



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

EDVALDO PEREIRA SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO ESPACIAL, ECONÔMICA E AMBIENTAL DA EXTRAÇÃO DE
LENHA NOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEIS (PMFS) NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO – BRASIL**

Recife

2024

EDVALDO PEREIRA SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO ESPACIAL, ECONÔMICA E AMBIENTAL DA EXTRAÇÃO DE
LENHA NOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEIS (PMFS) NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO – BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de concentração: Fontes Renováveis de Energia.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.

Coorientadora: Profa. Dra. Monica Carvalho.

Recife

2024

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S237a	Santos Júnior, Edvaldo Pereira. Avaliação espacial, econômica e ambiental da extração de lenha nos planos de manejo florestal sustentáveis (PMFS) no semiárido de Pernambuco – Brasil / Edvaldo Pereira Santos Júnior. - 2024. 135 folhas, il., gráfs., tabs. Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes. Coorientadora: Profa. Dra. Monica Carvalho. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2024. Inclui Referências. 1. Energia Nuclear. 2. Lenha sustentável. 3. Dinâmica espacial. 4. Estatística Scan. 5. Viabilidade econômica. 6. Condições de risco. 7. Avaliação de ciclo de vida. I. Menezes, Rômulo Simões Cezar (Orientador). II. Carvalho, Monica (Coorientadora). III. Título.	
		UFPE
	621.042 CDD (22. ed.)	BCTG/2024-115

EDVALDO PEREIRA SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO ESPACIAL, ECONÔMICA E AMBIENTAL DA EXTRAÇÃO DE
LENHA NOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEIS (PMFS) NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO – BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de concentração: Fontes Renováveis de Energia.

Aprovada em: 17/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Luiz Célio Souza Rocha (Examinador Externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Thiago Oliveira Rodrigues (Examinador Externo)
Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

Prof. Dr. Luiz Moreira Coelho Junior (Examinador Externo)
Universidade Federal da Paraíba

À Inês Caldas (*in memoriam*)

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus pela força e saúde para trabalhar todos os dias. Tenho a certeza que nos passos que ainda faltam, Ele estará ali para me ajudar. Agradeço aos meus pais, Edvaldo e Marta, já se foi um TCC e uma dissertação, mas nunca haverão títulos ou trabalhos suficientes que recompensem todo o apoio emocional e de construção na minha vida. À minha esposa Ana Beatriz, por todo o amor e carinho. Ao meu irmão Eric, o agradecimento pelo companheirismo e força. E a todos os demais familiares que me apoiam e se alegram com os passos da minha caminhada.

Aos mestres e amigos que a ciência me trouxe, os professores: Dr. Rômulo Simões, Dra. Monica Carvalho, que me orientam e me apoiaram de forma decisória para concretização deste trabalho, Dr. Emmanuel Dutra, Dr. Aldo Sales, Dr. Paulo Rotella e Dr. Luiz Coelho, que esteve comigo desde o Bê-á-bá científico e como ele diz: “Se o trabalho estiver bom, mérito dos orientadores, se estiver ruim, culpa do Edvaldo”, brincadeiras à parte, até hoje estamos num bom caminho.

Aos engenheiros Frans Pareyn e João Gominho, que foram indispensáveis na execução destes estudos, trazendo informações e auxiliando nas visitas necessárias. Além deles, a Agência Estadual de Meio Ambiente do Estado De Pernambuco – CPRH, na pessoa de Jacy, que contribuiu com dados primordiais para o estudo.

As amigas da academia Anna Manuella e Jéssica Silva, obrigado pelos ensinamentos e troca de experiências, com certeza vocês foram responsáveis pela minha melhora profissional.

“O sucesso é a soma de pequenos esforços - repetidos dia sim, e no outro dia também.”
(Coolier, 1928)

RESUMO

O crescimento da demanda de energia global resulta em um esgotamento progressivo dos recursos fósseis e as emissões globais associadas à geração de energia têm apresentado aumento expressivo. É crucial reduzir a dependência destes recursos, não só pela sua potencial depleção como também para mitigar repercussões ambientais adversas. Neste contexto, as florestas locais podem desempenhar diversos serviços à comunidade, principalmente para geração de energia. Este cenário é comum na região semiárida do Pernambuco, onde o uso da lenha é importante para a demanda domiciliar e industrial. A fim de que haja o aproveitamento sustentável da lenha no semiárido, é indispensável a utilização de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), que garantam a renovação do recurso e a manutenção do bioma da Caatinga. Para subsidiar estratégias de obtenção sustentável e conservação do ecossistema local, este estudo abrange a relação entre a disponibilidade de lenha, o manejo florestal sustentável e sua viabilidade econômica e ambiental na região semiárida de Pernambuco, Brasil. Para avaliar a cobertura vegetal e a demanda de lenha na região foram adotadas as medidas de localização e correlação espacial, como o quociente locacional (QL) e a Análise Exploratória de Dados Espaciais (AEDE). Para a análise espacial da disposição dos PMFS utilizou-se a estatística Scan. Para a viabilidade econômica dos PMFS sob condições de risco aplicou-se a simulação de Monte Carlos sob o Valor Presente Líquido (VPL). Foram observados em cenário determinístico o Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE), a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Payback Descontado. A análise ambiental da produção de lenha foi realizada pela metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A análise espacial do uso do solo revelou clusters de alta disponibilidade de lenha, indicando potencial otimização da cadeia de suprimentos e impactos positivos na economia local. A evolução dos clusters de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) destacou a existência de cinco conglomerados espaço temporais e três conglomerados temporais, que tiveram influência da demanda industrial local, ressaltando a necessidade de adaptação contínua. As regiões com maior concentração foram próximas ao polo industrial de Araripina e na imediata de Serra Talhada. Os PMFS em Pernambuco demonstraram viabilidade econômica, com TIR e VPL positivos, apesar da influência significativa do custo da terra nos resultados de viabilidade. Os valores médios de VPL foram R\$ 527.101, com probabilidade de viabilidade em 78,43% dos cenários analisados. A análise de sensibilidade destacou o preço de venda da lenha como variável preponderante para a viabilidade do negócio. A ACV apresentou-se como uma ferramenta apropriada para analisar os impactos ambientais, enfatizando a importância do transporte da produção nas

emissões totais. Os sistemas avaliados apresentaram emissões variando de 15,27 a 22,20 kgCO_{2eq}/st para deslocamentos de até 200 km. Sendo assim, observou-se que há disponibilidade do recurso da lenha na região do semiárido de Pernambuco e que sua utilização em PMFS pode ser economicamente viável e de baixo impacto ambiental. A pesquisa destaca a importância do manejo florestal na manutenção da biodiversidade e cobertura vegetal, contribuindo para a produção sustentável da lenha e diminuição da pressão sobre o ecossistema. Embora o crescimento da quantidade de PMFS seja modesto, ainda há áreas que podem ser utilizadas para a produção sustentável de lenha. Os resultados são relevantes para investidores, produtores e formuladores de políticas, destacando a importância da logística e otimização de recursos na busca por práticas mais sustentáveis da produção.

Palavras-chave: lenha sustentável; dinâmica espacial; estatística Scan; viabilidade econômica; condições de risco; avaliação de ciclo de vida.

ABSTRACT

Growing global demand for energy is leading to the progressive depletion of fossil resources, and global emissions associated with energy production have increased significantly. It is crucial to reduce dependence on these resources, not only because of their potential depletion, but also to mitigate adverse environmental impacts. In this context, local forests can provide various services to the community, mainly for energy generation. This scenario is common in the semi-arid region of Pernambuco, where the use of fuelwood is important for household and industrial needs. For the sustainable use of fuelwood in the semi-arid region, it is essential to apply Sustainable Forest Management Plans (SFMPs) that guarantee the renewal of the resource and the conservation of the Caatinga biome. In order to support strategies for sustainable procurement and conservation of the local ecosystem, this study addresses the relationship between fuelwood availability, sustainable forest management and its economic and environmental viability in the semi-arid region of Pernambuco, Brazil. Measures of location and spatial correlation, such as the location quotient (LQ) and exploratory spatial data analysis (ESDA), were used to assess the vegetation cover and demand for fuelwood in the region. Scan statistics were used to analyze the spatial layout of the SFMPs. The Monte Carlos simulation was used to evaluate the economic viability of the SFMPs under risk conditions using the Net Present Value (NPV). In a deterministic scenario, the UAEV, the IRR and the discounted payback were considered. The environmental analysis of fuelwood production was carried out using the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. The spatial analysis of land use revealed clusters of high firewood availability, indicating potential optimization of the supply chain and positive impacts on the local economy. The evolution of Sustainable Forest Management Plan (SFMP) clusters revealed the existence of five space-time conglomerates and three time-time conglomerates influenced by local industrial demand, highlighting the need for continuous adaptation. The regions with the highest concentration were near the industrial center of Araripina and in the immediate vicinity of Serra Talhada. The SFMPs in Pernambuco showed economic viability, with a positive IRR and NPV, despite the significant influence of land costs on the viability results. The average NPV values were R\$ 527,101, with a probability of profitability in 78.43% of the scenarios analyzed. The sensitivity analysis highlighted the selling price of firewood as the most important variable for the viability of the business. The LCA proved to be an appropriate tool for analyzing environmental impacts, highlighting the importance of production transport in total emissions. The evaluated systems showed emissions ranging from 15.27 to 22.20 kgCO₂eq/st for distances up to 200 km. It was concluded that

fuelwood is available in the semi-arid region of Pernambuco and that its use in SFMPs can be economically viable with low environmental impact. The research highlights the importance of forest management in maintaining biodiversity and vegetation cover, contributing to the sustainable production of fuelwood and reducing pressure on the ecosystem. Although the growth of SFMPs is modest, there are still areas that can be used for sustainable fuelwood production. The results are relevant for investors, producers and policy makers, and highlight the importance of logistics and resource optimization in the search for more sustainable production practices.

Keywords: sustainable firewood; spatial dynamics; scan statistics; economic viability; risk conditions; life cycle assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Distribuição espacial dos biomas brasileiros e sistema costeiro marinho	22
Figura 2	- Evolução da área estimada de cobertura florestal no Brasil, por biomas, de 2000 a 2020.....	23
Figura 3	- Evolução da produção anual de madeira, por tipo de floresta (extrativismo vegetal e silvicultura), por tonelada, no Brasil, de 2000 a 2022.	24
Figura 4	- Formações vegetais dominantes na Caatinga	26
Figura 5	- Produção de lenha e carvão vegetal nas mesorregiões de Pernambuco	28
Figura 6	- Comportamento das curvas de incremento médio anual (IMA), incremento corrente anual (ICA) e idade técnica de corte (ITC)	32
Figura 7	- Ciclo de vida dos produtos.....	44
Figura 8	- Estrutura base e fases da ACV	45
Figura 9	- Localização geográfica da área de estudo, a região semiárida de Pernambuco, Brasil.....	53
Figura 10	- Padrão visual e descrição das classes de uso da terra no semiárido de Pernambuco	54
Figura 11	- Representação da matriz de contiguidade rainha (A)	57
Figura 12	- Diagrama de dispersão de Moran	58
Figura 13	- Quociente locacional da cobertura do solo e disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021	62
Figura 14	- Quociente locacional do consumo de biomassa, por setores, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021	63
Figura 15	- Distribuição espacial do IMoran_Global da disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021	64
Figura 16	- Distribuição espacial do IMoran_Local para a disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021	65
Figura 17	- Distribuição espacial do IMoran_Global e do IMoran_Local bivariado entre a disponibilidade e a demanda da biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil	66
Figura 18	- Localização geográfica da área de estudo e dos PMFS, na região	

semiárida do estado de Pernambuco, Brasil.	71
Figura 19 - Índice de Herfindahl-Hirschman para a quantidade de planos de manejo, nas regiões imediatas (a), intermediárias (b) e municípios (c), e índice ajustado (d), para o semiárido de Pernambuco, Brasil.....	77
Figura 20 - Clusters dos planos de manejo florestal sustentável, do semiárido pernambucano, para área sob manejo (a), quantidade de produção de lenha (b) e quantidade de PMFS (c), em 2023.....	79
Figura 21 - Evolução observada e esperada (mil st), no exterior e no interior dos planos de manejo florestal sustentável ativos, com base em área manejada, no semiárido pernambucano, 1995 a 2021	81
Figura 22 - Distribuição espacial dos PMFS avaliados em Pernambuco, Brasil	86
Figura 23 - Análise de sensibilidade para a produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil	94
Figura 24 - Resultados estocásticos do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil.....	95
Figura 25 - Boxplots para o retorno do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, de diferentes portes, no semiárido de Pernambuco, Brasil.....	97
Figura 26 - Localização geográfica da área de estudo, dos PMFS e dos municípios de coleta do inventário de ciclo de vida, na região semiárida de Pernambuco, Brasil.....	102
Figura 27 - Fronteira do sistema para análise de desempenho energético da produção de lenha nos PMFS no semiárido pernambucano.....	104
Figura 28 - Pegada de carbono para produção de lenha, kgCO ₂ eq/st, em cenários com baixo e alto nível tecnológico, transporte com dois modelos de caminhão (toco e truck) e diferentes distâncias percorridas.....	109
Figura 29 - Resultados estocásticos da ACV da produção e transporte de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável com baixo e alto nível tecnológico e diferentes modelos de caminhão, no semiárido de Pernambuco, Brasil.....	110

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Diferenças entre manejo florestal sustentável e desmatamento	31
Quadro 2 - Principais softwares utilizados para o desenvolvimento de ACV.....	46
Quadro 3 - Ensaaios para o setor florestal brasileiro.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação para os componentes de vegetação da Caatinga.....	25
Tabela 2 - Evolução da produção de lenha e carvão vegetal (CV), do extrativismo vegetal, nos estados da região Nordeste, em 2000, 2010 e 2022.....	27
Tabela 3 - Caracterização da cobertura do solo (ha) e disponibilidade de biomassa (ton), nas regiões imediatas do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021.....	60
Tabela 4 - Comparativo de disponibilidade e produção de lenha, nas regiões imediatas do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021.....	61
Tabela 5 - Evolução da quantidade e área, de propriedade e manejo, sob plano de manejo florestal sustentável, em Pernambuco, de 2000 a 2022.....	76
Tabela 6 - Preço médios de manutenção de PMFS e da produção de lenha, para um ciclo de 15 anos, no semiárido de Pernambuco, Brasil, em 2021.....	88
Tabela 7 - Fluxo de caixa para a produção de lenha, em PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil, em 2021.....	89
Tabela 8 - Distribuições de probabilidade e parâmetros para os pressupostos financeiros (em R\$).....	91
Tabela 9 - Evolução de custos e receitas médios para PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil, de 1999 a 2021.....	92
Tabela 10 - Análise determinística da viabilidade econômica da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil.....	92
Tabela 11 - Resultados do teste ANOVA por porte, com (Ct) e sem o custo da terra (SCt).....	96
Tabela 12 - Resultados do teste de Levene entre as regiões analisadas, com (Ct) e sem o custo da terra (SCt).....	97
Tabela 13 - Inventário de processos para produção de lenha, com baixo e alto nível tecnológico, em PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil.....	105
Tabela 14 - Pegada de carbono na produção da lenha, em kgCO ₂ -eq/st,	

dentro da porteira de PMFS no semiárido do Pernambuco, com níveis tecnológicos baixo e alto.....	108
---	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS	19
1.1	OBJETIVO GERAL	22
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	23
2.1	COMPOSIÇÃO E DINÂMICA FLORESTAL DO BRASIL	23
2.1.1	Bioma da Caatinga e o semiárido.....	26
2.1.2	Produção florestal no semiárido.....	27
2.2	MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL	30
2.2.1	Produção madeireira em PMFS na Caatinga	32
2.3	ESTIMATIVAS DA BIOMASSA	34
2.3.1	Classificadores espectrais de classes	36
2.4	ECONOMIA E AGLOMERAÇÃO ESPACIAL	37
2.5	AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE PROJETOS FLORESTAIS.....	39
2.5.1	Análise de Riscos e Simulação de Monte Carlo	40
2.6	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	42
2.6.1	Histórico	42
2.6.2	Método	44
2.6.3	Avaliação de ciclo de vida em estudos florestais.....	46
3	ESPECIALIZAÇÃO E DEPENDÊNCIA ESPACIAL NA OFERTA E DEMANDA DE BIOMASSA LENHOSA NO SEMIÁRIDO: O CASO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, BRASIL.....	50
3.1	INTRODUÇÃO.....	51
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	52
3.2.1	Área de estudo.....	52
3.2.2	Base de dados	53
3.2.2.1	Cobertura e uso do solo	53
3.2.2.2	Estimativas de biomassa lenhosa.....	54
3.2.2.3	Produção da lenha.....	55
3.2.2.4	Demanda de lenha	55
3.2.3	Análise de conjuntura	55
3.2.4	Especialização locacional	55

3.2.5	Dependência espacial.....	56
3.2.5.1	Indicadores de autocorrelação espacial	57
3.2.5.2	I Moran global Univariado	57
3.2.5.3	I Moran local Univariado	58
3.2.5.4	I Moran global multivariado.....	59
3.2.5.5	I Moran local multivariado	59
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
3.4	CONCLUSÃO.....	66
4	ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL: PERNAMBUCO, BRASIL.....	68
4.1	INTRODUÇÃO.....	69
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	71
4.2.1	Área de estudo.....	71
4.2.2	Análise de conjuntura e concentração	72
4.2.3	Análise de clusters	73
4.2.3.1	SatScan Espacial.....	73
4.2.3.2	SatScan espaço-temporal.....	74
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.4	CONCLUSÃO.....	82
5	ANÁLISE ECONÔMICA DA EXPLORAÇÃO DE LENHA EM PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO SOB CONDIÇÕES DE RISCO	83
5.1	INTRODUÇÃO.....	84
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	85
5.2.1	Área de estudo.....	85
5.2.2	Dados utilizados.....	85
5.2.3	Desenvolvimento do modelo	86
5.2.3.1	Identificação das variáveis de entrada	86
5.2.3.2	Identificação das variáveis de saída.....	87
5.2.3.3	Identificação da incerteza e do risco.....	90
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	91
5.4	CONCLUSÃO.....	97

6	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA EXPLORAÇÃO DE LENHA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: UMA ANÁLISE DOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL DE PERNAMBUCO, BRASIL	99
6.1	INTRODUÇÃO.....	100
6.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	102
6.2.1	Área de estudo.....	102
6.2.2	Produção de lenha nos PMFS.....	102
6.2.3	Avaliação de Ciclo de Vida	103
6.2.3.1	Definição de objetivo e escopo.....	103
6.2.3.2	Inventário de ciclo de vida.....	104
6.2.3.3	Avaliação de impactos.....	106
6.2.3.4	Interpretação da ACV	106
6.2.4	Simulação de Monte Carlo.....	107
6.2.5	Variáveis de entrada e saída	107
6.2.6	Simulação e interpretação.....	107
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	107
6.4	CONCLUSÃO.....	111
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	112
	REFERÊNCIAS.....	114

1 INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS

O aumento da demanda energética mundial, o esgotamento de reservas de combustíveis fósseis e a necessidade de redução das emissões de gases do efeito estufa (GEEs) têm estimulado diversos países a buscarem o desenvolvimento energético sustentável. A lenha possibilitou a sobrevivência de civilizações antigas e auxilia na subsistência das populações modernas, sob forma de energia. Devido à disponibilidade e baixo custo comparado a outras fontes energéticas, principalmente quando utilizada *in natura*, a lenha é utilizada em diversos países, principalmente em zonas subdesenvolvidas, e em regiões emergentes.

O uso sustentável da biomassa florestal como vetor energético converge aos compromissos firmados pelo Brasil, no Acordo de Paris, para redução, até 2025, de 37% das emissões de GEEs abaixo dos níveis de 2005, e de 43% até 2030. Entre as estratégias para atingir as metas internacionais, estão o aumento da participação de bioenergéticos na matriz energética nacional, restauração de 12 milhões de hectares de florestas e o incremento em outras formas renováveis de energia, elevando a participação destas para 45% da matriz nacional (Lima *et al.*, 2020).

No Brasil, em 2020, das 287,62 Mtep (Toneladas equivalentes de petróleo) de energia primária ofertadas, 139,10 Mtep foram de fontes não renováveis e 148,52 Mtep de renováveis. Dentre as fontes renováveis, 81,31 Mtep (57,97%) foram obtidos a partir do uso da biomassa, uma proporção superior à observada em nível mundial (Empresa de Pesquisa Energética - EPE, 2019; International Energy Agency - IEA, 2020). De acordo com a EPE (2021), as principais fontes de energia da biomassa foram a cana-de-açúcar (54,93 Mtep) e a lenha e carvão vegetal (25,71 Mtep).

As fontes de energia da biomassa são adaptadas à realidade espacial e climática da grande extensão territorial do Brasil, destacando-se as florestas plantadas na região Sul e Centro-Oeste, a cana-de-açúcar no interior de São Paulo e litoral nordestino e a lenha e carvão vegetal da madeira nativa no semiárido (BRASIL, 2018; ROMERO *et al.*, 2019).

O semiárido brasileiro compreende uma área de 982.563,3 km² e abrange o norte de Minas Gerais e os sertões da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí. Aproximadamente 89,50% de sua extensão encontra-se sobre os estados do Nordeste e tem a Caatinga como bioma predominante (Instituto Brasileiro de Pesquisa e Estatística – IBGE, 2020).

A vegetação da Caatinga é uma fonte de subsistência para a população do semiárido, embora degradada por processos históricos de ocupação e uso intensivo. As florestas locais

podem desempenhar diversos serviços à comunidade, sendo o uso da madeira, principalmente para energia, o mais registrado (Sampaio, 2002). No semiárido nordestino, historicamente, há dependência da população, principalmente de baixa renda, em relação aos produtos da madeira proveniente da caatinga, tanto no consumo doméstico quanto para fins industriais (destacando-se as cerâmicas e gesso). Cerca de 50% de toda energia primária consumida na região vem deste biocombustível (lenha e outros produtos) (Riegelhaupt; Pareyn, 2010). Pernambuco apresenta comportamento semelhante aos demais estados da região, com elevada demanda de lenha, principalmente, nas indústrias dos setores têxtil, gesso e cerâmico (Campello, 2013). Lucena *et al.* (2007) ressaltaram a existência de ao menos 60 espécies lenhosas, no semiárido pernambucano, com destinação à construção civil e uso combustível.

A exploração da madeira para utilização energética pode tornar-se uma atividade insustentável quando não realizada numa área sob manejo florestal sustentável, principalmente para desígnio dos segmentos industriais que demandam elevadas quantidades. Os impactos do desmatamento ilegal podem acarretar consequências negativas na exploração madeireira e na extração de produtos florestais não madeireiros (Carvalho *et al.*, 2020).

A fim de que haja o aproveitamento sustentável da lenha no semiárido, é indispensável a utilização dos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) e do corte autorizado sem mudanças de uso da terra. Os PMFS são áreas de gerenciamento de florestas nativas que visam à obtenção de produtos florestais, sem impacto na futura produtividade e sem ônus ao meio físico e social. Estes planos apresentam diversas vantagens ambientais em relação ao uso da madeira de desmatamento e também devem proporcionar retornos econômicos positivos ao produtor. Embora existam estudos que apontem para viabilidade econômica destes projetos, não há, na literatura, inventários e/ou quantificação de impactos ambientais associados às etapas de produção madeireira no campo.

Informações socioeconômicas e ambientais são fatores indispensáveis para a instituição de cadeias sustentáveis de bioenergia (Sacchelli; Fagarazzi; Bernetti, 2013). O aproveitamento economicamente viável de biocombustíveis está relacionado à distribuição espacial da oferta da madeira, seus custos e sua infraestrutura produtiva (Pokharel; Grala; Grebner, 2017). Assim, o entendimento da dinâmica de disponibilidade da lenha, e da disposição dos PMFS no semiárido pernambucano, associada a avaliações de viabilidade econômica e ambiental tornam-se um importante objeto de estudo, favorecendo a validação destes planos e a instituição de marketing verde para a produção.

Essa tese está constituída de cinco capítulos. O primeiro apresenta o referencial teórico sobre o bioma da caatinga, a produção madeireira no semiárido e o embasamento teórico das

principais metodologias utilizadas. No segundo, realizou-se uma análise espacial do uso da terra, a partir de dados de sensoriamento remoto, favorecendo o entendimento da distribuição dos recursos de madeira no Estado, sendo esperada a existência de aglomerados na oferta. Também foi avaliado o padrão de associação espacial de oferta e demanda de lenha, evidenciando as principais áreas para exploração de madeira no semiárido pernambucano.

No terceiro capítulo, foi realizada uma análise de *clusters* da distribuição espacial e temporal dos PMFS, a fim de compreender se estes estão agrupados em torno da oferta e em busca de vantagens comparativas de conglomeração. No quarto capítulo, avaliaram-se os retornos econômicos mais prováveis para os planos de manejo florestal sustentável, em Pernambuco, sob condições de risco, via simulação de Monte Carlo, para inferência dos padrões mais comuns de rentabilidade, sendo esperado que os planos sejam rentáveis financeiramente. O quinto capítulo traz um inventário e a avaliação de ciclo de vida dos PMFS do semiárido pernambucano, que se espera tenham baixo impacto ambiental. Os resultados podem fortalecer a economia regional e favorecer o entendimento dos produtores quanto à dinâmica de investimentos que podem resultar em maiores retornos econômicos e quanto ao impacto ambiental dos processos produtivos.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar de forma espacial, econômica e ambiental a produção da lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, na região semiárida de Pernambuco.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Analisar espacialmente a disponibilidade e demanda de lenha na região do semiárido de Pernambuco;
- b) Analisar a distribuição e evolução espaço-temporal dos conglomerados dos planos de manejo florestal sustentável na região do semiárido de Pernambuco;
- c) Avaliar os retornos econômicos mais prováveis para os planos de manejo florestal sustentável em Pernambuco, sob condições de risco, via simulação de Monte Carlo.
- d) Quantificar os impactos ambientais da produção de lenha, em planos de manejo florestal sustentável de Pernambuco, a partir da avaliação de ciclo de vida.

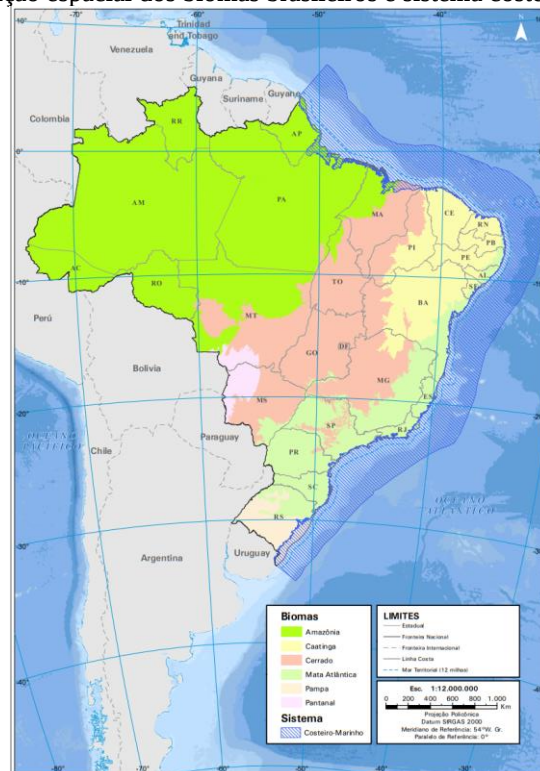
2 REFERENCIAL TEÓRICO

O Referencial Teórico foi estruturado em tópicos relevantes ao manejo sustentável de florestas na Caatinga do estado de Pernambuco e nas teorias científicas utilizadas como método nesta tese. Descreveu-se sobre a composição e dinâmica florestal do Brasil, manejo de florestas e estimativas da disponibilidade de biomassa. Também foram apresentadas algumas teorias como a economia espacial e de aglomeração, a teoria econômica voltada a projetos florestais e a avaliação de ciclo de vida.

2.1 COMPOSIÇÃO E DINÂMICA FLORESTAL DO BRASIL

As florestas naturais do território brasileiro encontram-se divididas em seis biomas (Figura 1): Amazônia (333.217.388 ha), Cerrado (89.317.669 ha), Caatinga (36.030.578 ha), Mata Atlântica (18.791.881 ha), Pantanal (5.353.139 ha) e Pampas (2.131.517 ha) (Sistema Nacional de Informações Florestais - SNIF, 2020). Embora fracionada em grandes grupos, cada bioma apresenta um tipo de vegetação específica, somando 25 tipos, de acordo com a classificação do SNIF.

Figura 1 - Distribuição espacial dos biomas brasileiros e sistema costeiro marinho

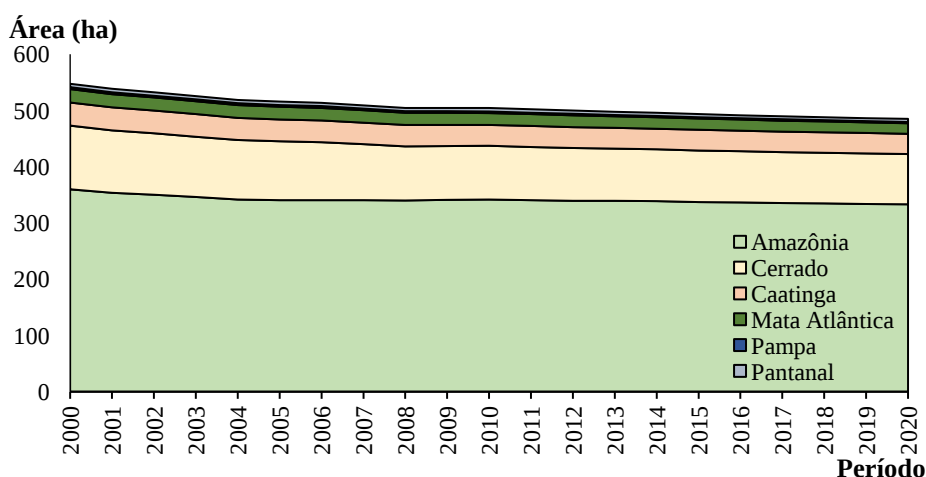


Fonte: IBGE (2019).

A Figura 2 apresenta a evolução da área estimada de cobertura florestal no Brasil de 2000 a 2020. O bioma amazônico constitui-se como o principal, no Brasil, com área florestal média de 341,18 milhões de ha. Em seguida estiveram o Cerrado, com cobertura média de 97,98 milhões de ha de floresta, a maior parte localizada na região Centro-Oeste do país; e a Caatinga, com média de 37,88 milhões de ha de cobertura nativa.

Os pampas foram o bioma com maior perda anual de cobertura florestal (Figura 2), com queda média de 2,06% a.a., entre 2000 e 2020 (IBGE, 2020), seguidos da Mata Atlântica (-1,20% a.a.), Cerrado (-1,18% a.a.), Pantanal (-0,74% a.a.), Caatinga (-0,66% a.a.) e Amazônia (-0,38% a.a.). Embora com baixo decréscimo percentual, a Amazônia teve a maior perda em termos absolutos (-24,42 milhões de ha), seguida do Cerrado (-23,98 milhões de ha), Mata Atlântica (-5,12 milhões de ha) e Caatinga (-5,11 milhões de ha).

Figura 2 - Evolução da área estimada de cobertura florestal no Brasil, por biomas, de 2000 a 2020.



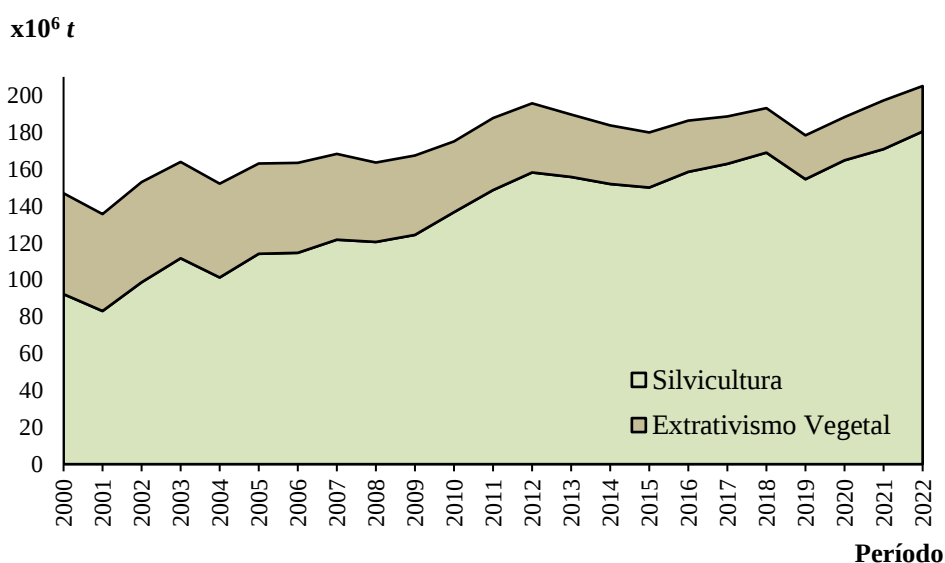
Fonte: SNIF (2022).

Diante da grande disponibilidade de recursos, o setor florestal brasileiro é um dos principais expoentes mundiais, tendo ocupado a quarta colocação no ranking dos maiores produtores de madeira no mundo (281,52 milhões de m³) (extrativismo vegetal + silvicultura) e terceira com destinação para combustível (123,44 milhões de m³) (FAO, 2020).

A produção nacional madeireira saltou de 146,88 milhões de t, em 1990, para 178,30 milhões de t, em 2019, com média de 171,72 milhões de t e crescimento médio de 1,02% a.a. (Figura 3). Em 2000, 37,26% da produção de madeira ocorreu sob regime de extrativismo vegetal e 62,74% sob silvicultura. Em 2022, a discrepância entre os diferentes processos cresceu, a silvicultura chegando a 87,99% da produção e o extrativismo a 12,01% (IBGE, 2021).

O ano com maior produção florestal, no Brasil, foi 2012, um ano atípico, com 195,61 milhões de t, com 80,86% de silvicultura e 19,14% de extrativismo, esse efeito foi percebido por Zerbini (2014) que destacou este como um ano atípico para a produção nacional. A produção nacional cresceu a 1,53% a.a., com destaque para a silvicultura com +3,1% a.a. e decréscimo no extrativismo de 3,56% a.a. Segundo a Indústria Brasileira de Árvores, a produção de florestas plantadas cresceu devido à alta demanda das indústrias de celulose e papel, mercado civil e segmento siderúrgico (IBÁ, 2019).

Figura 3 - Evolução da produção anual de madeira, por tipo de floresta (extrativismo vegetal e silvicultura), por tonelada, no Brasil, de 2000 a 2022.



Fonte: IBGE (2024).

Dentre os produtos da madeira destacou-se a lenha no extrativismo vegetal e a madeira em tora na silvicultura. A lenha apresentou média de produção de 81,31 milhões de metros cúbicos, de 2000 a 2022, com decréscimo de 1,02% a.a., sendo 2002 o ano com maior produção. Em 2000, 55,46% da lenha foi obtida a partir do extrativismo, enquanto em 2022 foram 27,21%.

A média de produção do carvão vegetal foi 5,67 milhões de t, com crescimento de 3,18%, sendo a silvicultura responsável por 76,09% do total. A silvicultura foi significativamente mais relevante para a madeira em tora, correspondendo a 88,39% da produção média de 131,14 milhões de m³.

Dentre as regiões, o Nordeste destacou-se no extrativismo vegetal. Em valores médios, de 2000 a 2022, a região foi responsável por 56,54% da produção nacional de lenha e 38,96% do carvão vegetal. Apenas quanto à produção de madeira em tora o Nordeste (8,82%) não foi destaque, ficando abaixo do Norte (65,81%) e do Centro – Oeste (19,05%).

2.1.1 Bioma da Caatinga e o semiárido

A Caatinga (Figura 1) é o bioma mais abrangente do Nordeste brasileiro, em especial do semiárido. Com área de aproximadamente 85 milhões de hectares, o bioma apresenta vegetação predominantemente caducifólia lenhosa e arbustivas (Oliveira-Filho *et al.*, 2006). O tipo de vegetação é resposta à baixa disponibilidade hídrica e de nutrientes, associada aos impactos antrópicos. Tem uma diversidade florística alta, porém elevada restrição ao crescimento em razão da deficiência hídrica (Sampaio; Araújo; Sampaio, 2005).

A Caatinga é um bioma florestal do semiárido caracterizado por um clima marcado por fortes secas. Sob essas condições, as espécies arbóreas dominantes têm desenvolvido adaptações como: alta capacidade de regenerar por brotação de tocos e cepas; rápida resposta e alta taxa de crescimento em períodos úmidos; caducifólia e redução significativa do metabolismo em períodos secos (Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio, 2010). O SNIF (2020) classifica o principal tipo de vegetação do bioma como Savana-Estépica, com vários subtipos no Sistema Brasileiro de Classificação da Vegetação (IBGE, 2012) (Tabela 1): Savana Estépica Florestada (SEF); Savana Estépica Arborizada (SEA); Savana Estépica Parque (SEP); e Savana Estépica Gramíneo-lenhosa (SEGl).

Tabela 1 - Classificação para os componentes de vegetação da Caatinga

Tipo de vegetação	2000		2010		2020	
	10 ⁶ ha	Part. %	10 ⁶ ha	Part. %	10 ⁶ ha	Part. %
Savana-Estépica	29,50	71,69	26,80	72,08	26,05	72,30
Contatos	5,14	12,50	4,59	12,34	4,43	12,29
Floresta Estacional	3,26	7,91	2,79	7,50	2,63	7,30
Savana	2,83	6,88	2,62	7,05	2,55	7,08
Floresta Ombrófila	0,26	0,62	0,24	0,64	0,23	0,64
Palmeiral	0,07	0,16	0,06	0,17	0,06	0,17
Manguezal	0,05	0,13	0,05	0,13	0,05	0,14
Restinga	0,04	0,10	0,04	0,09	0,03	0,10
Total	41,15	100,00	37,17	100,00	36,04	100,00

Fonte: IBGE (2020)

A SEF está estruturada em dois estratos, o primeiro com domínio de nanofanerófitas, razoavelmente adensadas por troncos esgalhados e espinhosos, e um segundo gramíneo-lenhoso, com pouca expressão fisionômica. A SEA também apresenta dois estratos, um arbustivo-arbóreo superior esparsos e o outro, inferior gramíneo-lenhoso. A SEP assemelha-se a um tapete de plantas herbáceas e gramíneas, com arbustos e pequenas árvores espaçadas. A

SEGI é um tapete gramíneo salpicado de plantas anãs, lenhosas e espinhosas. A Figura 4 apresenta a representação gráfica dos perfis vegetais dominantes na Caatinga.

Figura 4 - Formações vegetais dominantes na Caatinga



Fonte: Veloso, Rangel Filho e Lima (1991)

2.1.2 Produção florestal no semiárido

As condições ambientais e a existência de diversas espécies lenhosas com elevado poder calorífico no bioma da Caatinga, associadas à elevada demanda na região, são precedentes para a produção de biomassa lenhosa com finalidade energética (Lima Júnior *et al.*, 2014). Por sua vez, a alta produtividade, em razão da rápida regeneração natural por rebrota em troncos já cortados, processo comum nos planos de manejo florestal sustentável, também colaboram para esta destinação energética da madeira (Sampaio *et al.*, 1998).

A utilização da lenha e do carvão vegetal na região Nordeste é marcada pela ocupação e expansão territorial, desde a época da colonização, quando estas eram as únicas fontes disponíveis para geração de energia, junto ao bagaço de cana (Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio, 2010). A primeira crise do petróleo, em 1974, e a intensificação da urbanização, com consequente aumento da demanda de materiais de construção civil resultaram no aumento no consumo de lenha e carvão vegetal na região, até a década de 1990. A partir da década de 2000, com o processo de gaseificação das indústrias regionais, o consumo dos combustíveis da madeira decresceu.

Embora o consumo de lenha e carvão vegetal tenha apresentado diminuição na última década (Tabela 2), sua participação e produção continuam sendo determinadas por demandas locais e/ou sub-regionais. O consumo de lenha e carvão vegetal, na Paraíba, por exemplo (Coelho Junior *et al.*, 2018), está associado às demandas das indústrias de cerâmica vermelha, assim como no Rio Grande do Norte, com destaque para a região do Seridó (Silva *et al.*, 2008). Em Pernambuco, destaca-se a elevada demanda da indústria de gesso, localizada na região do Araripe (Toniolo; Paupitz; Campello, 2006).

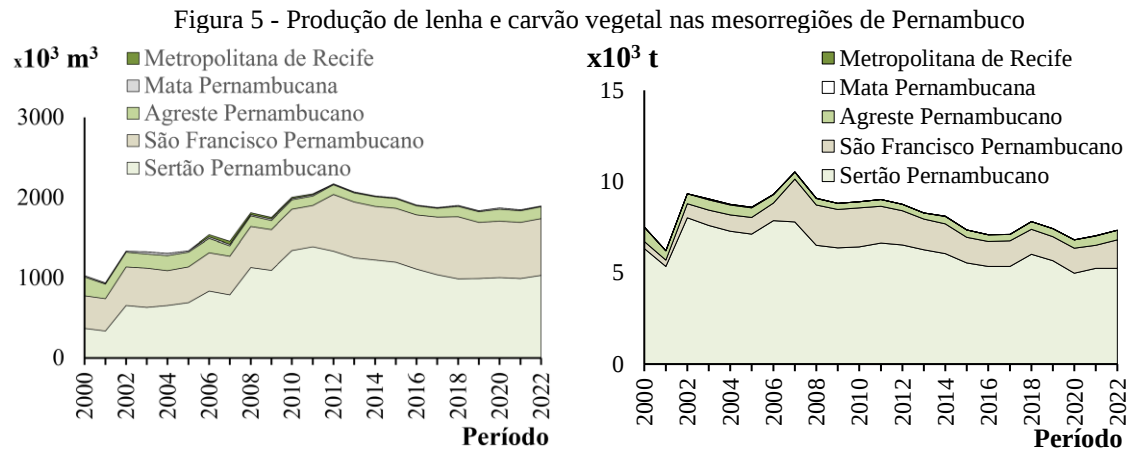
Tabela 2 - Evolução da produção de lenha e carvão vegetal (CV), do extrativismo vegetal, nos estados da região Nordeste, em 2000, 2010 e 2022

Estado	2000		2010		2022	
	CV (t)	Lenha (m³)	CV (t)	Lenha (m³)	CV (t)	Lenha (m³)
Ceará	11.384	4.364.486	11.113	4.525.067	8.033	3.198.288
Piauí	18.196	1.647.219	181.825	2.093.228	30.828	2.165.317
Pernambuco	7.511	1.026.597	8.899	2.003.161	7.337	1.892.405
Bahia	20.270	13.301.319	131.156	9.263.509	41.793	1.449.356
Maranhão	148.721	2.633.956	335.982	2.796.131	127.018	1.501.233
Rio Grande do Norte	3.308	1.756.711	1.958	1.209.786	3.291	989.418
Paraíba	3.536	855.574	1.163	589.082	946	634.339
Alagoas	1.107	631.076	79	73.283	14	18.798
Sergipe	1.285	486.536	811	323.648	19	10.729
Nordeste	215.317	26.703.474	672.986	22.876.895	219.279	11.859.883

Fonte: IBGE (2024)

Parte significativa da diminuição da produção regional dos dois principais produtos madeireiros para geração de energia, o carvão vegetal (-0,08% a.a.) e a lenha (-3,62% a.a.), esteve associada ao uso do gás natural na indústria. Prates *et al.* (2006) destacaram o crescimento significativo do mercado de gás natural, relacionando-o com a construção do gasoduto Brasil-Bolívia (Gasbol), que permitiu complementar a produção nacional rapidamente e em grandes volumes. Alagoas foi o estado que teve maior decréscimo proporcional na produção do carvão vegetal (-18,02% a.a.) e Sergipe, na produção de lenha (-15,92% a.a.). As unidades federativas com maior crescimento na produção de lenha foram Pernambuco (2,82% a.a.) e Piauí (1,25% a.a.).

Pernambuco teve aumento na produção de lenha, evidenciando potencial para PMFS e uso legal do recurso na região. A distribuição do recurso entre as regiões é apresentada na Figura 5. Da produção média de lenha em Pernambuco, entre 2000 e 2022, 1706 mil de m³, 56,24% foram produzidos no Sertão pernambucano, região que se destaca por estar completamente inserido no semiárido e no bioma da Caatinga. É na mesorregião do Sertão que se localiza o polo gesseiro do Araripe, com grande demanda de lenha nos processos industriais. Em seguida, a mesorregião do São Francisco Pernambucano apresentou participação média de 34,07%. Por fim, estiveram o Agreste Pernambucano (8,52%), a Mata Pernambucana (0,83%) e Região Metropolitana de Recife (0,35%). As regiões litorâneas, por terem a Mata Atlântica como bioma dominante, apresentaram baixa oferta do insumo. A distribuição regional da produção do carvão vegetal mostrou-se semelhante à lenha; a média da produção foi de 8,18 mil toneladas, das quais 77,32% do Sertão Pernambucano, 17,12% do São Francisco Pernambucano e 5,56% das demais regiões (IBGE, 2021).



Fonte: IBGE (2024)

A quantidade de madeira produzida na região do semiárido a partir de manejo florestal sustentável ou produção de florestas (silvicultura) é muito pequena (Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio, 2010). A maior parte da produção origina-se de desmatamento, sendo responsável por aproximadamente 80% do total produzido, o que torna este modelo insustentável. Para contornar este entrave existem duas alternativas principais: o plantio de florestas ou o manejo florestal sustentável.

A silvicultura encontra diversos problemas para desenvolvimento nesta região, tendo em vista que implica em elevado investimento financeiro e corre o risco das secas recorrentes. Embora algumas espécies exóticas tenham resistência a escassez hídrica, não é comum que resistam às secas tão prolongadas que frequentemente assolam a região. Os elevados custos de reflorestamento e a concorrência por uso do solo amplificam a problemática. De forma inversa, a instituição dos planos de manejo florestal sustentável (PMFS) conta com adaptação e tolerância das plantas nativas às secas locais. Elas são capazes de fornecer elevado potencial de produção, rápida resposta produtiva, baixo custo de implementação e benefícios sociais. Outra vantagem da extração de produtos florestais pelo manejo sustentado é o fato de não extrapolar a taxa de regeneração, garantindo que os níveis de colheita permaneçam dentro dos limites da capacidade de recuperação da floresta (Gama, 2021).

A difusão de PMFS constitui ação de elevada relevância para propriedades do semiárido (Paupitz, 2010). A utilização racional dos estoques das florestas em pequenas propriedades é parte da estratégia de sobrevivência dos produtores da região e os PMFS são capazes de potencializar diversos benefícios da cobertura florestal para o entorno rural.

2.2 MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

A *International Timber Organization* - ITTO (1990) define o manejo florestal sustentável de florestas nativas como o processo de gerenciamento de uma determinada área buscando a obtenção de produtos florestais, sem impacto na futura produtividade da floresta, e sem ônus ao meio físico e social. O BNDES (2002) esclarece que o manejo, seja em florestas nativas ou não-homogêneas, implica na aplicação de tratamentos silviculturais à floresta, além de extração de espécies previamente programadas. De acordo com a Lei Federal nº 11.284/2006 (Brasil, 2006), o manejo florestal sustentável trata-se da:

administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal (BRASIL, 2006, Art 3, inciso VI)

O manejo sustentável de florestas naturais deve prezar pela manutenção da produtividade do solo, do regime hídrico, dos investimentos e custos de produção, da infraestrutura, do capital social, florestal e econômico, dos volumes e produtividade de trabalho e dos benefícios indiretos e sociais (Hosokawa, 1995).

O termo “manejo florestal” foi utilizado inicialmente na Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 (Andrade *et al.*, 2019), e seu artigo 15 dizia: “fica proibida a exploração sob forma empírica das florestas primitivas da bacia Amazônica que só poderão ser utilizadas em observância a planos técnicos de condução e manejo a serem estabelecidos por ato do Poder Público” (Brasil, 1965). A partir da Lei nº 7803/1989 passou a ser exigida prévia autorização de órgãos competentes, ou seja, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), para a exploração florestal e formações sucessoras, seja em propriedade de domínio público ou privado, sendo necessária para concessão a adoção de técnicas de manejo compatíveis com as características dos ecossistemas locais (Brasil, 1989). Para a biomassa lenhosa da caatinga diversas normas e leis têm sido criadas (Gama, 2021), ressaltando-se a Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012, que estabelece normas gerais sobre a Proteção da Vegetação Nativa (Brasil, 2012), a Lei nº. 11.284, de 2 de março de 2006, que dispõe sobre a Gestão de Florestas Públicas para a Produção Sustentada, e a Instrução Normativa (IN) nº. 1, de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre Procedimentos Técnicos para Elaboração, Apresentação, Execução e Avaliação Técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentado da Caatinga (Brasil, 2009).

O manejo sustentável de florestas naturais deve prezar pela manutenção da produtividade do solo, do regime hídrico, dos investimentos e custos de produção, da infraestrutura, do capital social, florestal e econômico, dos volumes e produtividade de trabalho e dos benefícios indiretos e sociais (Hosokawa, 1995). Entretanto, existe uma confusão quanto à sustentabilidade dos planos de manejo florestal da Caatinga, em razão deste manejo ser, lamentavelmente, confundido com o desmatamento (Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio, 2010). Segundo os autores, essa percepção se dá em razão das especificidades do manejo na Caatinga, onde os cortes geralmente são mais rasos do que os realizados nas florestas tropicais úmidas. É necessário compreender que cada tipo de vegetação tem características peculiares e que uma técnica vantajosa em determinado tipo florestal pode não ter os mesmos resultados em outra floresta. Para distinguir melhor a importância do plano de manejo sustentável florestal (PMFS), o As experiências de manejo sustentável têm mostrado ser possível: aumentar a produtividade da extração de madeira, reduzindo o ciclo de corte e a área necessária; preservar a biodiversidade, mantendo a qualidade da água e do ar; e gerar benefícios socioeconômicos. Atualmente, a visão do manejo florestal é muito mais abrangente do que a simples aplicação de técnicas de exploração de madeira (BNDES, 2002). Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010) destacaram ainda que, de forma geral, as áreas exploradas nos PMFS contribuem com uma maior diversidade florística, sendo os estratos encontrados no interior dos planos mais diversificados do que nas respectivas áreas de Reservas Legais.

Quadro 1 apresenta as características que diferem o manejo do desmatamento.

As experiências de manejo sustentável têm mostrado ser possível: aumentar a produtividade da extração de madeira, reduzindo o ciclo de corte e a área necessária; preservar a biodiversidade, mantendo a qualidade da água e do ar; e gerar benefícios socioeconômicos. Atualmente, a visão do manejo florestal é muito mais abrangente do que a simples aplicação de técnicas de exploração de madeira (BNDES, 2002). Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010) destacaram ainda que, de forma geral, as áreas exploradas nos PMFS contribuem com uma maior diversidade florística, sendo os estratos encontrados no interior dos planos mais diversificados do que nas respectivas áreas de Reservas Legais.

Quadro 1 - Diferenças entre manejo florestal sustentável e desmatamento

Descrição	Manejo Florestal Sustentável	Desmatamento
Objetivo	Produção periódica, com sustentabilidade.	Produção pontual de madeira, sem compromisso com a sustentabilidade.
Manutenção da floresta	Preocupação com a manutenção da floresta e de seu potencial produtivo. Além disso, a	Sem qualquer cuidado com a manutenção da floresta. Sua

	existência de áreas sob MFS implica na existência e preservação de área de reserva legal – RL (no mínimo 20% da área total da propriedade) e de Área de Preservação Permanente – APP (em média de 2 a 5% da área total da propriedade)	realização não necessariamente é feita de maneira legal e/ou controlada e não implica na manutenção de RL ou APP.
Biodiversidade	Estudos comprovam que com o MFS há constância ou aumento da biodiversidade das áreas manejadas.	Em geral, ocorre a perda de biodiversidade das áreas desmatadas, sobretudo quando ocorre mudança no uso do solo.
Planejamento	Produção realizada a partir da elaboração e aprovação de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) que garante a manutenção da floresta.	Corte da vegetação realizado sem planejamento, ou com planejamento que envolve a completa retirada da cobertura florestal.
Uso do solo	Embora haja o corte planejado e controlado de algumas áreas, o MFS não envolve a mudança no uso do solo, garantindo a continuidade da cobertura florestal da propriedade como um todo.	Não há garantia de continuidade do uso florestal e muitas vezes envolve a mudança do uso do solo, com retirada total da cobertura florestal (para virar pasto, área de cultivo agrícola ou para construção, por exemplo).
Controle	Atividade realizada com controle legal por parte do órgão ambiental competente.	Atividade realizada sem controle legal, ou com controle legal, no caso de haver autorização de desmate.
Fertilidade de solo	A manutenção da cobertura florestal e o corte sem queima promovem a recuperação e manutenção de fertilidade natural do solo.	Com o corte raso da vegetação seguido de queima e/ou mudança de uso do solo que envolva sua maior exposição (para pastagem ou agricultura), há progressiva perda na fertilidade do solo, podendo levar a erosão e mesmo à desertificação.
Resultados	Há produção sustentável de produtos florestais (madeira e produtos não madeireiros) de maneira legal e com viabilidade econômica e ambiental, gerando empregos e renda.	Há degradação ambiental da área, com perda da biodiversidade, perda da fertilidade do solo e perda da capacidade de suporte à vida e à subsistência humana.

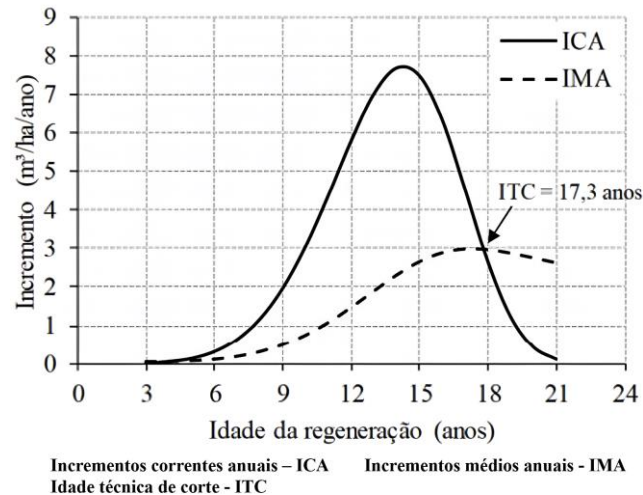
Fonte: Banco do Nordeste (s.d.)

2.2.1 Produção madeireira em PMFS na Caatinga

A produção de madeira nos PMFS, entre outros fatores, é associada à idade de corte dos talhões arbóreos. Para avaliar a idade ótima de corte são calculados os incrementos correntes anuais (ICA) e os incrementos médios anuais (IMA), sendo o ICA o valor relativo ao crescimento volumétrico da floresta no último ano e o IMA o crescimento médio da floresta até a idade em questão (Imaña-Encinas; Silva; Pinto, 2005). O corte ótimo se dá no ponto máximo do IMA, ou seja, o ponto de encontro das curvas de IMA e ICA, que pode ser chamado de ITC

(Idade técnica de corte) (Campos; Leite, 2013; Carvalho *et al.*, 2020). A Figura 6 apresenta o comportamento das curvas de IMA, ICA e ITC.

Figura 6 - Comportamento das curvas de incremento médio anual (IMA), incremento corrente anual (ICA) e idade técnica de corte (ITC)



Fonte: Adaptado de Carvalho *et al.* (2020).

De acordo com Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010), o período médio indicado de corte nos PMFS da Caatinga é de 15 anos, próximo ao estabelecido (17,3 anos) pela distribuição apresentada. Os ciclos de corte são função do estoque original, do tipo de produto desejado e do objetivo do manejo. Para produção de lenha, os ciclos curtos (de 10 a 15, ou até 20 anos), recuperam 80% ou mais do estoque original, e atingem as maiores produtividades (Riegelhaupt; Pareyn; Gariglio, 2010).

Diversos fatores podem alterar a curva de regeneração das florestas na região do semiárido, como o tipo de solo, contabilizando seus nutrientes, e as condições pluviométricas, sendo este um dos de maior impacto. A quantidade de chuva pode explicar até 72% das variações de crescimento entre espécies, em diferentes áreas do semiárido nordestino (Pareyn *et al.*, 2020). Resultados semelhantes foram relatados por Becknell *et al.* (2012) em revisão de literatura para florestas tropicais de zonas secas, tendo a precipitação média anual (PMA) explicado mais de 50% da variação na biomassa acima do solo.

De posse dos períodos otimizados para o corte, a exploração pode ocorrer a partir de diferentes técnicas de gestão, como o corte raso, poda ou desbaste da copa. A colheita de lenha nos PMFS geralmente é realizada por corte raso, mas tem como principal problemática o fato de as espécies florestais adaptarem-se de formas diferentes ao corte. Além disso, também pode causar danos a outros integrantes do ecossistema. Uma alternativa ao corte raso tradicional é o corte seletivo, no qual são preservadas as espécies imunes ao corte por previsão legal, espécies

frutíferas e outras com baixa adaptabilidade ao corte raso. Após a derrubada, as árvores são cortadas em toretes com um metro de comprimento, que são empilhados às margens das vias de acesso, de onde são carregadas no momento da venda (Garlet; Canto; Oliveira, 2018).

O desbaste da copa parece ser o tratamento menos prejudicial às espécies, com a mais baixa mortalidade de árvores todavia resulta em pouco crescimento da biomassa, podendo ser adequado para a obtenção de um suprimento constante, porém pequeno, de lenha (Milliken et al. 2018). O corte raso tem alto rendimento, mas alta mortalidade de árvores. O maior risco de mortalidade ocorre com a colheita na estação chuvosa, provavelmente, em razão do ingresso de patógenos ou pragas (Milliken *et al.*, 2018).

O volume médio de madeira por hectare varia significativamente, em função da localização do PMFS, como consequência de diferença e de pluviosidade, tipo de solo e espécies. Os resultados, em sua grande maioria, são apresentados por estéreo (st), que é uma medida de volume correspondente a um metro cúbico (1 m^3) de madeira empilhada (em geral, com 1 m de largura e 1 m de altura), incluindo os espaços vazios entre as toras (Batista; Couto, 2002). A conversão de estéreo para toneladas de massa seca (tMS) é apresentada em Brasil (2018). Produtividades de madeira para PMFS têm sido registradas como: médias de 60,45 st ha^{-1} (12,94 tMS ha^{-1}) na microrregião de Guarabira) até 171,99 st ha^{-1} (36,83 tMS ha^{-1}) na microrregião do Cariri Ocidental, na Paraíba (Gois, 2021), máximo de 101,32 st ha^{-1} (21,69 tMS ha^{-1}) no município de Piripiri), com valores mais comuns entre 17,23 st ha^{-1} (3,69 tMS ha^{-1}) a 29,81 st ha^{-1} (6,38 tMS ha^{-1}), no Piauí (Andrade *et al.*, 2019). Nos municípios de Jardim de Angicos e João Câmara, Rio Grande do Norte, os volumes médios foram (Carvalho *et al.*, 2020): em talhões com 6,6 anos, 1,04 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; com 7,2 anos, 1,24 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; com 9,3 anos, 3,95 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; com 12,3 anos, 29,05 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$; e com 12,3 anos, 43,57 st ha^{-1} (9,33 tMS ha^{-1}).

Lopes e Canto (2018) indicaram produtividade média de 1,32 st por hora efetiva de trabalho em colheita semimecanizada e de 0,78 st em colheita manual, ambas, no semiárido do Rio Grande do Norte e considerando reconstituição de 15 anos.

2.3 ESTIMATIVAS DA BIOMASSA

A quantificação da biomassa florestal (ou fitomassa arbórea) é indispensável para o planejamento e a utilização eficiente do recurso da madeira. As estimativas podem ser feitas por métodos diretos e/ou indiretos (Meira *et al.*, 2020). No método direto é necessário o acompanhamento *in loco*, onde são realizadas medições, cortes e pesagens, que podem ser feitas em árvores individuais ou em parcelas (Sanquetta, 2002). O método da árvore individual é feito

selecionando-se uma “árvore média” da floresta, após a realização de um inventário florestal piloto. O método de parcela envolve o corte e pesagem das plantas e uma área pré-definida. De forma geral, os métodos diretos são mais dispendiosos (tempo e financeiro) e envolvem amostragem destrutiva (Fonseca, 2020; Sanquetta, 2002).

Dentre os trabalhos com medições diretas no bioma Caatinga, Sampaio e Silva (2005) realizaram estimativas em campo para desenvolver equações alométricas e estimar a biomassa aérea viva e a área de projeção da copa de dez espécies, utilizando a altura da planta (H) e/ou do diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) ou à altura do peito (DAP). Os resultados mostraram-se robustos e as equações desenvolvidas podem ser utilizadas para estimativas neste bioma, subsidiando métodos indiretos de medição.

No método indireto, as estimativas da biomassa podem ser feitas a partir de relações quantitativas ou matemáticas (equações alométricas), como razões ou regressões de dados provenientes de inventários florestais (DAP, altura e volume), por dados de sensoriamento remoto (SR) (imagens de satélite) e utilizando-se uma base de dados em um sistema de informação geográfica (GIS) (Sanquetta *et al.*, 2002; Sanquetta *et al.*, 2014). Essas medições ganharam força em razão do desenvolvimento tecnológico apresentado nas últimas décadas. No semiárido nordestino, foram feitas algumas estimativas da biomassa. Costa *et al.* (2014) identificaram que as biomassas lenhosas acima do solo foram significativamente maiores em caatinga madura (>60 anos) do que sob regeneração por 40 anos e 18 anos: 60; 29,5; e 22,2 Mg ha⁻¹, respectivamente. O mesmo padrão ocorreu com as biomassas de raízes: 34,2; 7,3; e 2,6 Mg ha⁻¹, respectivamente. Lima Júnior *et al.* (2014) determinaram, em Petrolina - PE, densidade média de 780 indivíduos por hectare, com biomassa estimada de 5,93 a 60,74 Mg ha⁻¹, a partir das equações alométricas de Sampaio e Silva (2005).

As biomassas em municípios do Pernambuco e Ceará, estimadas a partir das mesmas equações alométricas variaram de 33,3 a 61,6 Mg ha⁻¹ (Albuquerque *et al.*, 2015). Assim como nas demais florestas tropicais secas do mundo, as biomassas são muito variáveis (Albuquerque *et al.*, 2015).

As técnicas do SR tem sido cada vez mais utilizadas em estudo florestais, tendo em vista que a partir das propriedades espectrais da vegetação é possível estimar as biomassas (Watzlawick *et al.*, 2009). O SR fornece dados de cobertura em áreas extensas e permite acesso a locais pouco acessíveis por outros meios. Os dados podem ser disponibilizados em diferentes escalas (local, regional e global) e em diferentes plataformas (Kumar; Mutanga, 2017).

Diversos autores têm utilizado o sensoriamento remoto para estimar as biomassas florestais, no Brasil. Ferraz *et al.* (2014) estimaram a biomassa de uma floresta estacional

semidecidual, em Viçosa, MG, e Reis *et al.* (2019) em florestas plantadas deste mesmo Estado. Barbosa *et al.* (2014) estimaram a biomassa nas encostas íngremes de Mata Atlântica na região sudeste.

No semiárido nordestino, destacou-se o trabalho de Menezes *et al.* (2021), com áreas de amostragem em quatro estados da região (Pernambuco, Ceará, Piauí e Sergipe), representando a diversidade regional de tipos de solo e os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra. As áreas cobertas por caatinga densa armazenavam, em média, 125 Mg ha⁻¹ de C, enquanto a caatinga aberta armazenava quase 30% menos C. Outros estudos utilizaram sensoriamento associado a cobertura vegetal: Rêgo *et al.* (2012) usando os índices de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) no municípios de São Domingos do Cariri, PB; Oliveira *et al.* (2017) mapeando áreas susceptíveis à desertificação na região semiárida do Brasil; Ribeiro *et al.* (2016) investigando índices de vegetação na detecção de mudanças ambientais na bacia hidrográfica do rio Pajeú, PE; e Mariano *et al.* (2018) avaliando os efeitos da seca antropogênica na Caatinga.

Nascimento (2019) destacou que embora muitos trabalhos tenham estimado as biomassas florestais, a busca por maior detalhamento ainda é uma necessidade, que pode ser suprida por estimativas de campo, cruzadas com sensores orbitais, que resultem em avaliações da dinâmica florestal ao longo do tempo. Os resultados das estimativas colaboram em estudos da quantificação da ciclagem de nutrientes e para levantamento de áreas com finalidade energética (Silveira *et al.*, 2008).

2.3.1 Classificadores espectrais de classes

O sensoriamento remoto pode ser utilizado para identificação de distintos usos do solo. Esse processo está embasado nos modelos de classificação de cobertura, os quais mapeiam os pixels de uma imagem obtida do SR em rótulos de classe predefinidos (Kothari; Meher, 2020). Kothari e Meher (2020) destacaram que os principais desafios para classificação de áreas são as classes mistas de pixels, paisagens heterogêneas, alta variação espectral dentro da mesma cobertura do solo e fatores ambientais.

Para a classificação das imagens podem ser utilizados os métodos supervisionados e semisupervisionados (Meher, 2019), os quais incluem autotreinamento, co-treinamento, tri-treinamento, adaptação de domínio, entre outros (Kothari; Meher, 2020), e os métodos não supervisionados, que utilizam apenas estatísticas de imagem, nos quais os algoritmos de

agrupamento dividem a imagem em grupos coerentes sem usar informações rotuladas (Bandyopadhyay; Maulik; Mukhopadhyay, 2007).

As classificações com base em objetos supervisionados consideram diversos dados, como tipo de imagem, método de segmentação, avaliação de precisão, algoritmo de classificação, conjuntos de amostra de treinamento, recursos de entrada e classes de destino. Diante das distintas amostras para análise, em diferentes áreas, foram desenvolvidos métodos que podem ser utilizados para otimização do mapeamento assistido, como o *K-Nearest-Neighbors* (K-NN), *Support Vector Machine* (SVM), *Decision Tree* (DT) e o *Random Forest* (RF), sendo o último o de maior capacidade para produção de classificadores precisos (Duro; Franklin; Dubé, 2012).

Cada método é adaptado a diferentes áreas de estudos e lida com incertezas associadas, com isso, o mesmo modelo pode apresentar boa precisão de classificação e ser aplicável a uma determinada área, mas ter resultados inconsistentes em outras áreas de estudo.

Para áreas com vegetação como a da Caatinga, as diversificações fitofisionômicas e a ausência de dados históricos tornam-se desafios, que podem ser minimizados com o uso do modelo supervisionado (Costa; Foody; Boyd, 2018). Santana (2021) realizou estudo e mapeamento para zonas do semiárido pernambucano, utilizando o modelo supervisionado com o RF, identificando-o como método de mapeamento eficiente para a área.

Essas informações mapeadas desempenham um papel importante no planejamento do uso da terra, influenciando a gestão dos recursos da terra e monitorando o impacto da transformação da cobertura da terra, visando auxiliar na tomada de decisão para políticas governamentais e assim por diante (Kothari; Meher, 2020).

2.4 ECONOMIA E AGLOMERAÇÃO ESPACIAL

Von Thünen (1826), Weber (1929), Christaller (1933) e Lösch (1940) foram os primeiros pesquisadores a incorporar os efeitos espaciais sobre as economias locais. Esses autores atribuíram aos aspectos geográficos o controle das forças de equilíbrio de mercado, destacando as despesas de transporte para mercados físicos. Neste sentido, a teoria da localização, iniciada por eles, auxilia o entendimento dos fatores espaciais que influenciam as atividades (agrícolas, industriais ou comerciais) a se alocarem em um determinado local.

Diversos economistas detalharam as questões espaciais para identificar as causas de padrões de localização ou para avaliação de seus efeitos (Zheng; Lin, 2018). De acordo com Fujita *et al.* (1999), a concentração espacial, seja populacional, de atividades econômicas,

industrial, de atividade agrícolas ou de recursos e suprimentos, existe em razão da chamada economia de aglomeração, e é devido a esta que os agrupamentos se sustentam de forma continuada. Marshall (1920) destacou que em regiões conglomeradas há três características indispensáveis: mão de obra qualificada, fornecedores de bens e serviços e acesso à tecnologia (Cavalcante, 2008).

Segundo Cohen e Paul (2019), as economias de aglomeração originam-se das atividades econômicas concentradas em apenas uma localidade, devido à redução de custos, melhor produtividade, inovação, maior quantidade de insumos, capital, salários e decisões do local de entrada da firma. Em suma, qualquer fator associado com proximidade ou densidade da população e produção na qual há uma melhora nos insumos necessários para a produtividade e crescimento das firmas, é uma causa potencial.

As aglomerações podem ser observadas a partir de três dimensões: industrial, com efeito restrito ao limite de uma ou todas as indústrias; geográficos, voltado a proximidade física entre participantes de mercados; e temporal, quando o efeito de aglomeração se propaga com o tempo. Estas aglomerações geram as economias de localização, as quais se referem aos ganhos de produtividade resultantes dos agrupamentos de determinadas indústrias advindos das externalidades (Takano, 2023).

Além disso, o estabelecimento das economias de aglomeração espacial responde a três princípios, apontados por Marshall (1920). O primeiro deles descreve que agrupamento de atividades promove um maior e melhor compartilhamento de insumos, infraestrutura e mão de obra especializada em determinada atividade. Posteriormente, este princípio impacta no segundo, chamado *matching*, que é a sincronização dos participantes do mercado e, por fim, há a premissa do transbordamento, entendendo que os participantes do mercado tendem a disseminar conhecimento. Outros fatores são citados por Brueckner (2011), que afirmou que a competição entre as firmas e a redução dos custos de transporte também são determinantes no agrupamento de atividades.

Entre as metodologias utilizadas para avaliar concentração e aglomeração de atividades, Almeida (2012) ressaltou abordagens que avaliam a autocorrelação e heterogeneidade espacial, como a Análise Exploratória de Dados Espaciais (AEDE). Essa análise corrobora o entendimento da interação entre economias e espaço, em escala nacional, regional ou estadual. Para a análise de agrupamentos, é importante a detecção de aglomerações geográficas de empresas interligadas, especializadas, fornecedores, prestadores de serviços, empresas em setores correlatos e instituições associadas em um campo específico que competem e cooperam (Porter, 2000). Kulldorff e Nagarwalla (1995) ressaltaram várias maneiras de identificar

agrupamentos, como as apresentadas nos estudos de Marshall (1991) e Hills e Alexander (1989), e finalmente introduziram a estatística de varredura de Kulldorff como uma alternativa para estudos espaciais.

2.5 AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE PROJETOS FLORESTAIS

Os projetos florestais devem ser analisados sob o ponto de vista da viabilidade econômica, a fim de minimizar riscos. A viabilidade econômica dos sistemas dos PMFS é determinante para produção da lenha em PMFS, e deve ser acompanhada dos aspectos ambientais e sociais relacionadas a esta (Folmann *et al.*, 2014; Schettini *et al.*, 2020).

Depois de conduzir uma análise financeira, o investidor obterá informações sobre a quantia que deverá ser investida ou recebida em relação a um projeto, permitindo a avaliação das atividades planejadas e a estimativa dos fluxos de receitas e custos reais ao longo do período de implementação do investimento (Arcoverde; Amaro, 2014). Para alcançar eficiência econômica em projetos florestais, é crucial levar em conta todos os custos envolvidos, incluindo os relacionados ao projeto e taxas burocráticas, atividades de corte e produção, e o transporte da lenha (Gama, 2021). Considerar esses aspectos de forma abrangente é fundamental para uma avaliação precisa dos investimentos necessários e para a tomada de decisões embasadas, visando ao sucesso financeiro do projeto florestal (Alves *et al.*, 2015). Para garantir um projeto florestal viável deve-se observar um horizonte de planejamento que pode ser finito ou perpétuo. Ao estabelecer uma base sólida para o planejamento, é possível tomar decisões e maximizar a eficiência econômica no âmbito das atividades florestais (Rezende; Oliveira, 2013).

A avaliação de projetos florestais é realizada com base no fluxo de caixa, utilizando-se teorias financeiras que são avaliadas por meio de critérios pré-determinados. O fluxo de caixa é um critério essencial para medir a viabilidade financeira de um projeto, pois permite analisar as entradas e saídas de recursos ao longo do tempo (EVISON, 2018).

Essa avaliação consiste, portanto, nos custos e receitas que são distribuídas durante o ano. Para calcular a viabilidade financeira de projetos florestais deve-se fazer uso de diferentes indicadores, como Valor Presente Líquido (VPL), Valor Anual Equivalente (VAE), Taxa Interna de Retorno (TIR), Relação Benefício-Custo (B/C) e Custo Médio de Produção (CMP), dentre outros (Lima-Júnior *et al.*, 2015; Schettini *et al.*, 2021; Vicent, 2016).

A fim de contextualizar o cenário econômico na atividade avaliada torna-se imprescindível a condução de uma análise de sensibilidade. A análise de sensibilidade consiste em examinar o impacto das variações nas variáveis-chave sobre os resultados financeiros do

projeto, considerando uma abordagem científica. Essa abordagem permite uma compreensão mais aprofundada dos riscos e incertezas envolvidos, fornecendo embasamento para a tomada de decisões e estabelecimento de estratégias de gerenciamento adequadas (Coelho Junior *et al.*, 2008).

2.5.1 Análise de Riscos e Simulação de Monte Carlo

Segundo Higgins (2012), a colocação mais importante para avaliação de investimentos em qualquer setor não é a taxa de retorno que o projeto pode trazer, mas sim se o retorno é suficiente para justificar o risco de tal investimento. No setor florestal da região semiárida, as variáveis econômicas estão suscetíveis à dinâmica de mercado, como a demanda das indústrias locais, principalmente de gesso e cerâmica e o preço de combustíveis alternativos, para o setor residencial (Freitas *et al.*, 2023; Riegelhaupt; Ferreira, 2010; Travassos; Souza, 2014).

O risco representa a possibilidade de perdas em relação ao investimento. Ele é influenciado por diversos fatores, como condições econômicas, volatilidade do mercado, características específicas do setor e riscos operacionais. Uma análise aprofundada do risco permite avaliar a probabilidade e o impacto de eventos adversos que possam afetar o investimento (Higgins, 2012).

De acordo com Coelho Junior (2010), existem três tipos de riscos: naturais, econômicos e financeiros. O primeiro está associado à disponibilidade de recursos naturais e fatores edafoclimáticos, dentro de uma distribuição de probabilidades. Os riscos econômicos relacionam-se à probabilidade de perda de valores relacionadas a fatores de produção enquanto os financeiros são relativos a valores monetários (Damodaram, 2002).

Outra classificação para os tipos de riscos são os relacionados ao setor de energia renovável, sendo eles: o risco político, econômico, social e ambiental (Ioannou; Angus; Brennan, 2017). O risco político que podem incluir metas de redução de emissões, incentivos fiscais e mudanças nos esquemas de política de mudança climática (Vithayasrichareon; Macgill, 2012). O risco econômico, com análise sob a variação nos custos operacionais fixos, variáveis e da tecnologia, dos riscos de financiamento, da variação em impostos e taxas de juros, vendas e receitas, entre outros (Aragonés-Beltrán *et al.*, 2014; Tasri; Susilawati, 2014).

Por fim, o risco social, que envolvem aceitação e saúde pública, tecnológico, como riscos de construção, confiabilidade e mão de obra especializada (Zeng *et al.*, 2015); enquanto o ambiental pode envolver efeitos de aquecimento global, danos ambientais, e perigos naturais (Abdullah; Muttaqi; Agalgaonkar, 2015).

Dentro das ferramentas de análise de risco estão as análises de cenário, de sensibilidade e as simulações. Os métodos de simulação são significativamente aplicados na literatura. Ioannou, Angus e Brennan (2017) destacaram os métodos de simulação estatística, como os da teoria do portfólio de variância média (MVP), análise de opções reais (ROA), métodos de otimização estocástica e simulação de Monte Carlo (MCS). Estas são as formas mais otimizadas de avaliar o investimento em condições de risco para a tomada de decisão no contexto de risco ou incerteza.

A simulação estatística realiza uma avaliação de sensibilidade mais robusta do investimento, tomando valores aleatórios de acordo com distribuições de probabilidade correspondentes, sendo calculados diversos valores possíveis de viabilidade econômica (MONTES *et al.*, 2011).

A simulação pelo método de Monte Carlo (MCS) envolve uma amostragem aleatória com base em uma dada distribuição de probabilidade associada aos dados de entrada ou de saída. A aleatoriedade nestes dados tem a capacidade de criação de cenários. A distribuição dos valores derivados da aplicação do método reflete a distribuição de probabilidade conjunta dos resultados (Ioannou; Angus; Brennan, 2017). A MCS oferece muitas vantagens, mas também requer uma gama considerável de dados como variáveis de entrada, como as funções de densidade de probabilidade de valores incertos ou difusos ou variáveis previstas (Arnold; Yildiz, 2015). Deve-se notar que, ao contrário da abordagem determinística, executar a MCS não requer nenhum cálculo adicional; havendo apenas a atualização das equações do sistema já geradas.

Os parâmetros (insumos) devem ser definidos, como preços da lenha e sua volatilidade, e combinados de forma a permitir quaisquer interdependências. Uma análise de sensibilidade pode ser inicialmente realizada para verificar o efeito de uma série de variáveis de entrada com alteração percentual em seu valor base. Flutuações aleatórias de parâmetros de entrada incertos são simuladas e os resultados (por exemplo, resultados financeiros) de um grande número de simulações repetidas podem ser usados para derivar as funções de distribuição de probabilidade relevantes (Hildebrandt; Knoke, 2011).

Estudos voltados ao setor energético renovável que utilizam da análise estocástica para avaliação financeira por meio de métodos de Monte Carlo aplicam as métricas de rentabilidade de investimento (VPL e TIR, por exemplo) (Afanasyeva *et al.*, 2016).

Alguns estudos com avaliação de cenários financeiros voltados para o setor florestal podem ser observados em Chang e Zhang (2023), que demonstraram que o uso de uma opção de venda americana (modelo de contrato) na produção de madeira pode mitigar incertezas de

preços, determinar preços de reserva e aumentar os valores de expectativa de terra, capacitando os proprietários de terras florestais a tomar decisões de colheita. Kożuch e Marzęda (2021) analisaram o desempenho financeiro de distritos florestais e a relação entre indicadores financeiros sintéticos e características específicas, com o objetivo de fornecer informações para otimizar a gestão financeira e o planejamento do manejo florestal.

No Brasil, destacou-se o estudo de Simões, Dinardi e da Silva (2018), que analisaram a viabilidade econômico-financeira de diferentes práticas silviculturais para a produção de biomassa de eucalipto, utilizando o método de Monte Carlo para gerenciamento de riscos. Para a região semiárida, em especial para os PMFS, não foram identificados estudos que envolvessem modelos estocásticos, enquanto que para medidas gerais podem ser observados os trabalhos de Garlet, Canto e Oliveira (2018), Lima-Júnior *et al.* (2015) e Marques *et al.* (2011).

2.6 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

2.6.1 Histórico

As mudanças climáticas e outras ameaças ambientais passaram a ter maior destaque nos últimos anos. Para enfrentar esses desafios, as considerações ambientais devem ser integradas a vários tipos diferentes de decisões tomadas por empresas, indivíduos e administrações públicas e formuladores de políticas. Assim, é perceptível a necessidade de ferramentas e metodologias para avaliação dos impactos ambientais causados por diferentes processos produtivos (Chang; Lee; Chen, 2014). A avaliação de impactos ambientais dispõe de diversas metodologias e técnicas sistêmicas voltadas a um determinado processo ou empreendimento. Cremonez *et al.* (2014) citaram que, entre os métodos mais usuais, encontram-se as metodologias espontâneas (*Ad hoc*), listagens, matrizes, redes de interações, métodos quantitativos e modelos de simulação.

Além dos modelos tradicionais de avaliação ambiental, durante a década de 1960 surgiram os primeiros trabalhos utilizando a metodologia da avaliação de ciclo de vida (ACV) (GUINÉE *et al.*, 2001). Outrora, as avaliações de impactos ambientais eram vistas como “economia indireta” ou “externalidades econômicas”, sendo na maior parte das vezes negligenciadas. Sørensen (2011) destacou que um dos principais eventos que marcaram o uso da temática de ciclo de vida foi o livro *Primavera Silenciosa* de Rachel Carson (1962), que expôs os impactos trazidos pelo uso indiscriminado de pesticidas nas lavouras.

Assim, durante a década de 1970, as externalidades econômicas, voltadas à área ambiental, foram sendo identificadas e suas contabilizações tornaram-se objeto de estudo. Dentre as principais, destacaram-se esgotamento de recursos, impacto ambiental, insumos de energia vitalícios, tipo de taxa de juros usada em avaliações econômicas, economia de escala e grau de descentralização, impacto na balança de pagamentos estrangeiros e no emprego, e questões de equidade global (Sørensen, 1979). Outros pontos foram levantados por Sørensen (1981, 1982). Ainda nos anos de 1970, diversos estudos foram realizados com base no *Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA), sendo considerados como a primeira evidência da aplicação prática de ACV no sentido de como seu conceito é compreendido atualmente (Klöppfer, 2006).

Por sua vez, Finnveden *et al.* (2009) apontaram os estudos precursores da avaliação de ciclo de vida para a década de 1980, marcado pelo início dos inventários de emissões e aprimoramento metodológico da ACV. Segundo Santos (2011), o monitoramento de consumo energético e de recursos naturais, além da gestão de resíduos dentro das indústrias, passaram a ser requeridos pela Comunidade Econômica Europeia no ano de 1985, o que trouxe maior robustez aos inventários ambientais e mostrou-se como uma alternativa para avaliar problemas ambientais.

Com o avanço tecnológico, a década de 1990 marcou o desenvolvimento de softwares auxiliares, o que facilitou a execução dos balanços de massa e energia de diferentes produtos, implicando diretamente na análise de impactos ambientais e interpretação de resultado (Campolina; Sigrist; Moris, 2015; Guinée *et al.*, 2001). Segundo Finnveden *et al.* (2009), o interesse pela ACV cresceu rapidamente durante a década de 1990, quando surgiram as primeiras publicações científicas (por exemplo, Guinée *et al.*, 1993a, Guinée *et al.*, 1993b). Os autores ressaltaram que, naquela época, a ACV era vista com grandes expectativas, mas seus resultados também eram frequentemente criticados. Desde então, ocorreu um forte desenvolvimento e harmonização, resultando em um padrão internacional (International Standard Organization - ISO, 2006a, ISO, 2006b), auxiliado por orientações metodológicas detalhadas (Guinée *et al.*, 2001; Guinée *et al.*, 2002). Isso aumentou a maturidade e a robustez metodológica da ACV.

2.6.2 Método

A ACV é uma metodologia validada que objetiva avaliar o desempenho e o impacto ambiental de um produto ao longo de sua vida, considerando a extração das matérias necessárias para sua construção, as emissões e o consumo energético. O método engloba a utilização e o descarte final do objeto de estudo; esta metodologia é fundamentada nas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2004).

O ciclo de vida de um determinado objeto de estudo é uma proposta produtiva fundamentada nas cadeias e ciclos energéticos. A ACV integra todas as fases relacionadas a um produto (Figura 7), baseando-se nas trocas (entradas e saídas) entre o produto e o meio comum, em todas as fases (berço ao túmulo) ou em parte delas (berço ao portão) (ABNT, 2014a).

Figura 7 - Ciclo de vida dos produtos



Fonte: Adaptado de MRG (s.d.)

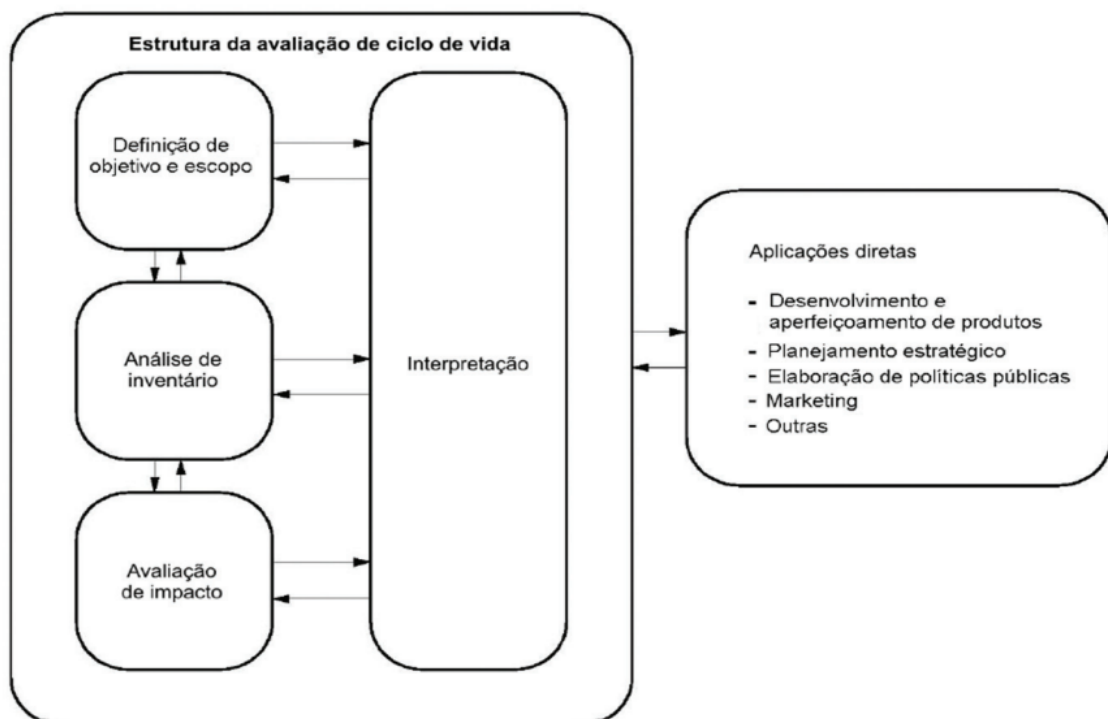
Um estudo de ACV é composto de quatro fases (Figura 8): 1) definição do objetivo e escopo, incluindo o propósito do estudo e sua amplitude e abrangendo decisões sobre as fronteiras e a unidade funcional; 2) análise do inventário, etapa na qual são coletados dados necessários do sistema do produto, entradas e saídas importantes para alcançar o objetivo do estudo; 3) avaliação dos impactos, que tem a finalidade de adicionar informações para auxiliar na avaliação dos resultados do inventário para melhorar a compreensão do potencial impacto ambiental e; 4) fase de interpretação, na qual são somados e discutidos os resultados obtidos nas fases de análise de inventário e de avaliação de impacto, conforme os objetivos e escopo

previamente definidos, tomando como fundamento para conclusões, recomendações e tomada de decisão (ABNT, 2014a).

Em consonância com a ISO 14040, para estudos de ACV destinados à divulgação pública, ou seja, orientação de novas políticas setoriais, é altamente recomendável a realização de uma revisão crítica, seguindo a ISO 14071 (ABNT, 2018), a fim de que um avaliador não participante da elaboração do inventário possa validar os resultados obtidos. Mesmo para pesquisas não relacionadas diretamente ao público, a realização de revisão crítica voluntária pode melhorar a robustez e aumentar a credibilidade de um estudo.

Para auxiliar os estudos da ACV, foram desenvolvidos diversos softwares para análise de impactos ambientais e auxiliar na interpretação dos resultados (Campolina; Sigrist; Moris, 2015). O Quadro 2 apresenta um resumo dos principais softwares utilizados para o desenvolvimento de avaliações de ciclo de vida.

Figura 8 - Estrutura base e fases da ACV



Fonte: ABNT (2006)

Quadro 2 - Principais softwares utilizados para o desenvolvimento de ACV

Software	País de origem	Descrição
GaBi	Alemanha	Utilizado para realizar avaliação de aspectos ambientais, sociais, econômicos, processos e tecnologias associados ao ciclo de vida de um produto, sistema ou serviço. Possui o banco de dados GaBi que tem cobertura mundial, além do banco de dados do Ecoinvent.
<u>SimaPro</u>	Holanda	Possui vários métodos de avaliação de impacto (CML 1992, Eco-indicator 99, EPS2000, entre outros) e banco de dados (BUWAL 250, Ecoivent, IVAM LCA Data, entre outros) que podem ser editados e ampliados sem limitação, dependendo da licença adquirida. É possível comparar e analisar produtos com ciclos de vida complexos como é o caso de produtos que possuem diferentes componentes em sua composição como, por exemplo, o ciclo de vida de equipamentos elétricos e eletrônicos.
Bousted	Europa	É uma ferramenta de modelagem de computador para cálculos de ciclo de vida. O modelo contém um conjunto básico de arquivos de dados derivados da indústria, com informações sobre uma variedade de operações de produção de combustível e processamento de materiais. Os dados subjacentes não estavam disponíveis para avaliação como parte deste projeto.
OpenLCA	Alemanha	É um software livre e de código aberto para avaliação de sustentabilidade e ciclo de vida. Pode importar diversas bases.
Umberto	Alemanha	Oferece a facilidade de integrar análises de ciclo de vida com custos. É ideal para quem necessita de resultados gráficos de fácil interpretação. A ferramenta permite a conexão com diferentes softwares para inserção de dados ou geração de resultados, como o sistema de gestão SAP® ou o Microsoft® Excel. Dispõe de vasta gama de <i>datasets</i> para suportar a modelagem.
Brightway LCA	Europa	É um pacote de software de código aberto para avaliação do ciclo de vida (ACV) e avaliação do impacto ambiental escrito na linguagem de programação Python. Brightway foi projetado para facilitar o trabalho com grandes conjuntos de dados e realizar cálculos de ACV de forma rápida e precisa. Brightway é especialmente atrativo para os investigadores, sobretudo quando utilizado com os cadernos de notas Jupyter.

Fonte: Adaptado de Campolina, Sigrist e Morris (2015) e Santos (2011)

2.6.3 Avaliação de ciclo de vida em estudos florestais

A biomassa florestal é um recurso comumente declarado como renovável, todavia, o impacto ambiental de sua utilização é depende da quantidade de insumos utilizados (Klein *et al.*, 2015). Embora as árvores ou outras plantas possam crescer sem nenhuma interferência humana, o processo de extração inclui diversos insumos não renováveis e, assim, os encargos ambientais podem ser contabilizados em sua etapa de produção. Zah *et al.* (2007) destacaram a existência de impactos a partir do uso de fertilizantes (para a silvicultura), de máquinas de colheita, do preparo e manejo do solo, e, principalmente, do transporte dos produtos.

Sob a perspectiva da madeira combustível, Handler *et al.* (2014) destacaram que para um processo ser sustentável, o combustível produzido deve apresentar ganho mensurável e significativo no desempenho ambiental em relação a outras formas de energia fóssil. Diante dessa perspectiva, diversos autores têm buscado a quantificação das emissões associadas à indústria da madeira e os estudos de ACV têm-se mostrado promissores. Klein *et al.* (2015)

destacaram que as primeiras ACVs dedicadas ao setor florestal europeu e de produtos de madeira, surgiram na década de 1990, com o objetivo de analisar o impacto do uso de insumos não renováveis, citando os trabalhos de Frühwald e Wegener 1993; Karjalainen e Asikainen 1996; Richter e Gugerli 1996; Zimmer e Wegener 1996; Frühwald *et al.* 1997 e Schweinle 1997.

De forma geral, a literatura europeia esteve focada em estudos voltados para a silvicultura. Dentro do continente europeu, destacaram-se os países escandinavos com os menores impactos, visto que a bioeconomia local é bem desenvolvida e concentra-se na colheita intensiva e eficiente de plantações florestais, com sistemas de transporte otimizados (Abbas; Handler, 2018).

Nos Estados Unidos, maior produtor mundial de madeira, os estudos da ACV contemplaram análises tanto para o extrativismo vegetal, como para a silvicultura, englobando também as diferentes destinações, como madeira para energia ou para indústria civil. O setor florestal americano, embora menos desenvolvido que o dos países do norte europeu, têm forte mecanização e eficiência. Diversos autores observaram a ACV para produção de madeira nos EUA, como Abbas e Handler, (2018); para colheita e transporte florestal no Tennessee (Handler *et al.*, 2014) e Zhang, Jhonson e Wang (2015) e em Michigan; e para o setor florestal da Califórnia, como Han *et al.* (2015) e Buchholz *et al.* (2021).

Os estudos de ACV associados às florestas podem partir de duas perspectivas principais: a primeira para mensurar a influência do manejo florestal nos estoques de carbono das florestas e a segunda para quantificação de emissões de GEEs causadas pelo processo de produção, como combustíveis fósseis ou material de construção para máquinas (Klein *et al.*, 2015). O segundo é foco principal desta pesquisa.

No Brasil, são poucos os estudos sob esta perspectiva, sendo a maioria voltada para o manejo de florestas plantadas. O Quadro 3 apresenta alguns ensaios realizados para as florestas brasileiras, com uma breve descrição sobre os métodos e categorias de impactos, além dos resultados obtidos.

Quadro 3 - Ensaios para o setor florestal brasileiro

Artigo	Autores	Categorias de Impacto	Método	Impactos
Environmental Life Cycle Assessment of industrial pine roundwood production in Brazilian forests	Ferro <i>et al.</i> (2018)	Mudança climática, destruição do ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, toxicidade humana, formação de oxidante fotoquímico, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha, esgotamento de água e esgotamento de fósseis.	Receipe	A colheita florestal foi identificada como o <i>hotspot</i> ambiental, sendo a principal responsável pelas contribuições para nove categorias de impacto, com taxas de contribuição variando de 21% (por exemplo, eutrofização de água doce) a 76% (por exemplo, formação de oxidantes fotoquímicos).
Life cycle assessment of medium-density fiberboard (MDF) manufacturing process in Brazil	Piekarski <i>et al.</i> (2017)	Acidificação, aquecimento global, esgotamento da camada de ozônio, esgotamento de recursos abióticos, formação fotoquímica do ozônio troposférico, ecotoxicidade, eutrofização e toxicidade humana.	CML (2001) e USEtox (2008)	Identificou os seguintes hotspots: consumo de gás em usina térmica, resina uréia-formaldeído, consumo de energia, consumo de cavacos de madeira e transporte de cavacos de madeira para a usina.
Cleaner Production and LCA as Complementary Tools in Environmental Assessment: Discussing Tradeoffs Assessment in a Case of Study within the Wood Sector in Brazil	Panameño <i>et al.</i> (2019)	Potencial de aquecimento global, material particulado, toxicidade humana, efeito fotoquímico, eutrofização marinha, eutrofização terrestre, ecotoxicidade de água doce, destruição do ozônio, radiação ionizante E, radiação ionizante HH, acidificação, toxicidade humana, esgotamento dos recursos hídricos, eutrofização de água doce, esgotamento de recursos minerais, fósseis e renováveis e uso da terra	ILCD 2011 midpoint	Sugeriu considerar os fornecedores de madeira mais próximos. A distância de 621 km da floresta plantada até a cidade de Salvador foi responsável pela maior parte dos impactos relacionados às emissões de CO ₂ . Portanto, obter o material de um local mais próximo fornecido pode melhorar o desempenho ambiental dos produtos.
Cross-country comparison on environmental impacts of particleboard production in Brazil and Spain	González-García <i>et al.</i> (2019)	Depleção abiótica, acidificação, eutrofização, aquecimento global e formação de oxidação fotoquímica.	CML 2001	Mostrou que para a produção de aglomerado, a etapa florestal brasileira tem baixo impacto, quando comparada aos demais processos.
Environmental assessment of tropical perennial crops:	Figueirêdo <i>et al.</i> (2016)	Mudanças climáticas; acidificação terrestre; eutrofização de água doce; eutrofização marinha;	Receipe	A melhor opção para melhorar o desempenho ambiental da produção e dos produtos brasileiros de

the case of the Brazilian cashew		toxicidade humana; ecotoxicidade terrestre; ecotoxicidade de água e esgotamento de água.		caju é ajustar a fazenda por meio de modificações em relação à fertilização e ao manejo de pragas. A produção e o uso de fertilizantes e pesticidas sintéticos são responsáveis pelos maiores impactos na fazenda.
Carbon Footprint Associated with Firewood Consumption in Northeast Brazil: An Analysis by the IPCC 2013 GWP 100y Criterion	Coelho Junior, Martins e Carvalho (2019)	Potencial de aquecimento global (GWP)	GWP 100y do IPCC 2013	De acordo com o método de avaliação de impacto GWP 100y do IPCC 2013, a queima de 1 m ³ de lenha resultou em uma pegada de carbono de 16 e 10 kg CO _{2eq} para extrativismo e silvicultura, respectivamente. A utilização de combustível fóssil em equipamentos de corte de árvores e tratores foi responsável por quase metade da pegada de carbono.

3 ESPECIALIZAÇÃO E DEPENDÊNCIA ESPACIAL NA OFERTA E DEMANDA DE BIOMASSA LENHOSA NO SEMIÁRIDO: O CASO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, BRASIL

RESUMO

Uma metodologia de análise de especialização e dependência espacial da disponibilidade e demanda de biomassa lenhosa no Semiárido Pernambucano é apresentada, baseando-se em dados de cobertura e uso do solo e estimativas de biomassa lenhosa usando técnicas de sensoriamento remoto e análise espacial. Foram utilizados o quociente locacional e a análise exploratória de dados espaciais. A região de Serra Talhada possui a maior disponibilidade de biomassa, especialmente na forma de caatinga densa. Outros municípios também apresentam alto potencial de produção, como Afogados da Ingazeira e Belo Jardim. Destaca-se a importância de controlar e gerenciar adequadamente a exploração de lenha em áreas com alta pressão produtiva, como Araripina. Os usos comercial e residencial são distribuídos no Estado, enquanto o industrial é concentrado no entorno de indústrias de gesso e cerâmica vermelha. A identificação de clusters com alta disponibilidade de lenha é uma oportunidade para otimizar a cadeia de suprimentos, reduzir custos de produção e distribuição, e impactar positivamente a economia local. Isso ressalta a importância da análise espacial na tomada de decisões relacionadas à produção de biomassa lenhosa na região, a fim de promover o uso sustentável dos recursos naturais e o desenvolvimento econômico local.

Palavras Chave: Zonas secas; biomassa florestal, estimativas de biomassa; análises espaciais.

ABSTRACT

A methodology is presented to analyze the specialization and spatial dependence of woody biomass availability and demand in the semi-arid region of Pernambuco, based on land cover and land use data and woody biomass estimates using remote sensing techniques and spatial analysis. The location quotient and exploratory spatial data analysis were used. The Serra Talhada region has the highest availability of biomass, especially in the form of dense caatinga. Other municipalities also have high production potential, such as Afogados da Ingazeira and Belo Jardim. In areas with high production pressure, such as Araripina, it is important to properly control and manage the use of fuelwood. Commercial and residential uses are distributed throughout the state, while industrial uses are concentrated around the gypsum and red ceramics industries. Identifying clusters with high availability of firewood is an opportunity to optimize the supply chain, reduce production and distribution costs, and positively impact the local economy. This highlights the importance of spatial analysis in decision making related to woody biomass production in the region to promote sustainable use of natural resources and local economic development.

Keywords: Dry lands; forest biomass; biomass' estimation; spatial analysis.

3.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é conhecido por sua vasta diversidade ambiental e enfrenta desafios relacionados ao desmatamento em várias de suas regiões. A Amazônia frequentemente assume o protagonismo, mas outras áreas igualmente vitais, como a Caatinga, um bioma de floresta tropical seca no nordeste do país, sofrem impactos adversos de degradação ambiental. De acordo com Althoff *et al.* (2018), aproximadamente metade da extensão originalmente coberta pela Caatinga foi desmatada, cedendo lugar a cultivos agrícolas e pastagens. Essa transformação, além de comprometer a biodiversidade, acarreta na erosão do solo e na exaustão de nutrientes, contribuindo para a degradação dos solos.

O bioma Caatinga representa a maior área de florestas tropicais secas no mundo e é classificado pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) como uma Zona Ecológica Global (ZEZ) (Santos; Pareyn; Santos, 2022). A vegetação característica da ZEZ destaca-se pela prevalência de arbustos e árvores de pequeno porte, frequentemente apresentando troncos retorcidos e extensas ramificações (Pelletier, 2019).

Embora a Caatinga não tenha o mesmo alcance global no controle climático que biomas de florestas tropicais úmidas, suas funções ecológicas são de grande importância para os processos físicos locais e a regulação do clima regional (Santos; Nascimento; Silva, 2020). A sua condição de semiaridez, caracterizada pela irregularidade na distribuição das chuvas, solos rasos e rochosos, baixa capacidade de retenção de água, pequenos sistemas de drenagem e alta taxa de evapotranspiração potencial, coloca desafios específicos (Ab'saber, 1999).

A vegetação da Caatinga é uma fonte de subsistência para a população do semiárido, embora degradada por processos históricos de ocupação e uso intensivo. As florestas locais podem prover diversos serviços à comunidade, mas o uso da madeira, principalmente para energia, é o mais registrado (Sampaio, 2002). Há dependência da população, principalmente de baixa renda, em relação aos produtos madeireiros proveniente da caatinga, para consumo doméstico. Também há consumo para fins industriais, destacando-se as cerâmicas e as gesseiras. Cerca de 50% de toda energia primária consumida na região vem da lenha e do carvão (Riegelhaupt; Ferreira, 2010).

Em 2022, a produção de lenha no Brasil chegou a $72,5 \times 10^6 \text{ m}^3$, sendo 27,2% do extrativismo vegetal ($19,7 \times 10^6 \text{ m}^3$) e 72,8% da silvicultura ($5,3 \times 10^6 \text{ m}^3$). A partir do extrativismo, a região Nordeste produziu $11,9 \times 10^6 \text{ m}^3$, correspondentes a 60,1% do total nacional. Os estados nordestinos com maior produção foram Ceará com $3,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ (27,0%),

Piauí com $2,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ (18,3%) e Pernambuco com $1,9 \times 10^6$ (16,0%) (Empresa de Pesquisa Energética – EPE, 2018; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2021).

A gestão da cobertura vegetal e dos distintos ecossistemas tem relevância fundamental, para a preservação da biodiversidade e para o equilíbrio ambiental e a sustentabilidade. A compreensão das mudanças na cobertura florestal é essencial para o desenvolvimento de estratégias de gestão integrada de recursos hídricos e terrestres (Zurqani *et al.*, 2018), como tem sido amplamente ressaltado na literatura científica (Cerdà *et al.*, 2017; Baldassini *et al.*, 2020; Parhizkar *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020 a,b). Portanto, investigar a distribuição espacial do uso de recursos lenhosos nas florestas é um passo crucial para a implementação de estratégias de conservação desses recursos (Silva *et al.*, 2019).

Assim, a presente pesquisa apresenta uma metodologia de análise de especialização e dependência espacial do uso do solo na região do semiárido pernambucano, considerando os diferentes tipos de cobertura vegetal. Os resultados forneceram informações valiosas sobre as áreas com maior potencial para a produção de lenha na região, contribuindo para a compreensão e gestão sustentável dos recursos naturais e oferecendo subsídios significativos para a conservação e o manejo dessas áreas.

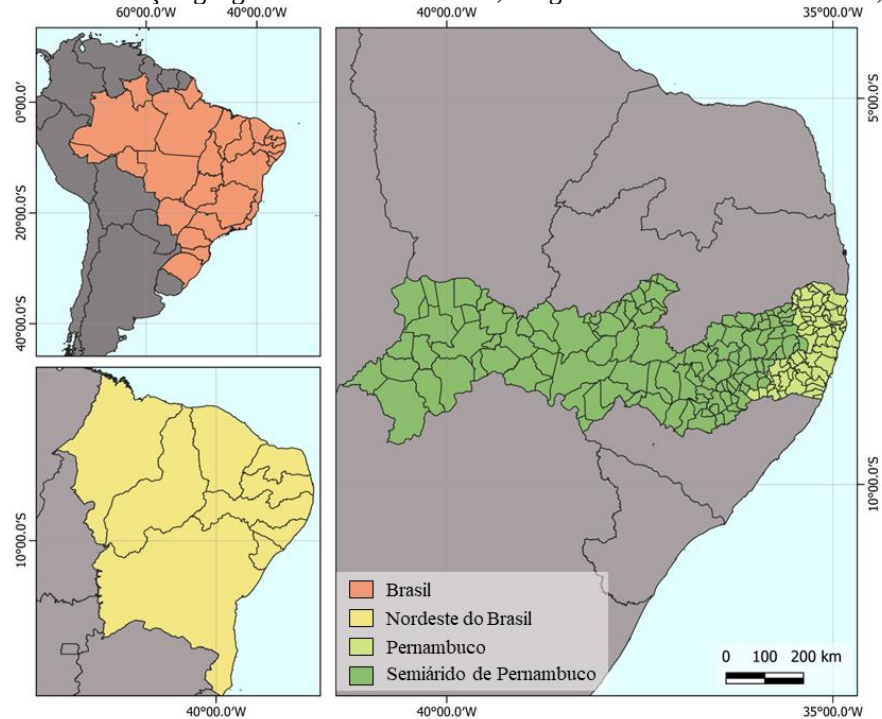
3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a porção semiárida do estado de Pernambuco (Figura 9), que tem como limites a latitude Sul de $7^{\circ}16'5,9''$ a $9^{\circ}28'33,6''$ e a longitude Oeste de $35^{\circ}18'3,6''$ a $41^{\circ}21'25,2''$. a extensão territorial do semiárido pernambucano é de 86.563,58 km² e abrange 123 dos 185 municípios do Estado (IBGE, 2022).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima do estado inclui: "Am" - clima tropical húmido ou sub-húmido; "BSh" - semiárido quente; "Csa" - clima mediterrânico quente de verão; e "Csb" - clima mediterrânico de verão fresco (Beck *et al.*, 2018). No semiárido, as temperaturas médias são de 25°C no Sertão Pernambucano, 27°C no Sertão do São Francisco e de 24°C no Agreste. A precipitação média na região em 2022 foi de 697 mm (Agência Pernambucana de Águas e Clima, 2023).

Figura 9 - Localização geográfica da área de estudo, a região semiárida de Pernambuco, Brasil



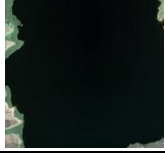
Fonte: IBGE (2017).

3.2.2 Base de dados

3.2.2.1 Cobertura e uso do solo

Para o levantamento dos dados de cobertura e uso do solo no semiárido pernambucano foi utilizada a ferramenta *Biomass Estimation System* (BEST), desenvolvida por pesquisadores do Grupo de Pesquisa em Energia da Biomassa do PROTEN-UFPE. Os dados foram traçados em nuvem com o auxílio do Google Earth Engine (GEE), com as imagens disponíveis da coleção do satélite Landsat-8, de 2019, com dados supervisionados, sendo utilizado o método de classificação baseado em aprendizado de máquina Random Forest (Nascimento, 2019). As classes de cobertura vegetal observadas pelo sistema foram (Figura 10): 1) área urbana e solo exposto; 2) pastagens/agricultura; 3) caatinga aberta; 4) caatinga densa; 5) floresta perenifolia e 6) água (Santana, 2021). O conjunto de imagens disponíveis abrangeram dados de 1985 a 2021.

Figura 10 - Padrão visual e descrição das classes de uso da terra no semiárido de Pernambuco

Classe	Padrão	Descrição
Solo exposto / Área urbana		Áreas sem ou com pouca vegetação, onde são observados solo nu ou estruturas urbanas
Pastagem / Agricultura		Áreas com predomínio de espécies herbáceas que apresentam forte sazonalidade espectral interanual
Caatinga aberta		Áreas com presença de árvores e arbustos caducifólios, pouco adensados
Caatinga densa		Áreas de vegetação caducifólia, densa e de grande porte
Floresta ombrófila		Áreas de vegetação com folhagem perene, densa e de grande porte
Água		Áreas que contenham espelho d'água

Fonte: Santana (2021)

3.2.2.2 Estimativas de biomassa lenhosa

Para a análise da disponibilidade de lenha foram selecionadas as classes de cobertura de caatinga aberta e caatinga densa. Os dados de cobertura foram obtidos em hectares e convertidos em quantidade de biomassa com base em Meneses *et al.* (2021) que calcularam a quantidade de biomassa em 30 municípios nas mesorregiões do Sertão e Agreste de Pernambuco.

Para as estimativas de cobertura lenhosa na caatinga aberta foi utilizado o valor mais provável de $15,74 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomassa aérea, com distribuição extrema máxima, com escala de 9,87. Para áreas de caatinga densa, o fator considerado foi $39,33 \text{ Mg ha}^{-1}$, com distribuição BetaPert, mínimo de $3,27 \text{ Mg ha}^{-1}$ e máximo de $82,91 \text{ Mg ha}^{-1}$. As distribuições de probabilidade foram obtidas com base nas amostras de campo.

3.2.2.3 Produção da lenha

Os dados de produção da lenha, em m³, para as regiões imediatas foram obtidos da Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS) do IBGE, para o ano de 2021.

3.2.2.4 Demanda de lenha

Os dados da demanda de lenha nos municípios de Pernambuco foram obtidos junto à Associação de Plantas do Nordeste (APNE), e apresentam data de coleta e estimativas de 2015, sendo os mais atualizados (APNE, 2018). As informações estão disponíveis para os setores domiciliar, não energético, comercial e industrial.

3.2.3 Análise de conjuntura

Realizou-se uma análise de conjuntura da cobertura vegetal e da disponibilidade de biomassa lenhosa, em 2001, nas regiões imediatas (divisão regional geográfica do IBGE) de Pernambuco. Além disso, foi feito um comparativo de disponibilidade e produção de lenha para o mesmo recorte geográfico e ano.

3.2.4 Especialização locacional

A especialização locacional, também conhecida como especialização regional, é um conceito econômico que se refere à concentração geográfica de determinadas atividades econômicas em uma região específica. Neste estudo, esta especialização está associada à concentração em torno de recursos naturais da biomassa lenhosa. Estudar esta especialização envolve analisar os impactos econômicos, sociais e ambientais dessa concentração de atividades. Isso inclui entender como a exploração sustentável destes recursos pode contribuir para o desenvolvimento regional, a criação de empregos, a geração de receita e a preservação ambiental (Pike; Rodríguez-Pose; Tomaney, 2016).

Dentre as ferramentas utilizadas, encontra-se o quociente locacional, também conhecido como índice de localização ou índice de concentração, que é uma ferramenta utilizada na análise econômica e regional para medir a especialização de uma determinada atividade econômica ou recurso em uma região específica em comparação com sua presença estadual, nacional ou global (Kemeny; Storper, 2015). O quociente locacional é usado para avaliar a importância

relativa de um recurso específico em uma determinada região e entender se essa região está, ou não, especializada. Ele pode fornecer *insights* sobre a economia regional, o desenvolvimento industrial e as estratégias de diversificação econômica (Tonts, 2010).

O quociente locacional (QL) (Equação 1) foi apresentado para níveis: não especializado ($0 \leq QL < 0,49$), especialização fraca ($0,49 \leq QL < 0,99$), distribuição produtiva ($0,99 \leq QL < 2,99$), e especialização produtiva ($QL \leq 2,99$) (Santos Júnior *et al.*, 2022).

$$QL = \frac{E_{ij}/E_j}{E_i/E} \quad (1)$$

em que, E_{ij} = biomassa lenhosa do tipo de vegetação i (caatinga aberta ou caatinga densa) por área ou demanda de lenha i (residencial, não energético, comercial ou industrial), no município j ; E_j = biomassa lenhosa total ou demanda de lenha total, no município j ; E_i = biomassa lenhosa do tipo de vegetação i (caatinga aberta ou caatinga densa) por área ou demanda de lenha i (residencial, não energético, comercial ou industrial), e E = Biomassa lenhosa total ou demanda de lenha total, no semiárido pernambucano (Aritenang, 2021; Santos Júnior *et al.*, 2022).

3.2.5 Dependência espacial

Para inferir os padrões espaciais de oferta e indicar zonas com maior disponibilidade para exploração do recurso, foi utilizada a análise exploratória de dados espaciais (AEDE). Esta análise é utilizada para avaliar autocorrelação espacial, instabilidades espaciais e identificar *outliers* (Coelho Junior *et al.*, 2018). As análises de dados em zonas geográficas geralmente implicam na identificação de resíduos autocorrelacionados positivamente, ou seja, resíduos altos agrupando-se em uma mesma região (Jing; Cai, 2010).

A autocorrelação espacial representa o quanto uma dada variável (disponibilidade de lenha) da região i está relacionada com a mesma variável ou uma segunda variável (demanda de lenha) em uma região vizinha j . Serão considerados como unidades espaciais os municípios pertencentes à região do semiárido pernambucano. Para verificar o padrão, espacial foi construída uma matriz de ponderação W , composta por elementos binários para a avaliação da contiguidade (Coelho Junior *et al.*, 2018):

$w_{ij}=1$ se a observação i é vizinha da observação j e;

$w_{ij}=0$ se a observação i não é vizinha da observação j .

Para contiguidade foi tomado o tipo de vizinhança rainha (*queen*) conforme modelo na

Figura 11. Tal matriz é classificada em primeira ordem (vizinhos diretos das regiões), segunda ordem (vizinhos dos vizinhos das regiões), terceira ordem e demais associações (Anselin, 2003). Utilizou-se apenas os vizinhos de primeira ordem.

Figura 11 - Representação da matriz de contiguidade rainha (A)

Fonte: Coelho Junior *et al.* (2018).

3.2.5.1 Indicadores de autocorrelação espacial

A AEDE fornece medidas de autocorrelação espacial global e local, que são fundamentais para delinear a desigualdade espacial. As medidas globais detectam a correlação incorporando todas as amostras de estudo, enquanto índices locais concentram-se apenas no relacionamento específico em um local no espaço (Yang; Wong, 2013).

Autocorrelação espacial univariada

3.2.5.2 I Moran global Univariado

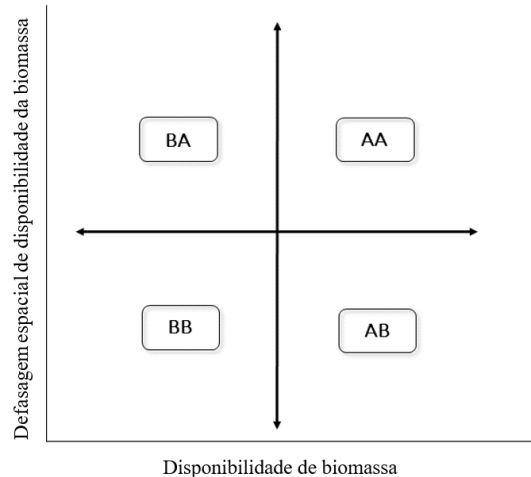
Druck *et al.* (2004) citaram que a caracterização da dependência espacial permite identificar valores correlacionados em uma região, constituindo um aspecto fundamental da análise espacial. As funções utilizadas para estimar o impacto da variável de estudo em uma região são dependentes dos valores das mesmas nas localizações vizinhas, ou seja, há uma autocorrelação espacial. Para mensuração desta autocorrelação foi utilizado o índice global de Moran (I_{Moran_Global}) (Equação 2).

$$I_{Moran_Global} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (Y_i - \bar{Y})(Y_j - \bar{Y})}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (2)$$

em que, n = número de municípios com estoque de lenha, W_{ij} = valor da matriz de ponderação, Y_i = estoque de lenha no município i ; Y_j = estoque de lenha no município j ; $\bar{Y}$ = média do

estoque de lenha no município. Se as variáveis forem espacialmente independentes, o valor esperado de I_{Moran_Global} será zero. Se forem espacialmente dependentes, poderá ser apresentada similaridade entre áreas próximas, em que I_{Moran_Global} será positivo ($I_{Moran_Global} > 0$), ou dissimilaridade, em que I_{Moran_Global} será negativo ($I_{Moran_Global} < 0$) (Silva *et al.*, 2011). Os resultados foram apresentados em um diagrama de espalhamento (Figura 12).

Figura 12 - Diagrama de dispersão de Moran



Fonte: Adaptado de Coelho Junior *et al.*, 2018.

A interpretação do diagrama indica que um município com elevada disponibilidade de lenha, com disponibilidade também elevada na vizinhança tem o padrão AA (Alto–Alto), enquanto baixas disponibilidades no município e na vizinhança resultam em BB (Baixo–Baixo). Disponibilidades dissimilares entre o município e seus vizinhos resultarão em AB (Alto-Baixo) para município com alta oferta e vizinhos com baixa ou em BA (Baixo–Alto) em município de baixa oferta, com vizinhos de alta. Foi considerado o valor de significância para o I_{Moran_Global} a 5% ($p\text{-valor} \leq 0,05$).

3.2.5.3 I Moran local Univariado

O índice I_{Moran_Global} é útil para fornecer uma indicação de agrupamento global dos dados e pode, ainda, ser complementada por estatísticas locais. Segundo Anselin (2001), o I_{Moran_Local} (Equação 3), atende às condições de identificação de padrões de associação espacial significativa, para cada área da região observada, e constitui uma decomposição do índice global de associação espacial. A soma dos indicadores de associação espacial local para todas as observações é proporcional ao indicador de associação espacial global.

$$I_{Moran_Local} = (Y_i - \bar{Y}) \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij} (Y_j - \bar{Y})}{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}{n}} \quad (3)$$

em que, n = número de municípios com disponibilidade de lenha, W_{ij} = valor da matriz de ponderação, Y_i = cobertura vegetal no município i ; Y_j = cobertura vegetal no município j ; $\bar{Y}$ = média da cobertura vegetal no município na região de estudo. De acordo com Silva *et al.* (2011), assim como no diagrama de dispersão do I_{Moran_Global} , valores positivos do Índice de Moran local significam que existem *clusters* espaciais com valores similares (altos ou baixos) da variável observada. Valores negativos significam que existem *clusters* espaciais com valores dissimilares da variável entre as áreas e seus vizinhos.

Autocorrelação espacial multivariada

3.2.5.4 I Moran global multivariado

Além da análise univariada, a estatística I de Moran pode ser utilizada para avaliar o grau de correlação espacial entre duas variáveis distintas. Valores altos para o I Moran global multivariado implicam que uma determinada variável em uma área tem alguma relação com outra variável em áreas vizinhas (Almeida, 2012). Se a matriz (W) for normalizada na linha, o coeficiente multivariado pode ser representado pela Equação 4.

$$I_{Z_1 Z_2} = \frac{(Z_1' W_{Z_2})}{Z_1' Z_1} \quad (4)$$

em que, Z_1 é a cobertura vegetal no município i , Z_2 a demanda de lenha no município e W_{Z_2} é a defasagem espacial da variável padronizada Z_2 .

3.2.5.5 I Moran local multivariado

Para Autocorrelação Espacial Local Bivariada, considerando a existência das variáveis de interesse X_i e Y_i , obtém-se Z_1 e Z_2 , por padronização. Assim, a fórmula do I de Moran local multivariada pode ser dada pela Equação 5.

$$I_{Z_1 Z_2} = Z_{1i} W_{Z_{2i}} \quad (5)$$

Em que W_{Z_2} é a defasagem espacial da variável padronizada Z_2 . Unicamente os vizinhos da amostra i são incluídos no cálculo. A interpretação do índice é semelhante ao I_{Moran_Local} univariado.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 3 apresenta a caracterização da cobertura do solo (hectares) e a disponibilidade de biomassa (toneladas), nas regiões imediatas do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021.

Tabela 3 - Caracterização da cobertura do solo (ha) e disponibilidade de biomassa (ton), nas regiões imediatas do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021

Regiões Imediatas	Área total	C. Aberta		C. Densa		Disponibilidade	
	10 ³ ha	10 ³ ha	10 ³ ton	10 ³ ha	10 ³ ton	10 ³ ha	10 ³ ton
Afogados da ingazeira	432,7	103,70	1.632,70	66,50	2.615,10	170,20	4.247,80
Araripina	1.159,7	161,50	2.542,00	145,70	5.731,00	307,20	8.273,00
Arcoverde	1.183,3	197,30	3.104,90	79,70	3.135,80	277,00	6.240,70
Belo Jardim-Pesqueira	268,7	44,90	706,20	40,20	1.583,20	85,10	2.289,40
Caruaru	849,9	97,00	1.526,30	99,80	3.925,10	196,80	5.451,40
Garanhuns	642,8	60,70	955,60	76,70	3.017,50	137,40	3.973,10
Limoeiro	91,4	2,61	41,00	9,00	354,20	11,61	395,20
Petrolina	1.304,9	284,90	4.484,40	76,40	3.004,60	361,30	7.489,00
Salgueiro	1.073,0	184,70	2.907,00	127,60	5.017,50	312,30	7.924,50
Serra Talhada	1.531,3	257,00	4.044,60	189,10	7.437,50	446,10	1.1482,10
Surubim	94,7	8,15	128,30	4,80	189,70	12,95	318,00
Vitória de Santo Antão	24,0	0,15	2,29	4,80	189,90	4,95	192,19
Semiárido PE	8.656,4	1402,50	22075,42	920,45	36.201,26	2.322,95	5.8276,68

Fonte: O Autor (2024).

A região de Serra Talhada, no centro norte do Estado, tinha a maior disponibilidade da biomassa e também a maior porção de caatinga densa, cerca de 20,50% das caatingas densas do semiárido do Estado. Devido a sua extensão territorial, Serra Talhada também foi a região com maior disponibilidade de biomassa de caatinga aberta. Numa análise por área, as maiores disponibilidades de lenha foram observadas em Afogados da Ingazeira (9,81 mil ton ha⁻¹), Belo Jardim (8,52 mil ton ha⁻¹) e na pequena região de Vitória de Santo Antão (8,01 mil ton ha⁻¹); sendo a região de Serra Talhada apenas a quarta maior, com 7,50 mil ton ha⁻¹.

Com relação à área total das imediatas, para a caatinga aberta, Afogados (23,97%) e Petrolina (21,83%) tiveram as maiores coberturas e Petrolina a maior disponibilidade de lenha, com 4.484,4 mil toneladas.

Da caatinga densa, Vitória de Santo Antão foi a região com maior cobertura proporcional à área, enquanto Araripina teve o maior potencial de exploração para lenha, nesse tipo de cobertura do solo, em termos absolutos. Embora seja intuitivo, deve-se destacar que se espera um melhor retorno na madeira explorada nas áreas de caatinga densa, tendo em vista que uma maior quantidade de lenha está disponível a custo mais baixo de exploração e transporte.

Para compreender a relação entre o potencial das áreas e a produção de lenha dentro do semiárido pernambucano, em 2021, fez-se seu comparativo, segundo os dados do IBGE (Tabela 4).

Tabela 4 - Comparativo de disponibilidade e produção de lenha, nas regiões imediatas do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021

Regiões Imediatas	Disponibilidade		Produção de lenha (IBGE)		Lenha explorada
	10 ³ m ³	10 ³ ton	10 ³ m ³	10 ³ ton	%
Afogados da ingazeira	1.338,06	4247,80	76,24	24,02	0,57%
Araripina	2.605,99	8273,00	515,92	162,51	1,96%
Arcoverde	1.965,81	6240,70	142,43	44,87	0,72%
Belo Jardim-Pesqueira	721,17	2289,40	16,95	5,34	0,23%
Caruaru	1.717,20	5451,40	28,74	9,05	0,17%
Garanhuns	1.251,54	3973,10	36,74	11,57	0,29%
Limoeiro	124,49	395,20	2,56	0,80	0,20%
Petrolina	2.359,04	7489,00	424,80	133,81	1,79%
Salgueiro	2.496,21	7924,50	140,87	44,37	0,56%
Serra Talhada	3.616,86	11482,10	448,43	141,26	1,23%
Surubim	100,17	318,00	2,09	0,66	0,21%
Vitória de Santo Antão	60,55	192,19	3,21	1,01	0,53%
Semiárido PE	18.357,15	58276,68	1.838,97	579,27	0,99%

Fonte: O Autor (2024).

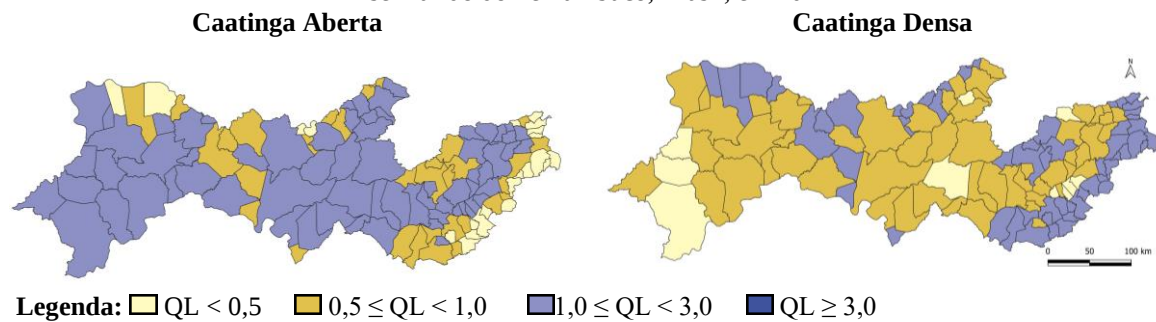
A região com maior produção de lenha foi a de Serra Talhada, o que reflete a alta disponibilidade de recurso na área. A produção anual foi de 141,26 mil toneladas de lenha, que correspondeu a 1,23% do disponível na área. Outro expoente na produção estadual foi Araripina, com 162,51 mil toneladas exploradas, o que representa 1,96% do disponível na área. Oliveira e El-Deir (2019) destacaram que a região de Araripina sofre forte pressão ambiental em razão da presença do polo gesso. O próprio percentual mostra a necessidade de controle e manejo adequado nos recursos da área. As regiões com menor pressão produtiva, quando comparada à disponibilidade, foram Belo Jardim-Pesqueira, Garanhuns e Surubim.

É válido ressaltar que nem toda área disponível é passível de exploração tendo em vista a existência de áreas de preservação e reserva legal (Metzger *et al.*, 2019). Os custos operacionais envolvidos e a distância para os centros de demanda também impedem a utilização

mais significativa do recurso. Segundo Koch *et al.* (2012), o transporte da lenha para polos industriais acima de 200 km de distância do ponto de produção pode inviabilizar a produção.

Para compreender melhor a distribuição, foi calculado o quociente locacional para a cobertura do solo e a disponibilidade de lenha por área (Figura 13) Figura 13 - Quociente locacional da cobertura do solo e disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021. Nenhum município apresentou especialização produtiva, para nenhum tipo de cobertura. A região semiárida de Pernambuco é concentrada em cobertura vegetal de caatinga aberta. Os cinco municípios com maior distribuição produtiva foram: Lajedo, Dormentes, Jucati, Calçado, e Ibimirim, três dos quais da região de Garanhuns, destacando um padrão de maior especialização em caatinga aberta. Apenas 22 municípios, dos 123 analisados, mostraram-se com classificação de não especializados, destacando-se que esta é a cobertura vegetal mais comum na região.

Figura 13 - Quociente locacional da cobertura do solo e disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021

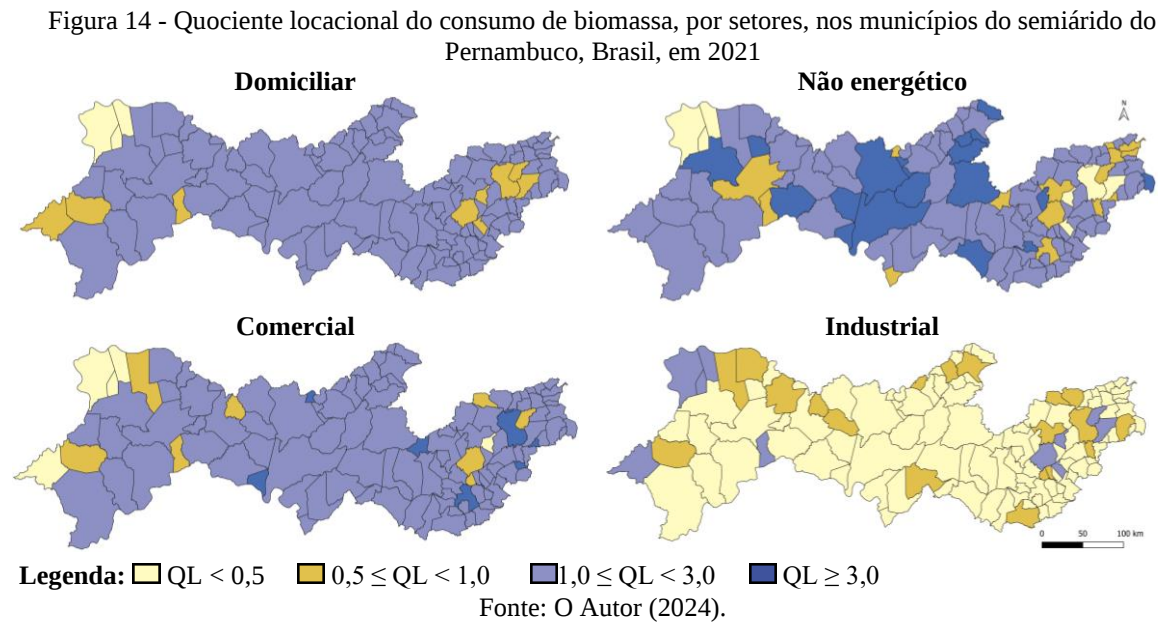


Fonte: O Autor (2024).

Para as áreas de caatinga densa nenhum município apresentou QL superior a 1,99, o que demonstra que as áreas mais densificadas no estado já foram exploradas e que sua regeneração não ocorreu de forma completa. As zonas mais concentradas foram: nas regiões próximas ao litoral, onde há maior pluviosidade; na imediata de Serra Talhada, como já destacado anteriormente, existe um polo de alta produtividade de lenha no Estado; e também municípios pertencentes às regiões de Araripina e Salgueiro.

Outro ponto de destaque é a baixa significância na região de Petrolina, na qual a maior parte dos municípios teve QL inferior a 0,49, caracterizando inexistência de concentração. Dos Santos e Dos Santos (2019) ressaltaram a suscetibilidade desta região à desertificação, destacando que áreas de caatinga lenhosa aberta não são suficientes para proteger os solos contra potencial erosão, o que pode indicar uma baixa disponibilidade para a região nos próximos anos.

Além da análise da oferta de biomassa, a Figura 14 apresenta o quociente locacional para a demanda de biomassa nos municípios do semiárido do Pernambuco. O setor domiciliar apresentou o maior número de domicílios com especialização produtiva, mostrando que toda a região semiárida ainda faz uso de lenha e de carvão vegetal. Apenas o polo do Araripe não apresentou especialização, resultado esperado em razão da grande demanda industrial.



Para o setor não energético houve especialização produtiva, com foco nas regiões de Serra Talhada e Afogados da Ingazeira. Assim como para o setor domiciliar, o polo do Araripe apresentou baixa demanda para essa finalidade. No setor comercial houve distribuição produtiva em praticamente todos os municípios, com valores de demanda muito semelhantes. Entretanto, a estimativa é dificultada pela informalidade, principalmente em estabelecimentos medianos e pequenos (APNE, 2018).

O setor industrial apresentou poucos municípios com distribuição produtiva, sendo Trindade, Ipubi e Araripina os com maior QL e, consequentemente com maior especialidade na demanda, toda ela concentrada no ramo de gesso. Outros municípios com alta especialização foram Tacaimbó, Ouricuri, Afrânio, Sairé, São Caetano, Bezerros e Lajedo, tendo o setor cerâmico maior participação.

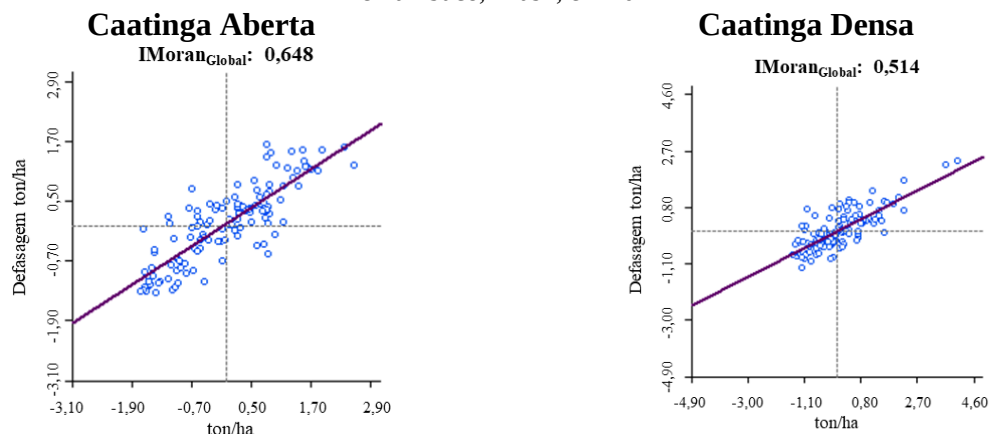
Além da análise de especialização foi possível avaliar o padrão de associação espacial do recurso lenhoso a partir da análise exploratória de dados espaciais. A Figura 15 apresenta a distribuição espacial do $I_{\text{Moran_Global}}$ para a disponibilidade de biomassa, em 2021. Para a lenha disponível em áreas de caatinga aberta foi possível notar um padrão espacial de correlação

positiva, com $I_{\text{Moran_Global}}$ inferindo que os municípios com maior recurso tendem a estar agrupados em regiões específicas. Para a Caatinga Densa, o $I_{\text{Moran_Global}}$ também apresentou autocorrelação positiva, demonstrando que a biomassa lenhosa na região do semiárido obedece a um padrão espacial de aglomeração.

Para investigar esta distribuição espacial a Figura 16 apresenta a distribuição espacial do $I_{\text{Moran_Local}}$ para a disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021.

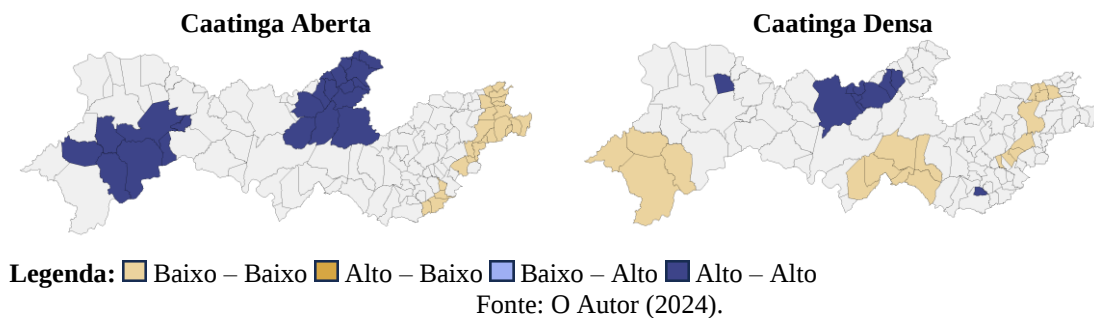
Para caatinga aberta a AEDE destacou 2 clusters, assim como o QL, todavia com menor número de municípios especializados. O primeiro cluster esteve concentrado na imediata de Afogados da Ingazeira e Arco Verde, sendo os municípios participantes: Betânia, Flores, Custódia, Carnaíba, Sertânia, Igaracy, Afogados da Ingazeira, Solidão, Ingazeira, Tuparetama, Tabira, São José do Egito, Santa Terezinha, Itapetim, Brejinho.

Figura 15 - Distribuição espacial do $I_{\text{Moran_Global}}$ da disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021



Fonte: O Autor (2024).

Figura 16 - Distribuição espacial do $I_{\text{Moran_Local}}$ para a disponibilidade de biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil, em 2021



O segundo cluster de alta esteve localizado entre as imediatas de Petrolina e Salgueiro. Essa área pode representar uma exploração potencial para a região gesseira do Araripe,

fornecendo lenha para os processos produtivos a curtas distâncias. Os municípios que compuseram este cluster foram Dormentes, Lagoa Grande, Santa Cruz, Santa Maria da Boa Vista, Parnamirim, Orocó e Terra Nova.

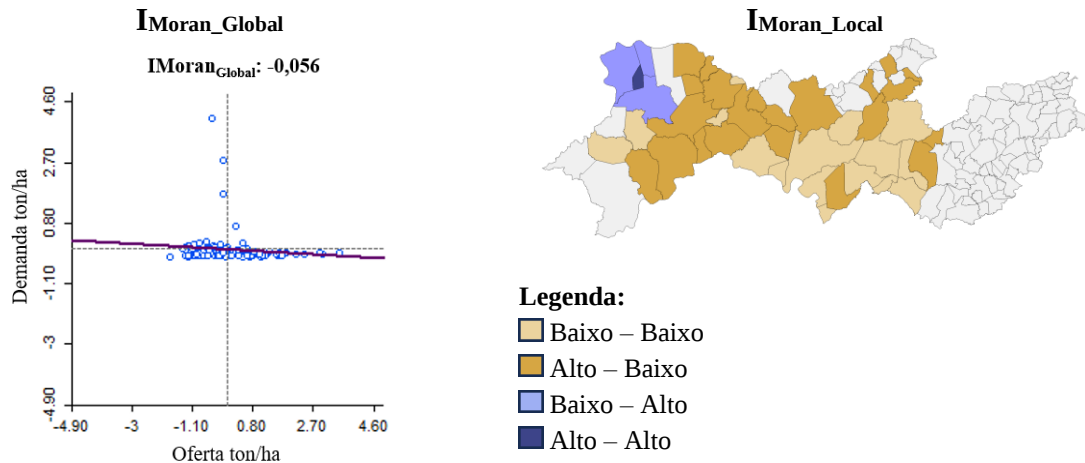
O cluster de baixa esteve mais próximo à zona litorânea, assim como mostrado pelo QL, onde poucos municípios apresentaram concentração ao menos média. Os participantes foram: Lagoa do Ouro, Correntes, Palmeirina, Angelim, Pannels, Cupira, Agrestina, São Joaquim do Monte, Camocim de S. Felix, Bezerros, Sairé, Gravatá, Chã Grande, Pombos, Vitória de Santo Antão, Cumaru, Passira, Salgadinho, Surubim, João Alfredo, Bom Jardim, Orobó e Casinhas.

Para a disponibilidade de lenha em área de caatinga densa, observou-se a existência de um cluster de alta e três clusters de baixa. O conglomerado de alta teve os municípios de Serra Talhada, Flores, Calumbi, Santa Cruz da Baixa Verde, Triunfo, Carnaíba e Afogados da Ingazeira; municípios centrados nas imediatas de Serra Talhada e Afogados da Ingazeira, com potencial para exploração sustentável. Os clusters de baixa oferta foram nas imediata de Petrolina, o que é explicado pela alta disponibilidade a partir da caatinga aberta, em uma área vizinha. O segundo ficou centrado na região de Caruaru e Garanhuns, e o terceiro dentro da parte leste de Caruaru.

Finalmente, foi avaliada a existência de correlação espacial entre a oferta e demanda de lenha no Estado, pela Figura 17 que apresenta a distribuição espacial do I_{Moran_Global} e I_{Moran_Local} bivariado entre a disponibilidade e demanda da biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil.

O I_{Moran_Global} demonstrou a inexistência de dependência espacial entre a disponibilidade e a demanda de recursos lenhosos na região. A avaliação do índice local, entretanto, mostrou alguns *clusters*, o principal deles com elevada demanda e baixa oferta de biomassa na região do Araripe. Esta área sofre com a pressão sobre o bioma local para o suprimento das demandas industriais, como apontado no QL para indústrias. Apenas o município de Trindade teve altas oferta e demanda, devendo-se observar se a disponibilidade local é passível de utilização.

Figura 17 - Distribuição espacial do $I_{\text{Moran_Global}}$ e do $I_{\text{Moran_Local}}$ bivariado entre a disponibilidade e a demanda da biomassa, nos municípios do semiárido do Pernambuco, Brasil



Fonte: O Autor (2024).

Os agrupamentos de alta oferta podem permitir a otimização da cadeia de suprimento da lenha e aumentar a eficiência e a competitividade do setor. A presença de clusters com alta disponibilidade de lenha pode gerar um efeito positivo na economia local.

3.4 CONCLUSÃO

A análise da disponibilidade de biomassa lenhosa na região do semiárido do Pernambuco, com base em dados de sensoriamento remoto e metodologias de economia espacial, identificou a região de Serra Talhada com o maior potencial para a produção de lenha na região, especialmente a oriunda de caatinga densa. Outros municípios com grande potencial de produção foram Afogados da Ingazeira e Belo Jardim. Uma das limitações do estudo foi a não exclusão das áreas de preservação e reserva legal, o que pode gerar sobrestimativas de disponibilidade.

A disponibilidade esteve correlacionada com a produção e a região de Serra Talhada também se destacou com a maior produção anual de lenha. A análise da demanda indicou boa distribuição nos consumos residencial e comercial e clusters para demanda não energética e, principalmente, industrial, centrado nos setores de gesso e cerâmica. O estudo ressalta a importância de controlar e gerenciar adequadamente a exploração de lenha em áreas com alta pressão produtiva, como Araripina.

A identificação de clusters com alta disponibilidade de lenha auxilia a otimização na cadeia, com redução de custos de produção, podendo resultar em diminuição de preços para os consumidores e aumento da demanda, o que gera impacto positivo na economia local. Entretanto, os custos operacionais envolvidos não foram levantados e podem limitar a produção

de lenha. Apesar desta limitação, ficou demonstrada a importância da análise espacial na tomada de decisões para a produção de biomassa lenhosa na região, podendo auxiliar na orientação de políticas públicas e no desenvolvimento de estratégias para o uso sustentável dos recursos naturais e o desenvolvimento econômico local.

4 ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL: PERNAMBUCO, BRASIL

RESUMO

A existência de clusters espaciais e espaço-temporais de planos de manejo florestal sustentável (PMFS) foi identificada em Pernambuco, Brasil. Os dados dos PMFS foram coletados juntos a Agência Estadual de Meio Ambiente do Estado e Pernambuco. estatística Scan espacial e espaço temporal, para alta conglomeração. A quantidade e a área manejada aumentaram significativamente entre 2000 e 2023, sendo identificados cinco clusters temporais. O aparecimento e dissolução de clusters dentro das décadas avaliadas refletem a dinâmica da atividade de manejo florestal na região. Alguns dos clusters apresentam potencial de expansão para se tornarem áreas significativas de produção de lenha, sendo necessária a manutenção do padrão de instalação de novos PMFS na região. Essas conclusões são úteis para o planejamento e o desenvolvimento sustentável da atividade de manejo florestal na região, e auxiliam no desenvolvimento de estratégias de conservação e uso responsável dos recursos florestais.

Palavras-Chave: Economia espacial; produção sustentável de lenha; estatística scan; cluster.

ABSTRACT

The existence of spatial and spatial-temporal clusters of Sustainable Forest Management Plans (SFMPs) was identified in Pernambuco, Brazil. The PMFS data were collected from the Pernambuco State Environmental Agency. spatial and spatial-temporal scan statistics, for high conglomeration. The amount and area managed increased significantly between 2000 and 2023, and five temporal clusters were identified. The appearance and disappearance of the clusters within the evaluated decades reflect the dynamics of forest management activity in the region. Some of the clusters have the potential to expand into significant areas of fuelwood production, and it is necessary to maintain the pattern of installing new SFMPs in the region. These conclusions are useful for the planning and sustainable development of forest management activities in the region, and help to develop strategies for the conservation and responsible use of forest resources.

Keywords: Spatial economics; sustainable firewood production; scan statistics; cluster.

4.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a mudança de uso do solo, para expansão da fronteira agropecuária, ou para extração dos recursos florestais, como a madeira em tora ou a lenha, é a principal causa de desmatamento. Esse processo resulta em emissão de CO₂ na etapa de extração florestal e causa redução dos estoques de biomassa e da disponibilidade do recurso, o que reduz significativamente a capacidade de fixação de carbono seja na biomassa viva ou morta e na matéria orgânica do solo (Brand, 2007).

A extração de madeira para fins florestais pode tornar-se insustentável quando não realizada numa área sob manejo florestal sustentável. No Nordeste brasileiro, mais especificamente no bioma Caatinga, esse processo é comum, principalmente, para abastecimento das indústrias de cerâmica vermelha, gesso e alimentícia, que demandam elevadas quantidades de lenha. Os impactos deste desmatamento ilegal trazem consequências negativas na exploração madeireira e na extração de produtos florestais não madeireiros (Carvalho, 2017).

A Caatinga apresenta alta diversidade de espécies, mas vem sendo fortemente modificada pela ação humana há décadas (Giulietti *et al.*, 2004). As medidas paliativas para manutenção do recurso florestal não têm apresentado impacto positivo na área, de modo que quase 60% da cobertura vegetal original da Caatinga já modificada por atividades humanas (Beuchle *et al.*, 2015). Apesar desta modificação, a Caatinga é o bioma menos protegido do Brasil, com aproximadamente 1% de sua área em áreas de proteção integral (Ribeiro *et al.*, 2021).

Para contornar os impactos negativos, a extração e o aproveitamento da lenha podem ser realizados a partir dos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) e/ou corte autorizado sem alterações no uso do solo, que garantam a recuperação da vegetação (Santos Júnior *et al.*, 2023). O manejo florestal é compreendido como um conjunto de atividades e intervenções planejadas durante a exploração florestal, visando tanto a finalidade madeireira quanto ao uso múltiplo. As ações são ajustadas de acordo com as condições específicas das florestas e alinhadas aos objetivos sociais e econômicos, permitindo a utilização dos recursos florestais de maneira sustentável e em um regime de rendimento que se mantenha ao longo do tempo (Agência Estadual de Meio Ambiente do Estado de Pernambuco – CPRH, 2006).

Entre as formas de manejo, existe a prática que consiste em subdividir uma área em fragmentos florestais menores e desmatar gradativamente a madeira de cada fragmento,

permitindo a rebrota e criando um gradiente de povoamentos florestais em constante regeneração (Ribeiro *et al.*, 2021). Os ciclos nos planos de manejo no semiárido variam de 8 a 20 anos (Montenegro; Ragab, 2012), dependendo das condições edafoclimáticas e dos produtos pretendidos (mourões, lenha, entre outros). As condições ambientais e as estimativas de rebrota são importantes para determinar o armazenamento de carbono e o acúmulo de biomassa das espécies, o que é necessário para o planejamento da extração de longo prazo.

A extração da madeira para utilização nos fins florestais pode tornar-se uma atividade insustentável quando não realizada numa área sob manejo florestal sustentável, principalmente para desígnio dos segmentos industriais que demandam elevadas quantidades de lenha (Carvalho *et al.*, 2020). Nesse contexto, é necessária a estruturação do Manejo Florestal Sustentável, que compreende um conjunto de atividades e intervenções planejadas, possibilitando um regime de rendimento sustentável.

Nos últimos anos, tem havido uma preocupação crescente com a conservação dos ecossistemas nas regiões semiáridas (Dryflor *et al.*, 2016). Essas áreas tendem a estar associadas à disponibilidade de biomassa, mas também às demandas locais de energia, em escala residencial e industrial. As demandas por lenha geram “bacias” de fornecedores ao redor dos centros de consumo. Esses centros ampliam seus raios de aquisição até que o preço do produto na origem, somado aos custos de transporte, atinjam o limite da capacidade de pagamento do consumidor. Essa relação pode determinar a localização de clusters de PMFS (Riegelhaupt *et al.*, 2010; Coelho Junior *et al.*, 2018a; Coelho Junior *et al.*, 2018b).

Alguns trabalhos apresentaram a metodologia da detecção de cluster para a área florestal, destacando-se Randolph (2017) para áreas de florestas mortas na Carolina de Sul – EUA; Shekede, Mupandira e Gwitira (2020) que aplicaram a estatística *scan* na avaliação dos conglomerados espaço temporais de incêndios florestais, no Zimbábue; e Coelho Junior e Santos Júnior (2022) que também aplicaram a metodologia para identificação de clusters em função das termelétricas de base florestal no Brasil. Este último trabalho apresenta, de forma inédita, a identificação de conglomerados da produção de lenha sustentável sob a perspectiva espaço temporal, sendo determinante no entendimento da dinâmica do uso do recurso.

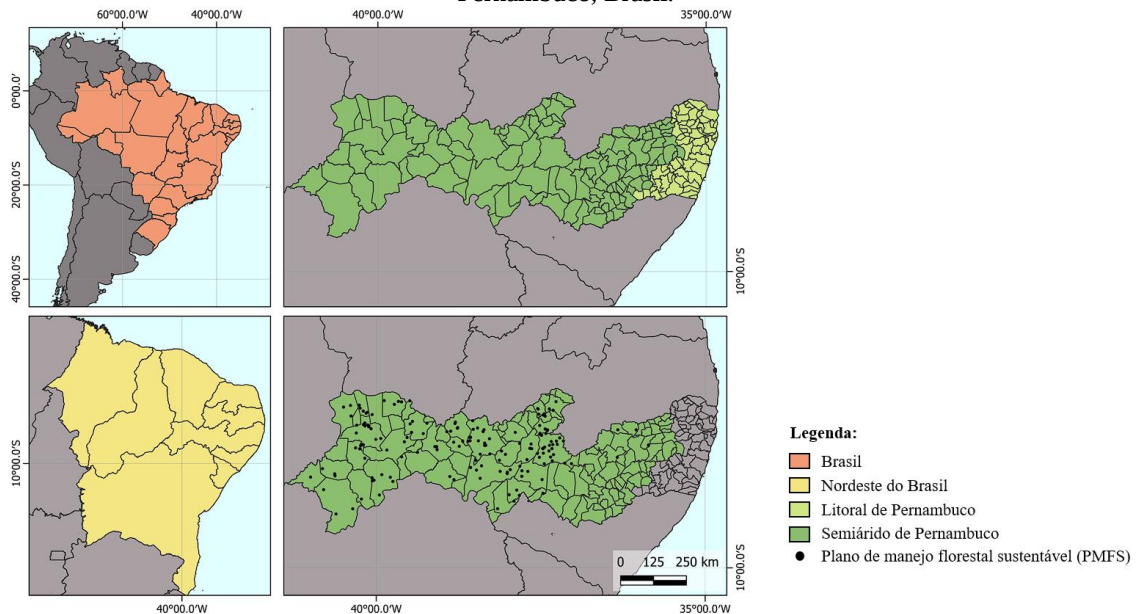
Assim, o presente artigo apresenta uma metodologia para verificação e identificação da existência de clusters espaciais e espaço-temporais dos planos de manejo florestal sustentável em Pernambuco, Brasil. O método pode ser aplicado em outras áreas do semiárido brasileiro e mesmo em áreas de outras regiões e países que tenham características semelhantes.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde à zona semiárida do estado de Pernambuco (Figura 18), localizado entre as latitudes de 7°16'S e 9°28'S e longitudes de 35°18'W e 41°21'W. O semiárido pernambucano abrange 86.563,58 km², distribuídos em 123 municípios, particionados entre cinco regiões intermediárias (IBGE, 2021).

Figura 18 - Localização geográfica da área de estudo e dos PMFS, na região semiárida do estado de Pernambuco, Brasil.



Fonte: IBGE (2017).

No Sertão (Intermediária de Petrolina e parte de Serra Talhada) predomina o clima tropical árido e semiárido, com chuvas concentradas nos quadrimestres janeiro/abril e fevereiro/maio. No Agreste Pernambuco (Intermediária de Serra Talhada e Caruaru), predomina o clima tropical semiárido e subúmido. As chuvas ocorrem principalmente nos quadrimestres março/junho e abril/julho. Quanto à vegetação, a Floresta Tropical Perene, a Floresta Tropical Semidecídua (Agreste) e a Caatinga revestem o estado (Cequeira; Rodrigues; Almeida, 2020).

4.2.2 Análise de conjuntura e concentração

Os dados dos PMFS foram coletados juntos à Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH), de Pernambuco. Foi feita uma análise de conjuntura a partir da quantidade, área da propriedade e área de manejo dos planos de manejo florestal sustentável em Pernambuco existentes em 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2022. Foi utilizada a Taxa de Crescimento Geométrica (TGC) (Cuenca; Dompieri, 2016) para observar as alterações na quantidade e área de planos, segundo a Equação 6.

$$TGC [\%] = \left[\sqrt[\Delta t]{\frac{V_f}{V_0}} - 1 \right] . 100 \quad (6)$$

Em que V_f é a quantidade ou área manejada (ha) a partir de planos de manejo florestal sustentável, no ano final; V_0 é a quantidade ou área manejada (ha) a partir de planos de manejo florestal sustentável, no ano inicial; Δt é a variação temporal (expressa em anos).

Para avaliar a estrutura e a concentração foi utilizado o Índice Herfindahl-Hirschman (HHI) (Equação 7), com base na participação das regiões ao quadrado, atribuindo-se peso maior para os estados com parcela mais representativa. Para $HHI = 1/n$ (Limite Inferior – LI), há um mercado atomizado, enquanto $HHI = 1$ indica monopólio (Hirschman, 1964; Sleuwaegen; Dehandschutter, 1986; Tushaj, 2010).

$$HHI = \sum_{i=1}^n S_i^2 \quad (7)$$

em que, n = número de participantes; i = quantidade de PMFS; S_i = participação i da quantidade de PMFS. Resende (1994) propôs o HHI ajustado (HHI') (Equação 8) para avaliações intertemporais.

$$HHI' = \frac{1}{n-1} (n * HHI - 1); n > 1 \quad (8)$$

O HHI' vai de 0 a 1. Para valores de $HHI' < 0,10$, há mercado atomizado; para $0,10 \leq HHI' \leq 0,15$, há mercado não concentrado; para $0,15 \leq HHI' \leq 0,25$, o mercado é moderadamente concentrado; e para $HHI' > 0,25$ é concentrado.

4.2.3 Análise de clusters

4.2.3.1 SatScan Espacial

Na estatística Scan espacial, para alta conglomeração, usou-se o modelo probabilístico de Poisson, com estatística de máxima verossimilhança, sob uma região Z dividida em sub-regiões m . Os parâmetros identificados foram: a zona candidata ao cluster (z) em Pernambuco; a probabilidade de que o PMFS estar no interior (p) ou fora (q) de z . A Equação 9 é a hipótese nula ($p = q$) dada pela função de verossimilhança L_0 (Kulldorff, 2015).

$$L_0 = \frac{e^{-C}}{C!} \left(\frac{C}{N} \right)^C \prod_{j=1}^m n(j) \quad (9)$$

Onde, C = a quantidade ou área manejada de PMFS, em Pernambuco, $C!$ = o fatorial da quantidade ou área manejada dos PMFS, N = a quantidade de propriedades rurais cadastradas no Cadastro do Consumidor Florestal (CAR) no município de localização do PMFS (para quantidade) ou a área de caatinga aberta (CA) e densa (CD) no município correspondente ao PMFS (para área manejada), e $n(j)$ = total de propriedades ou área manejada em PMFS em cada sub-região j . A Equação 10 é hipótese alternativa ($p > q$), dada pela função de verossimilhança $[L(z,p,q)]$ (Kulldorff, 2015):

$$L(z, p, q) = \frac{e^{[-pn(z)-q(N-n(z))]} }{C!} p^{C(z)} q^{C-C(z)} \prod_{j=1}^m n(j) \quad (10)$$

em que $n(z)$ = quantidade de propriedades no CAR, ou áreas de CA e CD, em z , $C(z)$ = a quantidade ou área manejada, em PMFS, em z . A Equação 11 representa a razão de verossimilhança $LR(z)$:

$$LR(z) = \frac{L(z, p, q)}{L_0} = \begin{cases} \left(\frac{C(z)}{\mu(z)} \right)^{C(z)} \left(\frac{C-C(z)}{\mu(z)} \right)^{C-C(z)}, & \text{se } \frac{C(z)}{\mu(z)} > 1 \\ 1, & \text{demais casos} \end{cases} \quad (11)$$

em que, μ_z = valor esperado da quantidade ou área manejada em z , sob a hipótese nula.

Usou-se o logaritmo da razão de verossimilhança ($\log[LR(z)] = LLR(z)$) para estabilizar a variância. Para os conglomerados de quantidades de PMFS associou-se às janelas circulares com 25% das propriedades na região z sendo PMFS e a mesma proporção foi usada para a área manejada. Os resultados $LLR(z)$ foram confrontados via simulação de Monte Carlo (9.999 replicações), a uma significância menor que 5% (p valor $< 0,05$), pela Equação 12 (Dwass, 1957).

$$value\ p = \frac{Ranking}{(1 + n^\circ\ replicações)} \quad (12)$$

em que, o Ranking é a classificação do $LLR(z)$. O risco relativo (RR) é a probabilidade do PMFS estar no interior do cluster (Kulldorff, 2015), expresso pela Equação 13.

$$RR = \frac{i / E[i]}{(C - i) / (E[C] - E[i])} \quad (13)$$

onde, $E[C]$ = é a esperança matemática do PMFS ou da área sob manejo em toda a região de estudo; i é a quantidade ou área manejada, em PMFS, dentro do cluster; $E[i]$ = é a esperança matemática da quantidade ou área manejada, em PMFS, estar dentro do *cluster*.

Foram avaliadas as características dos clusters identificados, por meio: do centroide do conglomerado; do raio R (km); do valor observado (Obs.); do valor esperado (Esp.); do risco relativo (RR), do LLR e do *p valor*.

4.2.3.2 SatScan espaço-temporal

Também foi feita uma análise espaço-temporal para alta conglomeração, com base no modelo de permutação espaço-temporal e no método da máxima verossimilhança generalizada de Poisson. A estatística de varredura espaço-temporal pode ser compreendida por uma janela cilíndrica (A) com uma base geográfica circular, e com a altura correspondente ao tempo. A base é definida exatamente como a estatística de varredura puramente espacial, enquanto que a altura reflete o período de tempo de potenciais aglomerados (Kulldorff, 2015).

A principal distinção do modelo de permutação espaço temporal, relacionado aos demais, é a ausência de dados de população, sendo possível a identificação de conglomerados a partir do número de casos e das coordenadas geográficas. O modelo de máxima verossimilhança generalizada foi apresentado por Kulldorff *et al.* (2005), e o número de casos totais observados (C) pode ser dado pela Equação 14.

$$C = \sum_z \sum_p c_{zp} \quad (14)$$

em que c_{zp} é a quantidade ou área manejada, em PMFS, em z , durante um período temporal (p). Para cada coordenada e período, foi calculada a quantidade disponível de lenha total esperada (μ_{zp}) pela Equação 15.

$$\mu_{zp} = \frac{1}{C} \left(\sum_z c_{zp} \right) \left(\sum_p c_{zp} \right) \quad (15)$$

Assim, a quantidade disponível de lenha esperada (μ_A) em um determinado cilindro A é o somatório das localizações inseridas na janela cilíndrica pela Equação 16.

$$\mu_A = \sum_{(z,p) \in A} \mu_{zp} \quad (16)$$

Para o cálculo do número esperado, considerou-se que a chance de encontrar um PMFS florestal no interior de z é como sendo a mesma para todo o período de análise. Kulldorff *et al.* (2005) afirmaram que para um pequeno número de casos espaciais e temporais em relação ao número de casos totais, a distribuição de probabilidade de Poisson, com média μ_A , também pode ser utilizada. Assim, a razão de verossimilhança generalizada de Poisson (RVG) foi obtida pela Equação 17. Para estabilizar a variância associou-se às janelas espaciais circulares valores de 10%. Por sua vez, a janela temporal foi ajustada a 50% do período de estudo, conforme sugerido por Kulldorff (2015).

$$RVG = \left(\frac{C_a}{\mu_A} \right) \left(\frac{C - C_a}{C - \mu_A} \right)^{(C - C_a)} \quad (17)$$

em que: C = a quantidade disponível de lenha total de PMFS, no período de 1995 a 2020, no semiárido nordestino; C_a = é a quantidade disponível de lenha de PMFS no cilindro A e μ_A = a quantidade disponível de lenha de PMFS total esperada no cilindro A .

Para o cálculo do RGV maximizado (que indica o cluster com maior probabilidade de ser verdadeiro), além dos dados reais (R), foi gerado e ranqueado um conjunto de dados simulados ($S = 9999$ permutações). A significância estatística foi avaliada a partir do teste de hipóteses de Monte Carlo, com nível de significância de 5% ($p \text{ valor} \leq 0,05$) (Dwass, 1957), sendo o $p \text{ valor}$ obtido pela Equação 18.

$$p\text{valor} = 1 - \frac{R}{(S + 1)} \quad (18)$$

Avaliaram-se as características dos *clusters* identificados, por meio: do centroide do conglomerado; do raio R (km); do valor observado (Obs.); do valor esperado (Esp.); do período de tempo, do RVG e do $p \text{ valor}$. *Clusters* com raio nulo, ou seja, puramente temporais, foram adotados como *outliers*.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A evolução da quantidade e da área, de propriedade e manejo, sob plano de manejo florestal sustentável, em Pernambuco, de 2000 a 2023, está na Tabela 5. O número de PMFS cresceu de 35, em 2000, para 194, em 2023), a uma taxa de 9,43% a.a. A área das propriedades com PMFS cresceu 9,56% a.a., chegando a 165.127,7 ha, em 2023 e a área sob manejo

aumentou 7,92% a.a., chegando a 77.076,5, o que representa 1,21% da área de pastagem, caatinga aberta e densa do semiárido pernambucano.

Tabela 5 - Evolução da quantidade e área, de propriedade e manejo, sob plano de manejo florestal sustentável, em Pernambuco, de 2000 a 2022

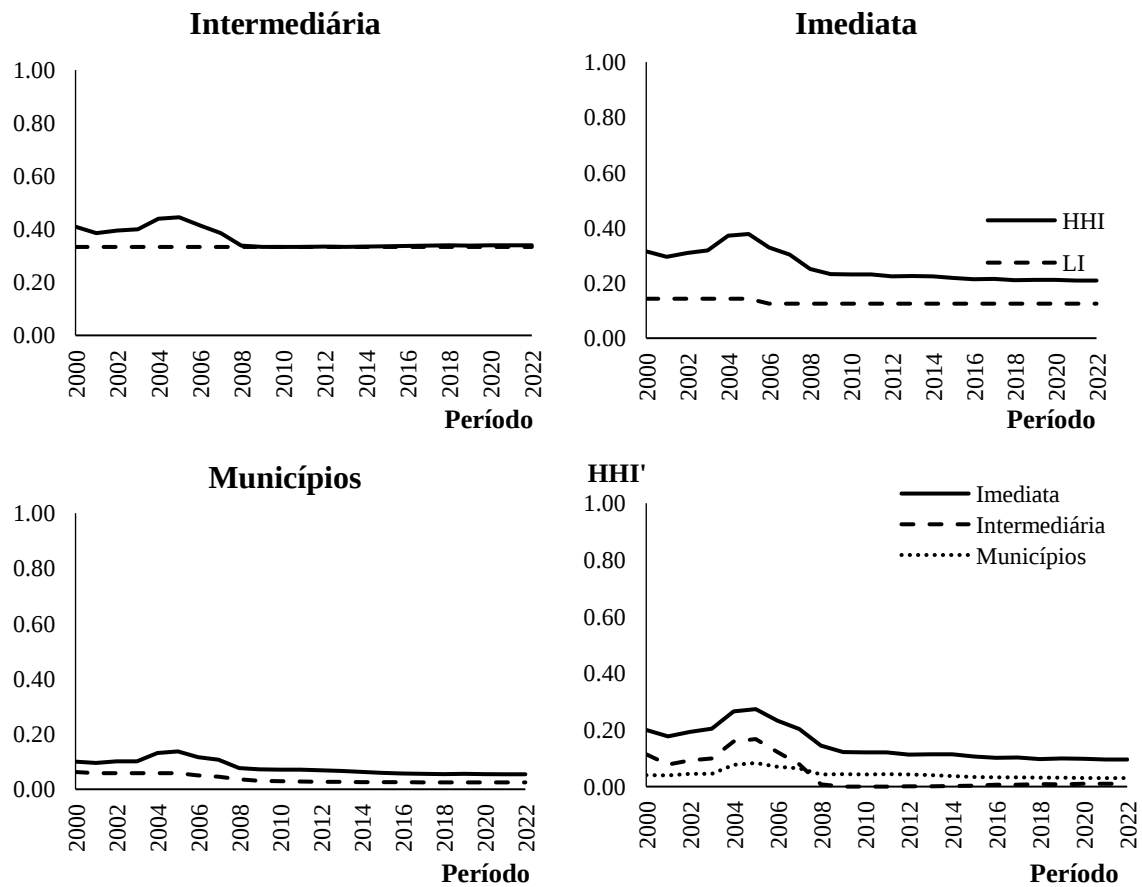
	2000	2005	2010	2015	2020	2022
Quantidade	35	54	136	178	192	194
Área da propriedade (ha)	29.129,01	41.543,94	118.192,4	158.652,3	163.683,7	165.127,7
Área do manejo (ha)	18.121,64	24.334,2	57.583,93	73.060,05	76.135,79	77.076,5

Fonte: O Autor (2024).

O índice de Herfindahl-Hirschman para a quantidade de planos de manejo no semiárido de Pernambuco foi 0,0429 (Figura 19). Entre as regiões intermediárias não se observou concentração, tendo em vista o baixo número de participantes. As regiões participantes intercalaram a maior participação de mercado, tendo a intermediária de Caruaru a maior participação entre 2000 e 2009. Entre 2010 e 2015 as intermediárias de Serra Talhada e Petrolina alternaram-se como as regiões com maior quantidade de PMFS, a partir de 2016 Serra Talhada tornou-se a região com maior participação.

Para as regiões imediatas, o HHI médio foi 0,2599, com LI de 0,1304, com decréscimo na concentração total. No período de 2002 a 2008, as regiões de Arcoverde e Araripina dominavam o mercado dos PMFS. Em 2022, a região imediata com maior concentração dos planos foi Araripina, com 12 PMFS. A alta demanda dos polos gesseiros e cerâmico reforça a produção de lenha na região, principalmente pelo baixo custo de transporte, uma das variáveis mais sensíveis no custo de produção (Travassos; Souza, 2014). Em seguida, as regiões de Afogados da Ingazeira e Serra Talhada tiveram 11 PMFS ativos, cada. Esse fato corrobora a análise realizada na seção anterior que identificou as duas regiões como as de maior disponibilidade de lenha, principalmente, devido ao cluster de caatinga densa. Arcoverde com nove PMFS também se mostrou uma área significativa, considerando a inclusão de alguns municípios aos clusters.

Figura 19 - Índice de Herfindahl-Hirschman para a quantidade de planos de manejo, nas regiões imediatas (a), intermediárias (b) e municípios (c), e índice ajustado (d), para o semiárido de Pernambuco, Brasil



Fonte: O Autor (2024).

O HHI' dos municípios foi o de menor média (0,0439), em razão do elevado número de participantes, o que caracterizou inexistência de concentração entre os municípios. Sertânia e Igaraci apresentaram os maiores números de PMFS ativos (7 planos, cada), ambos presentes no cluster de alta oferta a partir da caatinga aberta. Sertânia foi 11º município com maior disponibilidade de lenha, enquanto Igaraci foi o 24º.

Para compreender melhor a dinâmica de localização e conglomeração dos PMFS no Estado, foram simulados os *clusters* de planos de manejo florestal, de 1990 a 2023, a partir da estatística scan, levando-se em consideração planos ativos, conforme apresentado na Figura 20.

Espera-se que a concentração espacial dos PMFS esteja associada à oferta ou a demanda de lenha, seja por exploração com maior quantidade de madeira, no primeiro caso, ou para diminuição de custos de transporte, no segundo.

Considerando a área das propriedades sob manejo, foram identificados três *clusters* espaciais. O primeiro centrado no município de Ipubi, dentro da região imediata de Araripina, com 61,44 km de raio. Foram seis PMFS e 3.786,00 ha sob área de manejo, sendo esperados

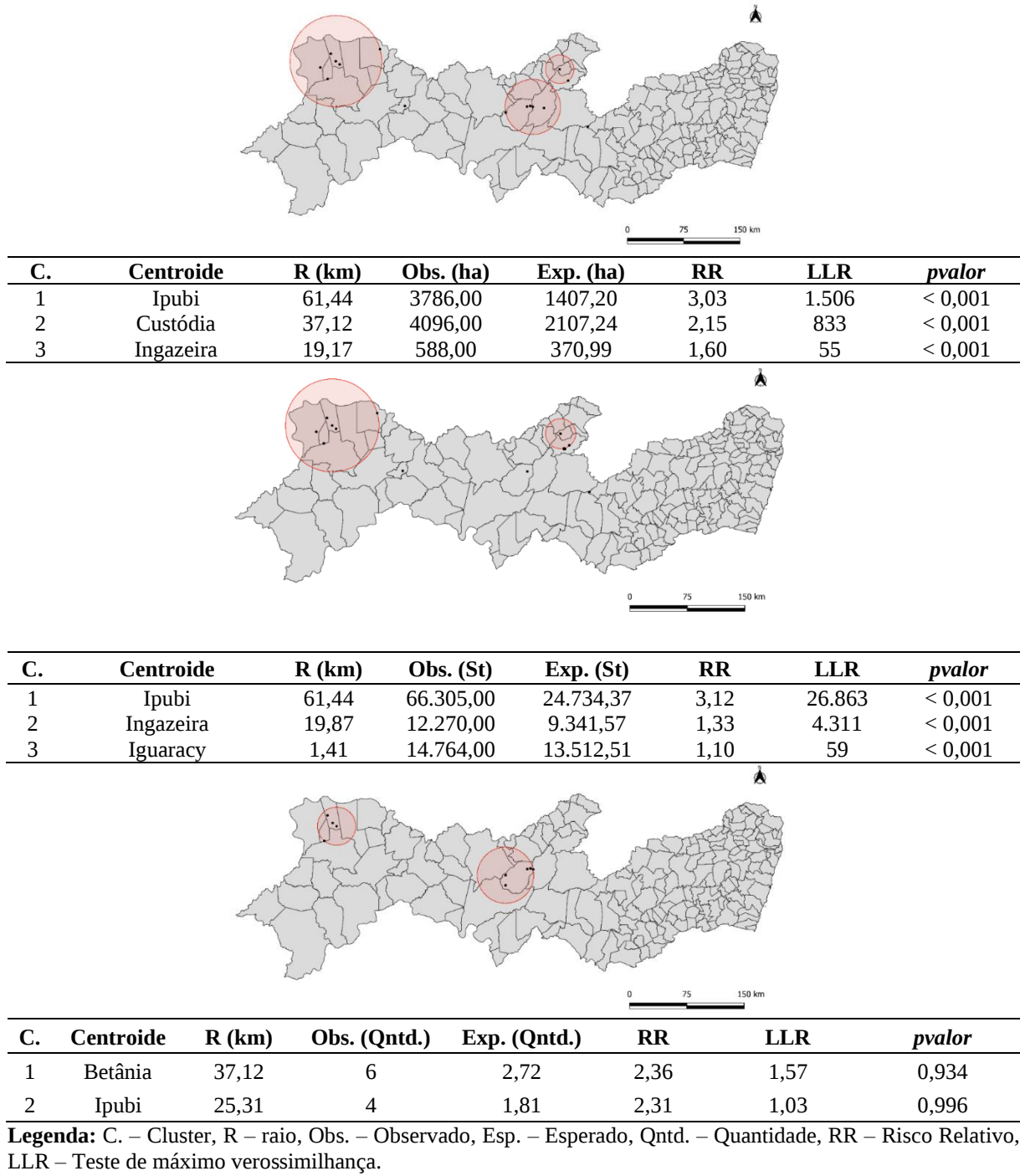
1.407,20 ha, o que rendeu à área um risco relativo de 3,03, ou seja, há probabilidade três vezes maior de que haja uma área sob manejo dentro deste clusters do que no restante do Estado. O conglomerado nesta região está associada com a alta demanda de insumos energéticos florestais pelas indústrias de cerâmica e de gesso, sendo estas consideradas um dos maiores polos produtores nacionais, demandando lenha produzida na Paraíba e Pernambuco (Travassos; Souza, 2014).

O segundo cluster é centrado em Custódia, na região de Arcoverde, com raio de 37,12 km e com seis PMFS instalados. Sob ponto de vista da área manejada, foram 4.096,00 ha, contrapostos ao esperado de 2.107,24 ha, resultando em risco relativo de 2,15. O último cluster para área sob manejo apresentou centroide no município de Ingazeira, dentro da região com maior disponibilidade de lenha a partir das caatingas aberta e densa do Estado. O conglomerado apresentou 19,17 km de raio e apenas dois PMFS, com área de 588,00 ha, contrastando com a esperada de apenas 370,99 ha, com 1,60 de risco relativo.

Também foram observados três conglomerados para a quantidade de lenha nos PMFS. O primeiro cluster foi semelhante ao de área sob manejo, centrado em Ipubi, com risco relativo de 3,12. A área apresentou agregado de 66.305 estéreos de lenha, o que reforça a importância do polo industrial próximo. Em seguida veio também o cluster de Ingazeira, contando três PMFS e 12.270 estéreos. Apenas o cluster de Iguaracy foi diferente aos apresentados para área manejada, com apenas 1,41 km de raio, mas dois PMFS, totalizando 14.764,00 st de lenha. Este grande volume pode estar relacionado a propriedades que são do mesmo dono e em razão disto apresentam planos vizinhos.

A última simulação foi realizada para identificar agrupamentos com base na quantidade de planos de manejo, identificou dois clusters, o primeiro com 37,12 km de raio e centrado em Betânia, com 6 PMFS observados, contrapondo-se a 2,72 esperados. A chance de que um plano no interior deste cluster é de 2,36 vezes maior que em qualquer outra área de Pernambuco. Diferentemente dos níveis para área e volume de lenha, não houve significância estatística (*p valor*), em razão dos baixos números associados. O segundo cluster, com centroide em Ipubi, raio de 25,31 km e quatro PMFS, teve risco relativo de 2,31. Em razão da baixa significância estatística, deve-se destacar além desses conglomerados os municípios de Sertânia e Iguaracy, ambos com sete PMFS e situados nas proximidades do cluster de Betânia.

Figura 20 - Clusters dos planos de manejo florestal sustentável, do semiárido pernambucano, para área sob manejo (a), quantidade de produção de lenha (b) e quantidade de PMFS (c), em 2023



Fonte: O Autor (2024).

Além do aspecto espacial, observou-se a evolução temporal da área sob manejo (ha), observada e esperada, no interior e exterior dos clusters de planos de manejo florestal sustentável ativos, em Pernambuco, de 1999 a 2023, conforme a Figura 21.

Na região do cluster 1 (Figura 21.a), entre 1999 e 2007, a produção média de lenha foi 20.518 st. Em 2007, último ano com dados de clusters, a produção no interior do conglomerado

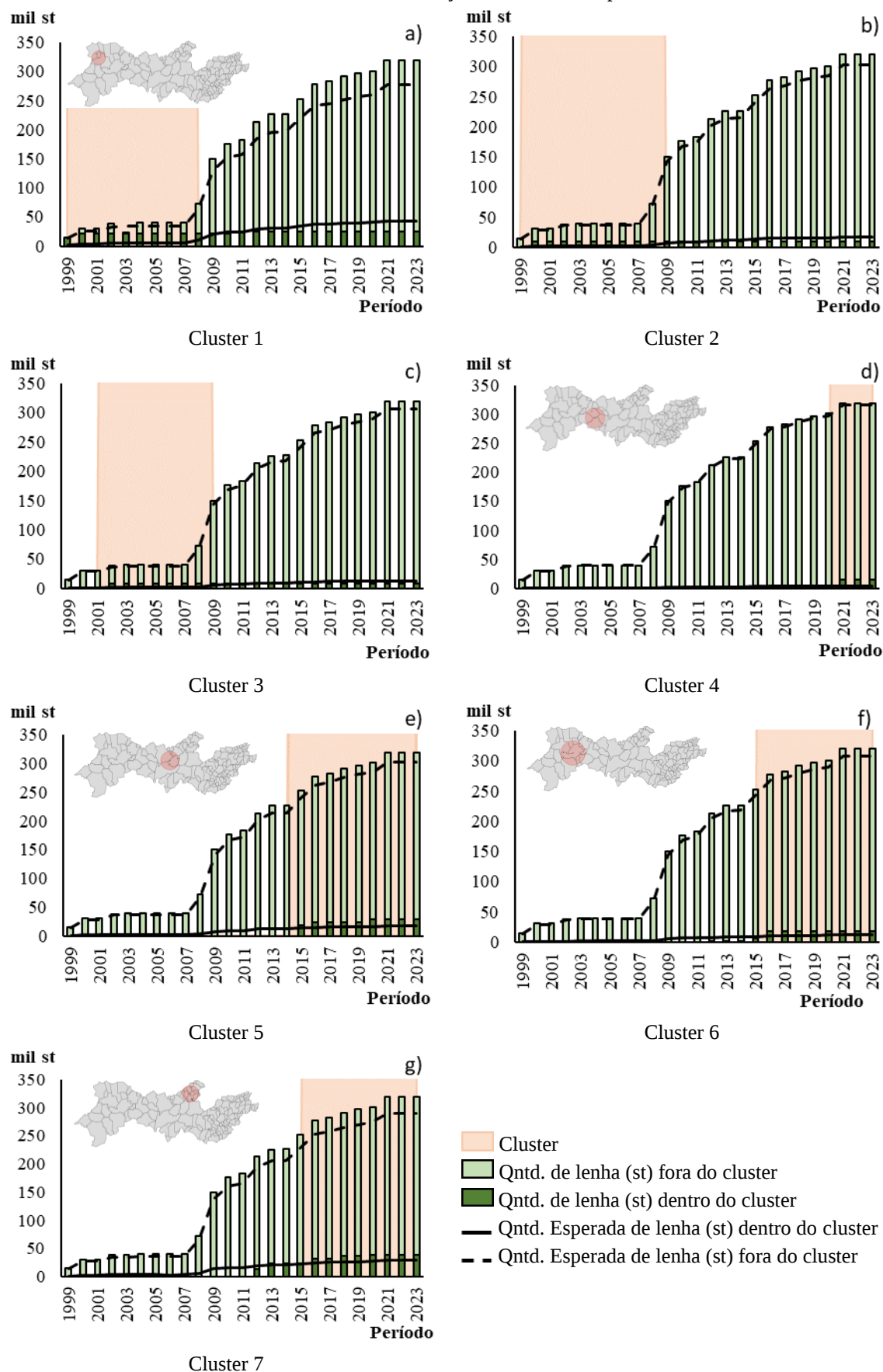
foi de 21.192 st, enquanto no exterior foi 18.444 st, ou seja, 53,47% da produção do estado estava no interior do cluster 1. Em 2008, a produção exterior ao cluster aumentou para 51.015 st, dissolvendo o conglomerado.

O cluster 2, no município de Santa Terezinha (Figura 21.b), existiu entre 2000 e 2008, deixando de ser um cluster estatístico a partir de 2009, e foi exclusivamente temporal, com produtividade de 9.320 st. Da Figura 21.c é possível observar o segundo cluster temporal, em Sertânia (Figura 21.c), formado de 2002 a 2008, teve produção anual de lenha 7.861 st. Os padrões dos clusters 2 e 3 foram semelhantes e reafirmam a existência de alta oferta de lenha na região próxima a Afogados da Ingazeira. A dissolução destes clusters em questão temporal evidenciam a alta disseminação de planos de manejo nas demais áreas do estado, especialmente próximos aos polos industriais de gesso, cerâmica e leite.

A partir do cluster 4 (Figura 21.d) é possível observar a formação de conglomerados espaço-temporais. O primeiro deles, centrado em Salgueiro, ocorrendo de 2021 a 2023, teve raio de 37,85 km e três planos de manejo. A disponibilidade observada chegou a 3.858,52 st, contrapondo-se aos 3.500 st esperados. O cluster 5, centrado em Betânia (Figura 21.e), formou-se a partir de 2015, chegando até 2023; e teve raio de 34,08 km e cinco planos de manejo. A produção média de lenha foi de 15.973 st, aproximadamente cinco vezes maior do que a estimada. Este cluster 5 tem localização válida para tornar-se um dos principais conglomerados do Estado, tendo em vista a elevada quantidade de PMFS nos seus arredores e a alta disponibilidade de lenha a partir das caatingas aberta e densa.

O conglomerado 6, centrado em Parnamirim (Figura 21.f), teve o maior raio de expansão, com 46 km, e quatro planos de manejo. A produção de lenha aumentou de 23.927 st, em 2015, para 31.719 st, em 2016, quando a região foi responsável por 6,76% da oferta do Estado. O conglomerado manteve-se até 2023, com 5,71% da produção e a estabilização implica em uma possível dissolução do cluster, caso não haja a instalação de novos planos na região. Devido a sua localização, a lenha produzida na região pode ser enviada para o polo industrial de Araripina, com custo de transporte viável.

Figura 21 - Evolução observada e esperada (mil st), no exterior e no interior dos planos de manejo florestal sustentável ativos, com base em área manejada, no semiárido pernambucano, 1995 a 2021



Fonte: O Autor (2024).

O último conglomerado, centrado em Ingazeira (Figura 21.g), com 30,49 km, ocorreu de 2016 a 2023. Este cluster apresentou o maior número de unidades (10 PMFS). De 2016 a 2023, a produção média foi de 36.505 st, e o esperado de 26.792 st. Em valores médios, o cluster produziu 12,13% da lenha do Estado, de 2016 a 2023.

4.4 CONCLUSÃO

Houve aumento significativo da quantidade e da área manejada em PMFS em Pernambuco, entre 2000 e 2023. Não houve concentração espacial de PMFS nas regiões imediatas, mas houve entre as intermediárias, nas regiões de Araripina, Afogados da Ingazeira e Serra Talhada, o que deve ser atribuído à demanda das indústrias de gesso e cerâmica e à disponibilidade de lenha com baixo custo. Foram identificados cinco clusters temporais de PMFS, com aparecimento e dissolução dentro das décadas avaliadas, refletindo a dinâmica da atividade de manejo florestal na região.

Os resultados sugerem que alguns dos clusters apresentam potencial de expansão para tornarem-se áreas significativas de produção de lenha, sendo necessária a continuidade na instalação de novos PMFS na região. Essas conclusões são úteis para o planejamento e o desenvolvimento sustentável da atividade de manejo florestal na região, e auxiliam no desenvolvimento de estratégias de conservação e uso responsável dos recursos florestais.

5 ANÁLISE ECONÔMICA DA EXPLORAÇÃO DE LENHA EM PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO SOB CONDIÇÕES DE RISCO

RESUMO

Diante das incertezas na produção da lenha no semiárido, foi avaliada a viabilidade econômica para os planos de manejo florestal sustentável (PMFS) ativos, em Pernambuco, sob condições de risco, via simulação de Monte Carlo. Os dados dos PMFS foram coletados da Agência Estadual de Meio Ambiente, do estado de Pernambuco, de março a maio de 2023. Foram usados como índices de viabilidade o Valor Presente Líquido (VPL), o Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE), a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Payback Descontado. Após a análise determinística realizou-se uma análise de sensibilidade para identificação das variáveis de maior risco no sistema, sendo utilizado o VPL como métrica de seleção. Os PMFS em Pernambuco são economicamente viáveis, mas a inclusão do custo da terra reduz a atratividade, especialmente em propriedades menores. Portanto, é fundamental considerar essa variável ao avaliar a viabilidade do projeto, sob risco de estimativas distorcidas e incorretas. A análise por diferentes portes das propriedades destacou os ganhos de escala na produção. Na análise de sensibilidade destacou-se a significância do preço de venda da lenha para a viabilidade dos projetos, sendo a variável mais determinante. Os resultados favorecem a compreensão dos produtores da dinâmica de investimentos, destacando os hotspots para obtenção de melhores retornos econômicos e podem fortalecer a economia regional de produção da lenha sustentável.

Palavras-chave: Bioenergia; produção sustentável; viabilidade econômica; condições de risco.

ABSTRACT

Given the uncertainties surrounding fuelwood production in the semi-arid region, the economic viability of active sustainable forest management plans (PMFS) in Pernambuco was assessed under risk conditions using Monte Carlo simulation. PMFS data were collected from the Pernambuco State Environmental Agency from March to May 2023. Net Present Value (NPV), Uniform Annual Equivalent Value (UAEV), Internal Rate of Return (IRR) and Discounted Payback were used as feasibility indices. After the deterministic analysis, a sensitivity analysis was conducted to identify the riskiest variables in the system, using NPV as the selection metric. The SFMPs in Pernambuco are economically viable, but the inclusion of land costs reduces their attractiveness, especially for smaller properties. It is therefore essential to take this variable into account when assessing project viability, with the risk of distorted and incorrect estimates. The analysis by farm size highlighted the gains in production scale. The sensitivity analysis highlighted the importance of the selling price of firewood for the viability of the projects, making it the most critical variable. The results help producers to understand the dynamics of investments, highlight the hotspots for obtaining the best economic returns, and could strengthen the regional economy of sustainable firewood production.

Keywords: bioenergy; sustainable production; economic viability; risk conditions.

5.1 INTRODUÇÃO

Desde o final do século XX, a humanidade tem enfrentado o grande desafio das alterações climáticas, ligadas ao consumo de energia e às emissões de gases com efeito de estufa (GEE) (Nathaniel; Iheonu, 2019). Diversos estudos demonstraram que a utilização de fontes alternativas de carbono, como a biomassa, seja agroindustrial ou florestal, tem o potencial de atenuar estes efeitos (Yan et al., 2020; Raihan, 2023).

As florestas desempenham papel importante no sistema terrestre sob aspectos biofísicos, biogeoquímicos, hidrológicos, culturais, energéticos e económicos (Reichstein; Carvalhais, 2019). Para a destinação energética, a biomassa florestal pode ser originada de florestas regeneradas naturais ou de plantações florestais, e seus produtos finais podem incluir calor, energia e/ou combustível (líquido, sólido ou gasoso) para uso posterior. Formas comuns de energia de biomassa incluem os pellets, lascas de madeira e a lenha (Nunes; Causer; Ciolkosz, 2020).

No Brasil, a biomassa florestal é utilizada principalmente para processos de fornecimento de calor na indústria, a partir do carvão vegetal e da lenha. Em 2019, 8,75% (24.146×10^3 tep) da oferta de energia nacional foram obtidos a partir destes recursos (EPE, 2020). O uso da lenha varia de acordo com as condições climáticas, sociais e económicas. Na Região Sul, o recurso é voltado para o aquecimento, enquanto nas Regiões Norte e Nordeste, o menor poder aquisitivo da população leva ao uso mais frequente de combustíveis sólidos para cocção alimentícia (Gioda, 2019).

Embora a utilização da bioenergia florestal seja promovida principalmente como uma estratégia de mitigação das alterações climáticas, o IPCC (2019) demonstrou que a implantação e uso em grande escala da bioenergia, sem a devida recuperação da vegetação, pode trazer efeitos adversos ao meio, podendo exacerbar as pressões sobre os ecossistemas florestais. Em razão disso, é necessário que a extração vegetal para produção da lenha seja dinâmica e gradual, e que apenas uma parcela da área total seja removida a cada ano, visando a manutenção da capacidade produtiva e a diversidade biológica do ecossistema. Esse processo de extração é feito a partir do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) (Barreto-Garcia et al, 2021).

No Nordeste brasileiro, a extração da lenha da Caatinga seguindo um PMFS é uma solução eficaz para conciliar o fornecimento de energia, para o desenvolvimento da região, com a diminuição do processo de degradação da vegetação. Porém, essa produção esbarra nos baixos preços da lenha proveniente do desmatamento ilegal, que pode inviabilizar financeiramente os PMFS, principalmente em pequenas propriedades (Meunier, 2014).

Na teoria econômica, a análise de viabilidade de um empreendimento ou de um processo produtivo é um curso natural para avaliar sua implementação ou manutenção (Guedes et al., 2011). Alguns autores avaliaram a viabilidade de empreendimentos na produção e uso de lenha na caatinga, como Lima Júnior et al. (2015), Lopes e Canto (2018) e Meunier (2014), todos sob perspectivas determinísticas. Embora diversos ensaios tenham sido realizados, todos os projetos florestais estão sujeitos a incertezas e riscos, os quais devem ser incluídos nas avaliações, a partir de análises estocásticas (Coelho Junior et al., 2008; Silva et al., 2014). Entretanto, há uma lacuna na literatura científica voltada ao manejo sustentável em florestas nativas, principalmente em zonas secas.

Diante das incertezas na produção da lenha no semiárido, este trabalho avaliou a viabilidade econômica para os planos de manejo florestal sustentável ativos, em Pernambuco, sob condições de risco, via simulação de Monte Carlo. Os resultados podem favorecer os produtores a entender a dinâmica de investimentos que podem resultar em maiores retornos econômicos, e, eventualmente, fortalecer a economia regional. A metodologia seguida pode ser aplicada a outras regiões e a outras fontes de energia.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

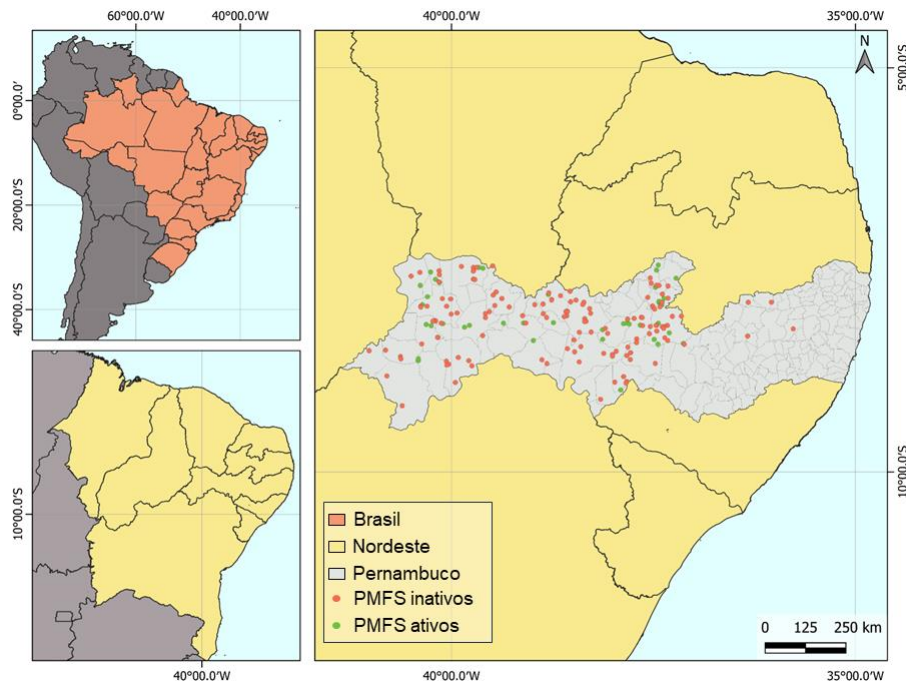
5.2.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 22) está situada no estado de Pernambuco, que faz fronteira com os estados da Paraíba (N), Ceará (NO), Piauí (O), Alagoas (SE) e Bahia (S). Foram avaliados planos de manejo (PMFS ativos) distribuídos entre 21 municípios: Araripina, Betânia, Custódia, Exu, Flores, Igaraci, Ingazeira, Ipubi, Lagoa Grande, Mirandiba, Ouricuri, Parnamirim, Salgueiro, Santa Cruz, São José do Belmonte, São José do Egito, Sertânia, Tabira, Tacaratu, Terra Nova e Trindade. A região apresenta características de semiárido, com predominância do bioma da Caatinga.

5.2.2 Dados utilizados

Os dados dos PMFS foram coletados na Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco, de março a maio de 2023. O levantamento e a coleta de dados dos estudos de viabilidade econômica foram feitos com a base de dados do Sinaflor. Foram coletadas informações de 51 PMFS ativos no ano de 2023. Os dados de custo da terra foram obtidos para 2022 (Ministério do Desenvolvimento Agrário e Agricultura Familiar, 2023).

Figura 22 - Distribuição espacial dos PMFS avaliados em Pernambuco, Brasil



Fonte: IBGE (2017)

5.2.3 Desenvolvimento do modelo

A avaliação da viabilidade financeira é uma etapa necessária no processo de tomada de decisão de investimentos (Testa *et al.*, 2016). A avaliação de viabilidade é necessária na análise de culturas perenes, ou florestas, pois os aspectos naturais impactam no período de colheita e, portanto, avaliar os fluxos financeiros no tempo torna-se indispensável (El Kasmoui; Ceulemans, 2012).

5.2.3.1 Identificação das variáveis de entrada

Para análise do investimento nos planos de manejo florestal sustentável de Pernambuco, utilizou-se um fluxo de caixa com intervalo de 15 anos. Os dados de custos e receitas foram ajustados para 2021, a partir da Taxa Geométrica de Crescimento (TGC):

$$TGC [\%] = \left[\sqrt[\Delta t]{\frac{V_f}{V_0}} - 1 \right] \cdot 100 \quad (19)$$

em que, V_0 = o valor médio no ano inicial (R\$), V_f = o valor médio no ano final (R\$) e Δt é a variação temporal (expressa em anos) (CUENCA; DOMPIERI, 2016). Dado o grande número de planos para o V_f e V_0 , foram usadas as médias dos três valores iniciais e finais da série, respectivamente.

As propriedades analisadas foram subdivididas em classes de porte dos PMFS, com adaptação da classificação de Araujo e Pareyn (2022), sendo de pequeno porte (PP) as propriedades de 0,1 a 299 ha, de médio porte (MP), as de 300 a 500 ha e de grande porte (GP), as com área manejável superior a 500 ha.

A evolução de custos e receitas médios para PMFS foi acompanhada de 1999 a 2021, e foram usados para a análise determinística dos sistemas de produção de lenha no semiárido de Pernambuco (Tabela 6).

5.2.3.2 Identificação das variáveis de saída

Foram utilizados como índices de viabilidade o Valor Presente Líquido (VPL), o Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE), a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Payback Descontado. O VPL é o indicador econômico mais utilizado e recomendado para tomada de decisão em estudos de viabilidade (Rocha *et al.*, 2017) e foi calculado pela Equação 20.

$$VPL = \sum_{j=0}^n R_j(1+i)^{-j} - \sum_{j=0}^n C_j(1+i)^{-j} \quad (20)$$

onde, C_j = custos ao final do ano j ; R_j = receitas ao final do ano ou do período considerado no fluxo de caixa; n = número de períodos; e i = taxa de desconto. Para o sistema produtivo ser considerado viável, o VPL deve ser superior a zero (Arnold; Yildiz, 2015). Os preços médios de custos e de receitas estão listados na Tabela 6.

Complementar ao VPL, foi avaliado o Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE), que indica o quanto o projeto gera periodicamente de valor, em dinheiro, acima do custo de investimento, durante o seu respectivo horizonte de tempo:

$$VAUE = VPL \left(\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right) \quad (21)$$

onde i é a taxa de desconto e n representa o horizonte de tempo do projeto. Por ser uma métrica dependente do VPL, existe viabilidade se o $VPL > 0$. Os valores do fluxo de caixa estão na Tabela 7. O crescimento de custos e receitas foram ajustados com base na TGC do setor.

Tabela 6 - Preço médios de manutenção de PMFS e da produção de lenha, para um ciclo de 15 anos, no semiárido de Pernambuco, Brasil, em 2021

Custos	Qntd.	Unidade	Valor Unitário (R\$)	Total Anual (R\$)
Elaboração do plano	1	Projeto	15.638,10	-
Cartório	1	-	305,21	-
Corte da lenha	89.624,35	st	8,63	51.555,28
Baldeio da lenha	89.624,35	st	0,43	2.557,78
Abertura de picadas	63.044,06	m ²	0,55	2.289,36
Carregamento da lenha	89.624,35	st	0,50	2.987,48
Manutenção de aceiros	59.832,40	m ²	0,15	612,40
Placa de talhão	60	Unidade	15,24	-
Placa do plano de manejo	4	Unidade	414,29	-
Assistência técnica	15	-	650,50	650,50
Relatório anual	15	Relatórios	2.857,15	2.862,79
Taxa de vistoria anual	15	Vistoria	275,70	275,70
Transporte da produção	6207	Frete	552,17	74.477,80
Preço da terra	89.624,35	Hectare	561,81	232.491,34
Receitas				
Venda da lenha	89.624,35	st	37,70	225.260,55

Fonte: O Autor (2024).

Também foi avaliada a taxa interna de retorno (TIR), correspondente ao momento em que o VPL é igual a zero (Doyle et al., 2021):

$$\sum_{j=0}^n R_j (1 + TIR)^{-j} = \sum_{j=0}^n C_j (1 + TIR)^{-j} \quad (22)$$

onde, R_j é o valor das receitas; C_j representa o fluxo de caixa anual; j é o período de ocorrência de custos e despesas e n é o número total de períodos.

O período de retorno do investimento também foi avaliado usando-se o Payback Descontado (DPB), formulado como (Cui et al., 2020):

$$DPB = \frac{C_n}{(1+i)^n} \quad (23)$$

$$DPB = PF + \frac{B}{A} \quad (24)$$

em que: C_n = fluxo de caixa no período n ; i = a taxa de desconto; PF = período final com fluxo de caixa cumulativo descontado negativo; B = valor absoluto dos fluxos de caixa acumulados descontados no final do período L ; A = fluxo de caixa descontado durante o período após L .

Tabela 7 - Fluxo de caixa para a produção de lenha, em PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil, em 2021

Itens	Ano 0	Ano 1	Ano 2	Ano 3	...	Ano 15
x10 ³ R\$						
Receita						
Venda da lenha		222,03	227,98	234,10		321,59
Custos anuais						
Corte de lenha		51,56	53,79	56,13		93,43
Baldeio		2,56	2,59	2,63		3,07
Abertura de picadas		2,29	2,38	2,47		3,93
Carregamento da lenha		2,99	2,99	2,99		2,99
Manutenção de aceiros		0,61	0,62	0,63		0,74
Assistência Técnica		0,65	0,66	0,66		0,73
Relatório anual		2,86	3,11	3,39		9,44
Taxa de vistoria anual		0,28	0,28	0,28		0,28
Transporte da Produção		73,31	73,73	74,15		79,39
Investimento						
Elaboração do Projeto	-15,64					
Cartório	-0,31					
Marco do talhão	-0,91					
Placa do Plano de Manejo	-1,66					
Preço da terra	-232,49					
FC	-251,01	359,12	368,12	377,41		515,58

Fonte: O Autor (2024).

A taxa de desconto utilizada foi obtida através do Custo Médio Ponderado do Capital (WACC). Segundo Steffen (2020) o custo de capital é uma medida prospectiva que compreende o valor do dinheiro no tempo e um prêmio de risco.

Para investimentos que utilizam mais de um tipo de capital (capital próprio e dívida), o custo global do capital é uma combinação dos retornos dos diferentes componentes e pode ser definido como (Ozato *et al.*, 2023):

$$WACC = K_d D + K_e E \quad (25)$$

Onde, D = parcela da dívida (%); E = participação no capital (%); k_d = custo da dívida; e k_e = custo de capital próprio.

Segundo Ozato *et al.* (2023), os juros das dívidas podem ser deduzidos do lucro tributável (Equação 26).

$$WACC = K_d D (1 - \tau) + K_e E \quad (26)$$

onde ω é a inflação real esperada.

Em cenários de inflação incerta, como o caso brasileiro, um ajuste para o WACC real pode ser realizado, de acordo com Mankiw (2020), pela Equação 27:

$$1 + WACC_{nominal} = (1 - WACC_{real}) + (1 + \omega) \quad (27)$$

Para o caso dos PMFS, foi considerado o investimento a partir do custo de capital próprio (K_e), utilizando o *Capital Asset Pricing Model* (CAPM), Equação 28 (Lintner, 1965; Mossin, 1966; Sharpe, 1964):

$$K_e = r_f + \beta(r_m - r_f) \quad (28)$$

onde r_f = taxa livre de risco (%); β = risco do ativo sobre o mercado; e $(r_m - r_f)$ = prêmio de risco do mercado.

Para estimar o custo do capital próprio, recomenda-se considerar os parâmetros do prêmio de risco e da taxa livre de risco nas atuais condições de mercado (Damodaran, 2019). Considerou-se o custo de capital próprio, com um β desalavancado de 1,04, associado ao setor florestal, chegando-se ao valor aproximado de 9,76%.

5.2.3.3 Identificação da incerteza e do risco

Após a análise determinística fez-se uma análise de sensibilidade para identificação das variáveis de maior risco no sistema, usando o VPL como métrica de seleção. Foram incluídas as incertezas associadas, sendo feita a análise estocástica para: o valor de venda da lenha; o custo de mão de obra no corte da lenha; e os custos de transporte. A produtividade média dos sistemas foi definida baseada nos planos de manejo florestal ativos. Esses valores foram utilizados em modelo de simulação estocástica para definição da distribuição das produtividades.

Segundo Rocha *et al.* (2017), os valores estocásticos possíveis são determinados a partir de uma *probability density function* (PDF) (função de densidade de probabilidade) (Tabela 8). Elas são associadas a um modelo probabilístico e as variáveis do valor de venda da lenha, do custo de mão de obra no corte da lenha e dos custos de transporte foram testadas e a PDF função mais adequada foi selecionada. Além da distribuição de probabilidade selecionada, foi estabelecido valor mínimo de R\$ 10,00 para o valor de venda da lenha, com base no cenário atual dos PMFS.

Por fim, foram feitas 10.000 simulações de Monte Carlo (SMC) (Arnold; Yildiz, 2015), com uso da função de probabilidade demonstrada por Rocha *et al.* (2017):

$$P_{VPL>0}(x_1...x_n;i) = \int_0^{+\infty} pdf(\tilde{VPL})d\tilde{VPL} \quad (29)$$

onde $P_{VPL>0}$ = probabilidade acumulada de VPLs positivos no projeto; $pdf(\tilde{VPL})$ = função de densidade de probabilidade dos VPLs no projeto; e x_i = variáveis aleatórias do projeto.

Tabela 8 - Distribuições de probabilidade e parâmetros para os pressupostos financeiros (em R\$)

Parâmetro	Distribuição	Média	Desvio Padrão	Local	Escala	Forma
Corte de lenha	Log Normal	8,65	2,91	0,56		
Transporte	Gama			208,93	309,52	1,1089
Preço da terra	Log Normal	413,04	333,37	61,94		
Venda da lenha	Normal	37,16	14,18			

Fonte: O Autor (2024).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na evolução de custos e receitas médios dos PMFS, no semiárido de Pernambuco, de 1999 a 2021, as variáveis com maiores crescimentos foram a elaboração de projeto e o preço do relatório anual, ambas executadas pelos engenheiros responsáveis pelos PMFS (Tabela 9). Em seguida, veio o aumento na mão de obra para o corte da lenha, com aumento de 4,79% para cada estéreo produzido.

A análise de viabilidade econômica apresentou um resultado determinístico (Tabela 10), levando em consideração os valores médios de produtividade e custos. Dois cenários base para a viabilidade foram observados: o primeiro considerando o custo da terra e o segundo sem este custo. No entanto, os demonstrativos econômicos apresentados para os órgãos reguladores não incluíram esta variável, tendo em vista que muitas das terras são espólios e que o custo da terra é baixo na zona sertaneja do estado (Riegelhaupt; Pareyn, 2010).

A produtividade média no caso geral de uma fazenda em Pernambuco foi de 5.974,96 st de lenha por ano. Sob o ponto de vista determinístico, os resultados indicaram viabilidade econômica, com $VPL > 0$ e $TIR > TMA$. No cenário médio, a TIR foi 36,56%, correspondente a pouco mais que três vezes a taxa mínima de atratividade, indicando um investimento altamente viável e que pode atrair a atenção de investidores. O VPL, considerando o custo da terra, foi de R\$ 527.101,28, o que representa um investimento rentável para o produtor, e em termos anualizados, a rentabilidade seria de R\$ 71.245,33. O maior investimento esteve voltado ao transporte da lenha, embora a métrica utilizada neste estudo tenha desconsiderado as

distâncias percorridas e considerado os deslocamentos médios demonstrados nos projetos do PMFS.

Tabela 9 - Evolução de custos e receitas médios para PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil, de 1999 a 2021

Variável	V₀ médio (R\$)	Valor médio final (R\$)	TGC (% a.a.)
Elaboração do projeto	4.473,33	21.666,67	7,43
Cartório	218,37	300,00	1,45
Corte de lenha	3,33	9,33	4,79
Baldeio da lenha	0,25	0,33	1,32
Abertura de picadas	0,20	0,47	3,93
Manutenção de aceiros	0,10	0,13	1,32
Marco do talhão	5,00	13,33	4,56
Placa do plano de manejo	310,00	566,67	2,78
Assistência técnica	6470,55	7890,00	0,91
Relatório anual	563,33	3681,67	8,91
Taxa de vistoria anual	280,00	293,33	0,21
Transporte da produção	500,00	566,67	0,57
Venda da lenha	21,41	38,33	2,68

Fonte: O Autor (2024).

Tabela 10 - Análise determinística da viabilidade econômica da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil

Porte	Custo da terra				Sem o custo da terra			
	VPL (R\$)	VAUE (R\$)	TIR (%)	PBD (ano)	VPL (R\$)	VAUE (R\$)	TIR (%)	PBD (ano)
PP	200.148,92	25.954,86	30,87%	5	309.729,65	40.165,05	226,47%	1
MP	393.748,43	51.060,41	38,67%	4	538.109,51	69.780,84	260,27%	1
GP	1.235.915,55	160.270,76	83,91%	2	1.408.315,76	182.627,23	841,38%	1
Geral	527.101,28	71.245,33	36,56%	4	759.592,62	101.394,29	462,14%	1

Fonte: O Autor (2024).

Onde: PP = pequeno porte, MP = médio porte, GP = grande porte.

Considerando diferentes portes das propriedades, houve incremento de ganhos de escala. Para fazendas de pequeno porte, o VPL foi de R\$ 200.148,92, com recebimentos anualizados de R\$ 25.954,86, tendo em vista que os custos de produção se tornam maiores com uma menor produtividade. No caso de pequenas fazendas, o período de retorno do investimento também é maior que no caso das maiores fazendas, com até 5 anos. Em propriedades médias o VPL foi R\$ 393.748,43, o VAUE R\$ 51.060,41, com TIR de 38,67% e o payback descontado de 4 anos. Já nas grandes propriedades, com VPL de R\$ 1.235.915,55 e PBD de apenas dois anos, os custos de transporte e da terra foram inferiores aos das propriedades de tamanhos menores, demonstrando que, além do aumento da produtividade, a busca por localizações otimizadas pode trazer melhores retornos ao produtor.

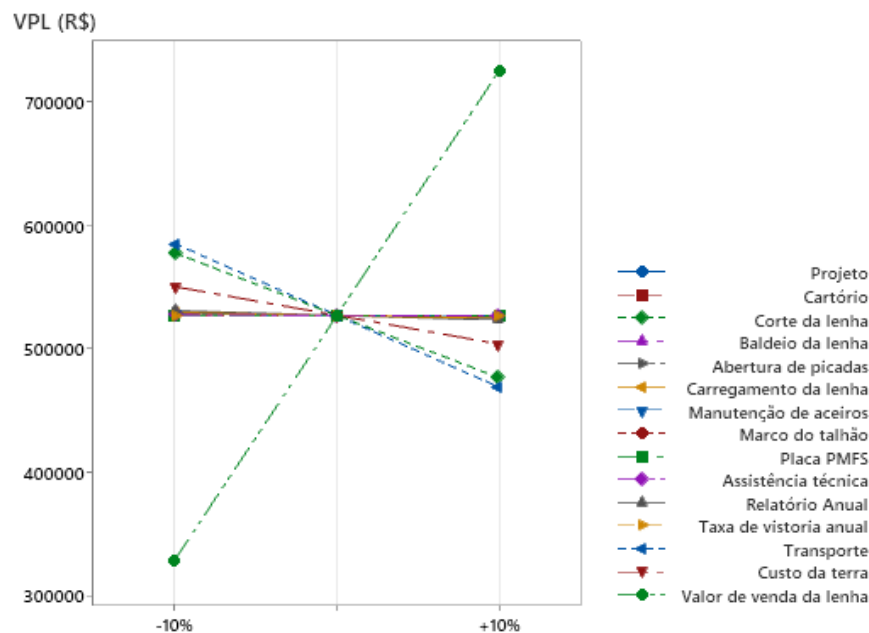
No cenário onde o custo da terra não foi incorporado, o VPL alcançado seria de R\$ 759.592,62, com payback de apenas 1 ano, para o caso médio; tendo em vista que os custos iniciais seriam muito baixos. A rentabilidade encontrada foi inferior à de estudos similares que avaliaram a viabilidade econômica de sistemas de produção de lenha. Campos e Coelho (2020) encontraram um VPL de R\$ 2.086.933,69 e uma TIR de 235%, mas não detalharam a TMA utilizada. No entanto, o presente estudo incorporou variações de preço com base em uma amostragem maior, e sob perspectivas de alterações históricas. No cenário sem o custo da terra, as pequenas propriedades apresentaram o maior aumento percentual no VPL, com incremento de 54,75%, o que demonstra o forte reflexo do custo da terra sobre a viabilidade nessas propriedades. Por sua vez, as propriedades de grande porte foram as que menos aumento de VPL tiveram, em razão da localização com baixo custo da terra, conforme indicado anteriormente. Em todos os casos, o PBD caiu para apenas 1 ano. O maior VAUE, que é um indicador robusto para interpretar uma análise de investimentos, foi no cenário sem custo da terra, em grandes propriedades.

O preço de venda da lenha, do custo de transporte, do corte da lenha e da terra tenderam a ser as variáveis mais determinantes para os PMFS na região. Contudo, a análise determinística não fornece uma dimensão da variação do risco a que o investidor está exposto. Assim, foi realizada uma análise de sensibilidade (Figura 23), seguida de uma avaliação estocástica para a produção de lenha.

Foi feita uma análise de sensibilidade local, examinando as respostas de saída com a variação dos parâmetros de entrada, mantendo as demais variáveis com um valor central. Segundo Testa *et al.* (2016), esta análise é simples e popular para ensaios com modelos de avaliação de fluxo de caixa descontado, em diferentes objetos de estudos, como mostrado por El Kasmoui e Ceulemans (2012), Silva *et al.* (2022) e Bernardes (2022).

Conforme esperado, o preço de venda da lenha é o mais determinante para a viabilidade dos projetos e logo após esteve o custo de transporte. É importante ressaltar que a otimização na gestão de fretes pode diminuir os custos associados, sendo prática comum na região o envio de materiais cerâmicos e/ou gesso para os municípios no mesmo transporte onde será coletada a lenha. A abertura de picadas, baldeio, manutenção de estradas e serviços técnicos não representam um custo elevado, nem podem inviabilizar o negócio, desde que tenham baixas oscilações. Para oscilação em até $\pm 10\%$ do preço de venda da lenha houve variação de R\$ 328.830,46 para R\$ 725.372,11.

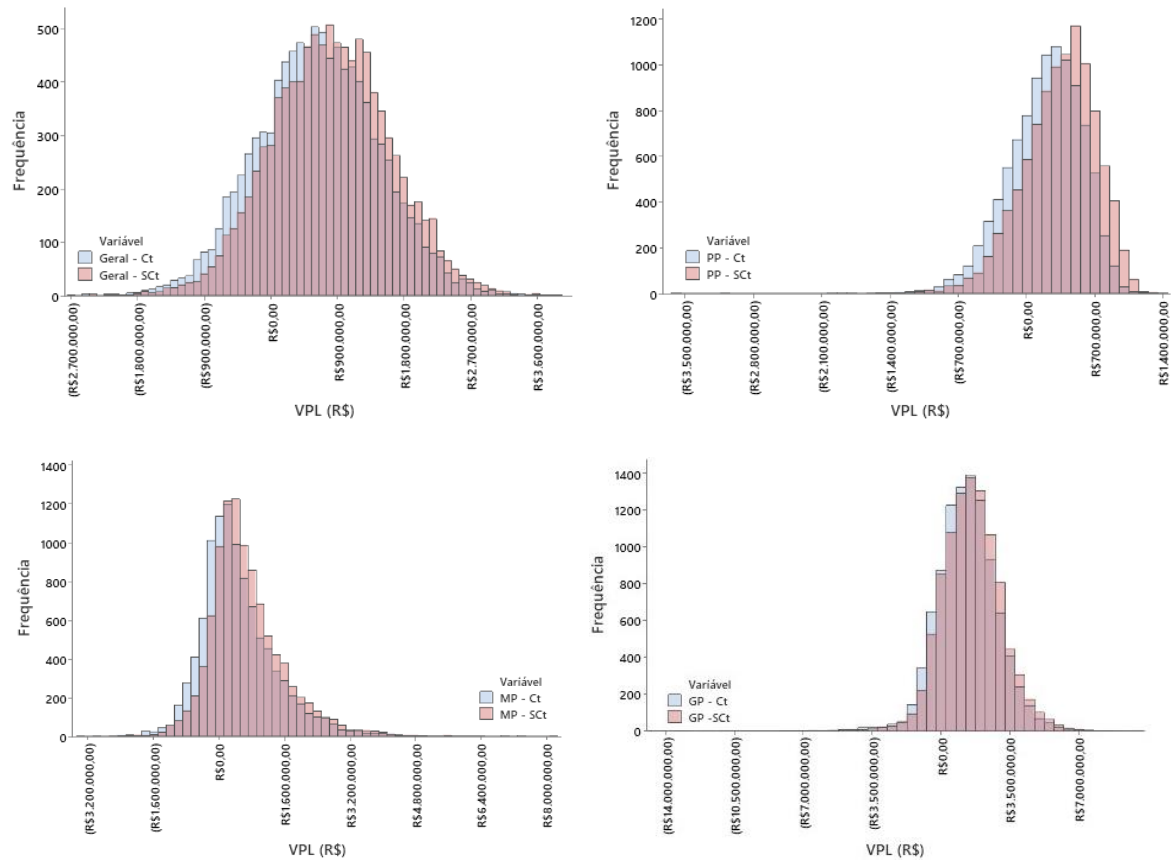
Figura 23 - Análise de sensibilidade para a produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil



Fonte: O Autor (2024).

Devido à extensão do semiárido pernambucano e à variação da demanda industrial regional, conforme apontado nas seções anteriores, esses custos e receitas tendem a sofrer alta variabilidade. Os resultados estocásticos do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil, estão na Figura 22. O cenário geral, considerando o custo da terra (Ct), indicou viabilidade em 78,43% dos casos, havendo variabilidade em: preço da terra, corte da lenha, transporte da lenha e venda da lenha. Além desse cenário, observou-se a probabilidade de sucesso sem a contabilização dos custos de terra (SCt), tendo esta crescido para 84,65%. Deve-se ressaltar que este cenário é comum nas propriedades manejadas. Outro destaque pertinente é que a variação do custo da lenha continuou sendo a variável determinante para a viabilidade dos projetos.

Figura 24 - Resultados estocásticos do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, no semiárido de Pernambuco, Brasil



Legenda:

PP – Pequeno Porte
MP – Médio Porte
GP – Grande Porte

Ct – Custo da terra
SCt- Sem custo da terra

Fonte: O Autor (2024).

Para o cenário de propriedades pequenas com o custo da terra, os casos de menor retorno econômico dentre todos os testados, em 71,3% das vezes simuladas o $VPL > 0$. Com a exclusão dos custos de terra, esta probabilidade saltou para 82,15%, destacando mais uma vez o impacto do custo da terra nas fazendas pequenas. As propriedades de médio porte tiveram os menores percentuais de viabilidade, com 67,98% (Ct) e 80,28% (SCt), mas notou-se baixa padronização entre os custos e receitas das propriedades, mesmo sendo todas de porte semelhante. As fazendas de grande porte tiveram as maiores probabilidades de sucesso, com 82,13% (Ct) e 86,15% (SCt) e, como destacado anteriormente, foram as que tiveram menor impacto do custo de terra e, com isso, a diferença entre as duas avaliações foi a menor.

Além da análise de sensibilidade, foi realizado teste de análise de variância (ANOVA) para identificar se havia diferenças estatísticas entre os valores médios do VPL nos cenários com e sem o custo da terra, o que é uma hipótese esperada. Os valores obtidos tiveram p valor

de 0,000, confirmando que existem diferenças estatísticas entre os VPLs médios em cada cenário (Tabela 11). Além da avaliação estatística, esses resultados apresentam inferência clara na realidade, mostrando que a elaboração de estudos de viabilidade sem a inclusão do custo da terra pode resultar em estimativas disformes, ao menos no primeiro ciclo de rotação do PMFS.

Tabela 11 - Resultados do teste ANOVA por porte, com (Ct) e sem o custo da terra (SCt)

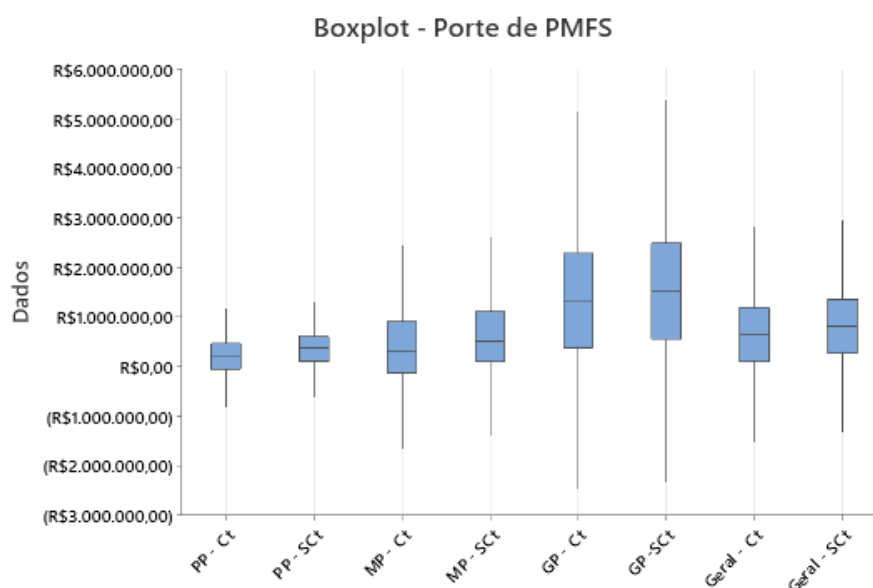
Porte	Simulações	Média (Ct)	Média (SCt)	<i>p valor</i>
Pequeno	10.000	R\$ 186.328,34	R\$ 337.138,57	0,000
Médio	10.000	R\$ 461.445,99	R\$ 675.104,21	0,000
Grande	10.000	R\$ 1.284.213,76	R\$ 1.530.769,38	0,000
Geral	10.000	R\$ 638.387,47	R\$ 816.387,43	0,000

Fonte: O Autor (2024).

Em geral, houve aumento considerável no risco de viabilidade ao incluir a variável de custo da terra, confirmando uma redução na atratividade do projeto, principalmente em pequenas e médias propriedades. A Figura 25 é complementar a esta análise e apresenta boxplots para o retorno do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, de diferentes portes, no semiárido de Pernambuco, Brasil. Fica evidente que os retornos nos cenários onde não há Ct têm maiores médias e que há diferença nos valores médios do VPL para cada porte.

Também foi feito um teste de Levene (Tabela 12), para analisar se houve diferença estatisticamente significativa entre as variâncias dos cenários após as alterações propostas. Os resultados indicaram que a diferença na variância dos retornos foi estatisticamente significativa entre todos os portes avaliados, porém não foram significativas entre a inclusão ou não do custo da terra, pelo teste de variâncias, entre propriedades de mesmo porte. Além disso, os valores do desvio padrão fornecem uma indicação do risco financeiro do investimento nos diferentes portes de propriedades.

Figura 25 - Boxplots para o retorno do VPL da produção de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável, de diferentes portes, no semiárido de Pernambuco, Brasil



Legenda: PP – Pequeno Porte, MP – Médio Porte, GP – Grande Porte, Ct – Custo da terra, SCt- Sem custo da terra.
Fonte: O Autor (2024).

Tabela 12 - Resultados do teste de Levene entre as regiões analisadas, com (Ct) e sem o custo da terra (SCt)

	1º Desvio Padrão	2º Desvio Padrão	<i>p valor</i>
PP x MP	377.967,19	920.568,24	0,000
PP x GP	377.967,19	1.968.522,22	0,000
MP x GP	920.568,24	1.968.522,22	0,000
PP _{Ct} x PP _{SCt}	377.967,19	372.320,76	0,251
MP _{Ct} x MP _{SCt}	920.568,24	910.671,54	0,279
GP _{Ct} x GP _{SCt}	1.968.522,22	1.652.140,14	0,086

Fonte: O Autor (2024).

Em resumo, os PMFS em Pernambuco têm viabilidade econômica quando todas as variáveis relevantes são adequadamente consideradas. No entanto, é importante reconhecer que a viabilidade varia de acordo com o tamanho da propriedade e que estratégias de gestão de riscos e precificação são fundamentais para garantir o sucesso financeiro a longo prazo.

5.4 CONCLUSÃO

Os PMFS em Pernambuco são economicamente viáveis, tanto no cenário que considerou valores médios de produtividade e custos, como em cenários específicos para diferentes tamanhos de propriedades. A atratividade do investimento foi confirmada por valores de TIR superando significativamente os de TMA. A inclusão do custo da terra teve um impacto significativo na viabilidade, reduzindo a atratividade dos PMFS, especialmente em

propriedades menores. Mesmo assim, os VPL e VAUE positivos reforçam a rentabilidade do empreendimento, mesmo quando o custo da terra foi considerado. No entanto, é fundamental considerar o custo da terra, sem o qual as estimativas podem ser distorcidas e incorretas.

A análise por diferentes portes das propriedades destacou os ganhos de escala na produção, propriedades de maior porte tendo maior retorno, principalmente porque têm alta produtividade e porque grande parte dos custos estão centrados na terra e no transporte, que foram mais baixos nessa categoria. No entanto, os PMFS de menor porte também pode ser viáveis, embora com períodos de retorno mais longos.

Na análise de sensibilidade, destacou-se a significância do preço de venda da lenha para a viabilidade dos projetos, sendo a variável mais determinante e evidenciando a necessidade de estratégias de precificação mais adequadas à realidade local. Os resultados favorecem a compreensão dos produtores da dinâmica de investimentos, destacando os *hotspots* para obtenção de melhores retornos econômicos, e podem, eventualmente, fortalecer a economia regional de produção da lenha sustentável.

Dentre as limitações deste estudo, há a não consideração de fatores externos que podem afetar a viabilidade dos PMFS, como mudanças na política governamental, flutuações econômicas e impactos das mudanças climáticas, e que devem ser consideradas em estudos futuros. Pesquisas futuras podem explorar a viabilidade dos PMFS em uma escala regional mais ampla que o semiárido de Pernambuco, considerando diferentes estados do nordeste brasileiro.

6 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA EXPLORAÇÃO DE LENHA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: UMA ANÁLISE DOS PLANOS DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL DE PERNAMBUCO, BRASIL

RESUMO

A pressão sobre as florestas, a degradação dos solos e da água, e as emissões de gases são os principais argumentos levantados contra a continuação da utilização da energia à base de madeira. Assim, há a necessidade de investigar práticas que minimizem os impactos ambientais da produção de lenha. As emissões de gases do efeito estufa (GEEs) da produção de biomassa lenhosa no semiárido brasileiro foi investigada considerando dois sistemas de manejo, com alto e baixo nível tecnológico. Utilizou-se a metodologia padrão para avaliação de ciclo de vida, considerando a produção de 1 estéreo (st) de lenha nativa em planos de manejo florestal sustentável como unidade funcional. Em razão das incertezas associadas a produção de lenha foi feita a quantificação dos impactos sob a perspectiva estocástica. A emissão média no sistema de baixo nível foi 16,97 kgCO₂-eq/st e no de alto nível 17,39 kgCO₂-eq/st. Este artigo contribui criando um inventário da produção de lenha no semiárido e avaliando seus impactos ambientais, destacando a importância das práticas sustentáveis para lenha nativa. Os resultados podem auxiliar investidores, produtores e tomadores de decisão. Além disso, as conclusões podem ser adaptadas para outras áreas do mundo com características semelhantes.

Palavras-chave: Biomassa florestal; lenha sustentável; pegada de carbono; análise de incertezas.

ABSTRACT

Pressure on forests, soil and water degradation, and gas emissions are the main arguments against the continued use of wood-based energy. Therefore, there is a need to investigate practices that minimize the environmental impact of fuelwood production. The greenhouse gas (GHG) emissions of woody biomass production in the Brazilian semi-arid region were studied considering two management systems, with high and low technological levels. The standard life cycle assessment methodology was used, considering the production of 1 stereo (st) of native firewood in sustainable forest management plans as a functional unit. Due to the uncertainties associated with firewood production, the impacts were quantified from a stochastic perspective. The average emission in the low-level system was 16.97 kgCO₂-eq/st and in the high-level system 17.39 kgCO₂-eq/st. This article contributes by making an inventory of fuelwood production in the semi-arid region and assessing its environmental impacts, highlighting the importance of sustainable practices for native fuelwood. The results can help investors, producers and decision makers. In addition, the conclusions can be applied to other areas of the world with similar characteristics.

Keywords: Forest biomass; sustainable firewood; carbon footprint; uncertainty analysis.

6.1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a procura mundial de energia aumentou rapidamente como consequência do crescimento e desenvolvimento econômico mundial (Liu *et al.*, 2022). Este crescimento resulta em um esgotamento progressivo dos recursos fósseis e pode tornar a disponibilidade de petróleo convencional e gás natural geograficamente restrita (Yang *et al.*, 2022). Além disso, em 2022, as emissões globais associadas à geração de energia chegaram a 36,8 GtCO₂eq, com aumento expressivo em razão das necessidades crescentes de resfriamento e aquecimento em condições meteorológicas extremas (International Energy Agency, 2022).

Diante deste cenário, é crucial reduzir a dependência em recursos energéticos fósseis, não só pela sua potencial depleção como também para mitigar repercussões ambientais adversas (e.g., mudanças climáticas). Com o final da pandemia da COVID-19, a transição energética voltou a acelerar (Cavalcanti; Silva; Carvalho, 2022) e estratégias para ampliar o uso de recursos renováveis já são prioridade novamente. A energia da biomassa tradicional continua a desempenhar um papel vital no atendimento das demandas energéticas, especialmente nos países em desenvolvimento, onde permanece facilmente acessível (Okoko *et al.*, 2017). A bioenergia mundial fornece hoje apenas 10% do fornecimento total de energia primária do mundo e a maior parte é utilizada no sector residencial, para fins de aquecimento e cozinha (IEA, 2022).

No Brasil, a lenha desempenha um papel crucial nas atividades humanas, especialmente nas áreas rurais da região semiárida, onde o combustível é frequentemente utilizado como fonte de energia para cocção de alimentos e aquecimento industrial (Santos Júnior *et al.*, 2023). Usualmente, as cadeias de abastecimento de biocombustíveis lenhosos são curtas, com proximidade entre os locais de consumo e produção de energia. Este fator pode gerar vantagens do ponto de vista ambiental, pois tende a minimizar as emissões dos transportes, do ponto de vista econômico, com a redução do número de operadores envolvidos na cadeia, garantindo maior equidade distributiva e rentabilidade aos produtores; e do ponto de vista social, permite a criação de empregos localmente (Paotolli *et al.*, 2017).

Embora algumas vantagens possam ser elencadas, há uma preocupação crescente com os impactos ambientais e socioeconômicos negativos desta dependência da energia baseada na madeira. A pressão sobre as florestas, a degradação dos solos e da água, e as emissões de gases são os principais argumentos levantados contra a continuação da utilização da energia à base de madeira (Okoko *et al.*, 2017). Assim, há a necessidade de investigar práticas que minimizem os impactos ambientais da produção de lenha sustentável, visando a promoção de práticas que

minimizem seu impacto sobre o ecossistema do semiárido. Os impactos ambientais relacionados devem ser identificados e quantificados para que se obtenham os seus perfis ambientais e seja determinada a sua sustentabilidade ambiental (Sumper *et al.*, 2011).

Nesse contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) emerge como um método adequado para avaliar os impactos relacionados à produção e utilização da madeira (International Organization for Standardization, 2006). A ACV é uma metodologia internacionalmente reconhecida, cujo propósito é identificar, quantificar e analisar os potenciais impactos ambientais de todas as entradas e saídas envolvidas ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço. A ACV pode englobar todas as fases (produção, transporte, utilização e descarte) ou somente uma etapa específica, e tem sido aplicada ao setor florestal (Klein *et al.*, 2015; Laschi; Marchi; González-García, 2016).

Até o momento, a literatura científica tem se concentrado principalmente em estudos relacionados à silvicultura e/ou à gestão florestal, notadamente em países europeus (Bacenetti; Pessina; Fiala, 2016; González-García *et al.*, 2014; Pierobon *et al.*, 2015; Virbickas; Galickaja, 2017), com apenas alguns ensaios nos continentes africano e asiático (Naughton; Zhang; Mihelcic, 2017; Okoko *et al.*, 2017; Pyay *et al.*, 2019; Wiloso *et al.*, 2019). No Brasil, destacam-se os ensaios de Saraiva *et al.* (2017), Ferro *et al.* (2018), Leme *et al.* (2021) e Lopes *et al.* (2022) para a silvicultura e o estudo de Coelho Junior, Martins e Carvalho (2017) que estimaram as emissões na produção de lenha no Nordeste, com base em dados secundários, para florestas nativas. Assim, observa-se uma lacuna sobre os impactos específicos da produção de lenha nativa sustentável na zona semiárida brasileira no Brasil. Para suprir esta lacuna foi desenvolvido o presente estudo, cujos resultados fornecerão informações importantes para a tomada de decisões sobre a gestão dos recursos naturais na região.

O objetivo específico foi investigar as emissões de gases do efeito estufa (GEEs) da produção de biomassa lenhosa em planos de manejo florestal sustentável de Pernambuco, considerando dois sistemas de manejo utilizados na região semiárida. Foram avaliados os planos de manejo florestal sustentável do estado de Pernambuco.

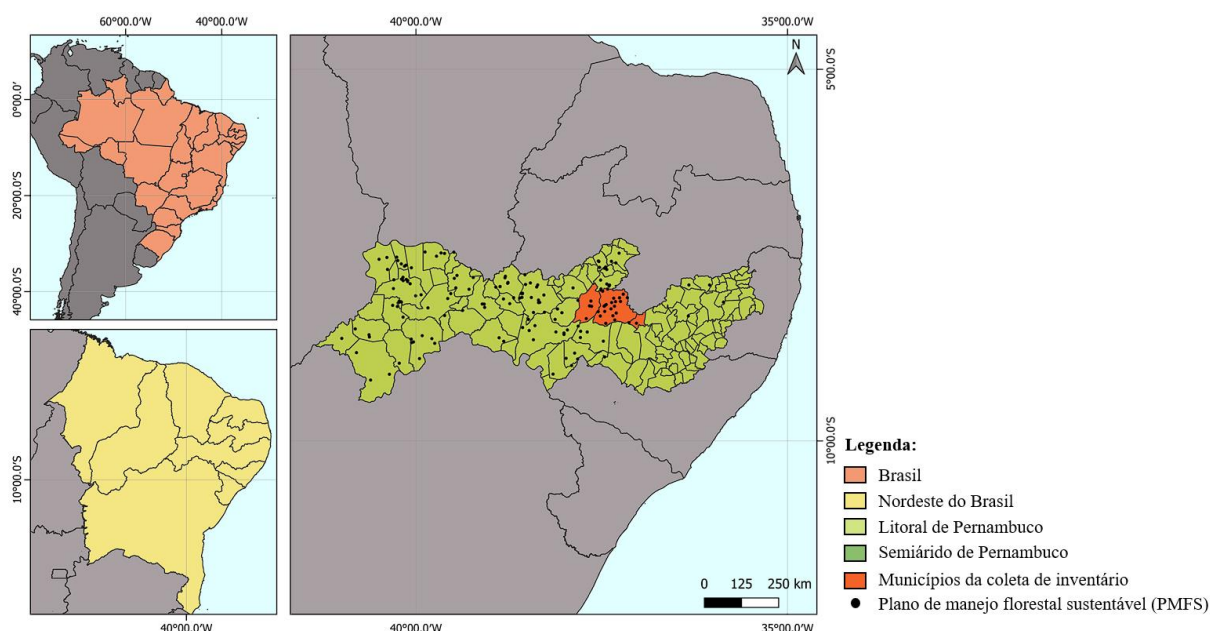
Este estudo é pioneiro em realizar a contabilidade de gases de efeito estufa associados a práticas de manejo florestal no Nordeste brasileiro. As principais contribuições são a criação do inventário da produção da lenha no semiárido e a contabilização de seus impactos relativos, destacando a importância da produção sustentável para lenha nativa. Os resultados obtidos são de valia para investidores e produtores, e podem ser extrapolados para outras áreas com características semelhantes, como as terras secas da Ásia e África.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Área de estudo

Os planos de manejo sustentável analisados estavam no semiárido de Pernambuco (Figura 26), seu limite estadual compreende a latitude Sul de 7°16' a 9°28' e longitude Oeste de 35°18' e 41°21', a extensão territorial do semiárido pernambucano é de 86.563,58 km² e abrange 123 dos 185 municípios do estado (IBGE, 2021).

Figura 26 - Localização geográfica da área de estudo, dos PMFS e dos municípios de coleta do inventário de ciclo de vida, na região semiárida de Pernambuco, Brasil



Fonte: IBGE (2017).

6.2.2 Produção de lenha nos PMFS

A primeira etapa para exploração da lenha é a instalação de infraestrutura básica para implantação do Plano de Manejo Florestal Sustentável, consistindo em delimitação da propriedade e estrada interna; demarcação anual de picada e demarcação de aceiros no talhão a ser explorado. Em sua maioria, a exploração da lenha no semiárido pernambucano ocorre pelo método de talhadia simples, respeitando as restrições de rotação dos talhões.

O corte é realizado por funcionários contratados na região, com a utilização de motosserras, foices e machados. Os galhos finos (não aproveitáveis) são deixados sobre o solo,

visando a proteção e incorporação ao solo como matéria orgânica, beneficiando o processo de regeneração. Ao final dos cortes é realizado o empilhamento da lenha.

No transporte do material até a área de baldeio utiliza-se a força humana ou um carroção tracionado por animais, dependendo do nível tecnológico do sistema e do relevo. São construídas trilhas e uma estrada, preferencialmente no aceiro limite dos talhões, visando o escoamento da produção. O carregamento dos caminhões é manual.

6.2.3 Avaliação de Ciclo de Vida

A metodologia padrão para avaliação de ciclo de vida segue normalização da ISO 14040 e 14044. No Brasil, as normas (NBR 14040 e NBR 14044) foram traduzidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A ACV consiste em quatro etapas principais (ABNT, 2014a; ABNT, 2014b):

1. Definição de objetivo e escopo, para estabelecer os objetivos e limites do sistema analisado. Nesta etapa define-se a unidade funcional do estudo, à qual estão associados os fluxos de matéria e energia a serem analisados;
2. Construção de inventário de ciclo de vida (ICV) para quantificação dos dados coletados de entrada (*inputs*, por exemplo, uso de material e energia) e cálculo das saídas (resultados do ICV, por exemplo, emissões de GEE);
3. Avaliação do ciclo de vida para converter os resultados de ICV em impactos ambientais. Nesta etapa seleciona-se um método de avaliação de impacto ambiental para representar os efeitos ambientais, que são atribuídos a diferentes categorias de impacto para obter valores de indicadores específicos de cada categoria;
4. Interpretação, para avaliar e destacar as questões mais significativas dos resultados e avançar para uma conclusão abrangente.

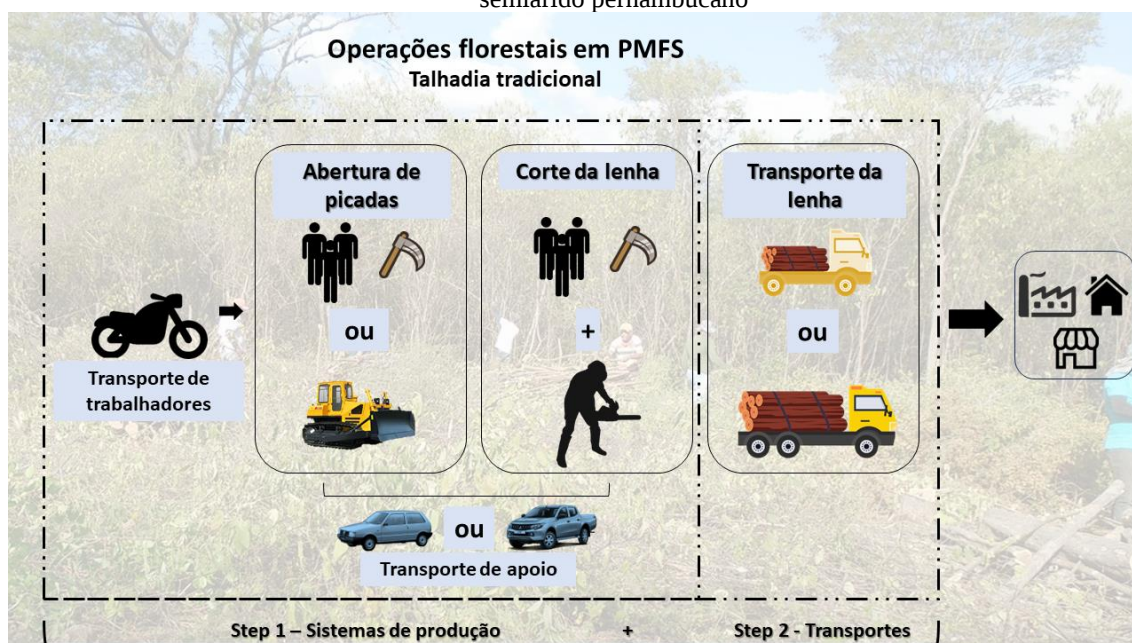
6.2.3.1 Definição de objetivo e escopo

O objetivo da pesquisa foi avaliar os potenciais emissões de gases do efeito estufa (GEEs) na produção de lenha nos PMFS, em propriedades situadas no semiárido de Pernambuco. A unidade funcional foi a produção de 1 estéreo (st) de lenha nativa nos PMFS com baixo e alto nível tecnológico. O processo de produção nos PMFS responde a esses dois níveis tecnológicos, a extração integralmente manual tem sido descontinuada na região de estudo. A fronteira do sistema esteve associada às emissões na fase de produção da lenha no

campo, avaliando-se também cenários com o transporte até o ponto de consumo (Figura 27). O recorte temporal foi para o ano de 2023.

Seguindo as recomendações de González-García *et al.* (2009) para operações florestais, foram avaliados o transporte de trabalhadores, máquinas e materiais de corte, operações de registro, e o transporte da madeira da floresta até o ponto de consumo, com base em uma distância média. Para o transporte fora da fazenda, foram observados casos com variação no tipo de caminhão utilizado e nas distâncias percorridas. A abertura de estradas centrais não foi incluída, pois apresentam diversos usos aos proprietários e, em muitos casos, independem da produção de lenha anual.

Figura 27 - Fronteira do sistema para análise de desempenho energético da produção de lenha nos PMFS no semiárido pernambucano



Fonte: O Autor (2024).

6.2.3.2 Inventário de ciclo de vida

Os dados utilizados para construção do ICV foram coletados em pesquisa de campo, e complementados com consulta a especialistas. O inventário de ciclo de vida foi coletado *in loco* durante o processo de corte para estimativas de volume do talhão (Tabela 13).

Para cada parcela, de 20 x 20 m, foi estimada a produtividade de 10 st de lenha, todavia é necessário ter em mente que a produtividade é variável entre as propriedades. Os dados foram normalizados para a produção de 1 st de lenha. Para o nível de alta tecnologia, as informações foram obtidas com consulta a produtores e especialistas. A quantificação de emissões do trabalho humano foi desconsiderada.

A primeira etapa para produção da lenha é o deslocamento dos trabalhadores até a propriedade, que ocorre usualmente por meio de motocicletas com dois passageiros, em percursos médios de 20 km. No campo, a primeira etapa é a abertura de picadas de marcação dos limites de extração de lenha no talhão anual, e pode ser manual (Baixo nível tecnológico) ou automatizado, com uso de trator (Alto nível tecnológico), dependendo do relevo. O uso do trator para abertura de picadas inclui o consumo de diesel, a maquinaria (trator e implementos) e um galpão agrícola para armazenamento. O consumo de combustível inclui a produção de diesel (extração de petróleo, processos de refino, produção de diesel, transporte, distribuição) e as emissões associadas à sua combustão.

Tabela 13 - Inventário de processos para produção de lenha, com baixo e alto nível tecnológico, em PMFS, no semiárido de Pernambuco, Brasil

Processos	Fluxos	Baixo	Alto	Unidade
Deslocamento de trabalhadores	Consumo de gasolina	1	1	L
Abertura de picadas	Uso da foice (MdO H)	0,2	-	h
	Uso do trator	-	0,08	h
Corte da lenha	Uso da foice (MdO H)	2	2	h
	Uso do motosserra	2	2	h
	Consumo gasolina	1,2	1,2	l
	Óleo do motor STIHL	0,024	0,024	l
Empilhamento	MdO H	0,5	0,5	h
Transporte até o baldeio	MdO H	Variável	Variável	h
Carregamento do caminhão	MdO H	1,5	1,5	h
Deslocamento do caminhão	Consumo de diesel	Variável	Variável	l
Deslocamento na propriedade	Consumo de gasolina/diesel	1,82	-	l
	Consumo de diesel	-	2,4	l

Fonte: O Autor (2024).

MdOH = Mão de Obra Humana.

Após a delimitação da área, é iniciado o corte da lenha, com uso de motosserra. Este processo envolve a mão de obra humana e consumo de gasolina e óleo motor de dois tempos. Na base de dados, o óleo de motor de dois tempos era dado como de origem vegetal, o que não se adequa ao uso em campo e foi trocado para óleo de origem fóssil. Os processos de empilhamento, transporte até o baldeio e carregamento de caminhão utilizam de mão de obra humana e não foram incluídos nas análises.

Para mensuração das emissões, o deslocamento da mercadoria por caminhões considerou a massa da carga transportada e as distâncias percorridas. Foram avaliados dois modelos de caminhão: o toco (caminhão de dois eixos) e o truck (caminhão com 3 eixos), os quais são utilizados mediante disponibilidade e recurso financeiro do produtor, não

respondendo a uma proporção pré-definida. As distâncias avaliadas foram de 50, 100, 150 e 200 km.

O deslocamento na propriedade é relativo ao uso de carros de passeio e/ou pick-ups que auxiliam na logística e suprimento dos trabalhadores. A utilização dos veículos inclui o consumo de gasolina e diesel.

6.2.3.3 Avaliação de impactos

A ACV foi desenvolvida com o Simapro v. 9.5.0.1 (2023), com a base de dados Ecoinvent 3.8 (2021). Para a avaliação de impactos ambientais foi utilizado o método IPCC 2021 GWP 100a (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, 2021), que agrupa emissões atmosféricas de GEEs numa métrica comum (CO₂-eq), ao longo de 100 anos, com base nos fatores de conversão publicados pelo IPCC em seus relatórios. As emissões de GEEs foram baseadas no GWP (*Global Warming Potential*, Potencial de Aquecimento Global), que pode ser calculado com base na Equação 29 (Guinée *et al.*, 1998). As emissões de GEEs são um dos indicadores ambientais mais utilizados atualmente para avaliar os impactos ambientais associados a um processo ou produto (Grilo *et al.*, 2018).

$$GWP_i = \frac{\int_0^t a_i \cdot c_i(t) dt}{\int_0^t a_{CO_2} \cdot c_{CO_2}(t) dt} \quad (29)$$

onde, t = horizonte temporal analisado (100 anos), a_i = fator de efeito de uma unidade de massa da substância (i), $c_i(t)$ = concentração da substância pesquisada i decorrido um tempo t de sua emissão, a_{O_2} e c_{CO_2} são parâmetros correspondentes para a substância de referência (CO₂).

6.2.3.4 Interpretação da ACV

As emissões em kgCO₂-eq/st foram apresentados para a produção de lenha no campo para baixa e alta tecnologia. Na avaliação de cenários foi incluída a variável do transporte da lenha, sendo considerados dois tipos de caminhão, o toco (caminhão de dois eixos) e o truck (3 ou mais eixos), com distintas quilometragens percorridas. Desta forma, foi possível observar o impacto dos deslocamentos das cargas de lenha para os centros de consumo. Na última etapa foi realizada uma análise estocástica para os processos, sendo criado 1000 cenários para a produção local.

6.2.4 Simulação de Monte Carlo

Diante da grande variabilidade na produção de lenha nos PMFS do semiárido pernambucano, foi feita uma simulação de Monte Carlo para obter uma coleção de resultados de simulação para um modelo estocástico ou para um modelo com parâmetros estocasticamente variados (Sun; Ertz, 2020). Assim, para compreender a contribuição da incerteza de cada um dos componentes na ACV, após a obtenção dos resultados, conforme descrito na seção 6.2.3.3, foi realizada a quantificação dos impactos sob a perspectiva estocástica. O objetivo da SMC aplicada à ACV foi mantido, ou seja, a produção de lenha sustentável nos PMFS no semiárido de Pernambuco, a unidade funcional e a delimitação temporal-geográfica também foram mantidas. A fronteira do estudo incluiu a etapa de transporte do produto até o destino.

6.2.5 Variáveis de entrada e saída

As incertezas na produção de lenha no semiárido estiveram associadas à produtividade, variável entre as propriedades, ao tipo de tecnologia empregada, que varia de acordo com recurso financeiro do produtor e o relevo do local, além do transporte utilizado e das distâncias percorridas até o ponto de consumo. Todas estas variáveis foram analisadas seguindo uma distribuição de probabilidade triangular. Foram tomados como valores mais prováveis, os coletados em campo, com oscilações de $\pm 20\%$. A variável das distâncias percorridas foi de 50 a 250 km. Utilizou-se o software Crystall Ball para obtenção das simulações.

6.2.6 Simulação e interpretação

Utilizando a composição base da produção de lenha em PMFS e as distribuições de probabilidade triangular foram executadas 10.000 simulações para o processo e o GWP foi determinado para cada simulação.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A pegada de carbono associada à produção de lenha para extrativismo em PMFS foi menor no sistema com nível de tecnologia mais baixo que no mais alto: 1,027 e 1,478 kgCO₂-eq/st, respectivamente (Tabela 14). O maior valor no nível mais alto foi por causa do uso de trator para abertura de picadas e pelo transporte com caminhões de maior porte

Tabela 14 - Pegada de carbono na produção da lenha, em kgCO₂-eq/st, dentro da porteira de PMFS no semiárido do Pernambuco, com níveis tecnológicos baixo e alto

Processo	Nível baixo		Nível alto	
	kgCO ₂ -eq/st	(%)	kgCO ₂ -eq/st	(%)
Abertura de picadas	-	-	0,394	26,66%
Corte da lenha	0,753	73,32%	0,753	50,95%
Deslocamento na propriedade	0,15	14,61%	0,207	14,01%
Deslocamento de trabalhadores	0,124	12,07%	0,124	8,39%
Total	1,027	-	1, 478	-

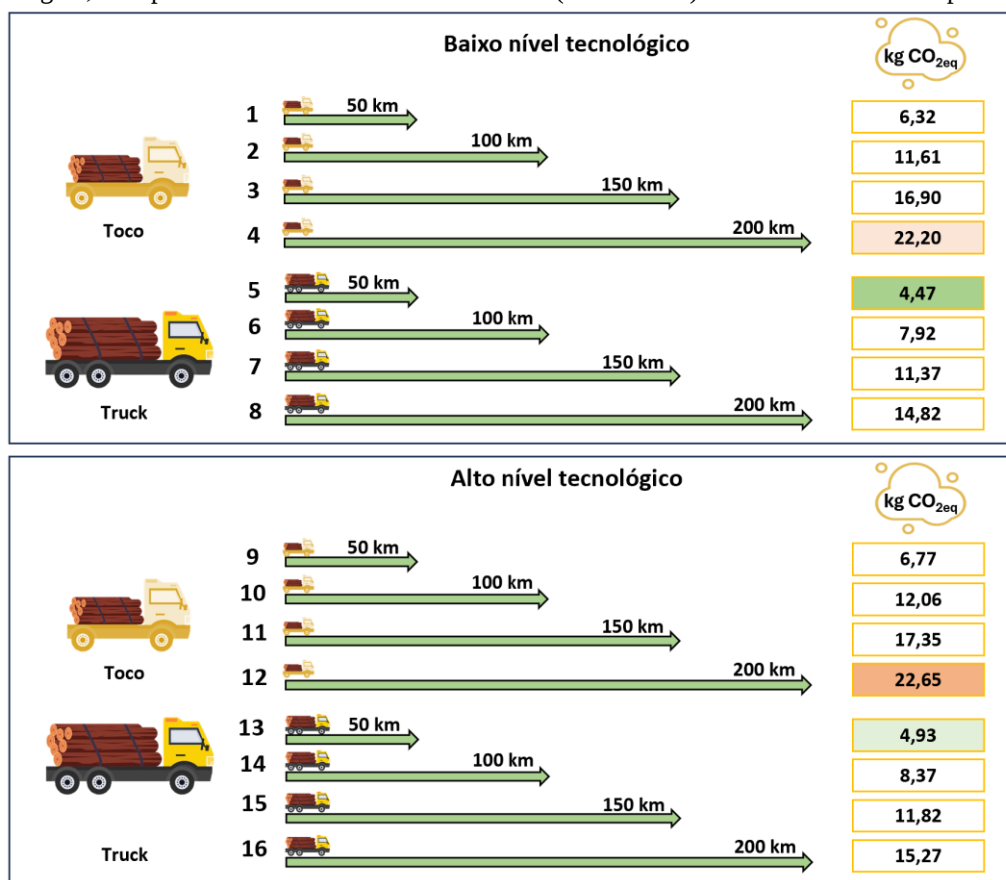
Fonte: O Autor (2024).

O corte da lenha teve o maior impacto nos dois sistemas, devido ao uso de motosserra, que consome gasolina e óleo lubrificante. Uma alternativa para este processo seria a utilização de machados, mas reduziria a produtividade pela metade, segundo especialistas. Uma segunda alternativa poderia ser o uso de motosserras elétricas, que reduziria o impacto, mas é econômica e estruturalmente inviável.

Com a inclusão do transporte na fronteira de estudo, o menor impacto (4,93 kgCO₂-eq/st) seria com o baixo nível tecnológico, conforme apresentado na Figura 28, com deslocamento em caminhão de grande porte e pequena distância percorrida. O pior caso foi com alto nível tecnológico, caminhão de menor porte e grande distância percorrida.

Em geral, as distâncias percorridas foram o fator de maior impacto e, em grandes deslocamentos, o modelo do caminhão é importante. Por exemplo, nos casos 3 e 15, a mudança no modelo foi capaz de compensar uma diferença de 50 km no deslocamento. Os quatro piores casos foram obtidos com caminhões toco e mais de 150 km de distância percorridos. Independente do sistema de produção dentro da fazenda, o modelo truck e as menores distâncias resultam na produção de lenha sustentável com menor impacto ambiental.

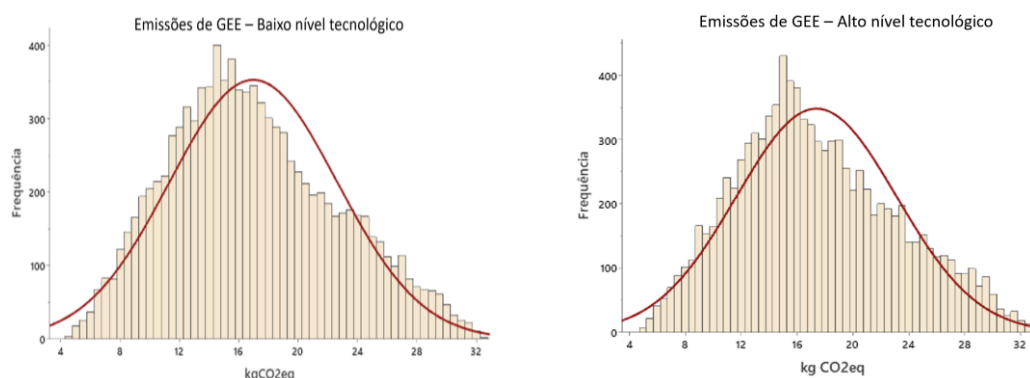
Figura 28 - Pegada de carbono para produção de lenha, $\text{kgCO}_2\text{eq/st}$, em cenários com baixo e alto nível tecnológico, transporte com dois modelos de caminhão (toco e truck) e diferentes distâncias percorridas



Fonte: O Autor (2024).

Todos os casos acima foram simulados, com variações no modelo de caminhão e nas distâncias (Figura 29). A média das 10000 simulações no sistema de baixo nível foi 16,97 $\text{kgCO}_2\text{-eq/st}$, variando de 4,48 a 32,28 $\text{kgCO}_2\text{-eq/st}$, e, no sistema de alto nível, a média foi 17,39 $\text{kgCO}_2\text{-eq/st}$, variando de 4,96 a 32,98 $\text{kgCO}_2\text{-eq/st}$. É necessário destacar que embora não haja uma padronização, é mais provável que sistemas de alto nível tecnológico tenham mais acesso a caminhões do tipo truck, o que poderia reduzir as emissões. Emissão (16 $\text{kgCO}_2\text{-eq por m}^3$) semelhante a estas foi relatada como a média na região Nordeste (Coelho Junior et al. 2018). Nas simulações, um pouco menos da metade (47,6%) resultaram em valores inferiores a esta média regional no sistema de baixo nível e um pouco mais da metade (45,3%) no sistema de alto nível.

Figura 29 - Resultados estocásticos da ACV da produção e transporte de lenha, nos planos de manejo florestal sustentável com baixo e alto nível tecnológico e diferentes modelos de caminhão, no semiárido de Pernambuco, Brasil



Fonte: O Autor (2024).

Uma emissão mais baixa (8,72 kgCO₂-eq/m³) foi relatada para a produção de madeira em tora de pinus, na região sudeste do país (Ferro et al., 2018), mas os deslocamentos finais não foram incluídos devido à variabilidade de distâncias. No presente trabalho, essa limitação foi contornada com o uso de cenários e as simulações de Monte Carlo. Em outras regiões do mundo, foram reportadas emissões de 12,64 kgCO₂-eq/ton com madeira produzida por sistemas simplificados de colheita e 16,72 kgCO₂-eq/ton em sistemas com maior nível de extração, na Toscana, Itália (Laschi, Marchi e González-García, 2016). Também na Itália, a emissão foi 9,698 gCO₂-eq/MJ e a etapa de transporte responsável por 58,44% dela (Pierobon et al., 2015). Nos PMFS pernambucanos, os impactos também estiveram centrados nas etapas de transporte, sendo os sistemas bastante otimizados.

Os PMFSs visam a manutenção da cobertura vegetal e a restauração ecossistêmica, além da geração de energia sustentável. Logo, eles estão de acordo com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, principalmente com o ODS 15 “Vida na Terra: proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres; gerenciar florestas de forma sustentável; Combate à Desertificação; Deter e Reverter a Degradação da Terra e Deter a Perda de Biodiversidade”. Por gerar energia limpa, e de baixo impacto, como apresentado neste artigo, os PMFS também enquadram-se nos ODSs: 12 “Consumo e Produção Responsáveis”, 13 (“Ação Climática”), e o 7 (“Energia Limpa e Acessível”) (Baumgartner, 2019). Essa correlação mostra que o setor florestal local pode contribuir de forma significativa para o incremento da sustentabilidade, mesmo servindo de suprimento para setores de baixa tecnologia.

6.4 CONCLUSÃO

Este estudo investigou o perfil ambiental da produção de biomassa lenhosa considerando os diferentes sistemas de manejo utilizados na região semiárida de Pernambuco. As emissões variaram de 15,27 a 22,20 kgCO₂-eq/st para deslocamentos de até 200 km. A utilização de caminhões do tipo "truck" e menores distâncias de transporte podem resultar na produção de lenha sustentável com menor impacto ambiental. No cenário estocástico, as emissões médias para a produção de lenha na região semiárida pernambucana foram 16,97 kgCO₂-eq/st no sistema de baixo e 17,39 kgCO₂-eq/st no sistema de alto nível tecnológico. Os resultados refletem a importância de uma otimização logística e de transporte.

Este artigo contribui criando um inventário da produção de lenha no semiárido e avaliando seus impactos ambientais. As conclusões podem auxiliar investidores, produtores e tomadores de decisão quanto à gestão dos recursos naturais na região semiárida pernambucana e podem ser adaptadas para outras áreas do semiáridas do mundo com características semelhantes. Pesquisas futuras podem analisar outras variáveis, como riscos climáticos, inovação tecnológica e impacto social, e ser expandidas para outras regiões brasileiras.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo analisou disponibilidade, viabilidade econômica e desempenho ambiental da produção de lenha em planos de manejo florestal sustentável no semiárido de Pernambuco, Brasil. O segundo capítulo identificou os aglomerados e o padrão espacial de disponibilidade de lenha, com base na cobertura do solo, e da demanda, com base em dados municipais. A existência de agrupamentos espaciais indica que é possível buscar a otimização da cadeia de abastecimento de lenha, seja a partir das políticas locais ou de investimentos privados, o que fortalece a economia local.

O manejo sustentável, tratado no terceiro capítulo, examinou a evolução dos clusters de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) ao longo dos últimos vinte anos. A demanda industrial, particularmente a indústria de gesso e cerâmica, teve um impacto significativo na concentração de PMFS em áreas com alta disponibilidade. A dinâmica espaço-temporal dos clusters mostra a complexa interação entre as políticas de manejo e as demandas industriais. O crescimento da prática de manejo florestal foi pequeno, com muitos planos inativos em Pernambuco, contrapondo-se à alta demanda energética estadual.

Os PMFS no estado de Pernambuco são economicamente viáveis para explorações de todos os portes, como sugerido na tese inicial e comprovado no quarto capítulo, pela rentabilidade dos projetos testada pelos VPL, VAUE e TIR. As Taxas Internas de Retorno (TIR) superaram significativamente a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) em todos os cenários. Propriedades de maior porte tiveram maior rentabilidade, devido a custos de transporte e terras mais baixos e produtividades elevadas, mas propriedades de menor porte também foram viáveis, embora com períodos de retorno mais longos. A inclusão do custo da terra reduz a atratividade dos PMFS, especialmente para propriedades de pequeno porte. Portanto, é fundamental considerar essa variável ao avaliar a viabilidade do projeto sob risco de estimativas incorretas. A análise de sensibilidade destacou a importância do preço de venda da lenha como a variável mais determinante para a viabilidade dos projetos.

Para a avaliação ambiental, as emissões de gases de efeito estufa estavam associadas principalmente ao transporte da lenha e no quinto capítulo foi mostrado que a produção de lenha sustentável pode ser alcançada com menor impacto ambiental, quando combinada com práticas logísticas adequadas.

Este estudo contribui para uma base sólida de conhecimento científico da gestão sustentável e econômica dos recursos florestais na região semiárida de Pernambuco. Os resultados podem favorecer os produtores a entender a dinâmica de investimentos e podem

resultar em maiores retornos econômicos para seus projetos. Eles podem orientar produtores e investidores que busquem engajarem-se nesse mercado, sublinhando a necessidade de adaptação às flutuações na demanda, preços e custos, são relevantes para a formulação de políticas que equilibrem a demanda industrial com a conservação dos recursos florestais e podem fortalecer a economia regional.

Pesquisas futuras deverão levar em conta as áreas de preservação na disponibilidade total do recurso e a dinâmica de PMFS inativos na existência de conglomerados e analisar outras fontes de energia, e a viabilidade econômica e impacto ambiental de forma unificada.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A.N. Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida. **Estudos Avançados**, 13, n. 36, p. 7-59, 1999.
- ABBAS, D.; HANDLER, R. M. Life-cycle assessment of forest harvesting and transportation operations in Tennessee. **Journal of Cleaner Production**, v. 176, p. 512-520, 2018.
- ABDULLAH, M. A.; MUTTAQI, K. M.; AGALGAONKAR, A. P. Sustainable energy system design with distributed renewable resources considering economic, environmental and uncertainty aspects. **Renewable Energy**, v. 78, p. 165-172, 2015.
- ACCIOLY, L. J. O. *et al.* **Mapeamento do Uso e Cobertura das Terras do Semiárido Pernambucano (escala 1:100.000)**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 260, Rio de Janeiro, 2017.
- AFANASYEVA, S. *et al.* Technical, economic and uncertainty modelling of a wind farm project. **Energy Conversion and Management**, v. 107, p. 22-33, 2016.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – CPRH. **Instrução Normativa CPRH Nº 007 /2006**. 2006. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/IN-007-2006.pdf>. Acesso em: 13 de novembro de 2022.
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Climatologia - Mapas de precipitação e outras informações**. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/climatologia/519-climatologia>. Acesso em: 10 de nov. 2023.
- ALBUQUERQUE, E. R. G. M. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, v. 116, p. 82-88, 2015.
- ALMEIDA, E.F.; TONELLI, M.T.L.; SANTOS, O.B.; SOUZA, P.M.; PONCIANO, N.J. 2003. **Análise econômica para implantação de um projeto para produção de polpa de frutas no município de Campos dos Goytacazes –RJ**. p. 10. 2013. In: Anais, XLI Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural. Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.
- ALMEIDA, E. **Econometria espacial**. Campinas–SP. Alínea, 2012.
- ALTHOFF, T. D. *et al.* Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 254, p. 26-34, 2018.
- ALVES, R. T.; CORDEIRO, A. S.; OLIVEIRA, R. L. M.; MENDES, T. T. Influência do custo da terra na viabilidade econômica de plantios de eucalipto no Vale do Jequitinhonha, MG. **Reflexões econômicas**, v. 1, n. 1, p. 131-151, 2015.
- ANDRADE, F. N.; LOPES, J. B.; BARROS, R. F. M. D.; LOPES, C. G. R. Caracterização dos planos de manejo florestal no estado do Piauí. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 243-254, 2019.

ANSELIN, L. Spatial externalities, spatial multipliers, and spatial econometrics. **International regional science review**, v. 26, n. 2, p. 153-166, 2003.

ARAGONÉS-BELTRÁN, P. *et al.* An AHP (Analytic Hierarchy Process)/ANP (Analytic Network Process)-based multi-criteria decision approach for the selection of solar-thermal power plant investment projects. **Energy**, v. 66, p. 222-238, 2014.

ARAUJO, E.L.; PAREYN, F.G. **Manejo florestal sustentável da caatinga: contribuição para segurança energética**, Recife: APNE, 2022.

ARCO-VERDE, M. F.; AMARO, G. Cálculo de indicadores financeiros para sistemas agroflorestais. **Documentos/Embrapa Roraima**, 57, p. 36, 2014.

ARITENANG, A. F. The importance of agglomeration economies and technological level on local economic growth: The case of Indonesia. **Journal of the Knowledge Economy**, v. 12, n. 2, p. 544-563, 2021.

ARNOLD, U.; YILDIZ, Ö. Economic risk analysis of decentralized renewable energy infrastructures—A Monte Carlo Simulation approach. **Renewable energy**, v. 77, p. 227-239, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14040:2009 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009, 21 p. 2014a.

_____. ABNT NBR ISO 14044:2004, Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, ABNT, 2014b.

_____. ABNT NBR ISO 14071 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Processos de análise crítica e competências do analista: Requisitos adicionais e diretrizes para a ABNT NBR ISO 14044:2009. Rio de Janeiro, ABNT, 2018.

BACENETTI, Jacopo; PESSINA, Domenico; FIALA, Marco. Environmental assessment of different harvesting solutions for Short Rotation Coppice plantations. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 210-217, 2016.

BJØRN, A.; OWSIANIAK, M.; MOLIN, C.; HAUSCHILD, M. Z. LCA history. *In: Life cycle assessment*. Springer, Cham, 2018. p. 17-30.

BALDASSINI, P.; PARUELO, J.M. Deforestation and current management practices reduce soil organic carbon in the semi-arid Chaco. **Argent Agric Syst**, v. 178, p. 102749, 2020.

BANCO DO NORDESTE – BNB. **Cartilha de Manejo Florestal Sustentável**. 28 p. (S.A.) Disponível em: <https://www.bnb.gov.br/documents/320335/1010052/CartilhaManejoFlorestal.pdf/dc2ebcef-1e0c-ed57-bb23-3524593714ae>. Acesso: 20 ago. 2021.

BANDYOPADHYAY, S.; MAULIK, U.; MUKHOPADHYAY, A. Multiobjective genetic clustering for pixel classification in remote sensing imagery. **IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 45, n. 5, p. 1506-1511, 2007.

BARBOSA, J. M.; PASTOR, I. M.; PEDREÑO, J. N.; BITENCOURT, M. D. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 88, p. 91-100, 2014.

BARRETO-GARCIA, Patrícia Anjos Bittencourt *et al.* Short-term effects of forest management on soil microbial biomass and activity in caatinga dry forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118790, 2021.

BAUMGARTNER, R. J. Sustainable development goals and the forest sector—A complex relationship. **Forests**, v. 10, n. 2, p. 152, 2019.

BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z. O estéreo. **METRVM**, Piracicaba, n. 2, p. 1-6, 2002.

BECK, H.E.; MCVICAR, T.R.; VERGOPOLAN, N.; BERG, A.; LUTSKO, N.J.; DUFOUR, A.; ZENG, Z.; JIANG, X.; VAN DIJK, A.I.J.M.; MIRALLES, D.G. High-Resolution (1 Km) Köppen-Geiger Maps For 1901–2099 Based On Constrained CMIP6 Projections. **Scientific Data**, 10, 724, 2023. doi:10.1038/s41597-023-02549-6

BECKNELL, J. M.; KUCEK, L. K.; POWERS, J. S. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 88-95, 2012.

BERNARDES, P. A. C. S. *et al.* Net metering and tax incentives for distributed generation in Brazil: Economic impact analysis for swine biogas. **Journal of Cleaner Production**, v. 375, p. 134138, 2022.

BEUCHLE, R. *et al.* Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.

BEZERRA F.G.S. **Contribuição de fatores socioeconômicos, biofísicos e da agropecuária à degradação da cobertura vegetal como “proxy” da desertificação no Semiárido do Nordeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016. São José dos Campos: INPE, 177 p., 2016.

BONAZZI, G.; IOTTI, M. Interest coverage ratios (ICRs) and financial sustainability: Application to firms with bovine dairy livestock. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 9, n. 4, p. 482, 2014.

BNDES Setorial. **O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento**. Rio de Janeiro, n. 16, p. 3-30, 2002.

BRAND, M. A. Potencial de uso da biomassa florestal da caatinga, sob manejo sustentável, para geração de energia. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 117-127, 2017.

BRASIL. Lei nº. 11.284 de 02 de março de 2006, que dispõe sobre a Gestão de Florestas Públicas para a Produção Sustentada. 2006. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm. Acesso: 08 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17803.htm. Acesso em: 14 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 7803, de 18 de julho de 1989. Código Florestal. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm Acesso em: 15 ago. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biomassa para energia no nordeste: atualidade e perspectivas** [recurso eletrônico]/ Ministério do Meio Ambiente, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Brasília, DF: MMA, 2018.

BRASIL. Instrução Normativa nº 1 de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre Procedimentos Técnicos para Elaboração, Apresentação, Execução e Avaliação Técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentado da Caatinga. IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2009. Disponível em:
<https://www.diariodasLeis.com.br/busca/exibmlink.php?numlink=216086>. Acesso: 14 ago de 2021.

BRASIL. Lei nº. 12.651 de 25 de maio de 2012, que estabelece normas gerais sobre a Proteção da Vegetação Nativa. 2012. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso: 14 ago de 2021.

BRUECKNER, Jan K. **Lectures on urban economics**. MIT press, 2011.

BUCHHOLZ, T.; MASON, T.; SPRINGSTEEN, B.; GUNN, J.; SAAH, D. Carbon Life Cycle Assessment on California-Specific Wood Products Industries: Do Data Backup General Default Values for Wood Harvest and Processing?. **Forests**, v. 12, n. 2, p. 177, 2021.

CAMPELLO, F. C. B. O consumo específico de lenha como índice técnico para o ordenamento florestal no Araripe em Pernambuco. **Revista dos Mestrados Profissionais**, Recife, v.2, n.1, p 23 – 43, jan./jun. 2013.

CAMPOLINA, J. M.; SIGRIST, C. S. L.; MORIS, V. A. S. **Uma revisão de literatura sobre softwares utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental e-ISSN 2236 1170 - v. 19, n. 2, mai-ago. 2015, p. 735-750.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas** (4. ed.). Viçosa: Editora UFV, 2013.

CAVALCANTE, L. R. Produção teórica em economia regional: uma proposta de sistematização. **Revista brasileira de estudos regionais e urbanos**, v. 2, p. 9-32, 2008.

- CAVALCANTI, E.J.C.; DA SILVA, D.R.S.; CARVALHO, M. Life cycle and exergoenvironmental analyses of ethanol: Performance of a flex-fuel spark-ignition engine at wide-open throttle conditions. **Energies**, v. 15, n. 4, p. 1422, 2022.
- CARSON, R.L. Silent spring (1962). In: **The Future of Nature**. Yale University Press, 2013. p. 195-204.
- CARVALHO, A. C. *et al.* Produção de energia da madeira de espécies da Caatinga aliada ao manejo florestal sustentável. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, v. 48, n. 126, 2020.
- CERDÀ, A.; BORJA, M.E.L.; ÚBEDA, X.; MARTÍNEZ-MURILLO, J.F.; KEESSTRA, S. Pinus halepensis M. versus Quercus ilex subsp. Rotundifolia L. runoff and soil erosion at pedon scale under natural rainfall in Eastern Spain three decades after a forest fire. **For Ecol Manage**, v. 400, p.447–456, 2017.
- CERQUEIRA, M. A.; RODRIGUES, F. M.; DE ALMEIDA, G. V. L. Susceptibilidade a desertificação para o estado de Pernambuco. **Geosul**, v. 35, n. 76, p. 151-170, 2020.
- CHANG, D.; LEE, C. K. M.; CHEN, C. H. Review of life cycle assessment towards sustainable product development. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 83, p. 48–60, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.050>
- CHANG, S. J.; ZHANG, F. Active timber management by outsourcing stumpage price uncertainty with the American put option. **Forest Policy and Economics**, v. 154, p. 103024, 2023.
- CHEN, Y. *et al.* Network DEA pitfalls: Divisional efficiency and frontier projection. In: **Data envelopment analysis**. Springer, Boston, MA, 2014. p. 31-54.
- CHRISTALLER, W. **Central places in southern Germany**. Trans. Charlisle W. Baskin. London: Prentice Hall, 1933.
- COELHO JUNIOR, M. L.; REZENDE, P. L. J.; OLIVEIRA, D. A.; COIMBRA, B. A. L.; SOUZA, N. A Agroforest system investment analysis under risk. **Cerne**, Lavras, v. 14, n. 4, p. 368-378, 2008.
- COELHO JUNIOR, M. L., MARTINS, K. L. C., PINTO, P. A. L. A.; SILVA, M. V. B. Spatial distribution of firewood production in northeastern Brazil (1994-2013). **Revista Árvore**, v. 42, n.4, p. e420402, 2018.
- COELHO JUNIOR, L. M.; BURGOS, M. C.; SANTOS JÚNIOR, E. P. Concentração regional da produção de lenha da Paraíba. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 1729-1740, 2018.
- COELHO JUNIOR, L. M.; MARTINS, K. L. C.; CARVALHO, M. Carbon footprint associated with firewood consumption in northeast Brazil: an analysis by the IPCC 2013 GWP 100y Criterion. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, p. 2985-2993, 2018.
- COELHO JUNIOR, L. M.; SANTOS JÚNIOR, E. P. Space-time conglomerates analysis of the forest-based power plants in Brazil (2000–2019). **Energies**, v. 15, n. 11, p. 4113, 2022.

COHEN, Jeffrey P.; COUGHLIN, Cletus C.; PAUL, Catherine J. Morrison. Agglomeration, productivity and regional growth: production theory approaches. In: **Handbook of regional growth and development theories**. Edward Elgar Publishing, 2019.

COLLIER, R. **Secret of the Ages in Seven Volume**. Merchant Books, 1928.

COOPER, W. W.; SEIFORD, L. M.; ZHU, J. (Ed.). **Handbook on data envelopment analysis**. Springer Science & Business Media, 2011.

COSTA, H.; FOODY, G. M.; BOYD, D. S. Supervised methods of image segmentation accuracy assessment in land cover mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, n. November 2017, p. 338–351, 2018.

COSTA, T. L. *et al.* Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and soil**, v. 378, n. 1, p. 113-123, 2014.

COSTA MELO, I. *et al.* An assessment of biomass supply chain: a DEA application. **Athens Journal of Sciences**, v. 5, n. 2, p. 125-140, 2018.

CUENCA, M. A. G.; DOMPIERI, M. H. G. Dinâmica espacial da canavicultura e análise dos efeitos sobre o valor bruto da produção, na região dos tabuleiros costeiros da Paraíba, Pernambuco e Alagoas. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 47, n. 4, p. 91-106, 2016.

CUI, Y. *et al.* Energy assessment and economic sensitivity analysis of a grid-connected photovoltaic system. **Renewable Energy**, v. 150, p. 101-115, 2020.

CUNHA, A. P. M. *et al.* Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and forest meteorology**, v. 214, p. 494-505, 2015.

CREMONEZ, F. E.; CREMONEZ, P. A.; FEROLDI, M.; de CAMARGO, M. P.; KLAJN, F. F.; FEIDEN, A. Avaliação de impacto ambiental: metodologias aplicadas no Brasil. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, v.13, n.5, p.3821-3830, 2014

DA SILVA LOPES, Juliano *et al.* Assessing the economic and environmental performance of cleaner production practices in eucalyptus planted forests using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 380, p. 134757, 2022.

D'AMATO, D.; GAIO, M.; SEMENZIN, E. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. **Science of the Total Environment**, v. 706, p. 135859, 2020.

DAMODARAN, A. **Investment Valuation: Tools and Techniques for Determining the Value of Any Asset**. John Wiley & Sons, Jan 31, 2002 - Business & Economics - 992 pp.

DAMODARAN, Aswath. Equity risk premiums (ERP): Determinants, estimation and implications–The 2019 Edition. **NYU Stern School of Business**, 2019.

DOYLE, G. N. *et al.* Impact of regulatory changes on economic feasibility of distributed generation solar units in Brazil. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 48, p. 101660, 2021.

DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Planautina, DF, EMBRAPA Cerrados, 2004. 209 p.

DRYFLOR *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, n. 6306, p. 1383-1387, 2016.

DURO, D. C.; FRANKLIN, S. E.; DUBÉ, M. G. A comparison of pixel-based and object-based image analysis with selected machine learning algorithms for the classification of agricultural landscapes using SPOT-5 HRG imagery. **Remote sensing of environment**, v. 118, p. 259-272, 2012.

DWASS, M. Modified randomization tests for nonparametric hypotheses. **The Annals of Mathematical Statistics**, p. 181-187, 1957.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Séries Históricas**. Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE, 2019. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/BEN-Series-Historicas-Completas>. Acesso em: 13 jan. 2021.

_____. Brazilian Energy Balance 2020 Year 2019. **EPE - Empresa de Pesquisa Energética**, 2020.

EL KASMIOUI, O.; CEULEMANS, R. Financial analysis of the cultivation of poplar and willow for bioenergy. **Biomass and bioenergy**, v. 43, p. 52-64, 2012.

EVISON, D. C. Estimating annual investment returns from forestry and agriculture in New Zealand, **Journal of Forest Economics**, v. 33: n. 1, p. 105-111, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfe.2018.06.001>

FERRO, F. S. *et al.* Environmental Life Cycle Assessment of industrial pine roundwood production in Brazilian forests. **Science of the Total Environment**, v. 640, p. 599-608, 2018.

FOLMANN, W. T. *et al.* Viabilidade de projetos florestais em três regimes de manejo na mesorregião centro-oriental do Paraná. **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 153-160, 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **FAO Data**. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FO>. Acesso em: 20 ago. 2022.

FERRAZ, A. S.; SOARES, V. P.; SOARES, C. P. B.; RIBEIRO, C. A. A. S.; BINOTI, D. H. B.; Leite, H. G. Estimativa do estoque de biomassa em um fragmento florestal usando imagens orbitais. **Floresta e Ambiente**, v. 21, p. 286-296, 2014.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. *et al.* Environmental assessment of tropical perennial crops: the case of the Brazilian cashew. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 131-140, 2016.

FINNVEDEN, G. *et al.* Recent developments in life cycle assessment. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

FONSECA, C. K. L. Uso de drone para estimativa de biomassa em áreas de caatinga do estado de Pernambuco. 2020. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

FRANZESE, P. P.; RYDBERG, T.; RUSSO, G. F.; ULGIATI, S. Sustainable biomass production: a comparison between gross energy requirement and emergy synthesis methods. **Ecological indicators**, v. 9, n. 5, p. 959-970, 2009.

FREITAS, G.P.; SANTOS JUNIOR, E.P.; FONSECA, A.J.S; MAURÍCIO, C.F.B.; COELHO JUNIOR, L.M. Regional Concentration of the Red Ceramic Industry in Paraíba, Brazil (2006 - 2020). **Gestão & Regionalidade**, v.39, e20237960, 2023. DOI. <https://doi.org/10.13037/gr.vol39.e20237960>

FUJITA, M.; KRUGMAN, P.; VENABLES, A. J. **The Spatial Economy: Cities, Regions, and International Trade**. Cambridge: Mit Press, v.67, 1999.

GAMA, D. C. Manejo florestal sustentado da Caatinga: aspecto legal e técnico-científico. **Advances in Forestry Science**, v. 8, n. 1, p. 1363-1376, 2021.

GARLET, A.; CANTO, J. L. do; OLIVEIRA, P. R. S. de. O manejo florestal comunitário da caatinga em assentamentos rurais no estado da Paraíba. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 735-745, 2018.

GIODA, Adriana. Residential fuelwood consumption in Brazil: Environmental and social implications. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 367-375, 2019.

GIULIETTI, A. M. *et al.* Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**, 2004.

GOIS, M. L.; SANTOS JUNIOR, E. P.; NUNES, A. M. M.; FONSECA, A. J. S.; MARTINS, J. M.; DINIZ, F. F.; CORREIA, M. M. S.; COELHO JUNIOR, L. M. Distribuição espacial e conglomeração dos planos de manejo florestal sustentável na Paraíba. **Interação (Curitiba)**, v. 21, p. 106-116, 2021.

GONÇALVES, J. C.; OLIVEIRA, A. D. de; CARVALHO, S. de P. C.; GOMIDE, L. R. Análise econômica da rotação florestal de povoamentos de eucalipto utilizando a simulação de Monte Carlo. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1339-1347, 2017. DOI 10.5902/1980509830215.

GONZALEZ-GARCIA, S.; BERG, S.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Evaluation of forest operations in Spanish eucalypt plantations under a life cycle assessment perspective. **Scandinavian Journal of forest research**, v. 24, n. 2, p. 160-172, 2009.

GRILO, M. M. de S. *et al.* Carbon footprints for the supply of electricity to a heat pump: Solar energy vs. electric grid. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 10, n. 2, p. 023701, 2018.

GUEDES, I. C. de L. *et al.* Economic analysis of replacement regeneration and coppice regeneration in eucalyptus stands under risk conditions. **Cerne**, v. 17, p. 393-401, 2011.

GUINÉE, J. B. *et al.* Environmental Life Cycle Assessmente. Draft Backgrounds. Nederland: Leiden University, Outubro, 1998.

GUINÉE, J. B. *et al.* Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Parts 1 and 2. **Ministry of housing, spatial planning and environment (VROM) and centre of environmental science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands**, 2001.

GUINÉE, J.B.; UDO DE HAES, H.A.; HUPPES G. Quantitative life cycle assessment of products: 1. Goal definition and inventory. **J. Clean. Prod.**, v. 1, p. 3-13, 1993a.

GUINÉE, J.B.; UDO DE HAES, H.A.; HUPPES G. Quantitative life cycle assessment of products: 2. Goal definition and inventory. **J. Clean. Prod.**, v. 1, p. 3-13, 1993b.

GUINÉE, J. B.; LINDEIJER, E. (Ed.). **Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards**. Springer Science & Business Media, 2002.

HALL, C. A. S. Energy return on investment: A unifying principle for biology, economics, and sustainability. **Lecture Notes in Energy**, [S. l.], v. 36, p. 309–320, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-47821-0>

HAN, H. S.; ONEIL, E.; BERGMAN, R.D.; EASTIN, I.L.; JOHNSON, L.R. Cradle-to-Gate Life Cycle Impacts of Redwood Forest Resource Harvesting in Northern California. **J. Clean. Prod.**, v. 99, p. 217-229, 2015.

HANDLER, R. M.; SHONNARD, D. R.; LAUTALA, P.; ABBAS, D.; SRIVASTAVA, A. Environmental impacts of roundwood supply chain options in Michigan: life-cycle assessment of harvest and transport stages. **Journal of cleaner production**, v. 76, p. 64-73, 2014.

HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; MEENT, D. V.; ROSENBAUM, R. K.; MACKONE, T. E. **Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: the search for harmony and parsimony**. 2008.

HERENDEEN A. R. Net energy analysis: concepts and methods. **Encyclopedia of Energy**, v. 4, p. 283–289, 2004.

HIGGINS, R.C. **Analysis for financial management** (10th ed.). New York, NY: McGraw-Hill/Irwin, 2012.

HILDEBRANDT, P.; KNOKE, T. Investment decisions under uncertainty—a methodological review on forest science studies. **Forest Policy and Economics**, v. 13, n. 1, p. 1-15, 2011.

HILLS, M.; ALEXANDER, F. Statistical methods used in assessing the risk of disease near a source of possible environmental pollution: a review, **Journal of the Royal Statistical Society**, Series A, v. 152, p. 307 – 325, 1989.

HIRSCHMAN, A. O. The paternity of an index. **The American Economic Review**, Pittsburgh, v. 54, n. 5, p 761-762, 1964.

HOSOKAWA, T. Y. Manejo florestal sustentável. *In: Jornada Técnica, la economia forestal y el desarrollo sostenible*, 8., 1995, Eldorado Misiones. **Anais...** Eldorado Misiones: 1995.

IMAÑA-ENCINAS, J.; SILVA, G. F. da; PINTO, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2005. 43 p. il. (Comunicações Técnicas Florestais, v. 7, n. 1).

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório 2019**. [s.l: s.n.]. Brasília: IBÁ, 2019. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>. Acesso em: jun. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Semiárido brasileiro**. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15974-semiarido-brasileiro.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 11 jan. 2021.

_____. **Cidades e Estados** – Pernambuco. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/panorama>. Acesso em: 17 mai. 2021.

_____. **Produção da extração vegetal e da silvicultura** [online]. Rio de Janeiro: Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA, 2021. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br>. Acesso 12 ago. 2021.

_____. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE. 2012.

_____. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 19 de abril de 2024.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Data and statistics**. Disponível em: <https://www.iea.org/data-and-statistics>. Acesso em: 12 out. 2021.

_____. **Data Browser**. Disponível em: <https://www.iea.org/data-and-statistics>. Acesso em: 15 out. 2023.

_____. **Global Energy Review 2020**, IEA, Paris, 2020. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/global-energy-review-2020>. Acesso em: 02 nov. 2020.

_____. **CO₂ Emissions in 2022**. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/co2-emissions-in-2022>. Acesso em: 13 de setembro de 2023.

INTERNATIONAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Guidelines for the sustainable management of natural tropical forests**. Yokohama: ITTO, 1990 (ITTO Technical Series, v. 5).

IOANNOU, A.; ANGUS, A.; BRENNAN, F. Risk-based methods for sustainable energy system planning: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 74, p. 602-615, 2017.

IOTTI, M.; BONAZZI, G. The application of Life Cycle Cost (LCC) approach to quality food production: A comparative analysis in the Parma PDO ham sector. **American Journal of Applied Sciences**, v. 11, n. 9, p. 1492, 2014.

INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION. **ISO 14001**: environmental management systems—requirements with guidance for use, 2004.

INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION. **ISO 14040:2006** Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Summary for Policymakers. *In*: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)], 2021. In Press.

IPCC. Summary for policymakers. P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, *et al.* (Eds.), Clim. Chang. L. an IPCC Spec. Rep. Clim. Chang. Desertif. L. Degrad. Sustain. L. Manag. food Secur. Greenh. gas fluxes, Terr. Ecosyst., 2019

JABLONSKY, J. Multicriteria approaches for ranking of efficient units in DEA models. **Central European Journal of Operations Research**, v. 20, n. 3, p. 435-449, 2012.

JING, N.; CAI, W. Analysis on the spatial distribution of logistics industry in the developed East Coast Area in China. **The Annals of Regional Science**, v. 45, n. 2, p. 331-350, 2010.

KARVONEN, J.; HALDER, P.; KANGAS, J.; LESKINEN, P. Indicators and tools for assessing sustainability impacts of the forest bioeconomy. **Forest ecosystems**, v. 4, n. 1, p. 1-20, 2017.

KEMENY, T.; STORPER, M. Is specialization good for regional economic development?. **Regional Studies**, v. 49, n. 6, p. 1003-1018, 2015.

KLEIN, D.; WOLF, C.; SCHULZ, C.; WEBER-BLASCHKE, G. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 4, p. 556-575, 2015.

KLÖPPFER, W. The role of SETAC in the development of LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 116-122, 2006.

KOCH, Frank H. et al. Dispersal of invasive forest insects via recreational firewood: a quantitative analysis. **Journal of Economic Entomology**, v. 105, n. 2, p. 438-450, 2012.

KOTHARI, N. S.; MEHER, S. K. Semisupervised classification of remote sensing images using efficient neighborhood learning method. **Engineering Applications of Artificial Intelligence**, v. 90, n. February, p. 103520, 2020.

KOŻUCH, A.; MARZĘDA, A. The effects of natural and economic factors on the financial performance of forest management units: The example of forest districts of the state forests national forest holding from eastern poland. **Forests**, v. 12, n. 11, p. 1559, 2021.

KULLDORFF, M.; NAGARWALLA, N. Spatial disease clusters: Detection and inference. **Statistics in Medicine**, v. 14, n. 8, p. 799–810, 1995.

KULLDORFF, M. A spatial scan statistic. **Communications in Statistics - Theory and Methods**, v. 26, n. 6, p. 1481–1496, 27 jan. 1997.

KULLDORFF, M. **SaTScan™ user guide for version 9.4**, 2015.

KUMAR, L.; MUTANGA, O. Remote Sensing of Above-Ground Biomass. **Remote Sens**, v. 9, n. 0, p. 935, 2017.

LASCHI, A.; MARCHI, E.; GONZÁLEZ-GARCÍA, S. Forest operations in coppice: Environmental assessment of two different logging methods. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 493-503, 2016.

LEME, M. M. V. *et al.* Life cycle assessment of charcoal production and electricity generation from eucalyptus in an industrial batch kiln. **Renewable Energy**, v. 180, p. 232-244, 2021.

LIMA JÚNIOR, C. D.; ACCIOLY, L. D. O.; GIONGO, V.; LIMA, R. D. A.; SAMPAIO, E. D. S.; MENEZES, R. S. C. Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Sci. For.**, Piracicaba, v. 42, n. 102, p. 289-298, jun. 2014.

LIMA JÚNIOR C.; LIMA R.L.F.D.A.; LIBERAL B.G.; GUERRERO J.R.H.; SAMPAIO E.V.D.S.B.; MENEZES R.S.C. Viabilidade econômica do uso energético de lenha da caatinga sob manejo sustentável. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 01, p. 156-166, 2015.

LIMA, M. A.; MENDES, L. F. R.; MOTHÉ, G. A.; LINHARES, F. G.; DE CASTRO, M. P. P.; DA SILVA, M. G.; STHIEL, M. S. Renewable energy in reducing greenhouse gas emissions: Reaching the goals of the Paris agreement in Brazil. **Environmental Development**, vol. 33, p. 100504, Mar. 2020. DOI 10.1016/j.envdev.2020.100504.

LINDHOLM, E.L.; BERG, S. Energy use in Swedish forestry in 1972 and 1997. **International Journal of Forest Engineering**, v. 16, n. 1, p. 27-37, 2005.

LINTNER, J. The valuation of risk assets and the selection of risky investments in stock portfolios and capital budgets. **Stochastic Optimization Models in Finance**, Academic Press (1965), pp. 131-155.

LOPES, E. A.; CANTO, J. L. Produtividade e custos de dois sistemas de exploração e transporte de lenha na Caatinga. **Nativa**, Sinop, v. 6, n. 2, p. 207-212, mar./abr. 2018.

LOPES, J.S. *et al.* Assessing the economic and environmental performance of cleaner production practices in eucalyptus planted forests using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 380, p. 134757, 2022.

LÖSCH, A. **The Economics of Location**. Translated in 1954 by WH Woglam and WF Stolper. Yale University, New Haven, CT. 1940.

LUCENA, R.F.P.; ARAÚJO, E.L.; ALBUQUERQUE, U.P. Does the Local Availability of Woody *Caatinga* Plants (Northeastern Brazil) Explain Their Use Value?. **Economic Botany**, v. 61, n.4, p. 347-361, 2007.

MANKIW, N.G. **Principles of Macroeconomics**. Cengage Learning, 2020.

MARIANO, D. A.; SANTOS, C. A. dos; WARDLOW, B. D.; ANDERSON, M. C.; SCHILTMAYER, A. V.; TADESSE, T.; SVOBODA, M. D. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 213, p. 129-143, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.048>

MARENGO, J.A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semiárido do Brasil. **Parc Estrat**, v.13, n. 27, p. 149-176, 2008.

MARQUES, M.W.C.D.F.; PAREYN, F.G.C.; Figueiredo, M.A. A composição da renda e a contribuição do manejo florestal em dois projetos de assentamento no sertão de Pernambuco. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 42, n. 2, p. 247-258, 2011.

MARSHALL, A. (1920). **Princípios de economia**. São Paulo: Nova Cultural, 1984.

MARSHAL R. C. A review of the statistical analysis of spatial patterns of disease, **Journal of the Royal Statistical Society**, Series A, v. 154, p. 421-441, 1991.

MCKENDRY, P. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. **Bioresource technology**, v. 83, n. 1, p. 37-46, 2002.

MELO, D.; PEREIRA, J. O.; de SOUZA, E. G.; GABRIEL FILHO, A.; NÓBREGA, L. H. P.; PINHEIRO NETO, R. Balanço energético do sistema de produção de soja e milho em uma. **Acta Scientiarum. Agronomy**, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 173–178, 2007.

MELLO, A. A.; MEIRA, A. C. S.; SANQUETTA, C. R.; FERREIRA, R. A. Estimativas de biomassa e carbono em área de mata atlântica, implantada por meio de reflorestamento misto. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 5, n. 1, p. 130-134, 2019.

MEHER, S. K. Semisupervised self-learning granular neural networks for remote sensing image classification. **Applied Soft Computing**, v. 83, p. 105655, 2019.

MENEZES, R. S. C. *et al.* Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021.

MEUNIER, I. M. J. Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco. 2014. 135 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2014.

METZGER, J. P. et al. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104-116, 2019. MILLIKEN, W.; GASSON, P.;

PAREYN, F.; SAMPAIO, E.V.S.B.; LEE, M.; BARACAT, A.; DE LIMA A. E.; CUTLER, D. 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 & Bioenergy**, v. 116, p. 18-25, 2018

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO E AGRICULTURA FAMILIAR. **Relatório de Análise de Mercado de Terras – RAMT – 2022**. Recife, Pernambuco, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/governanca-fundiaria/relatorio-de-analise-de-mercados-de-terras/RAMT_SRPE_2022.pdf. Acesso em: 10 de junho de 2023.

MONTES, G. M. *et al.* The applicability of computer simulation using Monte Carlo techniques in windfarm profitability analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4746-4755, 2011.

MOSSIN, Jan. Equilibrium in a capital asset market. **Econometrica: Journal of the econometric society**, p. 768-783, 1966.

MONTENEGRO, Suzana; RAGAB, Ragab. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434, p. 55-68, 2012.

MRG Negócios e Sustentabilidade. A nova 14001 Exige Ciclo de Vida. Disponível em: <https://mrngn.com.br/a-nova-14001-exige-ciclo-de-vida/>. Acesso em: 15 de setembro de 2023.

MULLIGAN, G. F. Equality measures and facility location. **Papers in Regional Science: The Journal of the RSAI**, v.70, n.4, p. 345–65, 1991.

NATHANIEL, S. P.; IHEONU, C. O. Carbon dioxide abatement in Africa: the role of renewable and non-renewable energy consumption. **Science of the Total Environment**, v. 679, p. 337-345, 2019.

NAZÁRIO, L. C. da S. **Caracterização e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da produção de telhas cerâmicas no município de Parelhas/RN**. 2019. Dissertação de Mestrado. Brasil.

NASCIMENTO, D. M. do. Desenvolvimento de um sistema de estimativa de biomassa vegetal através de sensores remotos para o semiárido pernambucano. 2019. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

NAUGHTON, Colleen C.; ZHANG, Qiong; MIHELICIC, James R. Modelling energy and environmental impacts of traditional and improved shea butter production in West Africa for food security. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 284-291, 2017.

NIGATU, A. M. *et al.* Spatial variations of women's home delivery after antenatal care visits at lay Gayint District, Northwest Ethiopia. **BMC Public Health**, v. 19, n. 1, p. 677, 3 dez. 2019.

NIKODINOSKA, N.; BUONOCORE, E.; PALETTO, A.; FRANZESE, P. P. Wood-based bioenergy value chain in mountain urban districts: An integrated environmental accounting framework. **Applied Energy**, v. 186, p. 197-210, 2017.

NUNES, L. J. R.; CAUSER, T. P.; CIOLKOSZ, D. Biomass for energy: A review on supply chain management models. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 120, p. 109658, 2020.

OKOKO, A. *et al.* The carbon footprints of alternative value chains for biomass energy for cooking in Kenya and Tanzania. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 22, p. 124-133, 2017.

DE OLIVEIRA SANTOS, J.P.; EL-DEIR, S. G. Produção de gesso no Araripe pernambucano: impactos ambientais e perspectivas futuras. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, p. 496-509, 2019.

OLIVEIRA, S. B. P.; MARTINS, E. S. P. R.; CARVALHO, M. S. B. D. S.; SIFEDINE, A.; FERRAZ, B. Uso de sensoriamento remoto para mapeamento de áreas susceptíveis à desertificação na região semiárida do Brasil. **Ciência & Trópico**, Recife, v. 41, p. 67-96, 2017.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; JARENKOV, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution pattern. *In*: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. **Neotropical savannas and seasonally dry forests**. Boca Raton: CRC Press, p. 159-190, 2006.

OZATO, J. Y. *et al.* Offshore wind power generation: An economic analysis on the Brazilian coast from the stochastic LCOE. **Ocean & Coastal Management**, v. 244, p. 106835, 2023.

PAOLOTTI, L. *et al.* Economic and environmental assessment of agro-energy wood biomass supply chains. **Biomass and Bioenergy**, v. 97, p. 172-185, 2017.

PANAMEÑO, R. *et al.* Cleaner production and LCA as complementary tools in environmental assessment: Discussing tradeoffs assessment in a case of study within the wood sector in Brazil. **Sustainability**, v. 11, n. 18, p. 5026, 2019.

PAREYN, F. G.; PEREIRA, W. E.; SALCEDO, I. H.; RIEGELHAUPT, E. M.; GOMES, E. C.; MENECHIELI, H. T.; SKUTSCH, M. What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest?. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 284, p. 107906, 2020.

PARHIZKAR, M. *et al.* Assessing and modeling soil detachment capacity by overland flow in forest and woodland of northern Iran. **Forests**, v. 11, n. 1, p.65, 2020.

PAUPITZ, J. Elementos da estrutura fundiária e uso da terra no semi-árido brasileiro. **CAATINGA**, 2010.

PELLETIER, J.; CHIDUMAYO, E.; TRAINOR, A. *et al.* Distribution of tree species with high economic and livelihood value for Zambia. **For Ecol Manage**, v. 441, n. 280–292, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.051>

PIEKARSKI, C. M. *et al.* Life cycle assessment of medium-density fiberboard (MDF) manufacturing process in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 103-111, 2017.

PIEROBON, F. *et al.* Life cycle environmental impact of firewood production—a case study in Italy. **Applied Energy**, v. 150, p. 185-195, 2015.

PIKE, A.; RODRÍGUEZ-POSE, A.; TOMANEY, J. **Local and regional development**. Routledge, 2016.

POKHAREL, R.; GRALA, R. K.; GREBNER, D. L. Woody residue utilization for bioenergy by primary forest products manufacturers: An exploratory analysis. **Forest Policy and Economics**, v. 85, p. 161-171, 2017.

PORTER, M. E. Location, competition, and economic development: local clusters in a global economy. **Economic Development Quarterly**, v. 14, n. 1, p. 15-34, 2000.

PRATES, C. P. T.; PIEROBON, E. C.; COSTA, R. C. D.; FIGUEIREDO, V. S. D. **Evolução da oferta e da demanda de gás natural no Brasil**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 24, p. 35-68, set. 2006.

PYAY, So *et al.* A life cycle assessment of intermediate rubber products in Thailand from the product environmental footprint perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, p. 117632, 2019.

RAIHAN, A. A review on the integrative approach for economic valuation of forest ecosystem services. **Journal of Environmental Science and Economics**, v. 2, n.3, 1-18, 2023.. <https://doi.org/10.56556/jescae.v2i3.554>

RANDOLPH, K. D. Using satscan spatial-scan software with national forest inventory data: A case study in South Carolina. **Mathematical and Computational Forestry and Natural-Resource Sciences**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2017.

RÊGO, S. C. A.; LIMA, P. P. S.; LIMA, M. N. S.; MONTEIRO, T. R. R. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI e SAVI no município de São Domingos do Cariri-PB. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 3, n. 5, p. 1217-1229, 2012.

REICHSTEIN, M.; CARVALHAIS, N. Aspects of forest biomass in the earth system: Its role and major unknowns. **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 693-707, 2019.

REIS, A. A.; FRANKLIN, S. E.; de MELLO, J. M.; ACERBI JUNIOR, F. W. Volume estimation in a Eucalyptus plantation using multi-source remote sensing and digital terrain data: a case study in Minas Gerais State, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 7, p. 2683-2702, 2019.

RESENDE, M. Medidas de concentração industrial: uma resenha. **Revista Análise Econômica**, Porto Alegre, v. 12, n. 21, p. 24-33, jul./set. 1994.

REZENDE, J. L. P.; OLIVEIRA, A. D. **Análise econômica e social de projetos florestais**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2013

RIBEIRO, Jonathan Ramos *et al.* The Effect of Forest Management on the Avifauna of a Brazilian Dry Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 631247, 2021.

RIBEIRO, E. P.; NÓBREGA, R. S.; MOTA FILHO, F. O.; MOREIRA, E. B. Estimativa dos índices de vegetação na detecção de mudanças ambientais na bacia hidrográfica do rio Pajeú. **Geosul**, Florianópolis, v. 31, n. 62, p. 59-92, 2016.

RIEGELHAUPT, E. M.; FERREIRA, L. A. Estudo dos produtos florestais no setor domiciliar do estado da Paraíba. In: **Atualização do diagnóstico florestal do estado da Paraíba**. João Pessoa: Sudema, 2004. p. 167-190.

RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C. **A questão energética e o manejo florestal da Caatinga**. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. Cap. 01, p. 65-75.

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. 349-367.

ROCHA, L. C. S. *et al.* Photovoltaic electricity production in Brazil: A stochastic economic viability analysis for small systems in the face of net metering and tax incentives. **Journal of Cleaner Production**, v. 168, p. 1448-1462, 2017.

ROMERO, C. W. A. S.; BERNI, M. D.; FIGUEIREDO, G. K. D. A.; FRANCO, T. T.; LAMPARELLI, R. A. C. Assessment of agricultural biomass residues to replace fossil fuel and hydroelectric power energy: A spatial approach. **Energy Science and Engineering**, v. 7, n. 6, p. 2287–2305, 2019.

SACCHELLI, S.; FAGARAZZI, C.; BERNETTI, L. Economic evaluation of forest biomass production in central Italy: a scenario assessment based on spatial analysis tool. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 1-10, 2013.

SAMANEZ, C.P. **Engenharia Econômica**. Pearson Prentice Hall, São Paulo, São Paulo, Brasil, 2009.

SAMPAIO, E.V.S.B. **Uso das plantas da caatinga**. In: Sampaio, EVSB; Giuiietti, AM; Víriginio, J; Gamarra-Rojas, CFL. [Ed.]. **Vegetação e Flora da Caatinga**, Associação Plantas do Nordeste. Centro Nordestinos de Informação sobre plantas. *Recife, PE*, 2002, 49-90 (in Portuguese).

SAMPAIO, E. VSB; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 935-943, 2005.

SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, M.S.B.; SAMPAIO, Y.S.B. Propensão à desertificação no semi-árido brasileiro. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 22, n. 2, p. 59-76, 2008.

SANTANA, I. L. de. **Classificação do uso e cobertura da terra utilizando algoritmo de aprendizado de máquina no google earth engine para o semiárido de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, 2021.

SANQUETTA, C. R. **Métodos de determinação de biomassa florestal**. In: SANQUETTA, C. R. *et al.* (Eds.). *As florestas e o carbono*. Curitiba: [s.n.], 2002, p. 119-140.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; MOGNON, F.; MAAS, G. C. B.; RODRIGUES, A. L. Estimativa de carbono individual para *Araucária angustifolia*. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.44, n.1, p.1-8, 2014.

SANTOS, L. M. M. Avaliação ambiental de processos industriais. **São Paulo, Signus Editora**, 2006.

SANTOS, R.; PAREYN, F.; SANTOS, C. *et al.* Quantificação de Biomassa de Madeira em Área de Produção Anual Sustentável no Semiárido Brasileiro Visando a Geração de Energia Renovável. **Bioenergia. Res.**, v. 16, p. 817–825, 2022.

SANTOS, R. C. *et al.* Quantification of Wood Biomass in an Area of Sustainable Annual Production in the Brazilian Semiarid Region Aiming at Generating Renewable Energy. **BioEnergy Research**, v. 16, n. 2, p. 817-825, 2023.

SANTOS, C. A. G.; DO NASCIMENTO, T. V. M.; DA SILVA, R. M. Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semiarid region between 2000 and 2018. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 18, p. 418, 2020.

SANTOS JÚNIOR, E. P. *et al.* Location and concentration of the forest bioelectricity supply in Brazil: A space-time analysis. **Renewable Energy**, v. 199, p. 710-719, 2022.

SANTOS JÚNIOR, E. P. *et al.* Potentialities and Impacts of Biomass Energy in the Brazilian Northeast Region. **Energies**, v. 16, n. 9, p. 3903, 2023.

SARAIVA, A. Bernstad *et al.* Provision of pulpwood and short rotation eucalyptus in Bahia, Brazil—Environmental impacts based on lifecycle assessment methodology. **Biomass and Bioenergy**, v. 105, p. 41-50, 2017.

SCHETTINI, B. L. S.; OLIVEIRA NETO, S. N.; JACOVINE, L. A. G.; TORRES, C. M. M. E.; VILLANOVA, P. H.; ROCHA, S. J. S. S. Viabilidade econômica de um sistema silvipastoril na zona da mata de minas gerais. **Scientia Forestalis**, v.49, n. 130, p. e3463, 2021. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.04>

SHEKEDE, M. D.; MUPANDIRA, I.; GWITIRA, I. Spatio-temporal clustering of active wildfire pixels over a 19-year period in a southern African savanna ecosystem of Zimbabwe. **South African Geographical Journal**, p. 1–20, 2 jul. 2020.

SILVA, I. M.; SANTANA, A. C.; GOMES, S. C.; TOURINHO, M. M. Associação de dados espaciais: uma análise exploratória para desenvolvimento econômico do estado do Pará. **Revista Teoria e Evidência Econômica**, v. 17, n. 36, 2011.

SILVA, C. S. J. *et al.* Economic viability and rotation of forestry plantations of candeia (*Eremanthus erythropappus*), under conditions of risk. **Cerne**, v. 20, n. 1, p. 113-122, 2014.

SILVA, C. V. S.; SILVA, J. L. B; da, MOURA, G. B. de A., LOPES, P. M. O., NASCIMENTO, C. R.; SILVA, L. C. da. Monitoramento da cobertura vegetal por

sensoriamento remoto no semiárido brasileiro através de índices de vegetação. **Nativa**, v.7, n. 6, p. 708-717, 2019. <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i6.7646>

SILVA, E. F. et al (Org.). **Diagnóstico do uso da lenha nas atividades agroindustriais do território do Seridó/RN**. Caicó: Agência de Desenvolvimento Sustentável do Seridó - Adese, 2008. 111 p.

SILVA, S. C. da; OLIVEIRA, A. D. de; COELHO JUNIOR, L. M.; REZENDE, J. L. P. de. Economic viability of cerrado vegetation management under conditions of risk. **CERNE**, v. 17, n. 2, p. 141–149, 2011. DOI 10.1590/S0104-77602011000200001

SILVA, E. F. et al (Org.). **Diagnóstico do uso da lenha nas atividades agroindustriais do território do Seridó/RN**. Caicó: Agência de Desenvolvimento Sustentável do Seridó - Adese, 2008. 111 p.

SILVA, M. C. G. da; RAMOS, M. A.; ALVES, A. G. C. The use of firewood for home consumption and the fabrication of hand-crafted ceramics in a semi-arid region of Northeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, p. 331-339, 2019.

SILVA, R.M.; SILVA, J.F.C.B.C.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, A.M.; BRASIL NETO, R.M. Spatial distribution and estimation of rainfall trends and erosivity in the Epitácio Pessoa reservoir catchment, Paraíba, Brazil. **Nat Hazards**, v. 101, p. 765–785, 2020a.

SILVA, L.P.; XAVIER, A.P.C.; DA SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G. Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. **Glob Ecol Conserv**, v.21, p. e00811, 2020b.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008.

SILVA, J. B. *et al*. Energetic and Economic Analysis of Spineless Cactus Biomass Production in the Brazilian Semi-arid Region. **Energies**, v. 15, n. 14, p. 5270, 2022.

SIMÕES, D.; DINARDI, A. J.; SILVA, M. R. Investment uncertainty analysis in Eucalyptus bole biomass production in Brazil. **Forests**, v. 9, n. 7, p. 384, 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS. **Produção florestal**. 2017. Disponível: <http://www.florestal.gov.br/snif/producao-florestal/producao>. Acesso em: 15 ago. 2021.

_____. **Bioma Caatinga**. 2020b. <https://snif.florestal.gov.br/pt-br/perda-da-cobertura-florestal/262-mapas>

_____. **Florestas Naturais**. 2022. Disponível: <https://snif.florestal.gov.br/pt-br/os-biomas-e-suas-florestas>. Acesso em: 15 abril 2024.

SLEUWAEGER, L.E.; DEHANDSCHUTTER, W.V. The Herfindahl index and concentration ratios revisited. **Antit. Bull.**, v.34, p. 625-640, 1986.

SØRENSEN, B. **Life-cycle analysis of energy systems: from methodology to applications**. Royal Society of Chemistry, 2011.

SØRENSEN, B. **Renewable Energy**. Academic Press, London, 1979.

SØRENSEN, B. Comparative assessment of energy systems. *In: Beyond the Energy Crisis – Opportunities and Challenge* (Fazzolare, R., Smith, C., eds.), Pergamon Press, Oxford, vol. 4, pp. 2209–2216, 1981.

SØRENSEN, B. Comparative risk assessment of total energy systems. *In: Health Impacts of Different Sources of Energy*, pp. 455–471. IAEA Publ.SM-254/105, Vienna, 1982.

SOARES, T. S.; CARNEIRO, A. D. C. O.; GONÇALVES, E. O.; LELLES, J. G. Uso da biomassa florestal na geração de energia. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 8, p. 1-9, 2006.

STEFFEN, B. Estimating the cost of capital for renewable energy projects. **Energy Economics**, v. 88, p. 104783, 2020.

STEUBING, B.; ZAH, R.; LUDWIG, C. Heat, electricity, or transportation? The optimal use of residual and waste biomass in Europe from an environmental perspective. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 1, p. 164-171, 2012.

SUMPER, Andreas *et al.* Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain). **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 15, n. 8, p. 3888-3896, 2011.

SUN, Shouheng; ERTZ, Myriam. Life cycle assessment and Monte Carlo simulation to evaluate the environmental impact of promoting LNG vehicles. **MethodsX**, v. 7, p. 101046, 2020.

TABUTI, J. R. S.; DHILLION, S. S.; LYE, K. A. Firewood use in Bulamogi County, Uganda: species selection, harvesting and consumption patterns. **Biomass and Bioenergy**, v. 25, n. 6, p. 581-596, 2003.

TAKANO, A. L. R. **Concentração espacial no setor de serviços: uma análise para os municípios brasileiros**. Dissertação (Mestrado em Economia). Faculdade de Economia. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2023.

TASRI, A.; SUSILAWATI, A. Selection among renewable energy alternatives based on a fuzzy analytic hierarchy process in Indonesia. **Sustainable energy technologies and assessments**, v. 7, p. 34-44, 2014.

TEIXEIRA, C.A.; LACERDA FILHO, A.F.; PEREIRA, S.; SOUZA, L.H.; RUSSO, J.R. Balanço energético de uma cultura de tomate. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.3, p.429-432, 2005.

TESTA, R. *et al.* Giant reed as energy crop for Southern Italy: An economic feasibility study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 558-564, 2016.

THÜNEN, J. H. VON. **The isolated state**. New York: Pergamon Press, 1829.

TONIOLO, E. R., PAUPITZ, J., CAMPELLO, F. B. **Pólo gesseiro de Pernambuco: diagnósticos e perspectivas de utilização dos energéticos florestais na região do Araripe.** In: Küster, A., Marti, J. F., Melchers, I. (Orgs.). *Tecnologias Apropriadas para Terras Secas – Manejo sustentável de recursos naturais em regiões semi-áridas no Nordeste do Brasil.* Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, GTZ. 212p. 2006.

TONTS, M. Labour market dynamics in resource dependent regions: an examination of the Western Australian goldfields. **Geographical Research**, v. 48, n. 2, p. 148-165, 2010.

TRAVASSOS, I. S.; DE SOUZA, B. I. Os negócios da lenha: indústria, desmatamento e desertificação no Cariri paraibano. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 18, n. 2, p. 329-340, 2014.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE. 1991.

VINCENT, J.R. Impact Evaluation of Forest Conservation Programs: Benefit-Cost Analysis, Without the Economics. **Environ Resource Econ**, v. 63, p. 395–408, 2016.
<https://doi.org/10.1007/s10640-015-9896-y>

VIRBICKAS, Laurynas; GALICKAJA, Irina Kliopova. Analysis of air emissions and greenhouse gases in woody biomass production chain. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 73, n. 2, p. 41-51, 2017.

VITHAYASRICHAREON, P.; MACGILL, Iain F. A Monte Carlo based decision-support tool for assessing generation portfolios in future carbon constrained electricity industries. **Energy policy**, v. 41, p. 374-392, 2012.

WATZLAWICK, L.F.; KIRCHNER, F.F.; SANGUETTA, C.R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucária utilizando imagens do satélite IKONOS II. **Ciência Florestal**, n.19, v. 2, p. 169-181, 2009.

WEBER, Alfred. Alfred Weber's theory of the location of industries. University of Chicago Press, 1929

WILOSO, Edi Iswanto *et al.* Hotspot identification in the Indonesian tempeh supply chain using life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 1948-1961, 2019.

YAN, P. *et al.* Biomass energy in China's terrestrial ecosystems: Insights into the nation's sustainable energy supply. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 127, p. 109857, 2020.

YANG, Y. *et al.* Economic impact of crude oil supply disruption on social welfare losses and strategic petroleum reserves. **Resources Policy**, v. 77, p. 102689, 2022.

YANG, Y.; WONG, K. K. F. Spatial distribution of tourist flows to China's cities. **Tourism Geographies**, v. 15, n. 2, p. 338-363, 2013.

ZAH, R.; BONI, H.; GAUCH, M.; HISCHIER, R.; LEHMANN, M.; WAGER, P. **Life cycle assessment of energy products: environmental assessment of biofuels**. Final Report, EMPA—technology and society Lab, Auftrag des Bundesamtes für Energie, des Bundesamtes für Umwelt und des Bundesamtes für Landwirtschaft, Bern, Switzerland, p 20, 2007.

ZENG, Z. *et al.* A multiple objective decision making model for energy generation portfolio under fuzzy uncertainty: Case study of large scale investor-owned utilities in Florida. **Renewable Energy**, v. 75, p. 224-242, 2015.

ZHANG, F.; JOHNSON, D. M.; WANG, J. Life-cycle energy and GHG emissions of forest biomass harvest and transport for biofuel production in Michigan. **Energies**, v. 8, n. 4, p. 3258-3271, 2015.

ZHENG, Q.; LIN, B. Impact of industrial agglomeration on energy efficiency in China's paper industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 184, p. 1072–1080, maio 2018.

ZHOU, P.; ANG, B. W.; POH, K.-L. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. **European journal of operational research**, v. 189, n. 1, p. 1-18, 2008.

ZURQANI, H. A. *et al.* Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 69, p. 175-185, 2018.