



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

PABLO FRANCISCO MAPURUNGA BONFIM

**PLANOS DE MANEJO FLORESTAL PROPORCIONAM A MANUTENÇÃO DA
DIVERSIDADE DO COMPONENTE LENHOSO NA CAATINGA**

FORTALEZA

2023

PABLO FRANCISCO MAPURUNGA BONFIM

PLANOS DE MANEJO FLORESTAL PROPORCIONAM A MANUTENÇÃO DA
DIVERSIDADE DO COMPONENTE LENHOSO NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dra. Francisca Soares Araújo

Co-Orientador: Prof. Dr. Marcelo Oliveira Teles de Menezes

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

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

B696p Bonfim, Pablo Francisco Mapurunga.
Planos de manejo florestal proporcionam a manutenção da diversidade do componente
lenhoso da caatinga / Pablo Francisco Mapurunga Bonfim. – 2023.
57 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, 1, Fortaleza, 2023.
Orientação: Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo .

1. flora. 2. semiárido. 3. silvicultura. I. Título.

CDD

PABLO FRANCISCO MAPURUNGA BONFIM

PLANOS DE MANEJO FLORESTAL PROPORCIONAM A MANUTENÇÃO DA
DIVERSIDADE DO COMPONENTE LENHOSO NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Avaliado em: 28/02/2023.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC) - Presidente

Profa. Dra. Julia Caram Sfair
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Profa. Dra. Andrea Pereira Silveira
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Dedico este trabalho ao meu maior
amor, meu filho Lucas Ferreira Bonfim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará pela oportunidade de cursar este mestrado.

A minha Orientadora, Professora Dra. Francisca Soares de Araújo por todos os ensinamentos, contribuições e compreensão durante esse período.

Ao meu co-orientador, Professor Dr. Marcelo Oliveira Teles de Menezes, meu contemporâneo de graduação. Seus ensinamentos, dedicação, amizade e foram fundamentais para o fechamento desta pesquisa.

A minha família, que sempre me deu apoio e acreditou em mim nos momentos mais difíceis dos últimos três anos. Em especial a minha mãe, que me acolheu e deu suporte para que eu pudesse continuar no mestrado em um momento de tanta turbulência. E ao meu pai, que sempre me estimulou e me cobrou a ingressar no mestrado.

Ao meu avô, Francisco de Assis Mapurunga (*in memoriam*), que nos deixou no primeiro semestre do mestrado e sempre mostrou a importância da educação na minha vida e na das minhas irmãs.

Aos amigos de pós-graduação Hugo, Raul e Cícero pela ajuda e amizade dispensadas a mim durante o mestrado.

A minha amiga e fiscal ambiental, Ana Maria Maia, que me estimulou a fazer a seleção do PPGRN.

À Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), na pessoa da minha querida Carolina Braga Dias, minha chefe, que sempre foi compreensiva na difícil missão de conciliar trabalho e estudo.

Ao professor aposentado da UFC, engenheiro florestal responsável pelo manejo florestal realizado na Fazenda Alvorada, Mauro Ferreira Lima, pelos ensinamentos, apoio e ajuda dispensados, sendo figura fundamental na conclusão do mestrado.

Ao Senhor Antônio Assunção Tavares, proprietário da fazenda onde realizei a pesquisa, por todo o apoio e o fornecimento das melhores condições para a realização da pesquisa.

Aos mateiros que participaram das atividades de campo durante a realização do inventário florestal.

Ao aluno do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) e bolsista do Laboratório de Biologia, John Lenon Alves Silva, pela ajuda e paciência na digitalização dos dados do inventário florestal.

A minha amada Manu, por todo amor, carinho, apoio e inspiração para finalizar o mestrado.

Por fim, ao meu filho, Lucas Ferreira Bonfim, que desde o seu nascimento transformou minha vida e é fonte de inspiração para seguir evoluindo em todos os campos da minha vida.

RESUMO

O Domínio Fitogeográfico da Caatinga, conhecido nacionalmente por Bioma Caatinga, representa o maior núcleo de vegetação sazonalmente seca da América do Sul Tropical, com cerca de 800.000 km². A vegetação da caatinga tem sido impactada desde a colonização europeia no semiárido brasileiro, situação que tem se intensificado nos últimos anos. Na busca por formas de uso mais sustentável da vegetação, a partir dos anos 1990, foram introduzidas práticas de manejo florestal em diversas propriedades particulares. Através da escolha de parâmetros obtidos através da realização de um inventário florestal antes e após o corte, foi possível acompanhar a regeneração da vegetação sob manejo florestal, chegando-se à conclusão, a partir dos dados coletados na presente pesquisa, que o parâmetro riqueza de espécies não é afetado pelo manejo florestal. A altura sofre redução, mas é capaz de restabelecer o padrão pré-corte no período de 10 anos. No entanto, os parâmetros densidade, abundância e composição volumétrica não atingiram os mesmos valores observados antes do corte. Portanto, o ciclo de corte de 10 anos foi insuficiente para a completa regeneração da vegetação. Assim, o ciclo de corte da vegetação manejada deve possuir uma rotação de 15 anos, conforme estabelecido na legislação vigente.

Palavras-chave: flora; semiárido; silvicultura; produção de madeira; sucessão ecológica.

ABSTRACT

The Caatinga Phytogeographical Domain, known nationally as the Caatinga Biome, represents the largest core of seasonally dry vegetation in Tropical South America with approximately 800,000 km². The caatinga vegetation has been impacted since European colonization in the Brazilian semi-arid region, a situation that has intensified in recent years. In the search for more sustainable ways of using vegetation, from the 1990s onwards, forest management practices were introduced on several private properties. Through the choice of parameters obtained by carrying out a forest inventory before and after cutting, it was possible to monitor the regeneration of vegetation under forest management, reaching the conclusion, based on the data collected in the present research, that the parameter richness of species is not affected by forest management. The height is reduced, but it is able to re-establish the pre-cut pattern within 10 years. However, the parameters density, abundance and volumetric composition did not reach the same values that were observed before cutting. Therefore, the 10-year cutting cycle was insufficient for the complete regeneration of the vegetation. Thus, the cutting cycle of managed vegetation must have a rotation of 15 years as established in current legislation.

Keywords: flora; semiarid; forestry; wood production; ecological succession.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Uso do solo no Plano de Manejo Florestal Sustentável da Fazenda Alvorada, São Gonçalo, Ceará.....	29
Tabela 2 –	Ciclo de corte, tempo de pousio e inventários florestais na Fazenda Alvorada, município de Caucaia, Ceará.....	31
Tabela 3 –	Riqueza de espécimes por talhão e parcela de inventários florestais (2008 e 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.....	35
Tabela 4 –	Densidade de indivíduos por hectare e parcela de inventários florestais (2008 e 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará	36
Tabela 5 –	Área basal por talhão e inventários florestais (2008 e 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.....	36
Tabela 6 –	Composição volumétrica por talhão e parcela dos inventários (2008 e 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará	37
Tabela 7 –	Altura média por talhão e parcela dos inventários (2008 e 2021), Fazenda Alvorada, Caucaia, Ceará.....	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da Fazenda Alvorada, Caucaia, Ceará	30
Figura 2 – Vista aérea da Fazenda Alvorada com delimitações de talhões (roxo)	31
Figura 3 – Comparação da vegetação analisada (2008 e 2021)	39

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	13
3	REVISÃO DA LITERATURA	14
3.1	Florestas tropicais sazonalmente secas	14
3.2	A sucessão como teoria ecológica.....	14
3.3	Sucessão ecológica em florestas tropicais sazonalmente secas	18
3.4	Uso, degradação ambiental e manejo florestal da caatinga	26
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1	Caracterização geral da área de estudo	29
4.2	Inventário florestal, obtenção de dados e estrutura amostral.....	32
4.3	Parâmetros fitossociológicos analisados.....	33
4.4	Análise estatística	33
5	RESULTADOS	35
6	DISCUSSÃO	40
7	CONCLUSÃO	48
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

A América do Sul detém 22% das florestas sazonalmente secas do mundo (Murphy; Lugo, 1986) e o Domínio Fitogeográfico da Caatinga representa o maior núcleo no neotrópico, com aproximadamente 800.000 km² (Moro *et al.*, 2016). As alterações na vegetação da caatinga se intensificaram com o processo de colonização do Brasil, iniciado pela pecuária bovina extensiva, associada a práticas agrícolas não sustentáveis (Freitas *et al.*, 2007). Ao longo dos anos, a pressão antrópica sobre a caatinga tem aumentado, principalmente, a partir do corte indiscriminado de espécies arbóreas nativas com fins madeireiro e energético (Drumond *et al.*, 2008; Gariglio *et al.*, 2010).

A busca por material combustível para atender a demanda energética da região semiárida, principalmente através da exploração desenfreada e ilegal, acarreta diminuição da diversidade vegetal e animal (Lima, 2016). Nesse contexto, a extração racional de madeira por meio dos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) aparece a partir dos anos de 1990 como uma forma de exploração contínua de bens e serviços da floresta, sem alterar a sua capacidade produtiva e diversidade biológica (Serviço Florestal Brasileiro, 2010). Dessa forma, o tipo de manejo é determinante para a sobrevivência da comunidade de plantas, haja vista que a maneira como ocorre a extração e a remoção da vegetação pode ocasionar grandes impactos ambientais, comprometendo a sustentabilidade dos planos de manejo, inclusive na capacidade de rebrota das cepas (Scolforo *et al.*, 2008).

A fim de averiguar a sustentabilidade do manejo florestal, Scolforo (1997) afirma que é necessário monitorar as áreas sujeitas à exploração, com a medição das parcelas permanentes antes da intervenção, obviamente com a escolha de parâmetros que sejam bons preditores da capacidade de regeneração, tais como a biodiversidade e a biomassa lenhosa. De acordo com Lima (2016), tais parâmetros devem ser usados como subsídio para quantificar os impactos causados pela exploração, conhecer a regeneração natural, auxiliar a tomada de decisões quanto ao manejo da floresta (ciclo de corte, práticas silviculturais etc.) e averiguar a perda de diversidade florística.

Nessa perspectiva, Lima (2016) afirmou que os parâmetros fitossociológicos — densidade, altura média, área basal, composição florística e abundância das populações — podem ser usados para compreender as mudanças

estruturais e florísticas da comunidade vegetal e auxiliar o conhecimento de como ocorre a recuperação da vegetação. Assim, é de suma importância entender a capacidade e a forma como as espécies nativas se regeneram após uma perturbação.

Conhecer a composição florística e a estrutura da vegetação é fundamental para tomar decisões relativas à preservação, conservação e manejo florestal adequado (Werneck *et al.*, 2000). Velazco *et al.* (2015) especulam que a composição florística, a diversidade e a estrutura fitossociológica da vegetação é de grande importância para o correto manejo dos ecossistemas, para a eficácia da recuperação, conservação e uso racional, especialmente diante das mudanças que podem advir do manejo.

Em relação à caatinga, ainda são poucos os trabalhos que abordam a regeneração natural da vegetação após corte seletivo, ou seja, há lacunas de conhecimento quanto a estrutura e vias sucessionais da vegetação, principalmente sobre a dinâmica temporal e os mecanismos de regeneração predominantes (Lucena *et al.*, 2017). Assim, os estudos de regeneração constituem-se em ferramentas fundamentais para possibilitar estimativas de parâmetros populacionais, imprescindíveis para consecução e avaliação dos planos de manejo florestal localizados na Caatinga (Lucena *et al.*, 2017). Nesse contexto, este trabalho visa avaliar os impactos do manejo florestal na vegetação da caatinga sob regime de Manejo Florestal Sustentável.

2 OBJETIVOS

Avaliar os impactos do manejo florestal na composição florística e fitossociológica de uma comunidade de lenhosa da caatinga sob regime de Manejo Florestal Sustentável, por meio de um estudo de caso.

Especificamente, objetivou-se comparar parcelas com diferentes tempos de pousio quanto aos seguintes atributos florísticos e vegetacionais: Riqueza de Espécies, Densidade de Indivíduos, Área Basal, Composição Volumétrica e Altura.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Florestas tropicais sazonalmente secas

As florestas tropicais e subtropicais sazonalmente secas ocorrem em áreas onde não há geadas, com temperatura média anual superior a 17° C e com índices pluviométricos variando entre 250-2000 mm (Holdridge, 1967), com ausência de chuvas por períodos superiores a seis meses (Pennington *et al.* 2009).

As florestas tropicais secas possuem ainda como características um estrato arbóreo predominantemente caducifólio, em virtude da precipitação reduzida em determinado período do ano, alta irradiação solar e elevada taxa de evapotranspiração (Pennington *et al.* 2009). Considerando que a quantidade de água no solo regula os padrões de crescimento, produtividade, sobrevivência e reprodução, as espécies de plantas que são encontradas nessas áreas apresentam características morfológicas e anatômicas que possibilitam evitar, tolerar e resistir às condições ambientais adversas (Olivares e Medina, 1992).

De acordo com Quesada *et al.* (2009), aproximadamente 66% das florestas tropicais secas situadas na América Latina já foram degradadas, dificultando, obviamente, a compreensão da ecologia da sucessão (Quesada, 2009). Dessa forma, faz-se necessário entender o mecanismo de sucessão das florestas tropicais, de modo a desenvolver estratégias de conservação, tendo em vista que as florestas tropicais secundárias podem ser consideradas as florestas do futuro (Sanchez-Azofeifa *et al.*, 2005).

3.2 A sucessão como teoria ecológica

O primeiro trabalho sobre sucessão remonta a Cowles (1899). No referido trabalho, Cowles descreveu a sucessão ecológica em dunas ao redor do Lago Michigan, descrevendo com detalhes as séries sucessionais. Após o trabalho de Frederick E. Clements, em 1916, a sucessão passou a ser tida como uma teoria ecológica, sendo definida pelo autor como uma “lei universal”, em que “todos lugares vazios dão origem a novas comunidades, exceto aquelas que apresentam condições mais extremas de água, temperatura, luz ou solo” (West *et al.*, 1980).

De acordo com West *et al.* (1980), as mudanças nos padrões da vegetação estão atreladas a uma vasta gama de condições ambientais. Assim, foi desenvolvido um conjunto de conceitos sobre a natureza da mudança em ecossistemas, sendo definido tal conceito de sucessão ecológica.

O desenvolvimento dessa teoria passou por mudanças ao longo do tempo. Inicialmente, os modelos eram sustentados a partir de observações de campo e generalizações. Posteriormente, houve o desenvolvimento de hipóteses mais explícitas, o que possibilitou a implantação de experiências de campo para a rejeição de hipóteses. Dessa forma, a teoria sucessional, embora inalterada em seus princípios gerais, foi enriquecida em detalhes e requer expressão de maneira mais formal, ou seja, de modo quantitativo (West *et al.*, 1980).

Johnson (1979) dividiu o desenvolvimento histórico do conceito de sucessão em quatro períodos. O primeiro período, compreendido entre 1859 e 1900, representa a arquitetura da teoria, ou seja, a forma como ela foi estruturada. Na sequência, ocorreu a elaboração e o desenvolvimento da teoria, entre os anos de 1900 a 1930.

O terceiro período, de 1930 a 1947, pode ser denominado intervalo escolástico. No quarto período, após 1947, houve uma perda de credibilidade no conceito de sucessão. Johnson (1979), por fim, indicou o início do quinto período, o que justifica o título do seu trabalho: “Sucessão, uma revolução inacabada”. De acordo com Miranda (2009), nesse quinto período foi incorporada uma nova visão sobre a dinâmica das comunidades, profundamente diferente da sucessão. Os primeiros estudos descritivos de sucessão em dunas de areia, florestas, litorais e outros locais e as mais recentes considerações funcionais têm conduzido para uma teoria básica (Miranda, 2009).

De acordo com Oliveira e Silva Júnior (2011), Clements afirmava que as comunidades vegetais seguem, através da sucessão, em direção a uma vegetação clímax, em um processo que depende exclusivamente do clima regional. Além disso, Clements considerava a sucessão um processo altamente ordenado e previsível, podendo-se considerar a comunidade vegetal como um organismo que nasce, atinge a maturidade e, por fim, morre.

Na mesma perspectiva, Odum (1969) afirmou que o processo de sucessão evolui para um sistema com máxima diversidade e biomassa. As ideias de Odum (1969) convergiram com as de Clements (West *et al.*, 1980). Odum (1969) notou a semelhança da sucessão com o desenvolvimento de organismos individuais e convergiu com Clements, de modo que a sucessão pode ser definida como um processo ordenado, razoavelmente direcional — e, portanto, previsível.

Além disso, a sucessão é resultante da modificação do ambiente físico pela comunidade, resultando em um ecossistema estabilizado (clímax, maduro) com propriedades homeostáticas (West *et al.*, 1980). Margalef (1963) igualmente apontou que a sucessão parte de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de níveis tróficos e maior diversidade de espécies e formas de vida. As ideias de Clements, Odum e Margalef possuem uma visão determinística e podem ser definidas como clássicas (Oliveira e Silva Júnior, 2011).

Gleason (1926), por sua vez, entendia que o processo sucessional seria muito menos determinista do que o proposto por Clements em 1916, o qual defendia que as espécies colonizariam independentemente umas das outras, sendo discutível a ideia de um clímax final previsível e imutável (West *et al.*, 1980).

Para Gleason (1926), a sucessão significa mudança, sem necessariamente ser um processo teleológico — de modo que as espécies que compõem uma comunidade vegetal respondem individualmente a variações de fatores ambientais, que, evidentemente, oscilavam no tempo e no espaço. Portanto, as comunidades seriam o resultado eventual da sobreposição da distribuição das espécies, com tolerâncias ambientais semelhantes. Este autor argumenta ainda que as combinações entre fatores ambientais e o limite de tolerância das espécies poderiam resultar em diferentes combinações de abundância de espécies (West *et al.*, 1980).

As ideias clássicas passaram ao longo dos anos por críticas e revisões. Os modelos alternativos de sucessão propostos defendiam abordagens que se baseiam na população, enfatizando os atributos da história de vida dos organismos com a seleção natural, formando a base essencial de uma teoria moderna da sucessão (West *et al.*, 1980). As diferenças existentes em relação às duas visões da sucessão apresentadas até aqui estão nas nuances da teoria individualista, centrada na população, e a teoria evolucionária do ecossistema, centrada na comunidade, de Clements (West *et al.*, 1980). Portanto, foi necessário construir uma ponte entre as duas correntes, de modo a se chegar a uma teoria moderna de sucessão.

Egler (1954) é o autor do modelo denominado de composição florística inicial. Nesse modelo, todas as espécies (iniciais ou tardias) participantes da sucessão se estabelecem no início da sucessão. Portanto, o processo sucessional é uma sequência fisionômica, dominada por espécies com diferentes histórias de vida, taxas de crescimento e tamanhos na maturidade.

Picket (1976), adicionando uma interpretação evolutiva ao processo de sucessão ecológica, entende que a sucessão age em termos de interação de estratégias evolucionárias, sem direcionar o processo para um estágio clímax. Dessa forma, a visão evolucionária é vista como uma forma de gradientes, em que as espécies são competitivamente substituídas (Picket, 1976). Posteriormente, Picket *et al.* (1987) definiram que a sucessão é determinada em função de diferentes taxas de crescimento e sobrevivência entre as espécies dos estágios inicial e final da sucessão.

Já Connell e Slatyer (1977) entendem a sucessão como mudanças em uma comunidade de plantas após uma perturbação. Os autores consideram o estresse físico das plantas e a competição por recursos como as forças que direcionam o processo da sucessão. Glenn-Lewin *et al.* (1992) definem que:

[...] em comunidade vegetais equilíbrios estáveis são raros, não há definição, *a priori*, de um estágio final da sucessão; a sucessão é encarada como um processo estocástico, dá-se ênfase à observação de distúrbios freqüentes (*sic.*), repetidos e da variação contínua da vegetação, em várias escalas de tempo e de espaço.

A sucessão predominantemente possui uma trajetória em que há enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural, taxonômica, funcional e filogenética (Chazdon, 2007; Lebrija-Trejos *et al.*, 2011). A estrutura contemporânea tem relações com outras teorias ecológicas e apoia os conceitos e práticas de restauração (Picket *et al.* 2009). As concepções mais modernas de sucessão a consideram como uma mudança na composição de qualquer espécie (Hobbs *et al.*, 2007), a estrutura tridimensional de uma comunidade de plantas ou ambos (Picket e Cadenasso, 2005). Dessa forma, o termo sucessão pode ser encarado simplesmente como a dinâmica da vegetação, ou seja, um conceito mais aberto e inclusivo (Picket *et al.*, 2009).

O conceito de sucessão considera o papel da perturbação e história do local, da sobrevivência das espécies ou a dispersão para áreas abertas, bem as muitas causas que levam as espécies a se estabelecerem, crescerem, reproduzirem e interagirem com outros organismos e o ambiente físico (Picket *et al.*, 2009).

Além disso, o conceito moderno de sucessão engloba processos que, muitas vezes, são foco de outras disciplinas e conceitos, como, por exemplo, pedologia, ecologia microbiana, ecologia de comunidade, ecologia de invasões, ecologia da paisagem, ecologia da metacomunidade, história de vida, perturbação e resiliência (Picket *et al.*, 2009).

Por fim, o conceito moderno de sucessão cria oportunidades de intervenção na dinâmica da vegetação, de modo que seja possível restaurar, projetar, gerenciar ou conservar a comunidade de plantas e paisagens (Picket *et al.*, 2009). Após o histórico do desenvolvimento dos principais conceitos de sucessão, temos condições de revisar quais são os padrões e os possíveis processos explicativos de tais padrões sucessionais em florestas tropicais secas.

3.3 Sucessão ecológica em florestas tropicais sazonalmente secas

Após uma perturbação, seja natural ou antrópica, a regeneração natural tem início (Chazdon, 2012). A regeneração natural e a sucessão secundária, mecanismos distintos entre si, não têm o mesmo valor de conservação de uma floresta madura, mas são processos que garantem a sobrevivência de muitas espécies (Chazdon *et al.*, 2009). A trajetória sucessional depende de alguns fatores, como, por exemplo, o banco de sementes do solo, a dispersão de sementes, o histórico de uso da terra, a intensidade, frequência e duração do regime de perturbação que afetaram o processo de sucessão por alterar a disponibilidade de nutrientes no solo, a capacidade do solo de retenção de água e a disponibilidade propágulos (Chazdon *et al.*, 2007; Chazdon, 2012).

Podem-se destacar outros fatores que influenciam a regeneração natural das florestas tropicais, como a proximidade das fontes de propágulos, a disponibilidade de umidade (Brown, Lugo, 1990; Guariguata, Ostertag, 2001), qualidade do solo, interações planta-animal e eventos estocásticos (Chazdon, 2003; Holl, 2012; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Portanto, é esperado que o potencial de regeneração de uma floresta seja reduzido quando a duração e a severidade do uso tenham sido longos e intensos (Holl, 2007).

Entre todos os fatores que impactam o processo de sucessão, pode-se destacar a capacidade de rebrota das espécies das florestas secas, em que os rebrotos e as plântulas que sobreviveram ao distúrbio aceleram o processo de regeneração natural (Kammesheidt, 1999; Figueirôa *et al.*, 2006).

Nesse contexto, as florestas secas submetidas à agricultura itinerante ou de corte/queima podem se regenerar de forma relativamente rápida, através da rebrota de tocos que sobreviveram ao uso do solo e do fogo (Murphy, Lugo, 1990; McLaren, McDonald, 2003). A regeneração a partir de rebrotas gerou a falsa percepção de que a caatinga, um tipo de floresta seca existente no Brasil, possui elevada resiliência (Sampaio *et al.*, 2010).

A rebrota em florestas secas é importante na regeneração, conforme estudo realizado em uma floresta seca localizada na Bolívia. Mostaceco *et al.* (2009) concluíram que a regeneração vegetativa é um modo importante de regeneração pós-corte, especialmente para espécies que têm dificuldade de se regenerar a partir de sementes. O estudo aponta ainda que o manejo de rebrota deve ser considerado como estratégia para a obtenção de regeneração após o corte.

Com a chegada de espécies pioneiras em áreas abertas e/ou dominadas por gramíneas, inicia-se a sucessão, que resultará em um dossel mais fechado. Nesse ambiente, espécies intolerantes à luz solar direta, típicas de floresta madura, começam a se estabelecer e acabam por substituir as espécies pioneiras de dossel (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008; Lebrija-Trejos *et al.* 2008).

Em florestas tropicais, os fatores abióticos agem com maior intensidade nas fases iniciais de organização das comunidades. Por outro lado, nas fases finais, os fatores bióticos parecem ser mais importantes (Lebrija-Tejos *et al.*, 2011). Espera-se que, nas fases iniciais, o solo seja mais exposto à luz solar, com menos água disponível, indivíduos com crescimento rápido, ciclo de vida curto e elevada capacidade competitiva. O que se pode chamar de estratégia aquisitiva adotada pelos indivíduos vegetais (Reich *et al.* 2014).

Na sequência, há o estabelecimento de plantas pioneiras com ciclos de vida mais longos, que são substituídas gradualmente por plantas tolerantes à sombra, que têm ciclos de vida longos, crescimento mais lento e dominam o dossel em estágios sucessionais mais avançados e florestas maduras (Guariguata, Ostertag 2001; Chazdon, 2007). Tal fenômeno pode ser chamado de estratégia conservativa adotada pelos indivíduos vegetais (Reich *et al.*, 2014).

Em florestas secas, a composição funcional ao longo da sucessão pode ser outra, como apresentado por Lohbeck *et al.* (2013). No início da sucessão, foram encontradas estratégias conservativas sendo substituídas por aquisitivas ao longo do tempo sucessional, dado o aumento da disponibilidade de água.

De acordo com Silva *et al.* (2017), a análise e a avaliação da sucessão ecológica configuram-se como uma importante ferramenta no planejamento e gestão das áreas naturais, principalmente nas atividades de manejo da vegetação e gerenciamento dos recursos naturais.

Quesada *et al.* (2009) afirmam que as savanas e florestas secas constituem regiões de grande importância biológica, mas são muito menos compreendidas quando comparadas às florestas tropicais úmidas. No mesmo sentido, Lucena *et al.*, 2017 afirmam que são poucos os estudos que abordam a regeneração natural da vegetação de regiões semiáridas após o corte seletivo, de forma que ainda há lacunas no que se refere ao conhecimento quanto à estrutura e às vias sucessionais da vegetação, principalmente no tocante a como se processam as dinâmicas e os mecanismos de regeneração.

Estudos relativamente recentes em florestas tropicais secas brasileiras indicam que os estágios sucessionais de uma floresta secundária já estariam presente no início do processo sucessional, devido à sua alta capacidade de rebrota, conforme dados de Vieira *et al.* (2006).

Assim, a sucessão em florestas tropicais secas pode não seguir o “modelo florístico de retransmissão” proposto por Egler (1954), que prevê uma substituição gradual das espécies pioneiras por espécies tardias ao longo da sucessão ecológica.

Ao invés disso, as florestas tropicais secas podem estar em conformidade com o modelo de composição florística inicial de Egler (1954), em que as espécies pioneiras remanescentes persistem em estágios avançados de sucessão. No entanto, não restam dúvidas de que o histórico de uso da terra afeta a velocidade e o caminho da sucessão florestal após o abandono de terras agrícolas (Madeira *et al.*, 2009).

Desse modo, Quesada *et al.* (2009) indicam que os principais mecanismos de sucessão e regeneração de florestas tropicais secas ainda são desconhecidos. Mais esforços são necessários para compreender os processos ecológicos desses importantes ecossistemas.

No mesmo sentido, Vieira e Scariot (2006) apontam que todo o conhecimento atual sobre sucessão florestal foi obtido a partir de pesquisas em florestas tropicais úmidas, não podendo, dessa forma, ser diretamente aplicável a florestas tropicais secas.

De acordo com Johnson e Miyanishi (2008), a sucessão pode ser estudada sob diversas abordagens, tais como estudo de longo prazo, estratigrafia, palinologia e cronossequências. Dentre esses métodos, a cronossequência tem sido um dos mais usados, partindo-se do pressuposto de que todas as áreas de estudo são distribuídas no espaço ao invés de tempo, possuem diferentes idades de abandono e apresentam as mesmas condições ambientais, isto é, histórico de uso e condições edáficas (Chazdon *et al.* 2007).

Nesse sentido, Pickett (1989) enfatiza que os estudos que utilizam cronossequências e inventários contínuos são complementares, considerando a cronossequência como fonte de informações descritivas para a geração de hipóteses, as quais podem ser analisadas através de comparação com informações obtidas nas parcelas permanentes.

Os estudos que utilizam esse mecanismo são rápidos, relativamente de baixo custo e demonstram padrões de transformação na estrutura e composição vegetal, que ocorrem durante o desenvolvimento da floresta. No entanto, críticas têm sido formuladas sobre a utilização de cronossequências, tendo em vista que seu principal pressuposto é que determinada área tem a mesma história de componentes abióticos e bióticos.

Essa suposição é bastante improvável, especialmente nos trópicos, onde há um alto grau de heterogeneidade espacial (Quesada *et al.*, 2009). Apesar dessas críticas, Quesada *et al.* (2009) afirmam que os estudos de cronossequência têm fornecido informações sobre os padrões sucessionais de florestas tropicais em uma diversidade de áreas, tipos de solo e categorias de uso da terra.

As vantagens da metodologia de amostragem de várias repetições de cada estágio podem representar a heterogeneidade de comunidades de plantas e descrever a dinâmica da comunidade no curto prazo, enquanto acompanha as áreas ao longo do tempo (Quesada *et al.*, 2009).

Os estudos sobre comunidades de plantas de floresta tropical seca, com base em uma abordagem de cronossequência sob diferentes estágios sucessionais, encontraram um aumento progressivo de riqueza e diversidade de espécies dos estágios iniciais aos finais (Kalacska *et al.*, 2005; Madeira *et al.*, 2009; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008).

Alguns estudos de longo prazo, que aplicam a abordagem de cronossequências, foram conduzidas a fim de verificar se as mudanças observadas ao longo do tempo dentro de determinada área, de fato, representam diferentes estágios sucessionais. Assim, atributos como área basal, composição de espécies e densidade são escolhidos para analisar as vias sucessionais em florestas tropicais secas (Quesada *et al.*, 2009).

Em estudo realizado por Kalacska *et al.* (2005) em três áreas de floresta tropical seca — Chamela (México), Santa Rosa e Palo Verde (Costa Rica) — foram comparados, nas estações chuvosa e seca, o índice de área basal e a abertura do dossel para diferentes estágios sucessionais. Também foi usado o índice de área foliar para áreas localizadas na Costa Rica durante as estações chuvosa e seca.

Além disso, também foram investigadas as diferenças na estrutura do dossel para determinar os fatores mais influentes na área basal e na área foliar. Como resultado do experimento, as diferenças encontradas nas áreas basal e foliar variaram entre os locais e estiveram relacionadas a diferenças climáticas. Por outro lado, as diferenças na área basal, na área foliar e na abertura do dossel entre os locais foram explicadas tanto pelo histórico de uso da terra como pelas práticas de manejo florestal.

Madeira *et al.* (2009) investigaram as mudanças na composição e estrutura das espécies de comunidades de árvores e lianas ao longo de um gradiente sucessional em uma floresta tropical sazonalmente seca, localizada no Parque Estadual da Mata Seca, Minas Gerais (Brasil).

Nesse estudo, verificou-se que houve um aumento progressivo na riqueza das espécies de árvores e de todos os traços estruturais destas, desde o início até estágios finais da cronossequência estudada. Tal padrão pode ser explicado devido às práticas de manejo de pastagens, que remove as raízes das árvores e impede a regeneração por rebrota.

Por outro lado, observa-se, para as espécies de liana, uma diminuição de densidade dos estágios intermediários para os finais, mostrando uma correlação negativa com a densidade das árvores.

A maior abundância de lianas no estágio intermediário se deve, provavelmente, a uma disponibilidade equilibrada de suporte e disponibilidade de luz, uma vez que essas variáveis podem mostrar tendências opostas durante o crescimento da floresta (Madeira *et al.*, 2009).

Em estudo realizado em Nizanda, uma vila localizada na encosta do Pacífico do Istmo de Tehuantepec, sul do México, Lebrija-Trejos *et al.* (2008) utilizaram 15 parcelas com idades diferentes após o abandono e as compararam com formações secundárias em outras partes dos trópicos. A partir do estudo, verificou-se que a sucessão inicial (0-3 anos) é caracterizada por uma fase arbustiva.

Posteriormente, uma espécie (*Mimosa acantholoba*) tornou-se dominante. Abaixo de sua copa, brotos e indivíduos regenerados por sementes de espécies florestais maduras se acumularam lentamente. A altura do dossel, densidade e cobertura da copa foram estabilizadas em menos de 15 anos, enquanto a riqueza de espécies, diversidade e área basal continuaram a aumentar.

O grupo de espécies pioneiras têm diversidade muito baixa e a fase pioneira de longa duração típica de florestas úmidas está ausente. A composição das espécies pode, portanto, se recuperar logo, ou seja, atingir a composição de espécies de floresta madura. A densidade de plantas também difere das florestas úmidas por não apresentar seu declínio de densidade característico, presumivelmente por causa das diferenças nos mecanismos de regeneração entre florestas tropicais secas e outros tipos de floresta com menos estresse hídrico. Por fim, a resiliência não foi maior do que em florestas úmidas (Lebrija-Trejos *et al.*, 2008). As florestas secas que possuem grande quantidade de espécies de árvores de madeira de lei, como o Chaco Seco argentino, têm uma longa história de práticas madeireiras.

De acordo com Tálamo *et al.* (2020), a intensidade da extração pode afetar diretamente a estrutura da floresta, tanto no dossel quanto no sub-bosque, o que pode impactar a regeneração de espécies madeireiras. No entanto, como já falado anteriormente, o conhecimento sobre a dinâmica da regeneração em florestas secas neotropicais é reduzido.

No estudo de Tálamo *et al.* (2020), realizado em 13 locais com diferentes histórias de exploração, constatou-se que a estrutura do sub-bosque (área basal do arbusto e densidade do caule do arbusto) e a cobertura do dossel são modificadas pela intensidade da exploração. Outros resultados encontrados indicam que a intensidade da exploração madeireira não afeta negativamente a regeneração das espécies-chave de árvores do Chaco Seco, nem a densidade dos arbustos. Além disso, a área basal do arbusto e a cobertura do dossel podem se recuperar após um período de descanso considerável desde o último evento de extração.

Assim, os resultados indicam que as plantas lenhosas na floresta do Chaco Seco podem ser resilientes às práticas florestais, desde que haja um período de pousio por décadas, de modo que sua estrutura em cobertura de dossel e área basal de arbustos sejam recuperadas. Por fim, os autores indicam a necessidade de inclusão de outros atributos (solo, fauna e interações) para entender melhor a possível influência da intensidade da exploração madeireira na integridade ecológica e na sustentabilidade de matas secas, como as florestas do Chaco.

No Estado do Rio Grande do Norte (Brasil) foram encontrados diferentes resultados em dois experimentos realizados em municípios que apresentam pluviosidade média de 800 mm anuais. Pareyn *et al.* (2010) concluíram que, independentemente do tratamento adotado (corte raso e diferentes intensidades de corte seletivo), seriam necessários 20 anos em média para a vegetação recompor seu estoque original. Outro estudo indicou que, após 20 anos do corte (seletivo e raso), a vegetação não conseguiu recompor nem metade do estoque original de biomassa, sendo que o tratamento de corte seletivo apresentou maior desempenho (Araújo e Silva, 2010a).

Lima (2016) concluiu que as espécies da caatinga submetidas ao manejo florestal sustentável, durante os dois anos de estudo, em sua maioria, conseguiram manter-se vivas e rebrotar, demonstrando, dessa forma, a capacidade de resiliência da vegetação ao corte raso mesmo com as adversidades climáticas.

A diversidade florística teve uma diminuição considerável, quando comparada a estrutura da vegetação antes e após o corte raso. Por fim, chegou-se à conclusão de que, quanto maior a circunferência das cepas, maior seria a rebrota, ou seja, uma quantidade de perfilhos (fustes) emitidos maior.

Sampaio *et al.* (1998) realizaram estudo para monitorar a regeneração da vegetação da caatinga, tendo escolhido como parâmetros as espécies, a biomassa aérea e a densidade das plantas. O monitoramento ocorreu 2 meses, 2 anos e 6 anos após o corte da caatinga, em áreas sem queimada e com queimada em intensidades crescentes. O estudo concluiu que a maioria das plantas da caatinga rebrota após o corte, mas a rebrota foi maior sem a queima da vegetação. Também foi possível concluir que o marmeleiro (*Croton blanchetianus* Baill) é a planta com maior densidade antes e após o corte e queima, enquanto a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora* Benth.) leva vantagem após corte e queima, indicando que a espécie pode ser classificada como pioneira.

Por fim, a acumulação de biomassa é maior nas plantas de maior porte. Lucena *et al.* (2018) realizaram experimento que visava investigar a composição florística, diversidade e parâmetros estruturais proporcionados por quatro sistemas silviculturais à vegetação arbóreo-arbustiva de caatinga em dois locais contíguos. Como resultado, verificou-se que a riqueza de espécies apresenta condições semelhantes às da época da instalação do experimento, há 27 anos. Além disso, chegou-se a conclusão que o tempo de regeneração (27 anos) não foi suficiente para a restauração integral da dominância absoluta.

Já Lopes *et al.* (2018) investigaram se a exploração florestal por meio da técnica de corte raso alteraria a densidade de plantas nas áreas manejadas. Como resultado, chegou-se à conclusão de que o efeito do corte raso se mostra mais pronunciado nos anos iniciais de regeneração. Quinze anos após o início do experimento, período previsto para uma nova intervenção com corte raso, a vegetação já tem obtido uma densidade compatível a uma área com 40 anos de regeneração (área de reserva legal).

Dessa forma, a densidade máxima é alcançada após 15 anos do corte raso, não sendo incrementada ao longo dos anos. Como crítica a este trabalho, salienta-se que o parâmetro densidade não levou em consideração o que aconteceu com a diversidade de espécies, parâmetro importante a ser avaliado.

Alves (2013) analisou a dinâmica da vegetação lenhosa, entre 2008 e 2012, em uma área de caatinga de Pernambuco (Brasil) submetida a corte há 24 anos. Para avaliar a dinâmica da vegetação, foram instaladas em 2008 parcelas permanentes, tendo os indivíduos sido mensurados.

Em 2012, os mesmos indivíduos foram remensurados. O estudo constatou que houve poucas mudanças estruturais entre os anos de 2008 e 2012. Entretanto, em termos de área basal, a vegetação ainda não teria atingido o estoque inicial, quando comparada a outras áreas de caatinga sem histórico de perturbação.

Por fim, Pareyn *et al.* (2015) analisaram as taxas de crescimento de áreas de caatinga manejada e relacionaram com a precipitação média anual, fator limitante para a regeneração natural da vegetação, principalmente em climas sazonalmente secos. Analisaram 11 Planos de Manejo Florestal Sustentado, em que foram inventariados dois talhões com maior tempo de regeneração, a fim de obter a relação entre a taxa de crescimento e a precipitação média anual.

Os resultados permitiram definir três faixas de precipitação para fins de manejo. Outro resultado, embora já esperado, é que a taxa de crescimento da vegetação se deu nos locais com maiores precipitações médias anuais.

3.4 Uso, degradação ambiental e manejo florestal da caatinga

O semiárido brasileiro passou a ser ocupado com a expansão da pecuária capitaneada pela chamada Casa da Torre, entre os séculos XVI e XVII, com a implantação de roças primitivas de milho, feijão e mandioca (Sampaio; Sampaio, 2002). Posteriormente, a economia da região passou por vários ciclos econômicos, todos tendo a pecuária como segunda atividade (Sampaio; Sampaio, 2002). Dessa forma, as alterações na caatinga se intensificaram com o processo de colonização do Brasil, inicialmente com a pecuária bovina, como já mencionado, associada a práticas agrícolas rudimentares (Freitas *et al.*, 2007). Ao longo dos anos, a pressão antrópica aumentou, principalmente, a partir do corte indiscriminado de espécies arbóreas nativas (Drumond. *et al.*, 2008).

As espécies vegetais da caatinga são utilizadas para os mais diversos fins (Sampaio; Sampaio, 2002), como fornecimento de frutos comestíveis, forragem, lenha, carvão, madeira para cerca, carpintaria, marcenaria, artesanato e muitos outros usos (Mendes, 1997).

Além desses, de acordo com Sampaio (2002), a lenha e o carvão são produtos florestais bastante utilizados no Nordeste do Brasil. A produção de lenha e carvão envolve o corte raso de milhares de hectares de caatinga (Sampaio, 2002).

Esse tipo de exploração produz efeitos danosos na biodiversidade, tendo em vista que espécies da vegetação que possuem regeneração e taxas de crescimento muito lentas são cortadas indiscriminadamente (Sampaio, 2002). A vegetação desempenha um papel crítico no fornecimento de alimentos, além de contribuir como *habitat* para os animais (Sampaio, 2002). Face ao exposto, a retirada de madeira, quando aliada a um esforço de manejo superior ao limite de sustentabilidade, pode ocasionar o desaparecimento do ecossistema (Sampaio, 2002).

Vasconcelos Sobrinho (2002) indicava que as formas de uso da caatinga vêm comprometendo o potencial de regeneração da vegetação, com a destruição dos estoques de sementes.

Frequentemente, essa exploração é efetuada de forma clandestina, sem que sejam observados os parâmetros necessários para a sua recuperação nem obedecida a legislação vigente (Kiill, 2002). Essas formas de utilização dos recursos vegetais pode comprometer a resiliência da caatinga, também destacado recentemente por vários autores, dentre eles, Tabarelli *et al.* (2017).

Nesse contexto, surgem os planos de manejo florestais na caatinga. Gariglio (2010) definiu um Plano de Manejo como “conjunto de intervenções efetuadas em uma área florestal, visando à obtenção continuada de produtos e serviços da floresta, mantendo sua capacidade produtiva e a diversidade biológica”. De acordo com Riegelhaupt (2008), a atividade de manejo florestal na caatinga começou formalmente em 1982, no Rio Grande do Norte, quando uma fábrica de cimento, que consumia grande quantidade de carvão vegetal, formulou dois planos de manejo para produção de carvão vegetal em fazendas de sua propriedade.

A supressão vegetal da caatinga, quando realizada de maneira desordenada e indiscriminada, ocasiona a diminuição dos recursos florestais, que, aliada às adversidades climáticas, provoca desequilíbrios ambientais muitas vezes irreversíveis (Scolforo *et al.*, 2008).

Dessa forma, o tipo de manejo adotado na caatinga afeta a sobrevivência da população de árvores, tendo em vista que a exploração da vegetação pode ocasionar grandes impactos ambientais, o que pode comprometer a sustentabilidade dos planos de manejo, inclusive na capacidade de rebrota das cepas (Scolforo *et al.*, 2008).

Para Meunier (2014), a atividade florestal possui caráter fortemente extrativista, com objetivo de atender a demanda por combustíveis vegetais. No entanto, não há dados confiáveis nem estimativas de tendências de crescimento ou retração da vegetação da caatinga a partir da regeneração natural. A prática do manejo florestal deve considerar a capacidade de resistência e resiliência da comunidade, sendo de fundamental importância o conhecimento sobre a forma como a vegetação reage ao ser suprimida e os processos que ocorrem para a sua recuperação (Meunier, 2014). Portanto, conhecer os critérios de remoção das plantas é fundamental para o manejo florestal sustentável, pois impacta diretamente a manutenção da diversidade florística e, conseqüentemente, a diversidade da fauna (Scolforo *et al.*, 2008).

Com relação ao manejo florestal, ainda restam diversas lacunas quanto aos efeitos que essa forma de exploração pode acarretar. Para Souza (2010), um dos principais pontos que precisam ser estudados é se a vegetação da caatinga consegue manter seu potencial produtivo em longo prazo, juntamente com a conservação dos recursos naturais.

A preocupação demonstrada até aqui é justificada, tendo em vista que a perturbação pode gerar impactos que podem transformar de maneira irreversível uma comunidade de plantas, sem dar chances de retorno a seu estado original, sendo substituída por uma comunidade diferente e provavelmente menos diversa (Smith; Smith, 2017). Assim, é necessário avançar nas questões do manejo florestal para verificar se essa atividade é, de fato, sustentável, bem como propor soluções que minimizem os impactos ambientais da atividade.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização geral da área de estudo e Histórico de Uso

O trabalho foi realizado na Fazenda Alvorada, distrito de Croatá, localizado no município de São Gonçalo do Amarante, estado do Ceará. O imóvel está situado entre as rodovias BR-222 e CE-341, a poucos quilômetros do Complexo Portuário do Pecém (Figura 1; Figura 2). Sua escolha como área de estudo baseou-se na disponibilidade de dados florísticos e fitossociológicos, cobrindo um período de 27 anos. A fazenda possui uma área total de 1.192,46 ha, dentro da qual funciona um Plano de Manejo Florestal desde 1996. A área destinada à exploração de madeira tem 506,16 ha. A cada ano, é explorada uma área diferente (talhão), com um regime de rotação de 10 anos. Dessa forma, a área divide-se em 10 talhões, dos quais três foram analisados.

Tabela 1 – Uso do solo no Plano de Manejo Florestal Sustentável da Fazenda Alvorada, São Gonçalo, Ceará.

Talhão	Área Útil (ha)	Aceiros (ha)	APP (ha)	Espelho d'água (ha)	Área Total (ha)
T01*	37,75	1,23	--	--	38,98
T02*	40,92	1,05	--	--	41,97
T03*	33,25	0,84	3,49	5,20	42,78
T04	40,94	0,59	--	--	41,53
T05	45,52	0,49	--	--	46,01
T06	56,62	0,77	--	--	57,39
T07	46,41	0,97	--	--	47,38
T08	58,28	0,82	5,04	11,72	75,86
T09	67,71	1,11	5,27	10,08	84,17
T10	78,76	1,48	--	--	80,24
Total	506,16	9,35	13,80	27,00	556,31

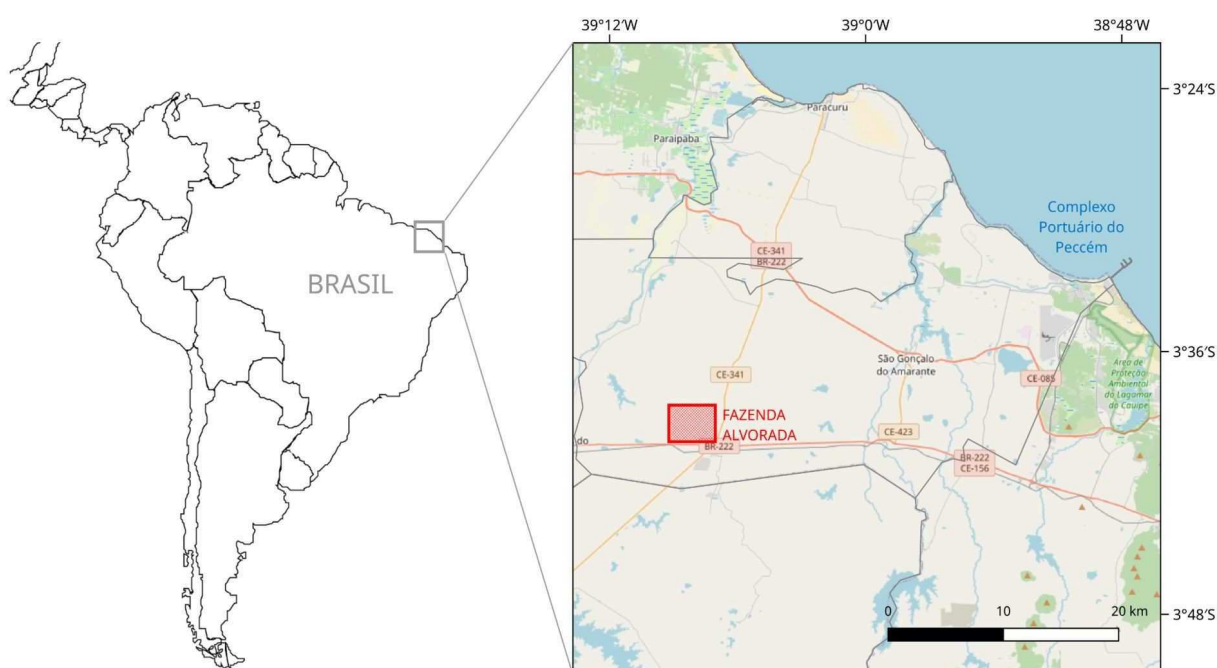
Fonte: Elaborada pelo autor

* Talhões com dados disponíveis para análise.

De acordo com a classificação de Köppen (1900), o clima da região é do tipo AW' e, segundo Gaussen (1962), é do tipo Bth, ou seja, tropical quente de seca acentuada. A precipitação média anual é de 1200 mm e a temperatura média oscila entre os 25° C e 30° C. A área do Plano de Manejo Florestal encontra-se dentro do domínio das rochas do complexo cristalino.

Os solos predominantes na Fazenda Alvorada são os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos e Areias Quartzosas Distróficas, tendo sido também encontradas pequenas manchas com associações de Bruno-Não-Cálcicos/Litólicos. A unidade de vegetação identificada nas áreas do Plano de Manejo Florestal é caatinga hiperxerófila (Plano de Manejo Florestal, 2008). As principais espécies arbustivas-arbóreas são o sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth), catingueira (*Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis) e marmeleiro (*Croton blanchetianus* Baill).

Figura 1 – Localização da Fazenda Alvorada, Caucaia, Ceará.



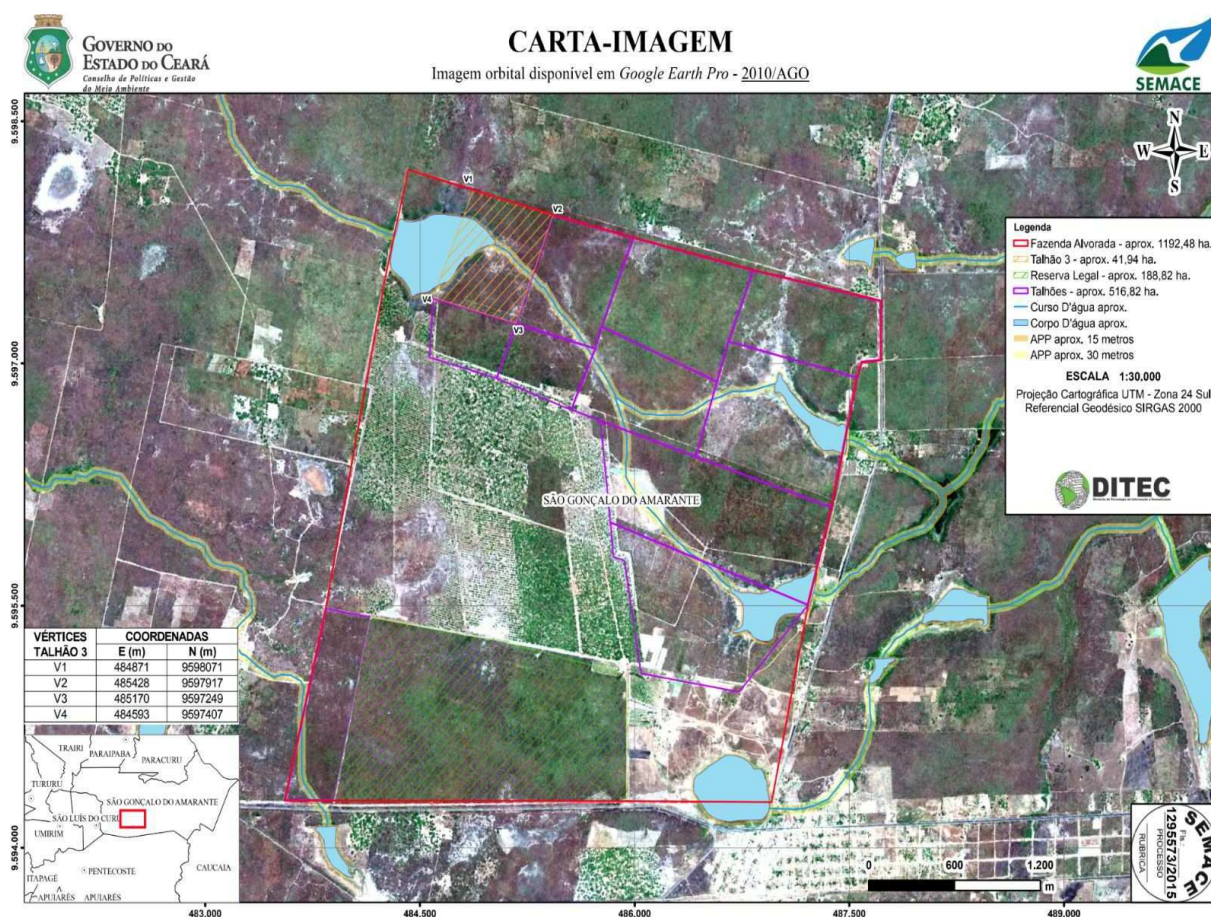
Fonte: XYZ Tiles / OpenStreet Map

Em 1995, foi realizado um inventário florestal em toda a área a ser manejada, sem haver individualização por talhão. A partir de então, foi elaborado o Plano de Manejo Florestal para a referida fazenda, possibilitando que a vegetação fosse manejada a partir de 1996 (primeiro ciclo de corte), tendo sido iniciado o manejo pelo talhão T01. Posteriormente, os talhões T02 e T03 foram explorados, respectivamente, em 1997 e 1998, e assim sucessivamente, até completar dez anos de exploração.

Tabela 2 – Ciclo de corte, tempo de pousio e inventários florestais na Fazenda Alvorada, município de Caucaia, Ceará.

Talhão	1ª Ciclo de Corte	Inventário	Pousio (anos)	2º Ciclo de Corte	Pousio (anos)	Inventário
T01	1996	2008	14	2011	10	2021
T02	1997	2008	15	2012	9	2021
T03	1998	2008	16	2014	7	2021

Figura 2 – Vista aérea da Fazenda Alvorada com delimitações de talhões (roxo).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2008, um novo inventário florestal foi realizado, de modo que foram lançadas sete parcelas na área da Reserva Legal, nove parcelas no T01, quatro parcelas no T02 e cinco parcelas T03, totalizando 25 parcelas. Todas as parcelas receberam numeração e foram georreferenciadas, de modo que pudessem ser facilmente localizadas. O T01, o T02 e o T03 foram explorados, respectivamente, em 2011, 2012 e 2014. Em 2021, antes de se iniciar o terceiro ciclo de corte, mais um inventário foi realizado nas parcelas 1, 2 e 3 dos talhões T01, T02 e T03 e na parcela 1 da Reserva Legal.

4.2 Inventário Florestal, obtenção de dados e estrutura amostral

O Inventário Florestal pode ser definido como parte da mensuração florestal que estuda técnicas, processos e métodos para obtenção de informações confiáveis sobre a cobertura florestal de dada área, fornecendo estimativas precisas e de probabilidade conhecida, com dispêndio de tempo e recursos compatível com a disponibilidade e os objetivos propostos (Meunier, 2014).

Neste estudo, foi utilizado um sistema de amostragem aleatória simples com parcelas de forma quadrada, com dimensões de 20 x 20 m (400 m²), tendo em vista a praticidade de execução, menor tempo e custo de implantação.

As parcelas foram marcadas com piquetes nos vértices e linhas (barbantes) foram passados para delimitação de sua área. As medições de diâmetro dos indivíduos foram realizadas com Suta Finlandesa. A altura foi estimada e o nome popular coletado com um morador da região (mateiro) que acompanhou todo o trabalho, além da participação do engenheiro florestal e do engenheiro agrônomo do Plano de Manejo. No inventário florestal, foram avaliados dados quantitativos e qualitativos dentro das unidades amostrais. Para isso, foram medidas as seguintes variáveis em cada árvore:

- Circunferência na Altura do Peito (CAP), apenas os iguais ou superiores a classe diamétrica de 2 cm, medida realizada a 1,30 m da superfície do solo;
- Circunferência na Base (CNB): Medida realizada a 0,30 m da superfície do solo;
- Altura Total da árvore (H): Estimativa obtida desde a superfície do solo até

a extremidade do galho mais alto da árvore.

Os parâmetros coletados em campo (espécie, CAP, CNB e H), para cada indivíduo, foram processados através do Software INFL, Programa de Inventário Florestal específico para a caatinga, desenvolvido pelo Projeto PNUD/FAO/IBAMA/BRA/087/077.

4.3 Parâmetros fitossociológicos analisados

Para avaliar a dinâmica da vegetação sob manejo florestal, foram avaliados aspectos qualitativos e quantitativos da vegetação ao longo do tempo, ou seja, antes e após o corte. Os parâmetros avaliados foram:

- Riqueza de espécies (refere-se ao número de espécies encontradas em cada parcela de cada talhão);
- Densidade: a densidade utilizada no presente trabalho refere-se ao número de árvores (indivíduos) de todas espécies contidas em determinada parcela por hectare;
- Área Basal (esse indicador é calculado pela soma das áreas basais de todos os indivíduos contidos em uma parcela);
- Altura (estimativa obtida desde a superfície do solo até a extremidade do galho mais alto da árvore);
- Composição Volumétrica: determinada através de equações volumétricas desenvolvidas pelo projeto PNUD/FAO/IBAMA/BRA/87/007. No projeto, foram desenvolvidas equações específicas para as espécies consideradas mais importantes e uma equação geral para as demais espécies.

Através desses modelos matemáticos, dentro de um programa de computador (INFL), pôde-se determinar o volume empilhado em estéreo, unidade de medida equivalente ao metro cúbico, usada para medir o volume de lenha empilhada ((PNUD/FAO/IBAMA, 1993).

4.4 Análise estatística

Os parâmetros fitossociológicos foram estatisticamente analisados e ambiente R (R Core Team, 2023). Os dados fitossociológicos dos inventários florestais (parcelas 1, 2 e 3 dos talhões T01, T02 e T03 e parcela 1 da Reserva Legal)

de 2008 e 2021 foram submetidos ao teste não paramétrico de Wilcoxon para comparação de amostras pareadas. O teste foi implementado por meio da função *wilcox.test* do pacote '*stats*', com um nível de significância de $p \leq 0,01$. Gráficos foram gerados com a função *boxplot*, do pacote '*graphics*'.

5 RESULTADOS

No período analisado, a riqueza de espécies sofreu um aumento em quatro parcelas; permaneceu inalterada em apenas uma parcela; e reduziu em cinco parcelas, incluindo a da Reserva Legal. A maior riqueza de espécies foi observada na parcela 1 da Reserva Legal no inventário de 2008, totalizando 17 espécies. Por outro lado, a menor riqueza de espécies foi encontrada na parcela 1 do talhão T02 no inventário de 2021, em que foram registradas apenas 8 espécies (Tabela 3). A análise de ranqueamento de Wilcoxon não revelou diferença significativa na riqueza de espécies entre os anos de 2008 e 2021 (Figura 3a).

Tabela 3 – Riqueza de espécimes por talhão e parcela de inventários florestais (2008 e 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.

Talhão	Parcela	2008	2021
T01	1	11	11
	2	10	13
	3	9	10
T02	1	15	8
	2	13	11
	3	11	10
T03	1	6	13
	2	10	14
	3	16	11
Reserva Legal	1	17	11

Fonte: Elaborada pelo autor.

Apenas uma parcela teve aumento da densidade de indivíduos no período analisado: a parcela 2 do talhão T01. Todas as outras sofreram redução, em alguns casos, drásticas, como no caso da parcela 3 do talhão T02. Exatamente nesta mesma parcela foram observados o maior e o menor valor de densidade: 8.000 ind./ha em 2008 x 2.775 ind./ha em 2021 (Tabela 4). A análise de ranqueamento de Wilcoxon mostrou diferenças significativas entre a densidade de espécies dos anos de 2008 e 2021 (Figura 3b).

Tabela 4 Densidade de indivíduos por hectare e parcela de inventários florestais (2008 a 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.

Talhão	Parcela	2008	2021
T01	1	4.650	4.475
	2	2.800	2.875
	3	3.300	3.175
T02	1	5.500	4.375
	2	3.350	2.900
	3	8.000	2.775
T03	1	4.475	3.075
	2	4.800	3.250
	3	5.025	4.375
Reserva Legal	1	5.075	4.075

Fonte: Elaborada pelo autor.

A maior área basal foi evidenciada na parcela 2 do talhão T02 no inventário de 2008, 6,2260 m². A menor área basal foi encontrada na parcela 2 do talhão T01 do inventário de 2021, obtendo-se o valor de 0,5337 m² (Tabela 5). A análise de ranqueamento de Wilcoxon mostrou diferenças significativas entre os quesitos área basal nos anos de 2008 e 2021 (Figura 3c).

Tabela 5 – Área basal por talhão e inventários florestais (2008 a 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.

Talhão	Parcela	2008	2021
T01	1	2,5385	0,6678
	2	1,4864	0,5337
	3	1,0516	1,0718
T02	1	2,3802	0,6411
	2	6,2260	0,5810
	3	2,0740	1,4648
T03	1	2,4157	1,3047
	2	3,3541	0,9867
	3	2,4951	1,3754
Reserva Legal	1	1,1243	0,9298

Fonte: Elaborada pelo autor.

A maior composição volumétrica foi evidenciada na parcela 1 da reserva legal no inventário de 2008, 10,15 st.

A menor composição volumétrica foi encontrada na parcela 2 do talhão T01 do inventário de 2021, obtendo-se o valor de 2,63 st (Tabela 6). A análise de ranqueamento de Wilcoxon mostrou diferenças significativas entre composição volumétrica nos anos de 2008 e 2021 (Figura 3d).

Tabela 6 – Composição volumétrica por talhão e parcela dos inventários (2008 a 2021), Fazenda Nova Alvorada, Caucaia, Ceará.

Talhão	Parcela	2008	2021
T01	1	7,86	4,81
	2	4,83	2,63
	3	6,78	4,57
T02	1	7,22	6,15
	2	8,90	6,03
	3	7,96	6,15
T03	1	7,39	6,48
	2	9,51	4,88
	3	5,35	5,76
Reserva Legal	1	10,15	6,54

Fonte: Elaborada pelo autor.

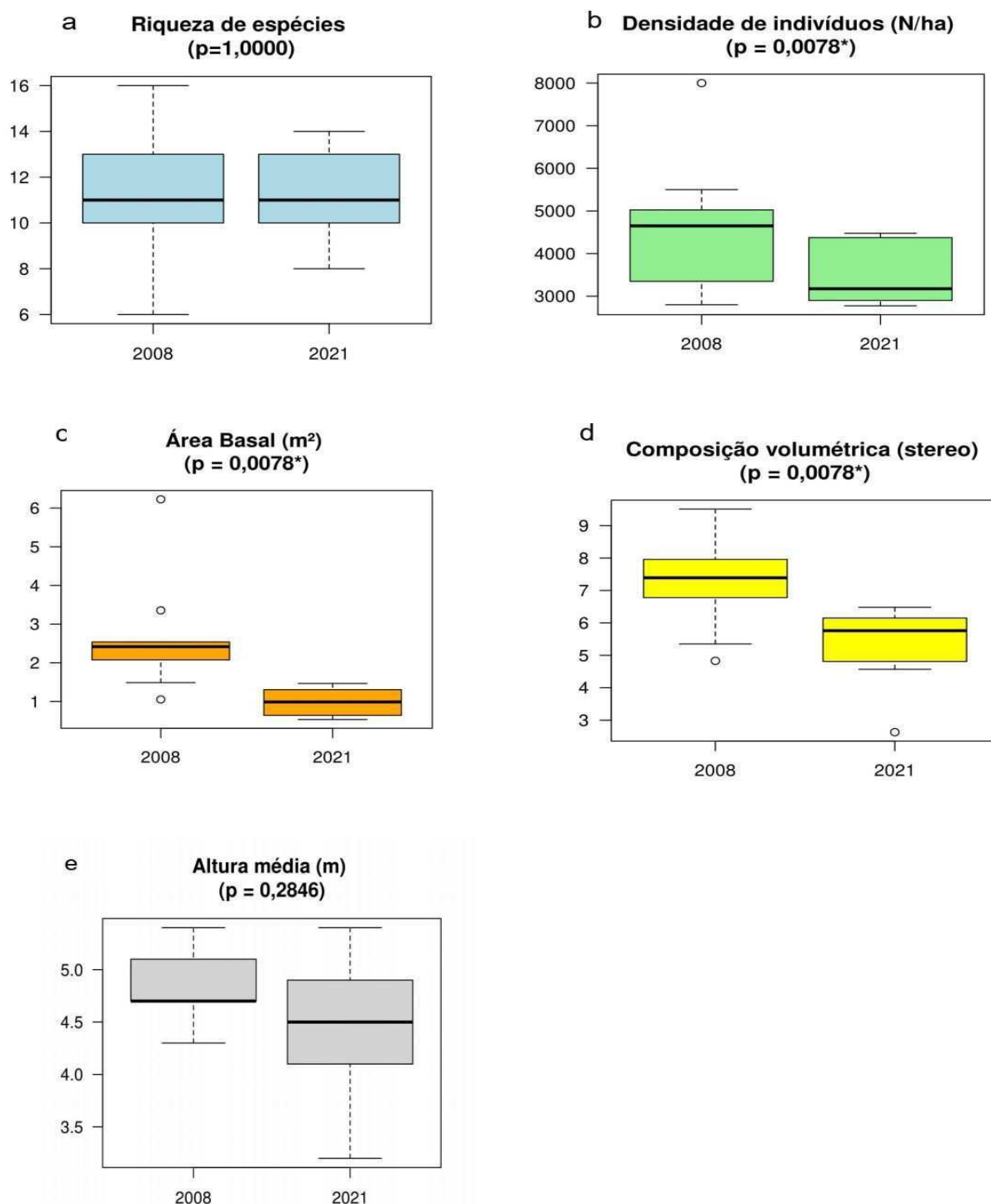
Os maiores valores de altura média foram encontrados nas parcelas 1 do talhão T01 e na parcela 2 do talhão T03 do inventário de 2008, e na parcela 3 do talhão T02 do inventário de 2008. A menor altura média foi encontrada na parcela 1 do talhão T01 do inventário de 2021 (Tabela 6). A análise de ranqueamento de Wilcoxon não mostrou diferenças significativas dos valores encontrados em 2008 e 2021 (Figura 3e).

Tabela 7 – Altura média por talhão e parcela dos inventários (2008 a 2021), Fazenda Alvorada, Caucaia, Ceará.

Talhão	Parcela	2008	2021
T01	1	5,4	3,8
	2	4,7	3,2
	3	4,9	4,4
T02	1	4,4	4,5
	2	4,7	4,9
	3	4,7	5,4
T03	1	5,1	5,3
	2	5,4	4,5
	3	4,3	4,1
Reserva Legal	1	4,5	5,1

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 3 – Comparação da vegetação analisada nos inventários florestais (2008 a 2021).



Fonte: Elaborada pelo autor.

6 DISCUSSÃO

Ao comparar a riqueza de espécies antes e após o corte, verifica-se que os valores são similares (Figura 3a), conforme já verificado também em outros Planos de Manejo Florestal. Riegelhaupt *et al.* (2010) verificaram que o manejo florestal, independente do tipo de corte (raso ou seletivo), não ocasiona perda de riqueza de espécies arbóreas e novas espécies foram incrementadas nas áreas exploradas.

O estudo de Campanha *et al.* (2011), em um sistema agrossilvipastoril experimental, também verificou que as práticas de manejo adotadas no experimento mantiveram a riqueza de espécies da flora arbóreo-arbustiva, semelhantes à área de reserva vegetal nativa. Nessa mesma linha, Pareyn *et al.* (2022) indicaram que os Planos de Manejo Florestais conservam a riqueza de espécies arbóreas e são um meio efetivo para evitar a perda de espécies.

Na mesma área do presente estudo, Silva (2017) realizou inventário florestal em 2016 no talhão T01, quatro anos após a realização do corte raso deste talhão, verificando que houve um aumento no número de espécies (riqueza). De acordo com o autor, isso pode ter ocorrido devido a uma maior disponibilidade de luz nos anos iniciais da regeneração, o que facilitou o estabelecimento de espécies pioneiras como, por exemplo, as da família Fabaceae, que não foram observadas no inventário de 2008. Além disso, o autor levanta como possibilidade para o aparecimento de novas espécies os elevados índices pluviométricos de anos anteriores ao corte, o que facilitou a germinação de sementes que estavam dispostas no solo.

Lucena *et al.* (2017) afirmam que, em regiões semiáridas, as condições climáticas dominantes em anos anteriores aos levantamentos devem ser consideradas como um fator limitante à regeneração e ao estabelecimento das plântulas. De acordo com Lucena *et al.* (2017), a região semiárida do Brasil enfrentou uma estiagem que se iniciou em 2012 e perdurou até 2016. Portanto, o trabalho de Silva (2017) e o presente trabalho foram desenvolvidos sob essas condições, haja vista que os cortes dos talhões 01, 02 e 03 ocorreram durante esse período.

A água certamente é o fator limitante mais significativo para as plantas da caatinga, tanto que a vegetação possui diversas adaptações (caducifolia, espinhos para diminuir a evapotranspiração, raízes profundas etc.) para sobreviver à escassez hídrica.

No entanto, após o corte da vegetação (uma perturbação), somada a longos períodos de escassez hídrica, novas plântulas terão dificuldade de sobreviver e sementes poderão não germinar, afetando sobremaneira os estágios iniciais da regeneração natural.

Com relação ao parâmetro densidade, verifica-se, ao comparar a média dos inventários florestais realizados em 2008 e 2021, que a densidade média encontrada no inventário de 2008 é bastante superior à média do inventário de 2021 (Figura 3b). Essa diferença pode ser explicada pelo tempo em que cada talhão ficou em pousio. De acordo com a Tabela 2, os talhões T01, T02 e T03 estavam em pousio, respectivamente, há 14, 15 e 16 anos, quando o inventário de 2008 foi realizado. Por outro lado, no inventário realizado em 2021, os talhões T01, T02 e T03 estavam, respectivamente, há 10, 09 e 07 anos em pousio.

Silva (2017) encontrou como valor de densidade absoluta 3.788 indivíduos por hectare do talhão T01, no inventário realizado em 2016 na Fazenda Alvorada. O valor da densidade absoluta extraído do inventário de 2008 do talhão T01 foi de 4.311 indivíduos por hectare. Dessa forma, verifica-se que, em 2016, quatro anos após o corte raso da vegetação do talhão T01, a densidade foi restabelecida para 88% da densidade inicial. Esse dado mostra a capacidade de resiliência da caatinga nos anos iniciais da regeneração, haja vista que o parâmetro densidade foi praticamente restabelecido em apenas quatro anos após o corte.

De acordo com Sampaio *et al.* (1998), a realização do corte na vegetação tem um efeito direto nos processos fisiológicos, induzindo, na maioria das plantas, uma atividade meristemática intensa para regeneração do sistema aéreo, com gasto inicial de reservas acumuladas nos sistemas subterrâneos e nos tocos de caule, até que a rebrota se torne capaz de realizar fotossíntese e, dessa forma, contribuir para o acúmulo de novas reservas. O período inicial de rebrota é uma época crítica, principalmente quando, após o corte, teve início um período de quatro anos com precipitação abaixo da normal.

Desse modo, o trabalho realizado por Sampaio *et al.* (1998) constatou que, dois anos depois do corte, a densidade total reduziu-se para 71% da inicial e, aos seis anos, aumentou, até atingir quase o dobro da densidade inicial, demonstrando que, com o passar dos anos, há uma tendência de recomposição dos valores de densidade.

O autor salienta que os valores obtidos foram beneficiados em virtude de melhores condições climáticas durante os dois últimos anos de experimento. No presente trabalho, também se observou a recomposição da densidade nos anos iniciais, mas, posteriormente, os valores tendem a voltar aos dados do inventário inicial (2008). Esse resultado pode ser explicado pela capacidade de suporte do ambiente e pela competição entre espécies e indivíduos.

De acordo com Sampaio *et al.* (1998), houve o crescimento de novas plantas em tamanho que permitiu sua amostragem, aproveitando as condições climáticas mais favoráveis dos dois últimos anos do experimento e a redução na competição, com o corte das plantas grandes e a morte de algumas.

Com o corte da vegetação e a morte de indivíduos nos dois primeiros anos do experimento, houve uma diminuição da competição por recursos (luz, água e nutrientes). De acordo com os autores, é provável que inicialmente haja uma tendência ao aumento da densidade. Com o passar do processo sucessional, a densidade total deve retornar a níveis semelhantes aos iniciais, à medida que atuem os processos de competição intra e interespecífica e/ou predação.

Ao comparar os trabalhos de Silva (2017) e Sampaio *et al.* (1998), verifica-se que neste houve um incremento maior nos valores de densidade porque houve mais tempo de regeneração e também porque apresentou melhores condições ambientais nos últimos dois anos de experimento, como já mencionado. Por outro lado, o experimento realizado por Silva (2017) se deu durante um quadro de estiagem prolongada (2012-2016).

Nos inventários do talhão T01 de 2008, 2016 e 2021, nas parcelas que foram inventariadas (1, 2 e 3), o marmeleiro (*Croton blanchetianus*) foi a espécie que apresentou a maior densidade. O marmeleiro é considerado pioneiro e característico de ambientes degradados. Por isso, é considerado como indicador do nível de perturbação, ocorrendo com elevada frequência em lugares com vegetação muito devastada (Maia, 2004).

Não é possível comparar a densidade do marmeleiro no talhão T01 com o inventário inicial realizado em 1995, porque as parcelas amostrais não foram individualizadas por talhão. No entanto, é possível comparar com os inventários florestais realizados nas parcelas localizadas na área de reserva legal, que servem como parcelas testemunhas.

Na parcela 1 do inventário de 2008 da área de reserva legal, o marmeleiro é a quarta espécie quando se considera a densidade absoluta. Na parcela 1 do inventário de 2021 da Reserva Legal, o marmeleiro passa a ser a espécie com maior densidade.

Essa mudança no padrão da densidade pode ser explicada pela posição da área de reserva legal, que se localiza às margens da Rodovia BR-222, sofrendo diversos problemas decorrentes do efeito de borda, principalmente incêndios florestais. De acordo com os responsáveis técnicos pela execução do manejo florestal, alguns incêndios foram registrados na área de reserva legal, causando uma perturbação que gerou uma mudança nos valores da densidade das populações inventariadas, favorecendo o marmeleiro por ter características pioneiras e por se desenvolver em ambientes com algum grau de degradação.

Sampaio *et al.* (1998) evidenciaram em seu experimento que o marmeleiro era a espécie que possuía a maior densidade absoluta antes do experimento — e continuou a ser a de maior densidade, independentemente de a área ter passado por corte raso ou por corte raso e queima, coadunando com o aumento da densidade de marmeleiro na área de reserva legal da Fazenda Alvorada, em virtude do seu histórico de perturbação. É comum que o marmeleiro alcance a maior densidade, mas é mais raro que seja a espécie de maior área basal ou biomassa (Sampaio, 1996).

Ainda em relação ao uso de fogo, Griscom e Ashtom (2011) afirmam que tal fator tem a capacidade de imputar mudanças aos processos sucessionais, favorecendo espécies tolerantes e, obviamente, causando dificuldades às espécies intolerantes. Ceccon *et al.* (2006) asseveram que estudos recentes demonstram que a capacidade de rebrota é prejudicada pela frequência e intensidade dos incêndios. Portanto, em áreas de manejo florestal, devem ser adotadas medidas que evitem a propagação do fogo como, por exemplo, a manutenção dos aceiros entre talhões e ao redor de toda a propriedade.

Com relação ao parâmetro área basal e composição volumétrica, verifica-se, ao comparar os inventários florestais realizados em 2008 e 2021, que ambos os parâmetros possuem valores menores no inventário de 2021 (Figuras 3c e 3d) quando comparados ao inventário de 2008. Como no parâmetro densidade, o motivo dessa diferença é explicada pela idade de regeneração das parcelas inventariadas. Esses dois parâmetros serão avaliados conjuntamente, haja vista que estão relacionados à capacidade produtiva da vegetação.

No inventário florestal de 2008 realizado no talhão T01, o marmeleiro (*Croton sonderianus*) foi a espécie que apresentou a maior área basal, seguida por sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth) e catingueira (*Caesalpinia bracteosa* Tull) que possuíam, respectivamente, 1,36 m²/ha, 0,98 m²/ha e 0,72 m²/ha. No inventário realizado em 2016 no talhão T01 por Silva (2017), marmeleiro, sabiá e catingueira passaram a ter respectivamente as áreas basais de 3,24 m²/ha, 4,29 m²/ha e 0,52 m²/ha.

Verifica-se, portanto, que o sabiá passou a ser a espécie com a maior área basal, seguida pelo marmeleiro, salientando-se que ambas tiveram um aumento substancial em suas dominâncias. A catingueira teve pouca variação de sua área basal. Além dessas espécies, passaram a configurar como espécies de maiores dominância a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora* Benth.) e a jurema-branca (*Pitadenia stipulacea*). Todas as espécies que passaram a dominar o povoamento o fizeram por serem espécies que são classificadas como pioneiras (Maia, 2004).

No inventário florestal realizado em 2021 nas parcelas 1, 2 e 3 do talhão T01, verifica-se uma tendência de marmeleiro, sabiá e catingueira se tornarem as espécies mais dominantes como ocorreu no inventário realizado em 2008, quando o talhão estava em regeneração há 14 anos. No entanto, para se chegar a um resultado mais preciso, um novo inventário deve ser realizado em todas as sete parcelas do talhão T01 durante o ano de 2025, quando o talhão atingirá 14 anos de pousio (regeneração). Assim, será possível fazer a comparação das áreas basais por espécie do inventário de 2008.

Ao analisar os valores de volume (biomassa) obtidos a partir dos inventários, verifica-se que os valores não retornaram aos patamares encontrados em 2008, demonstrando que o tempo de pousio foi insuficiente para que o estoque lenhoso retornasse às condições anteriores ao corte.

Portanto, o ciclo de corte que vem sendo adotado nesse plano de manejo (10 anos) deve ser atualizado, de modo que o tempo de pousio entre os ciclos de corte seja maior, devendo-se adotar o valor de 15 anos, conforme a Instrução Normativa MMA Nº 01/2009.

Sampaio *et al.* (1998) monitoraram a sucessão ecológica de cada parcela do experimento por um período de 6 anos. Os valores de biomassa foram medidos no segundo e no sexto ano após a remoção da vegetação. A biomassa antes do corte era de 73.800 kg/ha.

Dois anos após o corte, a biomassa era de 6.670 kg/ha (9% do inicial) e em 6 anos atingiu 29.800 kg/ha, ou seja, 40% da biomassa. Dessa forma, fica evidenciado um aumento gradativo do parâmetro analisado. Ao analisarem estes dados, Menezes e Araújo (2008) sugerem que a recomposição da biomassa segue um padrão de uma curva sigmoide, tendo uma fase de crescimento exponencial seguida por uma fase de crescimento lento até atingir a biomassa inicial.

Silva (2017) encontrou como valor de Incremento Médio Anual (IMA) em 2008 para o talhão T01 da Fazenda Alvorada, quando o povoamento estava com doze anos de idade, de 13,92 st/ha/ano. Em 2016, quando o povoamento estava com 4 anos de idade, o valor do IMA foi de 17,24 st/ha/ano. De acordo o autor, os dados mostram que o manejo florestal não está impedindo a regeneração das espécies.

Na verdade, o manejo está possibilitando manter ou aumentar sua capacidade produtiva ao longo dos anos. Com um IMA de 17,24 st/ha/ano, espera-se que, em 12 anos, a área apresente um maior volume de biomassa em relação a área com mesma idade em 2008, mesmo levando em consideração que o crescimento tende a diminuir ao longo dos anos, como abordado por Menezes e Araújo (2008). No entanto, com o inventário realizado em 2021, 11 anos após o corte, a biomassa ainda não retornou ao estágio de 2008, quando a área do talhão T01 foi inventariada. Tal afirmação se dá com base nos dados das parcelas 1, 2 e 3 do inventário de 2021.

Hardesty, Box e Malechek (1988) realizaram a primeira pesquisa científica que investigou dados quantitativos sobre a produtividade de biomassa de espécies da caatinga.

No estudo, realizado nos municípios de Sobral e Quixadá (Ceará - Brasil), os pesquisadores investigaram a influência da época de corte na produção de biomassa pelo rebroto de espécies de pasto (sabiá, catingueira, marmeleiro, jurema-preta e pau-branco). Nesse trabalho, foi verificado que o corte das árvores na estação seca permite maior produtividade de biomassa até o final da estação chuvosa. Isso ocorre porque as plantas têm mais tempo para acumular reservas, garantindo maior sucesso no estabelecimento do rebroto. Essa prática foi adotada no plano de manejo em estudo e é a mais comum utilizada nos planos de manejo da caatinga.

De acordo com Figueirôa *et al.* (2006), o clima sazonal característico da região semiárida tem pouco efeito sobre a sobrevivência das árvores, mas a época em que a colheita é realizada e o tipo de corte aplicado afetam a capacidade de germinação e a sobrevivência de algumas espécies.

O presente estudo não teve como objetivo avaliar a sobrevivência ou a capacidade de germinação, mas com os dados até aqui apresentados, pode-se afirmar que o manejo florestal não impediu a regeneração da vegetação avaliada, haja vista que os parâmetros analisados caminham para uma situação similar à área antes do corte.

Um ponto importante a se destacar é a definição de um ciclo de corte, entendido como o tempo necessário para a vegetação retornar a um estágio que se aproxime ao máximo da vegetação original, ou seja, antes do corte. De acordo com Pareyn *et al.* (2010), há bastante heterogeneidade nas estimativas do ciclo de corte, que varia entre 8 e 20 anos. Um ciclo mais curto como, por exemplo, 10 anos, pode ser viável para produção de lenha em regiões com melhores condições edafoclimáticas, sempre que não sejam necessários diâmetros maiores. Como já citado anteriormente, o ciclo de corte de 10 anos para a área em estudo é insuficiente para a recuperação da vegetação a valores anteriores ao corte.

Pareyn *et al.* (2010) asseveram que um ciclo de corte de 15 anos, já adotado em Pernambuco, parece ser uma média razoável enquanto não se dispõe de dados mais completos. Em regiões com regime hídrico e condições de solo menos favoráveis, ciclos de corte entre 15 e 20 anos são recomendáveis. O Estado do Ceará, através da Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), também passou a adotar ciclos de corte de 15 anos. Portanto, o projeto de Manejo Florestal da Fazenda Alvorada terá que passar por modificações, de modo a possuir 15 talhões em vez de 10, como possui atualmente.

Pareyn *et al.* (2010) alertam que, para se obter classes diamétricas similares à vegetação original, é necessário mais tempo do que para recuperar o estoque (biomassa). O autor definiu que, para a recuperação de estoque, são necessários 15 anos. Já para recuperar a classe diamétrica, são necessários períodos de 15 e 20 anos. Portanto, para obter produtos de maior diâmetro como, por exemplo, estacas e mourões, serão necessários ciclos de corte de maior duração. Em trabalho recente, Pareyn *et al.* (2022) definiram que o estoque de biomassa depende muito do sítio e aumenta pouco após 15 anos do corte.

O aumento da biomassa, medido pelo Incremento Periódico Anual nos talhões cortados, apresenta alta variabilidade, inclusive no mesmo sítio, e tem pouca dependência do tipo de corte, idade de regeneração, estoque original e precipitação acumulada no período.

Porém, o crescimento tem alta relação com a Precipitação Média Anual (PMA) do local. Com base na PMA, o crescimento pôde ser dividido em três classes: 1 (< 500 mm), 2 (500-700 mm) e 3 (> 700 mm) que geram, respectivamente, um incremento de 2,1-5,5 st/ha/ano, 3,5-6 st/ha/ano e 8,4-15,3 st/ha/ano.

Considerando que a precipitação média anual na Fazenda Alvorada é de 1.200 mm, o plano de manejo está classificado na classe 3 (> 700 mm). Os valores encontrados durante o inventário florestal de 2008 (13,92 st/ha/ano) e no trabalho de Silva (2017) (17,24 st/ha/ano) se enquadram corretamente na classificação proposta por Pareyn *et al.* (2022). No presente trabalho, foram utilizadas apenas três parcelas, o que impede um cálculo de valor de IMA para fins de inclusão na classificação ora analisada.

Com relação ao último parâmetro analisado, verifica-se que as alturas dos inventários florestais de 2008 e 2021 estão bastante próximas, indicando que este parâmetro requer menos tempo que a área basal e a composição volumétrica para se restabelecer em relação ao parâmetro pré-corte.

7 CONCLUSÃO

A partir dos dados obtidos na presente pesquisa, verificou-se que o parâmetro riqueza de espécies não é afetado pelo manejo florestal. A altura sofre redução, mas é capaz de restabelecer o padrão pré-corte no período de 10 anos. No entanto, os parâmetros de densidade, abundância e composição volumétrica não atingiram os mesmos valores observados antes do corte.

Ao considerar os resultados acima elencados, bem como o tempo de pousio de 10 anos para o talhão T01, pode-se concluir que o ciclo de corte estabelecido de 10 anos não é suficiente para a regeneração total da vegetação. Dessa forma, seguindo a Instrução Normativa MMA Nº 01/2009, adotada pela SEMACE, o Plano de Manejo deve ser modificado de modo a ter um ciclo de corte de 15 anos.

Os resultados obtidos podem ser explicados pelo tempo de pousio entre um ciclo de corte e a realização do inventário florestal, mas, evidentemente, as condições ambientais — como, por exemplo, precipitação média anual e os tipos de solo do domínio da caatinga — influenciam a regeneração da vegetação. Dessa forma, novos estudos que envolvam as variáveis ambientais devem ser realizados a fim de se entender melhor a maneira pela qual a vegetação do semiárido se recompõe.

REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C. *et al.* Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 256, p. 355-366, 2008.
- ALVES, T. N. **Dinâmica de espécies lenhosas em área de caatinga, Floresta-PE**. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2016.
- ARAÚJO, L. V. C; SILVA, J. A. Unidade experimental Fazenda Belo Horizonte Mossoró/RN. *In*: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010.
- ARAÚJO, R. C. P.; MENEZES, M. O. T. Manejo Sustentável da Caatinga para produção econômica de biomassa vegetal. Grupo de Pesquisa: 6 — Agropecuária, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *In*: XLVI ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 2008. Rio Branco. **Anais [...]**. Rio Branco, 2008.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.*et al.* Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 92, p. 326-340, 2017.
- BAGNOULS, F.; GAUSSEN, H. Estação seca e índice xerotérmico. **Boletim Geográfico**, ano XX, n. 169, 1962
- BROWN, S.; LUGO, A. E. The Storage and Production of Organic Matter in Tropical Forests and Their Role in the Global Carbon Cycle. **Biotropica**, v. 14, p. 161-187, 1982.
- CAMPANHA, M. M. *et al.* Estrutura da comunidade vegetal arbóreo-arbustiva de um sistema agrossilvipastoril, em Sobral-CE. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 3, p. 94-101, 2011.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics**, v. 6, p. 51-71, 2003.

CHAZDON, R. L. *et al.* Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions**, Londres, v. 362, p. 273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. *et al.* The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Estados Unidos, v. 23, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais**, Pará, v. 7, p. 195-218, 2012.

CLEMENTS, F. E. **Plant Succession**. Carnegie Institution, Publication 242, Washington, DC, 1916.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Estados Unidos, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

COWLES, H. C. 1899. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of lake Michigan. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 27, p. 361-391, 1899.

DRUMOND, M. A. *et al.* Produção e distribuição de biomassa de espécies arbóreas no semi-árido brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 32, n. 4, p. 665-669, 2008.

EGLER, F.E. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in oldfield development. **Plant Ecology**, Estados Unidos, v. 4, p. 412-417, 1954.

FERRAZ, J. S. F. **Análise da vegetação de caatinga arbustiva-arbórea em Floresta, PE, como subsídio ao manejo florestal**. 134 f. (Doutorado em Ciências Florestais) — Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2011.

FREITAS, R. A. C. *et al.* Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes em Messias Targino divisa RN/PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 2, n. 1, p. 135-147, 2007.

FIGUEIRÔA, J. M. *et al.* Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 229, p. 294-303. 2006.

GARIGLIO, M. A. *et al.* **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368 p.

BAGNOULS, F.; GAUSSEN, H. Os climas biológicos e sua classificação. **Boletim Geográfico**, França, ano XXII, n. 176, 1963.

GRISCOM, H. P.; ASHTON, M. S. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 226, n. 10, p. 1564-1579, 2011.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Missouri, v. 75, n. 1-34, 1988.

GIULIETTI, A. M; *et al.* Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. *In:* SILVA, J. M. C. *et al.* (Orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. 382 p.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin Torrey Botanical Club**, Estados Unidos, v. 53, p. 7-26, 1926.

GLEEN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall: London, 1992.

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

HACKE, U. G. *et al.* Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure. **Oecologia**, Estados Unidos, v. 126, p. 457-461, 2001.

HARDESTY, L. H.; BOX, T. W.; MALECHEK, J. C. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian caatinga. **Journal of Range Management**, Arizona, v. 41, n. 6, p. 477-480, 1988.

HOBBS, R. J.; WALKER, L. R.; WALKER, J. Integrating restoration and succession *In:* WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Ed.) **Linking restoration and ecological succession**. Springer, New York, 2007, p. 168-179.

HOLDRIDGE, L. R. **Life zone ecology**. Tropical Science Center. San Jose: Costa Rica, 1967.

HOLL, K. D. Old field vegetation succession in the Neotropics. **Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**, Washington D.C, 93-118, 2007.

HOLL, K. D. Restoration of tropical forests. **Restoration Ecology: the new frontier**, Washington D.C, p. 103-114, 2012.

HOSOKAWA, R. T. et al. **Introdução ao manejo e economia florestal**. Editora da UFPR, Curitiba, 1998.

JOHNSON, E. A. Succession an unfinished revolution. **Ecology**, Estados Unidos, v. 60, p. 238-240, 1979.

JOHNSON, E.; MIYANISHI, K. Testing the assumptions of chronosequences in succession. **Ecology Letters**, Estados Unidos, v. 11, p. 419-431, 2008.

KALACSKA, M. E. R. et al. Effects of season and successional stage on Leaf Area Index and spectral vegetation indices in three mesoamerican tropical dry forests. **Biotropica**, Estados Unidos, v. 37, p. 486-496, 2005.

KAMMESHEIDT, L. Forest Recovery by Root Suckers and Above-Ground Sprouts After Slash-and- Burn Agriculture, Fire and Logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, Estados Unidos v. 15, n. 2, p. 143-157, 1999.

KIILL, L. H. P. **Caatinga**: patrimônio brasileiro ameaçado. Disponível em: <http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php>. 2002. Acesso em: 15 maio 2022.

KÖPPEN, W. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. **Geogr. Zeitschrift**, Suíça, 6, 657-679, 1900.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. **Biotropica**, Estados Unidos, v. 40, p. 422-431, 2008.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Estados Unidos, v. 27, p. 477-489, 2011.

LIMA, T. L. **Reconstituição da composição, estrutura e biomassa arbustiva/arbórea a partir de cepas em caatinga sob manejo florestal**. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

LOHBECK, M.; et al. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. **Ecology**, Estados Unidos, v. 94, p. 1211-1216, 2013.

LOPES, J. F. B.; et al. **Densidade de plantas em plano de manejo florestal da caatinga, manejado sob corte raso**. In: V WINOTEC — O SEMIÁRIDO BRASILEIRO. Sobral, maio de 2018.

LUCENA, M. S.; ALVES, A. R.; BAKKE, I.A. Composição florística, diversidade e estrutura da vegetação arbóreo-arbustiva de caatinga sob sistemas silviculturais. **Revista Nativa**, Campina Grande, v. 6, n. 5, p. 506-516, set./out. 2018.

LUCENA, M. S.; ALVES, A. R.; BAKKE, I.A. Regeneração natural da vegetação arbóreo-arbustiva de Caatinga em face de duas formas de uso. **ACSA**, Patos-PB, v. 13, n. 3, p. 212-222, Julho-Setembro, 2017.

MADEIRA, B.G *et al.* Changes in tree and lianas communities along a successional gradient in a tropical dry forest in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Estados Unidos, v. 201, p. 291-304, 2009.

MAIA, G. N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. 1ª Ed. Fortaleza: Leitura & Arte. 2004.

MARGALEF, R. On certain unifying principles in ecology. **American Naturalist**, Estados Unidos, v. 97, p. 357-374, 1963.

MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. **Forest ecology and management**, Estados Unidos, v. 180, p. 99-111, 2003.

MENDES, B. V. Importância social, econômica e ecológica da caatinga: p. 72-121 *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMIÁRIDO, 1, Mossoró. **Anais [...]** Mossoró: Fundação Vingt-Un Rosado, 1997.

MEUNIER, I. M. J. **Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco**. 2014. 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014.

MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, Estados Unidos, v. 33, p. 491–505, 2006.

MIRANDA, J. C. Sucessão Ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. **Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n.1, p. 31-37, jul.-dez., 2009.

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S. *et al.* A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Botanical Review**. Nova Iorque, v. 82, p. 91- 148, 2016.

MOSTACECO, B. *et al.* Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 258, n. 6, p. 978-985, 2009.

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

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Dry forests of the tropics and subtropics: Guánica Forest in context. **Acta Científica**, Estados Unidos, v. 4, p. 15-24, 1990.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, Estados Unidos, v. 164, p. 262-270, 1969.

OLIVARES, E.; MEDINA, E. Water and nutrient relations of woody perennials from tropical dry forests. **Journal of Vegetation Science**, Estados Unidos, v. 3, p. 383-392, 1992.

OLIVEIRA, M. C.; SILVA JÚNIOR, M. C. Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e seus processos. **Revista CEPPG-CESUC**, Catalão, n. 24, p. 104-118, 2011.

PAREYN, F. G. C. *et al.* A influência da precipitação sobre o crescimento e os ciclos de corte da caatinga manejada — uma primeira aproximação. In: PAREYN, F.; VIEIRA, J. L.; Gariglio, M. A. (Org.). **Estatística Florestal da Caatinga**. Recife: APNE, v. 2, p. 30-38, 2015.

PAREYN, F. G. C. *et al.* Dinâmica da regeneração da vegetação da caatinga na Unidade Experimental PA Recanto III, Lagoa Salgada/RN. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010.

PAREYN, F. G. C. *et al.* A contribuição do manejo florestal da caatinga para a segurança energética: um estudo da produtividade de biomassa aérea. In: **Manejo Florestal Sustentável da caatinga: contribuição para segurança energética, alimentar e hídrica**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, p. 167-212, 2022.

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**, Estados Unidos, v. 40, p. 437- 457, 2009.

PICKETT, S. T. A. Succession: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**, Estados Unidos, v. 110, p. 107-119, 1976.

PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. Models, mechanisms and pathways of succession. **Botanical Review**, Estados Unidos, v. 53, p. 335-371, 1987.

PICKETT, S. T. A. *et al.* The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. **Oikos**, Estados Unidos, v. 54, n. 2, p. 129-36, 1989.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Vegetation succession. In: VAN DER MAAREL, E. (Ed.) **Vegetation ecology**, Estados Unidos, p. 172-198, Blackwell Publishing, Malden, MA, 2005.

PICKETT, S.; CADENASSO, M.; MEINERS, S. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, Estados Unidos, v. 12, n. 1, p. 9-21, 2009.

PNUD; FAO; IBAMA. **Diagnóstico Florestal do Rio Grande do Norte**. Natal: [s. n.], 1993. 45 p.

QUESADA, M. *et al.* Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 6, p. 1014-1024, 2009.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing**. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 5 fev. 2023.

RIEGELHAUPT, E. M. **Relatório de consultoria. Projeto “Conservação e Uso Sustentável da Caatinga”**- MMA/PNUD/GEF/02/G31. Recife: MMA/PNUD/GEF/02/G31, 2008.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* (Ed.). **Vegetação e flora da caatinga**. Recife: PNE/CNIP, 2002. p. 11-24.

SAMPAIO, E. V. S. B. Fitossociologia. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. V. (Ed.). **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil, 1996. p. 203-224.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULOCK, S. H.; MOONDEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.

SAMPAIO, E. V. S. B. Uso das plantas da caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* (Org.) **Vegetação e flora da caatinga**. Recife: APNE; CNIP, 2002. Cap. 5, p. 49-90.

SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Pernambuco, v. 33, p. 621-632, 1998.

SAMPAIO, E. *et al.* Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 259, p. 1135-1140, 2010.

SAMPAIO, Y.; SAMPAIO, E. V. S. B. A economia do semiárido pernambucano e seu potencial de crescimento. In: **Estatística Florestal da Caatinga**. Ano 2, vol. 2, Recife, ago. 2015.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; *et al.* Research priorities for neotropical dry forests. **Biotropica**, Estados Unidos, v. 37, p. 477-485, 2005.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: FAEPE, 1997.

SCOLFORO, J. R. S. *et al.* Manejo da floresta decidual, uma abordagem científica. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais**: floresta estacional decidual-florística, estrutura, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e manejo florestal. Lavras, MG: UFLA, 2008. cap. 10, p. 229-240.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Uso sustentável dos recursos florestais da caatinga**. 2010. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

SILVA, J. M. C; LEAL, I. R; TABARELLI, M. **Caatinga**: the largest tropical dry forest region in south america. Estados Unidos: Springer International Publishing, 2017.

SILVA, L. A. **Impactos do manejo florestal na composição florística da caatinga**. 36 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) — Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2017.

SMITH, R. L.; SMITH, T. M. Ecología. Species richness and phylogenetic structure in plant communities: 20 years of succession. **Web Ecology**, Estados Unidos, v. 17, p. 37-46, 2017.

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

TABARELLI, M.; *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Estados Unidos, v. 143, p. 2328-2340, 2010.

TABARELLI, M. et al. Ecology of leafcutting ants in human-modified landscapes. In: OLIVEIRA, P. S; KOPTUR, S. (Ed.): **AntPlant Interactions**: Impacts of Humans on Terrestrial Ecosystems, p 73-90. Reino Unido: Cambridge University Press, 2017.

TÁLAMO, A. et al. Direct and indirect relationships between logging intensity and regeneration of two timber species in the Dry Chaco of Argentina. **Forest Ecology and Management**, Estados Unidos, v. 474, 2020.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Desertificação no Nordeste do Brasil**. Recife: FADURPE/UFRPE, 2002. p. 242.

VELAZCO, S. J. E. *et al.* Florística e fitossociologia de uma floresta estacional semidecidual, reserva privada Osununú- Misiones, Argentina. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 1-12, 2015.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, Estados Unidos, v. 1, n. 1, p. 11-20. 2006.

WERNECK, M. S. *et al.* Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 97-106, 2000.

WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. **Forest Sucession**: concepts and application. Nova York: Springer-Verlag Data, 1980.