



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu



MARCELO SILVA DE LUCENA

**MANEJO FLORESTAL NO DOMÍNIO DA CAATINGA: CAMINHOS E
CONHECIMENTOS PARA A SUSTENTABILIDADE**

Botucatu

2022

MARCELO SILVA DE LUCENA

**MANEJO FLORESTAL NO DOMÍNIO DA CAATINGA: CAMINHOS E
CONHECIMENTOS PARA A SUSTENTABILIDADE**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciência Florestal.
Orientadora: Maria José Brito Zakia

Botucatu

2022

L935m	<p>Lucena, Marcelo Silva de</p> <p>Manejo florestal no Domínio da Caatinga : caminhos e conhecimentos para a sustentabilidade / Marcelo Silva de Lucena. -- Botucatu, 2022</p> <p>160 p. : il., tabs., mapas</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu</p> <p>Orientadora: Maria José Brito Zakia</p> <p>1. Ciência Ambiental. 2. Florestas tropicais Manejo. 3. Biomassa Vegetal. 4. Análise do discurso. 5. Florestas produtivas Manutenção a longo prazo. I. Título.</p>
-------	---

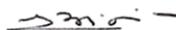
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: MANEJO FLORESTAL NO DOMÍNIO DA CAATINGA: CAMINHOS E CONHECIMENTOS PARA A SUSTENTABILIDADE

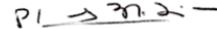
AUTOR: MARCELO SILVA DE LUCENA

ORIENTADORA: MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:

Dr.ª MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA (Participação Virtual) 
/ Práxis Assessoria Socioambiental

Prof.ª Dr.ª GISELDA DURIGAN (Participação Virtual) 
Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de São Paulo

Prof. Dr. OLAF ANDREAS BAKKE (Participação Virtual) 
Centro de Saúde e Tecnologia Rural / Universidade Federal de Campina Grande

Prof.ª Dr.ª NATASHI APARECIDA LIMA PILON (Participação Virtual) 
Instituto de Biologia / Universidade Estadual de Campinas

Prof.ª Dr.ª NATALIA GUERIN (Participação Virtual) 
Pós-Doutoranda - Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Botucatu, 07 de janeiro de 2022

Esta obra é inteiramente dedicada a Ana Livia Berto de Lucena (*in memoriam*). Com Ana Livia, Eu e Rayane tivemos os momentos mais felizes que pais de primeira viagem poderiam ter. Obrigado por tudo, minha menina! Papai e mamãe te amam para sempre.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço a Jhuan Lucas pela recepção e amizade que fizemos após a minha chegada a Botucatu. A sua confiança foi essencial.

Aos meus amigos que fiz em Botucatu, especialmente Tereza Leme, João Morales, Marina Simplício (e toda sua família) e Juliano Vasconcelos. As horas de conversas, os cafés e a companhia de vocês foram essenciais para superar a saudade e ter forças para levar adiante a jornada do doutorado.

A todos os meus companheiros de pós-graduação, que juntos comigo construíram espaços de aprendizado e de convivência.

A todos os profissionais que colaboraram comigo nos trabalhos de campo: Juliana Araújo, Érika Lima, Jorge, Marinho, Abraão, Almir, Josilma, David Rafael, José Luis Vieira, Laerte Amorim e todos os companheiros do IFPI e UFCG.

Devo especial agradecimento a Elmo Gomes e a Frans Pareyn. As orientações e as trocas de experiências com estes profissionais foram essenciais para a construção deste trabalho.

À minha orientadora e amiga Maria José Brito Zakia (Zezé). Sem ela, este trabalho não seria possível.

A todos os meus familiares e amigos, pelo apoio e companhia que são indispensáveis à jornada acadêmica. Sem vocês, também não seria possível levar à frente este desafio.

Aos meus pais, Geraldo Garcia e Francisca Salete, por todo o apoio e incentivo em todas as etapas escolares e acadêmicas.

Ao meu irmão, Rodrigo Lucena, minha cunhada, Daiane Brilhante, e minha sobrinha Bianca Lara, por todo apoio, incentivo e companhia que foi essencial em muitos momentos.

À minha esposa, Rayane, por ter dividido comigo todas as horas de angústia e os momentos mais difíceis das nossas vidas. Palavras não são suficientes para descrever o que passamos nesta etapa de nossas vidas.

A Maria Inês Heraclio do Rego e a Jerônimo Heraclio, por abrirem as portas da Fazenda Minas e permitirem a utilização das estruturas da Fazenda para a realização dos trabalhos de campo.

Ao Laboratório de Hidrologia Florestal da Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, pela concessão de recursos destinados à execução dos trabalhos de campo e análises laboratoriais.

Aos participantes das Bancas de qualificação e defesa pela dedicação e sugestões que resultaram em uma importante melhoria da qualidade deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O manejo florestal sustentável (MFS) é uma concepção sobre a exploração florestal que possui objetivos econômicos, sociais e ambientais abrangentes. Além de satisfazer as necessidades que as sociedades têm de bens e serviços florestais, com a aplicação do MFS também se quer garantir a conservação florestal, por meio do manejo racional da sua capacidade regenerativa, para assegurar que gerações futuras também desfrutem das florestas e seus benefícios. Entretanto, sob a perspectiva teórica dos discursos, o MFS assume o caráter de um conceito contestado. Isto é, ele pode ser entendido como ideias, conceitos e classificações que variam conforme mudam as interpretações sobre os recursos florestais, sua utilidade e as formas de manejo. A possibilidade da construção de discursos sobre o MFS tem sido fundamental para a proposição de diferentes caminhos para a sustentabilidade do manejo e dos recursos florestais. Neste contexto, no Domínio da Caatinga (DC), diferentes experiências históricas apontam para a proposição de diferentes discursos sobre o MFS. Contudo, dada a grande variabilidade social, fundiária, ambiental, econômica e socioecológica que ocorre nessa região, há pouca compreensão sobre como estes discursos abordam diferentes aspectos da sustentabilidade e quais são as suas principais narrativas e argumentos. Ao mesmo tempo, a sustentabilidade ambiental do manejo de florestas nativas requer o conhecimento das condições que propiciam a manutenção da capacidade produtiva dos povoamentos explorados. Isto significa compreender, por exemplo, como a variação local de fatores ambientais e do uso antrópico das áreas manejadas influencia a produtividade e a recuperação dos estoques lenhosos após o corte. Assim, temos como objetivos a) caracterizar as principais ideias, conceitos e narrativas que têm sido propostas pelos discursos sobre o MFS do DC e b) avaliar como a recuperação da biomassa lenhosa é influenciada pela variação local de atributos edáficos, da paisagem, do pastejo de gado doméstico, de distúrbios antrópicos crônicos e da precipitação. Quanto ao primeiro objetivo, fizemos uma análise qualitativa com base na abordagem dos caminhos para a sustentabilidade e na perspectiva teórico do discurso e constatamos a existência de três principais discursos sobre o MFS: 1) MFS bioenergético; 2) MFS silvipastoril; 3) MFS não madeireiro. Muitas das suas ideias são comuns, mas eles abordam os aspectos da sustentabilidade, principalmente, em função dos objetivos que cada um propõe justificar e da compreensão que eles têm do sistema socioecológico. Quanto ao segundo objetivo, coletamos dados em 7 unidades de produção anual e usamos modelos lineares para entender os padrões de recuperação da área basal após o corte e constatamos que a variação do incremento em área basal foi melhor explicada pela profundidade dos solos e por medidas indiretas representativas de usos antrópicos. Mesmo parcelas que possuíam maior de tempo de recuperação e mais precipitação acumulada tiveram significativamente menores incrementos em área basal por estarem situadas em solos menos profundos e com maior intensidade de distúrbios antrópicos. Entretanto, pesquisas futuras são necessárias para compreender a influência que atributos relacionados à capacidade de retenção e disponibilidade hídrica do solo têm sobre a recuperação da biomassa lenhosa após talhadia simples.

Palavras-chave: manejo florestal sustentável; discursos florestais; sustentabilidade; variáveis ambientais; produção florestal

ABSTRACT

Sustainable Forest Management (SFM) is a concept of forest exploitation that has broad economic, social and environmental objectives. In addition to satisfying the needs that societies have for forest goods and services, the application of the SFM also seeks to ensure forest conservation, through the rational management of its regenerative capacity, to ensure that future generations also enjoy forests and their benefits. However, from the theoretical perspective of the discourses, the SFM takes on the character of a contested concept. That is, it can be understood as ideas, concepts and classifications that vary as interpretations of forest resources, their usefulness and forms of management change. The possibility of constructing discourses about the SFM has been fundamental for proposing different paths for the sustainability of forest management and resources. In this context, in the Caatinga Domain (DC), different historical experiences point to the proposition of different discourses about the SFM. However, given the great social, land, environmental, economic and socio-ecological variability that occurs in this region, there is little understanding of how these discourses approach different aspects of sustainability and what their main narratives and arguments are. At the same time, the environmental sustainability of the management of native forests requires knowledge of the conditions that favor the maintenance of the productive capacity of exploited stands. This means understanding, for example, how the local variation of environmental factors and the anthropic use of managed areas influence productivity and recovery of timber stocks after the cutting. Thus, our objectives are a) to characterize the main ideas, concepts and narratives that have been proposed by the discourses about the SFM of the DC and b) to evaluate how the recovery of timber biomass is influenced by the local variation of edaphic attributes, of the landscape, of the grazing of domestic livestock, chronic anthropogenic disturbances and precipitation. As for the first objective, we carried out a qualitative analysis based on the approach of paths to sustainability and on the theoretical perspective of the discourse and we found the existence of three main discourses on the MFS: 1) bioenergetic SFM; 2) silvopastoral SFM; 3) Non-timber SFM. Many of their ideas are common, but they address aspects of sustainability, mainly in terms of the objectives that each one proposes to justify and the understanding they have of the socio-ecological system. As for the second objective, we collected data from 7 annual production units and used linear models to understand the patterns of basal area recovery after cutting and found that the variation in basal area increment was better explained by soil depth and by indirect measures representative of anthropic disturbances. Even plots that had longer recovery time and more accumulated precipitation had significantly lower increases in basal area because they were located in shallower soils and with greater intensity of anthropic disturbances. However, future research is necessary to understand the influence that attributes related to soil retention capacity and water availability have on woody biomass recovery after coppicing.

Key-words: sustainable forest management; forest discourse; sustainability; environmental variables; forest production

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
REVISÃO DE LITERATURA	20
Caracterização físico-ambiental do “Domínio da Caatinga”	20
Entendimento usual a respeito do conceito de Manejo florestal sustentável – MFS	34
A perspectiva teórica do discurso como uma ferramenta alternativa para a compreensão de concepções sobre o “manejo florestal sustentável” e alguns discursos relacionados às florestas	41
Uso dos recursos florestais na Caatinga: uma interpretação sob a perspectiva socioecológica	45
O sistema solo-água e sua importância para os ecossistemas florestais do “Domínio da Caatinga”	53
CAPÍTULO 1 - DISCURSOS SOBRE O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO DOMÍNIO DA CAATINGA	60
1.1 INTRODUÇÃO	61
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	63
1.3 RESULTADOS	65
1.4 DISCUSSÃO	84
1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
REFERÊNCIAS	88
CAPÍTULO 2 - VARIÇÃO LOCAL DE FATORES AMBIENTAIS E DE USO ANTRÓPICO: INFLUÊNCIA SOBRE A RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA LENHOSA EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO NO DOMÍNIO DA CAATINGA	97
2.1 INTRODUÇÃO	98
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	101
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	132
REFERÊNCIAS	134
CONSIDERAÇÕES FINAIS	139
REFERÊNCIAS	141
APÊNDICE A – Dominância, biomassa lenhosa seca da parte aérea, incremento anual em dominância e densidade de fustes medidas nas parcelas em cada unidade produção anual, acompanhado de parâmetros da estatística descritiva	149
APÊNDICE B – Atributos da paisagem medidos nas parcelas em cada unidade produção anual, acompanhadas de parâmetros da estatística descritiva	151
APÊNDICE C – Atributos dos solos medidos nas parcelas em cada unidade produção anual	152

APÊNDICE D – Densidade básica ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) dos solos, medida nas parcelas em cada unidade de produção anual, nas seguintes profundidades (cm): 0-10; 10-30; 30-50; 50-70 cm	153
APÊNDICE E – Atributos climáticos medidos nas parcelas em cada unidade de produção anual.....	154
APÊNDICE F – Medidas representativas de uso antrópicos medidos nas parcelas em cada unidade de produção anual.....	155
APÊNDICE G – Matriz de correlação de Spearman ($p < 0,05$) considerando pares de associação entre as variáveis respostas e preditoras amostradas na área de manejo florestal em Boqueirão, Paraíba, Brasil	156
APÊNDICE H – Diagnóstico da análise de variância e do ajuste das comparações múltiplas do incremento em área basal – teste de tukey ($p < 0,05$).....	157
APÊNDICE I – Análise de variância do ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a densidade média dos solos e como preditora a altitude das parcelas.....	159
APÊNDICE J – Análise de variância do ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a profundidade dos solos e como preditora a distância das parcelas até a sede da fazenda	160

INTRODUÇÃO GERAL

Embora evidências históricas indiquem que, a partir da idade média, já havia a preocupação econômica e utilitária com a produção de longo prazo de bens e recursos florestais (SCHMITHÜSEN, 2013; MACDICKEN *et al.*, 2015), com a afirmação do desenvolvimento sustentável como paradigma orientador dos processos socioeconômicos e ambientais, o manejo florestal sustentável (MFS) foi proposto como uma ferramenta para promover tanto a sustentabilidade ambiental das florestas quanto os avanços socioeconômicos dos agentes envolvidos com o manejo dos recursos florestais (HAHN; KNOKE, 2010; CÂMARA, 2013; MOURA, 2016; FAGGIN; BEHAGEL, 2017).

Sob esta concepção usual, o MFS é uma abordagem central para as principais estratégias de uso e conservação florestal. Com o MFS busca-se, ao mesmo tempo, suprir as demandas socioeconômicas, a partir do manejo racional dos recursos florestais, e conservar as florestas em função do seu papel indispensável ao equilíbrio ecológico fundamental às sociedades humanas (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010; MACDICKEN *et al.*, 2015; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Entretanto, apesar do papel predominante desta concepção usual, a partir da teoria dos discursos é possível considerar abordagens diferentes para o MFS. Sob a perspectiva do discurso, o MFS não é entendido como um conceito objetivo, com fórmulas pré-concebidas e com um sentido prontamente compreensível, mas pode ser concebido como um conjunto de ideias, conceitos e classificações que visam dar sentido, por meio de práticas e conhecimentos que são elaborados por processos históricos, às realidades físicas e sociais das florestas (ARTS; BUIZER, 2009; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014; KRÖGER; RAITIO, 2017).

Como os discursos podem ser alterados por processos históricos elaborados a partir de conhecimentos científicos, profissionais ou propostas políticas variadas, diferentes significados podem ser atribuídos ao conceito de MFS (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014). A construção de discursos sobre o manejo florestal sustentável permite múltiplas interpretações que propõem diferentes caminhos para a sustentabilidade e perspectivas diversas para os aspectos ambiental, social e técnico do manejo dos recursos florestais (DAVENPORT *et al.*, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2017; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019).

A proposição de diferentes caminhos para a sustentabilidade do manejo e dos recursos florestais pode ser relevante em contextos socioecológicos onde coexistem propostas diversas para o uso dos recursos florestais. Este pode ser o caso do manejo da vegetação nativa do Domínio da Caatinga.

No Domínio da Caatinga, os discursos formais sobre o manejo florestal sustentável estão embasados em experiências implantadas a partir dos anos 1980. Estas iniciativas promoveram os primeiros experimentos práticos para avaliar as dimensões técnicas e ecológicas do MFS que tinha como foco a produção sustentada de biomassa florestal para energia (FAGGIN; BEHAGEL, 2017; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Como uma das principais características dos discursos é a sua capacidade de orientar a atuação individual e institucional (ARTS; BUIZER, 2009; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014), as iniciativas do manejo madeireiro influenciaram os incentivos, a regulação formal e o suporte governamental ao MFS do Domínio da Caatinga, cuja implantação esteve centrada na produção de lenha e carvão como forma sustentável de suprir as demandas que indústrias e negócios locais tinham (e têm) de biomassa para obtenção de energia calorífica (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Como resultado da consolidação deste discurso associado ao manejo madeireiro, outras formas importantes de uso dos recursos florestais que são socialmente incorporadas aos sistemas produtivos regionais, principalmente a exploração de produtos não madeireiros e o uso silvipastoril, não foram incorporadas aos sistemas formais de regulação e incentivo e, portanto, estão pouco integradas às estratégias que suportam a implantação do MFS no Domínio da Caatinga (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Entretanto, o conhecimento de outras experiências históricas, que também produziram argumentos técnicos e sistemas silviculturais para o manejo da vegetação nativa pode indicar a emergência de outros discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga (PFISTER *et al.*, 1983; KIRMSE; PROVENZA; MALECHEK, 1987; ARAÚJO FILHO, 2013; FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Portanto, compreender como estes discursos alternativos dialogam com as propostas formais de MFS da vegetação nativa do Domínio da Caatinga é necessário para aperfeiçoar os caminhos para a sustentabilidade e integrar em sistemas de produção mais sustentáveis outras formas de exploração florestal.

Preocupações adicionais a respeito da sustentabilidade do manejo florestal do Domínio da Caatinga envolvem a compreensão do papel que a variação local de fatores ambientais e antrópicos tem sobre a recuperação dos estoques de biomassa após o corte.

Em uma escala regional, a precipitação pluviométrica é o fator ambiental mais importante, tanto por ser uma condicionante fundamental das características florísticas e estruturais (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016; SILVA; SOUZA, 2018; PINHO *et al.*, 2019) quanto por sua influência sobre a recuperação da biomassa florestal após intervenções antrópicas (RITO *et al.*, 2017; SOUZA, *et al.*, 2019; PAREYN *et al.*, 2020). Entretanto, se reduzirmos a escala para o nível local, é provável que atributos edáficos relacionados à diferenciação da disponibilidade hídrica, como a profundidade, densidade básica ou composição granulométrica do solo sejam determinantes para a alteração da produtividade florestal do Domínio da Caatinga (SILVEIRA *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2019; QUEIROZ *et al.*, 2020; MAIA *et al.*, 2020).

Além da importância de fatores ambientais, variáveis relacionadas ao antropismo das áreas florestais podem também influenciar a regeneração, a produtividade e, portanto, a recuperação da biomassa lenhosa após intervenções antrópicas (RIBEIRO *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2019). Evidências indicam que o pastejo de gado doméstico e distúrbios antrópicos crônicos impactam negativamente a regeneração, contribuem para a redução da diversidade funcional e florística e alteram a estrutura dos povoamentos (RIBEIRO *et al.*, 2015; MARINHO *et al.*, 2016; SCHULZ *et al.*, 2017; SCHULZ *et al.*, 2019).

Portanto, existe a possibilidade de que a variação local de múltiplos fatores ambientais e antrópicos condicionem a recuperação e a produtividade da biomassa lenhosa da vegetação lenhosa nativa do Domínio da Caatinga submetida à talhadia simples em áreas de manejo florestal madeireiro, o que pode influenciar o rendimento futuro e limitar as condições necessárias para garantir a sustentabilidade ambiental do manejo florestal.

Portanto, é neste cenário complexo que estão inseridos o planejamento e a regulação formal do manejo florestal, pois, ainda que a sustentabilidade seja um dos pilares existenciais desta forma desejável de exploração florestal, o conhecimento de como a variação local de múltiplos fatores ambientais e antrópicos influenciam as condições necessárias à recuperação da biomassa lenhosa e à manutenção da

produtividade é indispensável para estabelecer caminhos mais seguros para a sustentabilidade.

Tendo em mente as duas problemáticas apresentadas, além desta introdução geral que apresenta a contextualização dos problemas de pesquisa e delinea os fundamentos teóricos, também apresentamos um referencial teórico e dois capítulos específicos que discutem mais detalhadamente os discursos e os conhecimentos que podem proporcionar maiores níveis de sustentabilidade do manejo florestal do Domínio da Caatinga.

Inicialmente, o referencial teórico trata da contextualização da variação ambiental do Domínio da Caatinga, apresentando uma breve caracterização climática, edáfica, fisionômica e a motivação da adoção da terminologia conceitual adotada ao longo da tese. Este item também tem como finalidade apresentar a complexidade ambiental do referido Domínio e mostrar como isto se reflete na variabilidade da vegetação nativa.

Logo após, iniciamos as discussões sobre o entendimento usual a respeito do manejo florestal sustentável e como diferentes processos históricos cooperaram para a elaboração de uma compreensão predominante sobre este conceito. Posteriormente, apresentamos a perspectiva teórica do discurso e suas principais características e apresentamos como essa abordagem permite a construção de alternativas conceituais que alargam as possibilidades de compreensão sobre as discussões a respeito de diferentes caminhos para a sustentabilidade e para o conceito de MFS.

Logo em seguida, com base em uma abordagem socioecológica, reunimos aporte teórico para ter uma compreensão ampla de como formas tradicionais e socialmente incorporadas de uso dos recursos florestais podem ser úteis para delinear estratégias de uso sustentável da vegetação nativa do Domínio da Caatinga e como essas características se relacionam com a necessidade de conhecimentos específicos e necessários ao planejamento do MFS.

O último item do referencial teórico traz informações sobre a relevância das relações solo-água e qual a sua importância para os ecossistemas florestais do Domínio da Caatinga. Esta tarefa serviu de fundamento para compreender como a possibilidade de variação local destes atributos ambientais pode ser relevante em um cenário de planejamento do MFS.

No primeiro capítulo, buscamos compreender quais narrativas, ideias e conceitos caracterizam os principais discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga. De um modo geral, os resultados permitiram ampliar o conhecimento sobre como caminhos alternativos para sustentabilidade são concebidos a partir de compreensões distintas que os atores têm do sistema socioecológico e de que maneira cada um deles aborda as questões socioambientais relacionadas à sustentabilidade.

Por meio do segundo capítulo, estudamos como a recuperação da biomassa lenhosa é influenciada pela variação local da precipitação acumulada, de atributos edáficos de características da paisagem e de usos antrópicos das áreas de manejo madeireiro. A finalidade principal foi fornecer informações necessárias ao planejamento do manejo florestal, com vistas à discussão de sistemas de manejo mais sustentáveis.

Por fim, em cada um dos capítulos apresentamos considerações finais e recomendações que podem ser úteis a uma melhor compreensão e ao aprimoramento do MFS do Domínio da Caatinga.

REVISÃO DE LITERATURA

Caracterização físico-ambiental do “Domínio da Caatinga”

Reunir um conjunto de características que abranja a ampla variabilidade físico-ambiental que é atribuída ao termo "Caatinga" não é uma tarefa fácil. Dessa forma, propor uma única definição não é adequado ao entendimento das realidades físico-ambientais complexas que ocorrem nessa região.

Para fins de simplificação, utilizamos, como fonte para a espacialização geográfica dos dados apresentados, o recorte que representa o "bioma Caatinga", disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2006).

Tratando-se de características climáticas, em termos gerais, a quantidade de chuvas anuais é muito heterogênea e varia consideravelmente entre anos consecutivos e ao longo do território, produzindo um cenário errático e praticamente imprevisível quanto à ocorrência de chuvas anuais (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016; MORO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2016).

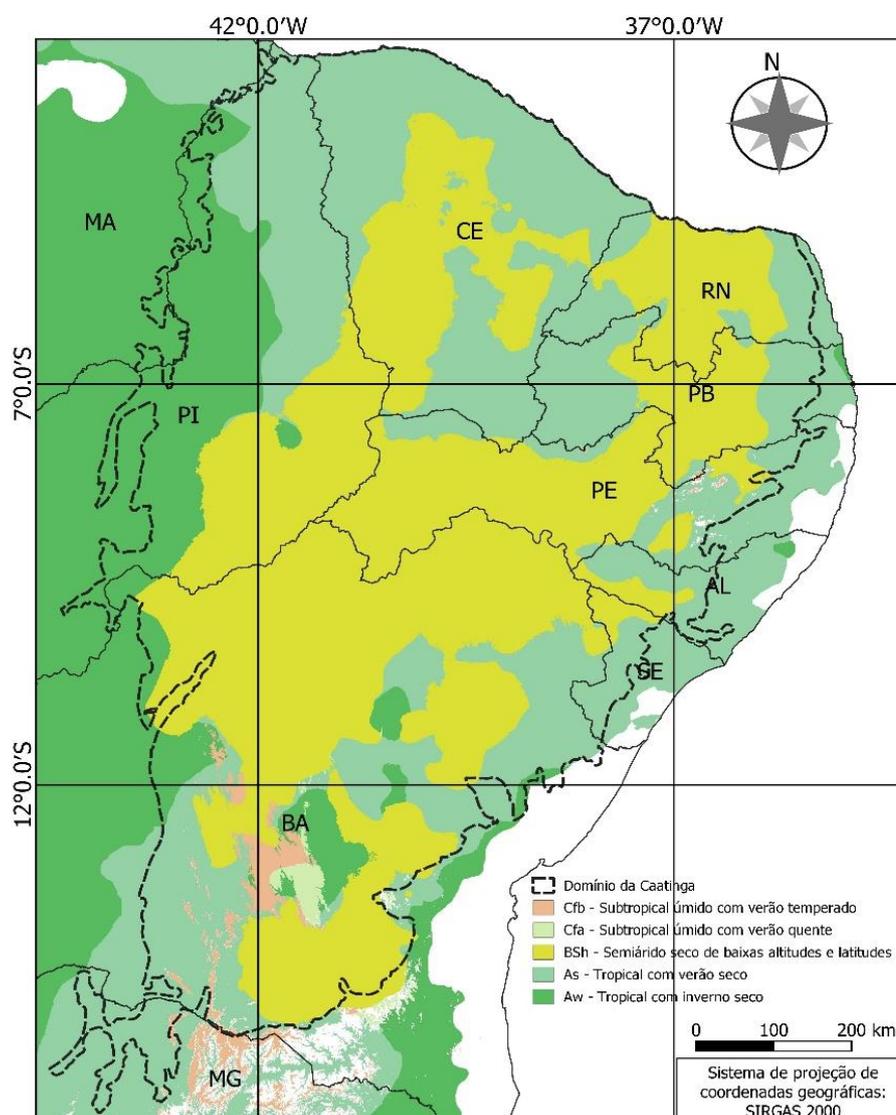
Em alguns anos, podem ocorrer chuvas extraordinárias e consequente abundância de recursos, enquanto em outros anos, períodos de estiagem incidem persistentemente, produzindo uma escassez hídrica duradoura. Adicionalmente, a região está exposta a uma forte radiação solar e a evapotranspiração potencial (1500-2000 mm.ano⁻¹) é maior que a precipitação pluviométrica anual (MORO *et al.*, 2016).

Em termos de classificação climática, os principais tipos de clima que ocorrem na área de incidência do "Domínio da Caatinga", conforme a classificação de Köppen, são os tipos As e BSh, apesar da existência de regiões ecotonais ocorrendo em clima Aw, especialmente no Maranhão e Piauí, conforme a Figura 1 (ALVARES *et al.*, 2013).

O tipo climático A compreende um clima tropical com estação seca no verão e chuvas no inverno (s). Ele pode adentrar até 600 km distantes do litoral e ocorre entre as áreas de abrangência dos climas Aw e BSh (ALVARES *et al.*, 2013)¹.

¹ Alvares et al. (2013) apresentam seus resultados com base em dados que tem resolução espacial de 1 ha, de modo que resultados mais acurados podem ser obtidos de outras classificações.

Figura 1 – Principais tipos climáticos que ocorrem no Domínio da Caatinga, segundo a classificação de Köppen



Fonte: Alvares et al. (2013) – adaptado por Lucena (2022)

O tipo BSh, cujas características delineiam um clima seco (zona B) e semiárido (S), ocorre em baixas latitudes e altitudes (h) e é, notadamente, o clima típico da maior parte dos Estados da área do “Domínio da Caatinga”, ocorrendo basicamente em paisagens onde a precipitação anual cai, em média, para menos de 800 mm (ALVARES *et al.*, 2013) (TABELA 1).

TABELA 1 – Proporção da ocorrência dos principais tipos climáticos, segundo a classificação de Köppen, no Domínio da Caatinga

Estados	Área (km ²)	Zonas climáticas (% do território)								
		Af	Am	Aw	As	BSh	Cfa	Cfb	Cwa	Cwb
Alagoas – AL	27.768	0,4	11,7	1,8	71,2	14,9	-	-	-	-
Bahia – BA	564.693	9,0	2,0	34,0	17,6	33,3	0,6	0,8	0,9	1,7
Ceará – CE	148.826	-	-	-	62,3	37,7	-	-	-	-
Maranhão – MA	331.983	-	14,3	75,4	10,3	-	-	-	-	-
Minas Gerais – MG	586.528	-	-	34,9	12,3	-	0,5	0,7	25,5	26,0
Paraíba – PB	56.44	-	1,2	0,8	57,1	40,7	-	-	-	-
Pernambuco – PE	98.312	-	4,9	0,1	32,7	61,4	-	-	0,3	0,3
Piauí – PI	251.529	-	-	60,7	19,8	19,6	-	-	-	-
Rio Grande do Norte – RN	52.797	-	-	-	38,8	61,2	-	-	-	-
Sergipe – SE	21.910	-	12,8	-	73,7	13,5	-	-	-	-

Af = tropical sem estação seca; Am = tropical de monção; Aw = tropical com inverno seco; As = tropical com verão seco; BSh; semiárido seco de baixas latitudes e altitudes; Cfa = subtropical úmido com verão quente; Cfb = subtropical úmido com verão temperado; Cwa = subtropical úmido com inverno seco e verão quente; Cwb = subtropical úmido com inverno seco e verão temperado.

Fonte: Alvares et al. (2013)

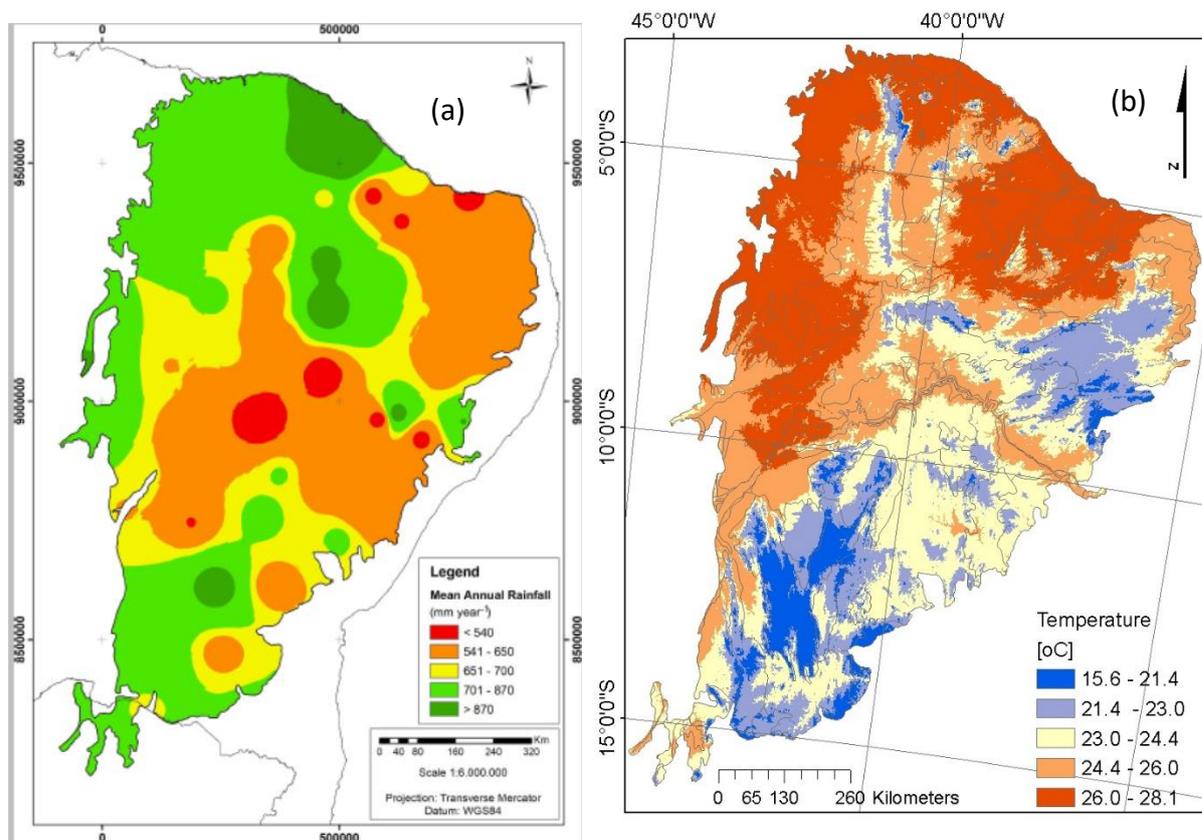
Ainda que a delimitação da zona BSh coincida parcialmente com a isoeita de 800 mm, a distribuição espacial da precipitação pluviométrica média anual no "Domínio da Caatinga" é complexa (ALVARES *et al.*, 2013).

Mesmo em regiões próximas ao litoral (a 150 km, como ocorre no RN), a pluviosidade média pode ser inferior a 650 mm e temperatura média superior a 26,5° C. No geral, a precipitação média anual pode variar de 400 mm (no vale do Rio Paraíba) a 700 mm (na região costeira do CE). Por outro lado, em alguns locais onde predomina a zona As, as chuvas podem variar de 700 a 1300 mm anuais, com temperaturas médias anuais de 26° C (ALVARES *et al.*, 2013).

Outras regionalizações da distribuição da precipitação e da temperatura, que não consideram classificações climáticas, podem ser encontradas na literatura (INPE, 2000; BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016; CASTANHO *et al.*, 2020). Uma delas, produzida a partir de dados de 55 estações meteorológicas (dados de precipitação pluviométrica anual de 1991 a 2016), apresenta uma espacialização de cinco zonas de precipitação média anual, com variação de 540 a mais de 870 mm por ano (PAREYN *et al.*, 2020).

As figuras 2 (a e b) apresentam a distribuição espacial das zonas de precipitação pluviométrica média anual (PAREYN *et al.*, 2020) e da temperatura média anual (CASTANHO *et al.*, 2020).

Figura 2 – Zonas de precipitação pluviométrica média anual (a) e temperatura média anual (b) no "Domínio da Caatinga"



Fontes: Pareyn et al. (2020) (figura 3a); Castanho et al. (2020) (figura 3b)

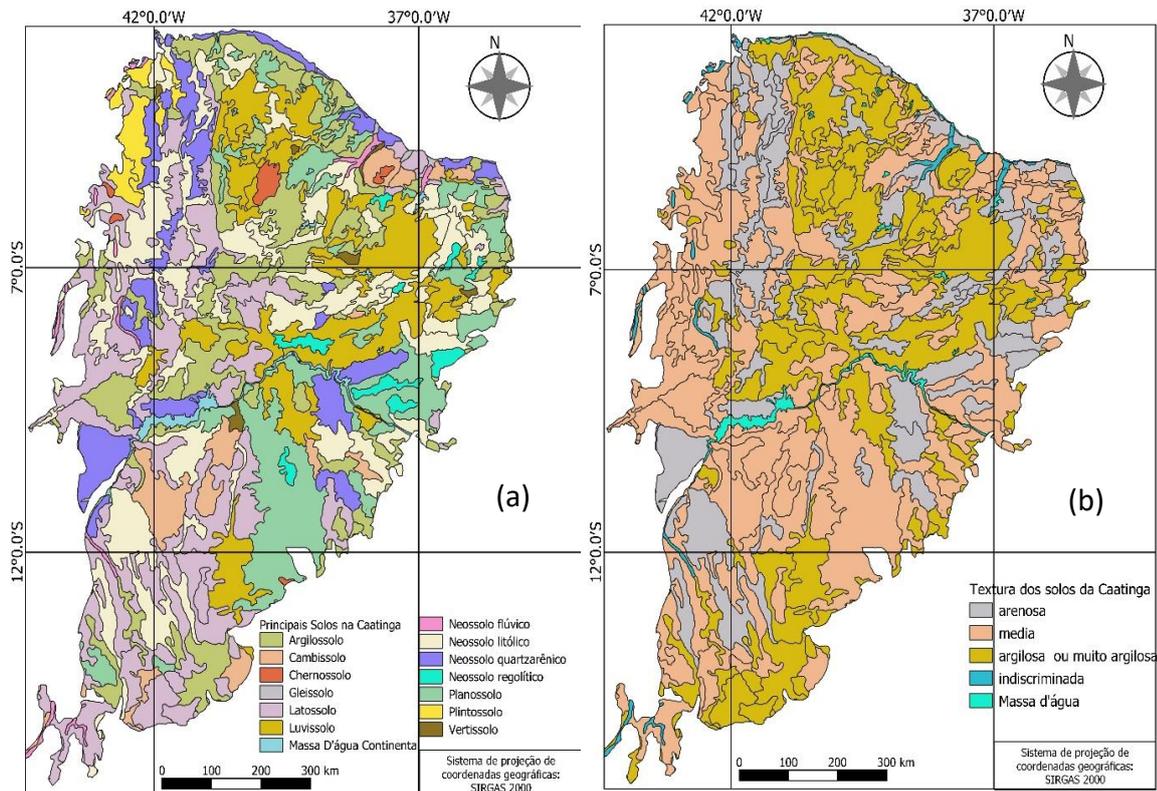
Da mesma forma que os atributos climáticos, os solos que ocorrem no "Domínio da Caatinga" apresentam características e distribuição espacial complexas, com mudanças de um tipo de solo para outro ocorrendo em uma escala de poucos metros (IBGE, 2006; MENEZES *et al.*, 2012; MORO *et al.*, 2016; MOURA *et al.*, 2016; CASTANHO *et al.*, 2020).

De uma forma geral, solos profundos e arenosos, originados de formações sedimentares, ocorrem em regiões ocidentais, enquanto solos originados de rochas do embasamento cristalino, rasos e relativamente férteis, ocorrem nas demais áreas, especialmente na chamada "Depressão Sertaneja" (QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVEIRA *et al.*, 2018; CASTANHO *et al.*, 2020).

Apesar dessa generalização, a realidade edáfica é muito mais complexa, tanto no que diz respeito a seus atributos mineralógicos e de composição quanto de seus aspectos físicos. De uma forma ampla, 4 ordens de solos (Latosolos, Neossolos Litólicos, Argissolos e Luvisolos), de um total de 15, são as mais

importantes em termos de cobertura do território regional (MENEZES *et al.*, 2012) (FIGURA 3).

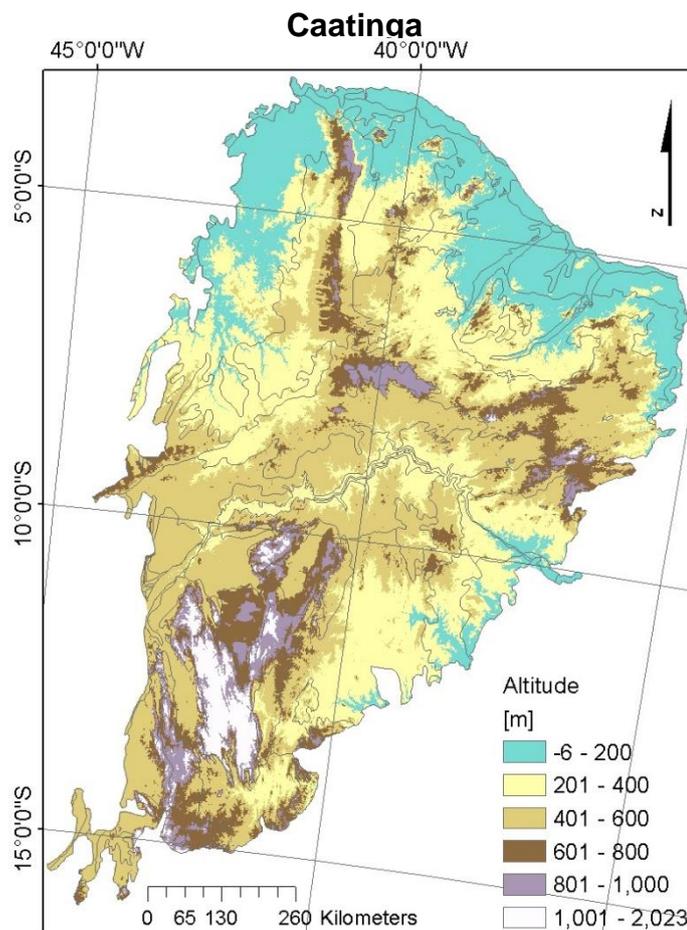
Figura 3 – Distribuição espacial das principais classes (a) e da textura (b) dos solos que ocorrem no Domínio da Caatinga



Fonte: (IBGE, 2006) adaptado por Lucena (2022)

Em adição às variáveis climáticas e pedológicas, a heterogeneidade ambiental se estende aos atributos morfológicos da paisagem. Geomorfologicamente, as paisagens são predominantemente planas e de baixa altitude (300 a 500 m de altitude), com a presença de platôs e montanhas esparsas que podem atingir mais de 1000 m de altitude. Essas mudanças na elevação têm importantes influências sobre os padrões de temperatura, movimentos orográficos da precipitação pluviométrica e sobre os atributos físico-químicos dos solos (PETTA *et al.*, 2013; QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA; SOUZA, 2018; CASTANHO *et al.*, 2020) (FIGURA 4).

Figura 4 – Distribuição espacial dos perfis de altitude (m) no Domínio da



Fonte: Castanho et al. (2020), adaptado de INPE (2000)

Apesar dessa ampla variação ambiental, as definições mais comuns a respeito da "Caatinga" referem-se a formações vegetais dominadas por árvores e arbustos de folhas pequenas, espinhosas, com caules retorcidos, bem como muitas plantas suculentas e ervas terófitas que respondem eficientemente a mínimos níveis de precipitação (MORO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017). Contudo, essas simplificações não são suficientes para uma compreensão satisfatória da variação de formações vegetais que compõem o "Domínio da Caatinga".

Da interação dos três principais fatores físico-ambientais apresentados (climas, solos e geomorfologia), emerge uma ampla variação de ambientes climáticos, edáficos e de aspectos do relevo, que resulta em formações vegetais na área de ocorrência da "Caatinga" que diferem, principalmente, em termos de composição florística e estrutura das fisionomias arbóreo-arbustivas (MORO *et al.*, 2015; QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA; SOUZA, 2018).

Dadas essas diferenciações espaciais relacionadas à composição florística e à estrutura da vegetação, Queiroz et al. (2017) sugerem o emprego do termo "Domínio da Caatinga".

Os referidos autores justificam que:

"No âmbito do seu uso genérico, a palavra Caatinga tem sido usada para classificar a região semiárida do Nordeste brasileiro e refere-se, geralmente, a categorias fitogeográficas, como bioma, ecorregiões, bem como a tipos fisionômicos da vegetação (caatinga arbórea, caatinga arbustiva, etc.). Assim, a padronização terminológica do uso do termo "bioma Caatinga" resulta em uma delimitação informativa pobre das unidades biogeográficas relacionadas ao termo Caatinga. A inadequação do uso da terminologia "bioma Caatinga" se justifica porque, implícito à definição tradicional do conceito de bioma está a ideia de formações de plantas similares, em termos estruturais e funcionais, cujo principal critério de agrupamento são parâmetros climáticos. Essas pressuposições aludem à ideia de que biomas abrigam formações de plantas que compartilham semelhanças estruturais e funcionais devido à convergência evolutiva condicionada por filtros ambientais semelhante – principalmente fatores climáticos e edáficos". (QUEIROZ *et al.*, 2017).

Dado esse cenário conceitual, quando se trata do entendimento da "Caatinga", é preferível utilizar o termo "Domínio da Caatinga" (QUEIROZ *et al.*, 2017), já que a região engloba elementos florísticos de distintos biomas (QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA, SOUZA, 2018), dos quais a floresta tropical sazonalmente seca e bosques lenhosos (seasonally dry tropical forest and woodland – SDTFW) é o principal (MORO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

Queiroz et al. (2017) argumentam que:

No Domínio da Caatinga ocorrem outros biomas, como florestas tropicais chuvosas, savanas e campos rupestres. As florestas úmidas dentro do "Domínio da Caatinga" estão geralmente localizadas em terras altas e cadeias de montanhas em que ocorrem chuvas orográficas, que resultam em pequenas "ilhas" úmidas. Florestas semidecíduas e perenes prosperam nessas terras altas, cercadas por vegetação típica da Caatinga - SDTFW (floresta tropical sazonalmente seca e bosques lenhosos). As florestas úmidas estão localizadas na cordilheira da Chapada Diamantina, na Bahia, e em planaltos menores ("serras" ou "brejos de altitude") nos estados brasileiros de Pernambuco, Paraíba e Ceará. Adicionalmente, vegetação de savana propensa ao fogo também é encontrada espalhada por todo o "Domínio da Caatinga", crescendo especialmente em platôs de latossolos sedimentares na cordilheira da Chapada Diamantina, no Planalto do Araripe, em pequenos enclaves no sul do Ceará e na região costeira seca do Nordeste do Brasil. Semelhantemente, os Campos Rupestres estão restritos à serra da Chapada Diamantina. Essa vegetação, predominantemente herbácea, desenvolveu um fino ajuste à baixa disponibilidade de

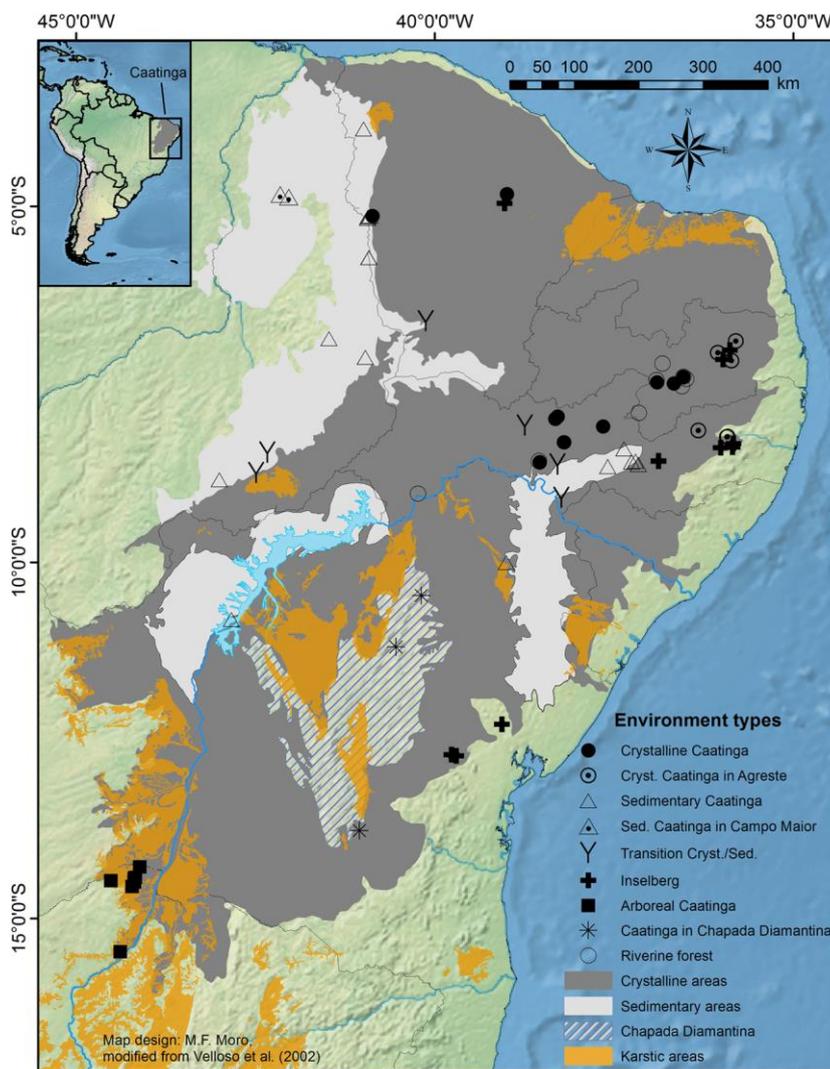
nutrientes e uma alta capacidade de rebrota após o fogo. Em função da existência de condições ambientais tão específicas, os Campos Rupestres são extremamente ricos em espécies e endemismo (DE QUEIROZ *et al.*, 2017).

Apesar da diversidade de biomas que ocorrem no "Domínio da Caatinga", o bioma floresta tropical sazonalmente seca e bosques lenhosos (SDTFW) se destaca como formação vegetal predominante (849 516 Km²) (QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA, SOUZA, 2018). Por isso, é importante ressaltar algumas de suas características.

A sua estrutura é extremamente variável, indo tipologias de arbustos entremeados por cactos (principalmente em afloramentos rochosos em áreas mais secas) até florestas semidecíduas que ocorrem em solos ricos e em áreas mais úmidas. De modo geral, esse conjunto vegetacional compreende formações dominadas por árvores e arbustos não adaptados ao fogo, ricas em espécies suculentas, presença de bosques lenhosos e menor riqueza de gramíneas quando comparada a outros biomas (MORO *et al.*, 2015, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

Essas formações incluem espécies adaptadas a padrões de precipitação pluviométrica bimodais ou erráticos. A floresta tropical sazonalmente seca e bosques lenhosos (SDTFW) é característica de regiões livres de gelo, onde a precipitação é menor que 1800 mm.ano⁻¹ e com um período mínimo de 5-6 meses em que a precipitação é menor que 100 mm de chuva, podendo se estender até 11 meses em alguns locais do "Domínio da Caatinga" (MORO *et al.*, 2015, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017) (FIGURA 5).

Figura 5 – Localização geográfica do “Domínio Caatinga” (DC) no nordeste do Brasil. O DC é circundado pelo Domínio da Mata Atlântica a leste e pelo Domínio do Cerrado a oeste. As áreas do DC com geologia predominantemente cristalina são representadas em cinza escuro, enquanto as áreas onde a geologia predominante é sedimentar estão representadas em cinza claro. Os enclaves de terrenos cársticos (áreas marrons) dentro e ao redor do DC também são mostrados. As principais áreas ecotonais do DC são destacadas, assim como o planalto da Chapada Diamantina no meio do DC, onde a vegetação da Caatinga, do cerrado e dos campos rupestres se misturam. As principais áreas sedimentares do DC são: bacia sedimentar Tucano-Jatobá (TJ); Bacia sedimentar Ibiapaba (IBI); Bacia sedimentar Araripe (ARA); Dunas Continentais do São Francisco (SF); Bacia sedimentar Potiguar (POT), uma bacia com abundância de depósitos cársticos



Fonte: Moro et al. (2016), adaptado de Velloso; Sampaio; Pareyn, (2002)

A compreensão dos dois subgrupos florísticos principais da SDTFW são um passo inicial para a compreensão da biodiversidade e dos padrões fitogeográficos do Domínio da Caatinga: a "Caatinga do Cristalino" e a "Caatinga Sedimentar". Entretanto, outros locais menores de SDTFW podem ser encontrados em solos mais ricos (principalmente cársticos) e em áreas expostas com superfícies rochosas (MORO *et al.*, 2015, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

A "Caatinga do Cristalino" compreende bosques decíduos e espinhosos ou florestas secas pequenas que crescem em solos originados de rochas cristalinas da "Depressão sertaneja", cuja caracterização abrange planícies suavemente onduladas, sustentadas por granito e gnaiss. Tais solos são rasos e muito rochosos, e quando a estação chuvosa termina, a água do solo não permanece disponível por muito tempo (MORO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

As plantas lenhosas são compostas principalmente por pequenas árvores e arbustos caducifólios, altamente ramificados, muitos dos quais são espinhosos. As plantas não lenhosas, predominantemente herbáceas terófitas anuais, são um importante componente da riqueza das plantas da Caatinga do cristalino, especialmente em formações abertas (MORO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

A "Caatinga Sedimentar" ocorre em solos de extensas bacias sedimentares de arenito, siltito e calcário, principalmente com solos arenosos mais profundos e oligotróficos. Apesar da semelhança fisionômica e estrutural com a "Caatinga do Cristalino", a flora da "Caatinga Sedimentar" é distinta de outras floras do "Domínio da Caatinga". Além disso, a "Caatinga Sedimentar" é ecologicamente heterogênea ao longo de sua distribuição insular em manchas de paisagens residuais e dunas continentais (MORO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2017).

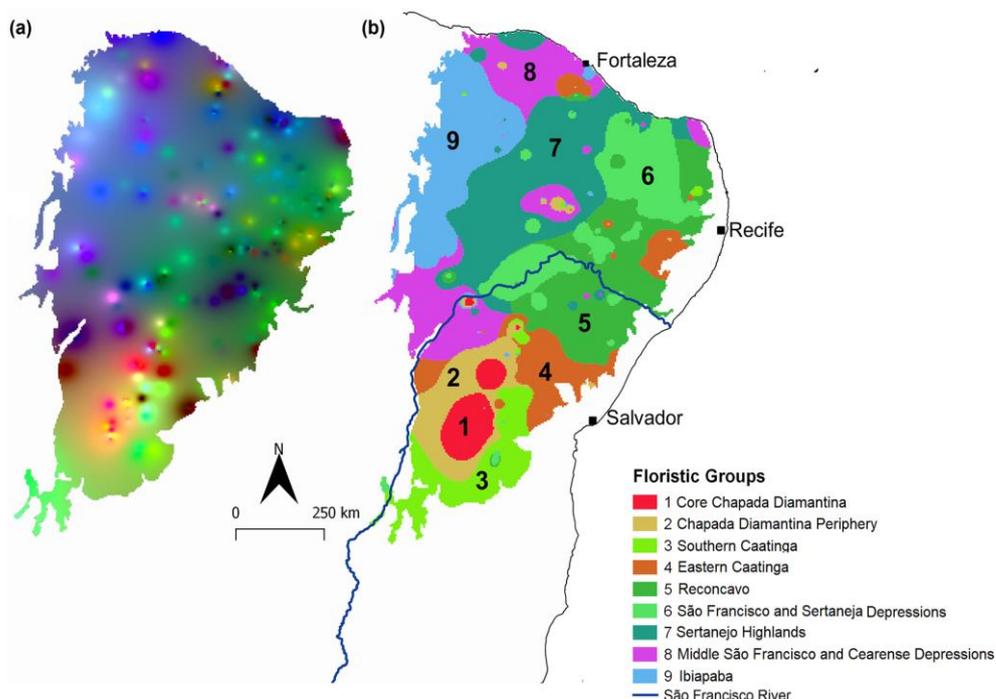
Dados fenológicos disponíveis para comunidades da Caatinga em dunas continentais sedimentares revelaram que seus ciclos vegetativos e reprodutivos não são fortemente influenciados pela distribuição das chuvas (contrariamente à região cristalina), já que brotação e queda de folhas, antese floral e produção e dispersão de frutos não estão sincronizadas entre as diferentes espécies, e pelo menos 50% dos indivíduos mantêm suas folhas ao longo do ano (ROCHA; QUEIROZ; PIRANI, 2004).

Em adição a estratificações qualitativas, avaliações quantitativas foram utilizadas para entender a variação florística das formações vegetais do "Domínio da

Caatinga”, com base em fatores climáticos (históricos e atuais), geomorfológicos e antrópicos (SILVA; SOUZA, 2018).

Um fator climático (a produtividade climática atual, representada pelo índice de aridez) foi a melhor variável explicativa para o agrupamento florístico dos conjuntos de formações vegetais que ocorrem no "Domínio da Caatinga". O emprego dessa metodologia resultou na identificação de nove regiões biogeográficas distintas: 1) Núcleo da Chapada Diamantina; 2) Periferia da Chapada Diamantina; 3) Caatinga do Sudeste; 4) Caatinga Oriental; 5) Recôncavo; 6) São Francisco e Depressão Sertaneja; 7) Planaltos Sertanejos; 8) Médio São Francisco e Depressão Cearense; 9) Ibiapaba (SILVA; SOUZA, 2018) (FIGURA 6).

Figura 6 – Variação florística arbórea e arbustiva na Caatinga. (a) Representação quantitativa da diversidade beta como dissimilaridade interpolada com base em eixos NMDS. As cores do mapa não têm significado absoluto - apenas as diferenças de cores entre os locais dentro do mesmo local de estudo são significativas. (b) Regionalização de plantas lenhosas em nove sub-regiões biogeográficas com base na partição de K-médias dos valores interpolados dos eixos NMDS. Mapas desenhados em resolução de 2,5



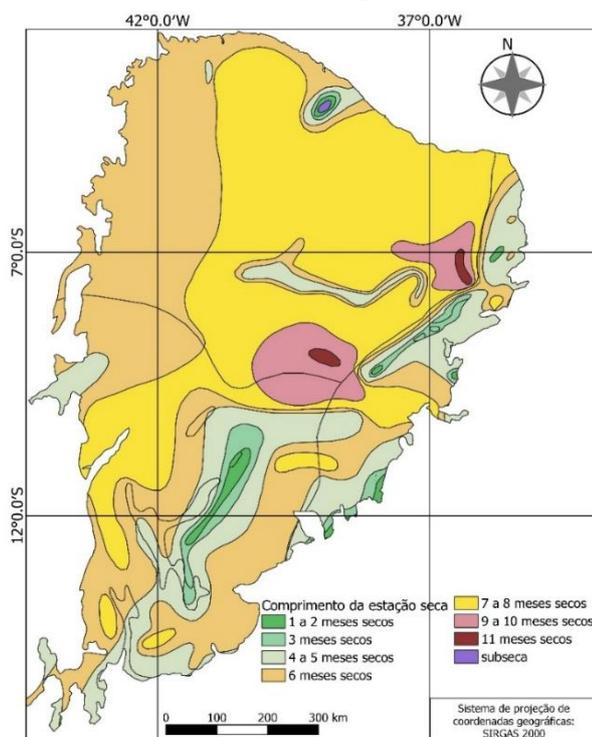
Fonte: Silva; Souza (2018)

Ainda que a maior parte da variação tenha sido explicada pela aridez, o antropismo, elevação altitudinal e a estabilidade do clima histórico das análises deve ter distintos significados. A variação da elevação indica que as montanhas do “Domínio da Caatinga” (Chapada diamantina, Araripe, Borborema, Ibiapaba) atua indiretamente sobre os padrões florísticos, aumentando a produtividade porque elas atenuam a aridez por meio de temperaturas reduzidas (SILVA; SOUZA, 2018).

A regionalização produzida suscita a grande possibilidade de que certas regiões biogeográficas sejam mais propensas a apresentar espécies dominantes que possuem estratégias ecológicas e alterações morfo-fisiológicas voltadas para superar a rígida limitação hídrica, principalmente nas Depressões do São Francisco e Sertaneja, Recôncavo, no Médio São Francisco e na Depressão Cearense (SILVA; SOUZA, 2018).

A maioria dessas estratégias ecológicas e alterações morfofisiológicas visa aumentar as condições de sobrevivência ao rígido e duradouro período seco que ocorre no "Domínio da Caatinga" (MORO *et al.*, 2015) (FIGURA 7).

Figura 7 – Distribuição espacial do número de meses secos anuais no Domínio da Caatinga



Fonte: Lucena (2022), adaptado de IBGE (2006)

Como em outros ambientes propensos a secas periódicas, as modificações que visam perpetuar as espécies em um cenário de forte limitação hídrica incluem como característica principal a deciduidade e um fino controle da regulação das trocas gasosas, para reduzir a perda de água foliar ou manter a fotossíntese com baixo potencial de água nas folhas e baixa condutância cuticular dos tecidos expostos durante as secas anuais prolongadas (SOUZA *et al.*, 2020).

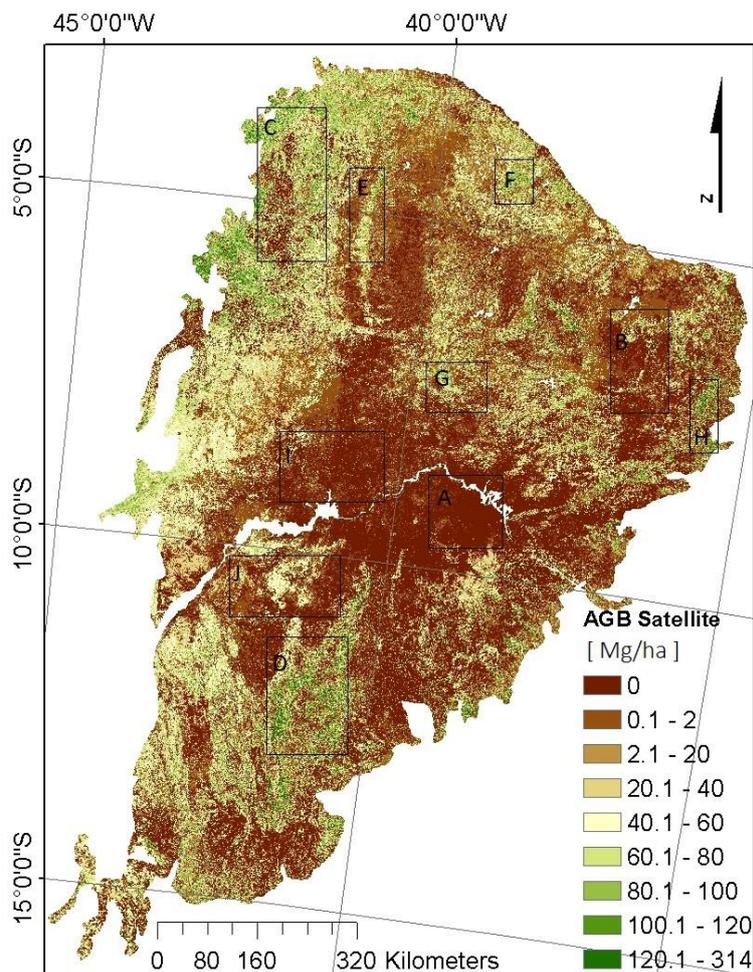
Outras características importantes incluem crescimento lento, xilema que é resistente à cavitação induzida pela seca, alta capacitância do alburno que protege o xilema de potenciais de água criticamente baixos e caules fotossintéticos que têm o potencial de assimilar carbono com maior eficiência no uso da água do que folhas (SANTOS *et al.*, 2014; SANTIAGO *et al.*, 2016;).

As diferenças relacionadas à biogeografia das sub-regiões do "Domínio da Caatinga" não se resumem apenas à composição florística. A produtividade e, conseqüentemente, os padrões espaciais de acúmulo de biomassa se relacionam também à distribuição espacial, em escala regional, de atributos edafo-climáticos (CASTANHO *et al.*, 2020; PAREYN *et al.*, 2020) e geomorfológicos (SILVA; SOUZA, 2018; CASTANHO *et al.*, 2020).

Ao utilizar uma metodologia que combina dados medidos em campo, juntamente com produtos derivados do sensoriamento remoto, Castanho *et al.* (2020) registraram uma ampla diversidade de valores de biomassa acima do solo. Ambas estimativas variaram muito (5-118 Mg.ha⁻¹ para as estimativas de campo e 0-272 Mg.ha⁻¹ relativas às estimativas produzidas com as informações do sensoriamento remoto, com mediana de 48 e interquartil 32-76 Mg.ha⁻¹). Os resultados também evidenciaram uma estratificação da biomassa acima do solo que se ajusta, em parte, a classificações fisionômicas da vegetação arbóreo-arbustiva do "Domínio da Caatinga" (CASTANHO *et al.*, 2020).

A metodologia permitiu a quantificação da biomassa média e suas respectivas variações em cada fisionomia. Essa amplitude inclui valores médios de 40 Mg.ha⁻¹ nos bosques espinhosos (bioma FTDSW na classificação de QUEIROZ *et al.*, 2017), até 120-314 Mg.ha⁻¹ nas florestas perenifólias situadas em montanhas e nos limites geográficos com áreas úmidas (CASTANHO *et al.*, 2020) (FIGURA 8).

Figura 8 – Estimativas de biomassa acima do solo (AGB na legenda do mapa) no Domínio da Caatinga



Fonte: Castanho et al. (2020)

As estimativas produzidas a partir dos dados de sensoriamento remoto permitiram relacionar os valores de biomassa acima do solo com o comprimento da estação seca. Regiões com duração da estação seca menor que 3 meses por ano têm a maior fração (50-85%) da biomassa no intervalo que varia de 40 a até mais de 80 Mg.ha⁻¹, enquanto regiões com duração da estação seca maior que 6 meses por ano têm a maior parte da biomassa (80-100%) abaixo de 40 Mg.ha⁻¹ (CASTANHO *et al.*, 2020).

Em relação à regionalização da variabilidade, a biomassa de vegetação rasteira domina a área do rio São Francisco, bem como Seridó do Rio Grande do Norte e a Borborema ocidental (Cariri Paraibano). Essas regiões têm a estação seca mais longa e a precipitação total mais baixa (CASTANHO *et al.*, 2020).

Maior biomassa na região noroeste do Complexo Campo Maior, na transição com o Cerrado, é consistente com maiores taxas de precipitação. Regiões de maior biomassa vegetal no Planalto Diamantina, Planalto da Ibiapaba, Serra do Baturité e porções ao norte do Planalto do Araripe são consistentes com a estação seca mais curta, precipitação mais alta e temperaturas mais baixas associadas a altitudes mais elevadas (CASTANHO *et al.*, 2020).

Alta biomassa associada à floresta úmida perene montana está presente nas encostas orientais da Borborema. Finalmente, regiões de baixa biomassa associadas a atividades agrícolas intensas no vale do São Francisco, bem como na depressão semiárida sul são perceptíveis (CASTANHO *et al.*, 2020).

Entendimento usual a respeito do conceito de Manejo florestal sustentável – MFS

Em um contexto em que as demandas humanas são crescentes, as florestas podem trazer contribuições significativas para a economia e fornecer vários produtos e serviços que apoiam a produção de benefícios sociais e mecanismos para proteger o meio ambiente. No entanto, o desafio é gerenciar a capacidade regenerativa das florestas de uma maneira que produza benefícios atuais, sem comprometer os benefícios e as escolhas futuras (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010; MACDICKEN *et al.*, 2015; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Esta ideia está no centro da maioria das visualizações e ações práticas produzidas pelo conceito de Manejo Florestal Sustentável. Contudo, o reconhecimento de que as funções de produção e proteção das florestas deveriam ser “sustentáveis” ou seja, mantidas ao longo do tempo por boas práticas de manejo, não é uma ideia nova (MACDICKEN *et al.*, 2015).

Desde os tempos mais remotos, pessoas atenciosas incentivaram o uso sábio e cauteloso das florestas. Por exemplo, Da Yu foi o primeiro imperador chinês da dinastia Xia (século 21 aC) a prestar atenção especial ao gerenciamento duradouro de recursos naturais e das florestas (MACDICKEN *et al.*, 2015).

Semelhantemente, em períodos mais recentes, em várias regiões do mundo já havia alguma preocupação utilitária com a perpetuação de produtos de origem florestal que fossem importantes do ponto de vista econômico. Essa preocupação produziu normas que visavam regular a exploração florestal para evitar o

esgotamento desses recursos no curto prazo (HAHN; KNOKE, 2010; MACDICKEN *et al.*, 2015).

Na Alemanha medieval, por volta de 1330, regras específicas foram adotadas por vilas, associações comunais, mosteiros e cidades, visando proibir derrubar árvores que produziam alimentos e produtos florestais não madeireiros. Essas florestas foram divididas em cupês (áreas de rotação) que seriam colhidas anualmente, as quais deviam, após a exploração, serem protegidas do pastoreio até a regeneração das árvores estar assegurada (SCHMITHÜSEN, 2013).

Nesse mesmo período na França, o uso da antiga palavra francesa *soustenir*, "sustentar", um termo técnico usado na *Lei Ordonnance de Brunoy*², foi empregada pioneiramente. Promovida em 1346, a lei estipulava que: “*Os proprietários de cursos de água e florestas farão consultas e visitarão todas as florestas e bosques e realizarão vendas que permitirão que as florestas mencionadas se sustentem perpetuamente em boas condições*” (SCHMITHÜSEN, 2013).

Da mesma forma, no Brasil, os primeiros registros contendo dispositivos voltados à proteção de áreas ou recursos florestais foram produzidos ainda durante o período colonial (CASTELO, 2015). Uma das primeiras normas voltadas à regulação do uso de recursos florestais foi o "Regimento do Pau-Brasil", editado em 1605, o qual estabelecia limites formais à prática da exploração dessa espécie. Posteriormente, a Carta Régia de 1797 visava coibir o corte não autorizado pela coroa de determinadas madeiras consideradas "nobres" (cedro, mogno, entre outras), as quais representavam importante recurso financeiro para a administração colonial (MEDEIROS, 2006).

Apesar da existência desse conjunto de regramentos e da intenção de ter florestas que seriam “sustentadas”, não havia uma sistematização terminológica dos conceitos. Consequentemente, há muitos debates sobre onde, quando e por quem surgiu o conceito de manejo florestal sustentável. Contudo, Schmithüsen (2013) defende Hans Carl von Carlowitz como uma figura inicial que objetivou manejar as florestas continuamente para obter madeira, com base na aplicação de fundamentos técnicos e silviculturais (SCHMITHÜSEN, 2013).

² A primeira lei francesa conhecida que trata do gerenciamento de cursos de água e florestas (SCHMITHÜSEN, 2013).

Aproximadamente em 1713, Hans Carl von Carlowitz, um alemão, administrador de mineração, ficou preocupado com o suprimento cada vez menor de madeira para as minas de prata que ele supervisionava e criticou o pensamento voltado para o lucro rápido que estava causando a colheita excessiva da floresta, com subsequentes usos agropecuários intensivos e pouco tempo para a regeneração (SCHMITHÜSEN, 2013).

Ele publicou um livro, *Sylvicultura oeconomica*, no qual cunhou o termo alemão para sustentabilidade, *Nachhaltigkeit*. Von Carlowitz disse que o princípio *Nachhaltigkeit* deveria ser aplicado ao manejo das florestas para garantir o suprimento perpétuo de madeira, e pediu a adoção de medidas que tornariam as florestas um recurso econômico permanente. Provavelmente, foi o início de uma das abordagens modernas que seriam aplicadas ao conceito de “manejo florestal sustentável” (SCHMITHÜSEN, 2013).

Von Carlowitz não apenas delineou a estrutura inicial para o que viria a ser a silvicultura moderna e o setor de processamento de madeira. O seu termo equivalente para sustentabilidade, ou *Nachhaltigkeit* em alemão, significava que as florestas deveriam ser "*manejadas de uma maneira que se deveria cuidar da regeneração de todas as áreas cortadas para manter o solo destinado à produção florestal*", com base em uma produção florestal sustentada na colheita de partes iguais de uma floresta ao longo do tempo (SCHMITHÜSEN, 2013).

Embora Hahn; Knoke (2010) também enfatizem que as preocupações com a produção contínua de bens florestais sejam um produto do trabalho de antigos silvicultores europeus, as práticas utilizadas somente para produção madeireira duradoura não podem ser enquadradas exatamente sob os aspectos das ideias associadas ao conceito de “desenvolvimento sustentável” e, por conseguinte, sob o conceito de “manejo florestal sustentável”.

Essa separação se justifica, porque os conceitos genéricos que objetivam a produção duradoura de madeira, como os termos "manejo sustentado de madeira" e "manejo de produção sustentada" são, geralmente, voltados à obtenção de um único produto florestal. Até mesmo o termo “silvicultura sustentável”, um conceito mais recente, é frequentemente visto como um termo genérico para todas as formas de silvicultura de uso múltiplo e também não atenderia aos requisitos recentes do conceito de “manejo florestal sustentável”, em função do contexto do paradigma do “desenvolvimento sustentável” (HAHN; KNOKE, 2010).

Um traço característico desses conceitos genéricos, mas não amplamente aceitos, é que eles foram definidos principalmente a partir de um ponto de vista técnico, com base nas experiências dos próprios especialistas em florestas, com foco na saúde do ecossistema e/ou na alocação de recursos escassos (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010).

A partir desse ponto de vista, pode-se considerar que esses conceitos, muitos dos quais tradicionais na prática silvicultural, mostraram-se conceitualmente inadequados para satisfazer as demandas sociais existentes advindas das florestas (por exemplo, sustentar meios locais de produção, múltiplos produtos, alimentos, forragem, etc.) ou necessidades emergentes (por exemplo, recreação, prestação de serviços ecossistêmicos, etc.) (NASI; FROST, 2009).

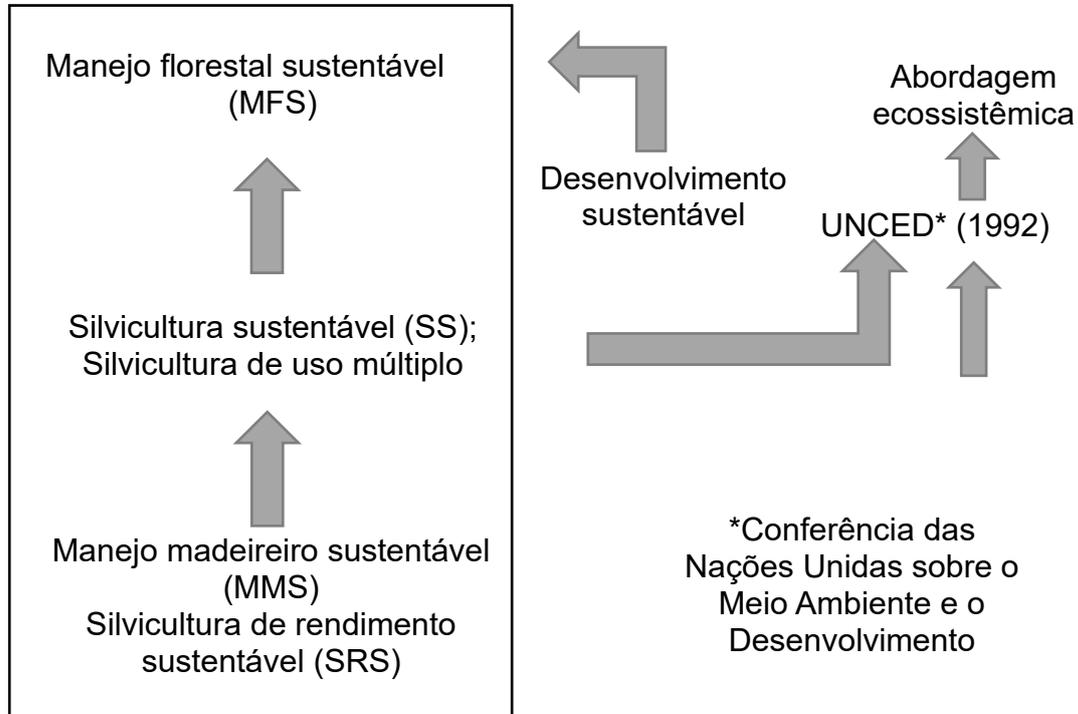
Então qual o atributo que caracteriza o manejo florestal sustentável, se esses conceitos anteriores já objetivavam manejar as florestas para a produção madeireira contínua e conservação da cobertura florestal, como destaca Schmithüsen (2013)?

Embora estratégias de manejo florestal que consideram as necessidades ambientais, econômicas e sociais já fossem aplicadas em vários países antes da Convenção sobre Meio Ambiente, realizada pela ONU, a Rio 1992 (HAHN; KNOKE, 2010; SCHMITHÜSEN, 2013), o fortalecimento do conceito de desenvolvimento sustentável, que deveria ser alcançado pela participação de todos os atores envolvidos com manejo e pela valorização dos valores sociais relacionados às florestas, culminou na proposição do conceito de “manejo florestal sustentável” (HAHN; KNOKE, 2010; FAGGIN; BEHAGEL, 2017).

A partir do ponto de vista desta construção conceitual, o “manejo florestal sustentável” passou por mudanças de “paradigma”, que ocorreram com o remodelamento de conceitos silviculturais anteriores: o processo parte de uma compreensão do manejo como produção sustentada de madeira e percorre os caminhos da silvicultura sustentável, antes de finalmente culminar no “manejo florestal sustentável” (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010).

A conexão do desenvolvimento sustentável com o “manejo florestal sustentável” foi alcançado através da implementação essencial da participação pública e da consideração das necessidades socialmente legitimadas, para promover a equidade intra e intergeracional (HAHN; KNOKE, 2010) (FIGURA 9).

Figura 9 – Hierarquia de termos relacionados à sustentabilidade no manejo de florestas. O tamanho das setas simboliza qualitativamente o impacto das definições iniciais nos estágios posteriores da gênese do manejo florestal



Fonte: Hahn; Knoke (2010)

Por essa razão, o “manejo florestal sustentável” reconhece a necessidade de exploração das florestas para suprir as necessidades crescentes de produtos florestais, mas requer a garantia de medidas conservacionistas e soluções técnicas para manejar as florestas. As medidas conservacionistas e soluções técnicas deveriam ser amplamente baseadas nas decisões políticas tomadas a partir da participação pública, cuja atuação deveria equilibrar as necessidades de todos os atores envolvidos com as florestas (PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Dessa forma, a inserção do conceito de desenvolvimento sustentável como ferramenta conciliadora entre a necessidade de crescimento econômico, salvaguarda de bens ambientais e produção de benefícios sociais, conduziu à necessidade de buscar novas estratégias socialmente legitimadas e baseadas na atuação de todos os interessados no manejo dos recursos naturais, para alcançar os objetivos pretendidos pela sustentabilidade (CÂMARA, 2013; MOURA, 2016; FAGGIN; BEHAGEL, 2017).

A partir desse entendimento, o “manejo florestal sustentável”, cujas premissas, objetivos e usos pretendidos para os recursos florestais são debatidos por todos os atores sociais envolvidos com a gestão florestal, é expresso como um conceito multidisciplinar (mas setorial), caracterizado por heterogeneidade, menor hierarquia dos processos decisórios, mais transitório e complexo, socialmente responsável e reflexivo, abrangendo perspectivas de curto e longo prazo (equidade intra e intergeracional) (HAHN; KNOKE, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

A equidade ou justiça intra e intergeracional está presente na maior parte das definições usuais de manejo florestal sustentável, a exemplo das conceituações expressas pela Organização Internacional de Madeiras Tropicais e a União Internacional para a Conservação da Natureza – ITTO/IUCN. É em função desses preceitos que se diz que o “manejo florestal sustentável” deve propiciar às gerações atuais produtos e serviços florestais em uma medida tal que mantenha o potencial produtivo das florestas, por meio do manejo da capacidade regenerativa, para que as gerações futuras também tenham acesso a pelo menos, às mesmas opções (ITTO; IUCN, 2009; SABOGAL; CASAZA, 2010).

No que diz respeito à equidade entre as gerações atuais (justiça intrageracional), o conceito de “manejo florestal sustentável” requer que os objetivos do manejo não devam ser definidos por partes interessadas únicas. Mesmo o proprietário da floresta não poderia definir sozinho os objetivos e os usos dos recursos florestais, pois ele é apenas um dos interessados, e o “manejo florestal sustentável” postula métodos participativos e o reconhecimento das necessidades de múltiplos interessados com o manejo florestal (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010; FAGGIN; BEHAGEL, 2017; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019).

Em relação à participação das gerações futuras, a equidade intergeracional, parece ainda mais difícil de ser definida, uma vez que as necessidades futuras são desconhecidas. Dado que as gerações futuras não são hábeis para expressar e defender suas necessidades, apenas pressuposições podem ser feitas a respeito das mudanças nos padrões sociais (HAHN; KNOKE, 2010).

Uma vez que a equidade intrageracional possa ser alcançada pela ação participativa, a justiça intergeracional no “manejo florestal sustentável” é principalmente definida por critérios e indicadores que representam serviços e funções ecológicas que necessitam de continuidade para a manutenção da “saúde” e funcionamento dos ecossistemas (NASI; FROST, 2009; HAHN; KNOKE, 2010).

A partir dessa perspectiva, duas principais correntes teóricas podem oferecer procedimentos técnicos para orientar o alcance da equidade intergeracional:

1) A regra do manejo de recursos renováveis: nela a colheita deve ser igual à capacidade de crescimento da floresta (HAHN; KNOKE, 2010). Contudo, esse conceito já era também almejado no âmbito do conceito do manejo para produção sustentada de madeira, para assegurar a produção contínua de madeira ao longo do tempo (o que não garante, necessariamente, a sustentabilidade do manejo) (HAHN; KNOKE, 2010; SCHMITHÜSEN, 2013).

2) Princípio da precaução: um mecanismo de estabilização, cujo objetivo é resguardar a saúde do "ecossistema" em que as florestas estão inseridas, por meio da constituição de "reservas" e implantação da prevenção de riscos para assegurar a continuidade da produção. Essa perspectiva sugere que as normas do manejo evitem riscos e executem as colheitas com base em estimativas de crescimento conservadoras, visando reduzir a intensidade de corte permitida, para fornecer um intervalo de amortecimento em caso de distúrbios repentinos ou uma subsequente volatilidade do mercado (HAHN; KNOKE, 2010).

Estes parâmetros de sustentabilidade, por sua vez, só podem ser definidos socialmente. A determinação de uma escala sustentável envolve valores que vão além da busca individual de maximização do ganho. Outros valores, como a solidariedade inter e intrageracional, têm que ser considerados e avaliados em um contexto de incertezas científicas decorrentes da complexidade dos problemas ambientais globais. Por estas razões, portanto, que a determinação da escala que se considere sustentável só pode ser realizada através de processos coletivos de tomada de decisão (FOLADORI; TOMMASINO, 2000; ROMEIRO, 2001).

Dado esse cenário geral, cabe a colocação de algumas questões que são úteis à avaliação dos conceitos e à proposição de novas abordagens teóricas. Inicialmente, o "manejo florestal sustentável" é realmente possível? O que queremos dizer com "sustentabilidade"? A tríplice linha de resultado de pessoas, planeta e lucros - desempenho social, ambiental e econômico ótimo - é simultaneamente alcançável ou temos que aceitar triagem em alguns lugares, trocando o ideal em um lugar para progredir em outro lugar? (NASI; FROST, 2009).

Além da questão de exatamente o que é "manejo florestal sustentável", ainda é preciso determinar se esse manejo é realmente sustentável, dados os longos prazos envolvidos na dinâmica das florestas naturais. Duas condições podem

contribuir para dificultar esse objetivo: as intensidades de corte podem ser superiores aos ritmos de crescimento ou quando menores que os ritmos de crescimento, eles podem não criar condições ótimas para regeneração (NASI; FROST, 2009).

Tentar alcançar a “sustentabilidade”, no entanto, é uma meta nobre, mas pode ser equivocada e, em última análise, irrealista. Independentemente de quais ações sejam tomadas, a composição e a estrutura da floresta mudam inevitavelmente com o tempo, tanto em resposta a processos endógenos (sucessão florestal) quanto a pressões externas, como mudanças nos regimes de precipitação e temperatura, distúrbios humanos e etc. (NASI; FROST, 2009).

Entretanto, uma alternativa razoável é considerar que o “manejo florestal sustentável” não deva proporcionar mudanças irreversíveis nas florestas, especialmente a conversão deliberada ou inadvertida em terras não-florestadas. Já que algumas mudanças são inevitáveis, o objetivo do manejo deve ser o de gerenciar a resiliência – a capacidade da composição da floresta de mudar sem nenhuma alteração radical na estrutura e na função geral, para que a capacidade de regeneração seja preservada (NASI; FROST, 2009).

Em função desse cenário de incertezas quanto à definição dos objetivos do manejo florestal sustentável e das formas de ação práticas que propiciem a equidade intra e intergeracional, é preciso gastar um pouco mais de esforço para traçar objetivos que sejam alcançáveis.

Também é necessário o desenvolvimento de aparatos técnico-normativos que sejam socialmente legitimados e considerem os usos socialmente incorporados que os recursos florestais possuem, as necessidades dos mercados e amplas funções socioculturais que as florestas possuem, ao mesmo tempo em que deve-se buscar a obtenção de produtos e serviços florestais por meio de técnicas que não incorram em mudanças irreversíveis das propriedades estruturais e de composição das florestas.

A perspectiva teórica do discurso como uma ferramenta alternativa para a compreensão de concepções sobre o “manejo florestal sustentável” e alguns discursos relacionados às florestas

Os discursos são entendidos como um conjunto de ideias, conceitos e categorizações que objetivam dar sentido às realidades físicas e sociais por meio da

produção, reprodução e transformação de uma série de práticas, relações de poder ou processos políticos (ARTS; BUIZER, 2009; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014; KRÖGER; RAITIO, 2017).

Os discursos não subsistem sob moldes objetivos, mas são formados por construções históricas elaboradas a partir de vários tipos de conhecimento (científico, profissional e leigo), linguagem, normas sociais e mecanismos de poder existentes em uma sociedade. Assim, os discursos não fornecem "verdades" nem "falsas ideologias", mas existem na interface da política, da ciência, dos valores e do conhecimento. Além disso, os discursos geralmente são muito estáveis e raramente mudam repentinamente. No entanto, isso não exclui mudança discursiva (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

O pressuposto geral que orienta este caminho analítico é que discursos, suas ideias e argumentos resultantes são dotados de poder performativo. Eles moldam as visões dos atores, influenciam seu comportamento, impactam suas crenças e interesses, causam mudanças institucionais e podem (re)moldar o comportamentos dos indivíduos (ARTS; BUIZER, 2009; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Ao reafirmarem ou introduzirem ideias e conceitos, os discursos visam manter ou apresentar inovações nos campos político e institucional, podendo implicar, dessa forma, em alterações no comportamento dos atores. Além disso, discursos também podem operar para atribuir novos significados – por processos discursivos de ressignificação – a antigos conceitos e, dessa forma, reafirmar fórmulas tradicionais de ação prática, sob a forma de “velhas soluções para novos problemas” (ARTS; BUIZER, 2009; KRÖGER; RAITIO, 2017).

Uma implicação importante da análise dos discursos é avaliar como a interface discurso-instituições ocorre, uma vez que a atuação institucional é, geralmente, uma expressão de poder discursivo. Para isso, é importante não analisar apenas os discursos escritos, mas atentar para a interação entre os discursos e as práticas institucionais. Entretanto, alterações na atuação institucional e seus resultados em ações práticas podem não ocorrer concomitantemente à adesão a um certo tipo de discurso (ARTS; BUIZER, 2009).

Em relação à ampla realidade das florestas, um discurso florestal pode ser considerado como um conjunto de ideias (por exemplo, 'florestas como estoques de carbono'), conceitos (por exemplo, 'manejo florestal sustentável') e categorizações

(por exemplo, florestas versus não-florestas) que são criadas e que alteram as práticas sociais relacionadas às florestas – como a política florestal global/local ou ciências florestais – e que dão sentido às florestas como fenômenos físicos e sociais (ARTS *et al.*, 2010).

Uma vez apresentado esse conhecimento básico a respeito dos discursos, é importante afirmar que, no campo das políticas florestais, alguns discursos foram fundamentais para a conformação da estrutura argumentativa florestal a partir dos anos 1980. Entre eles, o "manejo florestal sustentável" emergiu com um significado, inicialmente, orientado para a conservação e mais tarde como uma forma de integrar a economia de base florestal e a ecologia (ARTS; BUIZER, 2009; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Além disso, como aspectos ecológicos são fundamentais para o discurso do "manejo florestal sustentável", outro discurso, o da conservação da biodiversidade, foi integrado à lógica discursiva daquele primeiro conceito. Os debates sobre a conservação da biodiversidade surgiram com escopo que ia muito além da preocupação com a extinção de espécies, mas incluía a economia, funções, valores e conservação, sugerindo que o conceito nunca teve uma concepção apenas biológica. A institucionalização e a confirmação do acordo firmado por meio da Convenção-Quadro sobre Diversidade Biológica de 1992 teve grande influência sobre o delineamento do discurso do "manejo florestal sustentável". O resultado é que as instituições e os manejadores deveriam, a partir de então, manejar objetivando também a conservação da biodiversidade florestal (ARTS; BUIZER, 2009).

Posteriormente, em função de ter apresentado soluções do tipo "todos ganham", com especial enfoque em objetivos econômicos, o discurso sobre "manejo florestal sustentável" foi recebido calorosamente por governos, empresas e movimentos ambientalistas, com especial atuação sobre o setor florestal, porque foi capaz de mobilizar madeireiros, comerciantes e compradores de madeira, conservacionistas, países ricos consumidores e países produtores em torno de um ideal comum (ARTS; BUIZER, 2009).

O distanciamento que o discurso do "manejo florestal sustentável" teve em relação às metas de conservação e uma aproximação ou até mesmo um predomínio de aspectos econômicos diz respeito à influência que o discurso da "modernização

ecológica” teve sobre o entendimento do que deveria ser manejo sustentável das florestas (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

A “modernização ecológica” baseia-se na ideia de que o crescimento econômico e o desenvolvimento podem estar alinhados com a proteção ambiental ao abraçar o paradigma dominante. Por isso, em vez de ver os recursos naturais como sendo limitados, a degradação ambiental é considerada um problema solucionável por meio de uma forte atuação do progresso tecnológico (BAKER, 2007; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Outro discurso fundamental que se relaciona com as amplas pretensões do "manejo florestal sustentável" é o referente às mudanças climáticas e a influência do desmatamento para o aumento das emissões de CO₂. Por este motivo, encontrar simultaneamente soluções econômicas eficientes para o desmatamento, degradação florestal e meios de subsistência passou a ser importante. O "manejo florestal sustentável" seria o mecanismo capaz de satisfazer a esses requisitos (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

É claro que o “manejo florestal sustentável” tem sido um discurso controverso e mal ou apenas parcialmente implantado até agora, mas também foi firmemente institucionalizado em nossas mentes, organizações e políticas (ARTS; BUIZER, 2009; MACDICKEN *et al.*, 2015).

Por não ser um discurso estático, a ênfase do "manejo florestal sustentável" mudou ao longo do tempo, se distanciando do foco na produção madeireira em direção ao amplo entendimento do papel das florestas, seus múltiplos usos e várias formas de manejo. Esse processo ocorreu como parte de um amplo discurso a respeito do papel das florestas como integrantes do "ecossistema global" e a conexão com a necessidade de um "desenvolvimento sustentável" (ARTS *et al.*, 2010).

Além do "manejo florestal sustentável", a partir de meados de 2000 outro discurso com importante influência sobre as práticas florestais passou a emergir. A "bioeconomia" apareceu ainda no contexto das preocupações crescentes com o esgotamento de recursos e as mudanças climáticas. Analiticamente, a bioeconomia está relacionada ao crescimento econômico global e à produtividade voltada para a exportação e ao desenvolvimento tecnológico (especialmente nas ciências da vida e da biotecnologia). Visa uma forma de intensificação sustentável, que mantém as

externalidades em seu mínimo (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Em termos amplos, as florestas no contexto da “bioeconomia” são referidas como locais de produção (industrial) de biomassa, sumidouros para sequestro de carbono e fornecedoras de resíduos florestais que apoiam a diminuição da dependência de combustíveis fósseis. Assim, os chamados discursos “clássicos” sobre desmatamento, “manejo florestal sustentável”, biodiversidade e extração ilegal de madeira ficam em segundo no âmbito da bioeconomia (PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

O discurso da bioeconomia, portanto, entrelaça argumentos de desgraça ambiental (limites ao crescimento) com argumentos tecnológicos (modernização ecológica) e econômicos (neoliberalismo), enquanto se preocupa principalmente com a economia. Este discurso deve apoiar o desenvolvimento sustentável como um objetivo, mas os aspectos econômicos são claramente dominantes. As considerações sociais são negligenciadas e pouca importância é dada para a governança global e os discursos de participação cívica (PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014; KRÖGER; RAITIO, 2017).

O resultado é que, a partir da atuação e propagação dos discursos a respeito do “manejo florestal sustentável”, “modernização ecológica” e mais recentemente da “bioeconomia”, houve a formação de coalizações políticas, alteração de normas, criação/modificação de relações de poder, (re)direcionamento da atuação institucional ou mesmo a construção de novos significados para realidades já consolidadas, com influência em todos os segmentos que se envolvem direta ou indiretamente com a exploração e o manejo florestal. O objetivo principal desses processos é produzir novas práticas sociais de uso das florestas, ainda que essa finalidade não tenha sido plenamente alcançada (ARTS; BUIZER, 2009; KRÖGER; RAITIO, 2017; LINDAHL; SANDSTRÖM; STÉNS, 2017).

Uso dos recursos florestais na Caatinga: uma interpretação sob a perspectiva socioecológica

As ações humanas têm grande potencial de transformação do ambiente natural. O suprimento das necessidades e demandas humanas, que não promove distúrbios agudos que transformam drasticamente nem que substitui os aspectos funcionais e estruturais históricos dos ecossistemas, converte os ecossistemas

naturais em sistemas de “convivência socioecológica” (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017).

Nesses ambientes "bioculturais", as regras de "convivência socioecológica" promovem interações entre as comunidades humanas e os recursos naturais que criam, mantêm e remodelam os aspectos da paisagem. A compreensão desses processos é uma enorme contribuição para delinear ferramentas básicas de manejo e estratégias de conservação, em face da pressão constante para mudanças de usos do solo (BRAGAGNOLO *et al.*, 2017).

Em outras palavras, o conceito de sistemas socioecológicos almeja entender a gestão dos recursos naturais por meio da conexão entre os atributos dos sistemas ecológicos e os fenômenos socioculturais que influenciam as interações dos atores envolvidos no manejo dos recursos. Esse entendimento reconhece a integração de elementos socioeconômicos e biofísicos como os principais fatores condicionantes da ação de usuários e dos sistemas de governança (OSTROM, 2009; BUSCHBACHER, 2014; MARQUES *et al.*, 2020)

Assim, a perspectiva socioecológica considera que as estratégias de implantação do manejo sustentável dos recursos naturais devem considerar também os valores e modos de uso dos recursos que são socialmente incorporados (podendo-se denominá-los também de tradicionais) e que são particulares ao seu sistema socioecológico (OSTROM, 2009; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019).

Na maior parte dos ecossistemas florestais, as populações locais desenvolveram modos específicos de aproveitamento e exploração dos recursos, moldando, muitas vezes, um perfil multiprodutivo para essas florestas. Essas florestas domésticas são visitadas e remodeladas periodicamente por seus usuários, mediante o uso de técnicas de manejo que estão integradas na dinâmica produtiva tradicional e na conservação florestal (NASI; FROST, 2009).

No Domínio Caatinga, o grande nível de variabilidade e imprevisibilidade climática, principalmente no que diz respeito às variações sazonais, interanuais e espaciais da precipitação pluviométrica, tem grande influência sobre o funcionamento dos ecossistemas e sobre a dinâmica das populações humanas. Esses fatores promovem formas específicas de relações entre a população e o manejo dos recursos naturais, com influência nas intervenções sobre os recursos florestais, que são entendidos como um dos elementos primários dos ciclos

produtivos (LIMA; RODAL, 2010; SANTOS *et al.*, 2013; SANTANA, 2016; ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; MENDES *et al.*, 2020).

Muitas espécies de plantas da Caatinga têm valores alimentícios, medicinais ou ornamentais. Muitas outras são utilizadas como fonte de alimentação animal, para a produção apícola ou como fonte madeireira, por exemplo. Os produtos derivados dos recursos vegetais do “Domínio da Caatinga” podem ser explorados e vendidos seja diretamente (como sementes, frutas, raízes, cascas e folhas) ou indiretamente, depois de algum processamento (por exemplo, óleos, poções, joias, cestas, sacos ou produtos manufaturados) (PAREYN, 2010; ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; GUIMARÃES *et al.*, 2018).

O estrato herbáceo espontâneo é o mais afetado pelas condições de escassez hídrica anual e por condições de secas duradouras, quando as populações dessas espécies diminuem drasticamente em número. Portanto, há uma preferência de exploração de plantas arbustivas e arbóreas, das quais as populações humanas obtêm principalmente madeira (para vários usos, como lenha e carvão e peças para construções e cercas), casca do caule para uso na medicina local e/ou produtos florestais não madeireiros (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017).

Contudo, o estrato herbáceo nativo (gramíneas e ervas) desempenha um importante papel fundamental como fonte de alimentação animal, especialmente na estação chuvosa, momento no qual o gado doméstico utiliza as terras cobertas pelos ecossistemas florestais como pastagem natural. Outras formas de alimentação animal são os sistemas silvipastoris que conjugam um estrato herbáceo e a cobertura lenhosa como fonte alimentícia para os rebanhos (ARAÚJO FILHO, 2013; PINHEIRO; NAIR, 2018).

Assim, da mesma forma que com respeito às plantas, os habitantes do bioma desenvolveram uma forte relação (econômica, social e cultural) com os animais domésticos e selvagens. A pecuária, especialmente de gado bovino, caprino e ovino, implantado ainda durante a ocupação do “Domínio da Caatinga” pelos “colonizadores” europeus, representa uma das mais importantes atividades para os proprietários rurais, especialmente porque ela se torna fonte de reserva de capitais quando períodos de seca ocorrem (VASCONCELOS, 2015; ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Os recursos vegetais da Caatinga fornecem duas formas básicas de alimentação animal: na época chuvosa, a camada herbácea e as folhas de espécies

arbustivas e arbóreas palatáveis e acessíveis são consumidas "in natura" pelos animais, podendo corresponder a até 70% da dieta animal nesse período. Na estação seca, período de estresse nutricional, a serapilheira é o componente dominante da forragem disponível, podendo suprir até 10% da necessidade bruta de proteínas. A quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo é amplamente variável em toda região, cuja variação depende da tipologia da cobertura vegetal, região de ocorrência dentro do Domínio e da intensidade de manejo (LIMA. *et al.*, 2015; PINHEIRO; NAIR, 2018; LUCENA; ALVES; BAKKE, 2019).

Um aspecto importante do pastejo em áreas naturais do "Domínio da Caatinga" é a capacidade de suporte³. De forma geral, ela varia em função das demandas nutritivas dos animais (bovino, caprino e ovino) e da qualidade dos recursos vegetais presentes na área pastejada (ARAÚJO FILHO, 2013).

Sem a implantação de modelos de manejo silvipastoril, a capacidade de suporte da vegetação arbustiva/arbórea para a produção animal é considerada baixa em comparação a outros sistemas naturais: é necessária uma área de cerca de 10 ha para suportar anualmente uma unidade de estoque vital (gado bovino) e 2 ha/animal para ovelhas ou cabras. No geral, na vegetação nativa sem manejo, cabras e ovelhas têm melhor desempenho que o gado: cabras podem ganhar um peso vivo anual de até 11,9 kg.ha⁻¹, ovelhas 9 kg.ha⁻¹ e gado 5,6 kg.ha⁻¹ (ARAÚJO FILHO, 2013; PINHEIRO; NAIR, 2018).

No contexto socioecológico do "Domínio da Caatinga", a pecuária tem altos níveis de legitimidade social para as populações locais e está fortemente ligada aos valores culturais e históricos, sendo amplamente difundida em toda a região. Em termos de reconhecimento social, a pecuária desfruta de um status social elevado, pois está associada a processos históricos representativos do acúmulo de riquezas e a práticas sociais que simbolizam sucesso social e financeiro (VASCONCELOS, 2015; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Apesar disso, outra forma não menos importante de uso dos recursos florestais na Caatinga é a exploração de produtos madeireiros. A principal finalidade da exploração é a obtenção de dendrocombustíveis, cujo uso pode ocorrer

³ Capacidade de suporte é o número máximo de animais que a pastagem pode manter por um determinado período de tempo, sem se degradar; a taxa de lotação no ótimo da pressão de pastejo (ARAÚJO FILHO, 2013).

diretamente como lenha ou por meio da conversão para carvão (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010; GARIGLIO, 2015).

A grande maioria dos estabelecimentos industriais instalados no “Domínio da Caatinga” utiliza dendrocombustíveis como fonte energética, que pode ser suprida de fontes legais, por meio de planos de manejo florestal sustentável aprovados por órgãos ambientais, ou por fontes alternativas de biomassa (podas de pomares, plantios, resíduos de colheita agrícola, etc.), ou serem originados da exploração não legalizada (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010; GARIGLIO, 2015; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Em termos de potencial disponível de biomassa a partir da vegetação nativa do “Domínio da Caatinga”, quando consideramos uma área efetivamente coberta por vegetação nativa de 19,05 10⁶ha, uma produtividade média de 3,3 tMS⁴.ha⁻¹.ano⁻¹, fator de acesso⁵ e de colheita⁶ de 0,75, respectivamente, e um fator de uso energético⁷ de 0,9, tem-se que a disponibilidade de biomassa para energia é 29,2 10⁶ tMS ano⁻¹. No cenário das demandas, foi estimado que, em 2017, eram necessárias 14,52 tMS.ano⁻¹ para suprir as necessidades energéticas dos setores rurais, comerciais e industriais no Nordeste brasileiro (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017).

Ainda que nem toda a biomassa consumida por esses setores seja originada de biomassa florestal provenientes da vegetação nativa do “Domínio da Caatinga”, estima-se que, em 2010, de 25 a 30% da matriz energética do Nordeste era abastecida por biomassa oriundos desta fonte, apenas considerando a lenha como fonte energética, com a estimativa de geração de 90.000 empregos diretos na cadeia produtiva (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010).

Embora a oferta potencial de biomassa para fins de suprimento energético supere as demandas, as fontes legais fornecem apenas 21% desse total, variando entre os estados da região de 7 a 60%. Isto indica que quase 80% da demanda é suprida a partir de fontes que não atendem às normas legais vigentes e raramente adotam parâmetros de exploração racional ou sustentáveis (RIEGELHAUPT *et al.*,

⁴ tMS significa “tonelada de matéria seca”.

⁵ O fator de acesso é a fração da área que pode ser atingida pela colheita (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017).

⁶ O fator de colheita é a razão entre a biomassa efetivamente colhida e a existente (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017).

⁷ O fator de uso energético é a fração da biomassa colhida que é utilizada para obter energia (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017).

2017). Para ter ideia deste cenário, atualmente, a disponibilidade de biomassa legal de Caatinga limita-se aos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) ativos. Em 2015, esta oferta foi de $1,24 \cdot 10^6$ tMS.ano⁻¹, ou somente 3,8 % do potencial de disponibilidade do recurso – $29,2 \cdot 10^6$ tMS.ano⁻¹ (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017; CNIP, 2018a).

Em adição aos usos dos recursos florestais na forma de pastagem natural e biomassa energética, deve-se reconhecer a importância equivalente de outra forma de aproveitamento dos recursos da vegetação nativa da Caatinga: os produtos florestais não madeireiros (PFNM).

Ao longo do processo histórico de ocupação do “Domínio da Caatinga”, os recursos florestais não madeireiros desempenharam não apenas um importante papel na agropecuária tradicional, mas também como restaurador da fertilidade de solo e como suporte forrageiro para a criação extensiva de ovinos, bovinos e caprinos (PAREYN, 2010; ALBUQUERQUE *et al.*, 2017).

A estreita relação existente entre a população e o seu ambiente resultou no uso de muitas espécies da Caatinga para vários propósitos. Consequentemente, há um vasto conhecimento e uso tradicional de um elenco significativo de espécies nativas, as quais são utilizadas como plantas medicinais, para extração de óleos, ceras, fibras, confecção de artesanato, como alimentos, subsídio para produção apícola, forragem e como sombra para conforto térmico de residências, pastagens e estábulos (ALBUQUERQUE; ANDRADE, 2002; PAREYN, 2010; LUCENA *et al.*, 2012).

Ao longo do tempo, foi produzido um profundo conhecimento a respeito dos usos potenciais e práticos a que se destina a maior parte das espécies (herbáceas ou lenhosas). Essa gama de saberes representa uma forte adaptação às especificidades do manejo das espécies e uma alta capacidade de transmissão de conhecimento entre as gerações (RAMOS *et al.*, 2008; SÁ E SILVA *et al.*, 2009).

Em uma única comunidade rural localizada em um município pernambucano situado na área de ocorrência do “Domínio da Caatinga”, a população local reconheceu que mais de 108 espécies de plantas eram úteis, agrupando-as nas categorias alimentar, medicinal, madeireira (para combustível, construção etc), uso doméstico (tecnologia), forragem, veneno, repelente de insetos, ornamentação, sombreamento e místico (ALBUQUERQUE; ANDRADE, 2002). Nesse sentido, a variedade de produtos não madeireiros originados na vegetação nativa da Caatinga

é tão diversa quanto a gama de conhecimentos e das características da estrutura social das populações que interagem com o ambiente e com os ecossistemas florestais.

O levantamento de espécies da vegetação dos biomas nordestinos com importância econômica atual ou potencial, para uso direto e com fins de ampliar a utilização comercial, resultou no reconhecimento de 2373 espécies com algum tipo de uso registrado, das quais 67 eram espécies nativas do “Domínio da Caatinga” prioritárias para o desenvolvimento de pesquisas e de cadeias produtivas, com destaque para os grupos apícolas, madeireiras, medicinais, oleaginosas, cerosas e ornamentais (PAREYN, 2010).

Os estudos, além de revelarem a diversidade de usos para cada espécie utilizada, advertem que a conservação desses recursos naturais ainda é mínima. Além de não constatar áreas com plantio dessas espécies, os empreendimentos e as populações estudadas ainda não conseguem avaliar a adequação das áreas e as formas de coleta ou aproveitamento. Logo, é notável o caráter exploratório do uso das espécies nativas com finalidades não madeireiras, com raríssima aplicação de sistemas de manejo e controle da oferta (PAREYN, 2010).

Por este motivo, o setor de produtos florestais não-madeireiros é principalmente informal, tanto no que diz respeito à produção quanto ao comércio. Conseqüentemente, há falta de informação e as estatísticas dificilmente refletem a real importância do uso dessas espécies nativas (PAREYN, 2010; LUCENA *et al.*, 2012).

O conhecimento a respeito do uso preferencial de cada espécie, bem como os segmentos da planta que são mais explorados são indispensáveis para desenvolver estratégias de uso e manejo destes recursos na região da Caatinga, pois permitiria o estabelecimento de técnicas de extração que evitem a morte desnecessária da planta, contribuindo para ganhos socioecológicos e de conservação (LUCENA *et al.*, 2012).

Pelo cenário delineado até agora, destacamos que os ecossistemas do “Domínio da Caatinga” não estão, em sua maioria, sendo alvo de amplos distúrbios agudos, como a expansão agrícola tradicional (seguindo o trinômio desmatamento, pastejo extensivo em pastos plantados e agricultura dependente de insumos químicos), como a que ocorre nas áreas úmidas do território brasileiro (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019).

Contudo, dado o contexto apresentado aqui, podemos desenhar um retrato para entender como a presença humana nos ecossistemas do “Domínio da Caatinga” levou a um conjunto de modificações em suas características originais, não necessariamente por meio de um desmatamento maciço atual, mas por alterações que estão sendo impulsionadas, ao longo do tempo, pelo que é definido como “distúrbios antrópicos crônicos - CAD” (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019; SOUZA, *et al.*, 2019).

Uma lição principal é que é preciso considerar que pelo menos três fontes principais de CAD estão atuando, muitas vezes em sinergia, e levam a transformações estruturais e fitossociológicas da vegetação nativa: (1) uso contínuo e disperso de madeira para diversos fins, principalmente lenha; (2) gado doméstico que pasteja livremente (pecuária extensiva); e (3) espécies invasoras que colonizam terras agrícolas abandonadas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; MELO, 2017).

Assim, pode-se desenhar uma imagem mais realista do que é o “Domínio da Caatinga” de que estamos falando. Esse domínio biogeográfico é composto de ecossistemas muito resistentes e resilientes, que tem sido tradicionalmente manejados pelos seres humanos muito antes da chegada de quaisquer “colonizadores” ou fronteiras agrícolas – ainda que em pequena escala (MELO, 2017).

Contudo, quanto às implicações do manejo socioecológico sobre o funcionamento ecossistêmico e alterações estruturais e funcionais a que as diferentes fisionomias vegetais que compõem os ecossistemas florestais ali existentes estão submetidas, devemos considerar que, aproximadamente, nos últimos 300 anos eles coexistem e são remodelados (não integralmente em todo seu território) pelas populações humanas, por meio dessas formas de intervenção que, muitas vezes, resultam em distúrbios antrópicos crônicos (MELO, 2017).

Quando consideramos as implicações das ações antrópicas e os processos ecológicos no “Domínio da Caatinga”, é necessário levar em conta que, ao contrário do que se pensava, muitas das florestas ditas primárias sofreram o impacto e foram influenciadas diretamente por ações humanas, com alterações na estrutura e na composição de espécies. Chazdon (2016) destaca que há evidências de que muitas florestas tropicais Amazônicas ditas “primárias” são o resultado da manipulação da paisagem por populações nativas locais ao longo de séculos pretéritos de habitação, exploração e convivência socioecológica.

Por este motivo, a adoção do modelo socioecológico como ferramenta para a gestão dos recursos e a inclusão do papel humano no ecossistema (não apenas como destruidor, mas como construtor de nichos, da mesma forma que outras espécies) é uma mudança de paradigma importante e necessária. O fato de as pessoas interagirem com diferentes recursos naturais, exibirem preferências por espécies específicas e realizarem cortes e coleta seletiva pode gerar efeitos ainda mais inesperados sobre os processos dinâmicos e ecológicos nas comunidades vegetais que não são necessariamente negativos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017).

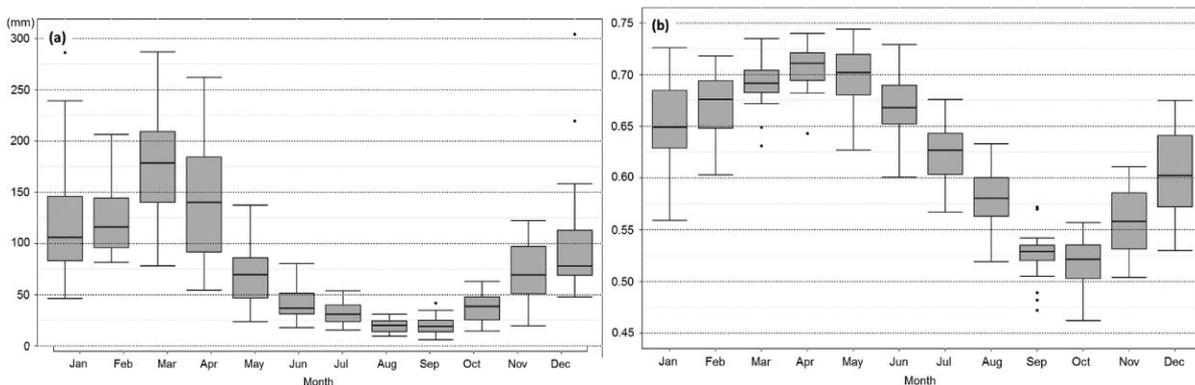
O sistema solo-água e sua importância para os ecossistemas florestais do “Domínio da Caatinga”

No “Domínio da Caatinga”, a quantidade e a duração anual e interanual da precipitação pluviométrica são um fator dominante que controla a dinâmica da vegetação, com reflexos sobre a estrutura, a composição funcional e a produtividade dos ecossistemas. As respostas dos ecossistemas florestais em escala regional são, proximamente, relacionadas às condições médias da precipitação pluviométrica (PARADELLA; VITORELLO, 1995; BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016; SOUZA *et al.*, 2016; SFAIR *et al.*, 2018).

Os dados experimentais demonstram que as estações de crescimento e a distribuição qualitativa e quantitativa da vegetação nativa acompanham os padrões da estação chuvosa e as dinâmicas ecossistêmicas são altamente dependentes da precipitação pluviométrica e, conseqüentemente, da disponibilidade hídrica (SOUZA *et al.*, 2016; SILVA; SOUZA, 2018). Como consequência, a sazonalidade dos índices de reflectância da vegetação nativa (notadamente o índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI) está intimamente relacionada à precipitação, com um atraso geral de dois a três meses entre o pico da estação chuvosa e o pico dos valores de NDVI (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016; SOUZA *et al.*, 2016).

Contudo, ainda que haja uma estreita relação entre os valores de reflectância da vegetação (NDVI) e as chuvas, a variação temporal da precipitação ao longo do ano é maior. Dessa forma, em escala regional, embora os valores médios da quantidade de precipitação registrados sejam, por exemplo, altamente variáveis nos meses de março e abril, a variabilidade regional dos valores do NDVI é reduzida nesse mesmo período (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016) (FIGURA 10).

Figura 10 – Precipitação pluviométrica (mm) (a) e variabilidade (b) de NDVI, entre 1982 e 2001, para toda a área do "Domínio da Caatinga". A linha do meio na caixa é a mediana. As linhas superior e inferior do gráfico são os percentis 75% e 25% respectivamente. Os bigodes no final das caixas indicam os valores extremos (90º e 10º percentis).



Fonte: Barbosa; Lakshmi Kumar (2016)

A diferença entre a variação dos ciclos de crescimento (NDVI) e dos ciclos da precipitação pluviométrica revela que, em geral, os ciclos de crescimento são muito mais estáveis ao longo de diferentes anos do que os da estação chuvosa (SOUZA *et al.*, 2016). Essa pequena variação dos valores de NDVI registrados nos meses de março e abril por Barbosa; Lakshmi Kumar (2016) estão de acordo com os resultados apresentados por Pinheiro *et al.*, (2016) e Pinheiro; Van Lier; Bezerra (2017), que sugerem, como hipótese explicativa, padrões uniformes de uso da água em escala regional nas diferentes fitofisionomias.

Conforme Pinheiro *et al.* (2016) e Pinheiro; Van Lier; Bezerra (2017), essa uniformidade se refletiu na homogeneidade espacial do índice de área foliar, no comportamento semelhante dos componentes do balanço hidrológico (perdas por interceptação, transpiração atual, evaporação atual e fluxo inferior) e na similaridade estatística da cobertura vegetal entre subunidades fisionômicas presentes em uma mesma bacia hidrográfica (deve-se considerar que Pinheiro *et al.*, (2016) e Pinheiro; Van Lier; Bezerra, (2017) usaram dados de uma bacia hidrográfica relativamente pequena – 12 km² – para embasar suas ponderações).

Este fato seria justificado em função, por exemplo, de os valores de índice de área foliar (IAF) terem sido semelhantes entre três associações solo-vegetação - ASV⁸ distintas avaliadas por Almeida; Carvalho; Araújo (2019) na mesma bacia hidrográfica experimental estudada por Pinheiro et al. (2016) e Pinheiro; Van Lier; Bezerra (2017), especialmente quando os valores de umidade do solo eram muito baixos e ainda que tenha sido registrada uma diferença significativa em relação à precipitação incidente sobre as ASV entre os anos estudados (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Assim, apesar de uma alta variabilidade de valores de precipitação nos meses de março e abril, os valores homogêneos de NDVI produzidos nesse período podem indicar adaptações para lidar com a variabilidade na precipitação, o que resulta em condições semelhantes de cobertura verde ao longo do “Domínio da Caatinga” (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016). Isto sugere que, provavelmente, um conjunto de adaptações propicia um fino ajuste da vegetação à disponibilidade hídrica (SANTOS *et al.*, 2014).

Em boa parte dos solos do “Domínio da Caatinga”, este ajuste se manifesta por uma alta capacidade de absorção hídrica em que até 90% da demanda atmosférica (evaporação e transpiração) é proveniente da camada 0 – 0,2 m de profundidade (SANTOS; SILVA; MONTENEGRO, 2010; PINHEIRO *et al.*, 2016; PINHEIRO; VAN LIER; BEZERRA, 2017), o que é possível em razão da existência de sistemas radiculares relativamente superficiais, nos quais até 65% da biomassa de raízes está concentrada até 0,3 m (PINHEIRO; COSTA; ARAÚJO, 2013).

Além disso, a absorção hídrica em camadas mais profundas em solos não restritivos pode fornecer uma quantidade adicional de até 20% de água em anos com chuva abaixo do normal (PINHEIRO *et al.*, 2016). Assim, a suplementação hídrica proporcionadas por solos mais profundos pode resultar em padrões diferentes de cobertura vegetal em escala local (SILVEIRA *et al.*, 2018).

Isto está de acordo com o fato de que, nos locais mais chuvosos, a maior disponibilidade de água faz com que o NDVI acompanhe de perto as mudanças nas chuvas o ano todo, resultando em uma relação quase linear. Contudo, à medida que

⁸ ASV é a sigla designativa de Associação Solo-Vegetação, que são áreas caracterizadas pela presença de classes de solo e composição vegetal homogêneas.

os locais se tornam vez mais secos, o NDVI fica mais dissociado do sinal de chuva, de modo que ele se torna dependente não apenas da chuva, mas também do armazenamento de água do solo e das respostas adaptativas da vegetação (SOUZA *et al.*, 2016). Assim, espera-se que, em condições semelhantes de precipitação, o crescimento seja mais regular em locais nos quais as condições de armazenamento de água no solo sejam maiores (BARBOSA; LAKSHMI KUMAR, 2016).

Essa constatação indica que, embora em escala regional a precipitação possa ser uma variável explicativa importante para explicar a distribuição qualitativa e quantitativa da vegetação nativa, em escala local, outros fatores têm uma relevância semelhante (BALVANERA; QUIJAS; PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011; FARIAS *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2018; KUPERS *et al.*, 2019).

Por essa razão é que, diferenças na cobertura vegetal, nas propriedades hidráulicas e na disponibilidade hídrica dos solos existentes em três ASV em uma bacia hidrográfica experimental resultaram em distintas taxas de retorno da precipitação pluviométrica à atmosfera (por meio de transpiração, evaporação e interceptação). Embora em todo período investigado o ano de 2012 tenha sido o único com chuvas abaixo da média histórica em toda bacia hidrográfica, a absorção de água pelas raízes na ASV1 continuou até setembro daquele ano, com a quarta camada edáfica (0,60-0,80 m) contribuindo com 17% de captação adicional de água em relação às outras duas ASV que possuíam solos menos profundos (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Isso ilustra que os efeitos da disponibilidade hídrica não são constantes no espaço, dada a existência de diferentes conteúdos de água no solo que afetam a vegetação e os processos hidrológicos. Isto significa que o mesmo déficit de precipitação afetará cada localidade de uma forma específica, mesmo em uma bacia hidrográfica pequena (FARIAS *et al.*, 2016; PINHEIRO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2016; SFAIR *et al.*, 2018).

Esse entendimento pode ser reforçado pela avaliação de três associações solo-vegetação – ASV, em uma bacia hidrográfica coberta com Caatinga arbóreo-arbustiva (12 km²). O experimento revelou que o índice de área foliar (IAF) não apresentou variação interanual significativa ao longo de três anos, mesmo tendo sido registrados pelo menos dois anos com precipitação abaixo da média histórica local. Nos três anos avaliados, os valores de IAF constatados na ASV3 foram estatisticamente menores que os das outras duas ASV. Na ASV3, os regossolos

predominantes têm uma limitação física ao desenvolvimento da vegetação, devido à sua pequena profundidade, 40 cm, e à presença de uma camada impeditiva à penetração radicular. Em adição, a textura arenosa lhe confere menor capacidade de retenção hídrica (ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019).

Uma pesquisa realizada na mesma bacia experimental hidrográfica estudada por Almeida; Carvalho; Araújo (2019) revelou que as ASV2 (Luvissole com profundidade radicular média de 0,6 m) e ASV3 (Regossolo com profundidade radicular média de 0,4 m) se tornam muito secas durante a estação seca, enquanto a ASV1 (Argissolo com profundidade radicular de 0,8 m) ainda retém água em camadas mais profundas. Os solos das ASV2 e 3 alcançam pressões negativas muito maiores do que a ASV1, o que resulta em níveis de umidade substancialmente diferentes. Por exemplo, na estação seca, enquanto a ASV1 apresenta uma pressão média de -5,6 m e conteúdo de água no solo de $0,194 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$, a ASV 3 apresenta uma pressão média de -150 m e um conteúdo de água no solo de $0,035 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Isso sugere que os atributos edáficos relacionados à capacidade de retenção hídrica têm implicações na distribuição das espécies arbóreo-arbustivas e nos processos ecológicos relacionados, a exemplo da produtividade primária e os padrões de acúmulo de biomassa (SILVEIRA *et al.*, 2018; CASTANHO *et al.*, 2020) e que as respostas aos padrões de precipitação variam em função local de fatores ambientais, como a distribuição espacial da capacidade de fornecimento hídrico dos solos (PINHO *et al.*, 2019).

As evidências indicam que a infiltração, retenção de água pelo solo, geração de escoamento superficial e percolação dependem, principalmente, das inter-relações entre a distribuição espaço-temporal das precipitações e dos atributos dos solos (MONTENEGRO; RAGAB, 2010; FARRICK; BRANFIREUN, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2018). Por exemplo, quando comparadas a outros materiais de origem, os solos provenientes rochas cristalinas podem apresentar altas taxas de escoamento superficial quando ocorrem eventos de precipitação pluviométrica de alta intensidade (PARADELLA; VITORELLO, 1995).

Por outro lado, solos expansivos fornecem fluxos preferenciais para água da chuva e alteram os processos hidrológicos subjacentes, como escoamento superficial e retenção hídrica. Por exemplo, o Vertissolo possui argila montmorilonita 2:1 que expande quando está úmido e contraí está quando seco. Essas mudanças

no volume promovem rachaduras profundas durante veranicos (com aumento da macroporosidade e da condutividade hidráulica) e condições de muita plasticidade e consistência pegajosa do solo quando está úmido. Destes processos resulta a necessidade de um maior acúmulo de chuvas para vedar as rachaduras e, conseqüentemente, iniciar o escoamento superficial, o que implica em diferenças na disponibilidade hídrica da paisagem (SANTOS *et al.*, 2016).

Importância similar é atribuída às condições que o solo oferece ao desenvolvimento radicular, notadamente a presença de camadas impeditivas ou um contato lítico superficial (COSTA *et al.*, 2014). Uma pesquisa realizada em uma bacia hidrográfica dividida em três associações solo-vegetação – ASV, com diferentes tipos de solos e espécies dominantes, constatou que os solos nas ASV possuíam diferenças edáficas importantes, especialmente quanto à profundidade. Os Acrissolos (argissolos) (ASV1) são profundos com 1 - 2,5 m, da mesma forma que os Luvisolos da ASV2 (que tinham profundidade variando de 0,8 a 2,5 m), enquanto que o Regossolo registrado na ASV3 possuía uma rasa camada impermeável, localizada a menos de 40 cm da superfície, fortemente impeditiva para penetração radicular (PINHEIRO; COSTA; ARAÚJO, 2013).

Contudo, a distribuição espacial do sistema radicular nas referidas ASV foi estatisticamente homogênea, indicando a existência de uma alta quantidade lateral de raízes (ramificações). Assim, embora haja diferenças na possibilidade de crescimento radicular profundo, um sistema radicular disperso horizontalmente, como registrado nas três ASV, seria responsável por potenciais semelhantes de absorção hídrica (PINHEIRO; COSTA; ARAÚJO, 2013).

Entretanto, ainda que seja possível a transferência hídrica entre camadas do solo situadas em diferentes profundidades, um estudo realizado na mesma área de pesquisa referida nos dois parágrafos anteriores revelou que as camadas do solo não possuíam diferentes capacidades de disponibilidade hídrica. A comparação do ponto de murcha permanente, capacidade de campo e umidade residual atestou que tais atributos não diferiam estatisticamente ao longo do perfil de cada solo avaliado, sugerindo a existência de um perfil hidrológico vertical homogêneo em cada solo e que, portanto, as variações desses atributos entre classes de solo seriam um fator mais importante para a variação fisionômica e estrutural das três ASVs amostradas na bacia hidrográfica experimental avaliada por Pinheiro; Costa; Araújo (2013). Enquanto o argissolo vermelho-amarelo possuía capacidade campo e ponto de

murcha permanente de, aproximadamente, 0,25 e 0,1 m³.m⁻³, no neossolo litólico, esses atributos eram de 0,1 e 0,05 m³.m⁻³, respectivamente (COSTA *et al.*, 2013).

Dadas essas condições, em uma escala local, a variação espacial da distribuição dos solos tem implicações sobre a disponibilidade hídrica e sobre a água que, potencialmente, pode ser absorvida pelas plantas. Atributos do solo como a textura, a capacidade de retenção hídrica e o potencial de água no solo podem influenciar a capacidade de suprimento hídrico para as plantas, com implicações sobre processos ecossistêmicos e sobre o agrupamento de espécies (KUPERS *et al.*, 2019).

No caso do “Domínio da Caatinga”, foi constatado que a distribuição funcional de espécies arbóreo-arbustivas exibe resposta às inter-relações entre a precipitação e as condições de disponibilidade hídrica e fertilidade do solo (SFAIR *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2019). Ainda que a fertilidade do solo tenha tido um papel importante no agrupamento de espécies em locais com precipitações elevadas, nas demais localidades, a precipitação e os atributos relacionados à retenção e à disponibilidade hídrica do solo foram fatores-chave (SFAIR *et al.*, 2018; PINHO *et al.*, 2019).

CAPÍTULO 1 DISCURSOS SOBRE O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO DOMÍNIO DA CAATINGA

RESUMO

Enquanto o manejo florestal sustentável (MFS) é entendido como solução para problemas socioambientais relacionados às florestas, ele abriga diferentes discursos sobre a sustentabilidade. Os discursos são elaborados/alterados por processos históricos que orientam o comportamento dos atores, os quais podem atribuir sentidos específicos aos aspectos ambientais e sociais dos processos de sustentabilidade. No Domínio da Caatinga (DC), o MFS pode ser, além de um objetivo da gestão florestal, um importante elemento dos discursos sobre como manejar os recursos florestais. Neste trabalho, fundamentados nas perspectivas teóricas do discurso, coletamos informações da literatura científica e institucional para caracterizar as principais ideias, conceitos e narrativas que têm sido propostas pelos discursos sobre o MFS do DC. Constatamos a existências de três principais discursos: a) MFS bioenergético – enfatiza a produção de biomassa florestal para abastecer sustentavelmente as demandas energéticas regionais; adicionalmente, procura contribuir fortemente para a redução do desmatamento e conservação florestal; b) MFS silvo-pastoril – busca fornecer alternativas para melhorar qualitativamente a disponibilidade forrageira, visando fomentar a pecuária regional; c) MFS não madeireiro – procura valorizar os conhecimentos tradicionais sobre a biodiversidade, para ampliar as formas alternativas e sustentáveis de manejo não madeireiro de múltiplas espécies e, assim, fortalecer as estratégias de convivência com a região semiárida. Estes discursos têm diferentes graus de influência sobre a gestão florestal e abordam as questões da sustentabilidade (mudanças climáticas, desertificação, benefícios socioeconômicos, etc) em função, principalmente, dos objetivos que cada um propõe justificar, da atuação dos atores interessados e da incorporação de outros discursos florestais globais.

Palavras-chave: bioenergia; sistemas silvo-pastoris; produtos não madeireiros; sustentabilidade; discursos florestais

ABSTRACT

While sustainable forest management (SFM) is understood as a solution to socio-environmental problems related to forests, it shelters different discourses on sustainability. The discourses are elaborated/alterd by historical processes that guide the behavior of the actors, which can attribute specific meanings to the environmental and social aspects of sustainability processes. In the Caatinga Domain (CD), the SFM can be, in addition to a forest governance objective, an important element of the discourses on how to manage forest resources. In this paper, based on theoretical perspectives of discourse, we collected information from the scientific and institutional literature to characterize the main ideas, concepts and narratives that have been proposed by the discourses on the SFM of the CD. We found the existence of three main discourses: a) bioenergetic SFM – emphasizes the production of forest biomass to sustainably supply regional energy demands; additionally, it aims to strongly contribute to the reduction of deforestation and forest conservation b) silvo-pastoral SFM – seeks to provide alternatives to qualitatively-quantitatively improve forage availability, to promote regional livestock; c) non-timber SFM – seeks to value traditional knowledge about biodiversity, to expand alternative and sustainable forms of non-timber management of multiple species and, thus, strengthen strategies for coexistence in the semi-arid region. These discourses have different degrees of influence on forest governance and address global sustainability issues (climate change, desertification, socio-economic benefits, etc.) mainly depending on objectives that each one proposes to justify, the action of the interested actors and the incorporation of other global forestry discourses.

Key-words: bioenergy; silvo-pastoral systems; non-timber products; sustainability; forest discourse

1.1 INTRODUÇÃO

O manejo florestal sustentável-MFS é considerado uma das soluções fundamentais para relevantes problemas ambientais globais relacionados às florestas. Ao mesmo tempo, com o MFS busca-se satisfazer perpetuamente as necessidades econômicas, sociais e culturais das sociedades (MACDICKEN *et al.*, 2015; FAGGIN; BEHAGEL, 2017; LINDAHL; SANDSTRÖM; STÉNS, 2017).

Entretanto, o próprio conceito de MFS é contestado (LINDAHL et al., 2016), de modo que tem sido proposto que o MFS seja abordado segundo a teoria do discurso. Os discursos são entendidos como ideias, conceitos e categorizações que objetivam, por meio da produção, reprodução e transformação dos entendimentos e atitudes, dar sentido às realidades físicas e sociais (ARTS; BUIZER, 2009; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014; KRÖGER; RAITIO, 2017).

Como os discursos podem ser construídos e alterados por diferentes processos históricos que são elaborados, por exemplo, a partir de informações científicas, experiências profissionais ou atuação política (ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014), a proposição de diferentes discursos sobre o MFS têm influenciado a política florestal, a formação de coalizões, o direcionamento da atuação institucional e fornecido perspectivas diversas para tratar os aspectos ambientais, técnicos e socioeconômicos do manejo florestal, especialmente de florestas nativas (ARTS; BUIZER, 2009; LINDAHL; BAKER; WALDENSTRÖM, 2013; KRÖGER, 2017).

Em nível governança florestal de diferentes países e regiões, os discursos sobre o MFS incorporam e dialogam com outros discursos de ordem ambiental ou social conforme variam os interesses e objetivos definidos, principalmente, por lógicas econômicas ou políticas específicas e pelo papel que é atribuído à sustentabilidade como diretriz direcionadora dos processos de desenvolvimento (LINDAHL; BAKER; WALDENSTRÖM, 2013; KRÖGER, 2017; LINDHAL; SANDSTRÖM; STÉNS, 2017). Além disso, discursos alternativos sobre o MFS podem coexistir em contextos socioecológicos que abrigam múltiplas propostas e demandas sobre a gestão dos recursos (LINDAHL *et al.*, 2016).

Este pode ser o caso do Domínio da Caatinga, no semiárido do Nordeste brasileiro, uma região heterogênea em termos climáticos, pedológicos, ecológicos e sociais (ALVARES *et al.*, 2013; QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA; SOUZA, 2018). Ela ocupa 12% do território brasileiro e abriga aproximadamente 28 milhões de habitantes, dos quais 38% vive na zona rural (BRASIL, [S.d.]). Seus recursos florestais possuem destacada relevância socioeconômica, tanto para o funcionamento dos setores industriais e comerciais locais (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010; RIEGELHAUPT *et al.*, 2017), como para a manutenção da produção pecuária tradicional (ARAÚJO FILHO, 2013; PINHEIRO; NAIR, 2018) e de outras formas de aproveitamento da vegetação nativa que são socialmente

incorporadas às práticas socioculturais locais (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; MELO, 2017).

Considerando a contextualização apresentada, nós usamos perspectivas da teoria discursos para, de uma forma inaugural e inédita, caracterizar quais as principais ideias, conceitos e narrativas têm sido propostas pelos discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga. Como objetivo complementar, buscamos compreender como o processo histórico da produção de propostas para o manejo florestal contribuiu para a construção de diferentes discursos sobre o MFS.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Coleta de dados

A avaliação é baseada em um método qualitativo que emprega a pesquisa de literatura armazenada em bases científicas. Inicialmente acessamos o Google Acadêmico e pesquisamos artigos e revisões de literatura publicados até o ano 2021, usando as palavra-chave "manejo florestal da Caatinga", "manejo sustentável da Caatinga", "manejo florestal sustentável da Caatinga" e "histórico de implantação do manejo florestal na Caatinga". Posteriormente, acessamos a base CAB Direct e fizemos uma pesquisa em três etapas para abranger os temas manejo florestal madeireiro, manejo silvipastoril e manejo de produtos florestais não madeireiros no Domínio da Caatinga. A heurística de pesquisa foi definida, respectivamente, da seguinte forma: a) "Caatinga" AND "sustainable forest management"; b) "Caatinga" AND "Silvopasture" ou "Caatinga" AND "silvopastoral systems" OR "Agroforestry systems"; c) "Caatinga" AND "NWFP" ou "Caatinga" AND "non-timber products". A partir da leitura dos documentos pesquisados, aplicamos o procedimento qualitativo "bola de neve" (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017) para selecionar referências potenciais que fossem relacionadas com os temas pesquisados inicialmente.

A partir da experiência prévia dos autores e da indicação de atores e profissionais que pesquisam o tema analisado, também coletamos dados adicionais em arquivos institucionais, incluindo os documentos produzidos por órgãos governamentais, relatórios de políticas e de um evento online realizado no ano de 2021 denominado "Consulta pública para criação de Resolução Conama sobre Manejo Florestal Sustentável no bioma Caatinga", incluindo seus pareceres, notas técnicas e relatórios e a apresentação online a respeito da proposta transmitida pelo YouTube (IBAMA, 2021a).

1.2.2 Proposta analítica

Para compreender a ideias e narrativas contidas em potenciais discursos sobre o MFS no Domínio da Caatinga, fundamentamos nossa análise na perspectiva teórica dos discursos. Estes são entendidos como ideias, conceitos e categorizações que objetivam por meio da produção, reprodução e transformação das ações dar sentido às realidades físicas e sociais. O pressuposto geral que orienta este caminho analítico é que discursos, suas ideias e argumentos resultantes são dotados de poder performativo. Eles moldam as visões dos atores, influenciam seu comportamento, impactam suas crenças e interesses, causam mudanças institucionais e podem (re)moldar o comportamento dos indivíduos (ARTS; BUIZER, 2009; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014; KRÖGER; RAITIO, 2017).

Adicionalmente, aplicamos a abordagem "caminho(s) para a sustentabilidade" (LINDAHL *et al.*, 2016; LINDAHL; SANDSTRÖM; STÉNS, 2017). A abordagem "caminho(s) para a sustentabilidade" considera a sustentabilidade e o desenvolvimento como processos essencialmente políticos, nos quais possíveis trajetórias de intervenção e mudança podem priorizar objetivos, valores e soluções alternativas. Baseada em uma perspectiva crítica, ela pode contribuir para pesquisas comparativas sobre gestão florestal e sobre o MFS e ajuda a relacionar áreas de conhecimento aparentemente separadas, incluindo as ideias, as instituições, os atores e os resultados de diferentes formas de gestão (LEACH; SCOONES; STIRLING, 2010; LINDAHL *et al.*, 2016; SANDSTRÖM; LINDAHL; STÉNS, 2017).

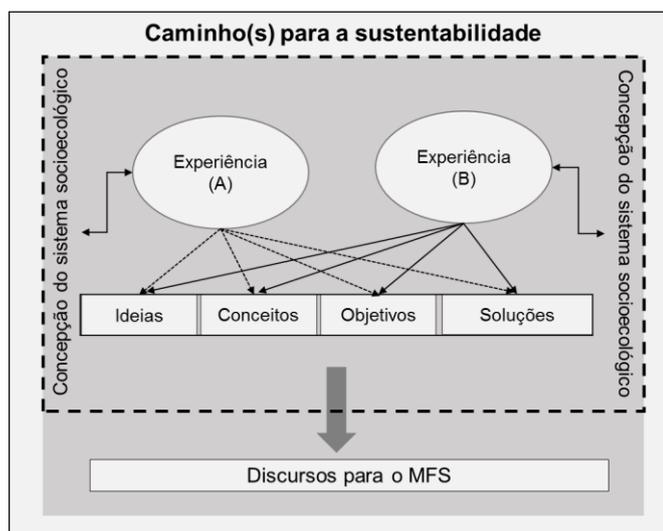
Enquanto o estudo de arranjos institucionais são o centro das avaliações institucionais, a perspectiva de pesquisa "caminho(s) para a sustentabilidade" pode nos ajudar a entender como a construção de discursos sobre a sustentabilidade pode ser moldada pelo contexto histórico, pela atuação institucional, influência de relações de poder, características econômicas e a compreensão que os atores têm sobre o sistema socioecológico onde dos recursos estão inseridos (LINDAHL *et al.*, 2016; KRÖGER, 2017; SANDSTRÖM; LINDAHL; STÉNS, 2017).

Sistemas socioecológicos compreendem sistemas ecológicos e humanos e a interação entre eles que resulta de configurações sociais, econômicas, culturais e políticas específicas (SILVA *et al.*, 2017). A partir desta perspectiva, a gestão sustentável dos recursos naturais é compreendida a partir da conexão entre os atributos dos sistemas ecológicos e os fenômenos socioculturais, reconhecendo a

integração destes atributos como os principais fatores condicionantes da ação de usuários e dos sistemas de governança (OSTROM, 2009; BUSCHBACHER, 2014; MARQUES *et al.*, 2020).

A figura 1 representa como a integração dos instrumentos analíticos pode nos ajudar a compreender e elaboração dos discursos. Tendo como pano de fundo a abordagem “caminho(s) para a sustentabilidade”, buscamos compreender, por exemplo, como diferentes experiências elaboram ideias, conceitos ou objetivos de manejo a partir de uma compreensão particular do sistema socioecológico e como este processo resulta na produção de discursos alternativos sobre o MFS.

Figura 1 – Estrutura analítica: elaboração de discursos sobre o MFS a partir de diferentes concepções do sistema socioecológico local



Fonte: Lucena (2022)

1.3 RESULTADOS

1.3.1 Contexto histórico das propostas de MFS no Domínio da Caatinga

O manejo florestal, definido como a aplicação de intervenções silviculturais com base em conhecimentos técnicos destinados à produção sistemática e contínua de recursos florestais, deu os primeiros passos após a metade dos anos 1960 (GARIGLIO, 2010; SANTOS; DIODATO, 2017).

As propostas de manejo florestal com finalidades madeireiras e bioenergéticas foram desenvolvidas a partir do início dos anos 1980, quando indústrias consumidoras de grande quantidade de lenha e carvão foram instaladas no Rio Grande do Norte. A criação de um "Plano Integrado Floresta-Indústria"

resultou na implantação de dois planos de manejo florestal para a produção de carvão proveniente da vegetação nativa. A substituição do carvão vegetal por gás natural interrompeu essas iniciativas, mas o Projeto PNUD/FAO/IBDF/BRA-82 continuou monitorando os experimentos silviculturais instalados para avaliar a resiliência da vegetação nativa e seu potencial de produção de biomassa (GARIGLIO, 2010; RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

Nesta época, pesquisas realizadas pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura – FAO produziram muitos dados relacionados ao manejo florestal focado na produção de biomassa para fornecimento de energia: da regeneração florestal ao estudo do poder calorífico das espécies lenhosas. Os resultados também evidenciaram que as necessidades de biomassa energética de indústrias e residências demandavam anualmente entre 30 e 60 milhões de esteres de lenha. Embora tenha sido avaliada a viabilidade de plantios florestais, os pesquisadores propuseram que, devido à resiliência das espécies nativas e às condições climáticas regionais, a maneira mais viável de produzir biomassa energética seria manejar sustentavelmente vegetação lenhosa nativa (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Durante os anos 1990 e início dos 2000, iniciativas apoiadas pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e pelo Fundo Mundial para o Meio Ambiente (GEF) fomentaram novas pesquisas e reafirmaram que o manejo sustentável da vegetação nativa visando à produção de lenha e carvão seria fundamental para o suprimento energético de indústrias e comércios situados no Domínio da Caatinga e até mesmo em outras regiões (FAGGIN, 2018; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Também nos anos 1980, outras iniciativas de manejo da vegetação nativa foram implantadas com o objetivo de estudar maneiras de incrementar qualitativamente as opções forrageiras para fomentar a pecuária regional. As pesquisas identificaram que o estrato lenhoso era uma parte fundamental da oferta forrageira, o que resultou em propostas que incluíam a melhoria de sistemas silvipastoris tradicionais e novas técnicas sustentáveis de manejo silvipastoril da vegetação nativa (PFISTER *et al.*, 1983; LIMA, 1986; RIBASKI, 1992; GARIGLIO, 2010).

As pesquisas avaliaram formas de manejo sustentável da vegetação nativa, englobando, principalmente, a determinação de espécies de interesse forrageiro, da

disponibilidade forrageira, das épocas mais apropriadas aos tratamentos visando à redução da mortalidade e sistemas de manejo para o favorecimento da camada herbácea nativa (HARDESTY; BOX, 1988; HARDESTY; BOX; MALECHEK, 1988; ARAÚJO FILHO, 2013). Outros resultados apontaram que fontes alternativas de forragem vinham da serapilheira florestal e da rebrota de espécies lenhosas submetidas à talhadia simples, especialmente durante a estação seca (KIRMSE; PROVENZA; MALECHEK, 1987a; SCHACHT; MALECHEK, 1990).

Estas pesquisas propiciaram o desenvolvimento de sistemas de manejo silvipastoril adaptados a diferentes situações ambientais, produtivas e sociais. Os sistemas incluem técnicas como o raleamento e o rebaixamento do estrato arbóreo-arbustivo, o enriquecimento do estrato herbáceo e outras técnicas pastoris que consorciavam espécies lenhosas nativas e exóticas leguminosas (RIBASKI, 1992; GARIGLIO, 2010; ARAÚJO FILHO, 2013).

1.3.2 Discursos sobre o MFS

As ideias discursivas variam conforme os objetivos a serem alcançados pelas diferentes formas de MFS. Entretanto, existem muitas narrativas comuns, especialmente quanto à produção de benefícios sociais. Outras diferenças fundamentais incluem a concepção de uso dos recursos florestais e o tratamento dado às questões de sustentabilidade ambiental (QUADRO 1).

Quadro 1 – Principais características, ideias e narrativas dos discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga

Discursos			
Principais ideias e narrativas discursivas	MFS bioenergético	MFS silvipastoril	MFS não madeireiro
Concepção de uso dos recursos florestais nativos: principais objetivos do MFS	Fontes de biomassa energética para suprir as demandas industriais, comerciais e fabris.	Alternativa para melhorar a oferta quali-quantitativa da forragem, de modo a fomentar a produtividade da pecuária regional.	Fonte de múltiplas espécies, formas de uso e materiais produtivos “não convencionais” para aumentar as possibilidades de desenvolvimento.
Principais aspectos de sustentabilidade ambiental resultantes da aplicação do MFS proposto	a) Inicialmente, MFS bioenergético proposto como alternativa à redução do desmatamento; b) Posteriormente, as propostas de MFS incorporaram discursos	a) Facilitar a convivência das populações rurais com as condições semiáridas; b) Conservação florestal como ferramenta para manter a produtividade ao longo do tempo,	a) Facilitar a convivência das populações rurais com as condições semiáridas e com a desertificação; b) Conservação da biodiversidade e adaptação às mudanças

	relacionados à conservação da biodiversidade, mitigação de mudanças climáticas e convivência com a desertificação; c) A conservação florestal é apresentada como um resultado fundamental da implantação do MFS (manutenção de aspectos estruturais, biodiversidade e estoques de C das florestas nativas)	reduzir a degradação das pastagens e dos solos, diminuir os riscos de desertificação; c) MFS como forma de contribuir para o desenvolvimento e sustentabilidade ambiental das paisagens semiáridas	climáticas
Principais aspectos de sustentabilidade social resultantes da aplicação do MFS proposto	a) Contribuir para gerar renda e reduzir a pobreza das populações rurais; b) promover meios para evitar o êxodo rural;	a) Contribuir para gerar renda e reduzir a pobreza das populações rurais; b) promover meios para evitar o êxodo rural;	a) Assegurar meios de subsistência para as populações rurais; b) aumentar a resiliência dos sistemas produtivos locais por meio do uso de alternativas da biodiversidade florística.
Abordagem das questões fundiárias regionais	Adequado a pequenos, médios e grandes propriedades;	Foco em pequenas propriedades rurais	Não há a definição do foco das estratégias de implantação
Grau de integração com a gestão florestal formal	Maior influência sobre a regulação formal do MFS	Pouca influência sobre a regulação formal do MFS	Pouca influência sobre a regulação formal do MFS
Principal elemento discursivo comum	Dificuldades de implantação e difusão relacionadas às características da gestão florestal		

Fonte: Lucena (2022)

Nas próximas seções, incluímos uma apresentação mais detalhada das informações apresentadas, apresentamos nossa discussão e considerações finais.

1.3.2.1 MFS bioenergético

O discurso sobre o MFS bioenergético é originado das iniciativas desenvolvidas a partir dos anos 1980 com foco no suprimento energético industrial. A finalidade principal desse modelo de produção florestal é suprir, de forma legal e sustentável, a demanda energética das indústrias e comércios locais, sem que isto resulte na degradação e no desmatamento das florestas nativas.

ação estatal e paraestatal e sobre as pesquisas para o desenvolvimento de técnicas e de conhecimento científico necessários à viabilização dos objetivos. O projeto da FAO nos anos 1980, por exemplo, foi direcionado exclusivamente para a

pesquisa de práticas do uso de recursos florestais para lenha e carvão como fonte de energia (FAGGIN; BEHAGEL, 2017). Posteriormente, sucessivas pesquisas foram desenvolvidas para avaliar as dimensões técnicas e ecológicas do MFS para produção de biomassa florestal com finalidade energética (ZAKIA *et al.*, 1992; FIGUEIRÔA *et al.*, 2006; SANTANA, 2017; MILLIKEN *et al.*, 2018; PAREYN *et al.*, 2020; LIMA *et al.*, 2021).

Além disso, a atuação de indústrias e comércios da região do Domínio da Caatinga reforçou o desenvolvimento do discurso do MFS bioenergético. A influência desses atores recai sobre a prioridade dada ao uso dos recursos florestais, já que a biomassa energética deveria ser proveniente de fontes legais (PAREYN, 2010a; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; GARLET; CANTO; OLIVEIRA, 2018).

As afirmações de Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio (2010) ajudam a confirmar esse entendimento:

Naquela época [início da década de 1990], os motivos principais para implantar o manejo com fins madeireiros, visando à produção de lenha e carvão, eram: a) para os pequenos consumidores, isenção do pagamento da Taxa de Reposição Florestal; b) para os grandes consumidores (acima de 12 mil esteres/ano), atender à obrigação de estabelecer seu PIFI (Plano Integrado Floresta-Indústria); c) para os órgãos ambientais, permitindo um controle mais efetivo e ágil da produção e o cumprimento da sua missão como promotores da sustentabilidade ambiental. (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

Assim, como os órgãos ambientais, especialmente o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis), aumentaram o controle e o monitoramento do uso dos recursos florestais nativos como fonte de biomassa energética, as indústrias necessitaram repensar suas formas de suprimento energético. O aumento do risco de receber multas em função do uso de biomassa florestal ilegal direcionou a indústria para procurar comprar lenha e carvão de planos de MFS (FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Neste percurso, a transição do consumo extrativista de lenha e carvão para silvicultura de espécies exóticas e a implantação do MFS das florestas nativas foi e continua sendo impulsionada pelas necessidade de satisfazer os parâmetros de sustentabilidade do setor industrial, principalmente de indústrias de cerâmica vermelha, cimento, cal e siderurgia, principais consumidores de biomassa florestal energética na região (BICHEL; TELLES, 2021).

Por essa razão, é esperado que, por meio do suprimento da matriz energética regional com biomassa proveniente do MFS das florestas nativas, os setores produtivos operem de acordo com maior nível de sustentabilidade ambiental (RIEGELHAUPT *et al.*, 2017; COELHO JUNIOR *et al.*, 2020), o que também permite a adequação das empresas aos princípios difundidos no âmbito do discurso da responsabilidade socioambiental (ARTS *et al.*, 2010; BAKER, 2015). Ao mesmo tempo, o governo federal incentivou o MFS bioenergético como forma de diminuir o desmatamento e a degradação florestal vinculada a esse uso dos recursos florestais (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

As preocupações com o desmatamento foram provenientes das pesquisas pioneiras dos anos 1980 e início de 1990 que, além de fornecerem conhecimento para fundamentar as técnicas de manejo florestal bioenergético, também produziram informações que indicavam possíveis implicações negativas que o suprimento energético não sustentável da região Nordeste tinha sobre a conservação das florestas nativas do Domínio da Caatinga.

Uma destas estimativas realizadas durante a década de 1980 indicava que, se a demanda por recursos florestais continuasse a ser suprida a partir da exploração não sustentável e ilegal, em até 40 anos toda a cobertura florestal poderia ser desmatada (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017). As preocupações se baseavam no fato de que de 25 a 30% da demanda energética da região era suprida de fontes lenhosas da Caatinga e que, anualmente, até 80% da demanda era suprida por meio do manejo não sustentável, incluindo desmatamento e corte ilegal de madeira para produzir lenha e carvão (PAREYN, 2010a; RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; COELHO JUNIOR *et al.*, 2020).

O desmatamento e o corte ilegal de madeira eram dois assuntos que causavam uma impressão negativa do Brasil diante da comunidade internacional, especialmente após a consolidação do discurso do desmatamento florestal. Em reação, o governo brasileiro criou instituições para tentar minimizar o problema, como é o caso da Secretaria de Biodiversidade e Florestas (criada em 1999) e o Programa Nacional de Florestas. Elas deveriam promover o desenvolvimento do setor florestal brasileiro, por meio de uma política baseada no incentivo ao uso sustentável das florestas nativas como alternativa à redução do desmatamento (BANERJEE; MACPHERSON; ALAVALAPATI, 2009; SILVA; SAMBUICHI, 2016; BUSTAMANTE *et al.*, 2018).

O discurso global sobre o desmatamento florestal surgiu e se consolidou a partir dos anos 1980 em decorrência da preocupação com a destruição das florestas tropicais. Ao longo dos anos 1990, ele mudou em direção ao meta discurso do desenvolvimento sustentável e passou a englobar questões como a perda de biodiversidade, redução da pobreza e mitigação de mudanças climáticas via redução das emissões de CO₂ que eram originadas do desmatamento. O discurso do corte ilegal surgiu a partir dos anos 1990, quando esta questão se tornou uma preocupação relevante para a governança florestal internacional. A atuação de instituições externas influentes, como o Banco Mundial, o Departamento de Estados dos EUA e União Europeia, direcionou a produção de instrumentos que encorajaram os países tropicais a implantarem meios de erradicar o corte ilegal em seus mercados domésticos e de exportação (ARTS *et al.*, 2010).

Entretanto, no caso do Domínio da Caatinga, o próprio discurso do desmatamento tem pesado negativamente para a aceitação geral do MFS madeireiro e bioenergético (FAGGIN; BEHAGEL, 2017). Isto ocorre porque a imagem visual resultante de um plano de MFS [madeireiro] é muito semelhante àquela resultante do desmatamento ilegal. As pessoas associam as áreas florestais após corte raso (talhadia simples), com presença de caminhões de lenha ou fornos usados para produzir carvão aos cenários produzidos pelo desmatamento (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

A conexão do discurso do MFS bioenergético com outros discursos florestais globais permitiu integrar elementos e ideias pertencentes a outros discursos ambientais que também estavam se desenvolvendo a partir dos anos 1980. Assim é que, por influência do meta discurso do desenvolvimento sustentável (considera que não há contradição entre a conservação e uso sustentável), o MFS bioenergético foi proposto como uma forma de contribuir tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a diminuição da vulnerabilidade à desertificação e adaptação às mudanças climáticas. Ao mesmo tempo, ele é visto com uma forma de melhorar a resiliência socioecológica por meio da conservação florestal e outros benefícios ecossistêmicos, proporcionando de forma mais eficaz a sustentabilidade dos recursos florestais (ARTS *et al.*, 2010; RIEGELHAUPT.; PAREYN; GARIGLIO, 2010; FAGGIN; BEHAGEL, 2017; COELHO JUNIOR *et al.*, 2020; GAMA, 2021).

As declarações de Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio (2010) expressam esse entendimento:

[...] a colocação de qualquer área de Caatinga sob regime de manejo [madeireiro] sustentável impede sua conversão para outros usos do solo [...] e assim resulta em eficaz medida para se evitar o desmatamento. Ora, não havendo desmatamento, não há emissões de Gases de Efeito Estufa [...]. Outro papel importante do manejo florestal [...] é sua contribuição para reduzir os riscos de desertificação e facilitar a adaptação às mudanças climáticas. (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

A respeito da inserção de fontes de combustíveis florestais renováveis em substituição à energia fóssil, são apresentadas declarações que reforçam os argumentos de que o “manejo florestal sustentável” [bioenergético] pode contribuir para enfrentar os desafios das mudanças climáticas. A perspectiva é de que:

“É impossível pensar o desenvolvimento sustentável com base na energia fóssil que, por definição, é não-renovável. Portanto, é necessário iniciar uma transição energética para fontes renováveis de energia. O manejo florestal da Caatinga tem muito a oferecer neste sentido” (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

Portanto, a expectativa é de que, por meio do MFS bioenergético, pode-se iniciar uma transição energética por meio da substituição de combustíveis fósseis e finitos, cujo uso resulta em agravamento dos processos de mudança climática, para uso de biomassa florestal como alternativa sustentável e renovável (RIEGELHAUPT; PAREYN, 2010).

Além desses benefícios, o MFS bioenergético também é apresentado como uma estratégia para contribuir para a conservação florestal, porque a biodiversidade associada à cobertura vegetal nativa seria conservada nas áreas de manejo, uma vez que 70-80% da área da propriedade é mantida com cobertura vegetal durante o ciclo de corte (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; GARLET; CANTO; OLIVEIRA, 2018; PAREYN *et al.*, 2020).

Em conformidade com esse discurso, Gariglio; Barcellos (2010) afirmam:

[...]. Além disso, é importante ressaltar que o plano de manejo estabelece uma dinâmica de uso da vegetação, segundo a qual somente uma parte da área total sob manejo florestal será explorada a cada ano, com o restante permanecendo intocada no decorrer de todo o ciclo de corte. Por manter a cobertura florestal, essa dinâmica de exploração contribui significativamente para a conservação da biodiversidade. (GARIGLIO; BARCELLOS, 2010).

Assim, com base em parâmetros fitossociológicos e no sistema de corte que proporciona baixa mortalidade e alto percentual de brotação das espécies manejadas, o MFS bioenergético pretende contribuir para a manutenção da estrutura e composição de espécies no povoamento remanescente, visando maximizar a produtividade a longo prazo e a conservação da biodiversidade (MILLIKEN *et al.*, 2018; GAMA, 2021).

O discurso da biodiversidade florestal se consolidou a partir da metade dos anos 1980 e era direcionado inicialmente ao acesso a recursos biológicos e tecnologia, bem como à repartição de benefícios de uso sustentável das florestas. Entretanto, com o passar do tempo, sob influência do desenvolvimento sustentável, os argumentos mudaram de um objetivo de simplesmente proteger a biodiversidade florestal para um foco em conservação para lidar com as mudanças climáticas (ARTS *et al.*, 2010).

De forma mais tímida, argumenta-se a respeito da pouca influência negativa que as práticas silviculturais empregadas pelo MFS bioenergético têm sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo e a ausência de quaisquer implicações sobre características físico-químicas do solo (GOMES; ALVES, 2010) e o papel positivo que ele desempenha para a manutenção da carbono e nutrientes do solo ao longo do ciclo de manejo (AMORIM *et al.*, 2014).

Além de promover os avanços em termos de sustentabilidade ambiental, espera-se que o MFS bioenergético propicie avanços sociais, com ênfase especial na geração de renda e redução da pobreza das populações rurais (GARIGLIO *et al.*, 2010; GARIGLIO; BARCELLOS, 2010; FAGGIN; BEHAGEL, 2017; COELHO JUNIOR *et al.*, 2020).

Para o discurso, os benefícios socioeconômicos do MFS bioenergético são potencializados em face das condições sociais e produtivas das atividades econômicas tradicionais (agricultura de sequeiro e pecuária). Uma vez que estas atividades econômicas teriam um baixo retorno econômico, o MFS bioenergético é proposto como uma alternativa capaz de assegurar a geração de renda para as populações rurais enfrentarem a pobreza (GARIGLIO; BARCELLOS, 2010; GARIGLIO, 2015; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018; GARLET; CANTO; OLIVEIRA, 2018). Espera-se, portanto, que o MFS bioenergético possibilite, a partir de uma expectativa de maior produtividade dos recursos madeireiros em relação a outras atividades produtivas, garantir rentabilidade

sustentável (GARLET; CANTO; OLIVEIRA, 2018; COELHO JUNIOR *et al.*, 2019; GAMA, 2021).

No caso de produtores rurais em assentamentos da reforma agrária, os benefícios econômicos do MFS bioenergético são apresentados como parte de um "sistema de salvamento", isto é, é uma maneira de suplementação em situações de emergência financeira (FAGGIN; BEHAGEL, 2018). Perspectivas similares consideram que o MFS bioenergético proporciona a geração de renda e a criação empregos na zona rural, principalmente na época da seca. Por possibilitar a integração com outras atividades produtivas (apicultura, PFNM, etc), o MFS bioenergético teria impacto direto na viabilidade das propriedades rurais e na manutenção do homem no campo, evitando processos de pobreza rural e urbana (PAREYN, 2010a).

Conforme esta perspectiva, já a partir do início dos anos 1990 surgiu a necessidade de adequação dos requisitos do MFS bioenergético ao perfil fundiário da região, o que conduziu à proposição de um modelo de "manejo simplificado", para que fosse possível produzir sustentavelmente lenha e carvão em pequenas propriedades rurais de posse privada. As soluções iniciais foram propostas pelo IBAMA, que aprovou a Instrução Normativa nº 1 de 25 de Dezembro de 1994 (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

A "simplificação" proposta para o MFS bioenergético era baseada, na maior parte dos casos, na facilitação formal de alguns trâmites administrativos necessários ao licenciamento dos planos de manejo. Estas iniciativas influenciaram a produção das demais regulações estatais do MFS – as instruções normativas federais, ainda que elas atribuíssem pesos diferentes às diferenças fundiárias e sociais dos diferentes produtores de biomassa.

A Instrução normativa 1/1998 (BRASIL; IBAMA, 1998), por exemplo, estabelecia que, no caso de propriedades menores que 50 hectares, o órgão licenciador poderia admitir "exploração florestal sem apresentação dos planos de manejo florestal sustentável" (Portaria 113 de 29 de dezembro de 1995/IBAMA) (IBAMA, 1995). Semelhantemente, as propriedades menores que 500 hectares poderiam ser beneficiadas com uma redução de até 50% em relação aos valores das taxas administrativas pagas ao órgão licenciador.

A partir do desenvolvimento destas iniciativas, passou a ser difundido que:

O manejo florestal [madeireiro] é uma atividade produtiva e rentável que pode ser realizada na Caatinga por pequenos, médios e grandes proprietários [...], [...], com mínimos investimentos e retornos imediatos. E não é monopolizável, porque a propriedade do recurso florestal está amplamente distribuída [...] (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

Em função desse cenário, o discurso sobre o MFS bioenergético tem uma importante influência sobre a produção das políticas públicas e meios de atuação institucional. Os experimentos realizados ao longo do tempo para avaliar e produzir conhecimento técnico para o aperfeiçoamento das práticas de manejo fundamentaram a produção de uma regulação formal com foco predominante em produtos lenhosos, especialmente lenha e carvão.

Assim, quando as florestas são usadas de acordo com os princípios de MFS bioenergético, um plano de MFS precisa ser autorizado por uma instituição ambiental estatal. Por esse procedimento, os órgãos estatais procuram regular a produção de lenha e carvão (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018), o que torna o plano de manejo florestal sustentável uma peça necessária ao planejamento, execução e fiscalização do manejo e, portanto, como um elemento imprescindível ao alcance da sustentabilidade (GAMA, 2021).

Os procedimentos necessários ao licenciamento e monitoramento dos planos de MFS foram disciplinados, ao longo do tempo, por Instruções Normativas expedidas pelo Governo Federal. De 1980 até 2009, pelo menos 5 instruções normativas haviam sido publicadas para disciplinar os procedimentos administrativos e técnicos com ênfase no MFS bioenergético.

A partir do ano de 2020, foi instituído um grupo de trabalho técnico (MMA; IBAMA, 2020) para tratar das propostas de alteração da regulamentação formal do MFS madeireiro do Domínio da Caatinga. Após onze reuniões com mais dez instituições de pesquisas (IBAMA, 2021b), foi proposta a minuta de uma resolução que estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução dos planos de manejo florestal sustentável com fins madeireiros (CONAMA, 2021).

Embora a proposta considere que os usos madeireiros podem compreender um ou mais tipos de produtos, incluindo “madeiras roliças para usos agrícolas, rurais e na construção civil - varas, estacas, mourões, escoras” (CONAMA, 2021), as disposições regulamentares reafirmam a necessidade da produção de biomassa

florestal para fornecimento energético sustentável, como está amplamente discutido no Parecer Técnico nº 1/2021-CGBIO/DBFLO (IBAMA, 2021c), cujo processo de produção foi decisivo para a consolidação da alteração proposta e produção da resolução do CONAMA de 2021.

Aproximadamente 40 anos após as primeiras discussões, a manutenção desta perspectiva ainda reflete as preocupações sobre como suprir as demandas energéticas a partir de critérios de sustentabilidade, que agora está aliada a debates sobre a necessidade de investimentos tecnológicos para melhorar os processos de produção com foco na eficiência energética nos processos de queima de lenha nos fornos das empresas e na produção de carvão (IBAMA, 2021c).

1.3.2.2 MFS silvipastoril

Os discursos sobre o MFS silvipastoril são construídos sob argumentos que vão além da relevância social que o uso pastoril tradicional da vegetação nativa possui, especialmente porque historicamente ela se constituiu a base alimentar dos rebanhos. Sua fundamentação é fato de que essa forma de suprimento forrageiro precisa ser melhorada, porque a insuficiente disponibilidade e a baixa qualidade da forragem nativa, principalmente no período seco, resultam em baixa produtividade animal (MENEZES; BAKKE; BAKKE, 2009; PEREIRA FILHO; BAKKE, 2010; ARAÚJO FILHO, 2013, 2014).

Os discursos afirmam que a disponibilidade quali-quantitativa da forragem nativa é “limitada” durante todo o ano. Na estação chuvosa, a produção de forragem herbácea é limitada pela cobertura do solo pelo dossel florestal, enquanto a forragem lenhosa está situada em posições do dossel não acessíveis aos animais. Já na estação seca, embora a serapilheira florestal seja uma importante fonte alimentar, seu valor nutritivo é “baixo” e a forragem herbácea está praticamente indisponível (PFISTER *et al.*, 1983; KIRMSE, PROVENZA, MALECHEK, 1987a; ARAÚJO FILHO, 2013). Por esta razão, os discursos sobre o MFS silvipastoril recomendam a aplicação de técnicas de manipulação da vegetação lenhosa como forma de melhorar a disponibilidade forrageira e aumentar a capacidade de suporte das pastagens, visando alcançar bons índices de produção animal.

Portanto, a partir deste equilíbrio, com o MFS silvipastoril seria possível desenvolver satisfatoriamente a pecuária nas condições adversas da região semiárida (BAKKE *et al.*, 2010). A partir desta argumentação, é reafirmado o papel

da pecuária como estratégia central de subsistência das populações locais, principalmente para enfrentar períodos de seca (CÂNDIDO; ARAÚJO; CAVALCANTE, 2005; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Além de garantir uma maior viabilidade econômica da pecuária regional, com o MFS silvipastoril seria possível também, mediante a adoção de soluções técnicas que visam alinhar a necessidade de conservação florestal e perpetuidade da produtividade forrageira das florestas manejadas, promover a sustentabilidade ambiental (HARDESTY; BOX; MALECHEK, 1988; ARAÚJO FILHO, 2013; CAVALCANTE *et al.*, 2013).

Até mesmo com o uso de práticas de intervenção de manejo mais intensas, como o raleamento, a conservação ambiental seria promovida pela manutenção de pelo menos 400 árvores por hectare (equivalente a 40% da cobertura do dossel), enquanto a sustentabilidade produtiva seria promovida pela utilização de uma intensidade de pastejo adequada às características locais, com o consumo máximo anual de 60% da forragem disponível (ARAÚJO FILHO, 2013, 2014; PINHEIRO; NAIR, 2018).

Nesta perspectiva, a manutenção da cobertura lenhosa nos sistemas pastoris que empregam a manipulação da estrutura da vegetação lenhosa serviria a cinco propósitos: preservação da biodiversidade da vegetação nativa, interceptação da precipitação pluvial, contribuindo para o controle da erosão do solo e das enxurradas, aporte de matéria orgânica para a manutenção de fertilidade do solo e produção de conforto térmico. Por outro lado, a manutenção no solo de, no mínimo 40% da forragem disponível, protege o solo contra a erosão eólica do período seco e laminar do início da estação das chuvas, adiciona matéria orgânica e controla a temperatura do solo, minorando as perdas de água e incrementando a proteção do banco de sementes (PFISTER *et al.*, 1983; ARAÚJO FILHO, 2013).

Estas afirmações estão de acordo com os discursos e as pretensões da Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, uma vez que a degradação dos solos é apontada como um dos principais vetores da desertificação em regiões semiáridas (SIEGMUND-SCHULTZE, 2021). A sustentabilidade ambiental está, sob esta perspectiva, relacionada principalmente à redução dos riscos de desertificação em função do uso de práticas adequadas de pastejo e de conservação da vegetação nativa como mecanismo de proteção do solo,

especialmente em pequenas propriedades (ARAÚJO FILHO, 2013; NUNES; BENNETT; MARQUES, 2014; JAMELLI; BERNARD; MELO, 2021).

A conservação da biodiversidade florística é, nesta perspectiva, o fundamento inicial dos MFS silvipastoril. Não assegurar a conservação da biodiversidade resultará na falha de obtenção dos demais resultados, uma vez que as comunidades vegetais não só atuam, diretamente, na conservação dos recursos naturais renováveis, como também são fonte de “alimentos” responsáveis pela produção do ecossistema. Além do mais, espera-se que uma vegetação de elevada diversidade apresente melhor resiliência, ou plasticidade ambiental, podendo absorver com mais facilidade os efeitos destrutivos resultantes de mudanças bruscas e intensas nos fatores ambientais (ARAÚJO FILHO, 2013, 2014).

Diferentemente dos discursos relacionados ao MFS bioenergético, o MFS silvipastoril apenas apresenta a redução do desmatamento como efeito indireto das práticas silvipastoris sustentáveis. A argumentação baseia-se no fato de que, aumentando a produtividade e alcançando maiores índices de rendimento animal, espera-se reduzir a necessidade de acessar novas áreas para incluí-las na produção pecuária.

Por sua vez, os argumentos sobre o papel que o MFS silvipastoril tem para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas são minimamente desenvolvidos. Isto se deve, em parte, ao fato de que as preocupações do discurso silvipastoril sustentável abrangem fundamentalmente os aspectos relacionados à melhoria dos sistemas pecuários locais, o que se reflete na maior ênfase que é dada à redução da degradação das pastagens e das condições dos solos por causa de suas implicações negativas para a redução do rendimento econômico da pecuária e para a desertificação das paisagens semiáridas.

Além de conservação ambiental, os discursos sobre a sustentabilidade social do MFS silvipastoril fazem referência ao fato de que a pecuária está “integrada historicamente” ao modo de vida rural do Domínio da Caatinga. Portanto, o MFS silvipastoril é apontada como forma de assegurar a continuação da pecuária como atividade produtiva essencial à região:

No domínio da Caatinga, a pecuária foi a atividade pioneira do uso da terra e, levando-se em conta as características ecológicas da região, permanece como a que melhor absorve as incertezas climáticas e melhor se presta à fixação do homem à terra" (ARAÚJO FILHO, 2013).

Por essa razão, os sistemas produtivos silvipastoris [sustentáveis] são abordados como um dos componentes fundamentais da geração de renda e da melhoria das condições sociais dos proprietários rurais da região (KIRMSE; PROVENZA; MALECHEK, 1987b), sendo enumerada, em alguns momentos, como “como atividade tampão dos efeitos da seca” ou “estabilizador [econômico] das variações climáticas ano após ano” (CÂNDIDO; ARAÚJO; CAVALCANTE, 2005; ARAÚJO FILHO, 2013; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Sob esta perspectiva, parece haver consenso entre os que estudam e buscam soluções para os graves problemas do Semiárido [brasileiro] que o desenvolvimento da região passa, necessariamente, pelo uso racional dos recursos forrageiros (herbáceo e lenhoso) da Caatinga para alimentação dos rebanhos (PEREIRA FILHO; BAKKE, 2010), o que inclui as melhorias propostas pelo MFS silvipastoril.

As abordagens têm como pressuposto que, como imensa maioria das propriedades rurais do Domínio da Caatinga têm pequena extensão (90% dos imóveis são menores que 50 hectares – IBGE, 2021), a adoção dos sistemas silvipastoris sustentáveis desempenha um papel fundamental para assegurar a segurança alimentar e econômica desses pequenos produtores (ARAÚJO FILHO, 2013; PINHEIRO; NAIR, 2018).

Parte-se da compreensão que a pecuária de pequeno porte, em função de sua “maior adaptação às condições ambientais limitantes”, caracteriza-se como a fonte primária de proteína animal pra consumo doméstico e, por possuir menor risco e necessitar de baixos investimentos, está ao alcance da maioria da população de agricultores familiares, o que representa uma importante fonte de recursos financeiros para pequenas despesas da propriedade (ARAÚJO FILHO, 2013).

Diante deste cenário, o MFS silvipastoril é proposto como uma alternativa para aumentar a produtividade e tentar evitar a degradação ambiental das pequenas propriedades, que é mais grave e mais acelerada que nos imóveis maiores (ARAÚJO FILHO, 2013; NUNES; BENNETT; MARQUES, 2014; PINHEIRO; NAIR, 2018). É por isso que, ao considerar a influência que o perfil fundiário e o sistema intensivo de aproveitamento dos recursos forrageiros têm sobre os níveis produtivos da pecuária regional, os esforços do Centro nacional de pesquisa de caprinos e ovinos (EMBRAPA Caprinos e Ovinos) têm sido mais diretamente direcionados à

criação de sistemas silvipastoris sustentáveis que sejam adequados aos denominados pequenos produtores (PFISTER *et al.*, 1983).

Apesar da divulgada importância, argumenta-se que, diferentemente do MFS bioenergético, as iniciativas relacionadas ao manejo silvipastoril sustentável carecem de uma regulação formal consolidada e legitimada, cuja ausência impõe dificuldades à difusão das tecnologias e aceitação social dos sistemas (ARAÚJO FILHO, 2014).

De fato, apesar de em alguns momentos do histórico da regulação formal do MFS bioenergético, ter sido permitido o uso pastoril das áreas de manejo florestal, a maior parte das regras formais de suporte à implantação do MFS estão fundamentalmente relacionadas à produção de lenha e carvão. Como resultado, as ações e incentivos institucionais integram precariamente outros importantes usos dos recursos florestais (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017). Apesar disso, as populações locais adaptam as recomendações formais e integram o uso da área de manejo florestal como pastagem natural para a criação de animais ou para a coleta de produtos florestais não madeireiros, ainda que estes usos não sejam claramente regulados (FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Recentemente, a proposta de alteração e atualização das diretrizes para elaboração, avaliação técnica e execução dos Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFS com fins madeireiros estabeleceu a permissão de animais na área manejada, desde que observados critérios que englobam a capacidade de regeneração e a capacidade de suporte animal que é indicada pela literatura acadêmica e expressa na resolução (CONAMA, 2021).

Segundo o processo de atualização da resolução, esta mudança reflete a necessidade de adequação dos protocolos institucionais à realidade socioambiental, para o promover o uso sustentável da Caatinga visando atender as demandas madeireiras e forrageiras, por meio de sistemas de manejo florestal e silvo-pastoril. Nesse sentido, as alterações propostas são também consideradas como um passo para superar as práticas de manejo insustentável realizadas nos sistemas agrícolas e pecuários regionais (IBAMA, 2021c).

Além do mais, esta alteração de entendimento reconhece que a sustentabilidade da criação animal nos planos de manejo florestal sustentável [bioenergético] tem como requisito chave o respeito à capacidade de suporte animal da vegetação. Assim, admite-se a criação animal nas áreas manejadas, desde que sejam seguidos os critérios técnicos de capacidade de suporte das pastagens,

definidos pelos estudos do Centro Nacional de Caprinos e Ovinos-Embrapa (IBAMA, 2021c).

1.3.2.3 MFS não madeireiro

Os discursos a respeito do MFS não madeireiro propõem que essa forma de produção florestal pode fornecer alternativas sustentáveis de exploração da vegetação, por meio do aumento do conhecimento sobre o uso e a aplicação sustentável de espécies "não convencionais", incluindo espécies apícolas, medicinais, frutíferas, produtoras de óleos, ceras, taninos, plantas ornamentais e fibras, além de outros usos associados a práticas socioculturais locais (ALBUQUERQUE; ANDRADE, 2002; PAREYN, 2010b; LUCENA *et al.*, 2012; MEDEIROS; ALBUQUERQUE, 2014; GUIMARÃES *et al.*, 2018).

De uma forma ampla, a perspectiva é de que, a partir da valorização e conhecimento da biodiversidade, pode ser possível a ampliação do número de espécies utilizadas, garantir a sua preservação, propiciar opções para a agricultura familiar diversificar cultivo, fornecer alternativas de investimento para o setor empresarial e reduzir a vulnerabilidade alimentar. Portanto, por meio do uso de múltiplas espécies adaptadas às condições locais, busca-se contribuir para o desenvolvimento econômico, social e para promover a sustentabilidade ambiental (CORADIN; CAMILLO; PAREYN, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2018).

As estratégias para o desenvolvimento do MFS não madeireiro se fundamentam no aproveitamento dos conhecimentos diversificados que as populações locais desenvolveram ao longo de séculos de convivência com o semiárido e no consequente aproveitamento de múltiplas espécies herbáceas e lenhosas sobre as quais se conhece variadas formas de uso (MENEZES; BAKKE; BAKKE, 2009; CORADIN; CAMILLO, 2018).

Então, valendo-se de um amplo conhecimento tradicional das espécies e suas várias aplicações e da facilidade de acessos aos recursos PFMN, a perspectiva é de que é necessário desenvolver alternativas de manejo sustentável para garantir meios produtivos "para uma população desprovida de alternativas produtivas viáveis" (PAREYN, 2010b). Estas propostas estão fundamentadas em abordagens que visam melhorar a resiliência socioecológica e econômica das populações rurais do Domínio da Caatinga (FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Por esta razão, argumenta-se que o MFS não madeireiro está relacionado a uma estratégia mais ampla de convivência com o semiárido. Neste sentido, estas iniciativas vinculam-se à estratégia do Brasil de combate à desertificação, conforme a Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação de 1995 (UNCCD). Em termos de processos históricos, o discurso da convivência com condições semiáridas originou-se de movimentos sociais no Domínio da Caatinga que datam do início dos anos 1990, cuja atuação contribuiu para o cenário internacional de combate à desertificação (FAGGIN; BEHAGEL, 2017).

Além disso, a ampliação do uso da diversidade biológica de espécies vegetais nos sistemas agrícolas é considerada como uma forma de contornar as limitações futuras impostas pela variabilidade decorrente das mudanças climáticas e de condições ambientais extremas e incertas, o que também é importante do ponto de vista da convivência com as condições do semiárido (CORADIN; CAMILLO, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2018).

Os discursos ainda propõem que, aumentando o conhecimento sobre o uso sustentável de espécies "não convencionais", é possível contribuir para conservar a biodiversidade, o que seria uma importante contribuição para a implantação de parte das Metas de Aichi, da Convenção da ONU sobre Diversidade Biológica CDB (aprovadas em 2010 em Nagoia, Japão), das Metas Nacionais de Biodiversidade, bem como das Metas da Estratégia Global para Conservação de Plantas, que também foram aprovadas em Nagoia pela CDB (CORADIN; CAMILO; PAREYN, 2018). Por meio dessas estratégias, o MFS sustentável deve ser implantado visando promover a conservação a partir do uso sustentável dos recursos florestais, tendo como resultado social relevante a melhoria das condições de vida das populações locais (FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Portanto, a partir da pressuposição de que a concepção usual do conceito de manejo florestal sustentável abrange a satisfação das necessidades e interesses das comunidades locais, é afirmada a necessidade de incluir nas propostas de MFS no Domínio da Caatinga as práticas socialmente incorporadas de uso dos recursos florestais (incluindo PFM), visando produzir uma maior legitimação social do MFS pelas populações locais (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Quanto ao tratamento que este discurso dá às questões fundiárias, embora ele não apresente um direcionamento claro para a atuação institucional, é reconhecido que as relações produtivas em que os recursos florestais do Domínio

da Caatinga estão inseridos configuram um cenário socioecológico que é amplamente difundido e socialmente legitimado, no qual os usos não madeireiros também desempenham um papel vital para a manutenção de vários mecanismos produtivos, especialmente na maior parte das pequenas propriedades rurais, que são significativa maioria dos estabelecimentos rurais na região (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS 2017; FAGGIN; BEHAGEL; 2018). Por essa razão, é que tem havido um esforço para produzir alternativas tecnológicas e produtivas sustentáveis adaptadas aos pequenos agricultores e extrativistas, com foco especial na identificação de espécies alimentícias que possam diversificar as alternativas produtivas (QUEIROZ *et al.*, 2018).

No que diz respeito à regulação formal da produção não madeireira e seu papel quanto ao alcance da sustentabilidade, embora as instituições formais reconheçam sua importância para a subsistência das populações, a sua exploração não é [claramente] regulamentada pelas Agências Ambientais dos Estados e, portanto, não é considerada ilegal nem legal pelas autoridades, mesmo quando envolve práticas sustentáveis (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017).

Apesar de ter-se reafirmado que a produção não-madeireira, quando realizada de forma adequada, contribui para o desenvolvimento socioeconômico, gerando trabalho e renda para as populações envolvidas (IBAMA, 2021c), a proposta recente de atualização das normas de exploração sustentável dos recursos florestais do Domínio da Caatinga (CONAMA, 2021) não abrangeu a produção não madeireira, dada sua ênfase na regulação da produção biomassa florestal, confirmando o MFS bioenergético como o principal discurso a direcionar as propostas de MFS no Domínio da Caatinga.

Entretanto, as disposições da Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012) asseguram que a exploração comercial de PFNM depende de autorização do órgão competente e deverá atender a requisitos que visam à sustentabilidade dos recursos, o que inclui i) não descaracterizar a cobertura vegetal e não prejudicar a conservação da vegetação nativa da área, ii) assegurar a manutenção da diversidade das espécies e iii) conduzir o manejo de espécies exóticas com a adoção de medidas que favoreçam a regeneração de espécies nativas (Artigo 22).

1.4 DISCUSSÃO

A aplicação da perspectiva teórica dos discursos e a abordagem caminho(s) para sustentabilidade permitiu, de forma inédita, caracterizar as principais ideias, conceitos e narrativas que compõem alguns dos principais discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga, o que permitiu ampliar o conhecimento sobre como caminhos alternativos para sustentabilidade são concebidos a partir de compreensões distintas que os atores têm do sistema socioecológico. Adicionalmente, o trabalho forneceu as bases para entender como diferentes processos históricos e interesses atuam para moldar os argumentos discursivos que visam dar sentido e adequar cada uma das proposições de manejo sustentável às características físicas e socioeconômicas da região.

Outra descoberta que pode ampliar os horizontes de compreensão é que, embora avaliações que consideram uma definição usual do conceito de MFS evidenciem que o MFS da vegetação nativa do Domínio da Caatinga é direcionado a uma abordagem tradicional e técnico-burocrática de produção madeireira com foco em bioenergia para suprir as demandas energéticas da região, especialmente a industrial, (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018), a construção de outros discursos paralelos (e, às vezes, concorrentes) tem como objetivo apresentar as suas respectivas práticas de manejo como caminhos alternativos para a sustentabilidade da exploração da vegetação nativa e de, uma forma geral, da própria região semiárida brasileira (como também afirma o MFS bioenergético).

Os três principais discursos evidenciados abordam os debates sobre a sustentabilidade (mudanças climáticas, desertificação, desmatamento e benefícios socioeconômicos, por exemplo) em função, principalmente, dos objetivos que cada proposta de MFS visa justificar, do seu histórico de desenvolvimento e da atuação dos atores interessados em cada um dos discursos. Por outro lado, ainda que, prezando por formas práticas de implantação de manejo distintas, muitas construções argumentativas são comuns a ambos os discursos, como é o caso, por exemplo, sobre a conservação da biodiversidade e redução da pobreza são objetivos possíveis de serem alcançados.

Outro assunto comum aos três discursos diz respeito às dificuldades de implantação e difusão das práticas sustentáveis. Argumenta-se que o alcance da sustentabilidade ambiental pode não ser factível se não houver a mudança de

postura da gestão florestal atuante no Domínio da Caatinga. As ações necessárias compreenderiam a assistência técnica especializada, extensão rural, fortalecimento do corpo técnico dos órgãos ambientais estaduais, fiscalização de práticas ilegais de intervenção sobre as florestas e educação ambiental (NUNES; BENNET; MARQUES *et al.*, 2014; FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018; SIEGMUND-SCHULTZE, 2021).

Além disso, é possível afirmar que, enquanto o MFS bioenergético é resultado de um conjunto de relações de poder social entre organizações internacionais, governos e atores do mercado, que influenciaram diretamente o desenho de pesquisas, a política e a estratégias de implantação (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017), as propostas relacionadas ao MFS silvipastoril estão relacionadas, principalmente, a instituições locais que tem como objetivo central a produção de estratégias de convivência com as condições semiáridas onde prioritariamente ocorre o Domínio da Caatinga (FAGGIN; BEHAGEL, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018). Quanto ao MFS não madeireiro, não foi possível definir claramente estas características, embora a literatura aponte que esta iniciativa está mais associada a movimentos que têm interesse em fornecer alternativas produtivas para fortalecer os sistemas produtivos das populações rurais a partir do manejo de “espécies não convencionais” e métodos ditos inovadores.

Como discursos não são somente palavras vazias (ARTS; BUIZER, 2009), registramos que os três discursos possuem diferentes níveis de desenvolvimento e de poder de influência sobre a atuação institucional e governamental e, portanto, têm diferentes pesos sobre o delineamento da gestão da política florestal do Domínio da Caatinga.

Um aspecto a ser discutido é que a partir da compreensão dos discursos caracterizados neste trabalho, é possível afirmar que a gestão florestal brasileira apresenta caminhos para a sustentabilidade baseados no manejo da vegetação nativa que vão além daquilo que (KRÖGER, 2017) denominou de discurso da "economia marrom". Estas alternativas defendem a substituição da vegetação nativa para implantação de culturas agrícolas e plantações florestais em larga escala para produzir, principalmente, commodities agrícolas e florestais para exportação.

Apesar disso, ambos os discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga representam fortemente a implantação dos princípios do discurso da modernização ecológica, cuja atuação baseia-se na ideia de que o crescimento econômico

contínuo e o desenvolvimento podem estar alinhados com a proteção ambiental. Por isso, em vez de ver os recursos naturais como sendo limitados, a degradação ambiental e as externalidades são consideradas como um problema solucionável por meio de uma forte atuação do progresso tecnológico e do desenvolvimento técnico (BAKER, 2007; ARTS *et al.*, 2010; PÜLZL; KLEINSCHMIT; ARTS, 2014).

Por essas características, os discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga, compartilham muitos dos anseios difundidos pela “economia marrom”, principalmente quando eles argumentam a respeito que os desafios para sustentabilidade envolver fornecer alternativas produtivas para reduzir a pobreza, proporcionar mais desenvolvimento e progressos e produzir o bem-estar social (LINDAHL; SANDSTRÖM; STÉNS, 2017).

1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatamos a existência de três principais discursos sobre o MFS do Domínio da Caatinga: a) MFS bioenergético – tem como principal objetivo produzir formas sustentáveis de abastecimento das demandas energéticas regionais, principalmente indústrias e comércios consumidores de grandes quantidades de biomassa florestal; b) MFS silvo-pastoril – tem como principal meta empregar técnicas sustentáveis de manipulação da vegetação lenhosa visando melhorar a disponibilidade quali-quantitativa da forragem e, assim, propiciar a sustentação e o desenvolvimento da pecuária regional; c) MFS não madeireiro – procura, por meio da valorização de conhecimentos tradicionais e ampliação de informações sobre a biodiversidade florística, fornecer formas alternativas e sustentáveis de manejo não madeireiro e, portanto, proporcionar o fortalecimento produtivo rural e ampliar as estratégias de convivência com as condições semiáridas.

As propostas relacionadas ao MFS bioenergético e silvo-pastoril apresentam uma forte dependência em relação ao caminho histórico que está sendo produzido desde o início dos anos 1980. Entretanto, não foi possível identificar com segurança uma fonte histórica do desenvolvimento das iniciativas sobre o MFS não-madeireiro, principalmente por suas propostas serem muitas vezes dispersas e incorporadas, em muitas oportunidades, aos outros discursos sobre o MFS.

Os discursos, no geral, apresentam muitas ideias e narrativas comuns, mas também abrigam formas paralelas (e, às vezes, concorrentes) sobre como representar e tratar os aspectos ambientais e sociais do MFS. Tais mudanças

discursivas ocorrem, principalmente, conforme variam os objetivos que cada discurso propõe justificar e, portanto, da incorporação e da conexão com diferentes discursos florestais globais que podem reforçar os potenciais de sustentabilidade que cada uma das propostas abriga.

Constatamos uma forte relação dos três discursos com os ideais propostos pelo meta discurso da modernização ecológica, uma vez que as três propostas buscam empregar conhecimento técnico continuamente aperfeiçoado para aumentar a produção florestal com vistas ao crescimento econômico, porque entendem ser perfeitamente possível alinhar o crescimento econômico com a conservação ambiental. Entretanto, os argumentos discursivos trazem considerações restritas sobre as limitações que as condições semiáridas impõem sobre os modelos produtivos propostos, já que se espera que as externalidades negativas sejam solucionáveis pelo progresso tecnológico e do conhecimento científico.

Considerando a independência histórica entre as propostas e os objetivos produtivos distintos, podemos considerar que estes principais discursos sobre o MFS apontam para caminhos diferentes para a sustentabilidade dos recursos florestais e da região onde se situa o Domínio da Caatinga.

Em última análise, a existência de diferentes discursos sobre o MFS, juntamente com o leque de práticas sustentáveis que eles apresentam, oferece a oportunidade para a mudança política e inovação institucional. Além disso, novas pesquisas são necessárias para avaliar o grau de sustentabilidade real que as práticas possuem, porque é possível que haja desalinhamento entre os discursos e os resultados da implantação dos caminhos para MFS e porque os desafios da sustentabilidade são complexos e mutáveis.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, U. P. et al. People and Natural Resources in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 303–333. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_11

ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. D. H. C. Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga. 273. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 273–285, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000300004>

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMORIM, L. B. et al. Assessment of nutrient returns in a tropical dry forest after clear-cut without burning. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 100, n. 3, p. 333–343, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9646-5>

ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2013.

ARAÚJO FILHO, J. A. **Proposta Para a Implementação do Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. [S. l.]: Ministério do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/61-caatinga.html?download=1160:proposta-para-a-implementa%C3%A7%C3%A3o-do-manejo-pastoril-sustent%C3%A1vel-da-caatinga#:~:text=Para%20o%20sucesso%20da%20aplica%C3%A7%C3%A3o,flor%C3%ADstica%20%C3%A0s%20pr%C3%A1ticas%20utilizadas%2C%20existir>

ARTS, B.; BUIZER, M. Forests, discourses, institutions A discursive-institutional analysis of global forest governance. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 11, n. 5–6, p. 340–347, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2008.10.004>

ARTS, B. et al. Discourses, actors and instruments in international forest governance. In: RAYNER, J.; BUCK, A.; KATILA, P. (org.). **Embracing complexity: Meeting the challenges of international forest governance. A global assessment report**. Vienna: International Union of Forest Research Organizations (, 2010. p. 57–74. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

BAKER, S. Sustainable development as symbolic commitment: Declaratory politics and the seductive appeal of ecological modernisation in the European Union. **Environmental Politics**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 297–317, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09644010701211874>

BAKER, S. **Sustainable Development**. Seconded. New York: Routledge, 2015. ISSN 0066-4804. Disponível em: <https://doi.org/10.4324/9780203121177>

BAKKE, O. A. et al. Produção e utilização da forragem de espécies lenhosas da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 160–173. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

- BANERJEE, O.; MACPHERSON, A. J.; ALAVALAPATI, J. Toward a Policy of Sustainable Forest Management in Brazil. **The Journal of Environment & Development**, [s. l.], v. 18, n. 2, p. 130–153, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/1070496509333567>
- BICHEL, A.; TELLES, T. S. Spatial dynamics of firewood and charcoal production in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 313, p. 127714, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127714>. Acesso em: 21 jul. 2021.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasil: Brasília: **Diário Oficial da União**, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- BRASIL - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INFORMAÇÃO. **O Semiárido Brasileiro**. [S. l.], [s. d.]. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/insa/semiariado-brasileiro>. Acesso em: 14 dez. 2021.
- BRASIL; IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 1, de 06 de outubro de 1998**. Brasília: Diário Oficial da União, 1998. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0001-061098.PDF>
- BUSCHBACHER, R. A Teoria da Resiliência e os Sistemas Socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, [s. l.], v. 09, n. 2003, p. 11–24, 2014. Disponível em: http://www.resilience2014.org/%0Ahttp://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/boletim_regional/141211_bru_9_web_cap3.pdf
- BUSTAMANTE, J. et al. Brazilian State Forest Institutions: Implementation of forestry goals evaluated by the 3L Model. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 79, n. October 2017, p. 531–546, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.004>
- CÂNDIDO, M. J. D.; DE ARAÚJO, G. G. L.; CAVALCANTE, M. A. B. Pastagens no ecossistema semi-árido brasileiro: atualização e perspectivas. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, [s. l.], v. 42, p. 85–94, 2005. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/186214/1/Pastagens-no-ecossistema-semi-arido-brasileiro...-v.42p.85-94Class363-R444a.pdf>. Acesso em: 8 out. 2021.
- CAVALCANTE, A. C. R. et al. Tecnologias para o uso pastoril sustentável da Caatinga. In: FURTADO, D. A.; BARACUJY, J. G. de V.; FRANCISCO, P. R. M. (org.). **Difusão de Tecnologias Apropriadas para o Desenvolvimento Sustentável do Semiárido Brasileiro**. 1ª ed. Campina Grande: EPGRAFE, 2013. v. 148, p. 95–112.
- COELHO JUNIOR, L. M. et al. Regional concentration of the gross production value of firewood in Paraíba. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 20170887, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.088717>. Acesso em: 21 jul. 2021.
- COELHO JUNIOR, L. M. et al. Avaliação do uso do solo e dos recursos florestais no semiárido do estado da Paraíba. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 72-88, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509830381>
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Minuta de Resolução CONAMA para o Manejo Florestal Sustentável da Caatinga**. [s.l.] 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2021/ibama-abre-consulta->

publica-para-criacao-de-resolucao-conama-sobre-201cmanejo-florestal-sustentavel-no-bioma-caatinga201d/20211029Sei_lbama_10977124Minuta_de_Resolucao_Conama.pdf. Acesso em: 18 jan. 2022.

CORADIN, L.; CAMILLO, J. Introdução. In: CORADIN, L.; CAMILLO, J.; PAREYN, F. G. C. (org.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Biodiversidade, 2018. p. 17–30. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

CORADIN, L.; CAMILLO, J.; PAREYN, F. G. C. (org.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Biodiversidade, 2018. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H. Translating Sustainable Forest Management from the global to the domestic sphere: The case of Brazil. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 85, n. January, p. 22–31, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.012>

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H.; ARTS, B. Sustainable Forest Management and Social-Ecological Systems: An Institutional Analysis of Caatinga, Brazil. **Forests**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 454, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8110454>

FAGGIN, J. **The global-local nexus and sustainable forest management: institutional translations in Brazil and Caatinga biome**. 2018. - Wageningen University, [s. l.], 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18174/456852>

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H. Institutional bricolage of sustainable forest management implementation in rural settlements in Caatinga biome, Brazil. **International Journal of the Commons**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 275–299, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18352/ijc.872>

FIGUEIRÔA, J. M. de 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**, [s. l.], v. 229, n. 1–3, p. 294–303, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>

GAMA, D. C. Manejo florestal sustentado da Caatinga: aspecto legal e técnico-científico. **Advances in Forestry Science**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1363–1376, 2021. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.34062/afs.v8i1.10844>

GARIGLIO, M. A. et al. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

GARIGLIO, M. A. A rede de manejo florestal da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 199–204. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

- GARIGLIO, M. A. Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na Caatinga. In: Associação Plantas do Nordeste (org.). **Estatística Florestal da Caatinga**. 2. ed. Recife: APNE - Associação Plantas do Nordeste, 2015. p. 6–17.
- GARIGLIO, M. A.; BARCELLOS, N. D. E. Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na Caatinga - um estudo de caso na Paraíba e Pernambuco. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso sustentável e conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 116-126. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- GARLET, A.; CANTO, J. L.; OLIVEIRA, P. R. S. O Manejo Florestal Comunitário da Caatinga em Assentamentos Rurais no Estado Da Paraíba. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 28, n. 2, p. 735–745, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509832086>
- GOMES, E. C.; ALVES, E. S. Influência do manejo florestal sobre as características físicas e químicas do solo. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso sustentável e conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 287–291. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- GUIMARÃES, P. P. et al. Produtos florestais não madeireiros do nordeste brasileiro: carnaúba. **Nativa**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 213–218, 2018. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/4732/4645>
- HARDESTY, L. H.; BOX, T. W. Defoliation Impacts on Coppicing Browse Species in Northeast Brazil. **Journal of Range Management**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 66, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3898793>
- 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**, [s. l.], v. 41, n. 6, p. 477, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3899520>
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Portaria 113 de 29 de Dezembro de 1995**. Brasil: [s. n.], 1995. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/PT0113-291295.PDF>
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Consulta Pública - Resolução CONAMA - YouTube**. [S. l.], 2021a. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=JyYr2FmqjvM&t=3993s>. Acesso em: 20 nov. 2021.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Ibama abre consulta pública para criação de Resolução Conama sobre “Manejo Florestal Sustentável no bioma Caatinga”**. [S. l.], 2021b. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2021/ibama-abre-consulta-publica-para-criacao-de-resolucao-conama-sobre-201cmanejo-florestal-sustentavel-no-bioma-caatinga201d>. Acesso em: 18 jan. 2022.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Parecer Técnico nº 1/2021-CGBIO/DBFLO**. Brasília: [s. n.], 2021c. Disponível em: https://sei.ibama.gov.br/sei/controlador.php?acao=documento_imprimir_web&acao_

origem=arvore_visualizar&id_documento=11016436&infra_sistema=1000...1/12.
Acesso em: 18 jan. 2022.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017 - Resultados definitivos**. [S. l.], 2021. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em: 15 set. 2021.

JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. L. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 190, p. 104532, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>

KIRMSE, R. D.; PROVENZA, F. D.; MALECHEK, J. C. Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 429–441, 1987a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00047177>

KIRMSE, R. D.; PROVENZA, F. D.; MALECHEK, J. C. Clearcutting Brazilian Semiarid Tropics: Observations on Its Effects on Small Ruminant Nutrition during the Dry Season. **Journal of Range Management**, [s. l.], v. 40, n. 5, p. 428, 1987b. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3899604>

KRÖGER, M. Inter-sectoral determinants of forest policy: the power of deforesting actors in post-2012 Brazil. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 77, p. 24–32, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.003>

KRÖGER, M.; RAITIO, K. Finnish forest policy in the era of bioeconomy: A pathway to sustainability? **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 77, p. 6–15, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.12.003>

LEACH, M.; SCOONES, I. S.; STIRLING, A. **Dynamic Sustainabilities: Technology, Environment, Social Justice**. First Edited. New York: Earthscan, 2010.

LIMA, P. C. F. Sistemas agrossilviculturais desenvolvidos no semi-árido brasileiro. In: **Taller sobre diseño estadístico y evaluación económica de sistemas agroforestales**. Curitiba, 1986. p. 27–43. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

LIMA, T. L. et al. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 501, n. May, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>

LINDAHL, K.; BAKER, S.; WALDENSTRÖM, C. Place Perceptions and Controversies over Forest Management: Exploring a Swedish Example. **Journal of Environmental Policy and Planning**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 201–223, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1523908X.2012.753316>

LINDAHL, K. B. et al. Theorizing pathways to sustainability. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, [s. l.], v. 23, n. 5, p. 399–411, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13504509.2015.1128492>

LINDAHL, K. B.; SANDSTRÖM, C.; STÉNS, A. Alternative pathways to sustainability? Comparing forest governance models. **Forest Policy and**

Economics, [s. l.], v. 77, p. 69–78, 2017. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.10.008>

LUCENA, R. F. P. et al. Uso de recursos vegetais da Caatinga em uma comunidade rural no Curimataú Paraibano (nordeste do Brasil). **Polibotânica**, [s. l.], n. 34, p. 237–258, 2012.

LUCENA, M. S. Discursos sobre o Manejo Florestal Sustentável no Domínio da Caatinga. In: LUCENA, M. S. **MANEJO FLORESTAL NO DOMÍNIO DA CAATINGA: CAMINHOS E CONHECIMENTOS PARA A SUSTENTABILIDADE**. 2022. 161 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2022. p. 62-96.

MACDICKEN, K. G. et al. Global progress toward sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 352, p. 47–56, 2015. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.005>

MARQUES, A. R. et al. Water governance in Vale do Paraíba Paulista: network of actors and socioecological systems. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 23, p. 2–24, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190139r1vu2020l2de>

MEDEIROS, M. F.; ALBUQUERQUE, U. Food flora in 17th century northeast region of Brazil in *Historia Naturalis Brasiliae*. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 50, 2014. Disponível em:
<https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-50>. Acesso em: 26 jul. 2021.

MELO, F. P. L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: SILVA, J. M.C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 369–382. Disponível em:
https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_14

MENEZES, R. S. C.; BAKKE, O. A.; BAKKE, I. A. Potencialidades para a implantação de sistemas agrosilvipastoris em regiões semi-áridas. In: BAKKE, I. A. et al. (org.). **Sistemas Agrosilvipastoris no Semi-árido**. Patos: CSTR-UFCG, 2009. p. 1–30.

MILLIKEN, W. et al. Impact of management regime and frequency on the survival and productivity of four native tree species used for fuelwood and charcoal in the caatinga of northeast Brazil. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 116, p. 18–25, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.05.010>

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **PORTARIA Nº 1002, DE 24 DE ABRIL DE 2020**. Brasília: 24 abr. 2020. Disponível em:
https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2021/ibama-abre-consulta-publica-para-criacao-de-resolucao-conama-sobre-201cmanejo-florestal-sustentavel-no-bioma-caatinga201d/20211029Sei_ibama_7474003Portaria_1002_2020.pdf. Acesso em: 18 jan. 2022.

NUNES, B.; BENNETT, D.; MARQUES, S. Sustainable agricultural production: An investigation in Brazilian semi-arid livestock farms. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 64, p. 414–425, 2014. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.023>

OSTROM, E. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. **Science**, [s. l.], v. 325, n. 5939, p. 419–422, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1172133>

PAREYN, F. G. C. Os recursos florestais nativos e sua gestão no estado de Pernambuco - o papel do manejo florestal sustentável. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010a. p. 99–113. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>

PAREYN, F. G. C. A importância da produção não-madeireira na Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010b. p. 131–139. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

PAREYN, F. G. C. et al. What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest? **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 284, n. December 2019, p. 107906, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107906>

PEREIRA FILHO, J. M.; BAKKE, O. A. Produção de forragem de espécies herbáceas da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 145–157. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

PFISTER, J. A. et al. Rangelands and Small Ruminant Production in Ceara' State, Northeastern Brazil. **Rangelands**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 72–76, 1983. Disponível em: https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAS111.pdf

PINHEIRO, F. M.; NAIR, P. K. R. Silvopasture in the caatinga biome of Brazil: A review of its ecology, management, and development opportunities. **Forest Systems**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 1–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5424/fs/2018271-12267>

PÜLZL, H.; KLEINSCHMIT, D.; ARTS, B. Bioeconomy - an emerging meta-discourse affecting forest discourses? **Scandinavian Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 29, n. 4, p. 386–393, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02827581.2014.920044>

QUEIROZ, L. P. et al. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 23–63. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2

QUEIROZ, R. T. et al. A região Nordeste. In: CORADIN, L.; CAMILLO, J.; PAREYN, F. G. C. (org.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Biodiversidade, 2018. p. 75–104. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.

- RIBASKI, J. Sistemas agroflorestais no semi-árido brasileiro. In: **sistemas agroflorestais no brasil: aspectos técnicos e econômicos**. 1. ed. Curitiba: EMBRAPA-CNPQ, 1992. p. 81–94. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C.; GARIGLIO, M. A. O Manejo Florestal como Ferramenta para o Uso Sustentável e Conservação da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 249–366. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- RIEGELHAUPT, E. M. et al. **Biomassa para energia no Nordeste: atualidade e perspectivas**. 1ªed. Recife: APNE - Associação Plantas do Nordeste, 2017.
- RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C. A questão energética. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 65–77. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- SANDSTRÖM, C.; LINDAHL, K. B.; STÉNS, A. Comparing forest governance models. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 77, p. 1–5, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.10.007>
- SANTANA, O. A. Minimum age for clear-cutting native species with energetic potential in the Brazilian semi-arid region. **Canadian Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 47, n. 3, p. 411–417, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0392>
- SANTOS, J. P. S.; DIODATO, M. A. Histórico da implementação da algaroba no Rio Grande do Norte. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [s. l.], v. 37, n. 90, p. 201, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.90.859>
- SCHACHT, W. H.; MALECHEK, J. C. Botanical composition of goat diets in thinned and cleared deciduous woodland in northeastern Brazil. **Journal of Range Management**, [s. l.], v. 43, n. 6, p. 523–529, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/4002357>
- SIEGMUND-SCHULTZE, M. A multi-method approach to explore environmental governance: a case study of a large, densely populated dry forest region of the neotropics. **Environment, Development and Sustainability**, [s. l.], v. 23, p. 1539–1562, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00635-y>
- SILVA, A. P. M.; SAMBUICHI, R. H. R. Estrutura institucional brasileira para a governança dos recursos florestais. In: MOURA, A. M. M. de (org.). **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. Brasília: IPEA, 2016. p. 201–230. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/1788-uso-sustentavel-e-conservacao-dos-recursos-florestais-da-caatinga>.
- SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1–22, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130>

SILVA, J. M. C. et al. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 3–19. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1

ZAKIA, M. J. B. et al. **Incremento médio anual de matas nativas secundárias e de algarobais no Seridó-RN**. In: IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (org.). Plano de manejo florestal para a região do Seridó do Rio Grande do Norte. v. 1ed. Natal: [s. n.], 1992. p. 6.1-6.22.

CAPÍTULO 2

VARIÇÃO LOCAL DE FATORES AMBIENTAIS E DE USO ANTRÓPICO: INFLUÊNCIA SOBRE A RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA LENHOSA EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO NO DOMÍNIO DA CAATINGA

RESUMO

A sustentabilidade do manejo de florestas nativas requer o conhecimento das condições que propiciam a manutenção da capacidade produtiva dos povoamentos explorados. Inicialmente, o seu planejamento exige compreender como a variação local de fatores ambientais e de uso antrópico das áreas manejadas influencia a produtividade. Assim, avaliamos como a recuperação da biomassa lenhosa é influenciada pela variação local de fatores ambientais e antrópicos. Coletamos dados em 7 unidades de produção anual e aplicamos modelos lineares para explicar os padrões de recuperação da área basal em função da variação local da precipitação, de atributos edáficos (profundidade e densidade do solo), de características da paisagem (altitude e declividade) e de uso antrópico das áreas de manejo madeireiro (e.g. pastejo). Não registramos efeitos claros do pastejo e da densidade média dos solos, porém alguns indícios sugerem que eles podem limitar o incremento em área basal. Constatamos que, mesmo possuindo menor tempo de recuperação e menos precipitação acumulada, parcelas presentes em solos mais profundos e com menor intensidade de distúrbios (representada pela menor distância delas até a sede da fazenda) tiveram significativamente maiores incrementos em área basal. Houve uma fraca relação negativa, mas significativa, foi desempenhada pelo aumento da altitude das parcelas. Estes resultados evidenciam que atributos edáficos relacionados à capacidade de retenção hídrica influenciam decisivamente o incremento em área basal e que o uso antrópico das áreas manejadas limita a produtividade após a talhadia simples. Porém, pesquisas futuras são necessárias para produzir evidências adicionais.

Palavras-chave: produção de biomassa; antropismo; atributos edáficos; retenção hídrica;

ABSTRACT

The sustainability of the management of native forests requires knowledge of the conditions that favor the maintenance of the productive capacity of the exploited stands. Initially, its planning requires understanding how the local variation of environmental factors and human use of managed areas influences productivity. Thus, we evaluated how woody biomass recovery is influenced by local variation of environmental and anthropogenic factors. We collected data from 7 annual production units and applied linear models to explain the patterns of basal area recovery as a function of local variation in precipitation, edaphic attributes (depth and soil density), landscape characteristics (altitude and slope) and of anthropic use of timber management areas (e.g. grazing). We did not record clear effects of grazing and average soil density, but some evidence may indicate that they can limit the growth in basal area. We found that, even with shorter recovery time and less accumulated precipitation, plots present in deeper soils and with less disturbance intensity (represented by the shorter distance from them to the farm's headquarters) had significantly greater increment in basal area. There was a weak but significant negative relationship played by increasing plot altitudes. These results show that edaphic attributes related to water retention capacity decisively influence the increment in basal area and that the anthropic use of managed areas limits productivity after simple coppicing. However, further research is needed to produce additional evidence.

Key-words: biomass production; anthropism; soil attributes; soil water retention

2.1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade ambiental, como objetivo primordial do manejo florestal madeireiro das fisionomias arbóreo-arbustivas do Domínio da Caatinga, depende fundamentalmente da recuperação dos estoques de biomassa após o corte e de como e quais fatores físico-ambientais interagem para determinar como essa dinâmica ocorre (PAREYN *et al.*, 2020).

Considerando a escala regional do Domínio da Caatinga, a precipitação pluviométrica é reconhecida como o fator primordial, tanto por sua influência sobre a composição florística, funcional e estrutural (BARBOSA; KUMAR, 2016; PINHO *et al.*, 2019) quanto por seu papel na recuperação da biomassa lenhosa após

intervenções antrópicas (RITO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2019; PAREYN *et al.*, 2020).

Entretanto, outras evidências sugerem que a variação local de atributos da paisagem, como a altitude e a declividade (BALVANERA; QUIJAS; PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011; SCHULZ *et al.*, 2018), e de atributos edáficos como a composição granulométrica, a profundidade e a densidade dos horizontes/camadas influenciam a distribuição espacial da disponibilidade hídrica (PINHEIRO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2020) o que, por sua vez, resulta em diferenças na produtividade da vegetação lenhosa (ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019; CASTANHO *et al.*, 2020; MAIA *et al.*, 2020).

Além de fatores geomorfológicos, edáficos e climáticos, os tipos e a intensidade de antropismo dos ecossistemas florestais têm implicações importantes sobre a regeneração e a recuperação da biomassa após as intervenções (MARINHO *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2019). Essa situação pode ser agravada se os povoamentos florestais possuírem um histórico de distúrbios antrópicos crônicos – CAD, dada a sua influência sobre a estrutura da vegetação lenhosa. Os CADs são definidos como a remoção contínua de pequenas quantidades de biomassa por meio da colheita de lenha, extração de produtos não madeireiros, que muitas vezes é concomitante ao pastejo de gado doméstico (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019; SCHULZ *et al.*, 2018; SFAIR *et al.*, 2018).

Além disso, embora seja uma discussão controversa, existem evidências de que o pastejo de gado doméstico têm implicações negativas sobre a regeneração de espécies arbóreo-arbustivas, contribuindo para a redução da diversidade, da densidade de indivíduos e para a alteração deletéria da estrutura dos povoamentos florestais (RIBEIRO *et al.*, 2015; MARINHO *et al.*, 2016; SCHULZ *et al.*, 2017; SCHULZ *et al.*, 2019).

Levando em conta esse cenário, é possível considerar que múltiplos fatores condicionam conjuntamente a recuperação e os níveis de produtividade da biomassa lenhosa após a talhadia simples e, conseqüentemente, influenciam o rendimento esperado e a sustentabilidade do manejo florestal madeireiro do Domínio da Caatinga, região onde a produção de lenha e carvão originados da vegetação nativa supre até 80% da demanda de energia para processos industriais, o que representa um papel socioeconômico e ambiental importante do manejo e

perpetuidade destas florestas (GARIGLIO, 2015; COELHO JUNIOR *et al.*, 2018; BICHEL; TELLES, 2021).

É nesse cenário complexo que se insere o planejamento e a regulação formal do manejo florestal, pois embora a sustentabilidade seja um dos seus objetivos principais, existe apenas uma compreensão mínima e inicial de como interagem os múltiplos fatores cruciais para a recuperação da biomassa após a talhadia simples da vegetação lenhosa.

Embora haja uma compreensão mais sólida a respeito do papel que a variação regional da precipitação pluviométrica tem sobre a recuperação da biomassa lenhosa após a talhadia simples e intervenções antrópicas (SOUZA *et al.*, 2019; PAREYN *et al.*, 2020), existem poucas referências que discutem como atributos edáficos e aspectos do relevo (e.g. altitude e declividade) influenciam a recuperação da biomassa após o corte. Entretanto, este conhecimento é necessário, pois pode haver variação local espacial dos fatores que condicionam o desenvolvimento da vegetação em função da mudança de características da paisagem e de atributos edáficos (QUEIROZ, *et al.*, 2020; MAIA *et al.*, 2020).

Diante do exposto, elencamos as seguintes hipóteses de pesquisa:

a) a variação local de fatores edáficos (e.g. profundidade dos solos e densidade básica) e de atributos da paisagem (altitude e declividade, por exemplo) é fundamental para a recuperação da biomassa lenhosa após o corte, dadas as seguintes possíveis circunstâncias:

a.1 A recuperação da biomassa após o corte será favorecida em solos mais profundos;

a.2 O aumento da densidade básica das camadas do solo contribui negativamente para a recuperação da biomassa;

a.3 Parcelas situadas em maiores altitudes e em maiores declividades têm menor potencial de recuperação da biomassa lenhosa;

b) O pastejo de gado doméstico e distúrbios antrópicos crônicos impactam negativamente a recuperação da biomassa lenhosa após o corte;

c) Há uma interação entre propriedades edáficos e da paisagem e distúrbios antrópicos crônicos que afeta os padrões de recuperação da biomassa lenhosa;

Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar como a recuperação da biomassa lenhosa é influenciada por fatores ambientais e antrópicos, representados pelas variações locais de atributos edáficos, da paisagem, do pastejo de gado doméstico,

de medidas representativas de distúrbios antrópicos crônicos e diferenças na precipitação.

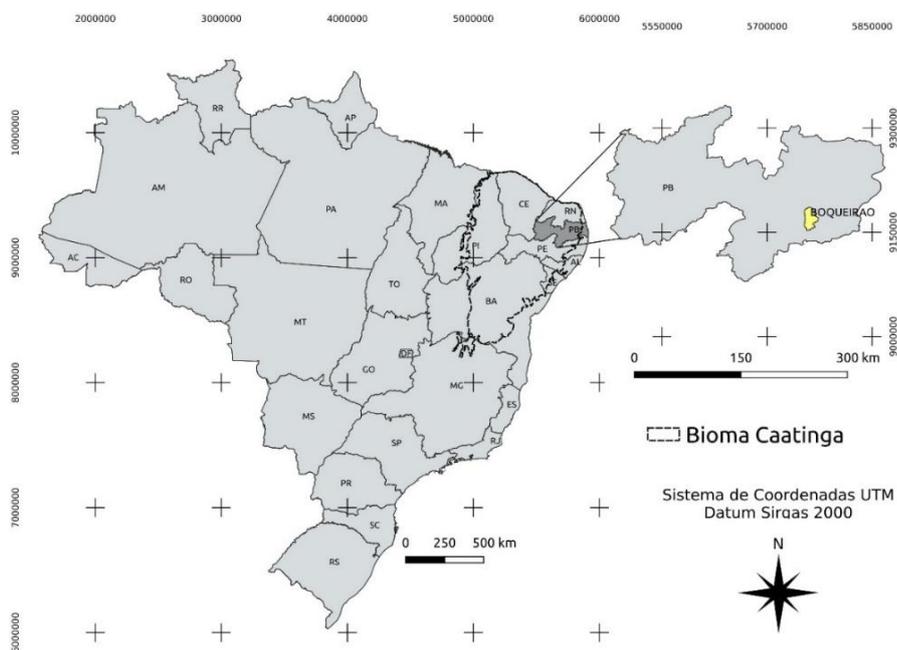
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada em uma área de plano de manejo florestal madeireiro situada no município de Boqueirão-PB (Figura 1).

A propriedade compreende um total de 300 hectares destinados ao manejo florestal com finalidade madeireira para produção de lenha desde o ano de 2002. O inventário exploratório realizado para o licenciamento ambiental constatou a presença de 20 espécies arbóreo-arbustivas e volume lenhoso estimado em 94,55 st ha⁻¹. O sistema silvicultural utilizado foi o monocíclico, com o uso de talhadia simples e ciclo de corte estimado em 10 anos.

Figura 1 – Localização da área de manejo florestal estudada, Município de Boqueirão, Paraíba, Brasil



Fonte: Lucena (2022)

A área sob manejo florestal foi dividida em 10 unidades de produção anual (UPAs - U) com área aproximada de 30 ha, dos quais 7 foram exploradas alternadamente. Por esse motivo, o local possui unidades de produção anual com

considerável variação do tempo de recuperação após o corte e com diferente número de anos completos de incidência pluviométrica (Quadro 1).

Quadro 1 – Unidades de exploração, ano de exploração, tempo de recuperação e anos completos de incidência pluviométrica na área de plano de manejo florestal em Boqueirão, Paraíba, Brasil

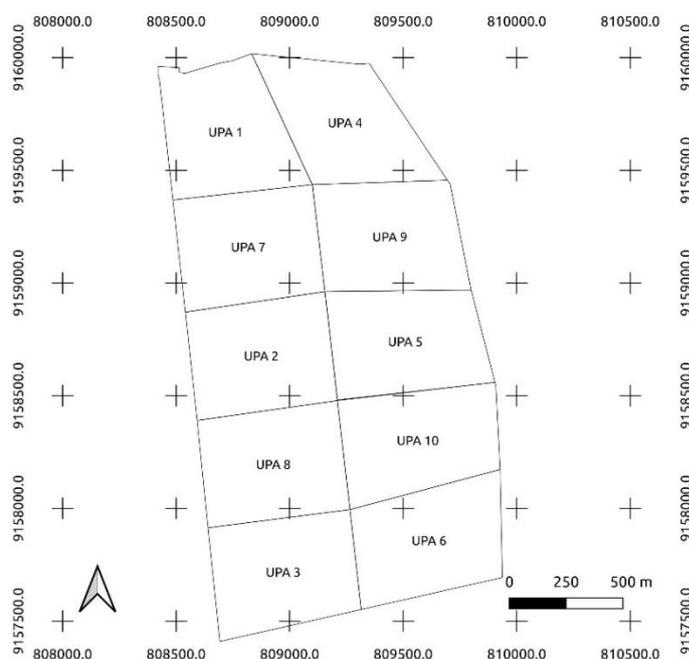
Unidade de produção anual (UPA)	Ano de exploração	Tempo de recuperação (TR)	Anos completos de incidência pluviométrica (ACIP)*
U1	2002	17 anos	16 anos
U2	2003	16 anos	15 anos
U3	2004	15 anos	14 anos
U10	2005	14 anos	13 anos
U7	2006	13 anos	12 anos
U8	2007	12 anos	11 anos
U9	2008	11 anos	10 anos

* Anos completos de incidência pluviométrica refere-se ao período de recuperação que é contado a partir do ano seguinte após o corte, porque este é realizado no período seco (após a estação de crescimento). Assim, espera-se que o crescimento e acúmulo de biomassa ocorra somente após o início das chuvas do ano após o corte.

Fonte: Lucena (2022)

A Figura 2 apresenta a distribuição espacial das unidades de produção anual no interior da área de manejo florestal.

Figura 2 – Área de manejo florestal e distribuição espacial das unidades de produção anual (U/UPA)



Fonte: Lucena (2022)

2.2.2 Variáveis climáticas

O município de Boqueirão-PB está inserido no semiárido brasileiro, tipo climático Bsh (ALVARES *et al.*, 2013). O histórico local das precipitações pluviométricas revela uma significativa variação espaço-temporal, com chuvas concentrando-se de fevereiro a maio (SOUZA; SOUZA, 2016; FRANCISCO; SANTOS, 2017). A precipitação média anual é 467 mm, a evapotranspiração potencial, medida pela evapotranspiração de referência anual, varia 1000 a 1100 mm.ano⁻¹ e a evaporação real pode atingir 500 mm.ano⁻¹ (ALVARES *et al.*, 2013; FRANCISCO; SANTOS, 2017).

Os dados de precipitação e número de meses sem chuva do período 2003-2019 foram coletados das séries históricas de pluviometria do portal HidroWeb (ANA, 2020). Como não havia estação de monitoramento pluviométrico na área de manejo avaliada, foram utilizados os dados da estação pluviométrica mais próxima (a estação de número 735124, Latitude -7.5283 Longitude -35.9997 e Altitude (m) 350, conforme a ANA, 2020). Usamos apenas dados com consistência verificada (Código 1, segundo o HidroWeb). Os valores mensais de precipitação foram contabilizados para serem expressos em valores anuais.

Para avaliar a confiabilidade dos valores de precipitação da estação de monitoramento pluviométrico e averiguar a possibilidade de variação espacial das chuvas no interior da área de manejo florestal, usamos os dados históricos de séries pluviométricas referentes ao período de 1970 a 2000, disponíveis no WorldClim DataBase(FICK; HIJMANS, 2017) (<https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>). A avaliação da distribuição espacial da precipitação pluviométrica no interior da área de manejo consistiu na vetorização das informações obtidas dos arquivos raster e na elaboração de mapas de precipitação média mensal (considerando o período de 1970-2000) para a área de manejo, empregando o software QGIS.

2.2.3 Aspectos fitofisionômicos predominantes da vegetação lenhosa local

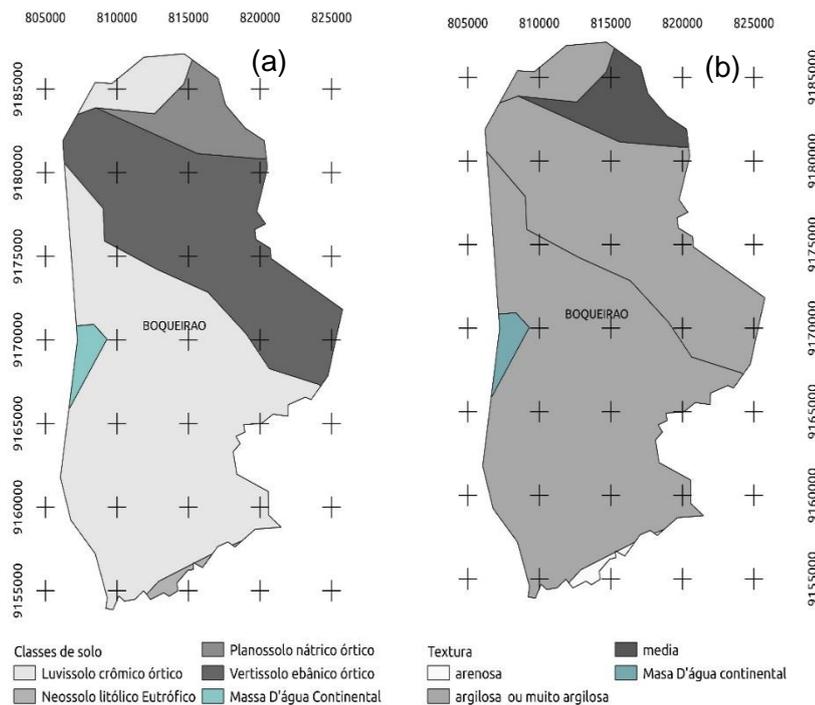
A região de estudo encontra-se na “Caatinga do cristalino”, o tipo de Floresta Tropical Sazonalmente Seca mais comum no Domínio da Caatinga (QUEIROZ *et al.*, 2017; SILVA; SOUZA, 2018). Conforme um critério fisionômico, predomina na área região de estudo uma vegetação arbustivo-arbórea em que a maior parte dos indivíduos tem altura média inferior a 7 m e DAP < 15 cm. As espécies mais comuns são *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P.Queiroz,

Croton sonderianus Muell. Arg, *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Manihot glaziovii* Muell. Arg., *Myracrodruon urundeuva* Allem. e *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill (QUEIROZ *et al.*, 2006; SOUZA; SOUZA, 2016).

2.2.4 Enquadramento edáfico e amostragem de atributos dos solos

A classificação física geral dos solos no município de Boqueirão foi obtida da base cartográfica vetorial elaborada para todo território nacional na escala 1:5.000.000, da qual se extraiu o recorte do limite do Semiárido Brasileiro (SAB), ambos desenvolvidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e disponibilizado pelo Instituto Nacional do Semiárido - INSA (INSA, 2020) no sistema de coordenadas SIRGAS 2000. A figura 3 apresenta a espacialização da referida classificação aplicada ao município de Boqueirão-PB.

Figura 3 – Distribuição das principais classes (a) e atributos granulométricos (b) dos solos no município de Boqueirão, Paraíba, Brasil

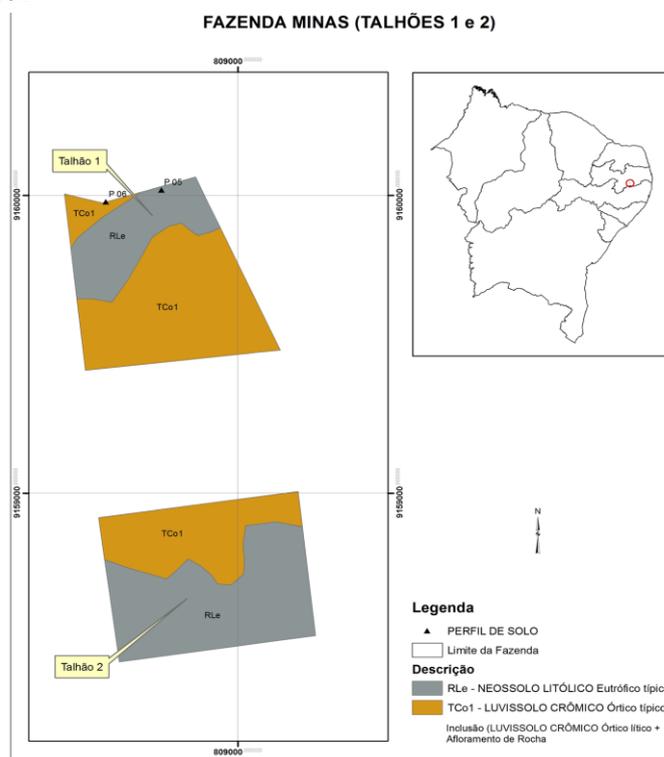


Fonte: Lucena (2022), adaptado de INSA (2020)

Um levantamento de campo em escala detalhada em parte da área de manejo revelou a presença de classes de solo distintas nas unidades de produção

anual 1 e 2, evidenciando que, muito provavelmente, a área de manejo não é uniforme do ponto de vista da classificação edáfica (FIGURA 4).

Figura 4 – Levantamento parcial das classes de solo presentes na área de manejo florestal



Fonte: Associação Plantas do Nordeste (comunicação pessoal)

No centro das 58 parcelas medidas, abrimos trincheiras no solo para a coleta e medição de atributos edáficos, considerando a divisão do perfil nas camadas de 0-10, 10-30, 30-50, 50-70 e 70-90 e 90+ cm, cujo número dependeu da profundidade efetiva do solo em cada parcela. Em cada camada, coletamos amostras indeformadas com o uso de um cilindro volumétrico ($118,79 \text{ cm}^{-3}$) e as secamos em estufa até a estabilização da massa. Posteriormente, calculamos a densidade básica por camada (ρ , em g.cm^{-3}) empregando a seguinte expressão (VAN LIER, 2019):

$$\rho = ms/V$$

Onde: ρ = densidade básica do solo = massa seca de solo (g); V = volume do cilindro volumétrico (cm^{-3}).

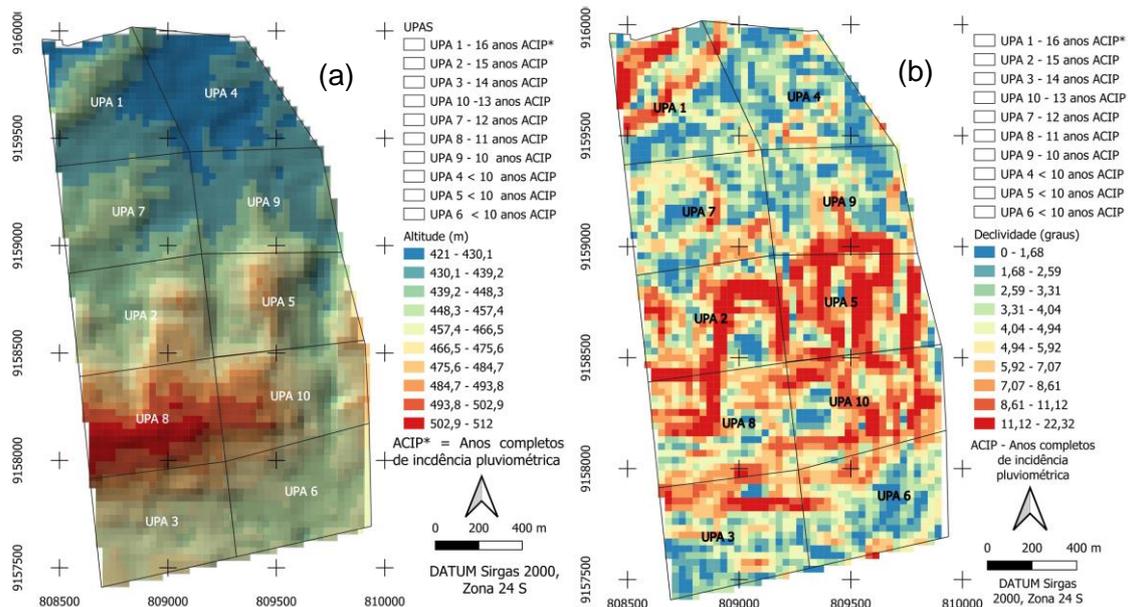
A profundidade efetiva do solo foi medida com uso de fita métrica com graduação de 10 cm e foi considerada como sendo o comprimento vertical

compreendido entre a superfície e a existência de alguma camada impeditiva ou contato lítico.

2.2.5 Atributos da paisagem – declividade e altitude

Usamos o modelo digital de elevação fornecido pelo Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) e disponibilizado pelo portal EarthExplorer (USGS, 2018) em uma resolução espacial de 30 m (1 Arc-Second Global). O modelo digital de elevação foi obtido no formato matricial (Tiff) e, posteriormente, convertido para formato vetorial, a partir dos quais foram extraídos os valores de altitude (m) e declividade (graus) em cada parcela medida de todas as UPAs avaliadas. Para o processamento dos dados, usamos o software QGIS (FIGURA 5).

Figura 5 – Altitude (a) e declividade (b) medidas em cada unidade de produção anual (U/UPA)



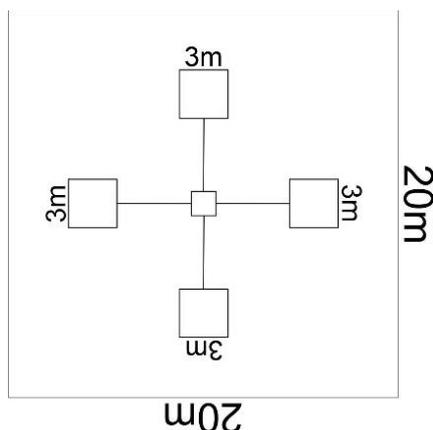
Fonte: Lucena (2022)

2.2.6 Fatores de uso do solo florestal representativos de distúrbios antrópicos

Utilizamos variáveis indiretas representativas de distúrbios antrópicos em vez de medidas diretas, porque esses tipos de perturbação não são facilmente identificáveis e quantificáveis em níveis locais, como em escala de parcela (RIBEIRO *et al.*, 2015).

Portanto, inicialmente, medimos o indicativo da intensidade de pastejo de gado doméstico (denominado aqui simplesmente como “pastejo”) por meio da coleta de fezes em quatro subparcelas de 9 m² (3 x 3 m), instaladas sistematicamente a partir centro do da trincheira usada para a coleta de solo (FIGURA 6).

Figura 6 – Representação da amostragem da coleta de fezes de animais domésticos nas parcelas medidas



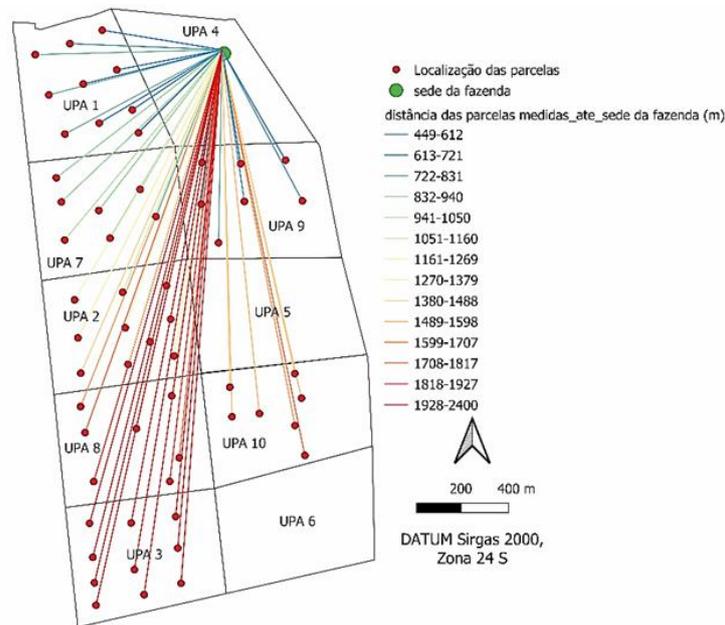
Fonte: Lucena (2022)

Todas as fezes de vacas, cabras, ovelhas, cavalos e burros foram coletadas, secas e pesadas em balança digital (MARINHO *et al.*, 2016; SCHULZ *et al.*, 2018, 2019). A partir dos dados medidos nas quatro subparcelas, extrapolamos os dados para valores por hectare em cada parcela.

Outras métricas de pastejo, como a extensão de trilhas de animais ou mesmo os danos causados aos galhos e parte aérea da vegetação lenhosa são significativamente correlacionadas com o peso de fezes do gado na superfície do solo, o que suporta a pressuposição de que o peso de fezes por unidade de área seria uma medida adequada para representar a intensidade de pastejo (SCHULZ *et al.*, 2018, 2019).

Também medimos a distância em linha reta do centro de cada parcela até a sede da fazenda (ponto central), por meio do algoritmo “Distância para o Ponto Central mais Próximo (Linha para o Ponto Central)” do software QGIS (FIGURA 7).

Figura 7 – Distância em linha reta do centro de cada parcela em cada unidade de produção anual (U/UPA) até a sede da fazenda



Fonte: Lucena (2022)

Esta medida indireta é um indicativo da facilidade de acesso aos florestais. A proximidade até a sede da fazenda está diretamente associada à possibilidade de uma maior intensidade de usos antrópicos, a exemplo do efeito cumulativo do pastejo de gado doméstico e/ou intervenções seletivas e contínuas sobre os recursos florestais (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019).

2.2.6 Inventário fitossociológico e amostragem da comunidade arbóreo-arbustiva adulta

A medição e a classificação dos indivíduos arbóreo-arbustivos que tinham CAP > 6,0 cm foi realizada conforme recomendado pela Rede de Manejo Florestal da Caatinga, em parcelas de 400 m² aleatoriamente distribuídas em cada unidade de produção anual (RMFC, 2005). Posteriormente, os valores individuais de CAP foram convertidos em DAP por meio da expressão $DAP = CAP/3,1416$.

A área seccional individual foi calculada a partir dos valores de DAP ou DAP equivalente, quando foi mais adequado em função da presença de indivíduos ramificados. As áreas seccionais individuais foram somadas para compor o total por parcela (m².400m²) e posteriormente foram contabilizadas para expressar a área basal por hectare (m².ha⁻¹) em todas as parcelas. Também calculamos o incremento

em área basal por hectare por ano ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) em todas as parcelas sem contabilizar indivíduos remanescentes (mais detalhes abaixo), considerando a relação entre a área basal por hectare de cada parcela e o número de anos completos de incidência pluviométrica em cada UPA.

Optamos por utilizar o incremento em área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) como variável resposta do experimento, uma vez que ela é uma medida que resulta de cálculos que necessitam apenas do DAP como valor de entrada. Dessa forma, objetivamos evitar erros cumulativos originados da medição de altura, necessária ao cálculo de volume lenhoso. Semelhantemente, erros provenientes do uso de equações alométricas para estimar a biomassa seca acima do solo podem adicionar imprecisões aos resultados, uma vez que não realizamos a cubagem para produzir uma equação específica para a área de manejo. Além do mais, como as equações alométricas amplamente empregadas na literatura (SAMPAIO; SILVA, 2005; SILVA; SAMPAIO, 2008) dependem do DAP como variável de entrada, espera-se que os valores de dominância absoluta e as estimativas de biomassa seca acima do solo sejam altamente correlacionadas.

2.2.6.1 Área basal e incremento médio em área basal

A talhadia simples empregada pelo manejo madeireiro do Domínio da Caatinga resulta em colheitas que variam de 70 a 100% do estoque lenhoso. São preservadas particularmente as espécies protegidas por lei, as que não são utilizadas como lenha ou carvão e aquelas com alto valor associado ao fornecimento de produtos não-madeireiros como frutos ou sombra para o gado (PAREYN *et al.*, 2020).

Por essa razão, nossos dados de área basal e, conseqüentemente, da variável resposta incremento em área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) – daqui em diante denominada de “incremento em área basal – foram contabilizadas sem considerar os indivíduos remanescentes presentes em cada parcela. Isto se justifica porque nas parcelas amostradas havia indivíduos remanescentes que eram provenientes das seguintes situações:

a) espécies não preferidas para uso energético (madeiras com baixa densidade, a exemplo de *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett - Umburana);

b) as que não foram cortados porque fornecem produtos florestais não madeireiros, como frutos, cascas e serviços ambientais como sombra para animais domésticos (exemplo: *Spondias tuberosa* Arr. – Umbuzeiro;

c) por estarem presentes em listas legais que restringem o corte (a lista de espécies que não seriam cortadas por determinação legal consta no plano de manejo florestal ao qual tivemos acesso).

Dessa forma, procuramos incluir nos cálculos os indivíduos arbóreos e arbustivos provenientes da rebrota de talhadia simples e regeneração via sementes. No caso das brotações, o reconhecimento dos indivíduos regenerados após a exploração foi possível pela visualização das cicatrizes produzidas nos caules pelo corte. Quanto aos indivíduos que não eram originados de brotação, o reconhecimento foi mais complexo, no que diz respeito à distinção entre indivíduos remanescentes ou não. Entretanto, os indivíduos remanescentes possuíam diâmetros e alturas totalmente diferentes da média do restante dos indivíduos amostrados.

Dessa forma, considerar que indivíduos com madeira de baixa densidade (a exemplo de *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillet, cuja alta frequência e densidade foram comuns em muitas parcelas) tivessem se regenerado a partir de sementes e atingido diâmetros e portes tão discrepantes no mesmo espaço de tempo que os demais indivíduos amostrados não seria adequado. Entretanto, apesar dos esforços para o reconhecimento dos indivíduos remanescentes não provenientes de brotação, é possível que haja alguma imprecisão.

Embora algumas evidências sugiram que a dinâmica do acúmulo de biomassa pode ser moldada pela quantidade de vegetação remanescente após intervenções antrópicas (PRADO-JUNIOR *et al.*, 2016), nossas análises iniciais indicaram que a área basal de remanescentes não foi uma variável preditora correlacionada com a recuperação dos estoques lenhosos após a talhadia simples (APÊNDICE G), como já havia sido constatado por Pareyn *et al.* (2020).

2.2.7 Avaliação estatística

A primeira etapa da avaliação compreendeu a análise da estatística descritiva das variáveis área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de indivíduos remanescentes e incremento em área basal ($m^2 \cdot ha \cdot ano^{-1}$) – a variável resposta da pesquisa. Utilizamos análise de variância para verificar se as variáveis eram diferentes entre as UPAs estudadas. As

médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) quando os dados produziram resíduos com distribuição normal – variável incremento em área basal – e pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) quando os resíduos não apresentavam uma distribuição normal, que foi o caso da área basal de remanescentes. O Apêndice H apresenta o diagnóstico do ajuste da análise de variância e os resultados das comparações múltiplas de ambas as análises.

Para testar a influência das variáveis preditoras contínuas (Precipitação média anual – Pma, profundidade do solo, declividade, distância das parcelas até a sede da fazenda, densidade média do solo, altitude, “pastejo”, e as interações entre Pma x profundidade do solo e distância até a sede da fazenda x profundidade do solo) sobre o incremento de área basal ($m^2 \cdot ha \cdot ano^{-1}$), empregamos modelos lineares gerais (LM).

Em vez de usar os valores de densidade básica do solo de cada camada, decidimos utilizar a densidade básica média do perfil edáfico pelos seguintes motivos: a) os solos tinham números de camadas diferentes, em função das diferentes profundidades; b) os valores de densidade básica média foram altamente correlacionados com os valores de densidade básica medidos às profundidades de 0-10 cm e 10-30cm (valores significativos de correlação de Spearman $p > 0,60$, conforme APÊNDICE G). Em uma etapa anterior de análise, verificamos que os R^2 dos modelos foram menores quando usamos os valores de densidade medida a 0-10 e 10-30 cm, sugerindo que densidade básica média é uma variável que representa mais adequadamente o gradiente de densidade básica ao longo do perfil do solo, dado também que as raízes não estão restritas apenas até os primeiros 30 cm de profundidade (PINHEIRO; COSTA; ARAÚJO, 2013).

Quanto ao método de construção dos modelos, utilizamos o processo Backward stepwise, considerando um $p < 0,05$ como limite de significância. Este método emprega um procedimento em etapas para reter, por meio da avaliação de todas as preditoras incluídas no modelo inicial, somente aquelas que apresentam significância para explicação da variância da variável resposta (GOTELLI; ELLISON, 2011) (TABELA 1).

Tabela 1 – Etapas de análise do processo Backward stepwise empregado para a construção do modelo linear

Efeito	Etapas	GL	Valor-F a remover	Valor-p a remover	Status do efeito
Pma ^b (mm.ano ⁻¹)		1	0,03002	0,863199	Mantido
Profundidade do solo (cm)		1	0,61115	0,438277	Mantido
Pma ^b (mm.ano ⁻¹) * Profundidade do solo (cm)		1	0,01080	0,917688	Removido
Declividade (°)		1	0,21281	0,646701	Mantido
Distância até a sede da fazenda (m)	1	1	0,23822	0,627761	Mantido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	4,32853	0,042955	Mantido
Densidade média do solo (g.cm ³)		1	0,24642	0,621919	Mantido
Pastejo (kg.ha ⁻¹)		1	0,59791	0,443247	Mantido
Altitude (m)		1	1,53381	0,221691	Mantido
Pma ^b (mm.ano ⁻¹)		1	0,51623	0,475938	Mantido
Prof solo (cm)		1	4,67458	0,035627	Mantido
Altitude (m)		1	1,59805	0,212284	Mantido
Declividade (°)	2	1	0,22279	0,639062	Removido
Distância até a sede da fazenda (m)		1	0,25082	0,618791	Mantido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	4,45949	0,039939	Mantido
Dens med solo (g.cm ³)		1	0,26362	0,609998	Mantido
Pastejo (kg.ha)		1	0,60775	0,439463	Mantido
Pma ^b (mm.ano ⁻¹)		1	0,36989	0,545871	Mantido
Prof solo (cm)		1	4,84279	0,032505	Mantido
Altitude (m)		1	1,81463	0,184151	Mantido
Pastejo (kg.ha ⁻¹)	3	1	0,54416	0,464233	Mantido
Distância até a sede da fazenda (m)		1	0,32198	0,573011	Mantido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	4,85551	0,032289	Mantido
Dens med solo (g.cm ³)		1	0,30396	0,583913	Removido
Pma ^b (mm.ano ⁻¹)		1	0,23544	0,629640	Mantido
Prof solo (cm)		1	4,60521	0,036753	Mantido
Altitude (m)		1	1,88380	0,176028	Mantido
Pastejo (kg.ha ⁻¹)	4	1	0,75392	0,389388	Mantido
Distância até a sede da fazenda (m)		1	0,19032	0,664530	Removido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	4,61604	0,036542	Mantido
Pma ^b (mm.ano ⁻¹)		1	0,11690	0,733831	Removido
Prof solo (cm)		1	9,06322	0,004049	Mantido
Altitude (m)	5	1	4,98903	0,029922	Mantido
Pastejo (kg.ha ⁻¹)		1	1,08886	0,301646	Mantido
Profundidade do solo (cm)* Distância até a sede da fazenda (m)		1	17,75277	0,000103	Mantido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	18,16103	0,000086	Mantido
Prof solo (cm)	6	1	9,13521	0,003886	Mantido
Altitude (m)		1	5,47446	0,023171	Mantido
Pastejo (kg.ha ⁻¹)		1	1,08782	0,301780	Removido
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede da fazenda (m)		1	17,33797	0,000116	Mantido
Profundidade do solo (cm)	7	1	8,15764	0,006111	Mantido
Altitude (m)		1	4,39911	0,040744	Mantido

Fonte: Lucena (2022)

Para evitar problemas de multicolinearidade entre variáveis preditoras, nós estimamos o fator de inflação de variância (VIF) de cada preditora. De uma forma ampla, é recomendado que as variáveis com VIF maior que 10 sejam retiradas dos modelos por serem altamente colineares (YOO *et al.*, 2014). Entretanto, tem-se argumentado que variáveis com valores de VIF menores que 4 podem ser consideradas mais seguramente como não colineares (RIBEIRO *et al.*, 2015; MAIA

et al., 2020). O modelo foi final foi avaliado quanto à significância dos parâmetros retidos (análise da partição da variância) e quanto à avaliação da normalidade dos resíduos, empregando o teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Precipitação acumulada

A precipitação variou consideravelmente entre os anos (coeficiente de variação de 43% e erro padrão da média de 190 mm), com um mínimo de 231 mm em 2017 e um máximo de 942 mm em 2004. A média referente ao período de estudo foi 444 mm, o que está de acordo os valores da média histórica regional (ALVARES *et al.*, 2013; DE SOUZA; SOUZA, 2016; FRANCISCO; SANTOS, 2017). Em todos os anos a partir de 2012, a precipitação registrada foi abaixo da média histórica regional e da média do período estudado, refletindo um período de seca que se iniciou a partir do ano de 2012 (TABELA 2).

Tabela 2 – Precipitação acumulada (mm) em cada ano do período 2002-2019 e precipitação média anual (Pma) por UPA (U)

Ano	Total (mm)	Ano	Total (mm)	Ano	Total (mm)	UPA	Precipitação acumulada (mm)*	Precipitação média anual (mm.ano ⁻¹)**
2002	400,1	2008	415,9	2014	387,6	U1	7592,9	474,6
2003	354,7	2009	593,4	2015	293,0	U2	7238,2	482,5
2004	942,0	2010	456,3	2016	237,6	U3	6296,2	449,7
2005	547,1	2011	812,6	2017	231,3	U10	5749,1	442,2
2006	396,9	2012	234,4	2018	430,6	U7	4801,5	400,1
2007	550,7	2013	332,7	2019	376,1	U8	3792,2	344,7

*A precipitação acumulada em cada UPA considera os anos completos de incidência pluviométrica - ACIP, dado que o corte da vegetação foi realizado no período seco (após a estação de crescimento), de modo que os processos regenerativos somente iniciam na estação chuvosa que ocorre no ano subsequente ao corte. Assim, por exemplo, como a UPA 1 foi explorada no ano de 2002, contabilizamos a precipitação acumulada incidente a partir do ano de 2003; o mesmo procedimento foi aplicado às demais UPAs.

** A precipitação média anual foi obtida pela relação entre a precipitação acumulada e os anos completos de incidência pluviométrica

Fonte: Lucena (2022)

Não foram constatadas diferenças na distribuição espacial da precipitação pluviométrica na área de manejo. A amplitude espacial máxima (4 mm) foi registrada no mês de julho do período histórico. Dessa forma, consideramos que a área de estudo é uniforme em termos de distribuição espacial da precipitação pluviométrica e que efeitos espaciais proporcionados pelo gradiente de altitude, por exemplo, não

têm implicações sobre a precipitação acumulada e sobre a disponibilidade hídrica pluviométrica (FIGURA 8).

Figura 8 – Distribuição espacial da precipitação mensal média (valores expressos em mm, situados a baixo do nome dos meses) entre as unidades de produção anual (U/UPA) na área de manejo florestal, Boqueirão, Paraíba, Brasil

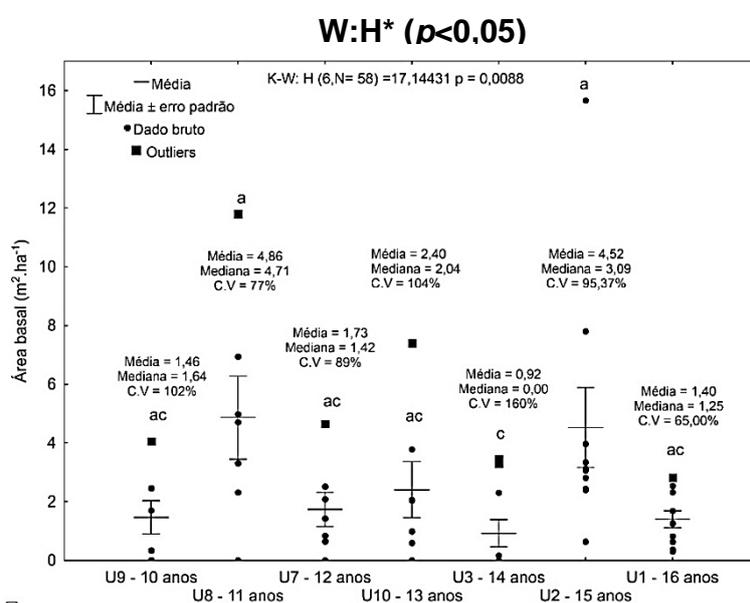


Fonte: Lucena (2022)

2.3.2 Área basal de indivíduos remanescentes

A área basal de indivíduos remanescentes variou desde uma média mínima de $0,92 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ na U3 até $4,86 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ na U8 e com coeficientes de variação de até 160% entre as parcelas dentro de uma mesma unidade de produção anual (U) (FIGURA 9).

Figura 9 – Valores brutos, médios, erro padrão do incremento área basal de indivíduos remanescentes ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) e comparação estatística entre unidades de produção anual (U1, U2, U3, U10, U7, U8, U9) pelo teste de Kruskal-Wallis K-



* Medianas que apresentam letras distintas diferem significativamente entre as UPAs

Fonte: Lucena (2022)

A área basal de indivíduos remanescentes diferiu significativamente entre as UPAS (Us) ($p = 0,0088$, conforme o teste Kruskal-Wallis). Os valores de p para os pares de comparações entre U3 x U2 e U3 x U8 foram $p = 0,0177$ e $p = 0,0413$, respectivamente. Os demais pares de comparações não foram significativos (APÊNDICE H). Apesar dessas diferenças significativas, os resultados sugerem que a área basal de remanescentes é um atributo ecossistêmico espacialmente variável na área de manejo e que não está relacionada ao acúmulo de precipitação pluviométrica após o corte.

A área basal de remanescentes não foi selecionada como uma variável preditora do incremento em área basal nas análises de regressão múltiplas preliminares. Geralmente, quando a área basal de remanescentes foi incluída, a qualidade do ajuste foi reduzida. Assim, parece claro que ela não é uma variável

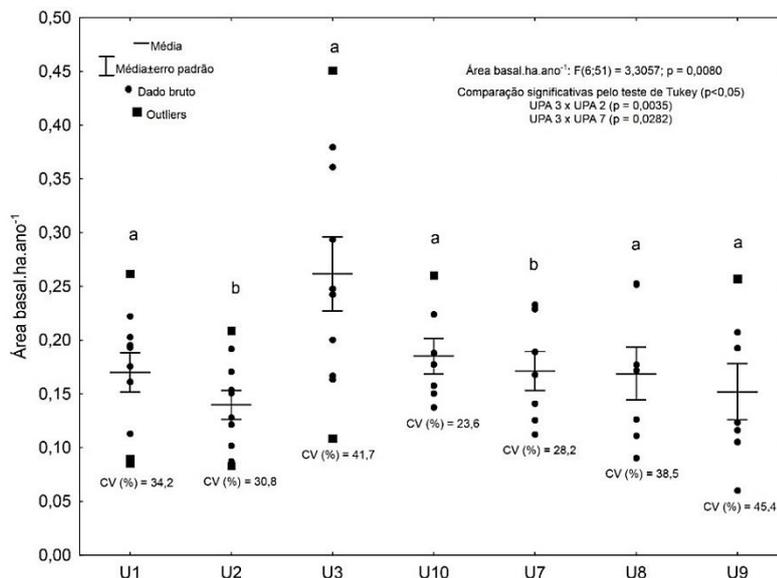
que possa limitar os padrões de recuperação da biomassa após o manejo madeireiro.

Essas afirmações se justificam porque o sucesso da brotação da talhadia simples depende, entre outros fatores, do estoque de cepas e raízes que permanecem saudáveis após a colheita, os quais podem não ser diretamente relacionados ao estoque do povoamento antes da colheita (PAREYN *et al.*, 2020) e que a brotação da talhadia simples não é favorecida ou restringida por diferentes níveis de área basal remanescente.

2.3.3 Área basal sem indivíduos remanescentes⁹

O incremento em área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$) diferiu significativamente ($p < 0,008$) entre as UPAs (U), variando de 0,14 na U2 até 0,26 $\text{m}^2 \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$ na U3. Em cada UPA, os incrementos também variaram consideravelmente, desde um coeficiente de variação (CV) mínimo de 23,6% na U10 até 45,4% na U9 (FIGURA 10).

Figura 10 – Valores brutos, médios, erro padrão do incremento em área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$) e comparação estatística entre unidades de produção anual (U1, U2, U3, U10, U7, U8, U9) pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)



* Médias que apresentam letras distintas diferem significativamente entre as UPAs

Fonte: Lucena (2022)

⁹ O Apêndice A contém os valores de área basal medidos em cada parcela, juntamente com os valores de biomassa lenhosa acima do solo e densidade de fustes por parcela.

Os incrementos em área basal tenderam a ser maiores naquelas UPAs (U) que possuíam maior quantidade acumulada de precipitação pluviométrica. A exceção foi a U2 que, mesmo tendo maior tempo de recuperação e maior volume de precipitação acumulada, tinha incremento em área basal significativamente inferior à U3 e semelhante às Us com menor quantidade de precipitação acumulada.

O fato de o incremento em área basal não estar totalmente alinhado ao aumento da precipitação acumulada e, conseqüentemente, à precipitação média anual, ocorre principalmente porque em uma escala local, e em paisagens associadas a intervenções antrópicas, a variação significativa da área basal/biomassa ocorre não somente como resultado do acúmulo de precipitação (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019; SOUZA *et al.*, 2019).

Por essa razão, nos próximos tópicos discutiremos as relações entre as medidas representativas de distúrbios antrópicos, atributos edáficos e da paisagem com o incremento em área basal, fornecendo informações iniciais para compreender os padrões de incremento em área basal após a talhadia simples em uma área de manejo madeireiro submetida à variação local de fatores ambientais e antrópicos.

2.3.4 Modelo estatístico selecionado

Nosso modelo linear, apesar de significativo, conseguiu explicar cerca de 22% da variação dos dados do incremento em área basal ($F= 6,45$; $p= 0,00082$). Apesar disso, constatamos que a variação do incremento em área basal foi melhor explicada pela profundidade do solo e pela altitude das parcelas. Entretanto, por seu efeito interativo, a distância das parcelas até a sede da fazenda aparece como uma variável mediadora dos efeitos da profundidade do solo (TABELA 3).

Tabela 3 – Análise de variância do modelo linear tendo como variável resposta o incremento em área basal ($m^2 \cdot ha \cdot ano^{-1}$)

Efeito	GL ^a	SS	MS	Valor-F	Valor-p
Intercepto	1	0,036833	0,036833	8,33813	0,005574
Profundidade do solo (cm)	1	0,038124	0,038124	8,63055	0,004852
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede (m)	1	0,078807	0,078807	17,84035	0,000093
Altitude (m)	1	0,019868	0,019868	4,49769	0,038549
Erro	54	0,238538	0,004417		
Total	57	0,324035			
Resumo da análise de variância do modelo	R ² ajustado	SS Modelo	MS modelo	Valor-F	Valor-p
	0,22	0,085497	0,028499	6,451595	0,000819

Fonte: Lucena (2022)

As variáveis retidas no modelo atenderam aos pressupostos da independência, pois não foi constatada colinearidade entre elas. Em geral, o fator de inflação de variância (VIF) das nossas preditoras foi menor que 4. Apenas uma variável apresentou $VIF > 4$, mas o teste não indicou grau de colinearidade significativo ($p= 0,000093$) (TABELA 4).

Tabela 4 – Valores do fator de inflação de variância das variáveis preditoras contínua retidas no modelo linear

Preditora contínua	VIF*	R ²	Valor-t	Valor-p
Profundidade do solo (cm)	3,073353	0,674622	-2,93778	0,004852
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede (m)	4,148305	0,758938	4,22378	0,000093
Altitude (m)	1,717161	0,417643	-2,12078	0,038549

Fonte: Lucena (2022)

Apesar da significância do ajuste do modelo, as variáveis preditoras tiveram uma fraca relação com a variável resposta. Efeitos negativos das variáveis preditoras foram constatadas no caso das variáveis profundidade do solo e da altitude. Por outro lado, o valor do parâmetro foi positivo para o caso da interação entre a profundidade do solo e a distância das parcelas até a da fazenda (TABELA 5).

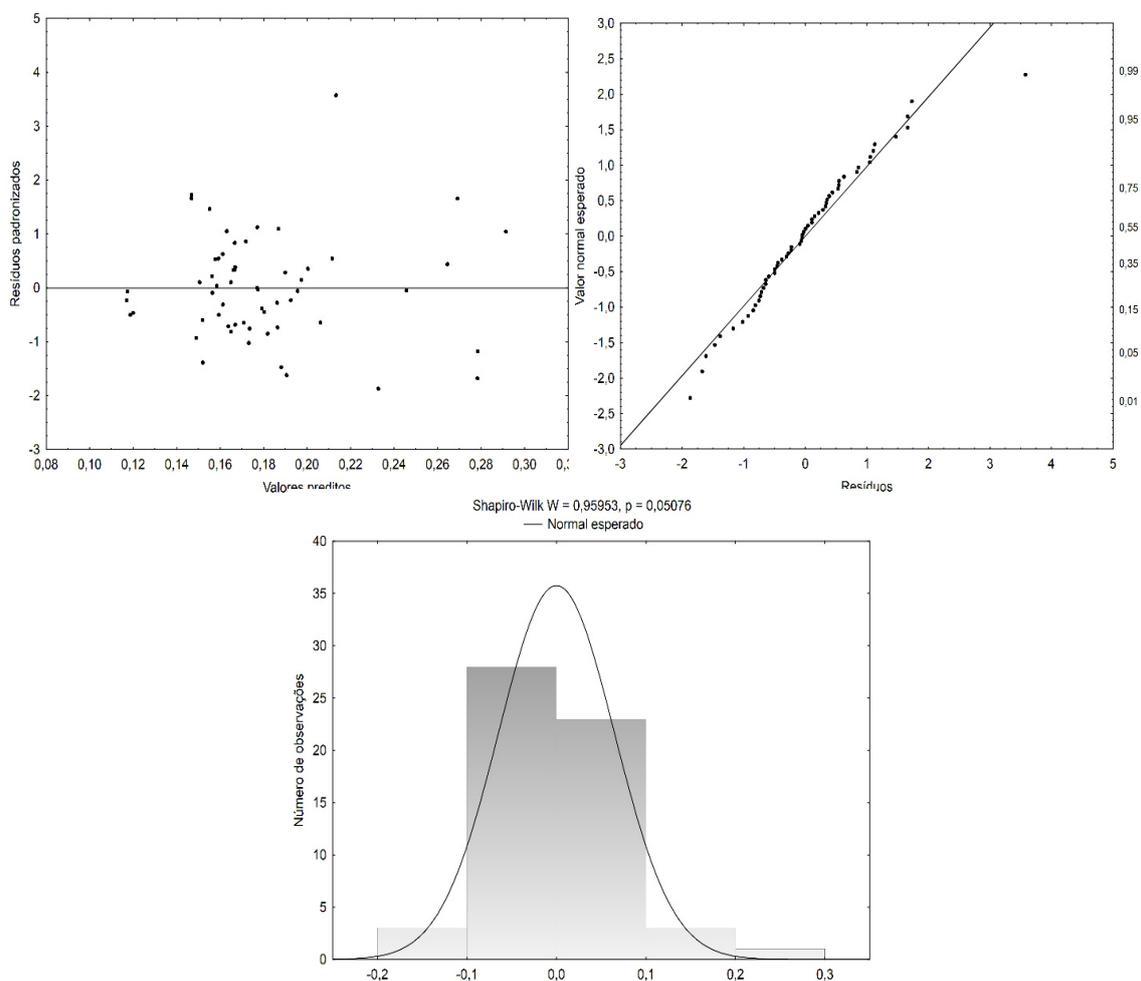
Tabela 5 – Valores dos parâmetros estimados pelo modelo linear, erro padrão, valores de t e p e intervalo de confiança para a estimativa dos parâmetros

Efeito	Parâmetro	Erro padrão	Valor-t	Valor-p	Interv. Conf. - 95%	Interv. Conf. - 95%
Intercepto	0,721920	0,250009	2,88758	0,005574	0,220683	1,223157
Profundidade do solo (cm)	-0,002729	0,000929	-2,93778	0,004852	-0,004592	-0,000867
Profundidade do solo (cm)*Distância até a sede (m)	0,000002	0,000000	4,22378	0,000093	0,000001	0,000003
Altitude (m)	-0,001134	0,000535	-2,12078	0,038549	-0,002206	-0,000062

Fonte: Lucena (2022)

Apesar de os resíduos produzidos pelo modelo terem, em alguns casos, se distanciado de uma curva normal esperada, o teste de Shapiro-Wilk evidenciou que os resíduos possuem distribuição normal ($p= 0,05$), o que sugere que o modelo está adequado aos pressupostos de normalidade (FIGURA 11).

Figura 11 – Distribuição dos resíduos em relação a uma curva normal esperada e teste de Shapiro-Wilk aplicado aos resíduos produzidos pelo modelo linear selecionado



Fonte: Lucena (2022)

2.3.4.1 Implicações das variáveis preditoras sobre o incremento em área basal

2.3.4.1.1 Altitude

Embora não tenha ocorrido um padrão de resposta inequivocamente claro, constatamos que o incremento em área basal respondeu negativamente ao aumento da altitude das parcelas (estimativa do parâmetro = -0,001134; $p = 0,038549$).

Estes resultados estão de acordo com outras pesquisas realizadas no Domínio da Caatinga que também constataram implicações negativas do efeito isolado da altitude sobre os estoques de biomassa da vegetação lenhosa (SCHULZ *et al.*, 2018, 2019). Schulz *et al.* (2018), por exemplo, registraram que, considerando a variação da altitude em escala local, os estoques de biomassa de árvores e arbustos foram negativa e significativamente relacionados com a altitude da

paisagem, apesar de ter ocorrido uma variação de pouco mais de 100 m entre as parcelas mais baixas e as com que maior altitude.

No nosso caso, embora tivéssemos esperado que solos mais profundos estivessem significativamente associados a parcelas localizadas em menor altitude, não conseguimos observar uma relação significativa quando produzimos um modelo linear.

Quanto ao papel negativo desempenhado pelo aumento da altitude das parcelas, pesquisas realizadas em ambientes semiáridos têm evidenciado que locais da paisagem situados em menores altitudes podem ter maior acesso à água subterrânea, especialmente porque os solos situados em menores altitudes podem estar localizadas nas proximidades de rios ou em áreas que têm um maior acesso à umidade que escoam lateralmente das partes mais elevadas do terreno (BALVANERA; QUIJAS; PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011; SCHULZ *et al.*, 2019).

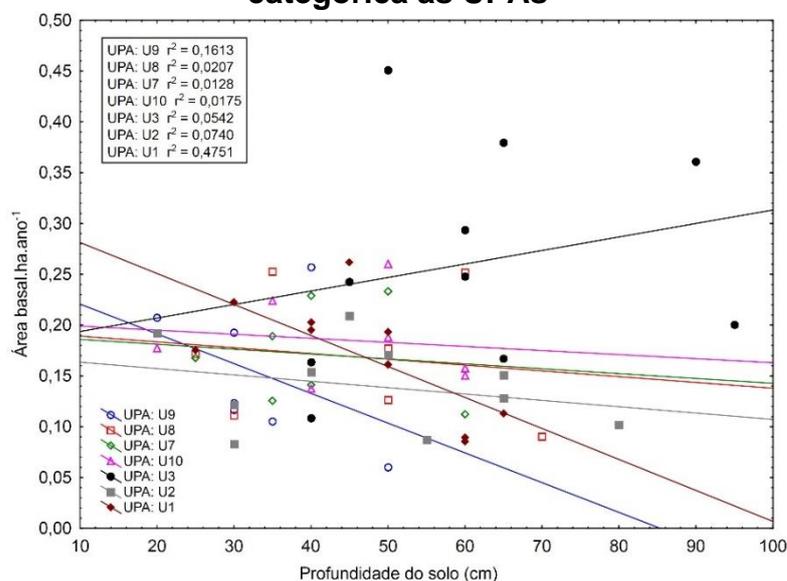
Outro argumento a favor do melhor desempenho das parcelas presentes em menores altitudes diz respeito ao fato de que a competição com tipos funcionais pode ser maior em maiores altitudes. Schulz *et al.* (2018) registrara uma relação positiva e significativa da biomassa de bromélias e cactos com a altitude da paisagem, podendo indicar que a competição imposta pela presença maciça destes indivíduos resulte em uma limitação ao crescimento de árvores e arbustos.

Além disso, a maior biomassa de cactos e bromélias presentes em maiores altitudes em uma escala local resulta da existência de condições menos propícias ao desenvolvimento de árvores e arbustos (e.g. menor disponibilidade hídrica do solo), o que permite a disseminação de outros tipos funcionais de plantas que são altamente adaptados a condições climáticas extremas (SCHULZ *et al.*, 2018).

2.3.4.1.2 Profundidade do solo e interação entre profundidade do solo e distância até a sede da fazenda

Semelhantemente à altitude, constatamos uma relação negativa entre o incremento em área basal e a profundidade dos solos (estimativa do parâmetro = -0,002729; $p= 0,004852$). Embora a relação não seja considerada forte, os níveis de incremento em área basal tenderam a ser menores em função do aumento da profundidade do solo. A exceção mais evidente a esse comportamento foram as parcelas localizadas na UPA 3 (FIGURA 12).

Figura 12 – Relação linear simples entre o incremento em área basal ($\text{m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$) em função da profundidade do solo, tendo como variável categórica as UPAs



Fonte: Lucena (2022)

Em princípio, estes resultados são contrários ao que era esperado e estão em desacordo com as informações presentes na literatura (PINHEIRO *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2018). Em escala local, a profundidade do solo é apontada como um fator responsável pela diferenciação fisionômica da vegetação lenhosa no Domínio da Caatinga. Por exemplo, a ocorrência de "Caatinga arbórea" foi associada positivamente com solos com profundidade total maior que 100 cm, localizados nas proximidades de riachos e vales. Por outro lado, "Caatingas arbustivas e sub-arbustivas" ocorriam preferencialmente em solos rasos e pedregosos nas partes mais elevadas da paisagem local (SILVEIRA *et al.*, 2018).

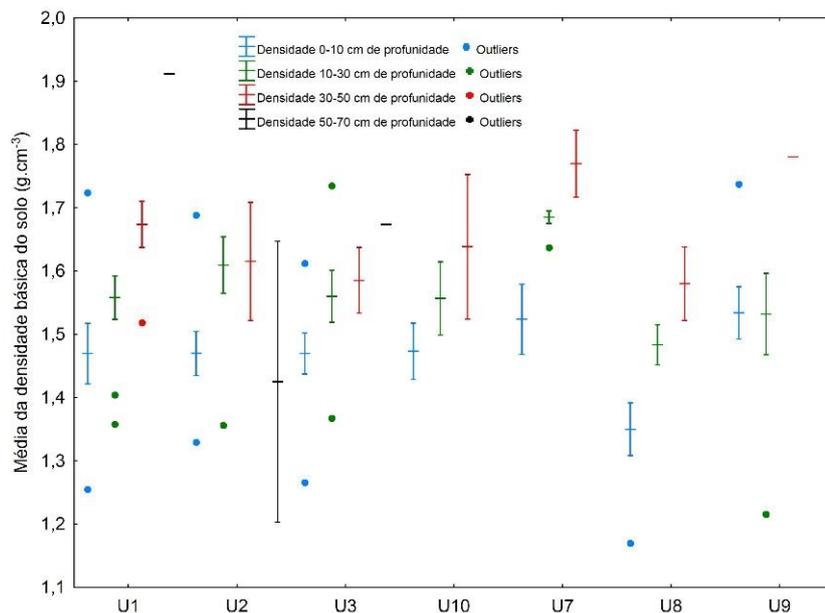
Por outro lado, é importante considerar que, além da profundidade do solo em si, condições edáficas propícias ao desenvolvimento vertical do sistema radicular parecem desempenhar um papel crucial para limitar um possível suprimento hídrico adicional originado de camadas edáficas mais profundas. A presença de camadas que impedem o desenvolvimento radicular podem influenciar as condições de suprimento hídrico do solo e condicionar os padrões de crescimento da vegetação lenhosa (COSTA *et al.*, 2014; ALBUQUERQUE *et al.*, 2015; ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019; QUEIROZ *et al.*, 2020).

Uma pesquisa que comparou os níveis de cobertura da vegetação lenhosa no Domínio da Caatinga revelou que, em uma mancha de solo onde o índice de área

foliar foi significativamente menor do que outras duas áreas com solos distintos, a presença de uma camada impeditiva localizada à profundidade do solo a 40 cm restringiu o crescimento vertical do sistema radicular. Além disso, uma composição granulométrica arenosa lhe conferia menor capacidade de retenção hídrica em relação às outras duas áreas estudadas (ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019)¹⁰.

No caso dos nossos dados, uma possível limitação ao desenvolvimento vertical do sistema radicular é consistente com o aumento da densidade básica média dos solos em função do acréscimo da profundidade (FIGURA 13). Resultados similares aos nossos foram registrados em outras pesquisas realizadas no Domínio da Caatinga, mesmo em classes de solos que tinham diferentes atributos físicos (VASQUES *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2020).

Figura 13 – Variabilidade da densidade básica média do solo (g.cm^{-3}) em cada unidade de produção anual (U) em diferentes faixas de profundidade dos solos (cm). Os bigodes superiores e inferiores representam uma vez o erro padrão da média e a linha central é a média



Fonte: Lucena (2022)

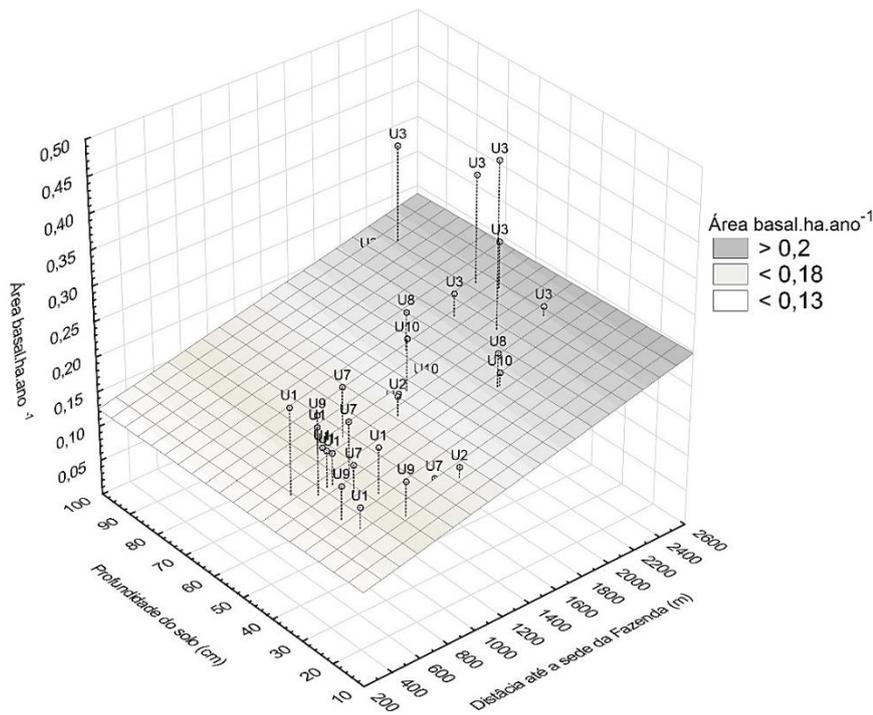
¹⁰ Na referida pesquisa, a precipitação anual total não mostrou grande influência sobre a variação do índice de área foliar (IAF) entre os anos. De fato, em 2014 (cuja precipitação global foi 34% abaixo da média histórica regional de 560 mm), há valores similares de IAF em comparação com 2015 e 2016, quando a precipitação totalizou 572 e 542 mm.ano^{-1} , respectivamente. Entretanto, houve diferença significativa entre a cobertura vegetal em função da mancha de solo onde ela se desenvolvia (ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019).

A densidade básica do solo é um atributo edáfico que tem relevante importância para o potencial de retenção hídrica dos solos, porque, geralmente, a porosidade edáfica é inversamente proporcional à densidade básica. Mesmo considerando a influência da composição granulométrica sobre a capacidade de retenção hídrica (ALMEIDA; CARVALHO; ARAÚJO, 2019), maiores valores de umidade volumétrica são esperados em camadas edáficas ou horizontes que têm menor densidade básica (QUEIROZ *et al.*, 2020).

Além da influência de atributos intrínsecos aos solos, maiores níveis de intensidade de atividades antrópicas podem resultar em uma excessiva compactação solo que, conseqüentemente, pode influenciar negativamente a capacidade de retenção hídrica (QUEIROZ *et al.*, 2020). Por exemplo, o pastejo em alta intensidade está associado à degradação do carbono orgânico das camadas superiores do solo, o que representa um aumento da compactação do solo e uma implicação negativa para a capacidade infiltração de água das chuvas (SCHULZ *et al.*, 2016).

Essas afirmações são condizentes com o efeito mediador que o indicativo de distúrbios antrópicos (representados pela preditora "distância até a sede da fazenda) teve sobre a profundidade do solo e, conseqüentemente, sobre as implicações que a profundidade teve sobre o incremento em área basal. Esta mediação foi representada pela interação positiva e significativa entre a profundidade do solo e a distância das parcelas até a sede da fazenda (estimativa do parâmetro= 0,000002; $p= 0,000093$). Por essa razão, é que, de uma forma geral, os maiores valores de incremento em área basal foram registrados nas parcelas localizadas a maiores distâncias da sede da fazenda, onde os solos são mais profundos (FIGURA 14).

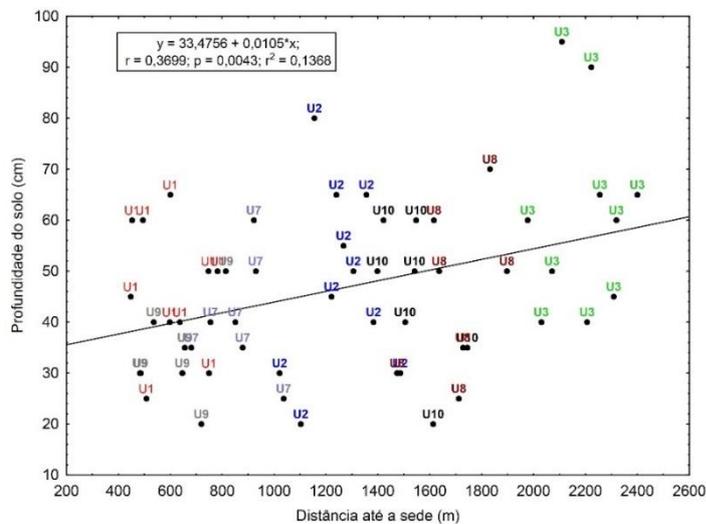
Figura 14 – Incremento em área basal ($\text{m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$) em função da profundidade dos solos (cm) e da distância das parcelas até a sede da fazenda (m)



Fonte: Lucena (2022)

Além disso, os nossos dados revelaram que solos menos profundos estão significativamente relacionados às parcelas que estavam mais próximas da sede da fazenda ($F = 8,88$; $p = 0,0042658$ – Apêndice J) (FIGURA 15).

Figura 15 – Regressão linear simples tendo como variável resposta a profundidade do solo (cm) e como variável explicativa a distância até a sede da fazenda (m)



Fonte: Lucena (2022)

O que argumentamos é que uma maior intensidade de atividades antrópicas em parcelas mais próximas da sede pode ter condicionado os menores níveis de incremento em área basal e interferiu no papel desempenhado pela profundidade do solo. Isto é plausível, pois a proximidade com residências e construções rurais, como currais, está diretamente associada a uma maior intensidade de usos antrópicos e de distúrbios antrópicos crônicos – CAD (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019). Em muitos casos, tem-se registrado que a proximidade com as residências está associada com a existência de comunidades menos diversas e mais uniformes, com presença de espécies dominantes que são resistentes aos distúrbios (RIBEIRO *et al.*, 2015).

No caso dos nossos resultados, a distância até a sede da fazenda além de representar uma dimensão espacial do uso dos recursos florestais, parece evidenciar o efeito temporal cumulativo da coleta contínua desses recursos em áreas mais próximas da sede da fazenda, em função da maior facilidade de acesso e da presença de solos mais planos em menores altitudes.

As maiores intensidades de usos antrópicos realizados nas proximidades das residências rurais no Domínio da Caatinga são um fato já conhecido, pois padrões de coleta de materiais lenhosos para usar como lenha, por exemplo, estão relacionados, principalmente, à facilidade de acesso (RAMOS *et al.*, 2008). O que se pode esperar desse regime de uso é a sobre-exploração das espécies preferidas, resultando em um declínio desses recursos em escala local (SÁ e SILVA *et al.*, 2009), o que tem implicações negativas sobre parâmetros estruturais e funcionais das populações e sobre a capacidade de regeneração a longo prazo (RIBEIRO *et al.*, 2015; SFAIR *et al.*, 2018).

Em áreas próximas a residências rurais, o efeito contínuo da remoção de porções da vegetação lenhosa e os efeitos deletérios simultâneos causados pelo pastejo, por exemplo, favorecem poucas espécies de plantas que se beneficiam e podem eventualmente proliferar em habitats cronicamente perturbados (RIBEIRO *et al.*, 2015; SCHULZ *et al.*, 2018). Isto é particularmente importante para espécies com propagação vegetativa e alta capacidade de rebrota, como *Croton sonderianus* Müll. Arg. e *Jatropha molissima* (Pohl) Baill, que se beneficiam deste tipo de regime de uso dos recursos florestais e formam populações quase monodominantes em alguns locais sujeitos a regimes severos de distúrbios antrópicos crônicos (RIBEIRO *et al.*, 2015).

Dessa forma, espécies adaptadas a distúrbios, mas menos úteis do ponto de vista do aproveitamento madeireiro e com menor produtividade, tendem a proliferar e causar declínio da biomassa da vegetação devido ao desenvolvimento de estratégias associadas à resistência a esses novos ambientes alterados e ao baixo investimento em acúmulo de biomassa da parte aérea, ou mesmo um maior investimento em acúmulo de biomassa nos sistemas radiculares como estratégia para a conservação dos recursos (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019; SANTANA; ENCINAS, 2016).

Embora tenhamos constatado que o aumento da profundidade do solo influenciou negativamente o incremento em área basal, as relações lineares não foram fortes. Provavelmente isto ocorreu porque as implicações de atividades antrópicas, representadas pela distância das parcelas até a sede da fazenda, podem ter perturbado os verdadeiros efeitos da profundidade do solo sobre o incremento em área basal.

Apesar de já ser conhecido que sistemas radiculares superficiais e lateralmente homogêneos não são um fato estranho à vegetação lenhosa do Domínio da Caatinga, em que aproximadamente 65% da biomassa de raízes pode estar localizada até a profundidade de 30 cm em algumas classes de solo (PINHEIRO; COSTA; DE ARAÚJO, 2013; COSTA *et al.*, 2014)¹¹, a absorção hídrica de camadas edáficas mais profundas também é registrada na literatura (PINHEIRO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2016; PINHEIRO; VAN LIER; BEZERRA, 2017; QUEIROZ *et al.*, 2020).

No Domínio da Caatinga, embora até 80% da demanda hídrica atmosférica (evaporação e transpiração) possa ser suprida pela absorção hídrica da umidade que está localizada em profundidades edáficas de 0-20 cm, a umidade situada em maiores profundidades pode ser uma fonte adicional de suprimento hídrico, especialmente após o final do período das chuvas quando a umidade superficial está indisponível (SANTOS; SILVA; MONTENEGRO, 2010; PINHEIRO *et al.*, 2016; PINHEIRO; VAN LIER; BEZERRA, 2017).

¹¹ Outra pesquisa evidenciou que até 90% da biomassa de raízes da vegetação lenhosa no Domínio da Caatinga pode estar situada até a camada de 40 de cm de profundidade em Luvissolos, Nossolos litólicos, planossolos. Contudo, em solos mais arenosos e mais profundos (neossolos quartzarênicos), de 40 a 50% da biomassa radicular pode ocorrer abaixo dos 40 cm de profundidade (COSTA *et al.*, 2014).

Um estudo realizado em uma área situada sob argissolos (Acrisols) contabilizou do ciclo hidrológico e constatou que, em anos com precipitação abaixo da média, a evapotranspiração foi maior que a precipitação em até 7%. A diferença foi atribuída à evapotranspiração da água armazenada no solo. O sistema radicular nesta área atingiu, em média, de 80 cm de profundidade e o conteúdo de água do solo nesta camada, na estação sem chuva, era de 20% (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Além disso, os maiores níveis de incremento em área basal das parcelas que estavam mais distantes da sede da fazenda podem ser atribuídos não somente à presença de solo mais profundos, mas também à existência de outros atributos edáficos que proporcionam maior capacidade de retenção hídrica, como uma composição granulométrica que permite aos solos reter maiores teores de umidade.

Ao compararem os parâmetros edáficos ponto de murcha permanente, capacidade de campo e umidade residual de três tipos de solos distintos (Argissolo vermelho-amarelo, Luvisolo hipocrômico e neossolo litólico), Costa *et al.* (2013) constataram que estes atributos variaram significativamente em função do solo, característica que foi apontada como a responsável pela variação fisionômica da vegetação lenhosa local. Enquanto o argissolo vermelho-amarelo possuía capacidade campo e de murcha permanente de, aproximadamente, 0,25 e 0,1 m³.m⁻³, no neossolo litólico, esses atributos eram de 0,1 e 0,05 m³.m⁻³, o que lhes proporcionava menor potencial de disponibilidade hídrica (COSTA *et al.*, 2013).

Os maiores potenciais de disponibilidade hídrica estão associados à presença de maiores quantidades de argila, dada sua maior área superficial e, conseqüentemente, sua maior capacidade de retenção de umidade (SANTOS; SILVA; MONTENEGRO, 2010; VASQUES *et al.*, 2016). Queiroz *et al.* (2020), em um estudo realizado no Domínio da Caatinga, constaram que os maiores valores de conteúdo volumétrico de água nas camadas mais profundas (0,35 a 0,55 m) estavam significativa associados ao maior teor de argila desta camada.

2.3.5 Implicações de pesquisa para o planejamento do manejo florestal madeireiro no Domínio da Caatinga

Os resultados apresentados indicam que o incremento em área basal e, conseqüentemente, a recuperação dos estoques lenhosos após a talhadia simples em áreas de manejo madeireiro, são condicionados pela variação local de

características da paisagem, que estão associadas principalmente à variação local dos atributos edáficos.

No caso da altitude, as evidências produzidas sugerem uma influência negativa do aumento da altitude, provavelmente, em função de os solos presentes em menores altitudes propiciarem melhor acesso à água subterrânea (SCHULZ *et al.*, 2018, 2019). Ainda argumentamos que a maior densidade média dos solos que estavam situados em maiores altitudes pode representar uma restrição ao crescimento vertical do sistema radicular e, portanto, limitar o potencial de absorção da umidade que eventualmente está retida em camadas edáficas mais profundas.

Por sua vez, as implicações que a variação local da profundidade dos solos teve sobre o incremento em área basal foram influenciadas pela distância das parcelas até a sede da fazenda. Isto é, a existência de um regime mais intenso de distúrbios antrópicos perturbou os efeitos positivos que a profundidade do solo conferiu ao incremento em área basal, como é mais perceptível quando comparamos as médias de produtividade das UPAs 3 e 10 com relação às UPAs 1 e 2 (Figuras 10 e 15).

Estas afirmações são consistentes com as evidências presentes na literatura produzida no Domínio da Caatinga, as quais relatam que regimes intensos de intervenções antrópicas interagem de forma complexa com fatores ambientais e condicionam a produtividade da biomassa lenhosa (SCHULZ *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2019). A redução da complexidade dos ecossistemas florestais promovida por usos antrópicos contínuos, que resultam em distúrbios antrópicos crônicos, contribui para a simplificação dos povoamentos e, muitas vezes, levam ao predomínio de espécies com traços associados a uma baixa produtividade de biomassa (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2019).

Ainda tratando-se dos efeitos de intervenções antrópicas, alguns comentários devem ser feitos a respeito da ausência dos efeitos do pastejo sobre o incremento em área basal. O primeiro detalhe a ser esclarecido é que a nossa metodologia pode não ter sido capaz de captar o efeito cumulativo do pastejo ao longo do tempo. Como coletamos somente as fezes dos animais domésticos, podemos ter subestimado a real intensidade da presença de gado doméstico, porque o peso de fezes parece ser uma medida momentânea da presença dos animais.

Apesar de a literatura afirmar que o peso de fezes de animais domésticos presentes na superfície do solo ser uma métrica altamente correlacionada com

outros indicativos do pastejo (SCHULZ *et al.*, 2018, 2019), a quantificação mais adequada da intensidade do pastejo de gado deve empregar métodos adicionais e complementares, tais como a contagem de galhos danificados pelos animais ou a medição de trilhas de pastejo no interior das parcelas (MARINHO *et al.*, 2016; SANTANA; ENCINAS, 2016).

Uma adequada contabilização dos efeitos de diferentes níveis de pastejo é necessária, porque a talhadia simples empregada pelo manejo madeireiro permite uma maior intensidade de consumo da rebrota da parte aérea das espécies lenhosas, o que impõe limitações à produtividade de biomassa (HARDESTY; BOX, 1988).

Uma pesquisa que estudou o pastejo em áreas de vegetação nativa no Domínio da Caatinga demonstrou que cabras, por exemplo, pastejam mais frequentemente em locais que previamente sofreram algum tipo de distúrbio antrópico e em áreas degradadas/abertas, preferindo forragear nas proximidades de residências ou currais (JAMELLI; BERNARD; MELO, 2021).

Outra pesquisa relatou um efeito negativo de altas intensidades de pastejo de cabras (até 55 animais/ha) sobre a rebrota de espécies lenhosas. Árvores e arbustos submetidos a talhadia simples e a dois períodos de pastejo intenso com intervalo de três meses produziram significativamente menos biomassa aérea do que indivíduos controle. Embora a resposta da biomassa foliar tenha sido mais resiliente, os resultados apontam para significativamente menor produção de biomassa do fuste dois anos após o início do experimento, até mesmo em espécies mais tolerantes ao pastejo. Um aspecto importante foi que a rebrota de espécies que não são normalmente pastejadas quando adultas foi consumida, resultando em aumento da mortalidade e menor produção de biomassa (HARDESTY; BOX, 1988).

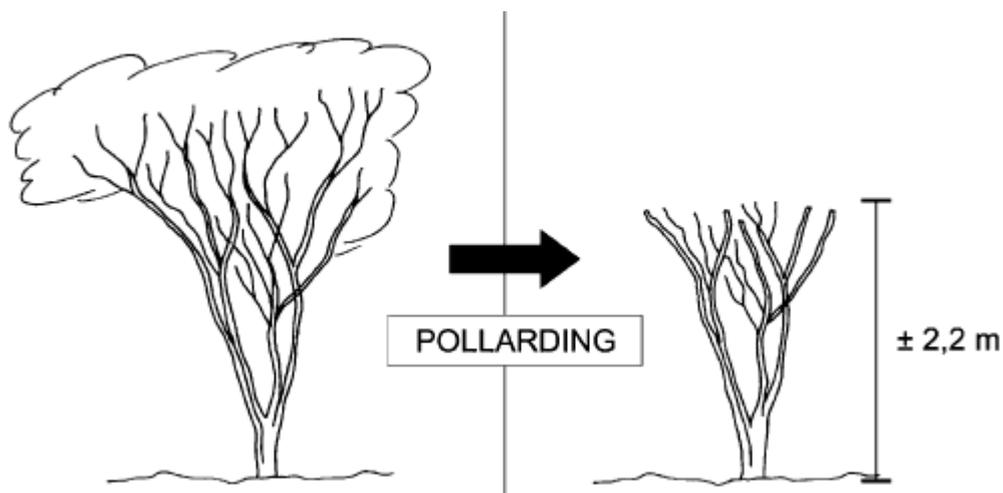
Estas informações têm consequências importantes para a regulação formal do manejo madeireiro e para a equalização das necessidades socioecológicas de outros bens florestais fornecidos pela vegetação lenhosa no Domínio da Caatinga, porque o uso pastoril das áreas submetidas ao manejo madeireiro não é minimamente regulamentado, embora seja amplamente reconhecido que o pastejo nesses locais seja uma prática recorrente pelos proprietários que tem um plano de manejo florestal licenciado (FAGGIN; BEHAGEL; ARTS, 2017; FAGGIN; BEHAGEL, 2018).

Esses resultados têm uma implicação importante para o planejamento do manejo madeireiro com vistas à produção duradoura e à manutenção dos

ecossistemas florestais, uma vez que se pode esperar que os níveis de recuperação e de produtividade sejam comprometidos em um regime de uso dos recursos florestais que associem o manejo madeireiro com subsequente pastejo ou distúrbios antrópicos crônicos. As alternativas para a resolução desses problemas envolvem a remodelação dos sistemas de manejo por meio de quatro alternativas que propomos, conforme os objetivos de manejo pretendidos.

A primeira delas visa assegurar a produção madeireira enquanto o pastejo de gado também é almejado. Este sistema seria executado realizando o corte da vegetação usando não a talhadia simples, mas um desbaste da parte aérea e do fuste a uma altura¹² em que a brotação não seja consumida por animais que pastejam livremente (“pollarding”, conforme descrevem FIGUEIRÔA *et al.*, 2006; MILLIKEN *et al.*, 2018) (FIGURA 16).

Figura 16 – Representação do sistema de corte pollarding



Fonte: Figueirôa *et al.* (2006)

Esta metodologia também promoveria uma melhoria da camada herbácea na estação chuvosa nos primeiros anos após a colheita madeireira, como resultado de uma maior luminosidade promovida pela abertura do dossel arbóreo-arbustivo. Além disso, a alimentação no período seco seria garantida pela serapilheira florestal disponibilizada na estação seca pelas árvores colhidas e que rebrotaram.

¹² No caso de cabras e ovelhas, o alcance máximo de pastejo é 1,6 m a partir do solo (PFISTER *et al.*, 1983) (PFISTER *et al.*, 1983).

Esta alternativa resultaria em uma necessária redução pontual da produção de biomassa lenhosa a cada ciclo de corte quando comparada a um sistema de talhadia simples, por exemplo, mas concorreria para a manutenção das condições de recuperação da floresta sem incorrer em uma potencial degradação promovida pelo pastejo e, provavelmente, um menor tempo de recuperação para a execução de um novo ciclo de corte.

Por outro lado, se a pecuária é uma prioridade do sistema de manejo, a segunda alternativa envolve uso da talhadia simples e o subsequente pastejo da área manejada, como usualmente é feito. As vantagens desse sistema incluem a maior disponibilidade de forragem herbácea na estação chuvosa e alguma quantidade de serapilheira florestal na estação seca nos anos logo após a produção madeireira, enquanto um maior volume de biomassa lenhosa é colhida na primeira rodada do ciclo de corte.

Entretanto, além de serem necessárias pesquisas para estabelecer as intensidades de pastejo que não resultem em uma degradação total do povoamento manejado para produção madeireira, os anos dos ciclos de corte teriam que incorporar a redução esperada da produtividade de biomassa lenhosa ao longo do tempo.

Uma terceira alternativa seria um sistema híbrido, com uma divisão espacial separando unidades anuais de produção para uso de sistemas que conjuguem talhadia simples e pastejo para produção de maiores quantidades pontuais de biomassa lenhosa e mais forragem (preferencialmente nas proximidades das sedes ou currais de fazendas com plano de manejo madeireiro licenciado), entretanto requerendo maior tempo de recuperação, juntamente com uma área de talhadia simples sem pastejo para ciclos de produção madeireira mais curtos.

Uma quarta alternativa é estabelecer um período de repouso após a talhadia simples para possibilitar que as rebrotas atinjam um porte em que o pastejo não cause danos à produtividade de biomassa ao longo do tempo. A Instrução Normativa nº 3/2001 (BRASIL, 2001), que regulou o manejo madeireiro do Domínio da Caatinga até o ano de 2009, estabelecia que deveria ser respeitado, além da capacidade suporte das áreas manejadas, um período de dois anos entre a execução da talhadia simples e a permissão para o pastejo de gado doméstico. A recente proposta de alteração da regulação formal do manejo florestal madeireiro sustentável voltou a prever o uso pastoril das áreas manejadas conforme a

capacidade de suporte preconizada por instituições de pesquisa e expressas no Anexo A da norma (CONAMA, 2021). Contudo, não há a previsão da necessidade do uso de qualquer técnica que vise preservar a regeneração das rebrotas das espécies lenhosas nos casos em que o pastejo do gado doméstico for realizado nas áreas de manejo madeireiro.

Por último, argumentos que além das vantagens proporcionadas por solos de maior profundidade e menor intensidade de distúrbios antrópicos (representados por uma menor distância das parcelas até a sede da fazenda), outros atributos edáficos podem ter proporcionado melhores condições produtivas às parcelas situadas nas UPAs 3 e 10.

Recomendamos que pesquisas futuras considerem a necessidade de quantificar atributos edáficos relacionados à capacidade de retenção hídrica e de potencial de disponibilidade hídrica dos solos e sua relação com a produtividade local da biomassa em áreas de manejo madeireiro após a talhadia simples.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A variação local de atributos edáficos e da paisagem influencia a recuperação da área basal após o corte, mas de uma forma diferente de algumas das hipóteses propostas:

Não houve qualquer efeito da declividade das parcelas sobre os padrões de recuperação da área basal.

Constatamos uma fraca relação negativa, mas significativa, desempenhada pelo aumento da altitude das parcelas.

A densidade média do solo não teve uma influência clara sobre o incremento em área. Porém, em função de algumas evidências, pode-se esperar também que solos mais adensados imponham limitações ao crescimento vertical do sistema radicular e reduzem a capacidade de retenção hídrica dos solos.

Não evidenciamos um efeito claro do pastejo de gado doméstico sobre o incremento em área basal. Entretanto, limitações na nossa metodologia podem ter subestimado a real intensidade de pastejo, dada a falta de métricas que representassem o histórico da presença do pastejo. Por essa razão, argumentamos em favor de um maior esforço de pesquisa pra contabilizar mais adequadamente este fator.

Parcelas presentes em solos mais profundos e com menor intensidade de distúrbios (representada pela menor distância delas até a sede da fazenda) tiveram significativamente maiores incrementos em área basal. Por essa razão, constatamos que, mesmo UPAs que tinham maior precipitação média (e acumulada) e maior tempo de recuperação, possuíam significativamente menores valores de incremento em área basal (como é o caso das UPAs 1 e 2 em relação às UPAs 3 e 10).

Isto evidencia que a simples contagem de tempo de recuperação após a talhadia simples não é um bom indicativo da recuperação dos estoques lenhosos, nem é adequado para fundamentar o ciclo de corte dos planos de manejo florestal e que os efeitos do regime local de precipitação pluviométrica depende da variação de atributos edáficos (e.g. profundidade dos solos) e do regime de distúrbios antrópicos presentes nas áreas de manejo madeireiro.

Além de uma já existente regionalização da produtividade de biomassa em função da precipitação pluviométrica, pesquisas futuras são necessárias para uma melhor quantificação da influência regional da variação de atributos edáficos relacionados à capacidade de retenção hídrica suas implicações sobre a produtividade sustentável de biomassa lenhosa do Domínio da Caatinga.

O suprimento sustentável das necessidades de biomassa energética a partir do manejo da vegetação nativa do Domínio da Caatinga e o atendimento simultâneo às formas de convivência socioecológica socialmente difundidas, especialmente o pastejo de gado doméstico, requer o remodelamento dos sistemas de manejo visando à implantação de práticas mais sustentáveis que propiciem a perpetuidade dos povoamentos florestais, especialmente protegendo as rebrotas de serem consumidas pelos animais.

A regulação formal do manejo florestal madeireiro do Domínio da Caatinga necessita incorporar estas e outras informações estabelecidas na literatura acadêmica para garantir maiores níveis de sustentabilidade, a perpetuidade da integridade dos povoamentos florestais e o fornecimentos de bens e serviços não madeireiros.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, E. R. G. M. et al. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 116, p. 82–88, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.02.003>
- ALMEIDA, C. L.; CARVALHO, T. R. A.; ARAÚJO, J. C. Leaf area index of Caatinga biome and its relationship with hydrological and spectral variables. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 279, n. August, p. 107705, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107705>
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Sistema Nacional sobre Recursos Hídricos (SNIRH): **Portal HidroWeb**. [S. l.], 2020. Disponível em: <https://portal.insa.gov.br/images/acervo-livros/Climatologia do Estado da Paraiba editora.pdf>. Acesso em: 7 set. 2020.
- BALVANERA, P.; QUIJAS, S.; PÉREZ-JIMÉNEZ, A. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. **Biotropica**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 414–422, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00712.x>
- BARBOSA, H. A.; LAKSHMI KUMAR, T. V. Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 124, p. 377–387, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.015>
- BICHEL, A.; TELLES, T. S. Spatial dynamics of firewood and charcoal production in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 313, p. 127714, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127714>. Acesso em: 21 jul. 2021.
- BRASIL; IBAMA. **Instrução Normativa nº 3, de 4 de maio de 2001**. Brasil: Brasília: Diário Oficial da União. Disponível em: http://www.mp.go.gov.br/nat_sucroalcooleiro/Documentos/legislacao/Geral/florestas/flo6.pdf. 2001
- CASTANHO, A. D. A. et al. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 92, n. 1, p. 1–18, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>
- COELHO JUNIOR, L. M. et al. Spatial distribution of firewood production in Northeastern Brazil (1994-2013). **Revista Árvore**, [s. l.], v. 42, n. 4, p. 420402, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000400002>. Acesso em: 22 jul. 2021.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Minuta de Resolução CONAMA para o Manejo Florestal Sustentável da Caatinga**. 2021. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2021/ibama-abre-consulta-publica-para-criacao-de-resolucao-conama-sobre-201cmanejo-florestal-sustentavel-no-bioma-caatinga201d/20211029Sei_Ibama_10977124Minuta_de_Resolucao_Conama.pdf. Acesso em: 18 jan. 2022.

- COSTA, T. L. et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 378, n. 1–2, p. 113–123, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>
- FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H. Institutional bricolage of sustainable forest management implementation in rural settlements in Caatinga biome, Brazil. **International Journal of the Commons**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 275–299, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18352/ijc.872>
- FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H.; ARTS, B. Sustainable Forest Management and Social-Ecological Systems: An Institutional Analysis of Caatinga, Brazil. **Forests**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 454, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8110454>
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- 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**, [s. l.], v. 229, n. 1–3, p. 294–303, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>
- FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D. **Climatologia do Estado da Paraíba**. 1ª Edição. Campina Grande: EDUFPG, 2017. E-book.
- GARIGLIO, M. A.. Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na Caatinga. In: APNE, Associação Plantas do Nordeste (org.). **Estatística Florestal da Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2015. p. 142. E-book.
- GOMES, C. A. C. et al. Spatial behaviour of soil moisture in the root zone of the Caatinga biome. **Revista Ciência Agronômica**, [s. l.], v. 44, n. 4, p. 685–694, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/NZ34QTLZ48LX49Kmhphwhf4G/?lang=en>
- GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Reimpressão. São Paulo: ArtMed, 2011.
- HARDESTY, L. H.; BOX, T. W. Defoliation Impacts on Coppicing Browse Species in Northeast Brazil. **Journal of Range Management**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 66, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3898793>
- INSA - INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO. **Sistema de Gestão da Informação e do Conhecimento do Semiárido Brasileiro**. [S. l.], 2020. Disponível em: <http://sigsab.insa.gov.br/acervoDigital>. Acesso em: 8 set. 2020.
- JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. L. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 190, p. 104532, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>
- LUCENA, M. S. Variação local de fatores ambientais e de uso antrópico: influência sobre a recuperação da biomassa lenhosa em área de manejo florestal madeireiro no domínio da caatinga. In: LUCENA, M. S **MANEJO FLORESTAL NO DOMÍNIO DA CAATINGA: CAMINHOS E CONHECIMENTOS PARA A SUSTENTABILIDADE**. 2022. 161 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2022. p. 99-138

- MAIA, V. A. et al. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 474, n. June, p. 118348, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>
- MARINHO, F. P. et al. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 132, n. 4, p. 26–33, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>
- MILLIKEN, W. et al. Impact of management regime and frequency on the survival and productivity of four native tree species used for fuelwood and charcoal in the caatinga of northeast Brazil. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 116, p. 18–25, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.05.010>
- PAREYN, F. G. C. et al. What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest? **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 284, n. December 2019, p. 107906, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107906>
- PFISTER, J. A et al. Rangelands and Small Ruminant Production in Ceara' State, Northeastern Brazil. **Rangelands**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 72–76, 1983. Disponível em: https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAS111.pdf
- PINHEIRO, E. A. R.; COSTA, C. A.G.; ARAÚJO, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 89, p. 1–4, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.003>
- PINHEIRO, E. A. R et al. Importance of soil-water to the Caatinga biome, Brazil. **Ecohydrology**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 1313–1327, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1728>
- PINHEIRO, E. A. R.; VAN LIER, Q. J.; BEZERRA, A. H. F. Hydrology of a water-limited forest under climate change scenarios: The case of the Caatinga biome, Brazil. **Forests**, [s. l.], v. 8, n. 3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8030062>
- PINHO, B. X. et al. Plant functional assembly is mediated by rainfall and soil conditions in a seasonally dry tropical forest. **Basic and Applied Ecology**, [s. l.], v. 40, p. 1–11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.08.002>
- PRADO-JUNIOR, J. A. et al. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 104, n. 3, p. 817–827, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12543>
- QUEIROZ, J. A. et al. Análise da Estrutura Fitossociológica da Serra do Monte, Boqueirão, Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 251–259, 2006. Disponível em: <http://joaootavio.com.br/bioterra/workspace/uploads/artigos/serradomonte-5181a7791c1f5.pdf>. Acesso em: 8 set. 2020.
- QUEIROZ, L. P. et al. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 23–63. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2

- QUEIROZ, M. G. et al. Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semi-arid region of Brazil. **Catena**, [s. l.], v. 188, n. December 2019, p. 104457, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104457>
- RAMOS, M. A. et al. Use and knowledge of fuelwood in an area of Caatinga vegetation in NE Brazil. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 32, n. 6, p. 510–517, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.015>
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 107, n. 5, p. 2291–2302, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13177>
- RITO, K. F. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>
- RMFC – Rede de Manejo Florestal da Caatinga. **Protocolo de Medições de Parcelas Permanente**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2005.
- SÁ E SILVA, I. M. M. et al. Use and knowledge of fuelwood in three rural caatinga (dryland) communities in NE Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 833–851, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9146-3>
- SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 19, n. 4, p. 935–943, 2005.
- SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Dendrophysiological plant strategies of *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz after wood herbivory in semiarid region of Paraíba-Brazil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 179–186, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v38i2.29089>
- SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal variability of soil water content under different surface conditions in the semiarid region of the Pernambuco state. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 1733–1741, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000500025>
- SCHULZ, C. et al. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 136, p. 54–74, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.10.004>
- SCHULZ, K. et al. Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 18, n. 7, p. 1969–1981, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1303-0>

SCHULZ, K. et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 367, p. 62–70, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>

SCHULZ, K. et al. Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 348–359, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12434>

SFAIR, J. C. et al. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 13, n. 2, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f5e>

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1–22, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130>

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 567–575, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000300017>

SILVEIRA, H. L. F. et al. Use of MSI/Sentinel-2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 73, n. May, p. 179–190, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>

SOUZA, B. I. S. ; SOUZA, R. S. Processo de ocupação dos Cariris Velhos – PB e efeitos na cobertura vegetal: contribuição à Biogeografia Cultural do semiárido. **Caderno de Geografia**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 229–258, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2016v26 nesp2p229>

SOUZA, D. G. et al. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 435, n. July 2018, p. 57–65, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>

SOUZA, R. et al. Vegetation response to rainfall seasonality and interannual variability in tropical dry forests. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 30, n. 20, p. 3583–3595, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.10953>

USGS. USGS EROS Archive - **Digital Elevation - Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global**. [S. l.], 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5066/F7PR7TFT>. Acesso em: 8 set. 2020.

VAN LIER, Q. J. Disponibilidade de água às plantas. In: VAN LIER, Quirijn de Jong (org.). **Física do solo**. 1ª Ediçãoed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019. p. 283–297.

VASQUES, G. M. et al. Mapping soil carbon, particle-size fractions, and water retention in tropical dry forest in Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [s. l.], v. 51, n. 9, p. 1371–1385, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900036>

YOO, Wonsuk et al. A Study of Effects of MultiCollinearity in the Multivariable Analysis. **Int J Appl Sci Technol**. [S. l.: s. n.], 2014. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25664257/>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo sustentável da vegetação lenhosa do Domínio da Caatinga não deve ser apenas compreendido a partir de uma concepção usual do conceito de MFS. Ou seja, uma abordagem tradicional que enfatiza a produção madeireira como objetivo principal não abrange a complexidade socioecológica local, nem contém os caminhos alternativos para a sustentabilidade da vegetação nativa e do manejo florestal.

O que argumentamos é que, apesar de o discurso sobre o MFS bioenergético ser hegemônico, outros discursos sobre o manejo sustentável da vegetação fornecem elementos teóricos e conhecimentos técnicos que também tem como objetivo propor caminhos para a sustentabilidade.

A proposição destes caminhos alternativos para o MFS varia, principalmente, em função da compreensão específica que os autores dos respectivos discursos têm do sistema socioecológico, de tal modo que as concepções sobre os aspectos ambientais e sociais do MFS são abordadas de formas distintas. Além disso, a construção das narrativas discursivas é baseada também nos objetivos que cada discurso propõe justificar e na incorporação de diferentes discursos florestais globais que podem reforçar os potenciais de sustentabilidade que cada uma das propostas abriga.

Um aspecto importante que suscita a realização de pesquisas futuras é que é provável a existência de um desalinhamento entre os objetivos propostos por estes caminhos alternativos para a sustentabilidade e os resultados práticos de sua implantação. Ou seja, muitos elementos discursivos carecem de validação empírica.

Outros importantes resultados apresentados no capítulo 2 evidenciam que a variação local de fatores ambientais e de uso das áreas de manejo madeireiro tem influência sobre a produtividade futura da floresta.

Nossos resultados que, considerando uma escala local, parcelas situadas em solos mais profundos e sujeitas a um menor nível de antropismo terão melhores condições de recuperação da biomassa lenhosa.

Entretanto, sugerimos que pesquisas futuras avaliem melhor qual a importância que variação local de atributos edáficos relacionados à capacidade de retenção hídrica têm sobre a produtividade e os níveis de recuperação da biomassa lenhosa após o corte.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* People and Natural Resources in the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 303–333. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_11
- ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. D. H. C. Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 273–285, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000300004>
- ALMEIDA, C. L.; CARVALHO, T. R. A.; ARAÚJO, J. C. Leaf area index of Caatinga biome and its relationship with hydrological and spectral variables. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 279, n. August, p. 107705, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107705>
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2013.
- ARTS, B. *et al.* Discourses, actors and instruments in international forest governance. *In*: RAYNER, J.; BUCK, A.; KATILA, P. (org.). **Embracing complexity: Meeting the challenges of international forest governance. A global assessment report**. Vienna: International Union of Forest Research Organizations (, 2010. p. 57–74. *E-book*.
- ARTS, B.; BUIZER, M. Forests, discourses, institutions: A discursive-institutional analysis of global forest governance. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 11, n. 5–6, p. 340–347, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2008.10.004>
- BAKER, S. Sustainable development as symbolic commitment: Declaratory politics and the seductive appeal of ecological modernisation in the European Union. **Environmental Politics**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 297–317, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09644010701211874>
- BALVANERA, P.; QUIJAS, S.; PÉREZ-JIMÉNEZ, A. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. **Biotropica**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 414–422, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00712.x>
- BARBOSA, H. A.; LAKSHMI KUMAR, T. V. Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 124, p. 377–387, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.015>
- BRAGAGNOLO, C. *et al.* Cultural Services in the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 335–355. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_12
- BUSCHBACHER, R. A Teoria da Resiliência e os Sistemas Socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, [s. l.], v. 09, n. 2003, p. 11–24, 2014. Disponível em:

http://www.resilience2014.org/%0Ahttp://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/boletim_regional/141211_bru_9_web_cap3.pdf

CÂMARA, J. B. D. Governança ambiental no Brasil: ecos do passado. **Revista de Sociologia e Política**, [s. l.], v. 21, n. 46, p. 125–146, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-44782013000200008>

CASTANHO, A. D. A. *et al.* A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 92, n. 1, p. 1–18, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>

CASTELO, T. B. Legislação florestal brasileira e políticas do governo de combate ao desmatamento na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 18, n. 4, p. 221–242, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC1216V1842015>

CHAZDON, R. L. Legados humanos antigos em paisagens de florestas tropicais. *In*: CHAZDON, R. L. (org.). **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. Sao Paulo: Oficina de Textos, 2016. p. 27–48.

CNIP - CENTRO NORDESTINO DE INFORMAÇÕES SOBRE PLANTAS. **Planos de manejo florestal sustentado na Caatinga**. [S. l.], 2018. Disponível em: http://www.cnip.org.br/planos_manejo.html/. Acesso em: 11 jul. 2019.

COSTA, T. L. *et al.* Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 378, n. 1–2, p. 113–123, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>

DAVENPORT, R. B. *et al.* Adaptive Forest Governance in Northwestern Mato Grosso, Brazil: Pilot project outcomes across agrarian reform landscapes. **Environmental Policy and Governance**, [s. l.], v. 27, n. 5, p. 453–471, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eet.1772>

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H. Translating Sustainable Forest Management from the global to the domestic sphere: The case of Brazil. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 85, n. January, p. 22–31, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.012>

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H.; ARTS, B. Sustainable Forest Management and Social-Ecological Systems: An Institutional Analysis of Caatinga, Brazil. **Forests**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 454, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8110454>

FAGGIN, J. M.; BEHAGEL, J. H. Institutional bricolage of sustainable forest management implementation in rural settlements in Caatinga biome, Brazil. **International Journal of the Commons**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 275–299, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18352/ijc.872>

FARIAS, S. G. G. *et al.* Fisionomia e estrutura de vegetação de Caatinga em diferentes ambientes em Serra Talhada - Pernambuco. **Ciencia Florestal**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 435–448, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509822745>

FARRICK, K. K.; BRANFIREUN, B. A. Infiltration and soil water dynamics in a tropical dry forest: it may be dry but definitely not arid. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 28, n. 14, p. 4377–4387, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.10177>

FOLADORI, G.; TOMMASINO, H. El concepto de desarrollo sustentable treinta años

después. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 1, p. 41–56, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/dma.v1i0.3056>

GARIGLIO, M. A. Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na Caatinga. *In*: Associação Plantas do Nordeste - APNE (org.). **Estatística Florestal da Caatinga**. 2. ed. Recife: APNE, 2015. p. 6–17.

GOMES, C. A. C. *et al.* Spatial behaviour of soil moisture in the root zone of the Caatinga biome. **Revista Ciência Agronômica**, [s. l.], v. 44, n. 4, p. 685–694, 2013. Disponível em: www.ccarevista.ufc.br

GUIMARÃES, P. P. *et al.* Produtos florestais não madeireiros do nordeste brasileiro: carnaúba. **Nativa**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 213–218, 2018. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/4732/4645>

HAHN, W. A.; KNOKE, T. Sustainable development and sustainable forestry: analogies, differences, and the role of flexibility. **European Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 129, n. 5, p. 787–801, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0385-0>

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geociências: pedologia**. [S. l.], 2006. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/brasil_5000_mil. Acesso em: 17 ago. 2018.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Variáveis ambientais para modelagem ambiental e distribuição de espécies**. [S. l.], 2000. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>. Acesso em: 16 out. 2020.

ITTO - THE INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION; IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Guidelines for the conservation and sustainable use of biodiversity of tropical timber production forests**. ITTO Policed. Yokohama: ITTO/IUCN, 2009. *E-book*.

KIRMSE, R. D.; PROVENZA, F. D.; MALECHEK, J. C. Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 429–441, 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00047177>

KRÖGER, M.; RAITIO, K. Finnish forest policy in the era of bioeconomy: A pathway to sustainability? **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 77, p. 6–15, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.12.003>

KUPERS, S. J. *et al.* Growth responses to soil water potential indirectly shape local species distributions of tropical forest seedlings. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 107, n. 2, p. 860–874, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13096>

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 74, n. 11, p. 1363–1373, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.009>

LIMA, R. P. *et al.* Aporte e Decomposição da Serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 42–49, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.062013>

LINDAHL, K. B.; SANDSTRÖM, C.; STÉNS, A. Alternative pathways to sustainability? Comparing forest governance models. **Forest Policy and**

Economics, [s. l.], v. 77, p. 69–78, 2017. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.10.008>

LUCENA, R. F. P. *et al.* Uso de recursos vegetais da Caatinga em uma comunidade rural no Curimataú Paraibano (nordeste do Brasil). **Polibotánica**, [s. l.], n. 34, p. 237–258, 2012.

LUCENA, M. S.; ALVES, A. R.; BAKKE, I. A. Litter and nutrient deposition in semi-arid ecosystem of Brazil (Caatinga) under silvicultural systems. **Madera y Bosques**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 1–16, 2019. Disponível em:
<https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511597>

LUCENA, M. S. **Manejo florestal no Domínio da Caatinga: caminhos e conhecimentos para a sustentabilidade**. 2022. 161 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2022.

MACDICKEN, K. G. *et al.* Global progress toward sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 352, p. 47–56, 2015. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.005>

MAIA, V. A. *et al.* Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 474, n. June, p. 118348, 2020. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>

MARINHO, F. P. *et al.* Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 132, n. 4, p. 26–33, 2016. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>

MARQUES, A. R. *et al.* Water governance in Vale do Paraíba Paulista: network of actors and socioecological systems. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 23, p. 2–24, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190139r1vu2020l2de>

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 41–65, 2006. Disponível em:
www.scielo.br/pdf/asoc/v9n1/a03v9n1.pdf

MENDES, K. R. *et al.* Seasonal variation in net ecosystem CO₂ exchange of a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1–16, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66415-w>

MENEZES, R. *et al.* Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 72, n. 3 suppl, p. 643–653, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Dados geográficos**. [S. l.], 2006. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acesso em: 9 out. 2020.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 24, n. 19, p. 2705–2723, 2010. Disponível em:
<https://doi.org/10.1002/hyp.7825>

MORO, M. F. *et al.* A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **The Botanical Review**, [s. l.], v. 82, n. 2, p. 91–148, 2016.

Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

MORO, M. F. *et al.* The role of edaphic environment and climate in structuring phylogenetic pattern in seasonally dry tropical plant communities. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 1–18, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119166>

MOURA, A. M. M. de. A trajetória da política ambiental federal no Brasil. *In*: MOURA, A. M. M. de (org.). **Governança Ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. Brasília: IPEA, 2016. p. 13–44. *E-book*.

MOURA, P. M. *et al.* Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 105, n. 1, p. 25–38, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>

NASI, R.; FROST, P. G. H. Sustainable Forest Management in the Tropics: Is Everything in Order but the Patient Still Dying? **Ecology and Society**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. art40, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.5751/ES-03283-140240>

OSTROM, E. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. **Science**, [s. l.], v. 325, n. 5939, p. 419–422, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1172133>

PACHECO, J. D. S.; AZEVEDO-RAMOS, C. D. B. The legal framework of timber forest management and the autonomy of the traditional populations in Amazon protected areas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 50, p. 192–215, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/dma.v50i0.59795>

PARADELLA, W. R.; VITORELLO, I. Geobotanical and soil spectral investigation for rock discrimination in the “caatinga” environment (Brazil) based on multitemporal remote sensing data. **Canadian Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 52–59, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07038992.1995.10874596>

PAREYN, F. G. C. A importância da produção não-madeireira na Caatinga. *In*: GARIGLIO, M. A. *et al.* (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 131–139. *E-book*.

PAREYN, F. G. C. *et al.* What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest? **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 284, n. December 2019, p. 107906, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107906>

PETTA, R. A. *et al.* Evaluation of Desertification Processes in Seridó Region (NE Brazil). **International Journal of Geosciences**, [s. l.], v. 04, n. 05, p. 12–17, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/ijg.2013.45b003>

PFISTER, J. A. *et al.* Rangelands and Small Ruminant Production in Ceara’ State, Northeastern Brazil. **Rangelands**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 72–76, 1983. Disponível em: https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAS111.pdf

PINHEIRO, E. A. R.; COSTA, C. A. G.; ARAÚJO, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 89, p. 1–4, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.003>

PINHEIRO, E. A. R. *et al.* Importance of soil-water to the Caatinga biome, Brazil. **Ecohydrology**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 1313–1327, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1728>

- PINHEIRO, F. M.; NAIR, P. K. R. Silvopasture in the caatinga biome of Brazil: A review of its ecology, management, and development opportunities. **Forest Systems**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 1–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5424/fs/2018271-12267>
- PINHO, B. X. *et al.* Plant functional assembly is mediated by rainfall and soil conditions in a seasonally dry tropical forest. **Basic and Applied Ecology**, [s. l.], v. 40, p. 1–11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.08.002>
- PÜLZL, H.; KLEINSCHMIT, D.; ARTS, B. Bioeconomy - an emerging meta-discourse affecting forest discourses? **Scandinavian Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 29, n. 4, p. 386–393, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02827581.2014.920044>
- QUEIROZ, L. P. *et al.* Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 23–63. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2
- QUEIROZ, M. G. *et al.* Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semi-arid region of Brazil. **Catena**, [s. l.], v. 188, n. December 2019, p. 104457, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104457>
- RAMOS, M. A. *et al.* Use and knowledge of fuelwood in an area of Caatinga vegetation in NE Brazil. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 32, n. 6, p. 510–517, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.015>
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 107, n. 5, p. 2291–2302, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13177>
- RIEGELHAUPT, E. M. *et al.* **Biomassa para energia no Nordeste: atualidade e perspectivas**. 1ªed. Recife: APNE - Associação Plantas do Nordeste, 2017.
- RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C. A questão energética. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (org.). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 65–77.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>
- ROCHA, P. L. B.; QUEIROZ, L. P.; PIRANI, J. R. Plant species and habitat structure in a sand dune field in the Brazilian Caatinga: a homogeneous habitat harbouring an endemic biota. **Brasil. Bot**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 739–755, 2004.
- ROMEIRO, A. R. Economia ou economia política da sustentabilidade? **Economia**, [s. l.], n. 102, 2001.
- SÁ E SILVA, I. M. M. *et al.* Use and knowledge of fuelwood in three rural caatinga

(dryland) communities in NE Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 833–851, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9146-3>

SABOGAL, C.; CASAZA, J. **Casos ejemplares de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe**. Santiago: ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA, 2010. *E-book*.

SANTANA, O. A. Resistência social na Caatinga árida: a narrativa de quem ficou no colapso ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 38, p. 419–438, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/dma.v38i0.43574>

SANTIAGO, L. S. *et al.* Drought Survival Strategies of Tropical Trees. *In*: GOLDSTEIN, G.; SANTIAGO, L. S. (org.) **Tree Physiology**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 243–258. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5_11

SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal variability of soil water content under different surface conditions in the semiarid region of the Pernambuco state. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 1733–1741, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000500025>

SANTOS, D. M. *et al.* Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in north-eastern Brazil? **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 208, n. 7, p. 445–452, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2013.07.006>

SANTOS, M. G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 83–99, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>

SANTOS, J. C. N. *et al.* Effect of dry spells and soil cracking on runoff generation in a semiarid micro watershed under land use change. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 541, p. 1057–1066, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.016>

SCHMITHÜSEN, F. Three hundred years of applied sustainability in forestry. **Unasylva** **240**, [s. l.], v. 64, p. 3–11, 2013. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i3364e/i3364e.pdf>

SCHULZ, C. *et al.* Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **Journal of Arid Environments**, [s. l.], v. 136, p. 54–74, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.10.004>

SCHULZ, K. *et al.* Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 348–359, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12434>

SFAIR, J. C. *et al.* Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 13, n. 2, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f5e>

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PLoS**

ONE, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1–22, 2018. Disponível em:
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130>

SILVEIRA, H. L. F. *et al.* Use of MSI/Sentinel-2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 73, n. May, p. 179–190, 2018. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>

SOUZA, C. R. *et al.* Small-scale edaphic heterogeneity as a floristic–structural complexity driver in Seasonally Dry Tropical Forests tree communities. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 2347–2357, 2020. Disponível em:
<https://doi.org/10.1007/s11676-019-01013-9>

SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 435, n. July 2018, p. 57–65, 2019. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>

SOUZA, R. *et al.* Vegetation response to rainfall seasonality and interannual variability in tropical dry forests. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 30, n. 20, p. 3583–3595, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.10953>

VASCONCELOS, S. A. O definimento do “mundo rural tradicional” da região do Seridó na transição para o período da globalização. **Okara**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 495–508, 2015. Disponível em:
www.periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/okara/article/view/25851

APÊNDICE A – Dominância, biomassa lenhosa seca da parte aérea, incremento anual em dominância e densidade de fustes medidas nas parcelas em cada unidade produção anual, acompanhado de parâmetros da estatística descritiva

UPA1 17 anos P.C*.; 16 anos IP**	Estatística descritiva por parcela, considerando indivíduos remanescentes			Estatística descritiva por parcela, sem indivíduos remanescentes		
	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea*** (Kg/ha)	Incremento*** m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	3,44	13116,78	2,81	10366,20	0,18	147
Parcela 2	4,38	17356,89	3,13	10748,81	0,20	235
Parcela 3	3,40	13073,22	2,58	8634,60	0,16	233
Parcela 4	4,50	16144,38	4,19	14719,57	0,26	261
Parcela 5	6,07	26314,32	3,24	10884,94	0,20	224
Parcela 6	4,82	20319,91	3,56	13520,81	0,22	140
Parcela 7	1,80	6838,33	1,43	5286,96	0,09	73
Parcela 8	4,13	19742,55	1,81	6632,88	0,11	117
Parcela 9	4,78	20075,03	3,09	12600,00	0,19	113
Parcela 10	3,90	20773,35	1,37	4726,63	0,09	138
Média	4,12	17375,48	2,72	9812,14	0,17	168,10
Variância	1,26	29133583,1	0,87	11753158,94	0,00326667	4141,656
Coef. Variação	22,23	31,06	34,18	34,94	33,62	38,28
Erro Padrão	0,35	1706,86	0,29	1084,12	0,018	20,3511
UPA2 16 anos P.C*.; 15 anos IP**	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	4,63	20706,11	1,82	6975,00	0,12	95
Parcela 2	17,19	112354,68	1,53	5940,90	0,10	77
Parcela 3	6,52	31120,27	2,56	9549,25	0,17	88
Parcela 4	3,52	13748,42	2,88	11569,25	0,19	114
Parcela 5	4,35	20432,25	1,92	7118,25	0,13	118
Parcela 6	10,11	51267,20	2,31	8915,25	0,15	156
Parcela 7	6,26	29279,47	3,13	11143,75	0,21	163
Parcela 8	4,66	21254,32	2,26	7600,75	0,15	171
Parcela 9	4,31	21536,05	1,25	4730,75	0,08	77
Parcela 10	4,65	22641,59	1,31	5238,50	0,09	59
Média	6,62	34434,04	2,10	7878,17	0,14	111,80
Variância	17,31	853784241,32	0,42	5583711,85	0,00185	1575,733
Coef. Variação	62,85	84,86	30,76	29,99	30,98	35,51
Erro Padrão	1,32	9240,05	0,20	747,12	0,0136	12,5528
UPA3 15 anos P.C*.; 14 anos IP**	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	9,76	43155,07	6,31	25814,00	0,45	252
Parcela 2	1,52	5809,04	1,52	5809,04	0,11	80
Parcela 3	3,40	13105,08	3,40	13105,08	0,24	140
Parcela 4	2,34	8846,73	2,34	8846,73	0,17	105
Parcela 5	4,11	15477,53	4,11	15477,53	0,29	222
Parcela 6	5,05	19442,38	5,05	19442,38	0,36	298
Parcela 7	4,59	20372,31	2,29	9275,56	0,16	79
Parcela 8	6,77	29775,16	3,47	13965,50	0,25	91
Parcela 9	2,97	10536,31	2,80	9854,07	0,20	169
Parcela 10	5,31	20597,34	5,31	20597,34	0,38	240
Média	4,58	18711,70	3,66	14218,72	0,26	167,60
Variância	5,67	122139172,22	2,33	38708744,99	0,011788	6489,156
Coef. Variação	51,97	59,06	41,70	43,76	41,60	48,06
Erro Padrão	0,75	3494,82	0,48	1967,45	0,03433	25,4738

Continua

UPA 10 14 anos P.C*.; 13 anos IP**	Estatística descritiva por parcela, considerando indivíduos remanescentes		Estatística descritiva por parcela, sem indivíduos remanescentes			
	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	5,83	28406,00	2,05	4629,75	0,16	139
Parcela 2	1,96	6924,38	1,96	6924,38	0,15	129
Parcela 5	3,03	11306,14	2,44	8589,00	0,19	158
Parcela 7	5,44	23970,37	3,38	12758,50	0,26	207
Parcela 8	9,18	49857,80	1,79	6486,75	0,14	121
Parcela 9	4,35	17956,57	2,31	8091,00	0,18	170
Parcela 10	3,90	15886,26	2,91	11363,75	0,22	141
Média	4,81	22043,93	2,41	8406,16	0,19	152,14
Variância	5,48	202720426,83	0,32	7994005,44	0,00179524	860,810
Coef. Variação	48,66	64,59	23,56	33,63	22,81	19,28
Erro Padrão	0,89	5381,46	0,21	1068,64	0,160	11,0893
UPA 7 13 anos P.C*.; 12 anos IP**	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	1,51	5403,03	1,51	4898,02	0,13	103
Parcela 2	3,44	12954,62	2,80	10318,00	0,23	77
Parcela 3	3,44	13911,50	2,02	7590,00	0,17	102
Parcela 5	2,53	10116,71	1,69	6204,96	0,14	111
Parcela 6	6,00	31924,75	1,35	4517,50	0,11	115
Parcela 8	4,35	18924,24	2,27	7919,75	0,19	142
Parcela 9	5,26	23980,65	2,75	10349,50	0,23	164
Média	3,79	16745,07	2,05	7399,68	0,17	116,06
Variância	2,40	80416470,87	0,34	5586223,00	0,002281	815,656
Coef. Variação	40,89	53,55	28,21	31,94	27,86	24,61
Erro Padrão	0,59	3389,41	0,22	893,33	0,018	10,7946
UPA 8 12 anos P.C*.; 11 anos IP**	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	7,48	38488,59	2,77	11957,75	0,25	120
Parcela 2	5,20	25393,13	1,89	7465,50	0,17	95
Parcela 3	8,89	48368,89	1,95	8186,75	0,18	71
Parcela 5	3,71	17273,66	1,39	5208,00	0,13	121
Parcela 7	1,22	4343,54	1,22	4343,54	0,11	121
Parcela 9	14,58	78672,37	2,78	10991,87	0,25	105
Parcela 10	5,98	37927,73	0,99	3784,25	0,09	26
Média	6,72	35781,13	1,86	7419,6	0,17	94,09
Variância	18,21	574801314,42	0,51	10252613,77	0,004081	1230,671
Coef. Variação	63,48	67,00	38,48	43,16	37,90	37,29
Erro Padrão	1,61	9061,70	0,27	1210,23	0,024	13,2593
UPA 9 11 anos P.C*.; 10 anos IP**	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Dominância (m ² /ha)	Biomassa da parte aérea (Kg/ha)	Incremento m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹ sem indivíduos remanescentes	Densidade de fustes/400m ²
Parcela 1	1,24	4207,01	1,24	4207,01	0,12	75
Parcela 2	2,75	13741,84	1,05	3607,25	0,11	102
Parcela 3	2,30	10677,18	0,60	1969,50	0,06	66
Parcela 4	1,93	7947,13	1,93	7947,13	0,19	62
Parcela 5	3,62	18914,27	1,16	4232,75	0,12	81
Parcela 7	6,63	37832,98	2,57	10255,94	0,26	153
Parcela 9	2,41	9129,64	2,07	7558,00	0,21	161
Média	2,98	14635,72	1,52	5682,51	0,15	100,07
Variância	3,12	126116663,32	0,47	8655711,99	0,00479	1697,002
Coef. Variação	59,25	76,73	45,39	51,77	45,28	41,16
Erro Padrão	0,67	4244,60	0,26	1111,99	0,026	15,5701

*P.C = pós-corte; **IP = anos completos de incidência pluviométrica após o corte; *** Relação entre a dominância de cada parcela sem considerar os indivíduos remanescente e os anos completos de incidência pluviométrica após o corte em cada UPA; *** Foi calculada empregando a expressão Biomassa seca = 0,173*(DAP^{2,295}), conforme Sampaio; Silva (2005): SAMPAIO, E. V. DE S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, n. 4, p. 935–943, 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/abb/a/H7MJLqBYjHc4Bp63L6pyHsG/?lang=en>>.

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE B – Atributos da paisagem medidos nas parcelas em cada unidade produção anual, acompanhadas de parâmetros da estatística descritiva

UPA1 17 anos P.C*; 16 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)	UPA2 16 anos P.C*; 15 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)	UPA3 15 anos P.C*; 14 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)	UPA 10 14 anos P.C*; 13 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)
Parcela 1	2,38	439	Parcela 1	15,11	463	Parcela 1	10,2	483	Parcela 1	12,53	487
Parcela 2	15,07	438	Parcela 2	7,39	479	Parcela 2	8,23	467	Parcela 2	3,58	493
Parcela 3	8,48	435	Parcela 3	1,36	476	Parcela 3	2,82	467	Parcela 5	9,72	485
Parcela 4	3,69	429	Parcela 4	7,89	449	Parcela 4	2,00	468	Parcela 7	12,17	456
Parcela 5	6,05	434	Parcela 5	10,61	450	Parcela 5	3,58	467	Parcela 8	4,99	466
Parcela 6	1,18	451	Parcela 6	16,93	465	Parcela 6	3,41	462	Parcela 9	12,98	467
Parcela 7	4,6	427	Parcela 7	5,3	443	Parcela 7	9,91	480	Parcela 10	6,22	467
Parcela 8	1,18	435	Parcela 8	7,56	453	Parcela 8	3,04	483			
Parcela 9	1,68	433	Parcela 9	5,43	463	Parcela 9	6,86	462			
Parcela 10	2,51	432	Parcela 10	6,3	477	Parcela 10	5,04	462			
Média	4,68	435,3	Média	8,38	461,80	Média	5,51	470,10	Média	8,88	474,43
Variância	18,75	43,79	Variância	21,90	163,96	Variância	9,40	73,43	Variância	15,33	189,28
Coef. Variação	92,48	1,52	Coef. Variação	55,78	2,77	Coef. Variação	55,65	1,82	Coef. Variação	44,07	2,89
Erro Padrão	1,37	2,09	Erro Padrão	1,48	4,04	Erro Padrão	0,97	2,71	Erro Padrão	1,48	5,20
UPA 7 13 anos P.C*; 12 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)	UPA 8 12 anos P.C*; 11 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)	UPA 9 11 anos P.C*; 10 anos IP**	Declividade (graus)	Altitude (m)			
Parcela 1	5,38	433	Parcela 1	4,98	481	Parcela 1	4,62	433			
Parcela 2	5,81	434	Parcela 2	7,05	495	Parcela 2	2,85	434			
Parcela 3	4,55	443	Parcela 3	3,12	502	Parcela 3	4,43	443			
Parcela 5	1,05	439	Parcela 5	4,62	498	Parcela 4	0,33	439			
Parcela 6	3,96	449	Parcela 7	8,38	485	Parcela 5	4,23	449			
Parcela 8	1,41	443	Parcela 9	4,8	506	Parcela 7	2,33	443			
Parcela 9	2,1	436	Parcela 10	6,38	494	Parcela 9	1,68	436			
Média	3,46	442,29	Média	5,62	494,43	Média	2,92	439,57			
Variância	3,75	35,24	Variância	3,09	78,95	Variância	2,58	33,29			
Coef. Variação	55,88	1,34	Coef. Variação	31,31	1,79	Coef. Variação	54,94	1,31			
Erro Padrão	0,73	2,24	Erro Padrão	0,66	3,35	Erro Padrão	0,61	2,18			

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE C – Atributos dos solos medidos nas parcelas em cada unidade de produção anual

UPA1 17 anos P.C*.; 16 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*	UPA2 16 anos P.C*.; 15 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*	UPA3 15 anos P.C*.; 14 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*	UPA 10 14 anos P.C*.; 13 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*
Parcela 1	25	R	Parcela 1	30	R	Parcela 1	50	R	Parcela 1	60	N
Parcela 2	40	R	Parcela 2	80	CR	Parcela 2	40	CR	Parcela 2	60	R
Parcela 3	50	CR/R	Parcela 3	50	N	Parcela 3	45	N	Parcela 5	50	CR
Parcela 4	45	CR	Parcela 4	20	R	Parcela 4	65	CR	Parcela 7	50	R
Parcela 5	40	CR	Parcela 5	65	CR	Parcela 5	60	R/CR	Parcela 8	40	R
Parcela 6	30	R	Parcela 6	40	R	Parcela 6	90	N	Parcela 9	20	R
Parcela 7	60	CR	Parcela 7	45	CR	Parcela 7	40	CR	Parcela 10	35	R
Parcela 8	65	R	Parcela 8	65	CR	Parcela 8	60	R			
Parcela 9	50	CR	Parcela 9	30	R	Parcela 9	95	N			
Parcela 10	60	CR	Parcela 10	55	CR	Parcela 10	65	CR			
Média	46,50	-	Média	48,00	-	Média	61,00	-		45,00	-
Variância	172,50	-	Variância	351,11	-	Variância	365,56	-		208,33	-
Coef. Variação	28,24	-	Coef. Variação	39,04	-	Coef. Variação	31,34	-		32,07	-
Erro Padrão	4,15	-	Erro Padrão	5,92	-	Erro Padrão	6,05	-		5,45	-
UPA 7 13 anos P.C*.; 12 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*	UPA 8 12 anos P.C*.; 11 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*	UPA 9 11 anos P.C*.; 10 anos IP**	Profundi- dade (cm)	Subs- trato*			
Parcela 1	35	CR	Parcela 1	60	CR	Parcela 1	30	R			
Parcela 2	50	CR	Parcela 2	25	R	Parcela 2	35	N			
Parcela 3	25	R/CR	Parcela 3	50	CR	Parcela 3	50	N			
Parcela 5	40	CR	Parcela 5	50	R	Parcela 4	30	CR			
Parcela 6	60	R	Parcela 7	30	R	Parcela 5	30	R/CR			
Parcela 8	35	CR	Parcela 9	35	R	Parcela 7	40	R			
Parcela 9	40	CR	Parcela 10	70	CR	Parcela 9	20	R			
Média	40,71	-	Média	45,71	-	Média	33,57	-			
Variância	128,57	-	Variância	270,24	-	Variância	89,29	-			
Coef. Variação	27,85	-	Coef. Variação	35,96	-	Coef. Variação	28,15	-			
Erro Padrão	4,29	-	Erro Padrão	6,21	-	Erro Padrão	3,57	-			

*Tipo de material ou substrato rochoso presente na máxima profundidade possível de cavar em cada parcela. Geralmente denominada de contato lítico do solo.

Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (2018): R = Tais materiais são representados por rochas duras de qualquer natureza (ígneas, metamórficas e sedimentares), inclusive algumas rochas sedimentares parcialmente consolidadas. No caso do trabalho de campo, neste tipo de contato lítico, a rocha não se fragmentou ao ser impactada com ferramenta do tipo alavanca; CR = Contato lítico representado por material saprolito pouco alterado. No caso do trabalho de campo, esse tipo material fragmentava-se ao ser impactado com a alavanca, desprendendo-se em camadas ou fragmentos. N = Compreendeu situações em que o adensamento do solo não permitiu a continuação da escavação.

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE D – Densidade básica (g.cm⁻³) dos solos, medida nas parcelas em cada unidade de produção anual, nas seguintes profundidades (cm): 0-10; 10-30; 30-50; 50-70 cm

UPA1 17 anos P.C*.; 16 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70	UPA2 16 anos P.C*.; 15 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70	UPA3 15 anos P.C*.; 14 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70
Parcela 1	1,62	1,69			Parcela 1	1,52	1,78			Parcela 1	1,54	1,47	1,48	
Parcela 2	1,37	1,54	1,67		Parcela 2	1,40	1,62	1,67	1,67	Parcela 2	1,36	1,73	1,68	
Parcela 3	1,44	1,62	1,69		Parcela 3	1,44	1,36	1,94		Parcela 3	1,27	1,41	1,56	
Parcela 4	1,31	1,62	1,52		Parcela 4	-	-	-	-	Parcela 4	1,43	1,43	1,65	
Parcela 5	1,61	1,56			Parcela 5	1,52	1,70	1,27	0,98	Parcela 5	1,51	1,64	1,16	
Parcela 6	1,72	1,68			Parcela 6	1,33	1,63			Parcela 6	1,41	1,65	1,63	1,67
Parcela 7	1,36	1,55	1,77	1,91	Parcela 7	1,69	1,61	1,59		Parcela 7	1,61	1,57	1,65	
Parcela 8	1,50	1,40	1,80		Parcela 8	1,51	1,55	1,74	1,62	Parcela 8	1,52	1,37	1,67	
Parcela 9	1,53	1,36	1,59		Parcela 9	1,43	1,76			Parcela 9	1,50	1,67	1,67	
Parcela 10	1,25	1,55	1,67		Parcela 10	1,39	1,48	1,47		Parcela 10	1,54	1,66	1,70	
UPA 10 14 anos P.C*.; 13 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70	UPA 7 13 anos P.C*.; 12 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70	UPA 8 12 anos P.C*.; 11 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70
Parcela 1	1,44	1,58	2,00		Parcela 1	1,70	1,64			Parcela 1	1,28	1,51	1,75	
Parcela 2	1,38	1,42	1,49		Parcela 2	1,41	1,68	1,82		Parcela 2	1,32			
Parcela 5	1,57	1,78	1,70		Parcela 3	1,37	1,68			Parcela 3	1,48	1,43	1,50	
Parcela 7	1,36	1,57	1,68		Parcela 5	1,68	1,69	1,72		Parcela 5	1,42	1,39	1,56	
Parcela 8	1,35	1,60	1,32		Parcela 6	1,65	1,69			Parcela 7	1,45	1,55	-	
Parcela 9	1,57				Parcela 8	1,42	1,69	-		Parcela 9	1,33	1,59		
Parcela 10	1,64	1,38			Parcela 9	1,42	1,72			Parcela 10	1,17	1,43	1,51	-
UPA 9 11 anos P.C*.; 10 anos IP**	0-10	10-30	30-50	50-70										
Parcela 1	1,56	1,68												
Parcela 2	1,57	1,48												
Parcela 3	1,47	1,49	1,78											
Parcela 4	1,74	1,74												
Parcela 5	1,55	1,57												
Parcela 7	1,41	1,22	-											
Parcela 9	1,44	1,54	-											

- valor ausente por inconsistência na amostragem

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE E – Atributos climáticos medidos nas parcelas em cada unidade de produção anual

UPA1 17 anos P.C*.; 16 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*	UPA2 16 anos P.C*.; 15 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*	UPA3 15 anos P.C*.; 14 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*	UPA 10 14 anos P.C*.; 13 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*
Parcela 1	32,00	7593	Parcela 1	32,00	7238	Parcela 1	29,00	6296	Parcela 1	27,00	5749
Parcela 2	32,00	7593	Parcela 2	32,00	7238	Parcela 2	29,00	6296	Parcela 2	27,00	5749
Parcela 3	32,00	7593	Parcela 3	32,00	7238	Parcela 3	29,00	6296	Parcela 5	27,00	5749
Parcela 4	32,00	7593	Parcela 4	32,00	7238	Parcela 4	29,00	6296	Parcela 7	27,00	5749
Parcela 5	32,00	7593	Parcela 5	32,00	7238	Parcela 5	29,00	6296	Parcela 8	27,00	5749
Parcela 6	32,00	7593	Parcela 6	32,00	7238	Parcela 6	29,00	6296	Parcela 9	27,00	5749
Parcela 7	32,00	7593	Parcela 7	32,00	7238	Parcela 7	29,00	6296	Parcela 10	27,00	5749
Parcela 8	32,00	7593	Parcela 8	32,00	7238	Parcela 8	29,00	6296			
Parcela 9	32,00	7593	Parcela 9	32,00	7238	Parcela 9	29,00	6296			
Parcela 10	32,00	7593	Parcela 10	32,00	7238	Parcela 10	29,00	6296			
UPA 7 13 anos P.C*.; 12 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*	UPA 8 12 anos P.C*.; 11 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*	UPA 9 11 anos P.C*.; 10 anos IP**	Meses sem chuva*	Precipitação acumulada (mm)*			
Parcela 1	24,00	4802	Parcela 1	19,00	3792	Parcela 1	18,00	3336			
Parcela 2	24,00	4802	Parcela 2	19,00	3792	Parcela 2	18,00	3336			
Parcela 3	24,00	4802	Parcela 3	19,00	3792	Parcela 3	18,00	3336			
Parcela 5	24,00	4802	Parcela 5	19,00	3792	Parcela 4	18,00	3336			
Parcela 6	24,00	4802	Parcela 7	19,00	3792	Parcela 5	18,00	3336			
Parcela 8	24,00	4802	Parcela 9	19,00	3792	Parcela 7	18,00	3336			
Parcela 9	24,00	4802	Parcela 10	19,00	3792	Parcela 9	18,00	3336			

Precipitação acumulada e número de meses sem chuva considerando o período de anos completos de incidência pluviométrica. Um determinado mês foi considerado sem chuva quando não havia nenhum registro pluviométrico. Foram considerados os dados registrados na estação de monitoramento meteorológico de número de 735124, Latitude -7.5283 Longitude -35.9997 e Altitude, registrada no sistema HidroWeb da Agência Nacional das Águas.

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE F – Medidas representativas de uso antrópicos medidos nas parcelas em cada unidade produção anual

UPA1 17 anos P.C*.; 16 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)	UPA2 16 anos P.C*.; 15 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)	UPA3 15 anos P.C*.; 14 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)	UPA 10 14 anos P.C*.; 13 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)
Parcela 1	0,00	508	Parcela 1	11,94	1021	Parcela 1	0,00	2071	Parcela 1	0,00	1422
Parcela 2	100,00	637	Parcela 2	0,00	1155	Parcela 2	1134,44	2206	Parcela 2	131,11	1547
Parcela 3	105,00	782	Parcela 3	0,00	1305	Parcela 3	0,00	2309	Parcela 5	81,94	1541
Parcela 4	0,00	448	Parcela 4	0,00	1103	Parcela 4	38,89	2400	Parcela 7	0,00	1398
Parcela 5	38,61	598	Parcela 5	237,78	1240	Parcela 5	508,61	2319	Parcela 8	0,00	1505
Parcela 6	126,11	749	Parcela 6	0,00	1383	Parcela 6	372,50	2222	Parcela 9	0,00	1613
Parcela 7	45,28	453	Parcela 7	226,67	1221	Parcela 7	0,00	2030	Parcela 10	0,00	1745
Parcela 8	106,11	600	Parcela 8	76,11	1356	Parcela 8	0,00	1977			
Parcela 9	414,17	747	Parcela 9	172,78	1486	Parcela 9	74,44	2109			
Parcela 10	104,17	495	Parcela 10	0,00	1267	Parcela 10	443,33	2255			
Média	103,95	601,70	Média	72,83	1253,70	Média	257,22	2189,80	Média	30,43	1538,71
Variância	14008,00	15831,12	Variância	10122,60	19090,46	Variância	136262,60	19121,96	Variância	2903,30	13784,24
Coef. Variação	113,86	20,91	Coef. Variação	138,72	11,02	Coef. Variação	143,51	6,31	Coef. Variação	117,04	7,63
Erro Padrão	37,43	39,78	Erro Padrão	31,82	43,69	Erro Padrão	116,73	43,72	Erro Padrão	20,37	44,38
UPA 7 13 anos P.C*.; 12 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)	UPA 8 12 anos P.C*.; 11 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)	UPA 9 11 anos P.C*.; 10 anos IP**	Peso de fezes (Kg.ha ⁻¹)	Distância até a sede da fazenda (m)			
Parcela 1	437,50	879	Parcela 1	0,00	1616	Parcela 1	76,94	483			
Parcela 2	134,17	929	Parcela 2	0,00	1712	Parcela 2	133,33	656			
Parcela 3	0,00	1037	Parcela 3	0,00	1897	Parcela 3	77,22	814			
Parcela 5	311,11	851	Parcela 5	0,00	1636	Parcela 4	175,00	486			
Parcela 6	154,17	922	Parcela 7	61,67	1474	Parcela 5	59,44	646			
Parcela 8	147,22	681	Parcela 9	0,00	1728	Parcela 7	133,06	536			
Parcela 9	138,89	755	Parcela 10	0,00		Parcela 9	0,00				
Média	189,01	868,86	Média	8,81	1677,17	Média	93,57	603,50			
Variância	20143,40	13879,48	Variância	543,30	19767,37	Variância	3372,50	16351,10			
Coef. Variação	75,09	13,62	Coef. Variação	264,58	8,38	Coef. Variação	62,06	21,19			
Erro Padrão	53,64	44,53	Erro Padrão	8,81	57,39	Erro Padrão	21,95	52,20			

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE G – Matriz de correlação de Spearman ($p < 0,05$) considerando pares de associação entre as variáveis respostas e preditoras amostradas na área de manejo florestal em Boqueirão, Paraíba, Brasil

	ACIP	NSC	ABA	AB	VSR	VHA	PAC	DEC	ALT	PRO	PAS	DIS	DB1	DB2	DBM	ABR
Anos incidência pluviométrica - ACIP	1,00															
Meses sem chuva - NSC	0,98	1,00														
Área basal.hectare.ano ⁻¹ - ABA	0,06	0,07	1,00													
Área basal s/remanescentes - AB	0,34	0,35	0,95	1,00												
Volume s/remanescentes - VSR	0,23	0,23	0,93	0,94	1,00											
Volume.ha.ano ⁻¹ - VHA	-0,02	-0,01	0,94	0,86	0,96	1,00										
Precipitação acumulada - PAC	0,99	0,99	0,05	0,34	0,22	-0,03	1,00									
Declividade - DEC	0,23	0,28	-0,04	0,04	0,03	-0,03	0,26	1,00								
Altitude - ALT	-0,17	-0,15	0,11	0,05	0,18	0,24	-0,17	0,24	1,00							
Profundidade do solo - PRO	0,27	0,29	0,13	0,20	0,19	0,12	0,28	0,04	0,24	1,00						
Peso de fezes - PAS	0,08	0,10	0,06	0,08	0,00	-0,04	0,08	-0,09	-0,17	0,06	1,00					
Distância até a sede da fazenda - DIST	0,01	0,08	0,37	0,35	0,39	0,39	0,03	0,19	0,74	0,43	0,17	1,00				
Densidade básica do solo 0-10 cm - DB1	-0,03	0,01	0,06	0,07	0,03	-0,01	-0,01	-0,16	-0,26	-0,26	0,17	-0,19	1,00			
Densidade básica do solo 10-30 cm - DB2	0,09	0,14	-0,06	-0,03	-0,17	-0,21	0,11	0,23	-0,24	-0,17	0,29	-0,13	0,26	1,00		
Densidade básica média do solo - DBM	0,12	0,15	-0,08	-0,03	-0,14	-0,20	0,13	0,00	-0,29	-0,10	0,17	-0,25	0,60	0,60	1,00	
Área basal de remanescentes - ABR	-0,03	-0,03	-0,12	-0,15	0,02	0,07	-0,02	0,18	0,41	0,14	-0,32	0,06	-0,26	-0,11	-0,22	1,00

*As correlações destacadas de cinza são significativas em $p < 0,05$

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE H – Diagnóstico da análise de variância e do ajuste das comparações múltiplas do incremento em área basal – teste de tukey ($p < 0,05$)

a) Análise de variância – variável categórica UPA

Análise de variância da variável area basal.ha.ano ⁻¹					
Efeito	GL ^a	SS	MS	Valor-F	Valor-p a
Intercepto	1	1,787753	1,787753	390,8039	0,000000
UPA	6	0,090733	0,015122	3,3057	0,007967
Erro	51	0,233302	0,004575		
Total	57	0,324035			

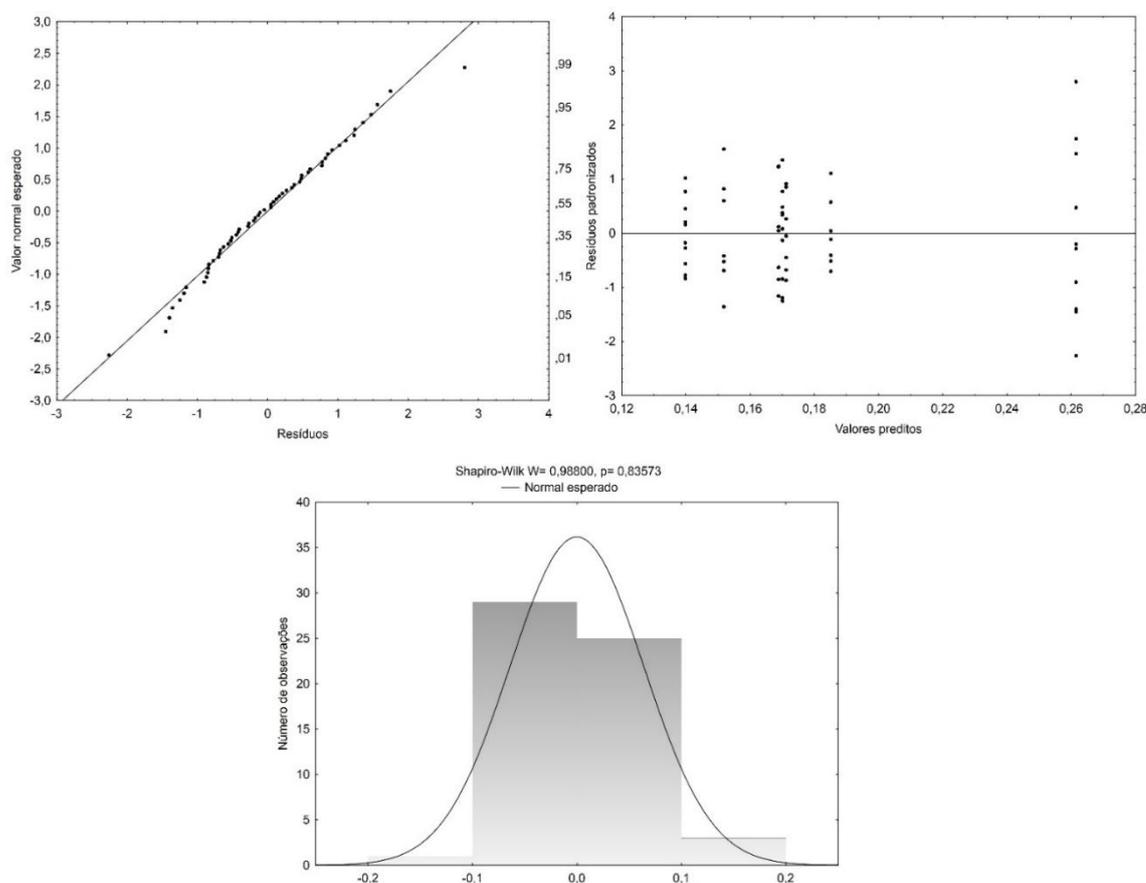
Fonte: Lucena (2022)

b) Comparações múltiplas entre UPAs do valores de incremento em área basal (m².ha.ano⁻¹)

Comparação das médias da variável área basal.ha.ano ⁻¹ entre as UPAs (Teste de Tukey – $p < 0,05$)							
UPA	U1	U2	U3	U10	U7	U8	U9
U1		0,951672	0,056118	0,999351	1,000000	1,000000	0,997965
U2	0,951672		0,003480	0,820270	0,963827	0,975366	0,999823
U3	0,056118	0,003480		0,267899	0,116644	0,099648	0,028243
U10	0,999351	0,820270	0,267899		0,999739	0,999360	0,967466
U7	1,000000	0,963827	0,116644	0,999739		1,000000	0,998208
U8	1,000000	0,975366	0,099648	0,999360	1,000000		0,999151
U9	0,997965	0,999823	0,028243	0,967466	0,998208	0,999151	

Fonte: Lucena (2022)

c) Diagnóstico do ajuste da análise de variância



Fonte: Lucena (2022)

d) Análise de variância de Kruskal-Wallis por “Ranks” – variável categórica: UPA

Análise de variância de Kruskal-Wallis para a variável área basal de remanescentes ($m^2 \cdot ha^{-1}$)			
Efeito	N válido	Soma de classificações	Classificação média
U9	7	168,000	24,000
U8	7	300,000	42,857
U7	7	191,000	27,286
U10	7	206,000	29,429
U3	10	171,000	17,100
U2	10	423,000	42,300
U1	10	252,000	25,200

Teste de Kruskal-Wallis: $H(6, N=58) = 17,14431$ $p = ,0088$

Fonte: Lucena (2022)

e) Comparações múltiplas de valores p (2 caudas) – variável categórica UPA

Comparações múltiplas da variável área basal de remanescentes (Teste de Kruskal-Wallis – $p < 0,05$)							
Efeito	U9 R:24,0	U8 R:42,9	U7 R:27,3	U10 R:29,4	U3 R:17,1	U2 R:42,3	U1 R:25,2
U9		0,770661	1,000000	1,000000	1,000000	0,585429	1,000000
U8	0,770661		1,000000	1,000000	0,041319	1,000000	0,711021
U7	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
U10	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
U3	1,000000	0,041319	1,000000	1,000000		0,017794	1,000000
U2	0,585429	1,000000	1,000000	1,000000	0,017794		0,494684
U1	1,000000	0,711021	1,000000	1,000000	1,000000	0,494684	

Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE I – a) Análise de variância do ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a densidade média dos solos e como preditora a altitude das parcelas

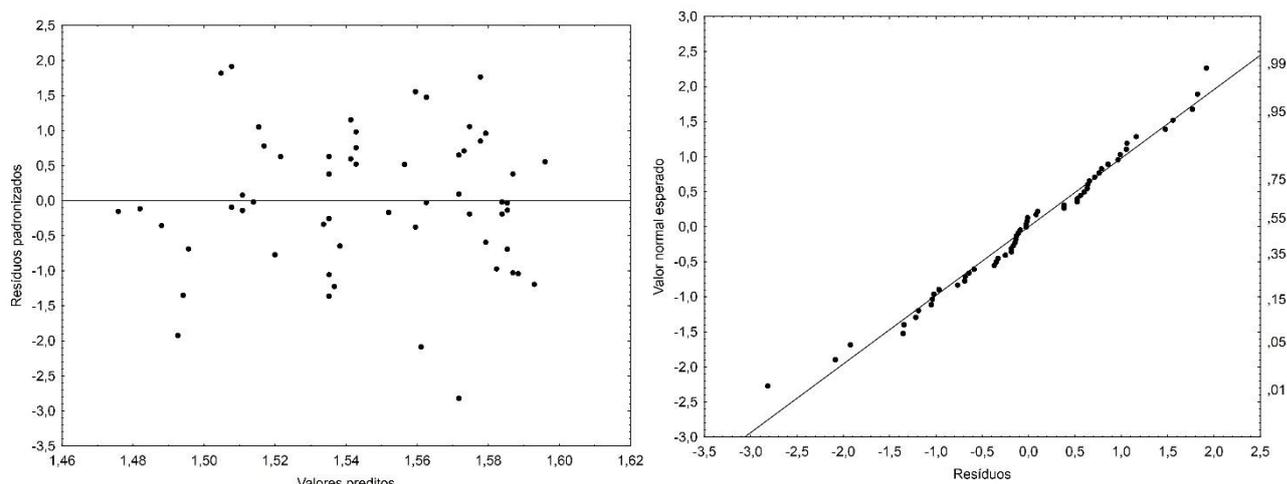
Efeito	GL ^a	SS	MS	Valor-F	Valor-p
Intercepto	1	0,630435	0,630435	74,27844	0,000000
Altitude (m)	1	0,061174	0,061174	7,20762	0,009575
Erro	55	0,466810	0,008487		
Total	56	0,527984			

Estimativa dos parâmetros estimados pelo modelo

Efeito	Parâmetro	Erro padrão	Valor-t	Valor-p	Interv. Conf. - 95%	Interv. Conf. -95%
Intercepto	2,245694	0,260567	8,61849	0,000000	1,723506	2,767881
Altitude (m)	-0,001522	0,000567	-2,68470	0,009575	-0,002657	-0,000386

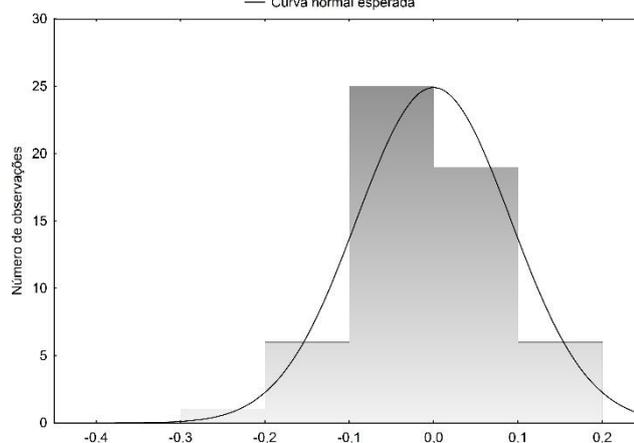
Fonte: Lucena (2022)

b) Diagnóstico de ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a densidade média dos solos e como preditora a altitude das parcelas



Shapiro-Wilk W= 0,98287, p= 0,59556

— Curva normal esperada



Fonte: Lucena (2022)

APÊNDICE J – a) Análise de variância do ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a profundidade dos solos e como preditora a distância das parcelas até a sede da fazenda

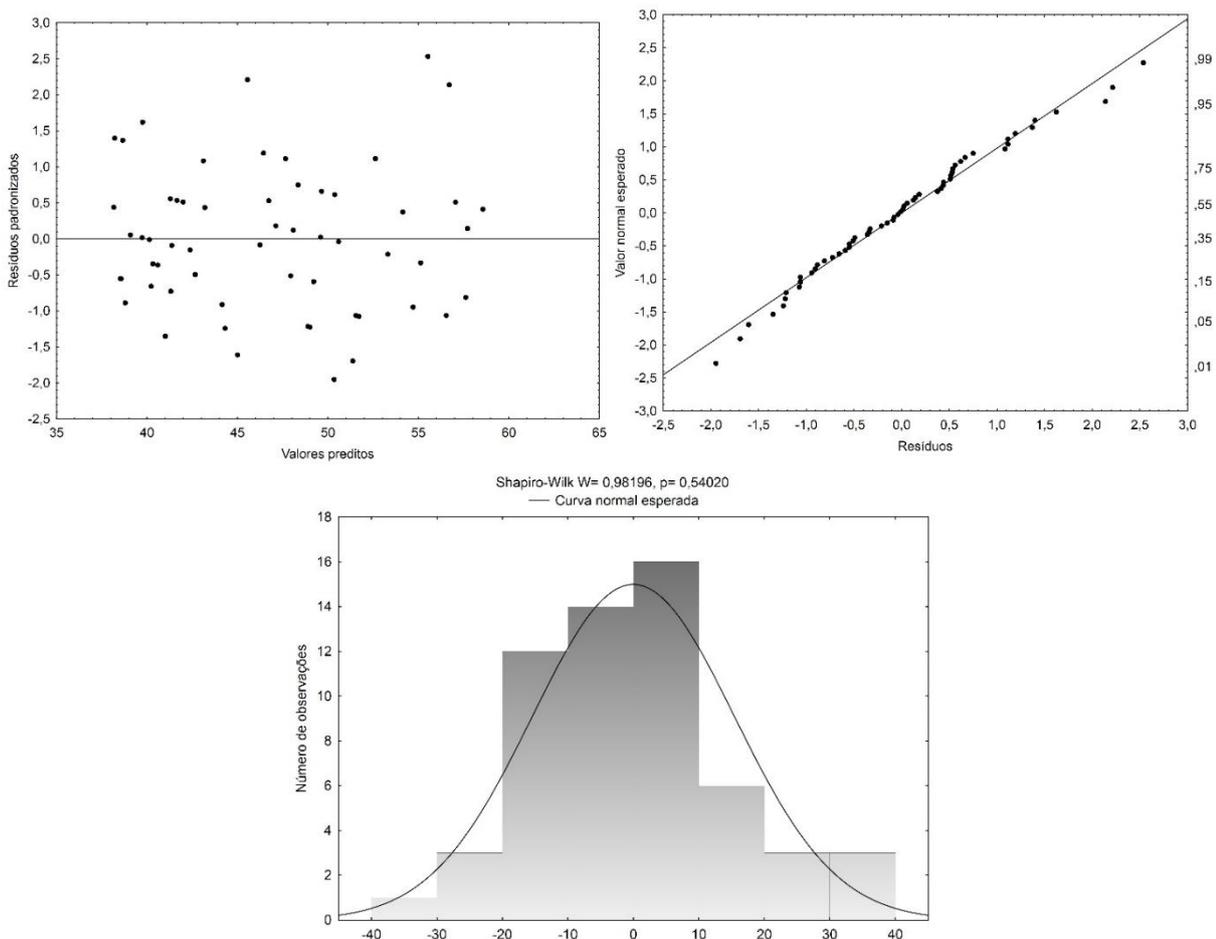
Efeito	GL ^a	SS	MS	Valor-F	Valor-p
Intercepto	1	11341,11	11341,11	46,78211	0,000000
Distância até a sede da fazenda (m)	1	2151,84	2151,84	8,87636	0,004266
Erro	56	13575,74	242,42		
Total	57	15727,59			

Estimativa dos parâmetros estimados pelo modelo

Efeito	Parâmetro	Erro padrão	Valor-t	Valor-p	Interv. Conf. -95%	Interv. Conf. -95%
Intercepto	33,47562	4,894279	6,839745	0,000000	23,67120	43,28004
Distância até a sede da fazenda (m)	0,01045	0,003508	2,979322	0,004266	0,00342	0,01748

Fonte: Lucena (2022)

b) Diagnóstico do ajuste do modelo linear, tendo como variável resposta a profundidade dos solos e como preditora a das parcelas das parcelas até a sede da fazenda



Fonte: Lucena (2022)