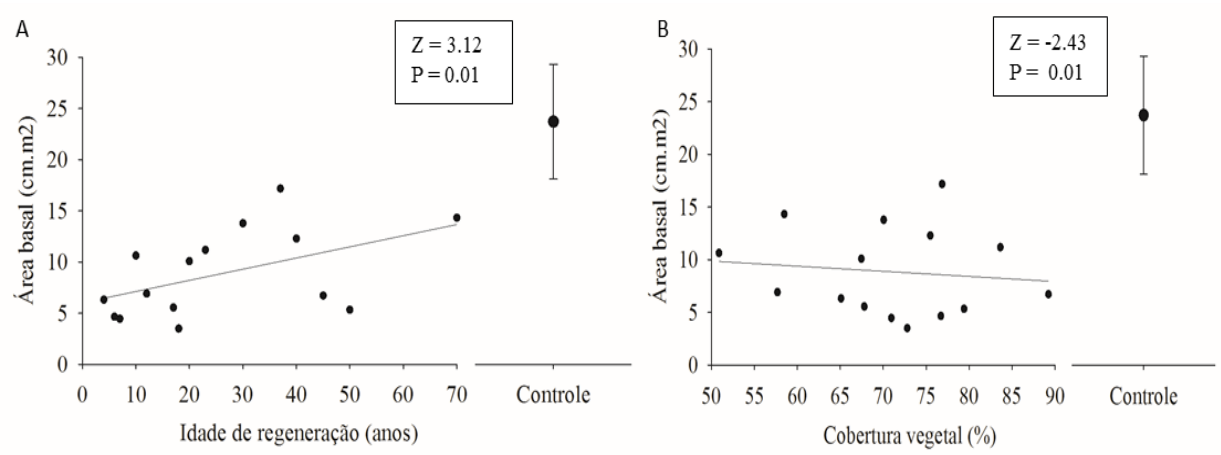
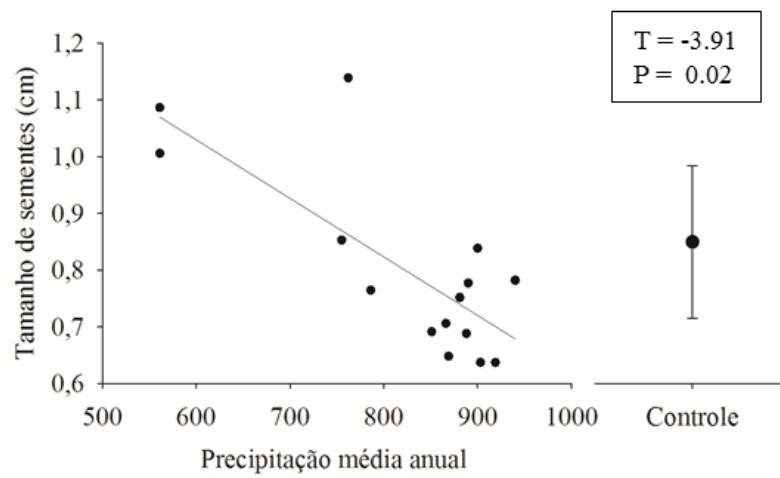
Fig. 5**Fig. 6**

Fig. 7

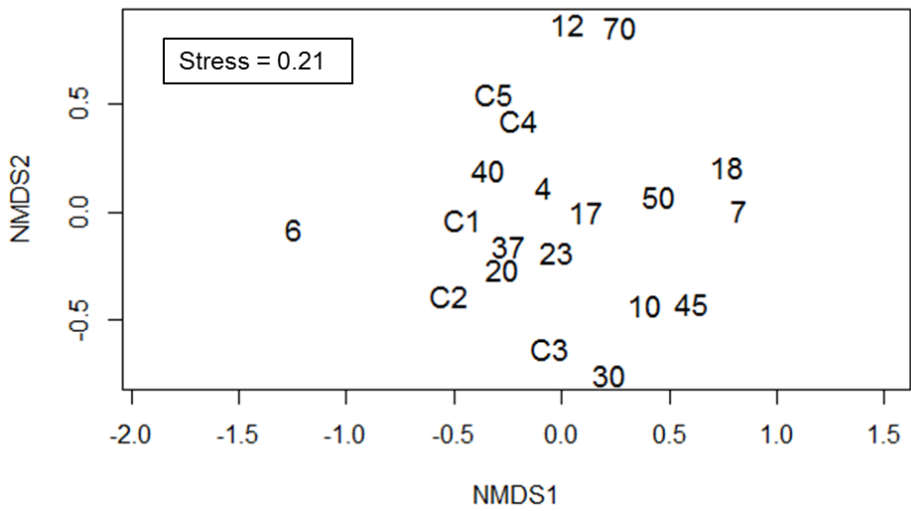


Fig. 8

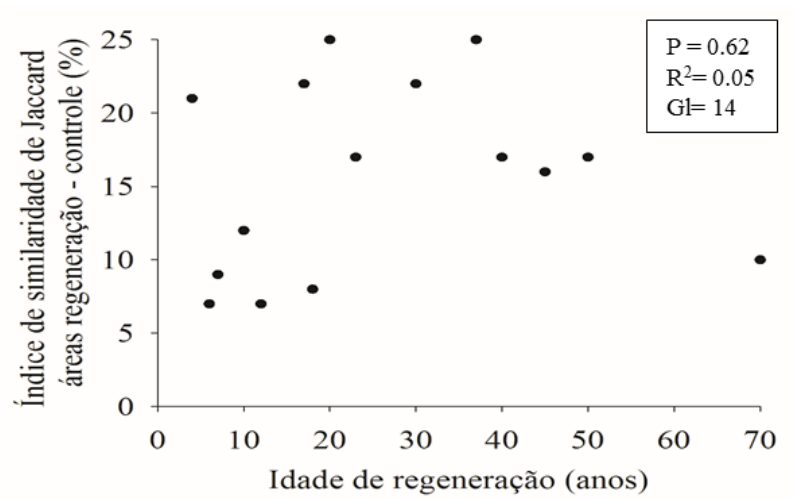
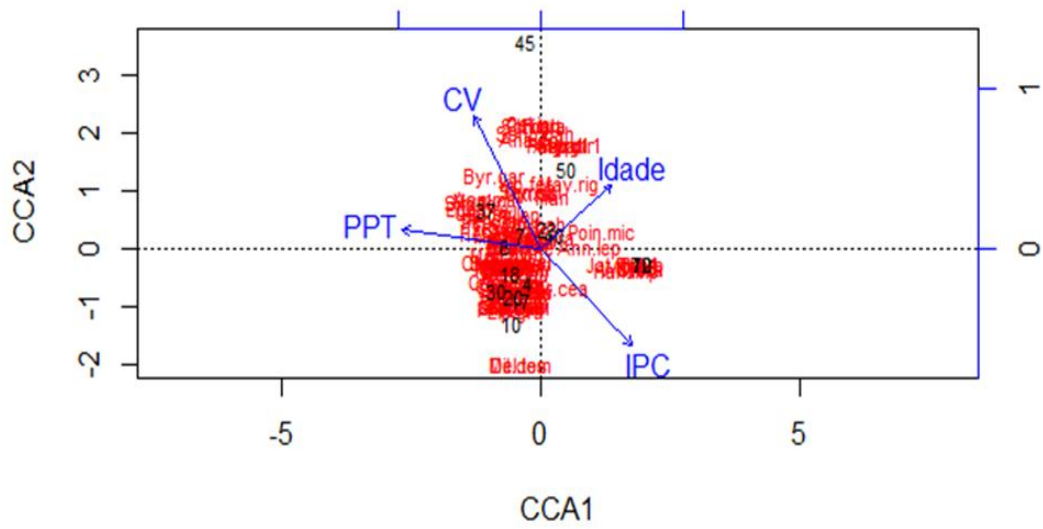


Fig. 9



5 CAPÍTULO 2

**REBROTA, CHUVA E BANCO DE SEMENTES NA REGENERAÇÃO NATURAL DA
CAATINGA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA**

**MANUSCRITO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO
JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS**

REBROTA, CHUVA E BANCO DE SEMENTES NA REGENERAÇÃO NATURAL DA CAATINGA AO LONGO DE UMA CRONOSSEQUÊNCIA

Alexandre Souza de Paula¹, Julia Caram Sfair¹, Diego Pires Ferraz da Trindade¹ &

Marcelo Tabarelli²

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 50670-901, Brasil, ²Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 50670-901, Brasil. alexandredepaula_07@hotmail.com

Resumo

As florestas tropicais secas estão entre os ecossistemas mais ameaçados no mundo devido ao uso para agricultura. Uma vez abandonada a exploração dessas áreas, inicia o processo de regeneração natural. Dentre os mecanismos de regeneração, podemos citar: a chuva de sementes, o banco de sementes do solo e a rebrota. O objetivo desse trabalho foi analisar mudanças na diversidade e composição funcional de plantas com rebrotas e do banco e chuva de sementes de plantas lenhosas ao longo de uma cronossequência de regeneração natural na Caatinga e como outros fatores ambientais, como: precipitação média anual, porcentagem de cobertura vegetal e índice de perturbação crônica alteram essas mudanças. Esse estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau/PE, onde foram selecionadas 15 áreas com diferentes idades de regeneração (4 a 70 anos) e 5 controle (sem corte raso) (20x50 m. cada). Foram identificadas 397 plantas com rebrotas de 33 espécies, no banco de sementes foram encontradas 5.660 sementes pertencentes a 63 espécies e na chuva de sementes 5.081 sementes de 62 espécies. Houve uma relação positiva entre a densidade do banco de sementes a idade de regeneração, a perturbação crônica e a cobertura vegetal e uma relação negativa com a precipitação. A densidade da chuva de sementes mostrou uma relação positiva com a idade de regeneração e a precipitação e uma relação negativa com a cobertura vegetal e a perturbação crônica. Não houve relação entre as plantas com rebrota e as variáveis ambientais. A CCA revelou que algumas espécies na chuva de sementes tendem a ocorrer em áreas com maior cobertura vegetal ao redor da parcela e com maior tempo de regeneração e espécies no banco de sementes tendem a ocorrer em áreas com maior precipitação. Conclui-se que a dispersão está ocorrendo de forma uniforme ao longo da cronossequência, provavelmente devido à falta de dispersores especialistas na área que poderiam promover a chegada de novas espécies.

Palavras-chave: Comunidade vegetais, dispersão, Semiárido e Sucessão Secundária

Introdução

A regeneração natural de uma floresta é um processo influenciado por série de fatores bióticos (ex. dispersão, herbivoria, competição) e abióticos (ex. luz, temperatura, umidade do ar e do solo e radiação) intrínsecos e extrínsecos a uma dada área (Lieberman, 1996). Em geral, as florestas tropicais possuem alta capacidade de regeneração, principalmente se estiverem próximas a uma fonte de propágulos que não se encontre demasiadamente alterada e se as terras abandonadas não tiverem sido submetidas a um uso intenso do solo para a agricultura (Guariguataca & Ostertag, 2002). Dentre os mecanismos próprios de recuperação e manutenção da diversidade das florestas tropicais após perturbação aguda, pode-se citar: a chuva de sementes, o banco de sementes do solo e a rebrota de troncos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados (Garwood, 1989; Scotti et al., 2011).

A chuva de sementes corresponde ao movimento de dispersão dos diásporos e a área por essa abrangida (Alvarez-Buylla & Martínez Ramos 1990). O banco de semente do solo é definido como o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área de solo (Roberts, 1981). Este reservatório corresponde às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas (Baker, 1989). A densidade e a riqueza de espécies no banco e na chuva de sementes contribuem com importantes informações sobre o potencial de regeneração das comunidades (Garwood, 1989). Ambientes em sucessão inicial apresentam menor riqueza de espécies de plantas e densidade de diásporos quando comparados a ambientes mais maduros (Dungan et al., 2001). À medida que a vegetação regenerante vai se desenvolvendo e diversificando, a disponibilidade crescente de recursos para alimentação atrai uma grande variedade de animais pequenos e grandes, que carregam consigo os frutos e sementes de espécies das áreas adjacentes (Chazdon et al., 2007). A progressão da vegetação durante a regeneração facilita a colonização de novas espécies (Chazdon et al., 2007). Segundo Pietre et al. (2007) quando a chuva de sementes aumenta, há também um aumento no estoque do banco de sementes do solo, consequentemente aumenta o número de espécies, aumentando a diversidade no local. Além do banco e da chuva de sementes, a rebrota desempenha papel fundamental na recomposição da vegetação dos ecossistemas (Garwood, 1989). As plantas com rebrota possuem um extenso sistema radicular, que permite maior eficiência na absorção de água e nutrientes, como também maior disponibilidade de metabólitos necessários à planta (Ceccon et al., 2004). Consequentemente, plantas oriundas de rebrotas são mais resistentes à escassez de água e nutrientes devido à menor sensibilidade a estes fatores (Ceccon et al., 2006). Em ambientes secos do mundo,

geralmente, a regeneração ocorre por espécies com uma grande capacidade de rebrota após o corte (Sampaio et al., 1998).

As florestas tropicais sazonalmente secas estão entre os ecossistemas mais ameaçados no mundo (Hoekstra et al., 2005). No Brasil as florestas tropicais secas estão bem representadas pela Caatinga (Caetano et al. 2008; Pennington et al., 2009; Banda-R, 2016). Este ambiente tem sido historicamente devastado para ceder lugar às atividades agropecuárias que ocupam vastas extensões do semiárido (Andrade et al., 2007). Uma vez abandonada a exploração dessas áreas, tem início o processo de sucessão ecológica, quase sempre interrompido por novas intervenções, assim, a vegetação da Caatinga apresenta-se como um mosaico formado por variados estádios serais, resultantes dos usos ali imputados (Andrade et al., 2007).

As florestas tropicais secas, são caracterizadas por possuírem um alto número de espécies com sementes pequenas, secas e dispersas pelo vento, o que facilita a colonização em áreas abertas (Bullock, 1995; Griz & Machado, 2001). Árvores e arbustos em áreas de agricultura abandonada fornecem poleiros para pássaros e morcegos, o que faz aumentar o número de sementes dispersas por animais nessas áreas (Vieira & Scariot, 2006). Normalmente o período de dispersão ocorre no início da estação chuvosa para maximizar o estabelecimento e crescimento, com a frutificação ocorrendo durante a estação seca. (Vieira & Scariot, 2006).

Trabalhos anteriores tem documentado a importância da rebrota, chuva e banco de sementes na recuperação de florestas tropicais secas após sofrerem distúrbios (Kennard, 2002; Ceccon, 2008 e Usauf et al., 2009, Sobrinho, et al., 2016). Na Caatinga, a capacidade da rebrota já foi verificada quanto a época do corte, o consumo por caprinos (Hardesty et al., 1988; Hardesty & Box, 1988), intensidade do uso do fogo (Sampaio et al., 1998), ou diferentes tipos de corte e produtividade (Figueirôa et al., 2006; Figueirôa et al., 2008). Estudos envolvendo a chuva de sementes têm focado na influência da distância da floresta primária na dispersão (Lima et al., 2008; Souza et al., 2014). Quanto ao banco, as pesquisas tem considerado a diversidade de sementes quanto as estações secas e/ou chuvosas (Santos et al., 2011; Costa & Araújo, 2003; Mendes et al., 2015), a intensidade do fogo sobre a viabilidade das sementes (Mamede & Araújo 2008), diferentes graus de perturbação e disponibilidade hídrica (Paz, 2016), e áreas em regeneração em comparação a áreas conservadas (Santos et al., 2016; Parente et al., 2011; Ferreira et al., 2014). Entretanto nenhum desses trabalhos avalia áreas em regeneração em uma cronossequência, e que levem em conta os efeitos de diferentes variáveis que possam interferir nesse processo, como: a

perturbação crônica, a porcentagem de cobertura vegetal e a precipitação, bem como a composição funcional das espécies ao longo da sucessão.

Diante do exposto, o objetivo desse trabalho foi analisar o papel da rebrota, do banco e da chuva de sementes de espécies lenhosas ao longo de uma cronossequência de regeneração natural na Caatinga. Espera-se que nas áreas em início de regeneração haja uma maior proporção de indivíduos e espécies de plantas com rebrotas e que nas áreas em estádios tardios de regeneração haja uma maior densidade, riqueza e diversidade de sementes no banco e na chuva em relação as áreas mais recentes, bem como também a dominância de espécies arbóreas, com frutos carnosos e sementes maiores com dispersão zoocórica.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" a 8°36'35" S e 37°09'30" a 37°14'40" W), criado em 2002 (Carvalho, 2007). O Parque, com cerca de 62.000 ha, abrange parte dos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil, está posicionado aproximadamente a 300 km de Recife, na região chamada Sertão do Moxotó (zona de transição entre a Caatinga e o agreste de Pernambuco) (Melo, 2012).

O Parque apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23°C, precipitação média de 480-1100 mm anuais e altitude entre 600-1.000 m (IBAMA, 2005; Rito et al., 2016). A maior pluviosidade é registrada entre os meses de abril a junho (SUDENE, 1990). O período de menor precipitação vai de setembro a janeiro, sendo outubro o mês mais seco (SNE, 2002).

A área está localizada na bacia sedimentar de Tucano, o parque é constituído em grande parte por Neossolos Quatzarênicos, que ocupam cerca de 72,30 % da área total (EMBRAPA, 1999). São solos pouco desenvolvidos e profundos, geralmente se localizam em áreas de sedimentos arenosos com relevo plano ou de ondulação suave, tem característica ácida e são dotados de baixa disponibilidade de nutrientes (Jatobá, 2003).

O Parque é considerado uma área de extrema importância biológica e prioritária para conservação da Caatinga por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA, 2002; Sampaio et al., 2002). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de Caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes

xéricos (Figueiredo et al., 2000; Andrade et al., 2004). Apesar de ser um Parque, ainda há pessoas morando em seu interior e usando os recursos da Caatinga para o seu sustento, especialmente a coleta de madeira para lenha e criação extensiva de gado e caprinos (Rito et al., 2016).

Delineamento amostral

No interior do parque foram selecionadas 15 áreas com diferentes idades (4 a 70 anos) de regeneração natural após o uso para a agricultura de subsistência, onde se plantavam culturas como: melancia, feijão, milho, algodão e abóbora. Também foram demarcadas 5 parcelas em áreas sem o histórico de perturbação aguda recente, com um baixo índice de perturbação antrópica crônica, utilizadas como controle (Fig. 1). Em cada uma das área foi instalada uma parcela de 20 x 50 m. (1000 m²), totalizando 15000m² de área amostrada em locais em regeneração e 5000m² em áreas controle. Em todas as parcelas, foram realizados inventários florísticos entre o período de março de 2014 a março de 2015, os quais auxiliaram na identificação das espécies. A distância entre as parcelas em regeneração variam de 753 metros a 13 km e entre as parcelas em regeneração e os controles de 238 metros a 16 km. Não foi detectada correlação entre distância geográfica das parcelas e similaridade florística (por meio da distância de Bray-Curtis) com o teste de Mantel ($r = 0,035$, $P = 0.341$). As idades e o histórico de uso das áreas foram determinadas através de entrevistas com os moradores locais, em uma média de três pessoas em cada área, as quais foram questionadas quanto ao tempo de abandono após a roça em cada local, qual era a plantação, o tempo de utilização da área e o manejo da terra, se eram utilizados produtos químicos e se era realizada a queima da vegetação após o corte (Mat. Supl. 5).

Variáveis explanatórias

Para se testar o efeito das variáveis ambientais, primeiramente foi realizado uma análise de componentes principais (PCA) entre as idades de regeneração, o índice de perturbação crônica, a precipitação média anual, a porcentagem de cobertura vegetal e a fertilidade do solo das parcelas. Foram realizadas correlações de Pearson entre as variáveis, a fim de se verificar se havia correlação entre elas. A variável fertilidade do solo estava correlacionada positivamente com a precipitação, por isso ela não foi considerada (Fig. 2). A variável precipitação foi escolhida pois tem uma forte influência na composição e estrutura da vegetação de florestas tropicais secas, como a Caatinga (Prado, 2003, Hirota et al., 2011, Choat et al., 2012, Rugemalila, Anderson & Holdo 2016), e é o principal fator que influencia

a densidade das árvores quando comparado a outras variáveis climáticas (Crowther et al., 2015)

A precipitação média anual média dentro de cada parcela foi obtida a partir do repositório de dados climáticos globais WorldClim atualizado (Hijmans et al., 2005), com resolução de 30 segundos de arco ou aproximadamente 1 km de resolução espacial ao longo do equador (www.worldclim.org), usando o Pacote maptools em R (Bivand & Lewin-Koh, 2015). A precipitação média anual nas parcelas variou de 561 a 940 mm.

A porcentagem de cobertura vegetal foi estimada por meio de análises de mapas no software ArcMap 10.1 (ESRI). Para a classificação, foi utilizado uma imagem Rapideye (30m de resolução espacial) obtida na estação chuvosa do ano de 2012. Posteriormente, foi calculado em um buffer de 1km, para cada uma das parcelas. Por meio da extensão 'Geospatial Model' com a ferramenta 'isectpolyst', foi gerado a proporção de ocorrência de cada uma das categorias de cobertura do solo para as áreas dos respectivos buffers gerados. Foram consideradas quatro categorias da cobertura do solo: solo exposto, vegetação de baixa, média e alta densidade. Consideramos a soma das categorias de média e alta densidade, por representar a densidade de indivíduos arbóreos-arbustivos. A porcentagem de cobertura vegetal variou de 50% a 89%.

Para o índice de perturbação antrópica crônica, foram tomadas medidas de três formas, que foram classificadas, como: contexto geográfico (medidas indiretas, baseadas nas distâncias das casas e estradas para as parcelas), contexto sócio ecológico (baseado em entrevistas com moradores perto das parcelas, em que era considerada, a quantidade de pessoas que moravam nas casas, a frequência com que retiravam madeira das áreas e número de caprinos ou bovinos que possuíam) e medidas diretas no campo (número de corte nas árvores e arbustos, quantidade de madeira retirada da serapilheira e o número de trilhas e de fezes de caprinos e bovinos dentro de cada parcela). Com base nessas informações, foram identificados três principais tipos de perturbação caracterizados como índices de pressão individual, que são: Pressão por pastejo (perturbação referente a herbívora e a frequência de fezes de bovinos e caprinos nas parcelas), Extração de madeira (Perturbação referente a extração de madeira morta e viva) e Pressão de pessoas (referente as métricas de distância das casas e estradas mais próximas das parcelas e o número de pessoas que vivem nas casas). Cada índice de pressão individual foi calculado utilizando a seguinte

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_{\min}) / (y_{\max} - y_{\min})}{n} \times 100$$

fórmula:

onde o I é o índice de pressão, y_i é o

valor observado para uma métrica de perturbação na parcela i , $y_{\min}$ é o valor mínimo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas e $y_{\max}$ é o valor máximo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas e n é o número de métricas de perturbações individuais consideradas no índice. Os três índices de pressão individual foram usados para calcular o índice de perturbação antrópica crônica utilizando a mesma fórmula descrita acima. O índice varia de 3.60 (menos perturbado) a 48.10 (mais perturbado) (Para informações detalhadas de como o índice foi calculado ver Arnan et al. submetido). Os valores das variáveis explanatórias por parcela se encontram no Material Suplementar 6.

Rebrota

A rebrota foi avaliada no interior de todas as parcelas, nas quais foram contadas todas as plantas arbustivas-arbóreas em que eram visíveis a presença de troncos cortados em meio as ramificações em nível do solo. Feito isso, foi calculada a proporção de indivíduos com rebrotas em cada parcela (Rodal et al., 1992).

Banco de sementes

As coletas foram realizadas em dez pontos dentro de cada parcela, distribuídas de forma aleatória. As coletas foram mensais no decorrer de 14 meses, entre setembro de 2014 a outubro de 2015. A delimitação das amostras foi realizada a partir de gabarito de metal (20×20 cm, totalizando $0,4 \text{ m}^2$ em cada parcela), onde foram coletadas a serrapilheira e a camada de solo numa profundidade média de 5 cm (Araújo et al., 2004).

Após coletadas, as amostras do solo e serrapilheira foram passadas por peneiras de até 0,5 mm (Gross, 1990), a fim de separar o solo, galhos e pedras das sementes morfológicamente intactas, que foram identificadas com o auxílio de uma lupa (Aziz & Kan, 1996) e quantificadas. Em seguida, as sementes foram guardadas em frascos plástico e separadas por mês e área de coleta.

Chuva de sementes

Foram alocados dez coletores de sementes em cada parcela, sendo quatro nos dois lados da parcela e dois no centro distanciados pelo menos 5 metros um do outro (Mat. Supl. 7). Cada coletor consistiu de uma tela de nylon verde de malha de 1,0 mm com 1×1 m, ocupando 10 m^2 em cada parcela. Os coletores foram amarrados em árvores a cerca de 30 cm de altura do solo. Todo o material retido foi colocado em sacos plástico, marcados e levados a

laboratório, onde foram triados com auxílio de lupa e separados folhas, galhos e flores dos frutos ou sementes morfológicamente intactas (Hardesty & Parker 2002). Quando continham frutos, eles eram abertos e as sementes retiradas. As sementes foram contadas e armazenadas em frascos plástico separados por mês e idade da parcela. As coletas ocorreram ao longo de 14 meses, entre setembro de 2014 a outubro de 2015.

A identificação das espécies de sementes foi feita através da análise morfológica, com o auxílio de literatura especializada (Lorenzi, 1992a 2009b, Barroso 1999, Maia, 2004) de consulta a especialistas ou por comparação com sementes presentes em exsicatas depositadas no herbário Geraldo Mariz (UFP) (Costa & Araújo, 2003), segundo APG IV (2016). Os nomes científicos seguiram a lista da plataforma The Plant List (The Plant List, 2013).

Variáveis respostas

A densidade e a riqueza de sementes do banco e da chuva foram analisadas através do número total de sementes de plantas arbustivo-arbóreas coletadas em cada parcela após os 14 meses. A diversidade foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H').

Para analisar a diferença da composição funcional das espécies, ao longo da cronossequência de regeneração, foram considerados as seguintes variáveis em cada parcela: proporção de arbustos, proporção de árvores, proporção de sementes provenientes de frutos secos, proporção de sementes provenientes de frutos carnosos, proporção de sementes com dispersão autocórica, anemocórica e zoocórica e média do tamanho das sementes no banco e na chuva de sementes. Para se levar em conta a abundância das espécies, em cada atributo foi somado o valor do atributo de todos os indivíduos das espécies, sendo esse valor dividido pelo número total de indivíduos na parcela (Garnier et al., 2004). O hábito, tipo de fruto e dispersão de cada espécie foi determinado através de consulta a literatura especializada. Para o tamanho das sementes, foram utilizadas aquelas coletadas no banco e na chuva de sementes das áreas com o auxílio de um parquímetro digital. Foram medidas até 10 sementes por espécie, dependendo do número de sementes disponíveis na coleta (Garnier et al., 2004).

Análise de dados

Testes com Modelos Lineares Generalizados (GLM) utilizando as idades de regeneração, a precipitação média anual, a porcentagem de cobertura vegetal e o índice de perturbação crônica foram realizados para verificar se essas variáveis tem efeito sobre a proporção de espécies com rebrotas e a densidade, riqueza e diversidade do banco e chuva de sementes de espécies lenhosas, assim como a mudança na composição funcional das espécies

presentes no banco e na chuva de sementes. Para os testes, foi utilizado a distribuição de “poisson” para os dados de contagem (abundância e riqueza), “binomial” para dados de proporção (composição funcional) e “gaussiana” para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H').

A diferença entre a composição de espécies do banco e da chuva de sementes nas parcelas foi feita através de uma análise gráfica por meio de NMDS (Non-Metric Dimensional Analysis) e a análise estatística por meio de ANOSIM (Analisis of Similarity) com a categorização em: inicial (4-12 anos), intermediária (17- 30 anos), tardia (37-70 anos) e controle (Legendre & Legendre 1998). Uma análise de similaridade de espécies entre as áreas em regeneração e as áreas controles foi feita por meio do coeficiente de Jaccard (SJ), após a análise foi realizada uma regressão linear simples entre os índices gerados e as áreas em regeneração, a fim de observar se a similaridade aumenta ao longo da cronossequência. A influência das variáveis explanatórias sobre a composição das espécies foi quantificada por meio de uma análise de correspondência canônica (CCA). Todas análises foram feitas no R (R Development Core Team, 2013).

Resultados

Rebrota

Foram identificadas rebrotas nas parcelas com 4, 6, 7, 17, 20 e 23 anos em regeneração e não foi observado nenhum indivíduo arbustivo-arbóreo com rebrota nas parcelas acima de 23 anos de regeneração e nas parcelas controle. Ao todo foram 397 plantas com rebrota nas parcelas observadas, de 33 espécies diferentes, as espécies que mais apresentaram rebrota foram: *Pityrocarpa moniliformes* (219 ind.), *Trischidium molle* (18 ind.) e *Jatropha mutabilis* (16 ind.). A área que apresentou a maior porcentagem de indivíduos com rebrota foi a de 6 anos com 95% (117 indivíduos), a que apresentou a maior riqueza e diversidade foi a de 4 anos com 14 espécies e um índice de Shannon de 1,64. Não foi observado relação entre a proporção de indivíduos, proporção de espécies e diversidade de plantas com rebrotas entre as idades de regeneração e as demais variáveis explanatórias.

Banco de sementes

Ao todo foram encontradas 6.946 sementes no banco, nas quais 5.660 pertenciam à estrato arbustivo-arbóreo (4.458 nas parcelas em regeneração e 1.202 nas áreas controle) e 1.286, aos estrato herbáceo. Do estrato arbóreo-arbustiva no total foram identificadas 63

espécies, nas quais 8 foram identificadas ao nível de gênero e 14 ao nível de família, pertencentes a uma total de 19 famílias e 4 morfotipos sem identificação. Entre herbáceas e lianas foram 20 espécies identificadas, destas 6 a nível de gênero, 2 a nível de família e 4 morfotipos. A densidade de sementes de espécies lenhosas variou de 14 a 1.258/1.000 m² nas parcelas de regeneração e de 143 a 370/1.000m² nas áreas controle. O número de espécies variou de 6 a 19 nas parcelas em regeneração e de 12 a 24 nos controles. O índice de Shannon total das parcelas foi de 2,36 (nats/ind) para as espécies arbustivas-arbóreas. O índice variou de 0,58 a 2,10 nas áreas em regeneração e de 1,60 a 2,01 no controle. A área em que foi encontrado o maior número de sementes de espécies arbustiva-arbóreas foi a de 70 anos com 1.259 sementes. A área que apresentou maior número de espécies foi a de 45 anos com 19 espécies e a com a maior diversidade foi a de 6 anos com um índice de Shannon de 2,10.

A dispersão mais representativa nas parcelas em regeneração foi a autocórica (71%), seguida da zoocórica (24%) e anemocórica (5%), sendo a área de 4 anos a que apresentou a maior proporção de dispersão autocórica (97%), a de 17 anos, a dispersão zoocórica (72%) e a de 70 anos, a anemocórica (16%). Quanto a forma de vida, a proporção de sementes de indivíduos arbóreos foi de 52% e de indivíduos arbustivos de 48%. A proporção de sementes de indivíduos arbóreos foi maior na área de 40 anos (96%) e a maior proporção de indivíduos arbustivos foi na área de 12 anos (92%). As sementes de frutos secos representaram 79% e de frutos carnosos 21% nas parcelas em regeneração. A área de 40 anos (99%) foi a mais representativa em proporção de sementes de frutos secos enquanto que a maior proporção de sementes de frutos carnosos foi encontrada na área de 17 anos (41%). Foram medidas 47 espécies de sementes que variaram de 0,21 cm (*Waltheria brachypetala*) a 2,42 cm (*Syagrus coronata*).

Houve uma relação positiva entre a densidade de sementes, as idades de regeneração ($p < 0,01$, Fig. 3A), o índice de perturbação crônica ($p < 0,01$, Fig. 3B) e a porcentagem de cobertura vegetal (Fig. 3C) e uma relação negativa com a precipitação média anual (Fig. 3D). Quanto a composição funcional, não houve nenhuma relação entre os atributos e a variáveis selecionadas. Não houve relação entre a riqueza de espécies, o índice de diversidade de Shannon e as variáveis explanatórias.

A ordenação NMDS baseada na similaridade de espécies de sementes no banco do solo e na abundância não resultou nenhuma formação de grupos entre as diferentes idades de regeneração ou entre os controles (Fig. 4), o que foi comprovado pelo ANOSIM ($R^2 = 0,86$; $p = 0,14$). Não houve relação entre a similaridade de espécies das áreas em regeneração e as áreas controle com a cronossequência ($R^2 = 0,07$, $p = 0,78$, Fig. 5). Na análise de correspondência

canônica (CCA), o primeiro eixo teve explicação de 60% e o segundo eixo, 22%. A CCA foi marginalmente significativa ($F_{4,10} = 1,84$, $p = 0,049$, Fig.6) e apenas precipitação teve correlação significativa com a composição de espécies ($p = 0,02$). *Croton heliotropiifolius*, *Byrsonima gardneriana*, *Pityrocarpa moniliformis* e *Senna cana* ocorrem preferencialmente em áreas onde há maior precipitação.

Chuva de sementes

Foram encontradas no total 5.352 sementes, das quais 5.081 pertenciam a árvores e arbustos (3.466 nas áreas em regeneração e 1.615 nas áreas controle) e 276 a ervas e lianas. Em relação a riqueza foram encontradas 62 espécies de árvores e arbustos, destas 7 foram identificadas ao nível de gênero, 8 ao nível de família, pertencentes a um total de 19 famílias e 6 morfotipos sem identificação. Para ervas e lianas foram 13 espécies, destas 8 a nível de gênero e 3 morfotipos. A densidade de sementes variou de 8 a 944/1.000m² nas áreas em regeneração e de 22 a 654/1.000m² nas áreas controle. O número de espécies variou de 2 a 18 nas área em regeneração e de 7 a 15 nas áreas controle. A diversidade de Shannon total para o componente arbustivo-arbóreo das parcelas foi de 2.59. O índice variou de 0,32 a 1,99 nas áreas em regeneração e de 1,22 a 1,63 nos controles. A área que apresentou mais sementes foi a de 30 anos, com 944 sementes. A área com mais espécies de sementes foi a de 45 anos, com 18 espécies. A área com maior diversidade foi a de 17 anos com o índice de Shannon de 1,99.

Quanto a dispersão nas parcelas em regeneração, a autocórica foi a mais representativa, com 62% das sementes, enquanto que a anemocórica e a zoocórica apresentaram a mesma proporção de 19%. A área de 4 anos obteve a com a maior proporção de sementes com dispersão autocórica (99%), a área de 37 anos a maior proporção de dispersão zoocórica (74%) e a área de 30 anos a dispersão anemocórica (55%). A proporção de sementes de indivíduos arbóreos foi de 62% e a de indivíduos arbustivos foi de 38%. A maior proporção de sementes de indivíduos arbóreos foi encontrado na área de 37 anos (94%) e a maior proporção de indivíduos arbustivos foi na de 4 anos (91%). A proporção de sementes de frutos secos foi de 86% e a de frutos carnosos foi de 14%. A maior proporção de sementes de frutos secos foi encontrada na área de 4 anos (99%) e a de frutos carnosos foi na de 37 anos (74%). Foram medidas 47 espécies que variaram de 0,05 cm (*Chamaecrista zygophylloides*) a 1,74 cm (*Aspidosperma multiflorum*).

Houve uma relação positiva entre a densidade de sementes, as idades de regeneração ($p < 0,01$, Fig. 7A) e a precipitação ($p < 0,01$, Fig. 7B) e uma relação negativa com a porcentagem de cobertura vegetal ($p < 0,01$, Fig. 7C) e o índice de perturbação crônica

($p < 0,01$, Fig 7D). Quanto a composição funcional, não houve correlação entre os atributos e as variáveis selecionadas. Não houve relação entre a riqueza de espécies, o índice de diversidade de Shannon e as variáveis explanatórias.

A ordenação NMDS baseada na similaridade de espécies da chuva de sementes e na abundância, não resultou nenhuma formação de grupos entre as diferentes idades de regeneração ou entre os controles (Fig. 8), o que foi comprovado estatisticamente pelo ANOSIM ($p = 0,63$, $R = 0,05$). Não houve relação entre a similaridade de espécies das áreas em regeneração e as áreas controle com a cronossequência ($R^2 = 0,04$, $p = 0,8$, Fig. 9). Na análise de correspondência canônica (CCA) o primeiro eixo da CCA teve explicação de 35% e o segundo eixo 31% ($F_{4,10} = 199$, $p < 0,05$, Fig. 10). Das variáveis analisadas, as idades de regeneração ($p = 0,04$) e a cobertura vegetal ($p < 0,01$) tiveram correlação significativa com a composição de espécies. *Handroanthus impertiginosus*, *Parapiptadenia zehntneri* e *Poincianella microphylla* foram mais abundantes em áreas com um maior tempo de regeneração e *Senegalia bahiensis* e *Pityrocarpa moliniformis* ocorrem preferencialmente em áreas com uma maior porcentagem de cobertura vegetal em torno das parcelas.

Discussão

Nossos resultados mostram que, de maneira geral, a diversidade de espécies e funcional no banco e na chuva de sementes não muda ao longo da cronossequência da área de estudo, o que foi também encontrado em outras FTSS (Rico-Gray & Garcia-Franco, 1992; Ceccon & Hernandez, 2009; Maza-Villalobos, et al., 2011; Braga et al., 2015), bem como em outras florestas tropicais (Dalling & Denslow, 1998; Quintana-Ascencio et al., 1996) demonstrando que as espécies arbustivas-arbóreas possuem potencialmente a mesma capacidade de dispersão em todas as áreas, independente da idade de abandono. Os resultados também sugerem que: (1) o tempo de abandono afeta positivamente a densidade de sementes do banco e da chuva, provavelmente devido à grande quantidade de sementes com dispersão autóctone (provenientes do local) na cronossequência (2) a sucessão é influenciada por outras variáveis que não a idade de abandono.

Em áreas com maior cobertura vegetal ao redor da área de estudo, observou-se um menor número de indivíduos na chuva de sementes, o que pode ser devido à limitação da dispersão nessas áreas, entretanto há um aumento na densidade do banco de sementes, isso pode ser pelo fato das sementes presentes no banco, serem resultado de anos de dispersão, havendo ali um acúmulo de indivíduos ao longo do tempo. Os bancos de sementes de ambientes semiáridos, como a Caatinga, são caracterizados por conter um grande número de

sementes dormentes, podendo permanecer viáveis no solo por muitos anos (Barbosa, 2003; Meiado et al., 2012; Pandey & Prekash, 2014).

A ausência de mudança na diversidade e na composição funcional das sementes ao longo da cronossequência de regeneração sugere que a dispersão das espécies está ocorrendo de forma uniforme em toda a área de estudo. Isso pode ser devido à ausência de espécies raras em áreas próximas ou de dispersores que poderiam promover a chegada de diferentes espécies. Segundo Campos et al (2009) sementes resultantes da dispersão de áreas afastadas podem contribuir para a riqueza de espécies e a variabilidade genética das populações locais, enquanto a dispersão restrita e a escassez de indivíduos produtores restringem a diversidade da comunidade florestal. Na caatinga, as aves, um dos principais dispersores, são essencialmente independentes ou semi-dependentes de formações florestais, o que significa que elas não dependem necessariamente de recursos da floresta, podendo estar mais associadas a vegetação de campos, pastagens, etc (Santos, 2001; Silva et al., 2003). Diversos trabalhos tem relatado que a maioria das aves da Caatinga é insetívora, dando preferência a pequenos artrópodes ao invés de sementes. (Nascimento 2000, Olmos et al., 2005; Farias et al., 2005). A dispersão nas áreas também pode estar sendo afetada pela ameaça de caça, segundo Alves et al. (2013), pássaros na Caatinga são frequentemente utilizados na alimentação, como itens ornamentais ou animais de estimação. De acordo com Perkulis et al. (1997) o efeito antropogênico na fauna pode limitar a dispersão em áreas de sucessão tardia. Barlow et al. (2007) analisando a composição de aves em florestas primárias e secundárias no Brasil, observaram que a composição e diversidade das espécies de florestas secundárias diferem daquelas encontradas nas florestas primárias circundantes, e sugerem ainda que vários anos seriam necessários para o estabelecimento de aves especialistas de florestas primárias nessas áreas. Espécies com exigências altamente especializadas de alimentação ou de habitat não costumam ocorrer em florestas em regeneração (Karthik et al., 2010).

A precipitação afetou positivamente a densidade da chuva de sementes, enquanto que no banco houve uma redução na densidade, isso pode indicar que os indivíduos estejam germinando logo após a dispersão nessas áreas, encontrando um local com condições adequadas, favorecidas pela quantidade de água disponível no solo. De acordo com Vazquez-Yanes e Orozco-Segovia (1996), as sementes tropicais mantidas sob altas condições de umidade apresentam melhor viabilidade do que aquelas mantidas em condições mais secas, esse fenômeno pode resultar em uma mudança na densidade de sementes do solo.

A menor densidade de sementes na chuva em áreas onde há uma maior perturbação antrópica crônica provavelmente deve ser por essas áreas sofrerem mais com a exploração e

corte de árvores. De acordo com Araújo et al. (2010) moradores escolhem essas áreas para a retirada de madeira para lenha e cerca, principalmente de espécies arbóreas maiores e que possuem madeira nobre (Machado et al., 2010). Entretanto há um aumento na densidade de sementes no banco com o aumento da perturbação crônica, isso deve se dar pela proliferação de sementes de pequenos arbustos nessas áreas, como o *Croton sp.* e a *Waltheria sp.*, que se propagam nas clareiras que são formadas com o corte das árvores. Esses arbustos produzem um grande número de sementes a cada estágio reprodutivo, o que contribui para aumentar o número de sementes armazenadas no solo desses locais. De acordo com Pires (2004) analisando a biologia floral de uma espécie de *Croton*, constatou que eles produzem até 30 frutos por indivíduo. Segundo Lorenzi (2002), uma espécie de *Croton* produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis.

Apesar de ser observado um grande número de plantas com rebrotas nas idades iniciais, não foi constatado uma diminuição significativa de rebrotas ao longo da cronossequência. Isso pode ser explicado pois as rebrotas podem se manter por muitos anos após o corte. Sampaio et al. (1998) observaram que com 6 anos a densidade de plantas com rebrotas, chegou a atingir o dobro da densidade inicial, muito devido ao crescimento de novas plantas em condições climáticas mais favoráveis. Segundo o autor, o período inicial de rebrota é uma época crítica, ainda mais quando realizada em plena estação seca, e com os anos seguintes de precipitação abaixo do normal. Vieira et al. (2006), ao estudar uma área de Cerrado observou que após 25 anos de regeneração ainda existe evidências de espécies que rebrotaram pela raiz. A capacidade de rebrota, mesmo após longos períodos de perturbação, é um traço funcional de espécies arbóreas de florestas tropicais secas (Vieira & Scariot, 2006).

A análise de correspondência canônica (CCA) da chuva de sementes revelou que espécies como *Handroanthus impertiginosus*, *Parapiptadenia zehntneri* e *Poincianella microphylla* tendem a ocorrer em áreas há mais tempo em regeneração. Provavelmente isso se deve por essas espécies possuírem sementes com dispersão abiótica e de tamanho maior que a média das outras sementes dessas áreas, o que deve estar dificultando a colonização em áreas em início de regeneração. Hubbel (1979) afirma que sementes grandes são dispersas a distâncias mais curtas do que sementes pequenas. De acordo com Parrota (1977) sementes pequenas são mais bem representadas em florestas em início de regeneração. Enquanto que, espécies como *Senegalia bahiensis* e *Pityrocarpa moliniformis* tendem a ocorrer em áreas com uma maior cobertura vegetal. Isso pode estar acontecendo por serem espécies de porte arbóreo, que podem alcançar uma grande estatura e consequentemente dominar o dossel nessas áreas, consequentemente aumentando a quantidade de sementes dispersas na chuva.

No banco de sementes, a análise de correspondência canônica (CCA) demonstrou que espécies como *Croton heliotropiifolius*, *Senna cana*, *Pytirocarpa moliniformis* e *Byrsonima gardneriana* tendem a ocorrer em áreas com maior precipitação. Segundo Silva et al. (2013) as diferenças na distribuição de chuvas podem afetar a densidade de sementes no solo de uma população. Sabe-se que algumas populações são mais sensíveis a períodos de escassez hídrica e reduzem ou podem até desaparecer do banco, enquanto que outras populações fazem parte do banco permanente (Santos et al., 2013).

Com isso, conclui-se que (1) os mecanismos de regeneração por meio de chuva e banco de sementes não mudam ao longo da cronossequência; (2) fatores outros, como precipitação, perturbação crônica e cobertura vegetal, podem influenciar esses mecanismos de regeneração. O grande número de sementes presentes no banco e na chuva na cronossequência demonstram a alta capacidade de recuperação dessas áreas após a utilização das terras para a agricultura.

Referências bibliográficas

Alvarez-Buylla, E.R., Martinez-Ramos, M., 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84: 314-325.

Alves, R.R.N., Leite R.C., Souto, W.M.S., Bezerra, D.M.M., Loures-Ribeiro, A., 2013. Ethno-ornithology and conservation of wild birds in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9:1-12.

Andrade, K.V.S., Rodal, M.J.N., Lucena, M.F., Gomes, A.P.S., 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.

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

APG IV 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1–20.

Araújo, M.M., Longhi, S.J., Barros, P.L.C., Brena, D.A., 2004. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. *Scientia Forestalis*, 66: 128-141.

Araújo, K.D., Dantas, R.T., Andrade, A.P., Parente, H.N., Alencar, M.L.S. 2010. Caracterização do sistema de exploração da caatinga em São João do Cariri – PB. *Geografia*, 19: 175-189.

Arnan, X., Leal, I., Tabarelli, M., Andrade, J., Barros, M., Câmara, T., Jamelli, D., Knoechelmann, C., Menezes, T., Menezes, A., Oliveira, F., de Paula, A., Pereira, S., Rito, K., Sfair, J., Siqueira, F., Souza, D., Specht, M., Vieira, L., Andersen, A., 2017. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Conservation Biology* (submetido).

Aziz, S., Khan, A., 1996. Seed bank dynamics of a semi-arid coastal shrub community in Pakistan. *Journal of Arid Environments*, 1: 81-87.

Banda-R., et al., 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*. 353: 1383-1387.

Baker, H.G., 1989. Some Aspects of the Natural History of Seed Banks. In: Leck, M.A., Parker, T.V. & Simpson, R.L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. New York: Academic Press p. 9-21.

Barbosa, D.C.A., 2003. Estratégia de germinação e crescimento de espécies lenhosas da Caatinga com germinação rápida. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da UFPE, pp .625-656.

Barroso, G.M., Lima, M.P.M., Peixoto, A.L., Ichaso, C.L.F. 1999. Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Viçosa: imprensa Universitária da Universidade Federal de Viçosa, 443 p.

Bivand, R., Lewin-Koh, N. 2015. Maptools: tools for reading and handling spatial 480 objects. R package version 0.8-37. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>.

Bullock, S.H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forests. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.) Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, New York, pp. 277–303

Carvalho A.T., Santos-Andrade, F.G., Clemens Schlindwein, C., 2007. Baixo sucesso reprodutivo em *Anemopaegma laeve* (Bignoniaceae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Revista Brasileira de Biociências, 5:102-104.

Caetano, S. Prado, D. Pennington, R.T. Beck, S. Oliveira-filho, A. Spichiger, R. Naciri, Y. 2008. The history of Seasonally Dry Tropical Forests in eastern South America: inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). Molecular Ecology, 17:3147–3159.

Ceccon, E., Sánchez, S., Campo, J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, México: a field experiment with N and P fertilization. Plant Ecology 170: 277-285.

Ceccon E., Huante P., Rincón E. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. Brazilian Archives of Biology and Technology 49: 305-312.

Ceccon, E., Hernandez, P., 2008. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. Rev. Biol. Trop. 57: 257-269.

Chazdon, R.L., Letcher, S.G., Van Breugel, M., Martinez-Ramos, M., Bongers, F., Finegman, F., 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 362: 273-289.

Chazdon, R., 2012. Regeneração de florestas tropicais. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. 7: 195-218.

Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T.J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. Nature, 491: 752–755.

Costa, R.C., Araújo, F.S. 2003. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. *Acta Botânica Brasílica*, 17: 259-264.

Crowther, T.W., Glick, H.B., Covey, K.R., Bettigole, C., Maynard, D.S., Thomas, S.M., 2015. Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525: 201–205.

Dungan, R.J.; Norton, D.A.; Duncan, R.P. 2001. Seed rain in successional vegetation, Port Hills Ecological District, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 39: 115-124.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa. 412 p.

Farias G.B., Silva W.A.G., Albano C.G., 2005. Diversidade de aves em áreas prioritárias para a conservação da Caatinga. In: Araújo, F.S.; Rodal, M.J.N., Barbosa, M.R.V. (eds.). *Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte e estratégias regionais de conservação*. Brasília: MMA, pp. 203-225

Ferreira, C.D., Souto, P.C., Lucena, D.S., Sales, F.C.V., Souto, J.S. 2014. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga. *Rev. Bras. Ciênc. Agrár.* 9: 562-569.

Figueiredo, L.S., Rodal, M.J.N., Melo, A.L. 2000. Florística e fitossociologia de uma área de vegetação arbustiva caducifólia espinhosa no município de Buíque - Pernambuco. *Naturalia*. 25: 205-224

Figuerôa, J.M., Pareyn, F.G., Araújo, E.L., Silva, C.E., Santos, V.F., Cutter, D.F., Baracat, A., Gasson. P., 2006. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeasth Brazil. *Forest Ecology and Management* 229: 294-303.

Figuerôa, J.M., Pareyn, F.G. Araújo, E.L. Silva, C.E. Santos, V.F., Cutter, D.F., Baracat, A., Gasson 2008. Variações sazonais na sobrevivência e produção de biomassa de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. após o corte raso e implicações para o manejo da espécie. *Revista Arvore*. 32: 1041-1049.

Garnier E., Cortez J., Billès G., Navas M.-L., Roumet C., Debussche M., Laurent G., Blanchard A., Aubry D., Bellmann A., Neill C., Toussaint J.P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.

Garwood, N.C., 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: Leck, M.A., Parker, T.V., Simpson, R.L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. New York: Academic Press. p. 149–209

González-Rivas, B., Tigabu, G., Oden, P.R., 2009. Soil seed bank assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in Nicaragua. *Journal of Forestry Research*, 20: 349- 354

Griz, L.M.S., Machado, I.C.S. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 303-321.

Gross, K.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology*, 78: 1079-1093.

Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2002. Sucesión secundaria. In: Guariguata, M.R., Catán, H. (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. San José: Libro Universitario Regional, pp. 591-623.

Hardesty, L.H., Box, T.W., 1988. Defoliation impacts on coppicing browse species in northeast Brazil. *Journal of Range Management*, 41: 66-70.

Hardesty, L.H., Box, T.W., Maleci-Iek, J.C., 1988. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian Caatinga. *Journal of Range Management*, 41: 437-480

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965–197.

Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E.H., Scheffer, M. 2011 Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science*, 334: 232–235.

Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H., Roberts C., 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23–29.

Hubbell, S.P., 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, 203: 1299–1309.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente 2005. Unidades de Conservação. Disponível em: www.ambientebrasil.com.br. Acessado em: 15/10/2013.

Jatobá, L. (2003) Introdução a geomorfologia. Recife: Bagaço, 166 p.

Kennard, D.K., Gould, K., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.

Legendre P., Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier: Amsterdam, 853 p.

Lieberman, D., 1996. Demography of tropical tree seedlings: A review. In: Swaine, M.D. (ed.) *The ecology of tropical forest tree seedlings*. Paris: Unesco and Parthenon Publishing Group, pp. 131-138.

Lima, A.B., Rodal, M.J.N., Silva, A.C.B.L. 2008. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no estado de Pernambuco. *Rodriguésia* 59: 649-658.

Lorenzi, H. 1992. *Árvores brasileiras - Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, SP, Editora Plantarum, Vol. I. 368 p.

- Lorenzi, H. 2002. Árvores brasileiras - Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP, Editora Plantarum, Vol. II. 384 p.
- Lorenzi, H. 2009. Árvores brasileiras - Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP, Editora Plantarum, Vol. III. 384 p.
- Machado, M.F., Gomes, L.J., Mello, A.A. 2010. Caracterização do consumo de lenha pela atividade de cerâmica no estado de Sergipe. *Floresta*, 40: 507-514.
- Madeira B.G., Espirito-Santo M.M., D'Angelo Neto S., Nunes Y.R.F., Sanchez-Azofeifa, A.S., Fernandes, G.W., Quesada, M., 2009. Changes in tree and lianas communities along a successional gradient in a tropical dry forest in southeastern Brazil. *Plant Ecol.* 201: 291–304.
- Maia, G.N., 2004. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. São Paulo: D&Z Computação Gráfica e Editora. 403 p.
- Mamede, M.A., Araújo, F.S., 2008. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, 72: 458–470.
- Maza-Villalobos S., Lemus-Herrera C., Martínez-Ramos M. 2011. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology* 27: 35-49.
- Meiado, M.V. 2014. Banco de sementes no solo da Caatinga, uma Floresta Tropical Seca no Nordeste do Brasil. *Informativo Abrates*, 24:39-43.
- Melo, J.I.M., 2012. Flora do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil: Boraginaceae sensu lato. *Biotemas*, 25: 109-125.
- Mendes, L.B., Silva, K.A., Santos, D.M., Santos, J.M.F.F., Albuquerque, U.P., Araújo, E.L. 2015. What happens to the soil seed bank 17 years after clear cutting of vegetations? *Revista de Biologia Tropica*. 63: 321-332.

MMA – Ministério do meio ambiente. 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação, utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Série Biodiversidade. 404 p.

Nascimento, J.L.X., 2000. Estudo comparativo da avifauna em duas Estações Ecológicas da Caatinga: Aiuaba e Seridó. *Mellopsitacus* 1:12-35

Olmos F., Silva, W.G.A., Albano C.G., 2005. Aves em oito áreas de caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 45: 179-199.

Pandey, D.N., Prakash, N.P. 2014. Tropical dry forest restoration: Science and practice of direct seeding in a nutshell. Rajasthan State Pollution Control Board, Jaipur, India. RSPCB Occasional Paper N° 7. 19 p.

Parente, R.G., Barbosa, L.G., Souza, O.C., Vilar, F.C.R., 2011. Composição florística do banco de sementes do solo da caatinga em perímetro irrigado de Petrolina – Pernambuco. *Revista Semiárido de Visu*, 1: 18-31.

Paz, G.V., Silva, K.A., Almeida-Cortez, J.S. 2016. Banco de sementes em áreas de caatinga com diferentes graus de antropização. *Journal of Environmental Analysis and Progress*. 1:61-69.

Pennington, R.T., Lavin, M., Oliveira-Filho, A. 2009 Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical 652 Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 437–457.

Pietre, D.S., Tregnago, J., Carvalho, S.K, Hebling, S.A. 2007 Densidade do banco de sementes do solo e da chuva de sementes em um fragmento da Floresta Atlântica situado no Parque Municipal do Goiapaba-açu, Fundão, ES. *Natureza on line* 5: 30-36.

Pires, M.M.Y., Souza, L.A., Terada, L. 2004. Biologia floral de *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae) ocorrente em vegetação ripária da ilha Porto Rico, Porto Rico, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26: 209-215.

Prado, D.E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In: Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (ed.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, Recife: UFPE, pp. 3–73.

R Development Core Team. 2013. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Rico-Gray, V., García-Franco J., 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forests. *Journal of Vegetation Science*, 3: 617–624.

Rito, K.F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R.T, Leal, I.R., Tabarelli, M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105: 828-838.

Roberts, H.A. 1981. Seed banks in the soil. *Advances in Applied Biology*, Cambridge: Academic Press, 55 p.

Rodal, M.J.N.; Sampaio, E.V.S.; Figueredo, M.A., 1992. Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 24 p.

Rugemalila, D.M., Anderson, T.M., Holdo, R.M., 2016. Precipitation and elephants, not fire, shape tree community composition in Serengeti National Park, Tanzania. *Biotropica*, 48: 476-482.

Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L., Salcedo I.H., Tiessen, H. 1998. Regeneração da vegetação da caatinga após corte e queima em Serra Talhada, PE. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33: 621-632.

Sampaio, E.V.S.B., Giuliatti, A.M., Virgínio, J., Gamarra-Rojas, C., 2002. *Vegetação e Flora da Caatinga*. Recife, Associação de Plantas do Nordeste (APNE) e Centro Nordestino de Informações sobre Plantas (CNIP). 176 p.

Santos, P.S., Souza, J.T., Santos, J.M.F.F., Santos, D.M., Araújo, E.L. 2011. Diferenças sazonais no aporte de serrapilheira em uma área de caatinga em Pernambuco. *Revista Caatinga*, 24: 94-101.

Santos D.M., Silva K.A., Albuquerque U.P., Santos J.M.F.F., Lopes C.G.R., Araújo, E.L., 2013. Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in north-eastern Brazil? *Flora*, 208: 445-452.

Santos, D.M., Santos, J.M.F.F., Silva, K.A., Araújo, V.K.R., Araújo, E.L. 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* 129: 93-101.

Sccoti, M.S.V; Araujo M.M., Wendler, C.F., Longhi, S.J. 2011. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. *Ciência florestal*. 21: 459-472.

Silva J.M.C., Souza M.A., Biehier A.G.D., Carlos C.J., 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In: Leal, I., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (eds.) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da UFPE, pp. 237-273.

Silva W.C., Marangon L.C., Ferreira R.L.C., Feliciano, A.L.P., Costa Junior, R.F.C., 2007. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência florestal*, Santa Maria, 17: 321- 331.

Silva K.A., Santos D.M., Santos J.F.F., Albuquerque U.P., Ferraz E.M.N., Araújo E.L., 2013. Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. *Acta Oecologica* 46: 25-32.

SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE - Versão final, 151 p.

Souza, J.T., Ferraz, E.M.N., Albuquerque, U.P., Araújo, E.L., 2014a. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of an abandoned agriculture area in a semiarid climate? *Plant Biology*, 16: 748-756.

The Plant List, 2013 . Version 11. Publicado na Internet; <http://www.theplantlist.org/> (accessado 22/06/2017).

Usaulf, A., Tigabu, M., Odén, P.C., 2009. Soil Seed Banks and Regeneration of Neotropical Dry Deciduous and Gallery Forests in Nicaragua. *Bois et Forets Des Tropiques* 299: 49-62

Vasquez-Yanes, C., Orozco-Segovia, A. 1996. Physiological Ecology of Seed Dormancy and Longevity. In: *Physiological Ecology of Seed Dormancy and Longevity*. Mulkey, S.S., Chazdon, R.L., Smith, A.P. (eds.). Chapman & Hall, London, p. 535-558.

Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.

Vieira, D.L.M., Scariot, A., Sampaio, A.B., Holl, K.D. 2006. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 353–357.

Legenda das figuras

Fig. 1 Parque Nacional do Catimbau com as parcelas em regeneração e as parcelas controle, Pernambuco, Brasil.

Fig. 2 Análise de componentes principais (PCA) analisando a correlação entre as variáveis explanatórias na cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Legenda: CV - porcentagem de cobertura vegetal, FS – Fertilidade do solo, Idade - idade de regeneração, IPC - índice de perturbação crônica e PT - precipitação média anual. Os valores no interior do gráfico representam as parcelas em regeneração.

Fig. 3 Densidade do banco de sementes em relação as idades de regeneração (A), o índice de perturbação crônica (B), a porcentagem de cobertura vegetal (C) e a precipitação média anual (D) em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 4 Ordenação NMDS das espécies do banco de sementes do solo nas 15 parcelas em cronosequência de regeneração natural e nas 5 parcelas controles, baseadas no coeficiente de similaridade Bray-Curtis, no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

Fig. 5 Coeficientes de similaridade de Jaccard (%) de espécie do banco de sementes em áreas de regeneração natural em relação a áreas controle no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 6 Análise de correspondência canônica (CCA) com 63 espécies do banco de sementes e 4 variáveis explanatórias em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Legenda: CV - porcentagem de cobertura vegetal, Idade - idade de regeneração, IPC - índice de perturbação crônica e PPT - precipitação média anual

Fig. 7 Densidade da chuva de sementes em relação as idades de regeneração (A) precipitação média anual (B), cobertura vegetal (C) e perturbação crônica (D) em áreas de cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 8 Ordenação NMDS das espécies da chuva de sementes nas 15 parcelas em cronossequência de regeneração natural e das 5 parcelas controles, baseadas no coeficiente de similaridade Bray-Curtis, no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil,

Fig. 9 Coeficientes de similaridade de Jaccard (%) de espécies da chuva de sementes em áreas de regeneração natural em relação a áreas controle no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Fig. 10 Análise de correspondência canônica com 61 espécies de sementes da chuva de sementes e 4 variáveis explanatórias em uma cronossequência de regeneração natural no PARNA Catimbau, PE, Brasil. Legenda: CV - porcentagem de cobertura vegetal, Idade - idade de regeneração, IPC - índice de perturbação crônica e PPT - precipitação média anual.

Fig. 1

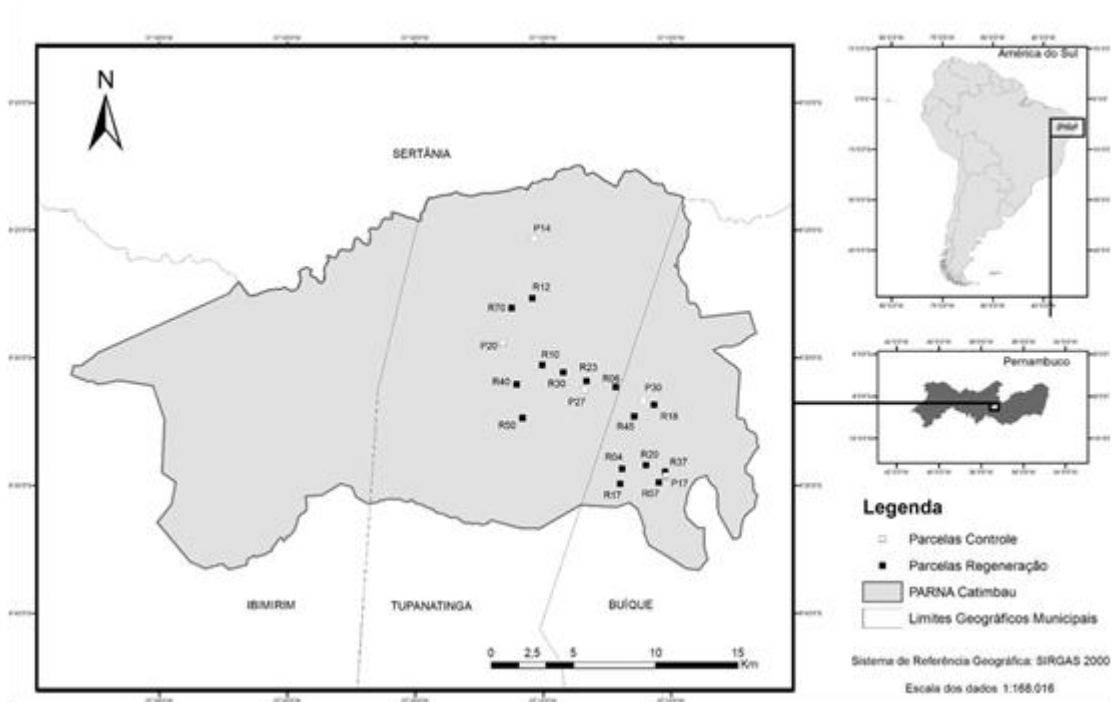


Fig. 2

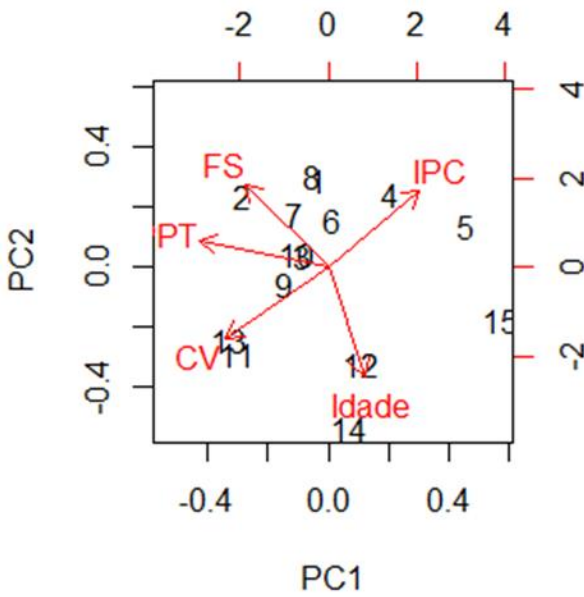


Fig. 3

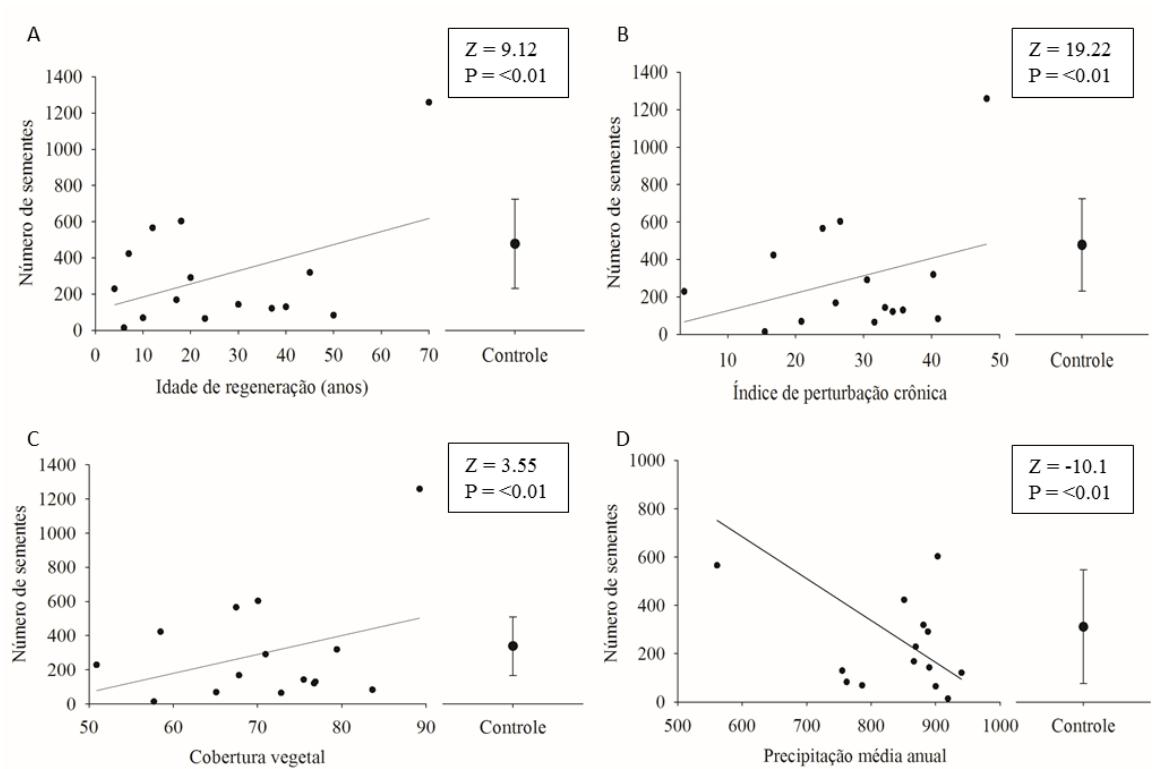


Fig. 4

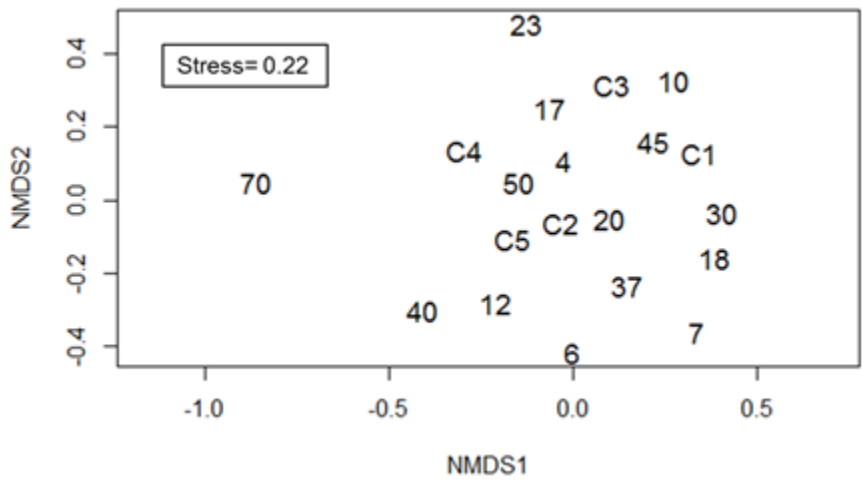


Fig.5

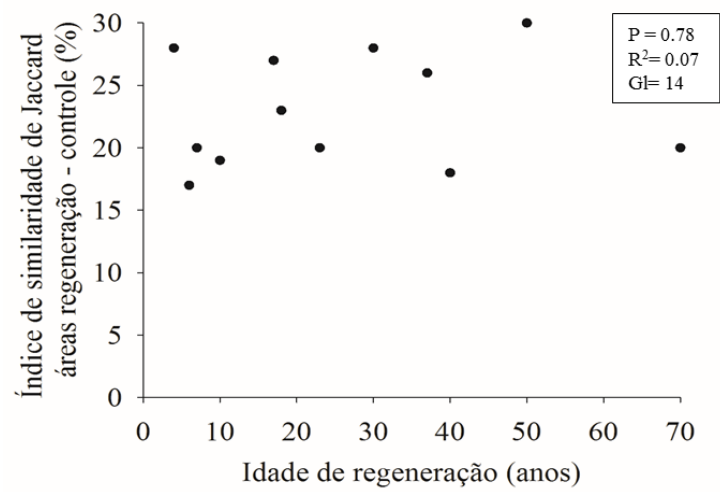


Fig. 6

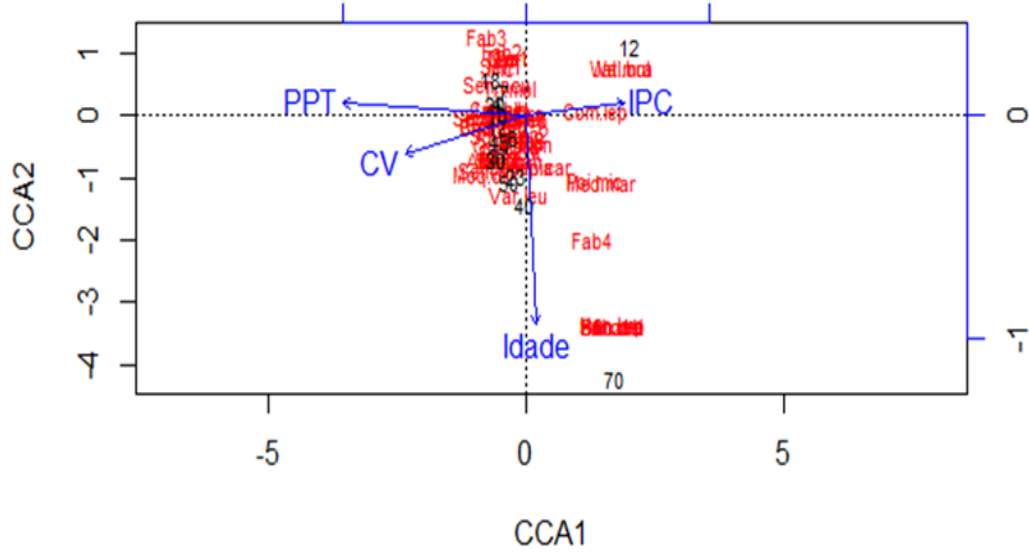


Fig. 7

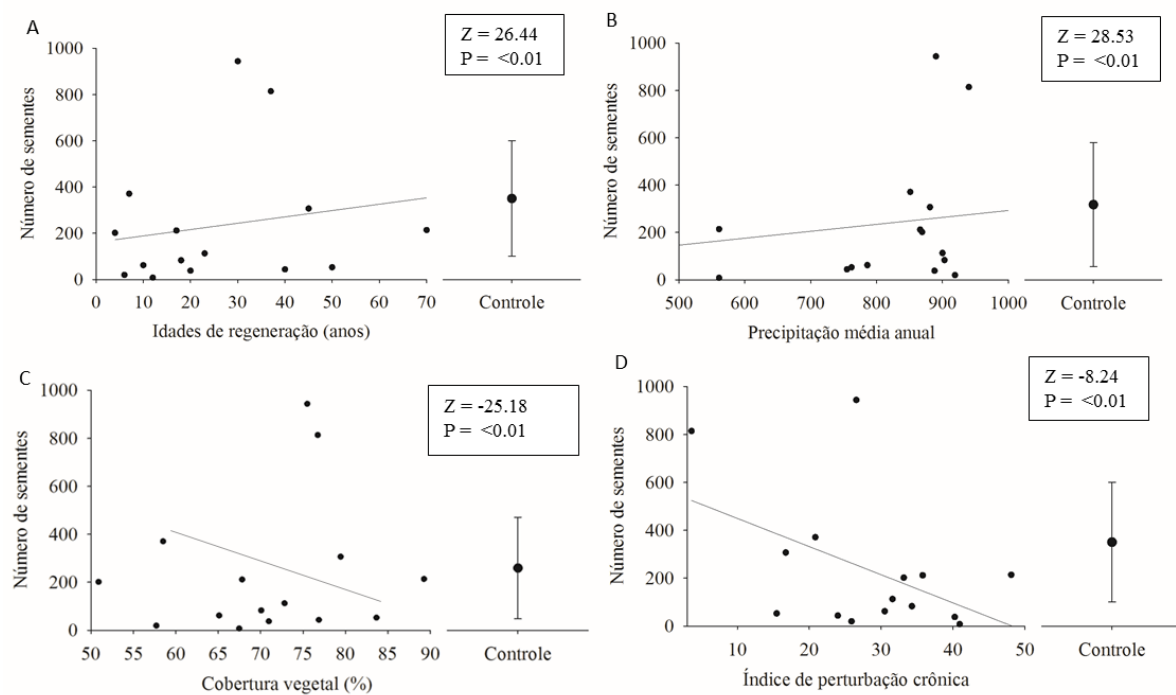
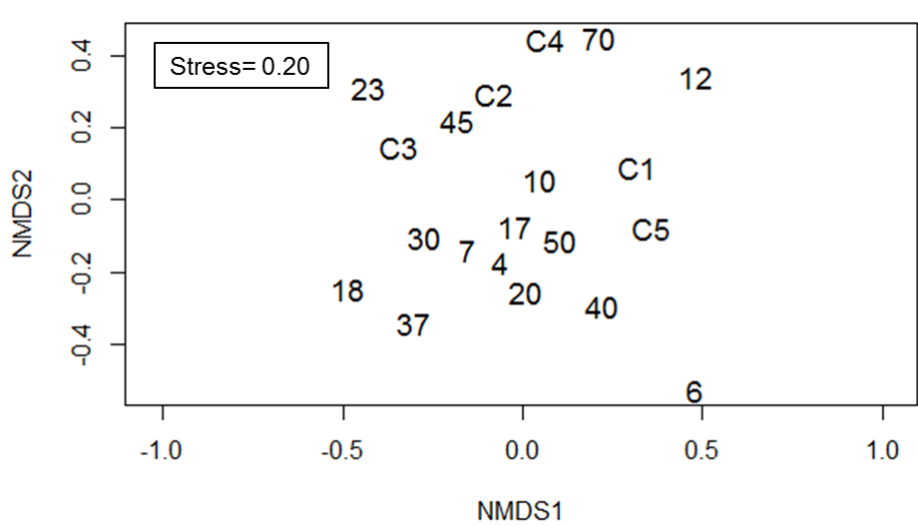


Fig. 8



6 CONCLUSÕES

Essa Tese nos ajudou a entender um pouco melhor como ocorre o processo de regeneração natural em áreas de florestas tropicais secas. Pelo observado, a regeneração seguiu uma sequência já observado em outras florestas tropicais de aumento no número de indivíduos da flora adulta. Podemos observar também que a vegetação consegue se recuperar de forma rápida, em poucos anos após a perturbação, muito devido à grande quantidade de sementes dispersas na área ou o alto número de indivíduos com rebrota nas idades iniciais.

O grande número de sementes encontradas na chuva e no banco na cronosequência de regeneração, indica que a vegetação tem condições de se reestabelecer após o corte raso. Entretanto, a diversidade das espécies dispersas parece não mudar durante a sucessão, isso reflete na flora adulta, que mantém uma composição bem similar ao longo da cronosequência. Com o decorrer da sucessão não há um aumento no número de espécies nas comunidades, provavelmente isso se deva pela falta de dispersores especialistas nessas áreas ou pelo modelo de composição florística inicial em que algumas espécies permanecem após a superar a forte pressão antrópica.

Como implicação para a conservação, esse trabalho consegue mostrar que mesmo que a Caatinga sofra com o desmatamento para a utilização na agricultura de subsistência, ela consegue retomar uma composição semelhante a floresta que não sofreu corte raso.

7 ANEXOS

7.1 Normas para a submissão ao periódico

Plant Ecology

http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/11258?detailsPage=pltc_1060329

11/11/2016 Plant Ecology - Incl. option to publish open access
Life Sciences - Ecology | Plant Ecology - incl. option to publish open access

 www.springer.com

Ecology Home > Life Sciences > Ecology

SUBDISCIPLINES JOURNALS BOOKS SERIES TEXTBOOKS REFERENCE WORKS



Plant Ecology
An International Journal
Editor-in-Chief: W.E. Rogers; N. Enright
ISSN: 1385-0237 (print version)
ISSN: 1573-5052 (electronic version)
Journal no. 11258



\$199.00 Personal Rate e-only for the Americas

[Get Subscription](#)

Online subscription, valid from January through December of current calendar year
Immediate access to this year's Issues via SpringerLink
1 Volume(-s) with 12 Issue(-s) per annual subscription
Automatic annual renewal
More Information: [=> FAQs](#) // [=> Policy](#)

[ABOUT THIS JOURNAL](#) [EDITORIAL BOARD](#) [SPECIAL ISSUE](#) [VIRTUAL ISSUES](#)

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Instructions for Authors

PORTABLE PEER-REVIEW

To limit multiple reviews of the same manuscript and therefore to decrease the workload on the scientific reviewer community, Plant Ecology supports portable peer-review. If your manuscript has already been through peer-review and you feel that these reports would help our Editorial Board reach a final decision on your manuscript more quickly, we would welcome the submission of these documents as an attachment along with your cover letter. Previous reviews must be submitted as an unaltered copy of the original email received by you from the journal. Please discuss how you have responded to these previous reviewer's comments in your cover letter as a point-for-point list indicating the changes you have made to the submitted manuscript.

MANUSCRIPT SUBMISSION

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Journal of arid environments

<https://www.elsevier.com/journals/journal-of-arid-environments/0140-1963?generatepdf=true>



JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS

AUTHOR INFORMATION PACK

TABLE OF CONTENTS

• Description	p.1
• Impact Factor	p.1
• Abstracting and Indexing	p.1
• Editorial Board	p.2
• Guide for Authors	p.3



ISSN: 0140-1963

DESCRIPTION

The Journal of Arid Environments is an international journal publishing original scientific and technical research articles on physical, biological and cultural aspects of **arid**, **semi-arid**, and **desert environments**. As a forum of multi-disciplinary and interdisciplinary dialogue it addresses research on all aspects of arid environments and their past, present and future use.

Research Areas include: **Paleoclimate** and **Paleoenvironments** **Climate** and **Climate Change** **Hydrological processes** and systems **Geomorphological processes** and systems **Soils** (physical and biological aspects) **Ecology** (Plant and Animal Sciences) **Anthropology** and **human ecology** (archaeology, sociology, ethnobotany, human adaptations, etc. Agriculture Land use grazing, mining, tourism, etc) **Land use** (agronomy, grazing, mining, tourism, etc) **Conservation** (theory, policy, sustainability, economics, heritage) **Land degradation** (desertification) and rehabilitation **Environmental monitoring** and management

Benefits to authors

We also provide many author benefits, such as free PDFs, a liberal copyright policy, special discounts on Elsevier publications and much more. Please click here for more information on our [author services](#).

Please see our [Guide for Authors](#) for information on article submission. If you require any further information or help, please visit our support pages: <http://support.elsevier.com>

IMPACT FACTOR

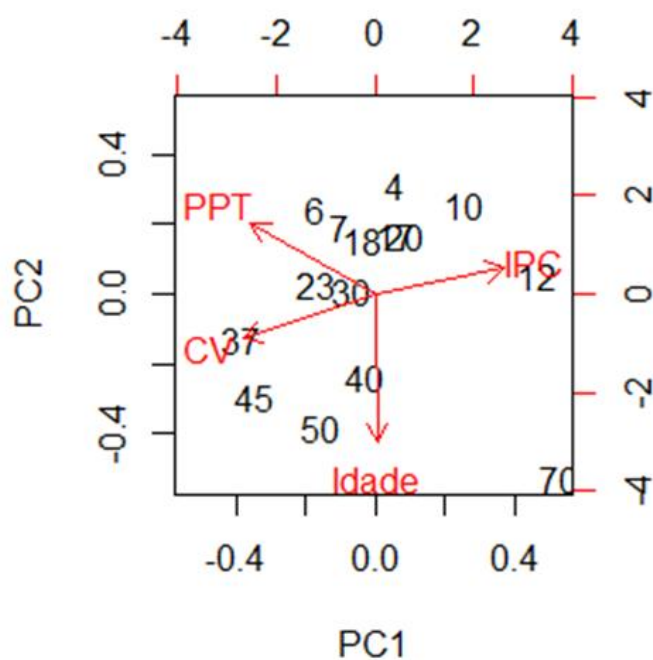
2015: 1.623 © Thomson Reuters Journal Citation Reports 2016

ABSTRACTING AND INDEXING

Science Citation Index
Scopus
Science Citation Index Expanded

7.2 MATERIAL SUPLEMENTAR

MS 1 Análise de componentes principais (PCA) analisando a correlação entre as variáveis explanatórias selecionadas para os testes de GLM. Legenda: CV - porcentagem de cobertura vegetal, Idade - idade de regeneração, IPC - índice de perturbação crônica e PPT - precipitação média anual. Os valores no interior do gráfico representam as parcelas em regeneração.



MS 2 Lista de espécies arbustivo-arbóreas identificadas em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau/ Pernambuco, Brasil.

Família/Espécie	Forma de vida	Tipo de fruto	Síndrome de dispersão	Tamanho semente (cm)
Anacardiaceae				
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	3
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Árvore	Seco	Anemocórica	1
Annonaceae				
<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.8
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Árvore	Seco	Anemocórica	1.744
<i>Aspidosperma pirifolium</i> Mart.	Árvore	Seco	Anemocórica	1.744
Arecaceae				
<i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	2.429
Asteraceae				
<i>Moquiniastrium oligocephalum</i> (Gardner) G. Sancho	Árvore	Seco	Anemocórica	0.307
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus impertiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Árvore	Seco	Anemocórica	0.773
Boraginaceae				
<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.218
<i>Cordia rufescens</i> A. DC.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.218
<i>Varronia leucomalloides</i> (Taroda) J.S. Mill.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.346
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.85
Cannabaceae				
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.692
Capparaceae				
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.720
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.244
Celastraceae				
<i>Maytenus rígida</i> Mart.	Árvore	Seco	Zoocórica	0.716
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum revolutum</i> Mart.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.55
<i>Erythroxylum subrotundum</i> A. St, Hil.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.55
Euphorbiaceae				
<i>Acalypha brasiliensis</i> Müll.Arg.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.092
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Árvore	Seco	Autocórica	0.76
<i>Cnidoscolus obtusifolius</i> Kunth	Árvore	Seco	Autocórica	0.76
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Arbusto	Seco	Autocórica	0.387

<i>Croton nepetifolius</i> Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.422
<i>Croton tricolor</i> Klotzsch ex Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.385
<i>Ditaxis desertorum</i> (Müll.Arg.) Pax & K.Hoffm.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.279
<i>Jatropha mutabilis</i> (Pohl) Baill.	Árvore	Seco	Autocórica	1.221
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg.	Árvore	Seco	Autocórica	1.168
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árvore	Seco	Autocórica	0.807
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Árvore	Seco	Anemocórica	1.136
<i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	Árvore	Seco	Autocórica	0.810
<i>Calliandra aeschynomoides</i> Benth	Arbusto	Seco	Autocórica	0.807
<i>Chamaecrista zygophylloides</i> (Taub.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.058
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Árvore	Seco	Autocórica	0.616
<i>Dahlstedtia araripensis</i> (Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Árvore	Seco	Autocórica	0.700
<i>Dalbergia cearenses</i> Ducke	Árvore	Seco	Anemocórica	0.999
<i>Mimosa lewisii</i> Barneby	Arbusto	Seco	Autocórica	0.566
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir.	Árvore	Seco	Autocórica	0.467
<i>Peltogyne pauciflora</i> Benth.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.616
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Árvore	Seco	Autocórica	0.586
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R. W. Jobson	Árvore	Seco	Autocórica	0.581
<i>Poincianella microphylla</i> (Mart. ex G.Don) L.P.Queiroz	Árvore	Seco	Autocórica	1.222
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	Árvore	Seco	Autocórica	1.008
<i>Senegalia bahiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.672
<i>Senegalia piauiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.886
<i>Senna acuruensis</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Árvore	Seco	Autocórica	0.604
<i>Senna cana</i> (Nees & Mart.) H.S.Irwin & Barn	Árvore	Seco	Autocórica	0.414
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.593
<i>Tamarindus indica</i> L.	Árvore	Seco	Zoocórica	1.217
<i>Trischidium molle</i> H.E. Ireland	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.753
Lamiaceae				
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.287
<i>Medusantha martiusii</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.138
Loganiaceae				
<i>Strychnos rubiginosa</i> A. DC.	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.9
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima gardneriana</i> A. Juss.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.612
Malvaceae				
<i>Helicteres velutina</i> K.Schum.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.281

<i>Melochia tomentosa</i> L.	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.178
<i>Waltheria brachypetala</i> Turcz.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.216
Myrtaceae				
<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.)	Árvore	Carnoso	Zoocórica	
<i>Eugenia brejoensis</i> Mazine	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.643
<i>Eugenia stictopetala</i> DC.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.643
<i>Psidium brownianum</i> Mart. ex DC.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.359
<i>Psidium oligospermum</i> Mart. ex DC.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.614
<i>Psidium scheckianum</i> Kiaersk.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.734
Nyctaginaceae				
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.695
Passiflora				
<i>Turnera cearenses</i> Urb.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.186
Rutaceae				
<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani	Árvore	Seco	Anemocórica	1.026
<i>Zanthoxylum stelligerum</i> Turcz.	Árvore	Seco	Zoocórica	0.481
Sapotaceae				
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.329
Simaroubaceae				
<i>Simaba ferrugínea</i> A. St.-Hil.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	2.25
Solanaceae				
<i>Solanum rhytidoandrum</i> Sendtn.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.281
Verbenaceae				
<i>Lantana camara</i> L.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.395

MS 3 Lista de espécies do banco de sementes identificadas em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau/ Pernambuco, Brasil

Família/Espécie	Forma de vida	Tipo de fruto	Síndrome de dispersão	Tamanho semente (cm)
Anacardiaceae				
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Árvore	Seco	Anemocórica	1
Arecaceae				
<i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	2.429
Asteraceae				
<i>Moquiniastrum oligocephalum</i> (Gardner) G. Sancho	Árvore	Seco	Anemocórica	0.307
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus impertiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Árvore	Seco	Anemocórica	0.773
Boraginaceae				
<i>Varronia leucomalloides</i> (Taroda) J.S. Mil	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.346
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.85
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscylus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Árvore	Seco	Autocórica	0.76
<i>Croton tricolor</i> Klotzsch ex Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.385
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Arbusto	Seco	Autocórica	0.387
<i>Croton nepetifolius</i> Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.422
<i>Jatropha mutabilis</i> (Pohl) Baill.	Árvore	Seco	Autocórica	1.221
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg	Árvore	Seco	Autocórica	1.168
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árvore	Seco	Autocórica	0.807
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Árvore	Seco	Anemocórica	1.136
<i>Bauhinia acurana</i> Moric.	Árvore	Seco	Autocórica	0.810
<i>Bauhinia ceilantra</i> (Bong.) Steud	Árvore	Seco	Autocórica	1.054
<i>Chamaecrista zygophylloides</i> (Taub.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.058
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Árvore	Seco	Autocórica	0.616
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir.	Árvore	Seco	Autocórica	0.467
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	Árvore	Seco	Anemocórica	1.086
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Árvore	Seco	Autocórica	0.586

<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R. W. Jobson	Árvore	Seco	Autocórica	0.581
<i>Poincianella microphylla</i> (Mart. ex G.Don) L.P.Queiroz	Árvore	Seco	Autocórica	1.222
<i>Senegalia bahiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.672
<i>Senegalia piauensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.886
<i>Senna acuruensis</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Árvore	Seco	Autocórica	0.604
<i>Senna cana</i> (Nees & Mart.) H.S.Irwin & Barn	Árvore	Seco	Autocórica	0.414
<i>Senna rizini</i> H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.593
<i>Trischidium molle</i> H.E. Ireland	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.753
Lamiaceae				
<i>Medusantha martiusii</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.138
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima gardneriana</i> A. Juss	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.612
Malvaceae				
<i>Waltheria brachypetala</i> Turcz.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.216
Nyctaginaceae				
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.695
Rhamnaceae				
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	9.417
Rutaceae				
<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani	Árvore	Seco	Anemocórica	1.026
Sapotaceae				
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.329

MS 4 Lista de espécies da chuva de sementes identificadas em uma cronosequência de regeneração natural no PARNA do Catimbau/ Pernambuco, Brasil.

Família/Espécie	Forma de vida	Tipo de fruto	Síndrome de dispersão	Tamanho semente (cm)
Anacardiaceae				
<i>Schinopsis brasiliensis</i> L.	Árvore	Seco	Anemocórica	1
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Árvore	Seco	Anemocórica	1.744
Asteraceae				
<i>Moquiniastrum oligocephalum</i> (Gardner) G. Sancho	Árvore	Seco	Anemocórica	0.307
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus impertiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Árvore	Seco	Anemocórica	0.773
Boraginaceae				
<i>Varronia leucomalloides</i> (Taroda) J.S. Mill.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.346
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.85
Capparaceae				
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.244
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscylus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Árvore	Seco	Autocórica	0.76
<i>Croton tricolor</i> Klotzsch ex Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.385
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Arbusto	Seco	Autocórica	0.387
<i>Croton nepetifolius</i> Baill.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.422
<i>Jatropha mutabilis</i> (Pohl) Baill.	Árvore	Seco	Autocórica	1.221
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg.	Árvore	Seco	Autocórica	1.168
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árvore	Seco	Autocórica	0.807
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Árvore	Seco	Anemocórica	1.136
<i>Bauhinia acurana</i> Moric.	Árvore	Seco	Autocórica	0.810
<i>Bauhinia ceilantha</i> (Bong.) Steud	Árvore	Seco	Autocórica	1.054
<i>Chamaecrista zygophylloides</i> (Taub.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.058
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Árvore	Seco	Autocórica	0.616

<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	Árvore	Seco	Anemocórica	1.086
<i>Peltogyne pauciflora</i> Benth.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.616
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Árvore	Seco	Autocórica	0.586
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R. W. Jobson	Árvore	Seco	Autocórica	0.581
<i>Poincianella microphylla</i> (Mart. ex G.Don) L.P.Queiroz	Árvore	Seco	Autocórica	1.222
<i>Senegalia bahiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.672
<i>Senegalia piauensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Árvore	Seco	Autocórica	0.886
<i>Senegalia poliphyla</i> (DC.) Britton	Árvore	Seco	Autocórica	1.008
<i>Senna acuruensis</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Árvore	Seco	Autocórica	0.604
<i>Senna cana</i> (Nees & Mart.) H.S.Irwin & Barn	Árvore	Seco	Autocórica	0.414
<i>Senna rizini</i> H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.593
<i>Trischidium molle</i> H.E. Ireland	Arbusto	Seco	Zoocórica	0.753
Lamiaceae				
<i>Medusanthus martiusii</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Arbusto	Seco	Anemocórica	0.138
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima gardneriana</i> A. Juss.	Arbusto	Carnoso	Zoocórica	0.612
Malvaceae				
<i>Helicteres velutina</i> K. Schum.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.281
<i>Waltheria brachypetala</i> Turcz.	Arbusto	Seco	Autocórica	0.216
Nyctaginaceae				
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	Árvore	Carnoso	Zoocórica	0.695
Polygalaceae				
<i>Securidaca diversifolia</i> (L.) S.F.Blake	Árvore	Seco	Anemocórica	0.670
Rutaceae				
<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani	Árvore	Seco	Anemocórica	1.026
Sapotaceae				
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam	Árvore	Carnoso	Zoocórica	1.329
Simaroubaceae				
<i>Simaba ferrugínea</i> A. St.-Hil.	Árvore	Carnoso	Zoocórica	2.25

MS 5 Histórico do uso do solo nas parcelas em regeneração natural no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Parcela	Local	Idade 2014	Informantes	Uso do solo	Plantação	Tempo de uso
R04	Frutuosos	4 anos	3	Corte e queima	Pasto	Muitos anos
R06	Faz Óasis	6 anos	3	Corte e queima	Milho	A plantação morreu logo que nasceu
R07	Casa de farinha	7 anos	2	Corte e queima	Milho, melancia, jerimum	Muitos anos
R10	Muquem	10 anos	3	Corte e queima Retirada de tocos	Palma, milho, feijão, algodão, melancia	Aprox. 10 anos
R12	Açude velho	12 anos	2	Corte e queima	Milho, feijão, algodão, melancia	Poucos anos
R17	Seu ciço	17 anos	3	Corte e queima	Mandioca	Não souberam informar
R18	Serrinha	18 anos	2	Corte e queima Retirada de tocos	Mandioca, feijão e milho	Plantou 2 vezes e abandonou
R20	Tonho	20 anos	3	Corte e queima	Mandioca	Não souberam informar
R23	Faz Geovani	23 anos	3	Corte e queima	Milho, feijão, mandioca, palma, melancia	Plantou 2 vezes e abandonou
R30	Porto seguro	30 anos	3	Corte e queima	Milho, feijão, palma, mandioca, algodão	Muitos anos
R37	Loca da cinza	37 anos	2	Corte e queima	Milho	Não souberam informar
R40	Dor de dente	40 anos	2	Corte e queima	Milho, feijão e melancia	Não souberam informar
R45	Serrinha	45 anos	3	Corte e queima	Mandioca, palma	Não souberam informar
R50	Dor de dente	50 anos	3	Corte e queima	Cajú	A plantação morreu logo que nasceu
R70	Túnel	70 anos	3	Corte e queima	Milho, feijão e algodão	Muitos anos

MS 6 Variáveis explanatórias das parcelas em regeneração natural e das parcelas controle no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Parcelas	Índice de perturbação crônica (IPC)	Precipitação Média anual	Porcentagem de Cobertura Vegetal (buffer 1 km)	Índice de fertilidade do solo
R04	33.13776057	869	0.650927783	0.7024547
R06	25.86645221	919	0.767045681	1
R07	20.83897169	851	0.709426937	0.4522694
R10	30.49543233	786	0.508845367	0.4608575
R12	40.92738525	561	0.576852677	0.2882121
R17	35.77404351	866	0.678001973	0.5618144
R18	34.27980166	903	0.727936788	0.7681878
R20	40.25359065	888	0.674583473	0.925078
R23	31.58014125	900	0.836378394	0.5039256
R30	26.54494635	890	0.70052046	0.7351632
R37	3.607681882	940	0.76844727	0.5659451
R40	23.96379637	755	0.754782443	0.1573416
R45	16.72767474	881	0.892426569	0.8846993
R50	15.46344879	762	0.794014673	0
R70	48.10551803	561	0.584793646	0.3605353
C1	2.07643353	940	0.652592795	0.39892811
C2	52.06471025	913	0.74187771	0.11773740
C3	25.38802615	903	0.740237744	0.32674297
C4	7.34596089	653	0.757818061	0.41808758
C5	9.34440002	540	0.81396444	0.4945484

MS 7 Esquema da disposição dos coletores da chuva de sementes nas parcelas em regeneração e nos controles no PARNA do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

