

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

Noé dos Santos Ananias Hofiço

**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL E CRESCIMENTO DE
Millettia stuhlmannii Taub. EM FLORESTA DE MIOMBO COMO
SUBSÍDIO PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL**

Santa Maria, RS
2021

Noé dos Santos Ananias Hofiço

POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL E CRESCIMENTO DE *Millettia stuhlmannii* Taub. EM FLORESTA DE MIOMBO COMO SUBSÍDIO PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Engenharia Florestal**.

Orientador: Prof. Doutor Frederico Dimas Fleig

Santa Maria, RS
2021

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Hofiço, Noé dos Santos Ananias
POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL E CRESCIMENTO DE
Millettia stuhlmannii Taub. EM FLORESTA DE MIOMBO COMO
SUBSÍDIO PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL / Noé dos Santos
Ananias Hofiço.- 2021.
115 p.; 30 cm

Orientador: Frederico Dimas Fleig
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2021

1. Autoecologia 2. Perturbação Antrópica 3. Resiliência
4. Panga-Panga 5. Manejo Florestal I. Fleig, Frederico
Dimas II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.


Declaro, NOÉ DOS SANTOS ANANIAS HOFIÇO, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Noé dos Santos Ananias Hofiço


POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL E CRESCIMENTO DE *Millettia stuhlmannii* Taub. EM FLORESTA DE MIOMBO COMO SUBSÍDIO PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Engenharia Florestal**.


Aprovado em 27 de maio de 2021:

Documento assinado digitalmente
 Frederico Dimas Fleig
Data: 06/10/2021 18:12:59-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

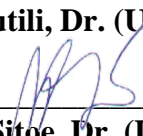
Frederico Dimas Fleig, Dr. (UFSM) - Videoconferencia
(Presidente/Orientador)

Documento assinado digitalmente
 Jorge Antonio de Farias
Data: 07/10/2021 11:35:46-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>


Jorge Antonio de Farias, Dr. (UFSM) - Videoconferencia

Documento assinado digitalmente
 Fabricio Jaques Sutili
Data: 13/10/2021 10:17:04-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Fabricio Jaques Sutili, Dr. (UFSM) - Videoconferencia


Almeida Alberto Siteo, Dr. (UEM) - Videoconferência

Helio Tonini, Dr. (EMBRAPA) - Videoconferência

Documento assinado digitalmente
 HELIO TONINI
Data: 06/10/2021 18:28:41-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Santa Maria, RS
2021

Dedicatória

Ao meu amado filho, Igor Miguel dos Santos Hofiço.

Ao meu pai, Ananias Zeferino Amós, que, mesmo não estando entre nós, faz-se necessário agradecer o exemplo de conduta e integridade, tanto pessoal quanto profissional a mim repassado. Dedico também à minha mãe, Maria Melita Noé, e aos meus irmãos queridos, Tony e Yolanda, com muito amor, admiração e gratidão à educação recebida.

Vocês são meu porto seguro e minha inspiração diária.

Esta conquista é nossa!!

“Tudo posso naquilo que me fortalece”
(FILIPENSES 4:13)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me proteger e iluminar meu caminho durante esta caminhada, colocando pessoas boas e oportunidades apropriadas, que me permitiram obter importantes conquistas.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF), pela possibilidade de realização do curso de doutorado.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Frederico Dimas Fleig, pelas orientações fundamentais na construção desta tese, pelos ensinamentos ao longo do curso, pela convivência e laços de amizade que construímos.

A todo corpo docente do PPGEF, em especial, aos professores Doutores Paulo Renato Schneider, César Augusto Guimarães Finger e Jorge Antonio de Farias, pela dedicação, ensino de qualidade e amizade ao longo do curso.

Aos membros integrantes da banca de qualificação, pela oportunidade de discussão e pelas contribuições imprescindíveis para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos integrantes da comissão de avaliação final desta tese, professores Doutores Almeida Alberto Siteo, Jorge Antonio de Farias, Fabricio Jaques Sutili e pesquisador Helio Tonini, pelas contribuições essenciais para a qualificação deste trabalho.

Agradeço, de forma especial, aos meus pais, Ananias Zeferino Amós (*in memoriam*) e Maria Melita Noé, que me deram os primeiros ensinamentos e apoio incondicional para que eu alcançasse os meus objetivos e pelas lições de caráter e honestidade.

Ao meu querido filho, Igor Miguel dos Santos Hofiço, que ainda não tem idade para entender o que é uma tese, agradeço as demonstrações de afeto, espontaneidade e amor incondicional, que sempre me estimularam nos momentos difíceis, “saudades tuas, pai”.

À Kiba Jamila, agradeço pelo apoio, nos primeiros momentos desta caminhada, e pela educação do nosso filho nos momentos que não pude estar presente.

Aos meus irmãos, sobrinhos e avó Noé Nhamavende, pelas contribuições, força e incentivo na minha formação e apoio moral nas minhas deslocções a Cheringoma durante parte do meu programa de doutorado.

A toda a minha família e amigos, que sempre me deram coragem e apoio nos momentos mais difíceis durante a minha formação, me desejando sorte e forças para que este doutorado fosse concluído com êxito.

Ao Prof. Dr. Mario Falcão, pelo inestimável apoio durante os primeiros contatos com a Empresa LevasFlor Lda., para que eu pudesse realizar esta pesquisa na concessão florestal.

À empresa LevasFlor Lda., pela disponibilidade em conceder as áreas para condução desta pesquisa e pelo apoio logístico nas coletas de campo. Agradeço à Engenheira Florestal Cláudia Esteves e, em especial, aos funcionários Ilídio, Jaime, Bernardo e João, pela ajuda prestada durante a realização das coletas de dados.

Ao Engenheiro Florestal, Mestre Fernando Paulo Macia, agradeço pelo inestimável apoio durante o exaustivo trabalho de campo, pelo suporte que me deu durante todo o processo de formação e pela amizade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa concedida durante os anos dedicados à realização desta tese.

Ao Fundo Nacional de Investigação – FNI, do Ministério de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior de Moçambique – MCTES, pelo auxílio financeiro por meio dos projetos “FNI 12B/2018” e “FNI 15/2019”, fundamental para a condução desta pesquisa em Moçambique.

À Universidade Zambeze (UniZambeze), meu local de trabalho, por ter me autorizado a frequentar este curso e pela licença concedida durante todo o processo de formação.

Ao Dr. Thomas Schröder, pela leitura crítica deste trabalho, considerações estatísticas e sugestões úteis, e pela amizade. Aos Dr. Emanuel Costa, Dra. Anna Zimmermann e Prof. Dr. Lúcio Amaral, agradeço pelas numerosas sugestões dadas ao longo do curso e, antes de tudo, pela amizade e disponibilidade em ajudar.

Aos colegas do Laboratório de Manejo Florestal – UFSM: Karina, Pabulo, Luciana, Fabio e Janderson, aproveito para agradecer pela amizade, convivência, interação e troca de experiência mútuas, que foram muito ricas.

Aos bolsistas moçambicanos na UFSM, agradeço pelo apoio, convívio e amizade durante os anos de formação no Brasil.

A todos amigos e familiares que, de alguma forma, contribuíram não só para a realização deste trabalho, mas que ajudaram e ajudam a ser uma pessoa melhor e que não foram aqui citados, o meu respeito e **MUITO OBRIGADO!!**

RESUMO

POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL E CRESCIMENTO DE *Millettia stuhlmannii* Taub. EM FLORESTA DE MIOMBO COMO SUBSÍDIO PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL

AUTOR: Noé dos Santos Ananias Hofiço

ORIENTADOR: Frederico Dimas Fleig

Millettia stuhlmannii Taub. (Fabaceae) é uma espécie madeireira tropical altamente desejável em toda a sua distribuição no sudeste da África e uma das três árvores madeireiras mais importantes em Moçambique, onde é intensamente explorada. Apesar de sua importância, pouco se sabe relativamente à regeneração natural, seus padrões de distribuição espacial e taxas de crescimento, fundamentais para estabelecer estratégias econômicas e políticas de manejo e conservação. Este estudo objetivou avaliar aspectos autoecológicos sobre a regeneração, padrões espaciais e taxas de crescimento de *M. stuhlmannii* na floresta de Miombo com diferentes tipos de uso do solo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, em Moçambique. Quatro usos específicos de solo foram selecionados, (i) floresta não perturbada; (ii) corte seletivo de madeira; (iii) cultivo itinerante; e (iv) fogo frequente. Foi realizado um censo para a regeneração em cada uso do solo, mensuradas as variáveis diâmetro a 10 cm do solo, altura total, e obtidas as coordenadas geográficas. Determinou-se a densidade e as formas de origem da regeneração, no perfil das classes de diâmetro e altura entre os diferentes usos do solo. Foi testada a hipótese de completa aleatoriedade espacial (CAE) da regeneração pela construção de envelopes de confiança para a função de correlação par $g(r)$, usando um processo homogêneo de Poisson. Para o crescimento, foram utilizados dados de crescimento obtidos de 50 árvores de *M. stuhlmannii* distribuídas em diferentes classes de diâmetro, abrangendo indivíduos com DAP de 10 cm a 60 cm. Foram retiradas amostras de seções transversais de cada árvore a 1,3 m do solo. Os anéis de crescimento foram contados e medidos em quatro raios de cada disco e estimou-se as taxas de incremento radial através de larguras de anéis. Os resultados mostraram que *M. stuhlmannii* regenera-se através da semente, a partir de toco e de raízes. As formas de origem da regeneração e os níveis de recrutamento variam entre o tipo de uso do solo. *M. stuhlmannii* é uma espécie exigente em luz e requer exposição máxima à luz solar para crescer rapidamente, mas a regeneração se estabelece mais prontamente com a exclusão do fogo. Os principais padrões espaciais de regeneração de *M. stuhlmannii* apresentaram uma tendência à agregação a distâncias muito próximas entre as formas de origem e os tipos de uso de solo. As árvores de *M. stuhlmannii* apresentavam 40 a 49 anos, na floresta não perturbada e na área de corte seletivo, com crescimento anual médio em diâmetro a 1,3 m do solo variando de 6,52 a 6,54 mm e, na área de cultivo agrícola e de fogo frequente, 50 a 58 anos, com crescimento anual médio em diâmetro variando de 5,69 a 5,75 mm. Os resultados indicam que o tempo médio para *M. stuhlmannii* passar de uma classe de 10 cm para outra foi estimado em 22 anos e para atingir 40 cm diâmetro foi estimado em, no médio, 66 anos, o que corresponde ao ciclo de corte. Esses resultados fornecem uma linha de base útil para o desenvolvimento de planos de manejo sustentável de *M. stuhlmannii* e estratégias de restauração e conservação, bem como para outras espécies madeireiras exploradas economicamente em Moçambique.

Palavras-chave: Autoecologia. Perturbação Antrópica. Resiliência. Panga-Panga. Manejo Florestal.

ABSTRACT

NATURAL REGENERATION POTENTIAL AND GROWTH OF *Millettia stuhlmannii* Taub. IN MIOMBO WOODLAND IN SUPPORT OF ITS SUSTAINABLE MANAGEMENT

AUTHOR: NOÉ DOS SANTOS ANANIAS HOFIÇO
ADVISOR: FREDERICO DIMAS FLEIG

Millettia stuhlmannii Taub. (Fabaceae) is a highly desirable tropical timber species across its range in Southeast Africa and one of the three most important timber trees in Mozambique, where it is heavily exploited. Despite its importance, little is known about natural regeneration, its spatial distribution patterns and growth rates, which are fundamental to establishing economic strategies and management and conservation policies. This study aimed to evaluate autecological aspects of *M. stuhlmannii* regeneration, spatial patterns and growth rates in the Miombo forest with different types of land use in Cheringoma and Muanza Districts, in Mozambique. Four specific land uses were selected, (i) undisturbed forest; (ii) selective logging forest; (iii) slash & burn agriculture; and (iv) frequent fire. A census was carried out for regeneration in each land use, measuring the variables diameter at 10 cm from the ground, total height, and geographic coordinates obtained. Density and forms of origin of regeneration were determined in the profile of the diameter and height classes among the different land uses. The hypothesis of complete spatial randomness (CSR) of regeneration was tested by constructing confidence envelopes for the correlation function $g(r)$, using a homogeneous Poisson process. Growth data obtained from 50 *M. stuhlmannii* trees distributed in different diameter classes were used, covering individuals with DBH from 10 cm to 60 cm. Samples were taken from cross sections of each tree at 1.3 m from the ground. Growth rings were counted and measured in four radii of each disc and radial increment rates were estimated through ring widths. The results showed that *M. stuhlmannii* regenerates through the seed, from the stump and roots. The forms of origin of regeneration and the levels of recruitment vary according to the type of land use. *M. stuhlmannii* is a light-demanding species and requires maximum exposure to sunlight to grow rapidly, but regeneration takes place more readily to the exclusion of fire. The main spatial patterns of regeneration showed a tendency to aggregate at very close distances between the origin forms of *M. stuhlmannii* and the types of land use. The trees of *M. stuhlmannii* were 40 to 49 years old, in the undisturbed forest and in the selective logging area, with average annual growth in diameter at 1.3 m from the ground ranging from 6.52 to 6.54 mm and in the area of agricultural cultivation and frequent fire, 50 to 58 years, with average annual growth in diameter ranging from 5.69 to 5.75 mm. The results indicate that the average time for *M. stuhlmannii* to pass from one 10 cm class to another was estimated at 22 years and to reach 40 cm diameter was estimated at, on average, 66 years, which corresponds to the cutting cycle. These results provide a useful baseline for the development of sustainable management plans for *M. stuhlmannii* and restoration and conservation strategies, as well as for other economically exploited timber species in Mozambique.

Keywords: Autecology. Anthropogenic Disturbance. Resilience. Panga-Panga. Forest Management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA

- Figura 1 – Ocorrência natural da espécie *Millettia stuhlmannii* Taub. em Moçambique e nos demais países do Sudeste de África.....17
- Figura 2 – Características de *Millettia stuhlmannii* Taub. a) Aspecto da árvore da espécie na floresta; b) Folha e fruto; c) Flores; d) Sementes; e) Madeira.....19
- Figura 3 – Área de ocorrência da floresta do Miombo na região Centro-Sul da África.....22
- Figura 4 – Relação entre formas de origem da regeneração das espécies arbóreas e os tipos de perturbação na floresta de Miombo.....25
- Figura 5 – Localização da área de estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....34
- Figura 6 – Figura 6 – Variáveis meteorológicas nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique, no período de 2018 a 2019..... 35
- Figura 7 – Usos de solo e atividades desenvolvidas na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. (a) – Concessão florestal LevasFlor; (b) – Processamento de madeira; (c) – Cultivo agrícola; (d) – Área abandonada (oito anos em pousio)38

ARTIGO 1

- Figura 1 – Localização da área de estudo, no Distrito de Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.....56
- Figura 2 – Formas de origem da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. a) semente; b) brotação a partir de raízes; e c) brotação a partir de toco.....59
- Figura 3 – Densidade (ind.ha^{-1}), diâmetro (d_{10}) e altura total (h) da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....63
- Figura 4 – Importância relativa da forma de origem da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.....64
- Figura 5 – Padrões de distribuição de classe de diâmetro (A) e de altura (B) da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....65
- Figura 6 – Relação altura-diâmetro da regeneração de *Millettia stuhlmannii* entre as formas de origem e diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Em que: As linhas médias representam a relação altura-diâmetro da regeneração da espécie por tipo de uso do solo. A linha pontilhada superior representa a altura máxima da regeneração da espécie. A – Semente; B – Brotação a partir de raízes; e C – Brotação a partir de toco.....67
- Figura 7 – Análise univariada do padrão espacial da regeneração de *Millettia stuhlmannii* entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no

Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Em que: a linha sólida contínua representa função de correlação de pares, $g(r)$, que é a estatística média ponderada calculada a partir das 30 parcelas utilizadas nos diferentes tipos de uso do solo; A área cinza representa o envelope para as 199 simulações do modelo nulo. Os valores acima e dentro dos envelopes indicam aleatoriedade e agregação, respectivamente. UF – floresta não perturbada; SL – floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – floresta perturbada pelo fogo frequente.....69

ARTIGO 2

- Figura 1 – Localização quatro tipos de uso do solo selecionados, na área do estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.....86
- Figura 2 – Amostras de secções transversais (disco) de *Millettia stuhlmannii*, coletada em uma floresta de Miombo sob diferentes tipos de uso do solo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....88
- Figura 3 – Crescimento anual em diâmetro de *Millettia stuhlmannii* Taub. em quatro tipo de uso do solo, na área de estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....92
- Figura 4 – Linha de tendência de diâmetro-idade média em que as árvores de *Millettia stuhlmannii* Taub atingem o diâmetro mínimo de corte, entre os quatros tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Cada ponto representa uma árvore pelo número de anéis de crescimento em função do DAP (cm). A linha horizontal representa o diâmetro mínimo de corte (DMC), estabelecido em 40 cm de DAP.....93
- Figura 5 – Distribuição gráfica dos resíduos para a equação ajustada para estimar a relação diâmetro-idade para *Millettia stuhlmannii* entre os diferentes tipos de uso do solo, na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distrito de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....95

LISTA DE TABELAS

REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA

Tabela 1 – Espécies arbóreas de maior valor de importância (VI%) nas quatro comunidades vegetais na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....	36
--	----

ARTIGO 1

Tabela 1 – Características biofísicas dos diferentes tipos de uso do solo selecionados para o estudo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....	57
--	----

ARTIGO 2

Tabela 1 – Número de árvores selecionadas e variação de amplitude diamétrica das amostras das seções transversais entre os quatro tipos de uso do solo na área de estudo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....	88
Tabela 2 – Número de árvores-amostra (n), diâmetro à altura do peito (cm), número médio de anéis de árvores (N), incremento médio anual em diâmetro, em cm (IMA _d), ciclo de corte (CC) para <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub. em cada tipo de uso do solo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....	90
Tabela 3 – Coeficientes de correlação e estatística da relação DAP-idade para <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub entre os diferentes tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Para cada uso do solo são apresentados os valores de <i>a</i> (coeficiente angular) dos ajustes da relação DAP e idade obtidos a partir dos dados coletados à campo.....	94
Tabela 4 – Teste de condicionantes de regressão da linha de tendência de idade-diâmetro para <i>Millettia stuhlmannii</i> entre os diferentes tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.....	94

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
1.1 OBJETIVOS	12
1.1.1 Objetivo Geral	12
1.1.2 Objetivos Específicos:	12
2. REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA	17
2.2 <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub.	17
2.2 FLORESTA DE MIOMBO	21
2.3 REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS NA FLORESTA DE MIOMBO	24
2.4 CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA FLORESTA TROPICAL SECA .	28
2.5 PADRÕES ESPACIAIS DE ESPÉCIES FLORESTAIS	30
2.6 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	34
2.6.1 Área de estudo	34
2.6.2 Clima	35
2.6.3 Topografia e solos	35
2.6.4 Vegetação	36
2.6.5 Histórico da concessão florestal e das populações humanas circunvizinhas	37
3. ARTIGO 1 – PADRÕES ESPACIAIS E POTENCIAL DE REGENERAÇÃO DE <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub. EM UMA FLORESTA DE MIOMBO, NA REGIÃO CENTRAL DE MOÇAMBIQUE, APÓS PERTURBAÇÃO	51
4. ARTIGO 2 – CRESCIMENTO DE UMA POPULAÇÃO DE <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub. EM RESPOSTA A DIFERENTES PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS EM UMA FLORESTA DE MIOMBO	82
5. DISCUSSÃO – Considerações sobre aspectos autoecológicos e silviculturais para condução da regeneração natural e crescimento de <i>Millettia stuhlmannii</i> Taub., em resposta a diferentes perturbações na floresta de Miombo.	105

1. INTRODUÇÃO

Moçambique situa-se no sudeste da África e possui uma superfície de 799380 km², dos quais 54,8 milhões de hectares, aproximadamente 70% do seu território, são cobertos por florestas e outras formações vegetais lenhosas (MARZOLI, 2007; MITADER, 2018). Dentro dessa área, cerca de 26,9 milhões de hectares são consideradas florestas produtivas, 13,2 milhões são reservas florestais e o remanescente, 14,7 milhões, é florestas de uso múltiplo (MITADER, 2018).

Dentre as principais formações florestais existentes, destaca-se a floresta de Miombo, que cobre aproximadamente 70% da área florestal do território moçambicano (MARZOLI, 2007; MITADER, 2018). Miombo é a formação florestal decídua predominante em sete países da África Oriental e Austral (Angola, República Democrática do Congo (RDC), Moçambique, Malawi, Tanzânia, Zâmbia e Zimbábwe), que cobre 2,7 milhões de km², cerca de 10% do ambiente florestal do continente africano (MALMER, 2007; CAMPBELL et al., 2008; DEWEES et al., 2010).

A floresta de Miombo é dominada por uma camada arbórea caracterizada pela abundância de três gêneros de Fabaceae (subfamília Caesalpinioideae), *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia* (BACKÉUS et al., 2006; RIBEIRO et al., 2008; CHIDUMAYO, 2019). Essa formação florestal desempenha um papel importante para a subsistência e renda das populações locais, fornecendo bens e serviços sociais, econômicos e ecossistêmicos (CHIDUMAYO; GUMBO, 2010; KALABA et al., 2014). Além disso, a floresta de Miombo é importante na regulação do clima regional (MALMER; NYBERG, 2008; RYAN et al., 2016), sequestro de carbono (WILLIAMS et al. 2008; GUEDES et al., 2018) e na conservação dos recursos de solo e água (RIBEIRO et al., 2015; GUMBO et al., 2018).

Entretanto, nas últimas três décadas, em Moçambique, verifica-se uma pressão crescente sobre esse ecossistema (ZOLHO, 2005; JANSEN et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011), com mudanças rápidas no uso e cobertura do solo, impulsionadas pelo crescimento acelerado da população, estimado em cerca de 2,9% por ano (INE, 2017). Atualmente, registra-se uma taxa anual de desmatamento florestal de 0,79% em Moçambique, o equivalente a 219 mil hectares, estando entre as mais altas da África (MITADER, 2018).

Por outro lado, em Moçambique, a extração de madeira constitui uma das principais atividades econômicas e sua importância, em termos de impactos no produto interno bruto (PIB), aumentou significativamente nas últimas décadas (MACKENZIE, 2006; DNTF, 2010;

EGAS et al., 2013; EIA, 2014; EKMAN et al., 2014). Para EIA (2014), o caráter altamente seletivo da atividade de extração de corte de madeira para fins econômicos, a falta de manejo adequado das espécies e as limitações das políticas públicas no setor florestal moçambicano, constituem uma das principais causas de degradação de habitats nos ecossistemas florestais moçambicanos.

Ademais, as mudanças no uso do solo, em geral, são crônicas, contínuas e frequentes em Moçambique, ocorrendo a partir da transformação aguda dos ecossistemas florestais, o que é causado pelo rápido desmatamento e alteração da dinâmica dos ecossistemas florestais (WILLIAMS et al., 2008; TEMUDO; SILVA, 2011; SITOIE et al., 2012; SEDANO et al., 2015; RIBEIRO et al., 2015; RYAN et al., 2016).

Conforme Guedes et al. (2018), a combinação de fatores como mudanças climáticas e perturbações antrópicas, incluindo conversão em solos agrícolas, produção de lenha e carvão, sobrepastoreio e o fogo, tem estado a contribuir significativamente para a rápida degradação de habitat, com consequência direta na perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos nas florestas moçambicanas.

Em Moçambique, existem 119 espécies madeireiras, identificadas e classificadas com base no seu potencial comercial (DECRETO DE LEI Nº 12/2002). Apesar do vasto potencial existente, a atividade madeireira é, em geral, altamente seletiva e concentra-se em três principais espécies, nomeadamente, *Azelia quanzensis* Welw (chanfuta), *Millettia stuhlmannii* Taub (panga-panga) e *Pterocarpus angolensis* DC (umbila). As três espécies em conjunto representaram cerca de 78% do volume total de produção de madeira exportada, entre os períodos de 1997 a 2016 (EGAS et al., 2013; EIA, 2014; MITADER, 2018).

Assim, a espécie *M. stuhlmannii* foi escolhida para este estudo por ser considerada uma das madeiras mais valiosas em Moçambique, especialmente, por seu grande interesse em conservação e produção. A espécie ocorre com frequência e quantidade em florestas de baixas altitudes, incluindo na floresta de Miombo (COATES PALGRAVE et al., 2002; VAN WIK; VAN WIK, 2011), constituindo, por vezes, populações puras (WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS; GOLDING, 2008; GELDENHYUS, 2010).

Sua madeira de coloração marrom escuro, ótima qualidade e resistência ao ataque de organismos, é amplamente utilizada na construção civil, fabricação de dormentes e na indústria moveleira (BUNSTER, 2006; UETIMANE JR et al., 2018). A população de *M. stuhlmannii* reduziu drasticamente em todo território moçambicano, em razão da extração madeireira em larga escala desde a década 90, incluindo o corte ilegal (EKMAN et al., 2014; MITADER, 2018) e práticas costumeiras de uso do solo (ZOLHO, 2005; RYAN; WILLIAMS, 2011).

Apesar da relevância da *M. stuhlmannii*, é surpreendente a escassez de estudos realizados sobre a regeneração e o crescimento desse importante recurso florestal. Em Moçambique, no entanto, ainda existe uma grande lacuna no conhecimento sobre a regeneração natural e o crescimento dessa espécie e sua resposta a diferentes condições ambientais.

O manejo inadequado e a fraca governança do setor florestal moçambicano (GELDENHYUS, 2005; MACKENZIE, 2006; MACQUEEN; FALCÃO, 2017) têm estado a contribuir na degradação desse importante recurso florestal, o que pode resultar em ameaça potencial ao meio ambiente e, eventualmente, em risco de extinção desse importante recurso florestal. O manejo florestal tem potencial para melhorar a produção e uso sustentável de madeira nas florestas naturais de Moçambique.

Todavia, são escassas informações sobre intervenções como a regeneração assistida (GELDENHUYS; GOLDING, 2008; GELDENHUYS; 2010) e o seu manejo (MATE et al., 2015; REMANE; THERRELL, 2019), envolvendo esse importante recurso da flora moçambicana. Para o manejo de *M. stuhlmannii* e outras espécies de interesse econômico, requer-se um entendimento completo sobre os processos autoecológicos envolvidos na regeneração natural, padrões de distribuição espaciais e o crescimento delas, assim como os fatores antrópicos, frequentemente, precursores da degradação e conversão da floresta.

Portanto, é essencial que as intervenções de manejo sejam projetadas para promover a sustentabilidade a longo prazo. Uma etapa crítica para o manejo de espécies tropicais é garantir o estabelecimento da regeneração natural das espécies (ZOLHO, 2005; MAKANA; THOMAS, 2006; MEDJEBE et al., 2014; SYAMPUNGANI et al., 2016). Por outro lado, os padrões espaciais de regeneração natural devem ser considerados no planejamento de estratégias de manejo das espécies, restauração e/ou conservação, com objetivo de melhor prever a estrutura espacial do desenvolvimento dela na floresta (LARSON; CHURCHILL, 2012; ZIEGLER et al., 2017; MALONE et al., 2018).

Estudos foram realizados para descrever os padrões de distribuição da comunidade secundária na floresta tropical na África na forma quantitativa usando diferentes métodos analíticos (PARE et al., 2009), mas poucos focaram nos padrões de distribuição da comunidade e intraespecíficos, assim como em associações interespecíficas em diferentes escalas espaciais, ademais, existem poucos estudos sobre o julgamento do processo de sucessão florestal por associações interespecíficas (WILLIAMS et al., 2008; SHIRIMA et al., 2015; MUVENGWI et al., 2017).

Por conseguinte, o manejo adequado das espécies arbóreas depende também do entendimento e predição dos processos de seu crescimento na floresta (THERRELL et al., 2007;

SYAMPUNGANI et al., 2010; WEISKITTEL et al., 2011; VAN HOLSBEECK et al., 2016; REMANE; THERRELL, 2019; CHIDUMAYO, 2019), uma vez que os investimentos são de longo prazo. Por sua vez, a predição do crescimento depende da modelagem dele a partir das variáveis facilmente coletadas na floresta.

Notadamente, para obter-se informações consistentes ao manejo adequado de *M. stuhlmannii*, faz-se necessário que a coleta dos dados para o estudo da floresta nativa seja realizada nos mais diversos ambientes, desde os mais perturbados aos que apresentam elevado grau de conservação, bem como as técnicas utilizadas para a mensuração e tratamento dos dados sejam cuidadosamente elaboradas.

Por conseguinte, o desenvolvimento de estratégias de manejo apropriadas para a colheita de árvores de *M. stuhlmannii* para produção de madeira em uma base de rendimento sustentável, requer conhecimento ecológico sólido sobre sua resposta aos vários usos humanos, que devem formar a base para a necessidade de conservação desse importante recurso em Moçambique.

Diante disso, este trabalho tem como objetivo geral e específicos:

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar os aspectos autoecológicos sobre a regeneração natural, forma de origem, padrões de distribuição espacial e o crescimento de *Millettia stuhlmannii*, em uma floresta de Miombo, após diferentes regimes de perturbação (uso do solo), nos Distritos de Cheringoma e Muanza, na Província de Sofala, na região Central de Moçambique.

1.1.2 Objetivos Específicos:

Os objetivos específicos desta pesquisa estão organizados de acordo com os artigos e o capítulo de discussão, a seguir:

- ✓ Artigo 1 – Padrões espaciais e potencial de regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. em uma floresta de Miombo situada na região central de Moçambique, após perturbação;

- ✓ Artigo 2 – Crescimento de uma população de *Millettia stuhlmannii* em resposta a diferentes perturbações antrópicas em uma floresta de Miombo em Moçambique;
- ✓ Discussão – Considerações sobre aspectos autoecológicos e silviculturais para condução da regeneração natural e crescimento de *Millettia stuhlmannii* Taub., em resposta a diferentes perturbações na floresta de Miombo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BACKÉUS, I. et al. Tree communities and structural dynamics in Miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1-3, p. 171–178, 2006.
- BUNSTER, J. **Commercial timbers of Mozambique**: Technological Catalogue. Traforest Lda, Maputo, Mozambique. 2006. 63 p.
- CAMPBELL, B. M. et al. **Miombo woodlands: Opportunities and barriers to sustainable forest management**. CIFOR, Bangor, 2008. 41 p.
- CHIDUMAYO E. N.; GUMBO, D. J. **The dry forests and woodlands of Africa. Managing for products and services**. Bogor, CIFOR, 2010. 34 p.
- CHIDUMAYO, E. N. Management implications of tree growth patterns in Miombo woodlands of Zambia. **Forest Ecology and Management**, v. 436, p. 105–116, 2019.
- COATES PALGRAVE, K. et al. **Trees of Southern Africa**. 3rd edition. Cape Town: Struik publishers, South Africa, 2002. 1000 p.
- DECRETO DE LEI nº 12/2002. **Regulamento da lei de florestas e fauna bravia**. Governo de Moçambique. Ministério de Agricultura e Desenvolvimento Rural (MADER). Boletim da República de Moçambique. Maputo. 2002. 54 p.
- DEWEES, P. A. et al. Managing the Miombo woodlands of Southern Africa: Policies, incentives and options for the rural poor. **Journal of Natural Resources Policy Research**, v. 2, n.1, p. 57-73, 2010.
- DNTF. **Annual statistic report**. National Directorate of Land and Forestry (DNTF): Maputo, Moçambique. 2010. 21 p.
- EGAS, A. F. et al. **Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest**. FAEF/UEM. Maputo, Moçambique. 2013. 42p.
- EIA. **Conexões de primeira classe: contrabando, corte ilegal de madeira e corrupção em Moçambique**. Environmental Investigation Agency. Washington, DC, 2014. 16 p.

EKMAN, S-M. S.; WENBIN, H.; LANGA, E. **Comércio e investimento chinês na indústria madeireira de Moçambique: um estudo de caso da província de Cabo Delgado**. Documento de trabalho no.132. Bogor, Indonésia: CIFOR. 2014. 44 p.

GELDENHUYS, C. J. M. Managing Forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. **Journal of Forest Research**, v. 15, p. 3 – 13, 2010.

GELDENHUYS, C. J.; GOLDING, J. S. **Resource use activities, conservation and management of natural resources of African savannas**. In: Faleiro, F. G.; Neto, A. L (editores) *Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 225–260, 2008.

GUEDES, B. S. et al. Plantations of Pinus and Eucalyptus replacing degraded mountain Miombo woodlands in Mozambique significantly increase carbon sequestration. **Global Ecology and Conservation**, v. 14, e00401, 2018.

GUMBO et al. How have carbon stocks in central and southern Africa’s miombo woodlands changed over the last 50 years? A systematic map of the evidence. **Environmental Evidence**, v. 7, n. 16, p. 1-19, 2018.

INE. **Resultados definitivos do censo 2017**. Instituto Nacional de Estatística (INE). Disponível em: <http://www.ine.gov.mz/iv-rgph-2017/mocambique/apresentacao-resultados-do-censo-2017-1>. Acessado em: 28 de janeiro de 2021.

JANSEN, L. J. M.; BAGNOLI, M.; FOCACCI, M. Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica province in Mozambique in a period of transition (1990–2004). **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 308–326, jan. 2008.

KALABA, F. K.; QUINN, C. H.; DOUGILL, A. J. The role of forest provisioning ecosystem services in coping with household stresses and shocks in Miombo woodlands, Zambia. **Ecosystem Services**, v. 5; p. 143-148, 2014.

LARSON, A. J.; CHURCHILL, D. Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 74-92, 2012.

MACKIENZIE, C. **Forest governance in Zambézia, Mozambique: Chinese takeaway!** Final report for FONGZA. Maputo, Mozambique. 2006. 96 p.

MACQUEEN, D.; FALCÃO, M. **Reforço da governação florestal em Moçambique: opções para a promoção de uma exploração florestal mais sustentável entre comerciantes de madeira chineses e os seus parceiros moçambicanos**. Natural Resource No. 33. IIED, Londres. 2017. 83 p.

MAKANA, J. R.; THOMAS, S. C. Effects of lights gaps and litter remoal on the seedling performance of six African timber species. **Biotropica**, v. 37, p. 227–237, 2005.

- MALMER, A. General ecological features of Miombo woodlands and considerations for utilization and management, **Working Papers of the Finnish Forest Research Institute** v. 50, p. 34-42. 2007.
- MALMER, A.; NYBERG, G. Forest and water relations in miombo woodlands: need for understanding of complex stand management. **Working Papers of the Finnish Forest Research Institute**, v. 98, p. 70–86, 2008.
- MALONE, S. L. et al. Mixed-severity fire fosters heterogeneous spatial patterns of conifer regeneration in a dry conifer forest. **Forests**, v, 9, n. 45, p. 1-17, 2018.
- MARZOLI, A. **Inventário florestal nacional. Avaliação florestal integrada de Moçambique**. Ministério da Agricultura. Maputo, Mozambique, 2007. 82 p.
- MATE, R.; JOHANSSON, T.; SITOE, A. Stem Volume Equations for Valuable Timber Species in Mozambique. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 34, n, p, 787-806, 2015.
- MEDJIBE, V. P. et al. Natural regeneration of selected timber species in the Republic of Congo. **African Journal of Ecology**, v. 52, p. 552–563, 2014.
- MITADER. **Inventário florestal nacional**. Direção Nacional de Florestas. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 2018. 118 p.
- MUVENGWI, J. et al. Spatial pattern analysis of encroaching tree species (*Vachellia karroo* and *Vachellia nilotica*) after fire suppression in a semi-arid savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 6, p. 411-414, 2017.
- PARE, S. et al. Regeneration and spatial distribution of seedling populations in Sudanian Dry Forests in relation to conservation status and human pressure. **Tropical Ecology**, v. 50, n. 2, p. 339-353, 2009.
- REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Tree-ring analysis for sustainable harvest of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **South African Journal of Botany**, v. 125, p. 120-125, 2019.
- RIBEIRO, N. S. et al. **Miombo woodlands research towards the sustainable use of ecosystem services in southern Africa**. Em: LO, Y.; BLANCO, J.; ROY, S, editors. Biodiversity in Ecosystems – Linking structure and function. v. 19. p 475-491, 2015.
- RIBEIRO, N. S.; SHUGART, H. H.; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 5-6, p. 1626– 1636, 2008.
- RYAN, C. M. et al. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions B**, v. 371, ID: 20150312, 2016.
- RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How does fire intensity and frequency affect Miombo Woodland tree populations and biomass? **Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America**, v. 21, n. 1, p. 48–60, 2011.

SEDANO, F. et al. The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 9, p. 094020, 2016.

SHIRIMA, D. et al. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 4, 2015.

SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. **The context of REDD+ in Mozambique: drivers, actors and institutions**. Occasional Paper 76. CIFOR, Bogor. 2012. 53 p.

SYAMPUNGANI, S.; GELDENHUYS, C. J.; CHIRWA, P. W. Regeneration dynamics of Miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 563–576, 2016.

SYAMPUNGANI, S.; GELEDENHUYS, C.; CHIRWA, P. W. Age and growth rate determination using growth rings of selected Miombo woodland species in charcoal and, slash and burn regrowth stands in Zambia. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 2, n. 8, p. 167-174, 2010.

TEMUDO, M. P.; Silva, J. M. N. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. **Journal of Land Use Science**, v. 7; n. 4; p. 425-442, 2011.

THERRELL, M. D. et al. Age, and radial growth dynamics of *Pterocarpus angolensis* in southern Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 244, p. 24-31, 2007.

UETIMANE JR. E. et al. Comparative wood anatomy and chemical composition of *Millettia mossambicensis* and *Millettia stuhlmannii* from Mozambique. **BioResources**, v.13, n. 2, p. 3335-3345, 2018.

VAN HOLSBEECK, S. et al. Annual diameter growth of *Pterocarpus angolensis* (Kiaat) and Other woodland species in Namibia. **Forest Ecology and Management**, v. 373, p. 1–8, 2016.

VAN WYK, B.; VAN WYK, P. **Field guide to trees of Southern Africa**. Cape Town: Struik publishers, 2011. 536 p.

WEISKITTEL, A. et al. **Forest growth and yield modeling**. John Wiley and Sons: Chichester, UK, 2011. 430 p.

WILLIAMS, M. et al. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo woodlands in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 145–155, 2008.

ZIEGLER, J. P. et al. Tree regeneration spatial patterns in ponderosa pine forests following stand-replacing fire: influence of topography and neighbors. **Forests**, v. 8, n. 10, p. 391, 2017.

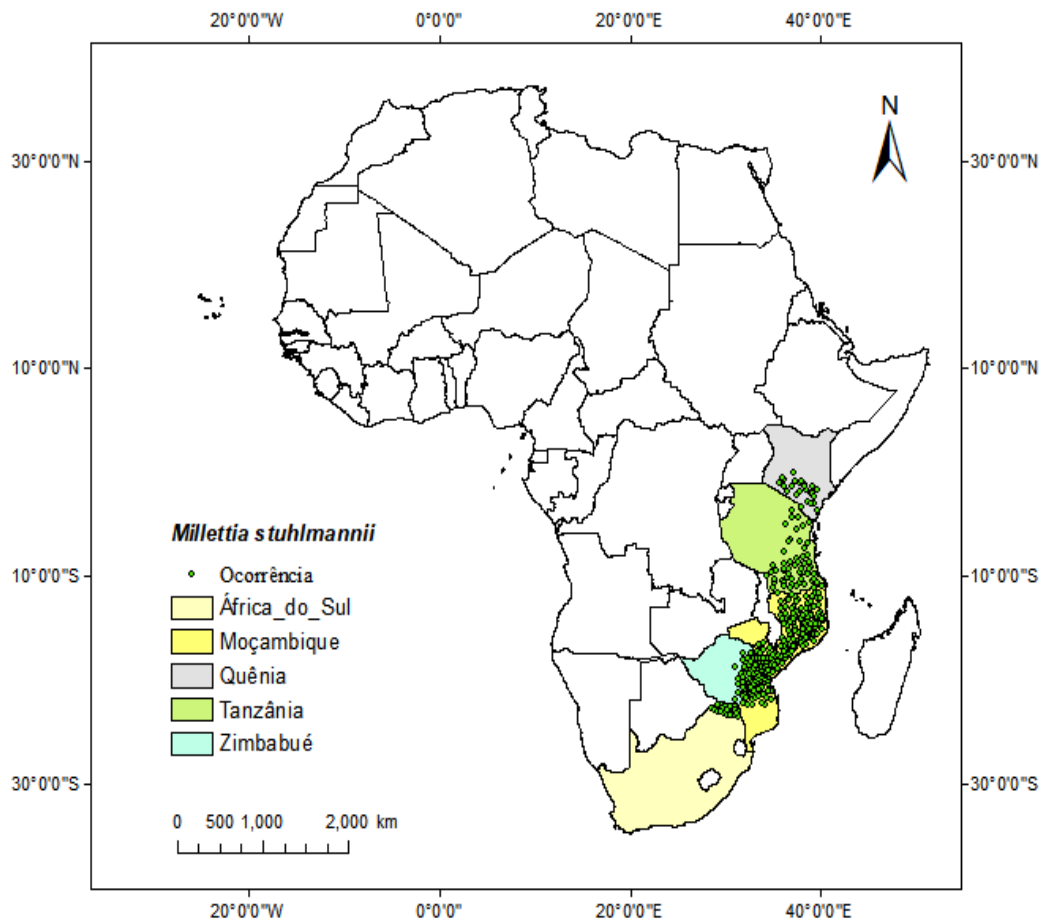
ZOLHO, R. **Effect of fire frequency on the regeneration of Miombo woodland in Nhambita, Mozambique**. 2005. 71 f. Master dissertation (Institute of Ecology and Resource Management) – University of Edinburgh, Edinburgh Scotland, UK, 2005. 71 p.

2. REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA

2.2 *Millettia stuhlmannii* Taub.

Millettia stuhlmannii Taub. é uma espécie arbórea decídua da floresta tropical seca do sudeste da África, pertence à família Fabaceae, subfamília Papilionoideae (COATES PALGRAVE et al., 2002; VAN WIK; VAN WIK, 2011). É conhecida, comercialmente, como Panga-panga ou Jambirre e distribui-se por Moçambique, África do Sul, Tanzânia, Quênia e Zimbábue (LEMMENS, 2008; MUTSHINYALO; SIERBERT, 2010) (FIGURA 1). Em Moçambique, cresce desde o litoral ao interior em áreas de altitude de até 900 metros, de alta pluviosidade (até 1400 mm por ano), em solos arenosos de florestas ribeirinhas, incluindo a floresta de Miombo, nas regiões central e norte do país (COATES PALGRAVE et al., 2002; VAN WYK; VAN WIK, 2011).

Figura 1 – Ocorrência natural da espécie *Millettia stuhlmannii* Taub. em Moçambique e nos demais países do Sudeste de África.



Fonte: Adaptado de Coates Palgrave et al. (2002) e Lemmens (2008).

M. stuhlmannii é localmente dominante, podendo ocorrer em populações monoespecíficas (povoamentos puros) formando pequenas ilhas dentro da floresta de Miombo, ou em comunidades florestais dominadas por espécies como *Brachystegia spiciformis* Benth., *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, *Cleistanthus schlechteri* (Pax) Hutch, *Erythrophleum lasianthum* Corbishley e *Trichilia capitata* Klotzsch (ZOLHO, 2005; GELDENHYUS; GOLDING, 2008; WILLIAMS et al., 2008; GELDENHUYS, 2010).

A árvore pertence ao dossel intermediário, possui porte médio, geralmente de fuste reto e cilíndrico, podendo atingir até 10 m de altura sem ramos (FIGURA 2a). Pode alcançar até 30 m de altura e um diâmetro à altura do peito (DAP) de até 100 cm (COATES PALGRAVE et al., 2002). A taxa de crescimento em diâmetro foi estimada em 0,51 cm por ano (REMANE; THERRELL, 2015; 2019). Sua copa extensa apresenta folhas grandes e compostas de cor esverdeadas acima e verde azuladas abaixo (Figura 2b), com um terminal e 7 a 9 pares de folíolos opostos (BANZOUZI et al., 2008; LEMMENS, 2008).

As folhas decíduas emergem antes da floração e apresentam flores grandes e lilases (Figura 2c), que aparecem de novembro a janeiro quando começam as precipitações sazonais, sendo produzidas em longos racemos pendentes (COATES PALGRAVE et al., 2002; VAN WIK; VAN WIK, 2011). Os frutos são uma vagem plana e aveludada (Figura 2b), e possui semente de tegumento moderadamente duro (FIGURA 2d).

As sementes de *M. stuhlmannii* são predominantemente dispersas por deiscência explosiva (autocoria) quando se rompe a vagem, devido ao aumento da torção, podendo alcançar até 10 m de distância (CHIDUMAYO, 2004; GUMBO, 2018). Porém, há relatos também de que *M. stuhlmannii* é uma espécie zoocórica e que suas sementes podem ser dispersas e disseminadas por animais, principalmente por macacos ou pequenos roedores como esquilos, possibilitando o transporte de sementes ou propágulos para além dos limites de suas copas (ZOLHO, 2005; MOGRABI et al., 2016; CHINDER et al., 2020).

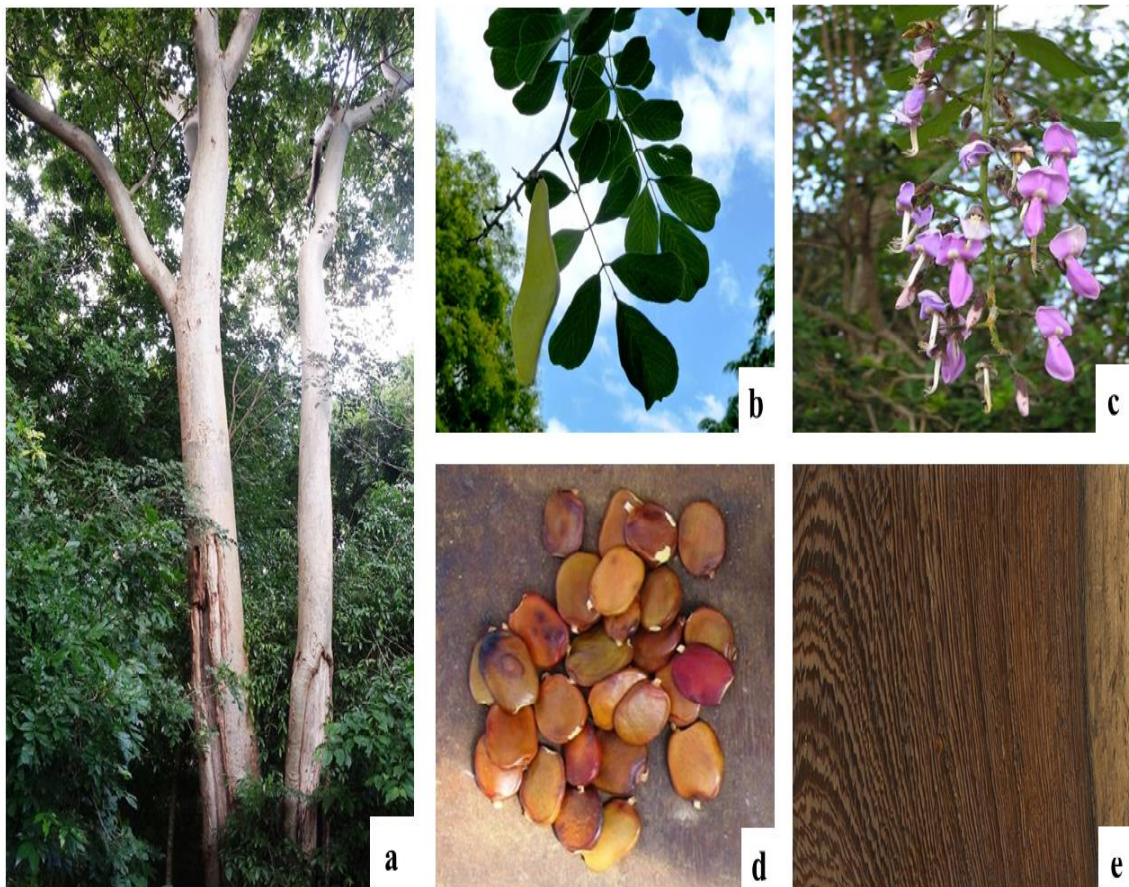
As raízes de *M. stuhlmannii* apresentam nódulos que têm uma relação simbiótica com bactérias rizobianas (COATES PALGRAVE et al., 2002; BANZOUZI et al., 2008). Tal como a maioria das espécies arbóreas da floresta tropical seca, *M. stuhlmannii* tem alta capacidade de regenerar-se por semente e vegetativamente (WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011).

A regeneração dessa espécie é fortemente afetada pela variação anual na produção de sementes, herbivoria, fogos e falta de florescimento ou aborto de flores que são susceptíveis a infecção, particularmente em povoamentos velhos e por perturbações antrópicas (ZOLHO, 2005; CHIDUMAYO, 2004; CHINUWO et al., 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011).

A regeneração vegetativa dessa espécie ocorre a partir de rebrota de raízes e de toco (ZOLHO, 2005; GELDENHYUS, 2010). As raízes e o toco possuem gemas epicórmicas que lhes permitem rebrotar, uma vez que as raízes são expostas ou a biomassa acima do solo é removida ou morta por corte ou ocorrência de fogo na floresta (CHIDUMAYO, 2004; WILLIAMS et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011; KALABA et al., 2013; CHIRWA et al., 2015; SYAMPUNGANI et al., 2017).

Complementarmente, *M. stuhlmannii* é conhecida por ser uma espécie demandante de luz e intolerante a fogo (ZOLHO, 2005; GELDENHUYS, 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011). De acordo com Geldenhuys e Golding (2008), o aumento da perturbação do dossel e a disponibilidade de luz na floresta acelera o recrutamento dessa espécie, melhora a disponibilidade de indivíduos em diferentes estratos intermediários e, conseqüentemente, possibilita a recuperação da sua população na floresta.

Figura 2 – Características de *Millettia stuhlmannii* Taub. a) Aspecto da árvore da espécie na floresta; b) Folha e fruto; c) Flores; d) Sementes; e) Madeira.



Fonte: Dalmann (2019).

Dentre os produtos florestais madeireiros da flora moçambicana, a madeira de panga (*Millettia stuhlmannii* Taub.) é um dos mais conhecidos e solidamente estabelecidos no mercado nacional e de exportação. *M. stuhlmannii* possui uma das madeiras mais valorizadas em toda sua distribuição (BUNSTER, 2006). Sua madeira apresenta cor marrom escura de alta durabilidade, resistente a fungos e broca da madeira, possui alta qualidade (FIGURA 2E), amplamente usada na indústria de construção civil, moveleira, náutica, produção de pisos, instrumentos musicais, dormentes, folheados e uso geral (ALI et al., 2008; UETIMANE et al., 2018). A presença de anéis anuais próximos com um grão reto confere uma aparência delicada à madeira serrada plana, cuja densidade básica varia de 720 a 990 kg.m⁻³ e 12% de umidade (BUNSTER, 2006).

M. stuhlmannii é classificada como madeira de “primeira classe” e apresenta o diâmetro mínimo de corte (DMC) de 40 cm, conforme estabelecido nas normas florestais moçambicanas vigentes (DECRETO DE LEI nº 12/2002). A espécie foi amplamente extraída no passado, tanto para o seu aproveitamento madeireiro, em razão da sua madeira de alta qualidade e durabilidade, assim como pelo desmatamento, feito para abertura de áreas agrícolas ou produção de carvão (MACKENZIE, 2006; DNTF, 2010; EGAS et al., 2013; MACQUEEN, 2018; MITADER, 2018). Suas raízes e casca são comumente usadas para fins medicinais e religiosos (TSHISIKHAWE et al., 2011; MUTSHINYALO; THOMPSON, 2011).

Devido à sobre-exploração, incluindo a atividade madeireira ilegal, assim como a falta de manejo adequado, *M. stuhlmannii* passou a ser considerada vulnerável (MACKENZIE, 2006; MITADER, 2018). Existem relatos de baixos níveis de recrutamento dessa espécie em algumas regiões do território moçambicano (MACKENZIE, 2006; EGAS et al., 2013; EIA, 2014; EKMAN et al., 2014; MITADER, 2018), na Tanzânia e no Zimbábue (LEMMENS, 2008; MUTSHINYALO; SIERBERT, 2010).

No caso específico de Moçambique, a falta de manejo adequado de *M. stuhlmannii* poderá limitar a produção sustentável da madeira dessa espécie (GELDENHUYS, 2005; MATE et al., 2014; REMANE; THERRELL, 2019), com consequências diretas na geração de receitas ou ainda torná-la suscetível à erosão genética em um futuro próximo. Todavia, em campos abandonados, após intensivo uso agrícola ou caça com recurso ao fogo de áreas originalmente cobertas por floresta de Miombo, é comum encontrar populações jovens de *M. stuhlmannii* sob alta densidade em sucessão secundária (ZOLHO, 2005; GELDENHYUS; GOLDING, 2008; WILLIAMS et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011).

Em Moçambique, nas últimas décadas, foram realizadas pesquisas importantes relacionadas à ecologia de espécies arbóreas na floresta de Miombo, após perturbação

antrópica, como a conversão para uso agrícola, pastoreio, extração de lenha e madeira (ZOLHO, 2005; GELDENHYUS; GOLDING, 2008; WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011). Os resultados desses estudos demonstraram sinais favoráveis ao recrutamento de *M. stuhlmannii*, principalmente, nas classes iniciais, em áreas florestais secundárias, nas quais a exclusão do fogo é considerada responsável pelo acúmulo e alta densidade de árvores jovens.

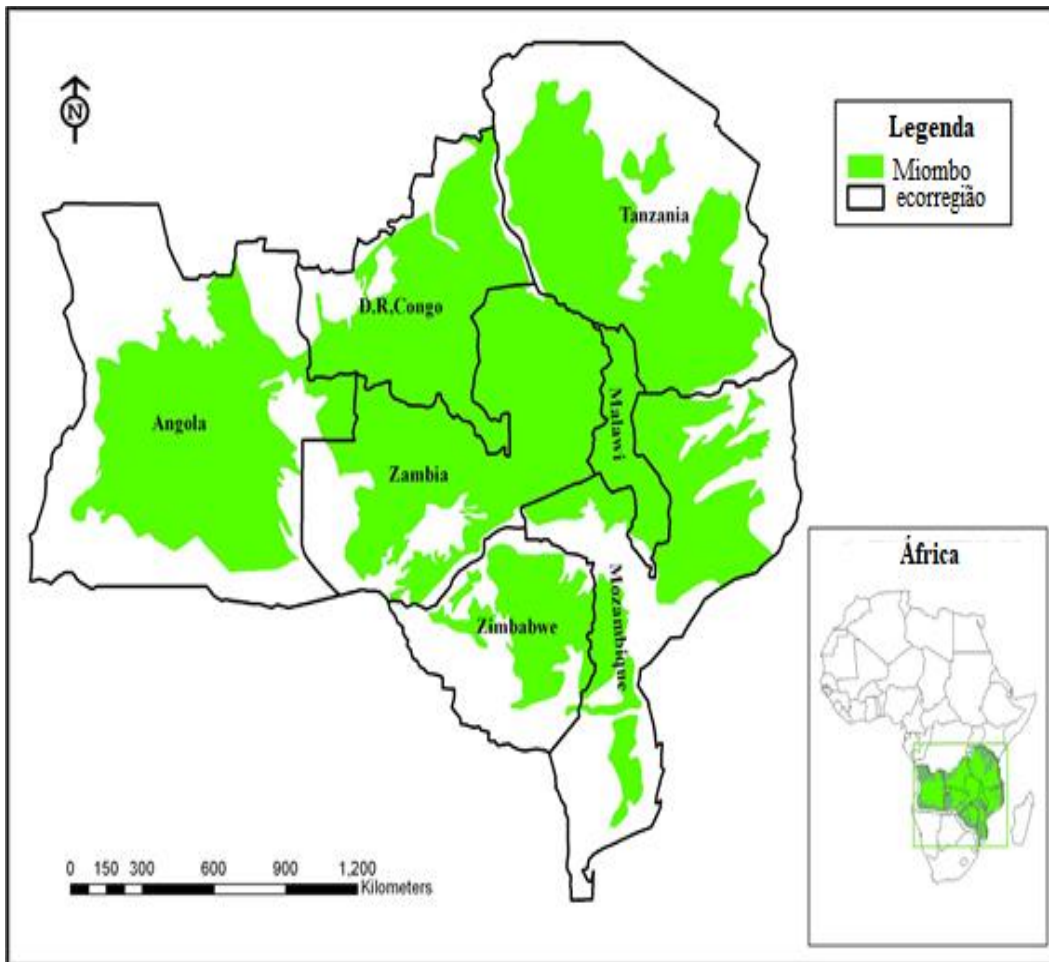
Adicionalmente, estudos evidenciaram a formação de anéis de crescimento anual em árvores de *M. stuhlmannii* (SCHIKOWSKI et al., 2010; REMANE; THERRELL, 2015). Esses anéis são formados quando as árvores passam por um período de dormência cambial durante o ano, em decorrência das condições desfavoráveis de crescimento, como sazonalidade climática (THERRELL et al., 2007; SYAMPUNGANI et al., 2010; CHIDUMAYO, 2019; REMANE; THERRELL, 2019). Apesar de pesquisas consideráveis terem sido realizadas com vistas ao manejo florestal de *M. stuhlmannii*, lacunas permanecem no entendimento das primeiras fases de estabelecimento da regeneração, padrões espaciais e crescimento dessa espécie.

2.2 FLORESTA DE MIOMBO

Miombo é um termo coloquial usado para descrever a floresta tropical seca ou savanas arborizadas da região Sul da África, dominadas por espécies arbóreas pertencentes a gêneros *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia*, membros da família Fabaceae, subfamília Caesalpinioideae (BACKÉUS et al., 2006; CAMPBELL et al., 2008; RIBEIRO et al., 2008). A floresta de Miombo estende-se por aproximadamente 3,6 milhões de km², desde o extremo oeste do oceano Atlântico até o extremo leste do oceano Índico (CAMPBELL et al., 2008; DEWEES et al., 2010). Ela ocupa aproximadamente 10% dos ecossistemas florestais da África (MALMER, 2007; JIMU et al., 2017) e é a fitofisionomia predominante de países como Angola, Malawi, Moçambique, Tanzânia, Zâmbia e Zimbábue (FIGURA 3).

Em Moçambique, a formação florestal do Miombo é a mais extensa, ocupa cerca de 70% da área florestal do território, o que equivale a 40,1 milhões de hectares (MARZOLI, 2007; MITADER, 2018). A floresta de Miombo desempenha um papel crucial para as economias formais e informais dos países da sua ecorregião, incluindo Moçambique, auxiliando na subsistência de mais de 100 milhões de pessoas no meio rural e urbano, através do fornecimento de importantes recursos como madeira, alimentos, medicamentos, biofertilizantes, habitação e energia (DEWEES et al., 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011; KALABA et al., 2013; 2014; CHIRWA et al., 2015).

Figura 3 – Área de ocorrência da floresta do Miombo na região Centro-Sul da África.



Fonte: adaptado de JIMU et al. (2017).

A par do que acontece com a maioria das florestas tropicais secas no mundo, a sazonalidade da precipitação, a temperatura, a umidade do solo e as perturbações antrópicas, principalmente decorrentes do fogo, são características determinante na floresta de Miombo (RIBEIRO et al., 2017; GUMBO et al., 2018). Adicionalmente, a floresta de Miombo fornece importantes serviços ecossistêmicos, particularmente à biodiversidade, água, carbono e no balanço energético (KALABA et al., 2014; RYAN et al., 2016; JEW et al., 2016). O Miombo experimenta uma longa estação seca, entre os meses de abril e novembro, seguida por uma curta estação chuvosa, entre novembro e março (THERRELL et al., 2007).

A precipitação média anual na ecorregião do Miombo varia de 600 mm a 1500 mm por ano (CAMPBELL et al., 2008; CHIDUMAYO; GUMBO, 2010; MANYANDA et al., 2019). A estrutura e a composição da floresta de Miombo é, geralmente, uniforme (BANDA et al., 2006; GILIBA et al., 2011; HOFIÇO; FLEIG, 2015), caracterizado por um dossel parcialmente fechado e composto por árvores de 10 a 25 m de altura (PIENAAR et al., 2015; MOURA et al.,

2017), com um sub-bosque descontínuo, dominado por arbustos de folhas largas e uma camada herbácea, frequentemente, esparsa (CHINUWO et al., 2010; TARIMO et al., 2015).

A ecorregião de Miombo possui, aproximadamente, 8,500 espécies de plantas superiores (CHIDUMAYO, 2013; MOURA et al., 2017) e uma densidade que varia de 250 a 580 árvores por hectare (BANDA et al., 2006; RIBEIRO et al., 2008; CHITECULO; SUROVY, 2018). A floresta de Miombo é o ecossistema tropicais submetido a processos de degradação ambiental mais acentuado, mesmo assim, em alguns ambientes o processo de regeneração natural pode ser observado (MITTERMEIER et al., 2003; MOURA et al., 2017; GUMBO et al., 2018). De acordo com MCnicol et al. (2015), é uma das cinco áreas selvagens globais que devem ser priorizadas para conservação devido aos altos níveis de endemidade e por ser o habitat de várias espécies ameaçadas.

A principal causa do desmatamento e perda de habitat está ligada à ação antrópica e à ocorrência de fogo frequente em razão do crescimento acelerado da população humana, sendo que a floresta de Miombo é convertida em solo agrícola, de pastagem, produção de energia (lenha e carvão) e extração seletiva de madeira (RYAN et al., 2016; KACHAMBA et al., 2016; JEW et al., 2016; RIBEIRO et al., 2017).

O fogo tem sido a principal ferramenta para o manejo de áreas agrícolas (WILLIAMS et al., 2008; GONÇALVES et al., 2017) e é descrito como sendo a perturbação mais significativa no ecossistema na floresta de Miombo, com consequências diretas nos processos ecológicos, a dinâmica, bem como os padrões estruturais das comunidades vegetais (ZOLHO, 2005; CHIDUMAYO, 2013; RYAN et al., 2016; RIBEIRO et al., 2017; MANYANDA et al., 2019). O manejo do fogo na floresta de Miombo mostra-se difícil, mas crucial para sustentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, incluindo o carbono (ZOLHO, 2005; RYAN; WILLIAMS, 2011; KALABA et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017).

Para Ryan e Williams (2011), a intensidade do fogo é facilmente manejada comparativamente à sua frequência (pode ser ineficaz). Em Moçambique, por exemplo, perde-se cerca de 0,79% hectares de floresta por ano, o equivalente a 219 mil hectares (MITADER, 2018), para demanda de alimentos e necessidades energéticas (WILLIAMS et al., 2008; SITOIE et al., 2012; SEDANO et al., 2015; GUEDES et al., 2018), o que torna essa formação florestal vulnerável para o desmatamento e degradação.

Além disso, estudos indicam que a população humana em Moçambique poderá dobrar até o ano de 2050 (INE, 2017). Isso poderá exacerbar os problemas da perda de cobertura florestal e biodiversidade na floresta de Miombo nos próximos anos (RIBEIRO et al., 2017; MOURA et al., 2017; GUEDES et al., 2018). Além disso, poderá acarretar a perda de uma fonte de renda

de longo prazo para as populações locais que dependem dessa floresta para sua subsistência (KALABA et al., 2014; MOURA et al., 2017). Portanto, a floresta de Miombo carece cada vez mais de atenção, particularmente, em Mocambique, de modo que o manejo sustentável mostre-se necessário.

A exploração racional do ecossistema de Miombo pode ser planejada a partir do conhecimento de sua dinâmica biológica; no que se refere à vegetação, é necessário conhecer como ocorre o processo de regeneração natural das espécies diante das alterações antrópicas (SYAMPUNGANI et al., 2017). A forma como a floresta de Miombo se regenera vai depender de como seus mecanismos (bancos de sementes e plântulas) possibilitam a entrada e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies. Por meio do banco de sementes do solo, da chuva de sementes, seus meios de dispersão e do banco de plântulas, a regeneração natural da floresta de Miombo tem a capacidade de se estabelecer após alterações naturais ou antrópicas. O processo de renovação da composição florística do local e a manutenção das espécies nativas de uma determinada região depende da regeneração natural (LUOGA et al., 2004).

2.3 REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS NA FLORESTA DE MIOMBO

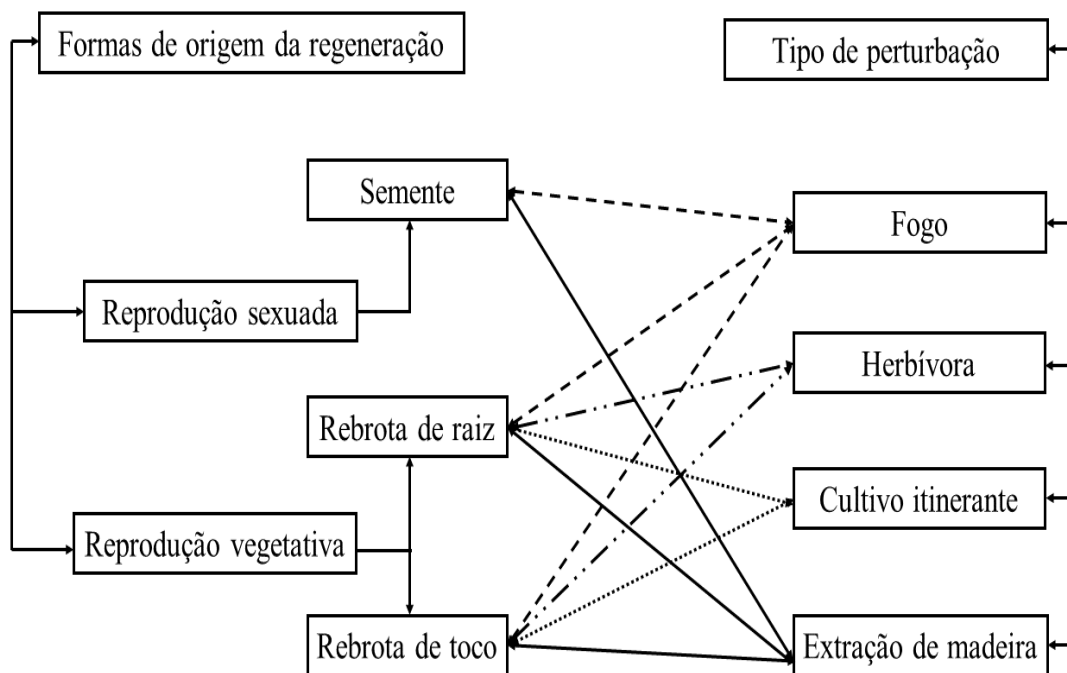
Em alguns dos ambientes antropizados, o processo de regeneração natural pode ser observado, ocorrendo de forma lenta e dependente de fatores como: condições ambientais (clima e declividade), tipo e intensidade de distúrbio e distância e fonte de propágulos (KY DEMBELE et al., 2007; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Nos ambientes onde as condições são favoráveis, o processo de regeneração acontece de forma mais espontânea, sendo ordenado e previsível por meio da dinâmica de sucessão das espécies vegetais envolvidas (MWAVU; WITKOWSKI, 2009; KALABA et al., 2013).

Na floresta de Miombo, em particular, as perturbações antrópicas são dominantes e constituem fatores determinantes que influenciam a estrutura, a composição e a capacidade de regeneração das espécies. A influência dos fatores ambientais sobre a regeneração natural na Floresta de Miombo é pouco estudada, mas, em uma escala global, essa interação é amplamente reconhecida (SYAMPUNGANI et al., 2016).

Vários autores referem que, dentre as principais perturbações que afetam a regeneração das espécies no ecossistema do Miombo, destacam-se o fogo frequente (ZOLHO, 2005; RYAN; WILLIAMS, 2011), herbivoria (RIBEIRO et al., 2008; MOGRABI et al., 2015; DASKIN et al., 2016), cultivo itinerante (WILLIAMS et al., 2008; GONÇALVES et al., 2017), extração de madeira para produção lenha e carvão (LUOGA et al., 2004; SEDANO et al., 2015) e extração

seletiva de madeira (GELDENHYUS; GOLDING, 2008; SYAMPUNGANI et al., 2017; GUMBO et al., 2018). Os efeitos e a magnitude das perturbações antrópicas no Miombo variam, substancialmente, de uma região para outra (FIGURA 4).

Figura 4 – Relação entre formas de origem da regeneração das espécies arbóreas e os tipos de perturbação na floresta de Miombo.



Fonte: Godbless et al. (2019).

A regeneração das espécies arbóreas na floresta de Miombo envolve a substituição de árvores adultas por plantas novas por meio de emergência de semente e/ou a reprodução vegetativa após a perturbação (LUOGA et al., 2004; HANDAVU et al., 2011; GODBLESS et al., 2019; MUVENGWI et al., 2020). De forma geral, a regeneração das espécies no ecossistema de Miombo ocorre por via sexual (emergência de semente) ou reprodução vegetativa (brotação de raízes e de tocos), principalmente, após a remoção da biomassa acima do solo (WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010; SYAMPUNGANI et al., 2017; GODBLESS et al., 2019), sendo a disponibilidade de luz determinante para desencadear o processo para a maioria das espécies (SYAMPUNGANI et al., 2016).

Por outro lado, a emergência da regeneração a partir de semente de espécies arbóreas no ecossistema de Miombo está sujeita à sazonalidade da precipitação, que, por sua vez, influencia

na fenologia reprodutiva (ZOLHO et al., 2005; TIMBERLAKE et al., 2010; CASE; STAVER, 2017). Ademais, a regeneração oriunda de semente é limitada, pois as sementes sofrem predação por animais (MOGRABI et al., 2015; DASKIN et al., 2016), ou ainda a supressão pelo fogo no estágio inicial (RYAN; WILLIAMS, 2011; CHINDERE et al., 2020).

Algumas espécies, como *Pterocarpus angolensis*, podem ser capazes de sobreviver aos impactos do fogo durante a emergência de semente e o seu recrutamento para o estágio adulto (CARO et al., 2005; DE CAUWER et al., 2014), enquanto outras podem não ser capazes de sobreviver ou ainda raramente alcançam locais de regeneração potencial dessa forma, como, por exemplo, *M. stuhlmannii* (LUOGA et al., 2004; GELDENHUYS, 2010; CHIRWA et al., 2015; GODBLESS et al., 2019).

Entretanto, a maioria das espécies no ecossistema de Miombo demonstra uma notável recuperação após perturbação antrópica severa, devido à capacidade de se regenerar a partir das raízes e de tocos (CHINUWO et al., 2010; GELDENHUYS, 2010; SHIRIMA et al., 2015; SYAMPUNAGI et al., 2017). Para Knox e Clarke (2005), a rebrota é bem-sucedida para espécies ou árvores que possuam maiores substâncias de reservas. Além disso, a espécie, a idade e as dimensões das árvores e o tipo de perturbação podem influenciar a capacidade de rebrota de maioria dessas espécies na floresta de Miombo (LUOGA et al., 2004; KY-DEMBELE et al., 2007, KLEINSCHROTH et al., 2013).

A capacidade de regenerar vegetativamente, a partir de raízes e de toco, são apontadas como uma estratégia de resiliência para a maioria das espécies na floresta de Miombo após perturbações (LUOGA et al., 2004; HANDAVU et al., 2013; SHIRIMA et al., 2015; SYAMPUNGANI et al., 2017; ZULU et al., 2018; GUMBO, 2018). Syampungani et al. (2017) relataram ainda que a regeneração vegetativa de algumas espécies, a partir de gemas dormentes das raízes e bases do fuste, permite o estabelecimento muito mais rápido na floresta após perturbações comparativamente à emergência de semente.

A maioria das espécies beneficia-se de um sistema radicular longo e desenvolvido para a rebrota, pois permite uma melhor adsorção de nutrientes no solo, a partir da realocação de carboidratos armazenados nas raízes da planta mãe (LUOGA et al., 2004; MWAVU; WITKOWSKI, 2009; ZULU et al., 2018). Estudos apontam que essas características possibilitam o aumento das taxas de crescimento e sobrevivência dos regenerantes, principalmente na fase inicial do seu estabelecimento (GRUNDY et al., 1994; LUOGA et al., 2004; KY-DEMBELE et al., 2007), além de fornecer um grau de proteção contra o fogo, pastoreio e outras perturbações comuns na floresta de Miombo (HANDAVU et al., 2011; GODBLESS et al., 2019).

No geral, os trabalhos de maior destaque dos impactos das perturbações antrópicas sobre a regeneração natural das espécies arbóreas na ecorregião de Miombo foram realizados em Angola (GONÇALVES et al., 2017; CHITECULO; SUROVY, 2018), em Zâmbia (CHIDUMAYO, 2004, 2013; HANDAVU et al., 2011; SYAMPUNGANI et al., 2016, 2017; ZULU et al., 2018), no Zimbabwe (GRUNDY et al., 1994; CHINUWO et al., 2010; MUVENGWI et al., 2020), em Malawi (MISSANJO et al., 2014) e na Tanzânia (CARO et al., 2005; LUOGA et al., 2004; SHIRIMA et al., 2015; MLIGO, 2019; NJOGHOMI et al., 2020).

No caso de Moçambique, mesmo sendo um dos países de maior cobertura original dessa fitofisionomia florestal e que apresenta níveis elevados de perturbação, os levantamentos sobre a regeneração das espécies são ainda exíguos (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011; CHINDER et al., 2020) e seus efeitos permanecem seriamente subestimados. Assim, faz-se necessário obter informações sobre a dinâmica desse ecossistema, a fim de subsidiar os planos práticos de manejo florestal e definir estratégias de restauração dessa floresta.

A regeneração natural é considerada um indicador da recuperação de áreas após alterações provocadas pela fogos, agricultura, pastoreio e outros eventos naturais. O processo de regeneração é contínuo com fluxos de entradas e saídas dos seres vivos no ecossistema (MOSTACEDO et al., 2009). Em áreas alteradas, intervenções por meio de técnicas adequadas de manejo, podem acelerar o processo de regeneração e auxiliar o processo de sucessão, o que evitará a perda de biodiversidade (GELDENHYUS, 2010). Entretanto, essas intervenções devem ser planejadas, com base no comportamento e nas características ecológicas e silviculturais de cada espécie, pois em florestas naturais, cada espécie tem participação diferenciada no processo de regeneração.

O entendimento do processo de regeneração natural e de sua organização espacial em florestas nativas é de grande importância para compreender o funcionamento de comunidades arbóreas e, assim, subsidiar estratégias de manejo florestal, visando à conservação e à exploração sustentável de recursos madeireiros e não-madeiros (MOSTACEDO et al., 2009; SHIRIMA et al., 2015). Desse modo, o conhecimento dos fatores ambientais favoráveis à regeneração natural de *M. stuhlmannii* é fundamental para estabelecer estratégias econômicas e políticas de manejo e conservação. Esse conhecimento deve ser aplicado nos planos de manejo sustentável e nas práticas de restauração, considerando o potencial de resiliência dos ambientes antropizados.

2.4 CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA FLORESTA TROPICAL SECA

O estudo dos anéis de crescimento possibilita determinar com rapidez a idade e a taxa de crescimento em diâmetro das árvores, contribuindo para a sustentabilidade do manejo florestal e, ainda, a reconstrução das condições climáticas (SCHWEINGRUBER, 1988; BRIENEN; ZUDEIMA, 2006; ROZENDAAL; ZUIDEMA, 2011). Adicionalmente, a análise de anéis anuais permite gerar informações primordiais sobre as relações climáticas e as taxas de crescimento das plantas (WORBES, 2003; SCHÖNGART et al., 2006; THERRELL et al., 2007; MIRANDA et al., 2018; VON HOLSBEECK et al., 2018), bem como o sequestro de carbono na biomassa arbórea (WILLIAMS et al., 2008; KALABA et al., 2013; BOAKYE et al., 2016; CHIDUMAYO, 2019).

Fatores abióticos como temperatura (severidade das estações secas) e precipitação são os mais importantes para o desenvolvimento da estrutura da vegetação (WORBES, 2002; FICHTLER et al., 2004; THERRELL et al., 2007; TROEUT et al., 2010). A sensibilidade a fatores abióticos pode ser usada como um sensor ou *proxy* para o clima, já que várias espécies de árvores respondem às variações climáticas de forma diferente na formação de seus anéis de árvores anuais, especialmente, em áreas com sazonalidade distinta de chuva (SCHÖNGART et al., 2006; TROUET et al., 2006; REMANE; THERRELL, 2015; CHIDUMAYO, 2019).

Essas características são mais pronunciadas nas regiões de clima temperado em comparação com as regiões de clima tropical (BRIENEN; ZUDEIMA, 2006). No entanto, as árvores das regiões de clima tropical possuem anéis de crescimento que se correlacionam com a precipitação, que permitem uma extensa aplicação em estudos de crescimento (ROZENDAAL; ZUIDEMA, 2011).

Na África Subsaariana, em particular, estudos dendroecológicos com amostras das espécies locais têm mostrado resultados promissores (GEBREKIRSTOS et al., 2014). Cronologia de longo prazo sensíveis ao clima para espécies arbóreas do Zimbábue (STAHLE et al., 1999), Namíbia (FICHTLER et al., 2004), Moçambique (REMANE; THERRELL, 2015) e a datação cruzada bem-sucedida de séries de anéis de algumas espécies de leguminosas na savana do Sudano-Sahel (WORBES, 2002; TARHULE; HUGHES, 2002; GEBREKIRSTOS et al., 2014) indicaram o potencial de aplicar a dendroecologia também para espécies de árvores tropicais da África Ocidental.

Schongart et al. (2006), em um estudo na floresta tropical na África Ocidental, observaram, para relações clima-crescimento de espécies tropicais e seu potencial para

reconstrução do clima, uma correlação significativa com a precipitação anual, refletindo a formação anual dos anéis de crescimento.

Para a ecorregião do Miombo, diferentes estudos foram conduzidos para espécies como *Brachystegia spiciformis* Benth. (TROUET et al., 2006; 2010), *Pterocarpus angolensis* DC (STAHLE et al., 1999; FICHTLER et al., 2004; THERRELL et al., 2007; VON HOLSBEECK et al., 2016), *Burkea africana* Hook (FICHTLER et al., 2004), *Millettia stuhlmannii* Taub (REMANNE; THERRELL, 2014; 2019) e *Afzelia quanzensis* Welw. (SCHIKOWSK et al., 2010). Esses autores concluíram que a média do incremento anual em diâmetro é significativa e positivamente correlacionada com a precipitação média sazonal e reafirmam ainda o caráter anual de formação dos anéis de crescimento dessas espécies.

Apesar de um aumento nos estudos dendroecológicos nos trópicos (DEAN, 2004; BRIENEN; ZUDEIMA, 2006; ROZENDAAL; ZUIDEMA, 2011; BOAKYE et al., 2016), grandes esforços ainda são necessários para sua ampla aplicação, devido aos desafios de identificar limites de anéis definindo a natureza anual dos anéis de árvores, que é essencial para o desenvolvimento de cronologias confiáveis, entre outros fatores.

Desse modo, estudos de crescimento de árvores individuais são essenciais e a base dos modelos de crescimento e produção florestal das espécies tropicais na África (TROUET et al., 2006; THERRELL et al., 2007; REMANE; THERRELL, 2015). A previsão de crescimento de árvore individual descreve a dinâmica da floresta ao longo do tempo, ou seja, o crescimento, a mortalidade, a reprodução e as mudanças associadas ao nível do povoamento (BRIENEN; ZUDEIMA, 2006; VON HOLSBEECK et al., 2016).

Estudos de crescimento são amplamente usados no manejo florestal por sua capacidade de atualizar inventários, prever a produção futura e explorar alternativas de manejo (AKINDELE; LEMAY, 2006; TENZIN et al., 2017). Estudos de crescimento são de interesse para os inventários florestais porque estão altamente correlacionados com diâmetro, área basal e volume de árvore individual e de povoamentos (HASENAUER et al., 2006; SCHÖNGART, 2008; SYAMPUNGANI et al., 2010; MIRANDA et al., 2017).

Além disso, a curva de incremento médio anual em diâmetro ou em área basal é ferramenta útil para o correto manejo dos povoamentos florestais e contribui para estimar o tempo de corte intermediário e final (POKHAREL; DECH, 2012; TENZIN et al., 2017). Como conceito incremento em diâmetro, é aplicável a uma ampla gama de condições e, às vezes, aponta para as verdadeiras causas e efeitos das aparências superficiais subjacentes da espécie na floresta (CRECENTE-CAMPO et al., 2010).

A análise da série de anéis de árvores é importante para a estimativa da idade das árvores e a caracterização dos padrões de crescimento ao longo de toda a vida, por sua vez, melhorando a compreensão da dinâmica da floresta e, assim, ajudando a desenvolver sistemas de manejo florestal adequados (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006; SCHÖNGART et al. 2007; VAN HOLSBEECK et al., 2016). As estimativas da produção de madeira que consideram as variações entre espécies e ambientes no crescimento das árvores são necessárias para garantir o fornecimento contínuo e a manutenção de sistemas de manejo florestal natural (BRIENEN; ZUIDEMA, 2007; SCHÖNGART, 2008; REMANE; THERRELL, 2019). Isso é particularmente importante na floresta de Miombo, onde as atividades madeireiras estão concentradas em apenas algumas espécies de árvores comerciais (CARO et al., 2005; THERRELL et al., 2007; CHIDUMAYO; GUMBO, 2010; DE CAUWER et al., 2015; MATE et al., 2015; EGAS et al., 2013). Apesar do valor econômico dessas espécies, relativamente pouca pesquisa foi realizada utilizando dados de crescimento no manejo florestal sustentável.

Pesquisas usando anéis de árvores para estudar a idade e taxas de crescimento de *P. angolensis* foram conduzidas em nove regiões tropicais da África Austral e concentraram-se na determinação de esquemas de rotação de longo prazo de base biológica, adequados para ajudar a garantir que a colheita seja sustentável (HOLDO, 2006; THERRELL et al., 2007; SYAMPUNGANI et al., 2010; VAN HOLSBEECK et al., 2016). Existem poucos dados de taxas de crescimento para *M. stuhlmannii* para determinar se a exploração madeireira é sustentável em Moçambique (REMANE; THERRELL, 2019). Esses autores sugerem ser necessários 75 a 80 anos para que as árvores dessa espécie possam atingir o diâmetro mínimo de corte de 40 cm de DAP, conforme as normas florestais vigentes em Moçambique.

2.5 PADRÕES ESPACIAIS DE ESPÉCIES FLORESTAIS

Compreender padrões e escalas que orientam a diversidade e a estrutura de populações de espécies arbóreas é um tópico principal da ecologia florestal. Os padrões espaciais fornecem informações sobre a ecologia das espécies e auxiliam no manejo e em programas de restauração florestal (EBERT et al., 2015; CHAMBERS et al., 2016; MALONE et al., 2017). Larson e Churchill (2012) afirmam que os padrões espaciais são características inerentes ao crescimento das árvores na floresta e são influenciados por fatores sinecológico e autoecológicos de uma determinada espécie. Além disso, os padrões espaciais das árvores são importantes porque influenciam a dinâmica da floresta, incluindo o estabelecimento das árvores, competição,

mortalidade e até mesmo o comportamento do fogo (LARSON; CHURCHILL, 2012; MALONE et al., 2017).

A combinação de fatores físicos (perturbações, condição de luz, inclinação, água e temperatura), químicos (nutrientes de solo) e biológicos (idade, espécie, polem, semente, competição, taxa de crescimento, sistema reprodutivo), mudanças morfológicas e fisiológicas (respiração e fotossíntese) determinam a dependência espacial de uma espécie na floresta (ZIEGLER et al., 2017; GHALANDARAYESHI et al., 2017). Holdo et al. (2009) relataram que uma das maneiras de compreender como diferentes regimes de perturbação moldam a dinâmica da vegetação lenhosa é analisar a resposta dos padrões espaciais das árvores às perturbações na floresta. A análise de padrão espacial dentro de uma comunidade pode revelar como as interações espaciais entre as árvores mudam em resposta à presença ou ausência de fogo (BADDELEY et al., 2013; SZMYT, 2014; SVÁTEK et al., 2018).

A maioria dos estudos sobre os padrões espaciais das árvores sob diferentes regimes de perturbação vem de florestas abertas da América do Norte, nas quais a exclusão do fogo é considerada responsável pelo acúmulo de árvores jovens e densas, enquanto a perturbação frequente do fogo é considerada essencial para preservar as espécies no sub-bosque dominado por gramíneas (BOND; KEELEY, 2005; LARSON; CHURCHILL, 2012).

Uma revisão recente mostrou que as perturbações ocasionadas pelo fogo frequente nessas florestas, geralmente, resultaram em um padrão de árvore agrupada com grandes árvores individuais amplamente espaçadas (HAIRE; MCGARIGAL, 2010; LARSON; CHURCHILL, 2012; MALONE et al., 2018), mas também revelou que há apenas um corpo limitado de literatura existente sobre padrões espaciais relacionados ao fogo. A falta de estudos explorando os padrões espaciais das árvores é ainda mais evidente em savanas e outras paisagens abertas, arborizadas, porque a maioria das pesquisas em tais ecossistemas tem se concentrado na coexistência de gramíneas arbóreas do que nas interações entre as próprias plantas lenhosas (CHINUWO et al., 2010; DOHN et al., 2017; SVÁTEK et al., 2018).

No entanto, as interações árvore-árvore podem ser tão importantes quanto as relações árvore-gramíneas na determinação da estrutura da savana (WIEGAND et al., 2006; POZNANOVIC et al., 2014; DOHN et al., 2017). Considerando o fogo frequente como principal perturbação nas savanas africanas, eles podem induzir mortalidade das árvores, preferencialmente, as árvores que estão rodeadas por maior quantidade de combustível de herbáceas (CHINUWO et al., 2010; MCNICOL et al., 2015; RIBEIRO et al., 2017). Por outro lado, o auto-desbaste resultante do aumento da competição por árvores pode ser um mecanismo de mortalidade prevalente (SEA; HANAN, 2012; MALLIK; KRAVCHENKO, 2018).

Na floresta de Miombo, apesar da importância dos padrões espaciais das árvores na compreensão das mudanças estruturais em florestas originalmente abertas com árvores outrora muito espaçadas, nenhum estudo ainda explorou a distribuição espacial das árvores. Embora o espaçamento das árvores venha sendo mencionado como uma característica principal desse ecossistema (CHINUWO et al., 2010; MCNICOL et al., 2015; CHIDUMAYO, 2017), até onde se sabe, poucos estudos analisaram a distribuição espacial das espécies na floresta de Miombo e seu efeito na regeneração subsequente (GRUNDY et al., 1994; CAMPBELL et al., 1995; MUVENGWI et al., 2017; 2020; CHINDER et al., 2020).

Portanto, não está claro como as perturbações antrópicas e o fogo podem influenciar na estrutura da floresta residual e o subsequente desenvolvimento da regeneração. A estrutura espacial em uma escala ótima é, geralmente, avaliada por análises de padrões de pontos com base em estatísticas de segunda ordem de distâncias gerais ponto a ponto em regiões mapeadas (ILLIAN et al., 2008; MALONE et al., 2018; MUVENGWI et al., 2020b).

Essas estatísticas fornecem uma ferramenta chave para identificar tipos e escalas de padrões espaciais e permitem concluir se um padrão é agrupado, regular ou aleatório (WIEGAND; MOLENEY, 2014; BADDELEY et al., 2015). O processo de controle de padrões espaciais de espécies florestais foi investigado por análises de padrões de pontos em regiões temperadas (GETZEN et al., 2006; LARSON; CHURCHILL, 2012; ZIEGLER et al., 2017; CARRER et al., 2018; MALONE et al., 2018) mediterrânea (RAVENTÓS et al., 2010; GARCIA-CERVIGÓN et al., 2017; BEN-SAID et al., 2020) e tropicais (WIEGAND et al., 2006; HAIRE et al., 2010; EBERT et al., 2015; DONH et al., 2017; SVÁTEK et al., 2018).

De acordo com Baddeley et al. (2015), as funções espaciais, como a função K de Ripley e a função de correlação de pares, g , estão entre várias funções que são usadas para analisar processos pontuais marcados e descrevem a distribuição de árvores sem levar em consideração as diferenças de espécie ou tamanho. As funções espaciais assumem a homogeneidade dentro da parcela, das condições do local com densidade constante (BADDELEY et al., 2015; OWEN et al., 2017). Para evitar efeitos de borda, a correção de translação é usada nessas análises (BOYDEN et al., 2005; GRABARNIK et al., 2011; MALLIK; KRAVCHENKO, 2018).

Conforme Baddeley et al. (2015), a função de correlação de pares univariada, g , é usada para medir a intensidade e a escala dos padrões de distribuição espacial de todas as árvores vivas de mesma espécie. A função de correlação de par univariada é uma função de correlação dependente da distância para padrões de pontos mapeados, proporcional à derivada da função K , amplamente usada em relação à distância r , mas substitui os círculos por anéis, o que dá a g

um caráter não cumulativo (RIPLEY, 1977; STOYAN; PENTTINEN, 2000; ILLIAN et al., 2008), ou seja:

$$g = K' / 2\pi \quad \text{para } r > 0$$

Em que: K' é a derivada de K .

A função de correlação de pares univariada pode ser interpretada como a densidade esperada de pontos dentro de uma dada distância r de um ponto arbitrário, dividido pela intensidade do padrão (STOYAN; PENTTINEN, 2000; SZMYT, 2014). Em análises univariada, a aleatoriedade espacial completa é, de longe, o modelo nulo mais usado (VELÁZQUEZ et al., 2016).

A função de correlação de par univariada pode ser usada para testar se a distribuição das árvores é aleatória, agrupada ou regular e em quais escalas esses padrões ocorrem. Quando as árvores são distribuídas aleatoriamente em toda a parcela, $g = 1$, sob agregação $g > 1$, e sob regularidade $g < 1$ (WIEGAND et al., 2006; BADDELEY; TURNER, 2005; ILLIAN et al., 2008). O modelo nulo de Poisson pressupõe que a intensidade dos padrões de distribuição varia ligeiramente com a localização (x, y) das árvores. Esse modelo leva em consideração a heterogeneidade da floresta e, portanto, reflete a realidade das interações entre as árvores (BADDELEY; TURNER, 2005; ILLIAN et al., 2008; CARRER et al., 2018).

Em contraste, a função de correlação de pares bivariada, g_{12} é usada para avaliar a interação espacial entre diferentes espécies. A função de correlação de par bivariada, g_{12} é a razão da densidade média observada de pontos do padrão 2 na distância r de um ponto arbitrário do padrão 1 para a densidade média esperada do padrão 2 (STOYAN; PENTTINEN, 2000; WIEGAND; MOLONEY, 2014; GHALANDARAYESHI et al., 2017).

Sob a hipótese nula para análise espacial bivariada, dois tipos de pontos (considerando espécies) são distribuídos de forma independente e aleatória por toda a parcela. Para uma distribuição independente $g_{12} = 1$, sob atração $g_{12} > 1$, e sob repulsão $g_{12} < 1$ (BADDELEY; TURNER, 2005; WIEGAND et al., 2006; WIEGAND; MOLONEY, 2014).

$$g_{12}(r) = \frac{1}{2\pi r} \frac{A^2}{n_1 n_2} \sum_{i=1}^{n_1} \sum_{j=1}^{n_2} W_{ij}^{-1} Kh(r - |x_i - y_j|)$$

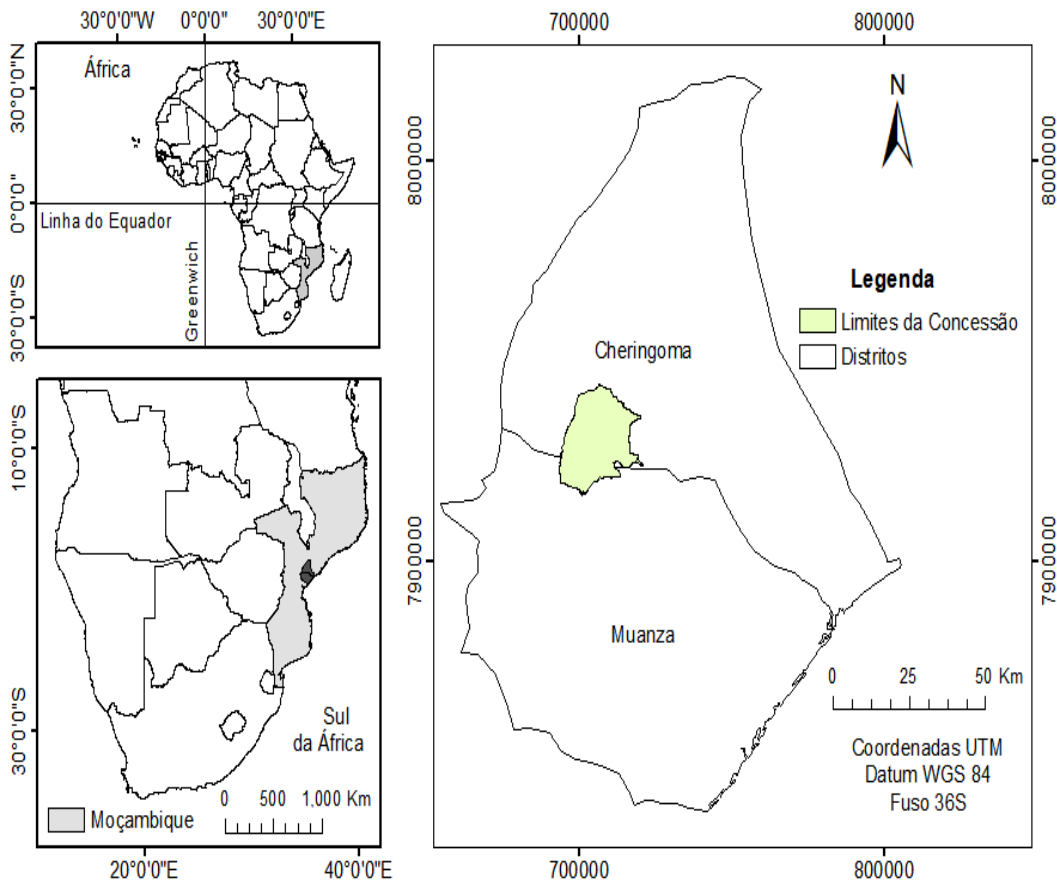
Em que: g_{12} – função de correlação de pares bivariada, em um raio especificado; A – área total do padrão de pontos; n_1 e n_2 – número de pontos do tipo 1 e pontos do tipo 2, respectivamente; x_i – localizações dos pontos do tipo 1; y_j – localizações dos pontos do tipo 2; W_{ij} – função de ponderação que leva em consideração a tendência do efeito de borda criada por pontos característicos não observáveis feitos pelo homem fora da área de estudo.

2.6 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.6.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma área de concessão florestal sob gestão da empresa florestal LevasFlor Lda., localizada nos distritos de Muanza e Cheringoma, na província de Sofala, na região central de Moçambique, entre as coordenadas 18°34'49" Sul e 34°59'59" Leste, e 18°49'01" Sul e 34°50'40" Leste (FIGURA 5). A concessão possui uma área de 46.239 hectares, tem, como limite, a norte e noroeste, a linha férrea de Sena e a Estrada Nacional 213 (EN 213), que liga os distritos de Caia e Dondo; a oeste, a aldeia de Condué, e a sul e leste, a bacia hidrográfica do rio Chinidzuia e as encostas do planalto de Cheringoma e dista cerca de 150 km da cidade da Beira, capital provincial de Sofala.

Figura 5 – Localização da área de estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique, em Moçambique.

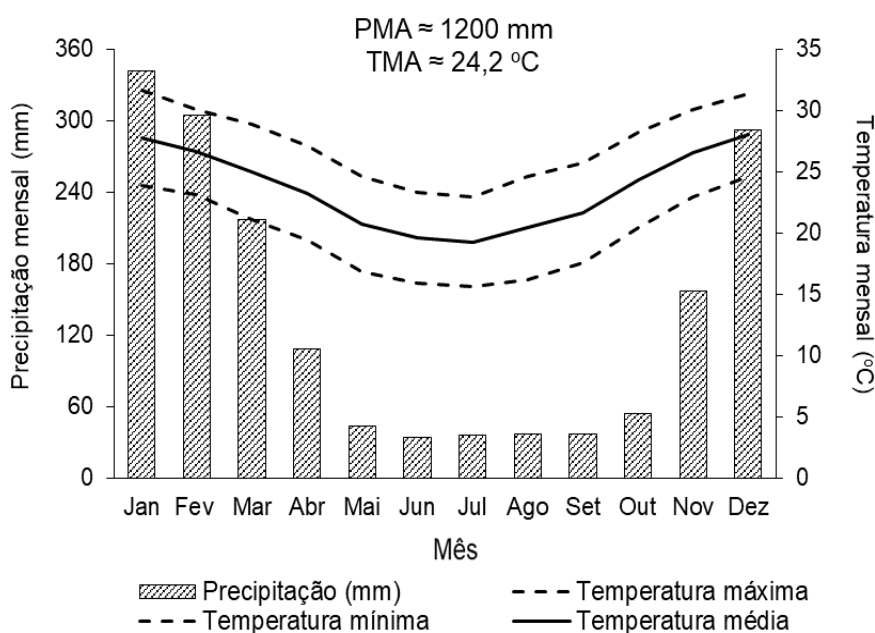


Fonte: O autor (2021).

2.6.2 Clima

O clima na região é do tipo Aw (tropical de savana), segundo a classificação climática de Köppen, caracterizado por duas estações distintas, sendo a quente e chuvosa, entre os meses de outubro e março, e a fria e seca, entre maio e setembro, para o período de 1980 a 2019 (INAM, 2020). A precipitação anual varia de 1000 a 1200 mm anual, e cerca de 70% concentram-se na estação chuvosa. A temperatura média anual é de 24,2 °C, com amplitude de 6,8 °C, sendo as máximas registradas entre os meses de janeiro e fevereiro, e os meses de junho e julho registram temperaturas mínimas (FIGURA 6). A umidade relativa oscila entre 63% e 74%, entre outubro e março, e a evapotranspiração média é de 1617 mm por ano (MAE, 2005).

Figura 6 – Variáveis meteorológicas nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique, no período de 2018 a 2019.



Fonte: INAM (2020).

2.6.3 Topografia e solos

A região pertence ao planalto de Cheringoma, está exposta ao longo das escarpas do vale do Rift e as encostas do morro de Gorongosa (TINLEY, 1977). A topografia da região é geralmente plana ou suavemente ondulada, com uma encosta próximo ao nível médio do mar e depressões ao longo do rio Chinidzuia e seus afluentes. A altitude da área varia de 200 a 300 m acima do nível do mar, com uma média de cerca de 230 m (MAE, 2005). Os solos são

predominantemente arenosos permeáveis, derivados de arenitos conglomerados. Embaixo do arenito estão depósitos de silício de cor amarelado e alaranjados a avermelhados (oxisol ou oxissolo), cimentados por rocha calcária argilosa nas margens dos pauis e dos rios, conhecidos como formação de Cheringoma (FERRO; BOUMAN, 1987). Os valores de pH dos solos variam entre 5 e 6,5, com baixa concentração de matéria orgânica, macronutrientes e bases trocáveis.

2.6.4 Vegetação

A fisionomia da região é diversificada, com a predominância da floresta de Miombo (COATES PALGRAVE et al., 2007). Conforme Geldenhuys (2010), a floresta de Miombo, na região de Cheringoma e Muanza, apresenta quatro comunidades arbóreas distintas, sendo três delas dominadas por *Brachystegia spiciformis*, cada uma com diferentes espécies associadas, e uma quarta comunidade dominada por *M. stuhlmannii*, *Erythrophleum lasianthum* e *Trichilia capitata* (TABELA 1). Desse modo, o entendimento de que as espécies arbóreas ocorrem somente em algumas comunidades dentro do ecossistema do Miombo em estudo sugere conhecimento específicos dessas características para o seu manejo sustentável e conservação.

Tabela 1 – Espécies arbóreas de maior valor de importância (VI%) nas quatro comunidades vegetais na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

Espécie	Comunidade arbórea (VI%)			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	71,5	71,4	72,3	13,1
<i>Amblygonocarpus andongensis</i> (Welw. Ex Oliv.)	33,4	25,6	22,2	–
<i>Burkea africana</i> Hook.	32,8	2,60	–	–
<i>Millettia stuhlmannii</i> Taub.	28,0	32,9	30,4	40,9
<i>Pteleopsis myrtifolia</i> (M.A. Lawson) Engl. & Diels	11,4	14,3	8,6	31,5
<i>Erythrophleum lasianthum</i> Corbishley	9,70	7,20	11,5	46,6
<i>Guettarda speciosa</i> L.	4,70	35,2	–	8,10
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Am.	–	–	35,2	2,70
<i>Trichilia capitata</i> Klotzsch	–	–	–	40,7
<i>Cleistanthus schlechteri</i> (Pax) Hutch.	–	–	–	34,2
<i>Scolopia stolzii</i> Gilg ex Sleumer	–	–	–	32,4
Número total de espécies	46	41	35	50

Fonte: Geldenhuys (2010).

2.6.5 Histórico da concessão florestal e das populações humanas circunvizinhas

A concessão florestal LevasFlor está sob gestão da empresa LevasFlor Lda. e foi estabelecida no ano de 2005. A concessão ocupa uma área de 46.239 hectares de floresta nativa com diversas comunidades, sendo que a vegetação dominante é a floresta de Miombo (FIGURA 7a). O manejo florestal na concessão segue as normais florestais e ambientais vigentes em Moçambique e as normas e princípios da Forest Stewardship Council (FSC). Atualmente, é a única área de extração de madeira nativa certificada pela FSC no território moçambicano (FSC no. SGS-FM/COC-002870).

Na concessão florestal, a empresa LevasFlor Lda. dedica-se à extração e ao processamento de madeira, particularmente, de espécies como *Brachystegia spiciformis* Benth. (messassa), *Pterocarpus angolensis* DC (umbila), *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin (muimbe), *Millettia stuhlmannii* Taub. (panga-panga) e *Amblygonocarpus andongensis* Welw. Ex Oliv (banga-wanga). A empresa processa, anualmente, 6.056 m³ de madeira, para diversas finalidades, incluindo produção de piso, móveis, dormentes, paletes e habitação (FIGURA 7b). A produção madeireira da empresa é um dos mais conhecidos e solidamente estabelecidos no mercado nacional e de exportação, particularmente, o mercado europeu e americano.

No interior da concessão habitam, aproximadamente, 300 agregados familiares e a transformação da cobertura florestal original é, portanto, intensa. As populações locais praticam agricultura de subsistência, caça e produção de energia (lenha e carvão) com recurso ao fogo no entorno da área. A agricultura praticada, localmente, é o cultivo itinerante (corte e queima), de baixa tecnologia com recurso à enxada, feita em condições de sequeiro, em áreas de até cinco hectares, dependendo do tamanho do agregado familiar (FIGURA 7c).

O cultivo itinerante é conhecido, localmente, por “machamba” e consiste no derrube de árvores na floresta pelo corte raso com uso do machado, seguido de amontoamento, secagem e queima da biomassa (WILLIAMS et al., 2008; TEMUDO; SILVA, 2011). É realizado antes do início da estação chuvosa, ocorrem entre duas a três rotações de culturas (2 a 4 anos), e quando a produtividade das áreas diminui, as machambas são abandonadas. As culturas comumente cultivadas pela população local incluem *Manihot esculenta* (mandioca), *Zea mays* (milho) e *Pennisetum glaucum* (mexoeira).

A população local cria animais de pequeno porte como galinhas e patos, em pequena escala. No período de pouca atividade agrícola, entre os meses de maio a setembro, a população local dedica-se à produção de lenha e carvão e pratica a caça para suprir necessidades alimentares em proteína animal. A caça, geralmente, consiste em atear o fogo na floresta de

modo a encurralar os animais silvestres, contudo, essas atividades são proibidas pela legislação florestal do país. As áreas que estão sob intensa atividade antrópica são abandonadas. Alguns anos depois, nessas áreas, inicia-se o processo ecológico de sucessão (FIGURA 7d).

Figura 7 – Usos do solo e atividades desenvolvidas na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. (a) – Concessão florestal LevasFlor; (b) – Processamento de madeira; (c) – Cultivo agrícola; (d) – Área abandonada (oito anos em pousio).



Fonte: O autor (2019).

O tempo necessário para que a sucessão secundária ocorra depende do tipo de uso do solo e a intensidade a qual a floresta foi submetida (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; CHINUWO et al., 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011). Em alguns dos ambientes antropizados, o processo de regeneração natural pode ser observado ocorrendo de forma lenta e dependente de fatores como: condições ambientais (clima e declividade), tipo e intensidade de distúrbio e distância e fonte de propágulos (LUOGA et al., 2004; SYAMPUNGANI et al., 2016). Nos ambientes onde as condições são favoráveis, o processo de regeneração acontece de forma mais espontânea, sendo ordenado e previsível por meio da dinâmica de sucessão das espécies vegetais envolvidas (KALABA et al., 2013; CHIDUMAYO, 2013).

As áreas cultivadas podem ser deixadas para regenerar por 20 a 30 anos, tempo necessário para devolvê-las a uma estrutura de floresta adulta (KALABA et al., 2013) e recuperar o estoque de carbono (WILLIAMS et al., 2008). O tipo de uso do solo influencia diretamente nos processos ecológicos que impulsionam a dinâmica da floresta, incluindo a dispersão de sementes, brotação, recrutamento e o crescimento de plantas jovens (LUOGA et al., 2004; SHIRIMA et al., 2015).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKINDELE, S.; LEMAY, V. Development of tree volume equations for common timber species in the tropical rain forest area of Nigeria. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 41-48, 2006.

ALI, A. et al. Anatomical characteristics, properties and use of traditionally used and lesser-known wood species from Mozambique: a literature review. **Wood Science and Technology**, v. 2, n. 6, p. 453-472, 2008.

BACKÉUS, I. et al. Tree communities and structural dynamics in Miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1-3, p. 171–178, 2006.

BADDELEY, A. et al. Hybrids of gibbs point process models and their implementation. **Journal of Statistical Software**, v. 55, n. 11, p. 1-43, 2013.

BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R. **Spatial point patterns: methodology and applications with R**. Chapman and Hall/CRC Press, London. 2015. 825 p.

BANDA, T.; SCHWARTZ, M. W.; CARO, T. Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a Miombo ecosystem of western Tanzania. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1-3, p. 179–185, 2006.

BANZOUZI, J. T. et al. P. Traditional uses of the African *Millettia* species (Fabaceae). **International Journal of Botany**, v. 4, n. 4, p. 406-420, 2008.

BEN-SAID, M. et al. Characterizing spatial structure of *Abies marocana* forest through point pattern analysis. **Forest Systems**, v. 29, n. 1, e014, 2020.

BOAKYE, E. A. et al. Influence of climatic factors on tree growth in riparian forests in the humid and dry savannas of the Volta basin, Ghana. **Trees**, v. 30, p. 1695–709, 2016.

BOND, W. J.; KEELEY, E. K. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trend in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387-394, 2005.

BOYDEN, S.; BINKLEY, D.; SHEPPERD, W. Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an old-growth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. **Forest Ecology and Management**, v. 219, p. 43–55, 2005.

BRIENEN, R. J.; ZUIDEMA, P. A. The use of tree rings in tropical forest management: projecting timber yields of four Bolivian tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 256-267, 2006.

BUNSTER, J. **Commercial timbers of Mozambique: Technological Catalogue**. Traforest Lda, Maputo, Mozambique. 2006. 63 p.

CAMPBELL, B. M. et al. **Miombo Woodlands: Opportunities and barriers to sustainable forest management**. CIFOR, Bangor, 2008. 41 p.

CAMPBELL, B. M.; CUNLIFFE, R. N.; GAMBIZA, J. Vegetation structure and small-scale pattern in Miombo Woodland, Marondera, Zimbabwe. **Bothalia**, v. 25, n. 1, p. 121-126, 1995.

CARO, T. M. et al. Recruitment of *Pterocarpus angolensis* in the wild. **Forest Ecology and Management**, v. 219, n. 2-3, p. 169–175, 2005.

CARRER, M. et al. Tree spatial patterns and stand attributes in temperate forests: The importance of plot size, sampling design, and null model. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 125-134, 2018.

CARRER, M. et al. Tree spatial patterns and stand attributes in temperate forests: The importance of plot size, sampling design, and null model. **Forest Ecology and Management**, v. 407, n. 1, p. 125-134, 2018.

CASE, M. F.; STAVER, A. C. Fire prevents woody encroachment only at higher than historical frequencies in a South African savanna. **Journal Applied Ecology**, v. 54, p. 955–962, 2017.

CHAMBERS, M. E. et al. Patterns of conifer regeneration following high severity wildfire in ponderosa pine-dominated forests of the Colorado Front Range. **Forest Ecology and Management**, v. 378, p. 57-67, 2016.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6; p. 716–730, 2016.

CHIDUMAYO E. N.; GUMBO, D. J. **The dry forests and woodlands of Africa. Managing for products and services**. Bogor, CIFOR, 2010. 34 p.

CHIDUMAYO, E. N. Biotic interactions, climate and disturbance underlie the distribution of two *Julbernardia* tree species in Miombo woodlands of Africa. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1–11, 2017.

CHIDUMAYO, E. N. Development of *Brachystegia-Julbernardia* woodland after clear-felling in central Zambia: Evidence for high resilience. **Applied Vegetation Science**, v. 7, n. 2, p. 237-242, 2004.

CHIDUMAYO, E. N. Management implications of tree growth patterns in Miombo woodlands of Zambia. **Forest Ecology and Management**, v. 436, p. 105–116, 2019.

CHINDER, G. B.; HATTAS, D.; MASSAD, T. J. Growth and functional traits of *Julbernardia globiflora* (Benth) resprouts and seedlings in response to fire frequency and herbivory in Miombo woodlands. **South African Journal of Botany**, v. 135, p. 476-483, 2020.

CHINUWO, T. et al. Effects of previous cultivation on regeneration of *Julbernardia globiflora* and *Brachystegia spiciformis* in grazing areas of Mupfurdzi Resettlement Scheme, Zimbabwe. **African Journal of Range and Forage Science**, v. 27, n. 1, p. 45-49, 2010.

CHIRWA, P. W. et al. Management and restoration practices in degraded land scapes of Southern Africa and requirements for up-scaling. **The International Forestry Review**, v.17, n. 3, p. 31 - 41, 2015.

CHITECULO V.; SUROVY, P. Dynamic patterns of trees species in Miombo forest and management perspectives for sustainable production—Case study in Huambo Province, Angola. **Forests**, v. 9, n. 321, 2018.

COATES PALGRAVE, K. et al. **Trees of Southern Africa**. 3rd edition. Cape Town: Struik publishers, South Africa, 2002. 1000 p.

COATES PALGRAVE, M. et al. A reconnaissance survey of the woody flora and vegetation of the Catapú logging concession, Cheringoma District, Mozambique. **Bothalia**, v. 37, p. 57 – 73, 2007.

CRECENTE-CAMPO, F. et al. Modelling annual individual-tree growth and mortality of Scots pine with data obtained at irregular measurement intervals and containing missing observations. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 11, p. 1965-1974, 2010.

DE CAUWER, V. et al. Potential, realised, future distribution and environmental suitability for *Pterocarpus angolensis* DC in southern Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 315, p. 211–226, 2014.

DEAN, J. T. Basal area increment and growth efficiency as functions of canopy dynamics and stem mechanics. **Forest Science**, v. 50, n. 11, p. 106–116, 2004.

DECRETO DE LEI n° 12/2002. **Regulamento da lei de florestas e fauna bravia**. Governo de Moçambique. Ministério de Agricultura e Desenvolvimento Rural (MITADER). Publicação Oficial da República de Moçambique. Maputo. 2002. 54 p.

DEWEES, P. A. et al. Managing the Miombo woodlands of Southern Africa: Policies, incentives and options for the rural poor. **Journal of Natural Resources Policy Research**, v. 2, n.1, p. 57-73, 2010.

DNTF. **Annual Statistic Report**. National Directorate of Land and Forestry (DNTF): Maputo, Moçambique. 2010. 21 p.

DOHN, J. et al. Spatial vegetation patterns and neighborhood competition among woody plants in an East African savanna. **Ecology**, v. 98, p. 478–488, 2017.

EBERT, A.; BRITO DA COSTA, R.; BRONDANI, G. E. Spatial distribution pattern of *Mezilaurus itauba* (Meins.) Taub. Ex mez. in a seasonal forest area of the southern Amazon, Brazil. **iForest**, v. 9, p. 497-502, 2015.

EGAS, A. F. et al. **Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest**. FAEF/UEM. Maputo, Moçambique. 2013. 42p.

EIA. **Conexões de primeira classe: contrabando, corte ilegal de madeira e corrupção em Moçambique**. Environmental Investigation Agency. Washington, DC, 2014. 16 p.

EKMAN, S-M. S.; WENBIN, H.; LANGA, E. **Comércio e investimento chinês na indústria madeireira de Moçambique: um estudo de caso da província de Cabo Delgado**. Documento de trabalho 132. Bogor, Indonésia: CIFOR. 2014. 44 p

FERRO, B. P. A.; BOUMAN, D. **Notícia explicativa da carta hidrogeológica de Moçambique**. Ministério da Construção e Águas. Direção Nacional de Águas (D.N.A.) República de Moçambique. 1987. 81p.

FICHTLER, E. et al. Climatic signals in tree rings of *Burkea africana* and *Pterocarpus angolensis* from semiarid forests in Namibia. **Trees, Trees: Structure and Function**, v. 18, p. 442-451, 2004.

FROST, P. **The ecology of Miombo woodlands**. In: Campbell, B. (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. CIFOR, Bagor, p. 11– 57, 1996.

GARCÍA-CERVIGÓN, A. I. et al. Colonization in Mediterranean old-fields: the role of dispersal and tree-tree interactions. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, p. 627-638, 2017.

GEBREKIRSTOS, A. et al. Opportunities and applications of dendrochronology in Africa. **Environmental Sustainability**, v. 6, p. 48–53, 2014.

GELDENHUYS, C. J. **Basic guidelines for silvicultural and management practices in Mozambique**. Report FW-04/05, Forestwood CC, Pretoria. 2005. 78 p.

GELDENHUYS, C. J. M. Managing Forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. **Journal of Forest Research**, v. 15, p. 3 – 13, 2010.

GELDENHUYS, C. J.; GOLDING, J. S. **Resource use activities, conservation and management of natural resources of African savannas**. In: Faleiro, F. G.; Neto, A. L (editores) *Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 225–260, 2008. 68 p.

GETZIN, S. et al. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas-fir chronosequence on Vancouver Island. **Ecography**, v. 29, p. 671-682, 2006.

GHALANDARAYESHI, S. et al. Spatial patterns of tree species in Suserup Skov-a semi-natural forest in Denmark. **Forest Ecology and Management**, v. 406, p. 391–401, 2017.

GILIBA, R. et al. Species composition, richness and diversity in Miombo woodland of Bereku Forest Reserve, Tanzania. **Journal of Biodiversity**, v. 2, n. 1, p. 1-7, 2011.

GODBLESS, M.; ANTHONY, S.; JOSIAH, K. The regeneration dynamics of Miombo tree species in Sub-Saharan Africa. **African Journal of Ecology and Ecosystems**, v. 6, n. 5, p. 1-16, 2019.

GONÇALVES, F. M. P. et al. Tree species diversity and composition of Miombo woodlands in South-Central Angola: A chronosequence of forest recovery after shifting cultivation. **International Journal of Forestry Research**, v. 2017, p. 1–13, 2017.

GRABARNIK, P.; MYLLYMAKI, M.; STOYAN, D. Correct testing of mark independence for marked point patterns. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 3888-3894, 2011.

GRUNDY, I. M.; CAMPBELL, B. M.; FROST, P. G. H. Spatial pattern, regeneration and growth rates of *Brachystegia spiciformis* and *Julbernardia globiflora*. **Vegetatio**, v. 115, n. 2, p. 101–107, 1994.

GUEDES, B. S.; SITOE, A. A.; OLSSON, B. A. Allometric models for managing lowland Miombo woodlands of the Beira corridor in Mozambique. **Global Ecology and Conservation**, v. 13, e00374, 2018.

GUMBO, D. et al. How have carbon stocks in central and southern Africa's Miombo woodlands changed over the last 50 years? A systematic map of the evidence. **Environmental evidence**, v. 7; n. 16, p. 1–19, 2018.

GUMBO, D. **Regeneration potential: Guidebook**. Project of the Shire River Basin Management Program: GEF and Ministry of Agriculture, Irrigation and Water Development, Government of Malawi. 2018. 28 p.

HAIRE, S. L.; MCGARIGAL, K. Effects of landscape patterns of fire severity on regenerating ponderosa pine forests (*Pinus ponderosa*) in New Mexico and Arizona, USA. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 1055–1069, 2010.

HANDAVU, F.; SYAMPUNGANI, S.; CHISANGA, E. The influence of stump diameter and height on coppicing ability of selected key Miombo woodland tree species of Zambia: A guide for harvesting for charcoal production. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 3, n. 14, p. 461-468, 2011.

HASENAUER, H. **Concepts within tree growth modeling**. In: Hasenauer, H. Sustainable Forest management. Growth models for Europe. Springer-Verlag, Berlin, p. 3–17, 2006.

HOFIÇO, et al. Regulation of the diametric structure of the Miombo woodland using the de Liocourt method in Mozambique. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 407-414, 2018.

HOFIÇO, N. S. A.; FLEIG, F. D. Diversity and structure of Miombo woodlands in Mozambique using a range of sampling sizes. **Journal of Agricultural Science and Technology B**, v.5, n.10, p. 679-690, 2015.

HOLDO, R. M.; HOLT, R. D.; FRYXELL, J. M. Grazers, browsers, and fire influence the extent and spatial pattern of tree cover in the Serengeti. **Ecological Application**, v. 19, n. 1, p. 95–109, 2009.

HONG-GANG, S. et al. A review of stand basal area growth models. **Forestry Studies in China**, v. 9, n. 1, p. 85–94, 2007.

ILLIAN, J.; PENTTINEN, A.; STOYAN, H. **Statistical analysis and modelling of spatial point patterns**. John Wiley, New York, USA. 2008. 534 p.

INE. **Resultados definitivos do censo 2017**. Instituto Nacional de Estatística. Disponível em: <http://www.ine.gov.mz/iv-rgph-2017/mocambique/apresentacao-resultados-do-censo-2017-1>. Acessado em: 28 de janeiro de 2021.

JANSEN, L. J. M.; BAGNOLI, M.; FOCACCI, M. Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica province in Mozambique in a period of transition (1990–2004). **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 308–326, 2008.

JEW, E. K. K. et al. Miombo woodland under threat: consequences for tree diversity and carbon storage. **Forest Ecology and Management**, v. 361, p. 144–153, 2016.

JIMU, L. et al. The Miombo ecoregion up in smoke: The effect of tobacco curing. **World Development Perspectives**, v. 5, p. 44–46, 2017.

KACHAMBA, D. J.; EID, T.; GOBAKKEN, T. Above and below ground biomass models for trees in the Miombo woodlands of Malawi. **Forests**, v. 7, n. 38; 2016.

KALABA, F. et al. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 99–109, 2013.

KALABA, F. K.; QUINN, C. H.; DOUGILL, A. J. The role of forest provisioning ecosystem services in coping with household stresses and shocks in Miombo woodlands, Zambia. **Ecosystem Services**, v. 5; p. 143-148, 2014.

KLEINSCHROTH, F. et al. Regeneration of the East African timber tree *Ocotea usambarensis* in relation to historical logging. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 396–403, 2013.

KNOX, K.; CLARKE, P. Nutrient availability induces contrasting allocation and starch formation in resprouting and obligate seedling shrubs. **Functional Ecology**, v. 19, p. 690–698, 2005.

KY-DEMBELE, C. et al. The relative importance of different regeneration mechanisms in a selectively cut savanna-woodland in Burkina, West Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 28-38, 2007.

LARSON, A. J.; CHURCHILL, D. Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 74-92, 2012.

LEMMENS, R. H. M. J. **Millettia stuhlmannii Taub.** In: LOUPPE, D., OTENG-AMOAKO, A. A.; BRINK, M. PROTA. Wageningen, Holanda. Disponível em: <https://www.prota4u.org/database/protav8.asp?g=pe&p=Millettia+stuhlmannii+Taub>. Acessado em 18 novembro de 2020.

LUOGA, E. J.; WITKOSKI, E. T. F.; BALKWILL, K. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. **Forest Ecology and Management**, v. 189, p. 23–35, 2004.

MACKENZIE, C. **Forest governance in Zambézia, Mozambique: Chinese takeaway!** Final report for FONGZA. Fórum das organizações não governamentais da Zambézia, Maputo, Moçambique. 2006. 96 p.

MACQUEEN, D. **China in Mozambique's forests: a review of issues and progress for livelihoods and sustainability.** Research Report. IIED, London. 2018. 132 p.

MACQUEEN, D.; FALCÃO, M. **Reforço da governação florestal em Moçambique: opções para a promoção de uma exploração florestal mais sustentável entre comerciantes de madeira chineses e os seus parceiros moçambicanos.** Natural Resource No. 33. IIED, Londres. 2017. 83 p.

MAE. **Perfil do distrito do Cheringoma, província de Sofala.** República de Moçambique. Ministério de Administração Estatal (MAE). Série Perfis Distritais – edição 2005. 2005. 63 p.

MAKANA, J. R.; THOMAS, S. C. Effects of lights gaps and litter removal on the seedling performance of six African timber species. **Biotropica**, v. 37, p. 227–237, 2005.

MALLIK, A.; KRAVCHENKO, D. Recruitment and ontogenic patterns of stunting and growth release of black spruce (*Picea mariana*) in post-fire *Kalmia* heaths. **Forest Ecology and Management**, v. 407, n. 1, p. 135-144, 2018.

MALMER, A. **General ecological features of Miombo woodlands and considerations for utilization and management.** Working Papers of the Finnish Forest Research Institute, v. 50. p. 34–42. 2007.

MALONE, S. L. et al. Mixed-severity fire fosters heterogeneous spatial patterns of conifer regeneration in a dry conifer forest. **Forests**, v. 9, n. 45, p. 1-17, 2018.

MANYANDA, B. J. et al. Biomass and volume models based on stump diameter for assessing degradation of Miombo woodlands in Tanzania. **International Journal of Forestry Research**, v. 2019, ID 1876329, p. 1-15, 2009.

MAQUIA, I. et al. Diversification of African tree legumes in Miombo–Mopane woodlands. **Plants**, v. 8, n. 6, p. 1-19; 2019.

MARZOLI, A. **Inventário florestal nacional. Avaliação florestal integrada de Moçambique. Ministério da Agricultura.** Maputo, Mozambique, 2007. 82 p.

MATE, R.; JOHANSSON, T.; SITO, A. Stem Volume Equations for Valuable Timber Species in Mozambique. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 34, n. 8, p. 787-806, 2015.

MCNICOL, I. M.; RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How resilient are African woodlands to disturbance from shifting cultivation? **Ecological Applications**, v. 25, n. 8, p. 2320–2336, 2015.

MEDJIBE, V. P. et al. Natural regeneration of selected timber species in the Republic of Congo. **African Journal of Ecology**, v. 52, p. 552–563, 2014.

MIRANDA, Z. P. et al. Volume increment modeling and subsidies for the management of the tree *Mora paraensis* (Ducke) Ducke based on the study of growth rings. **Tree**, v. 32, p. 277–286, 2018.

MISSANJO, E. et al. Evaluation of natural regeneration and tree species diversity in Miombo Woodlands in Malawi. **Journal of Biodiversity Management and Forestry**, v. 3, n. 3, 2014.

MITADER. **Desflorestamento em Moçambique (2003 – 2016).** Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável (FNDS). Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 2018a. 42 p.

MITADER. **Inventário Florestal Nacional.** Direção Nacional de Florestas (DINAF). Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 2018b. 118 p.

MITTERMEIER, R. et al. Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, p. 10309–10313, 2003.

MLIGO, C. Post fire regeneration of indigenous plant species in the Pugu Forest Reserve, Tanzania. **Global Ecology and Conservation**, v. 18, e00611, 2019.

MOGRABI, P. J. et al. Humans and elephants as treefall drivers in African savannas. **Ecography (Cop.)**, v. 40, p. 1274–1284, 2017.

MOSTACEDO, B. et al. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 978–985, 2009.

MOURA, I. et al. **Biodiversity studies in key species from the African mopane and Miombo woodlands.** In Genetic diversity; BITZ, L., Editor.; IntechOpen: UK, London, 2017, pp. 91–109.

MUTSHINYALO, T. T.; SIEBERT, S. J. Myth as a biodiversity conservation strategy for the Vhavenda, South Africa. Indiliga: **African Journal of Indigenous Knowledge Systems**, v. 9, n. 2, p. 151-171, 2010.

MUVENGWI, J. et al. Spatial pattern analysis of encroaching tree species (*Vachellia karroo* and *Vachellia nilotica*) after fire suppression in a semi-arid savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 6, p. 411-414, 2017.

MUVENGWI, J. et al. Structure and spatial interactions of savanna trees along a local stress gradient in a semi-arid environment. **Folia Geobotanica**, v. 55, p. 195-209, 2020b.

MUVENGWI, J. et al. Structure, composition and regeneration of Miombo woodlands within harvested and unharvested areas. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117792, 2020.

MWAVU, E. N.; WITKOWSKI, E. T. F. Population structure and regeneration of multiple-use tree species in a semi-deciduous African tropical rainforest: Implications for primate conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 5, p. 840–849, 2009.

MWAVU, E. N.; WITKOWSKI, E. T. F. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rainforest, North-Western Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 982–992, 2008.

NJOGHOMI, E. E. et al. Regeneration dynamics and structural changes in Miombo woodland stands at Kitulungalo Forest Reserve in Tanzania. **Journal of Sustainable Forestry**, 2020.

OWEN, S. M. et al. Spatial patterns of ponderosa pine regeneration in high-severity burn patches. **Forest Ecology and Management**, v. 405, p. 134–149, 2017.

PIENAAR, B. et al. Evidence for climate-induced range shift in *Brachystegia* (Miombo) woodland. **South African Journal of Science**, v. 111, n. 7–8, p. 1–9, 2015.

POKHAREL, B.; DECH, J. P. Mixed-effects basal area increment models for tree species in the boreal forest of Ontario, Canada using an ecological land classification approach to incorporate site effects. **Forestry**, v. 85, p. 255-270, 2012.

POZNANOVIC, S. K. et al. Spatial patterning of underrepresented tree species in canopy gaps 9 years after group selection cutting. **Forest Ecology and Management**, v. 331, n. 1, p. 1-11, 2014.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield**. Heidelberg: Springer Verlag Berlin. Germany, 2009. 664 p.

RAVENTÓS, J.; WIEGAND, T.; DE LUIS, M. Evidence for the spatial segregation hypothesis: a test with nine-year survivorship data in a Mediterranean shrubland. **Ecology**, v. 91, p. 2110-2020, 2010.

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Dendrochronological potential of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **Trees**, v. 29, p. 729-736, 2015.

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Tree-ring analysis for sustainable harvest of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **South African Journal of Botany**, v. 125, p. 120-125, 2019.

RIBEIRO, N. S. et al. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, Northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 12, p. 1021-1029, 2017.

RIBEIRO, N. S. et al. **Miombo woodlands research towards the sustainable use of ecosystem services in southern Africa**. Em: LO, Y.; BLANCO, J.; ROY, S, editores. Biodiversity in Ecosystems – Linking structure and function. v. 19. p 475-491, 2015.

RIBEIRO, N. S.; SHUGART, H. H.; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 5-6, p. 1626– 1636, 2008.

RIPLEY, B. D. Modelling spatial patterns. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)**, v. 39, p. 172–212, 1977.

ROZENDAAL, D. M. A.; ZUIDEMA, P. A. Dendroecology in the tropics: a review. **Trees**, v. 25, p. 3-16, 2011.

RYAN, C. M. et al. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions B**, v. 371, id: 20150312, 2016.

RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How does fire intensity and frequency affect Miombo Woodland tree populations and biomass? **Ecological applications**, v. 21, n. 1, p. 48–60, 2011.

SCHIKOWSKI, A. B. et al. **Potencial dendrocronológico de espécies arbóreas de Moçambique**. Comunicado técnico 264. Embrapa Colombo, PR, Brasil, 2010. 4 p.

SCHÖNGART, J. et al. Climate-growth relationship of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1139-1150, 2006.

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97–103, 2017.

SCHWEINGRUBER, F. H. **Tree rings: basics and applications of dendrochronology**. Dordrecht: D. Reidel Publishers. 1988. 276p.

SEA, W. B.; HANAN, N. P. Self-thinning and tree competition in savannas. **Biotropica**, v. 44, p. 189–196, 2012.

SEDANO, F. et al. The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 9, p. 094020, 2016.

SHIRIMA, D. et al. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 4, 2015.

SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. **O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições**. Publicação Ocasional n. 76. Bogor, CIFOR. 2012.

STAHLE, D. W. et al. Management implications of annual growth rings in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 217-229, 1999.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in forestry statistics. **Statistical Science**, v. 15, p. 61–78, 2000.

SVÁTEK, M. et al. Frequent fires control tree spatial pattern, mortality and regeneration in Argentine open woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 408, p. 129–136, 2018.

SYAMPUNGANI, S. et al. Coppicing ability of dry Miombo woodland species harvested for traditional charcoal production in Zambia: a win–win strategy for sustaining rural livelihoods and recovering a woodland ecosystem. **Journal of Forestry Research**, v. 28, p. 549-556, 2017.

SYAMPUNGANI, S.; GELDENHUYS, C. J.; CHIRWA, P. W. Regeneration dynamics of Miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 563–576, 2016.

SYAMPUNGANI, S.; GELEDENHUYS, C.; CHIRWA, P. W. Age and growth rate determination using growth rings of selected Miombo woodland species in charcoal and, slash and burn regrowth stands in Zambia. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 2, n. 8, p. 167-174, 2010.

SZMYT, J. Spatial statistics in ecological analysis: from indices to functions. **Silva Fennica**, v. 48, n. 1, article id1008, 2014.

TARHULE, A.; HUGHES, M. K. Tree-ring research in semi-arid West Africa: Need and potential. **Tree-Ring Research**, v. 58, n. 1, p. 31-46, 2002.

TARIMO, B. et al. Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in Miombo savanna woodlands of Tanzania. **Carbon Balance and Management**, v. 10, n. 1, e18, 2015.

TEMUDO, M. P.; Silva, J. M. N. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. **Journal of Land Use Science**, v. 7; n. 4; p. 425-442, 2011.

TENZIN, J.; TENZIN, K.; HASENAUER, H. Individual tree basal area increment models for broadleaved forests in Bhutan. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 90, n. 3, p. 367-380, 2017.

THERRELL, M. D. et al. Age, and radial growth dynamics of *Pterocarpus angolensis* in southern Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 244, p. 24-31, 2007.

TINLEY, K. L. **Framework of the Gorongosa Ecosystem**. 1977. 188 f. Ph.D. Thesis (Faculty of Science) – Univeristy of Pretoria, SA, 1977. 188 p.

TROUET, V.; COPPIN, P.; BEECKMAN, H. Annual Growth Ring Patterns in *Brachystegia spiciformis* Reveal Influence of Precipitation on Tree Growth. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 375-382, 2006.

TROUET, V.; ESPER, J.; BEECKMAN, H. Climate/growth relationships of *Brachystegia spiciformis* from the Miombo woodland in South central Africa. *Dendrochronology*, v. 28, p. 161–171, 2010.

TSHISIKHAWE, M. P.; SIAGA, N. M.; BHAT, R. B. Population dynamics of *Millettia stuhlmannii* Taub. in Ha-Makhuvha, Vhembe district of Limpopo Province, South Africa. **ϕYTON – International Journal of Experimental Botany**, v. 80, p. 127–132, 2011.

UETIMANE JR. E. et al. Comparative wood anatomy and chemical composition of *Millettia mossambicensis* and *Millettia stuhlmannii* from Mozambique. **BioResources**, v.13, n. 2, p. 3335–3345, 2018.

VAN WYK, B.; VAN WYK, P. **Field guide to trees of Southern Africa**. Cape Town: Struik publishers, 2011. 536 p.

VELÁZQUEZ, E. et al. An evaluation of the state of spatial point pattern Analysis in ecology. **Ecography**, v. 39, p. 1042–1055, 2016.

VON HOLSBEECK, S. et al. Annual diameter growth of *Pterocarpus angolensis* (Kiaat) and other woodland species in Namibia. **Forest Ecology and Management**, v. 373, p. 1–8, 2016.

WIEGAND, K.; SALTZ, D.; WARD, D. A patch-dynamics approach to savanna dynamics and woody plant encroachment—insights from an arid savanna. **Perspectives in Plant Ecology Evolution Systematics**, v. 7, p. 229–242, 2006.

WIEGAND, T.; MOLONEY, K. A. **Handbook of spatial point-pattern analysis in ecology**. Boca Raton: CRC Press. 2014. 538 p.

WILLIAMS, M. et al. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo Woodlands in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 145–155, 2008.

WORBES, M.; STACHEL, R.; ROLOFF, A.; JUNK, W. J. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 173, p. 105–123, 2003.

ZIEGLER, J. P. et al. Tree regeneration spatial patterns in ponderosa pine forests following stand-replacing fire: influence of topography and neighbors. **Forests**, v. 8, n. 10, p. 391, 2017.

ZOLHO, R. **Effect of fire frequency on the regeneration of Miombo woodland in Nhambita, Mozambique**. 2005. 71 f. Master dissertation (Institute of Ecology and Resource Management) - University of Edinburgh, Edinburgh Scotland, UK, 2005. 71 p.

ZULU, R.; SYAMPUNGANI, S.; FUSHIKE, P. Recovery of *Baikiaea* forest of southwestern Zambia from shifting cultivation and its implications for sustainable management. **Journal of Forestry Research**, v. 42, p. 1–10, 2017.

3. ARTIGO 1 – PADRÕES ESPACIAIS E POTENCIAL DE REGENERAÇÃO DE *Millettia stuhlmannii* Taub. EM UMA FLORESTA DE MIOMBO, NA REGIÃO CENTRAL DE MOÇAMBIQUE, APÓS PERTURBAÇÃO

RESUMO

Millettia stuhlmannii Taub. (Fabaceae) é uma das principais espécies madeireira da floresta tropical seca do sul do continente africano e largamente explorada em Moçambique. Pouco se sabe sobre o potencial de regeneração natural dessa espécie e os fatores ambientais que influenciam os seus padrões espaciais, o que dificulta ações de manejo e estratégias para restauração florestal. A regeneração natural é o principal mecanismo para o restabelecimento da estrutura de uma floresta alterada. O objetivo deste estudo foi comparar os padrões espaciais e a regeneração de *M. stuhlmannii* entre florestas secundárias regeneradas após a agricultura de corte e queima, floresta com fogo, floresta explorada seletivamente e a floresta de Miombo não perturbada no distrito de Muanza, na província de Sofala, em Moçambique. Para tanto, foi realizado um censo para a regeneração em cada tipo de uso do solo, mensuradas as variáveis diâmetro a 10 cm do solo, altura total, e obtidas as coordenadas geográficas. Determinou-se os fatores ambientais que influenciam na densidade e no mecanismo de regeneração, no perfil das classes de diâmetro e altura entre os tipos de uso do solo. A hipótese de completa aleatoriedade espacial (CAE) da regeneração foi testada pela construção de envelopes de confiança para a função de correlação par $g(r)$, por meio de simulações de Monte Carlo, usando um processo homogêneo de Poisson. Os resultados indicaram que a regeneração de *M. stuhlmannii* aumentou com a disponibilidade de luz, por meio da extração seletiva de madeira e a exclusão do fogo na floresta. Apesar da extração anterior, a regeneração foi, pelo menos cinco vezes, maior em florestas secundárias jovens do que em floresta madura. A importância relativa das diferentes formas de origem da regeneração de *M. stuhlmannii* variou entre os tipos de uso do solo. A densidade da regeneração não diferiu significativamente entre os tipos de uso de solo, mas o diâmetro e a altura foram substancialmente mais baixos na floresta não perturbada comparativamente a áreas de florestas secundárias jovens. Os padrões espaciais da regeneração mostram uma distribuição agregada. A limitação da dispersão e a presença do fogo limitam fortemente o estabelecimento da regeneração da espécie estudada. As intervenções devem ser planejadas, com base no comportamento e nas características ecológicas e silviculturais de *M. stuhlmannii*, pois em floresta de Miombo, essa espécie tem participação diferenciada no processo de regeneração. Conclui-se que, se manejadas e protegidas de maneira adequada, as áreas de florestas secundárias, mesmo aquelas afetadas tanto pela extração seletiva quanto pela agricultura itinerante em pequena escala, podem ter alto potencial de conservação e produção.

Palavras-chave: Distribuição Espacial. Usos de Solo. Sucessão Secundária. Restauração Florestal.

SPATIAL PATTERNS AND REGENERATION POTENTIAL OF *Millettia stuhlmannii* Taub. IN MIOMBO WOODLAND IN CENTRAL MOZAMBIQUE, AFTER DISTURBANCE

ABSTRACT

Millettia stuhlmannii Taub. (Fabaceae) is one of the main wood species of the dry tropical forest in southern Africa and widely exploited in Mozambique. Little is known about the natural

regeneration potential of this species and the environmental factors that influence its spatial patterns, which makes management actions and strategies for forest restoration difficult. Natural regeneration is the main mechanism for restoring the structure of an altered forest. The aim of this study was to compare the spatial patterns and regeneration of *M. stuhlmannii* between secondary forests regenerated after slash-and-burn agriculture, frequent fire forest, selectively logged forest and undisturbed Miombo woodland in Muanza District, Province of Sofala in Mozambique. Therefore, a census was carried out for regeneration in each type of land use, measuring the variables diameter at 10 cm from the ground, total height, and obtaining the geographic coordinates. The environmental factors that influence the density and the mechanism of regeneration, the profile of the diameter and height classes between the types of land use were determined. The hypothesis of complete spatial randomness (CSR) of regeneration was tested by constructing confidence envelopes for the correlation function $g(r)$, through Monte Carlo simulations, using a homogeneous Poisson process. The results indicated that the regeneration of *M. stuhlmannii* increased with the availability of light, through selective logging and forest fire exclusion. Despite previous logging, regeneration was at least five times greater in young secondary forests than in mature forest. The relative importance of the different forms of origin of *M. stuhlmannii* regeneration varied between the types of land use. Regeneration density did not differ significantly between land use types, but diameter and height were substantially lower in undisturbed forest compared to areas of young secondary forest. Spatial patterns of regeneration show an aggregated distribution. The limitation of dispersion and the presence of fire strongly limit the establishment of regeneration of the studied species. Interventions must be planned, based on the behavior and ecological and silvicultural characteristics of *M. stuhlmannii*, because in Miombo woodland, this species has a differentiated participation in the regeneration process. It is concluded that, if properly managed and protected, secondary forest areas, even those affected by both selective logging and small-scale shifting agriculture, can have a high potential for conservation and production.

Keywords: Spatial Distribution. Land Use Practices. Secondary Succession. Forest Restoration.

1. INTRODUÇÃO

A intrusão das populações humanas em áreas de florestas naturais que, antes, estavam livres de perturbações antrópicas está se tornando cada vez mais comum em Mocambique. Entre as florestas naturais no país, o ecossistema de Miombo tem sido cada vez mais exposto a ações antrópicas, como práticas agrícolas e pastoreio, com recurso ao fogo, exploração florestal para fins energéticos (lenha e carvão) e produção de madeira (ZOLHO, 2005; JANSEN et al., 2008; GELDENHUYS; GOLDING, 2008; RIBEIRO et al., 2017).

Essas práticas costumeiras de uso do solo local colocam a floresta de Miombo sob intensa pressão, principalmente devido à conversão de grandes extensões dessa floresta em terras agrícolas pela população local (WILLIAMS et al., 2008; TEMUDO; SILVA, 2012). O fogo é descrito como umas principais perturbações desse ecossistema e usado, comumente,

como técnica de manejo das áreas agrícolas e de pastagem pela população local (RYAN; WILLIAMS, 2011; JEW et al., 2016; RYAN et al., 2016).

Além disso, a atividade madeireira pelo método convencional, que é realizada em algumas concessões florestais em Moçambique, que consiste no corte de determinadas espécies arbóreas de interesse econômico (EIA, 2014; EKMAN et al., 2014; MACQUEEN, 2018), diminui a produtividade florestal, impactando diretamente as populações de espécies nativas e favorecendo a conversão de florestas para outros usos do solo. O comércio de madeira de espécies nativas em Moçambique configura uma das atividades econômicas mais importantes. No ano de 2019, essa atividade representou cerca de 3,8% do PIB (produto interno bruto), correspondente a 570 milhões de dólares americanos (WORLD BANK, 2020).

As concessões florestais são áreas de produção, ou seja, florestas com potencial para exploração comercial de madeira, atribuídas a pessoas singulares ou empresas privadas ou comunidades, com duração de até 50 anos, renovável por igual período, mediante a solicitação (MARZOLI, 2007). As concessões florestais exigem um plano de manejo aprovado pelo governo, baseado em um inventário detalhado da floresta e a posse de indústria de processamento de madeira (WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2013).

Em Moçambique, *Millettia stuhlmannii* Taub. (Fabaceae) é amplamente procurada para exportação e uso doméstico, em razão da sua madeira valiosa e excelentes propriedades mecânicas (BUNSTER, 2006; ALI et al., 2008; UETIMANE JR., 2018). A árvore de *M. stuhlmannii* habita o dossel intermediário, ocorre desde a costa de Moçambique até 900 m de altitude (COATES PALGRAVE et al., 2002; VAN WIK; VAN WIK, 2011), apresenta crescimento relativamente lento (REMANE; THERRELL, 2015) e baixos níveis de recrutamento (GELDENHYUS; GOLDING, 2008; CHINDER et al., 2020). *M. stuhlmannii* representou cerca de 30% do volume total de madeira exportada em Moçambique, entre os períodos de 1997 a 2017 (EGAS et al., 2013; EKMAN et al., 2014; MITADER, 2018).

Atualmente, registra-se uma diminuição da população de *M. stuhlmannii* em toda área de distribuição da espécie em Moçambique (MACKIENZIE, 2006; EKMAN et al., 2014; MITADER, 2018). Apesar da sua importância, o manejo é limitado, devido, principalmente, à escassez de informações sobre a autoecologia, incluindo a regeneração e os padrões de distribuição espacial em resposta às perturbações na floresta. Frequentemente, o manejo florestal em Moçambique e as políticas regulatórias não são baseadas em evidências fortes sobre o potencial de recuperação das espécies na floresta (WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2013; EKMAN et al., 2014; HOFIÇO et al., 2018; MACQUEEN, 2018).

Conforme Geldenhyus (2010), a exploração racional de qualquer ecossistema pode ser planejada a partir do conhecimento de sua dinâmica biológica; no que se refere à vegetação, é necessário conhecer como ocorre o processo de regeneração natural diante das alterações antrópicas. A forma como a floresta se regenera vai depender de como seus mecanismos (bancos de sementes e plântulas) possibilitam a entrada e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies (LUOGA et al., 2004; KY DEMBELE et al., 2007). Por meio do banco de sementes do solo, da chuva de sementes, seus meios de dispersão e do banco de plântulas, a regeneração natural das florestas tem a capacidade de se estabelecer após alterações naturais ou antrópicas.

Estudos na floresta de Miombo demonstram que algumas espécies possuem uma capacidade notável de recuperação após perturbação, devido à regeneração de árvores a partir das raízes e tocos (HANDAVU et al., 2011; SHIRIMA et al., 2015; SYAMPUNGANI et al., 2017), que foi demonstrado em áreas abandonadas após o cultivo itinerante, a produção de carvão, a pastagem e o corte seletivo de madeira (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; CHINUWO et al., 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011; KALABA et al., 2013; CHIDUMAYO, 2017; MUVENGWI et al., 2020; CHINDER et al., 2020).

A alta capacidade de regeneração de algumas espécies na floresta de Miombo deve-se, principalmente, à resistência ao fogo e à reprodução vegetativa a partir de raízes e de toco (LUOGA et al., 2004; SHIRIMA et al., 2015). Embora a capacidade de *M. stuhlmannii* de regenerar vegetativamente na floresta de Miombo tenha sido relatada por alguns autores (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS; GOLDING, 2008; GELDENHYUS, 2010), o papel das perturbações antrópicas na rebrota dessa espécie foi negligenciado nesses estudos.

Além disso, o conhecimento sobre a distribuição espacial dessa espécie pode indicar a relação entre a regeneração natural e o tipo de uso do solo da espécie. As formas de origem da regeneração natural e o padrão espacial de *M. stuhlmannii* podem estar relacionados à biologia e à adaptação ecológica aos fatores bióticos e abióticos específicos (SYAMPUNGANI et al., 2016; MUVENGWI et al., 2020).

Embora esse padrão seja amplamente reconhecido como uma preocupação central de conservação e produção nas florestas tropicais, poucos dados estão disponíveis sobre os impactos reais da extração seletiva, fogo e subsequente agricultura itinerante no padrão de distribuição espacial e regeneração natural de *M. stuhlmannii*. Os impactos da ação antrópica sobre o padrão de distribuição espacial, regeneração natural de *M. stuhlmannii* e sua resiliência na floresta de Miombo não foram estudados em Moçambique até agora.

Sem a regeneração dessa espécie de árvores valiosas, uma importante fonte de madeira e receita poderá ser perdida. Pode-se esperar que os efeitos combinados da extração seletiva de madeira e do desmatamento para a agricultura em um de nossos locais de estudo resultem em florestas secundárias com baixa diversidade de espécies e redução na regeneração de árvores madeireiras importantes (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011). Compreender os fatores determinantes para a regeneração e a distribuição espacial de *M. stuhlmannii* são um desafio central para o seu manejo sustentável, bem como subsidiar estratégias de conservação desse importante recurso florestal.

O presente estudo teve como objetivo avaliar os padrões de regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub., em áreas perturbadas, originalmente, cobertas por floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Para tanto, duas hipóteses foram testadas: (1) A densidade, o diâmetro, a altura e a forma de origem da regeneração de *M. stuhlmannii* estão relacionadas ao tipo de uso do solo na floresta; (2) Os padrões de distribuição espacial da regeneração de *M. stuhlmannii* são modificados pelo tipo de uso do solo na floresta.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

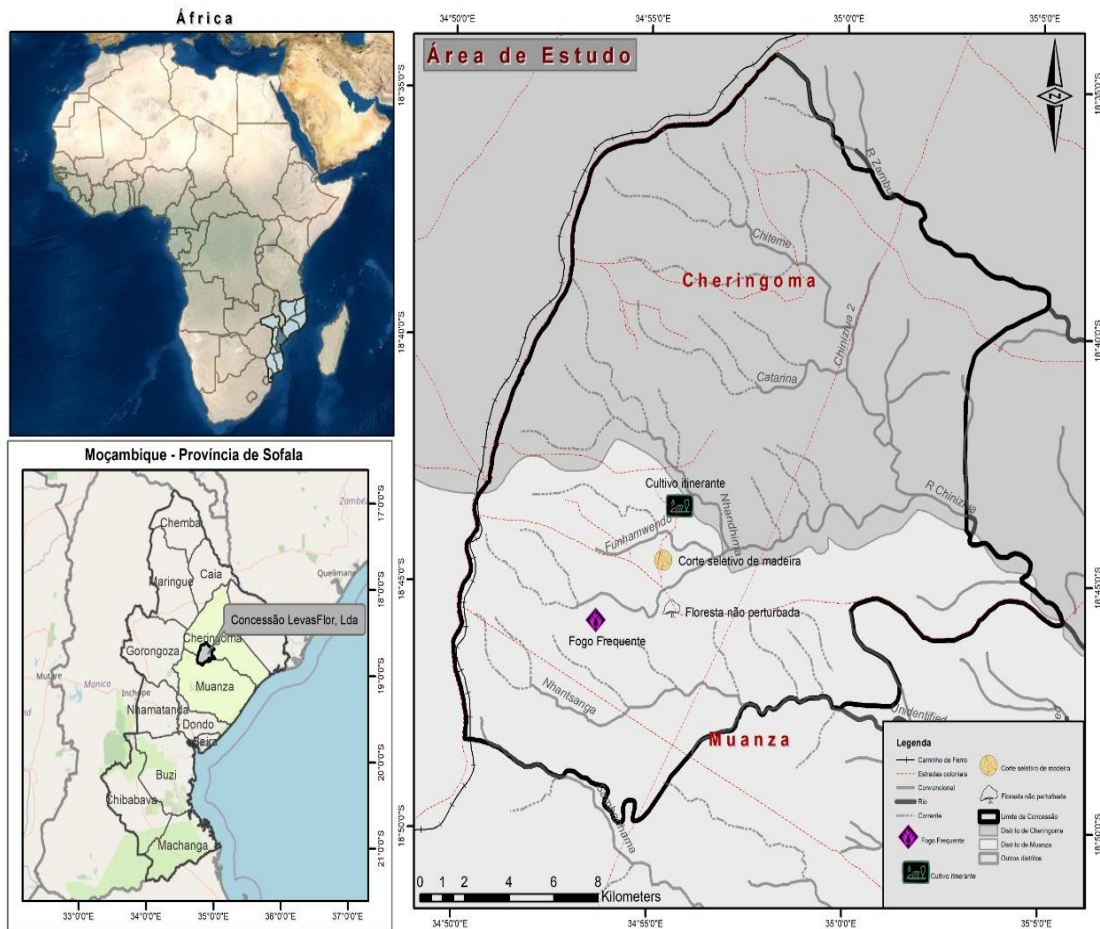
2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em uma área de concessão florestal, propriedade da empresa LevasFlor Lda., localizada no distrito de Muanza, na província de Sofala, região central de Moçambique (FIGURA 1). A concessão possui uma área de 46.239 ha de floresta diversificada, sendo que a floresta de Miombo é a predominante. O manejo florestal nesse local segue as normas florestais e ambientais moçambicanas e os requisitos da FSC.

O clima da região é do tipo Aw (tropical seco), segundo a classificação de Köppen, caracterizado por duas estações meteorológicas distintas, sendo a seca e fria (maio a setembro) e a quente e chuvosa (outubro a março). A precipitação média anual é de 1200 mm, com temperatura média anual de 24,2 °C (MAE, 2005). O local é caracterizado por oxissolos fortemente lixiviados, derivados do granito e com topografia bastante plana. A vegetação compreende a floresta de Miombo, dominada por árvores dos gêneros *Brachystegia spiciformis* Benth. e *Julbernardia globiflora*, (Benth.) Troupin e outras espécies associadas como *M. stuhlmannii* (COATES PALGRAVE et al., 2007; GELDENHYUS, 2010).

No entorno leste e sul, a concessão faz fronteira com povoados, cujos habitantes praticam agricultura de subsistência e, sazonalmente, a produção de energia e caça com recurso ao fogo. Esses habitantes dependem inteiramente dos recursos da floresta para sua subsistência, usam as plantas lenhosas para energia (lenha e carvão) e construção de casas.

Figura 1 – Localização da área de estudo, no Distrito de Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.



Fonte: O autor (2021).

2.2 SELEÇÃO DE LOCAIS E AMOSTRAGEM

Os locais de estudo foram selecionados usando amostragem proposital estratificada (CRESWELL, 1998). Quatro categorias diferentes de uso do solo (ou seja, tratamentos) foram identificadas para a floresta de Miombo: (1) floresta não perturbada (UF); (2) floresta perturbada pelo corte seletivo de madeira em pousio (SL); (3) floresta perturbada pela produção

de carvão vegetal em pousio (FB); e (4) floresta perturbada pelo cultivo agrícola itinerante em pousio (SB).

A estratificação foi baseada nas práticas de uso do solo comuns na região sob estudo. A estratificação foi feita por meio da verificação de imagens de satélite e dos valores médios correspondentes à camada e ao índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI), conforme Ustuner et al. (2015). O NDVI foi usado com a máquina de vetores de suporte, isto é, usada para análise de classificação e regressão, para processamento de imagens e produção de classes de uso do solo da região sob estudo (USGS, 2018).

Os critérios de seleção das áreas utilizadas para o estudo foram: a presença de *M. stuhlmannii* em estágio de regeneração, o histórico de perturbação, a frequência e o período de recuperação após perturbação (entre oito e 10 anos). Foi verificado também a presença de árvores matrizes, a presença/ausência de cicatrizes de fogo e marcas de carvão, vestígios de atividade agrícola e a extração de madeira com a presença de tocos da espécie objetivo em cada área.

Para tanto, os técnicos da concessão florestal e a população local apoiaram na identificação dos locais de estudo a campo. Os campos agrícolas e de produção de carvão abandonados foram identificados cada um por meio de conversas com os pequenos produtores locais no povoado de Condué. Os produtores locais foram convidados a localizar os campos abandonados ao longo dos últimos anos. Os tipos de uso do solo selecionados estão na mesma zona agroecológica da sub-região do planalto de Cheringoma e as características biofísicas estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Características biofísicas dos diferentes tipos de uso do solo selecionados para o estudo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

Uso do solo	Distrito	Área (ha)	N	Coordenadas (x;y)	Altitude (m)	Período perturbação
UF	Muanza	28,1	30	18°45'31"S; 34°55'35"E	221-278	Controle
SL	Muanza	19,8	30	18°44'33"S; 34°55'22"E	238-274	2007/11
SB	Muanza	10,3	30	18°43'26"S; 34°55'46"E	173-210	2008/11
FB	Muanza	13,8	30	18°45'46"S; 34°53'39"E	192-224	2007/11

Em que: n – número de parcelas amostradas de tamanho de 0,10 ha (50x20 m); x – latitude; y – longitude; UF – Floresta não perturbada (ou seja, tratamento controle); SL – Floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – Floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – Floresta perturbada pela produção de carvão e/ou caça.

Para efeito do presente estudo, considerou-se:

- (i) Floresta de Miombo não perturbada (UF), foi considerada toda área dentro da concessão florestal constituída por parcelas permanentes com mínima ou sem nenhuma ação antrópica visível (ou seja, tratamento controle);
- (ii) Floresta perturbada pela extração seletiva de madeira (SL), foi considerada toda área dentro da concessão florestal constituída por blocos de corte seletivo de madeira (unidades de produção anual – UPA's), com evidências de atividade de extração recente (intervalo inferior a 10 anos, de acordo com o plano de manejo da empresa);
- (iii) Floresta perturbada pelo cultivo itinerante (SB), foi considerada toda área usada pela população local para a prática da agricultura, baseado no corte e queima da biomassa florestal, principal atividade de subsistência da população local;
- (iv) Floresta perturbada pela atividade produção de carvão (FB), foi considerada toda área florestal usada pela população local para fins energéticos (lenha e carvão), com recurso ao corte raso da biomassa florestal e fogo.

2.3 LEVANTAMENTO DE DADOS

Para a seleção dos locais para investigar a regeneração de *M. stuhlmannii* e seus padrões de distribuição espacial, usou-se parcelas retangulares de 0,1 hectares (20 x 50 m), distribuídas de forma contíguas e equidistantes, em áreas análogas para cada tipo de uso do solo. Em cada local selecionado, foram estabelecidas, sistematicamente, 30 parcelas, em áreas relativamente planas, perfazendo 3,0 hectares amostrados por tipo de uso do solo.

O censo de todos os regenerantes de *M. stuhlmannii* foi realizado, assim como a mensuração de diâmetro (d_{10}) e altura (h) e os registros de coordenadas. O diâmetro (d_{10}) da regeneração originária a partir de semente e da rebrota de raízes foi obtido a 10 cm do solo. Para a rebrota a partir de toco foi obtido a 10 cm do ponto de origem do broto. O diâmetro (d_{10}) foi medido com um paquímetro digital, calibrado em mm. A altura total (h) foi obtida por meio de uma vara graduada em cm e as coordenadas foram obtidas com um GPS (Global Position Systems). No presente estudo, considerou-se regenerante de *M. stuhlmannii* todas as plantas com a altura total inferior a três metros.

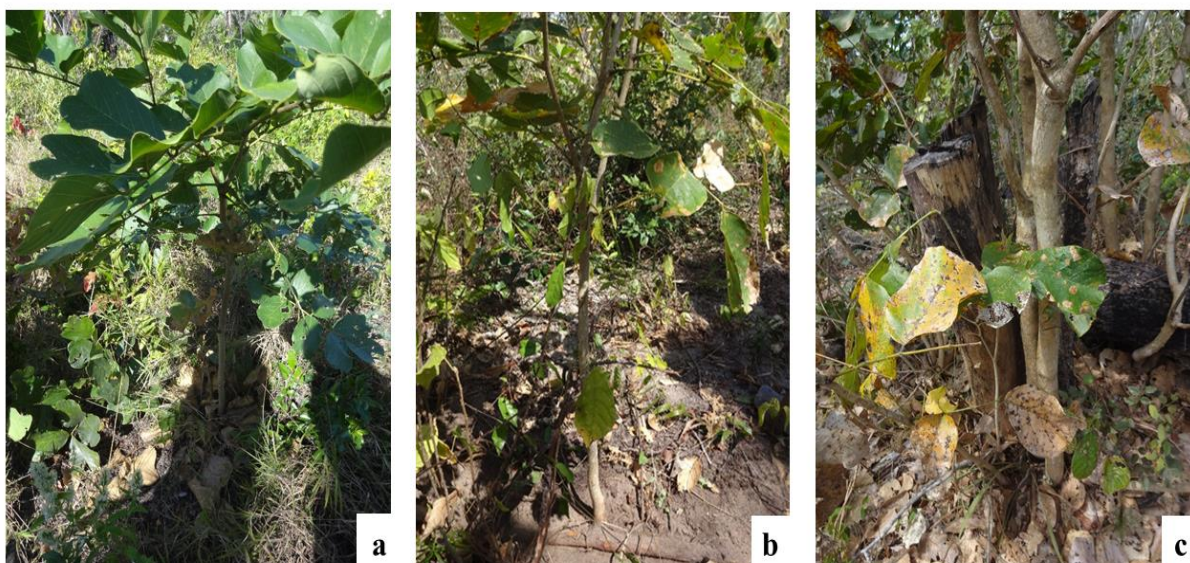
Para a classificação da regeneração de *M. stuhlmannii* foi considerada a sua forma de origem, sendo que: originário de semente (reprodução sexuada), brotação a partir de raízes e brotação a partir de toco (reprodução vegetativa). A identificação da forma de origem foi

através da diferenciação morfológica do sistema radicular deles, realizado durante os levantamentos na área de estudo entre os meses de abril a junho do ano de 2018 e 2019.

Durante o levantamento, observou-se que a regeneração de *M. stuhlmannii* era de semente, rebrota a partir de raízes e de toco. Não foi necessário arrancar completamente os regenerantes a campo para distinguir a forma de origem entre si, somente um leve puxão para cima mostrou claramente se estavam conectadas ao sistema de raízes de uma árvore adulta. Desse modo, evitou-se a destruição de regenerantes da espécie na área de estudo. No entanto, para alguns casos duvidosos, escavou-se completamente as raízes dos regenerantes com uma enxada, até aproximadamente 15 cm de profundidade, para garantir uma classificação inequívoca da forma de origem do regenerante. No caso da rebrota a partir de toco, observações da presença de tocos ajudaram a determinar a forma de origem.

No estudo, considerou-se como regeneração originária de semente, toda planta de *M. stuhlmannii* recém-estabelecida emergindo de semente e que não sofreu danos ou morte aparente (FIGURA 2a). Enquanto brotação a partir de raízes, foram todos regenerantes da espécie, vivos e ativos, que surgiram verticalmente de raízes laterais superficiais, após danos ou morte da planta adulta (FIGURA 2b). Por último, brotação a partir de toco, foram todas as plantas vivas e ativas originárias de gemas proventícias presentes no toco de árvores adultas brotadas em resposta ao corte da biomassa acima do solo com diâmetro na base do toco superior a 10,0 cm (FIGURA 2c), conforme a metodologia adotada por Luoga et al. (2004), Ky-Dembele et al. (2007), Bognounou et al. (2010) e Syampungani et al. (2016).

Figura 2 – Formas de origem da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. a) semente; b) brotação a partir de raízes; e c) brotação a partir de toco.



Fonte: Autor (2019).

Os dados foram coletados em dois períodos distintos, durante os meses de abril a julho (início da estação seca), do ano de 2018 e 2019, respectivamente. O período de coleta dos dados (estação seca) permitiu a fácil identificação das características dos regenerantes da espécie objetivo a campo, através da diferenciação morfológica, sem prejuízo da exclusão de indivíduos que perderam folhas ou morreram durante a estação seca. Importa referir que entre os períodos de levantamento dos dados, a região do estudo foi assolada pelo ciclone tropical Idoi, que foi um evento extremo que causou inundações, queda e exposição de sistemas radiculares de árvores de grandes dimensões de diferentes espécies, incluindo *M. stuhlmannii*, e provocou clareira na floresta.

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

2.4.1 Estrutura e forma de origem da regeneração

Para a densidade (ind.ha^{-1}), foi contado o número total de regenerantes de *M. stuhlmannii*, considerando a forma de origem dentro da parcela e entre os diferentes tipos de uso do solo na floresta sob estudo, sendo que a densidade absoluta remete ao número de regenerantes por hectare (KENT; COKER, 2011). A importância relativa de cada forma de origem da regeneração foi calculada como sendo a proporção do número de indivíduos contido em cada parcela pelo número total de regenerantes em cada tipo de uso do solo analisado. Foram também examinados os padrões de distribuição de classe de tamanho para o diâmetro (d_{10}) e para a altura (h) de regenerantes, considerando a forma de origem e os diferentes tipos de uso do solo. Os diâmetros (d_{10}) foram agrupados em seis classes, em intervalos de 2,5 cm: < 2,5 cm; 2,5 – 5,0 cm; 5,0 – 7,5 cm; 7,5 – 10,0 cm; 10,0 cm – 12,5 cm; 12,5 – 15,0 cm, e, para a altura, considerou-se cinco classes, em intervalos de 50 cm: < 50 cm; 50 – 100 cm; 100 – 150 cm; 150 – 200 cm; 200 – 250 cm, respectivamente.

Os dados foram testados quanto à homogeneidade de variância e normalidade dos dados, usando-se os testes Bartlett e Shapiro-Wilk, respectivamente, e, quando necessários, foram transformados em log ou raiz quadrada. Para análise da densidade (ind.ha^{-1}), o diâmetro (d_{10}) e a altura total (h) entre os diferentes tipos de uso do solo, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA), usando o procedimento GLM (General Linear Models) (NELDER; WEDDERBURN, 1972). Quando encontradas diferenças estatísticas entre as médias, comparações post-hoc (Tukey HSD), foram feitas para contrastar as médias das variáveis

analisadas (*a pair-wise comparison*) e as diferenças foram consideradas significativas para $\alpha = 5\%$ (MARUSTERI; BACAREA, 2010).

Foram ajustadas equações para a relação altura-diâmetro (PRETZSCH, 2009), para definir-se os limites máximos de altura de regenerantes de *M. stuhlmannii* pela forma de origem entre diferentes tipos de uso do solo sob estudo. A equação que expressa as relações altura-diâmetro entre plantas é dada por $y = b_0 + b_1 \cdot \ln x$, onde b_0 e b_1 são coeficientes de regressão, x é um diâmetro e y é uma altura. Com base no maior valor do coeficiente de determinação, valor de AIC e valor de F, foi definida a melhor equação para a relação altura-diâmetro (h/d) para a regeneração entre os tipos de uso de solo. As análises estatísticas foram realizadas usando funções *ggplot2* (WICKHAM, 2009), *ggpubr* (KASSAMBARA, 2019) e GLM (ZELNER, 2009) do ambiente R versão 4.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

2.4.2 Padrão espacial da regeneração

Para a análise dos padrões espaciais, foi testada a hipótese de completa aleatoriedade espacial de uma configuração pontual de regenerantes de *M. stuhlmannii* (ou seja, distribuída aleatória), usando a função de correlação de par univariada dependente da distância, $g(r)$ (ILLIAN et al., 2008; WIEGAND; MOLONEY, 2014), em função do tipo de uso do solo e da forma de origem dos regenerantes na área de estudo. A função $g(r)$ descreve a densidade de pontos mapeados à distância, r , de qualquer ponto arbitrário, em relação à expectativa sob aleatoriedade espacial completa (ILLIAN et al., 2008; WIEGAND; MOLONEY, 2014). Nessa análise, distribuíram-se pontos aleatoriamente em 199 simulações de Monte Carlo dos modelos nulos apropriados para testar o desvio de aleatoriedade espacial completa e para construir envelopes de simulação da função $g(r)$.

O modelo nulo segue um processo de Poisson não homogêneo, distribui pontos sob intensidade não constante (pontos por unidade de área), combinando a função $g(r)$ resultante de parcelas independentes em estatísticas de média ponderada (DIGGLE, 2003) para os respectivos tipos de uso do solo e por forma de origem da regeneração, em que o peso da função é o número de pontos em uma parcela dividido pelo número total de pontos.

Portanto, quando as estatísticas observadas da função $g(r)$ são maiores do que o esperado, os padrões da regeneração são agregados; da mesma forma, valores menores do que o esperado sugere uniformidade. A modelagem de processo de pontuais foi realizada usando a função *spatstat* (BADDELEY et al., 2005) do ambiente R versão 4.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

3. RESULTADOS

3.1 DENSIDADE, DIÂMETRO E ALTURA DA REGENERAÇÃO

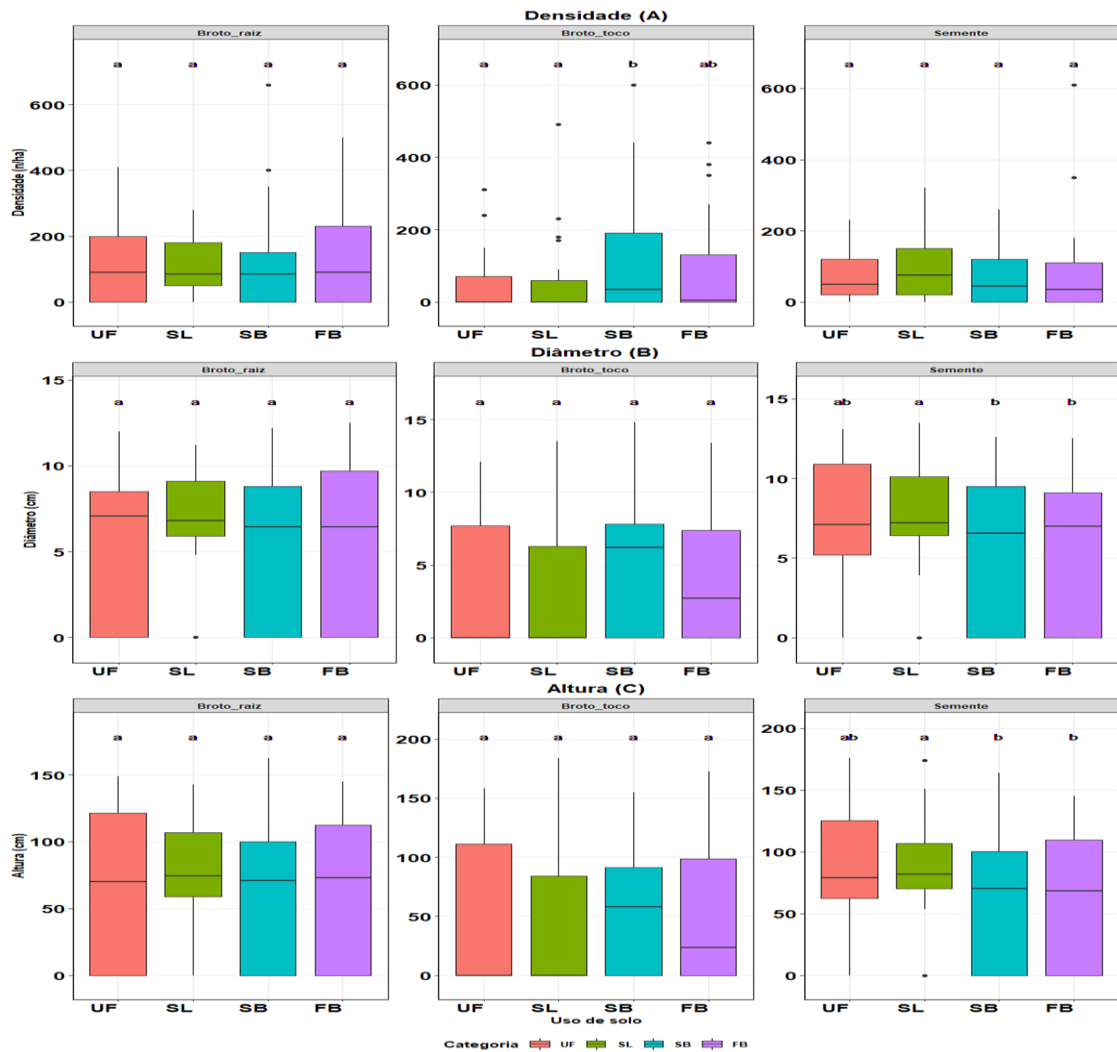
A regeneração de *M. stuhlmannii* entre os quatro locais estudados variou para a densidade, diâmetro e altura (FIGURA 3). Em uma comparação dos locais de estudo, os resultados mostraram diferenças significativas para a densidade da regeneração a partir da rebrota de toco no local sob cultivo itinerante (SB), comparativamente à floresta não perturbada (UF) e de corte seletivo de madeira (SL) ($p < 0,05$). Porém, a densidade não diferiu estatisticamente da área perturbada pelo fogo (FB), (FIGURA 3a). A densidade da regeneração de *M. stuhlmannii* originária de semente e de rebrota de raízes não evidenciou diferenças estatísticas significantes entre as alternativas de uso do solo na floresta estudada.

Na comparação entre locais de estudo, verificou-se que o diâmetro (d_{10}) apresenta diferenças significativas para a regeneração de *M. stuhlmannii* originária de semente no local sob extração seletiva de madeira (SL), comparativamente ao local de fogo frequente (FB) e ao local de cultivo itinerante (SB), porém não diferiu estatisticamente da floresta não perturbada (UF) (FIGURA 3a).

Na regeneração originária de rebrota, a partir de raízes e de rebrota de toco, não se constatou diferenças estatísticas significantes entre os diferentes tipos de uso do solo sob estudo. Para a altura total (h), verificou-se ainda diferenças significativas para a regeneração de *M. stuhlmannii* originária de semente no local sob extração seletiva de madeira (SL), comparativamente ao local com presença do fogo (FB) e de cultivo itinerante (SB), porém, não diferiu estatisticamente da floresta não perturbada (UF) (FIGURA 3c).

Na regeneração originária de rebrota, a partir de raízes e de rebrota a partir de toco, não se constatou diferenças estatísticas significantes entre os diferentes tipos de uso do solo sob estudo.

Figura 3 – Densidade (ind. ha^{-1}), diâmetro (d_{10}) e altura total (h) da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

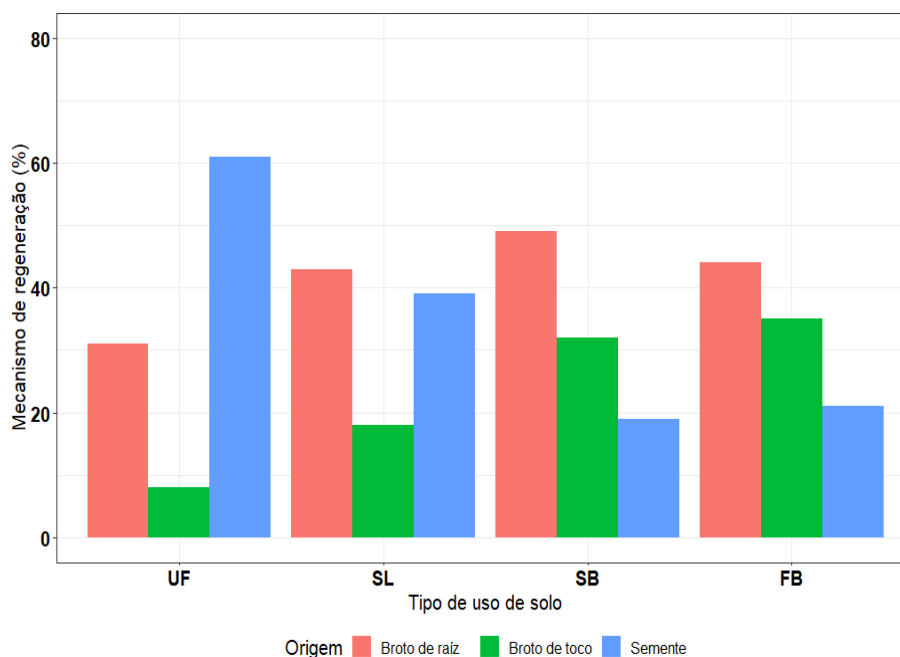


Em que: UF – Floresta não perturbada (ou seja, tratamento controle); SL – Floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – Floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – Floresta perturbada pela produção de carvão e/ou caça. ^{a,b} = letras diferentes diferem significativamente para $\alpha = 5\%$ de probabilidade, com base no teste de Tukey HSD.

3.2 FORMA DE ORIGEM DA REGENERAÇÃO

Os resultados mostraram que, na floresta não perturbada, a principal forma de origem da regeneração de *M. stuhlmannii* foi proveniente de semente (UF: $61,4\% \pm 8,12\%$), enquanto, nos locais que sofreram interferência antrópica, foi a rebrota a partir de raízes (SL: $41,2\% \pm 7,53\%$; SB: $49,4\% \pm 6,8\%$; FB: $44,4\% \pm 8,13\%$), conforme Figura 4. De forma geral, constatou-se que a rebrota a partir de raízes foi a principal forma de origem da regeneração de *M. stuhlmannii* na área de estudo ($43,1\% \pm 7,3\%$), seguida da originária de semente ($30,2\% \pm 6,7\%$) e a rebrota a partir de toco ($26,6 \pm 6,3\%$).

Figura 4 – Importância relativa da forma de origem da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub. entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.



Em que: UF – Floresta não perturbada (ou seja, tratamento controle); SL – Floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – Floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – Floresta perturbada pela produção de carvão e/ou caça.

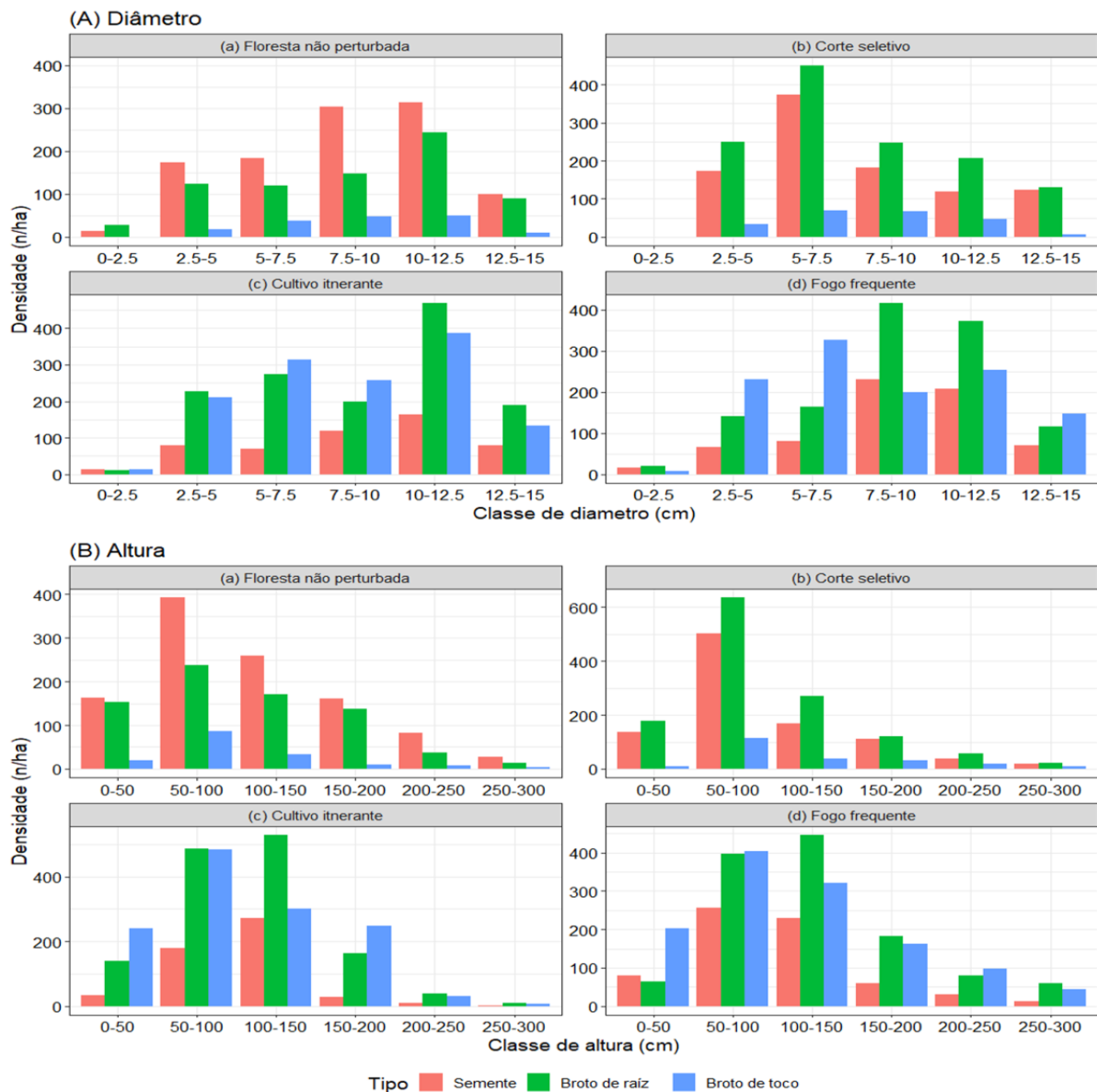
3.3 PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE CLASSES DE DIÂMETRO E DE ALTURA

O padrão de distribuição de classe de diâmetro da regeneração de *M. stuhlmannii* mostrou um perfil semelhante na forma de sino entre as formas de origem e entre os tipos de uso do solo na floresta sob estudo (FIGURA 5A). O perfil na forma de sino evidenciou a concentração da regeneração de *M. stuhlmannii* nas classes intermédias, porém, com flutuações no número de regenerantes entre as classes de diâmetro para as formas de origem e entre os diferentes tipos de uso do solo sob estudo.

Para a floresta perturbada por extração seletiva de madeira (SL), a regeneração de *M. stuhlmannii* esteve concentrada nas classes de diâmetro de 5,0 – 7,5 cm e 7,5 – 10 cm, contudo, com ausência de regenerantes na classe inicial (< 2,5 cm) nas diferentes formas de origem (FIGURA 5Ab). E nos demais tipos de uso do solo (UF, SB, FB), a regeneração de *M. stuhlmannii* entre as diferentes formas de origem esteve concentrada nas classes de diâmetro de 7,5 – 10,0 cm e 10,0 – 12,5 cm (FIGURA 12Aa; FIGURA 12Ac; FIGURA 5Ad), porém, constatou-se a ausência da regeneração originária de brotação de toco na classe inicial (< 2,5 cm) na floresta não perturbada.

Para a classe de altura, os resultados mostraram também um perfil de distribuição similar na forma de sino, com a concentração da regeneração de *M. stuhlmannii* nas classes de 50 – 100 cm e 100 – 150 cm, no entanto, com flutuações no número de indivíduos nas classes entre as diferentes formas de origem e entre os tipos de uso do solo, respectivamente (FIGURA 5B).

Figura 5 – Padrões de distribuição de classe de diâmetro (A) e de altura (B) da regeneração de *Millettia stuhlmannii* Taub entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.



Observa-se ainda que, na floresta não perturbada (UF), a regeneração originária de semente apresentou maior número de indivíduos em todas as classes de altura (FIGURA 5Ba),

enquanto a floresta perturbada por extração seletiva de madeira apresentou maior número de indivíduos originários de brotação a partir de raízes entre as classes de altura (FIGURA 5Bb).

Por outro lado, os locais perturbados pelo cultivo itinerante (SB) e pelo uso do fogo frequente (FB) apresentaram maior número de indivíduos originários de brotação a partir de raízes entre as classes de altura, porém com exceção para as classes de 150 – 200 cm pelo SB (FIGURA 5Bc) e para classe de 200 – 250 cm pelo FB (FIGURA 5Bd), em que o número de indivíduos originários de brotação a partir de toco foi maior.

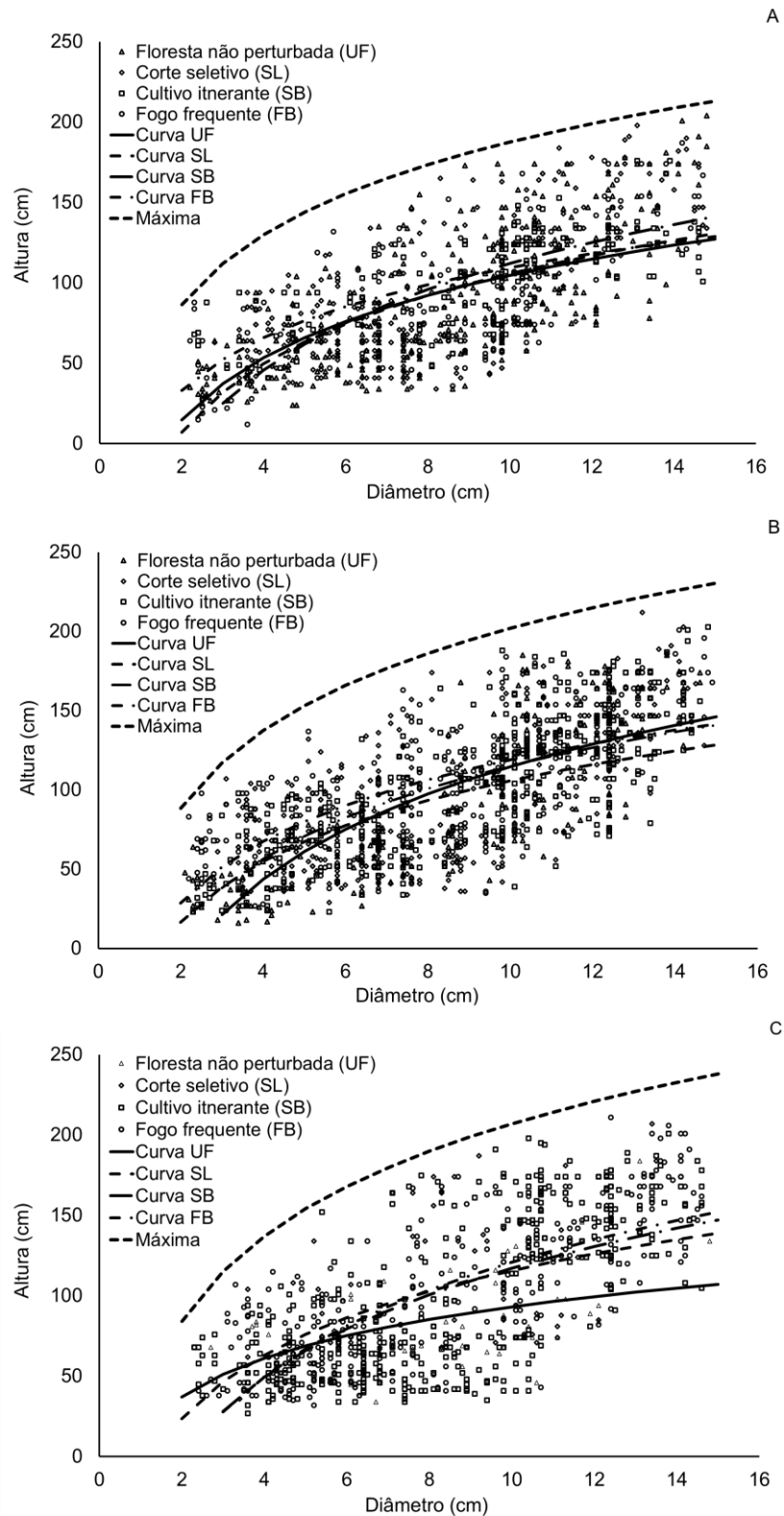
3.4 RELAÇÃO ALTURA-DIÂMETRO DA REGENERAÇÃO

Com base no maior valor do coeficiente de determinação, valor de AIC e valor de F, foram ajustados os melhores modelos para a relação altura-diâmetro (h/d) e para a regeneração de *M. stuhlmannii* entre os tipos de uso do solo e a definição da altura máxima entre as formas de origem (FIGURA 6). Para a regeneração originária de semente, o modelo que melhor se ajusta à relação altura-diâmetro foi $h = -54,26 + 72,25 \cdot \ln d$, que apresentou R^2 igual a 0,613 e AIC igual a 30858,74 ($F = 4.71$, $p < 0.001$). O modelo que expressa a altura máxima foi $h = 42,88 + 62,85 \cdot \ln d$. Observa-se que há uma variação maior na relação h/d até 12 cm de diâmetro, em que podem ser encontrados regenerantes com alturas variando de 40 a 170 centímetros, aproximadamente, entre os tipos de uso do solo (FIGURA 6A).

Para a brotação a partir de raízes, o modelo que melhor se ajusta à relação altura-diâmetro foi $h = -10,15 + 56,06 \cdot \ln d$, que apresentou R^2 igual a 0,862, AIC igual a 4013,33 e valor de $F = 31.71$ ($p < 0.001$). O modelo que expressou a altura máxima foi $y = 39,67 + 70,51 \cdot \ln d$. Observa-se que há uma variação maior na relação h/d até 10 cm de diâmetro, em que podem ser encontradas regenerantes com alturas variando de 25 a 170 cm, aproximadamente, entre os tipos de uso do solo (FIGURA 6B).

Para a brotação, a partir de toco o modelo que melhor se ajusta à relação altura-diâmetro foi $h = -57,25 + 77,37 \cdot \ln d$, que apresentou R^2 igual a 0,738 e AIC igual a 6013,33, valor de $F = 28,71$ ($p < 0,001$). O modelo que expressou a altura máxima foi $h = 31,25 + 76,33 \cdot \ln d$. Observa-se também que há uma variação maior na relação h/d até 10 cm de diâmetro, em que podem ser encontradas regenerantes com alturas variando de 25 a 180 cm, aproximadamente, entre os tipos de uso do solo (FIGURA 6C).

Figura 6 – Relação altura-diâmetro da regeneração de *Millettia stuhlmannii* entre as formas de origem e diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique, em que: as linhas médias representam a relação altura-diâmetro da regeneração da espécie por tipo de uso do solo. A linha pontilhada superior representa a altura máxima da regeneração da espécie. A – Semente; B – Brotação a partir de raízes; e C – Brotação a partir de toco.



3.5 PADRÕES ESPACIAIS DA REGENERAÇÃO

No geral, a hipótese inicial de aleatoriedade espacial completa da regeneração de *M. stuhlmannii* na área de estudo foi confirmada na análise univariada, com base na função $g(r)$, usando um raio de distância de cinco metros, entre as formas de origem e diferentes tipos de uso do solo na floresta sob estudo (FIGURA 7).

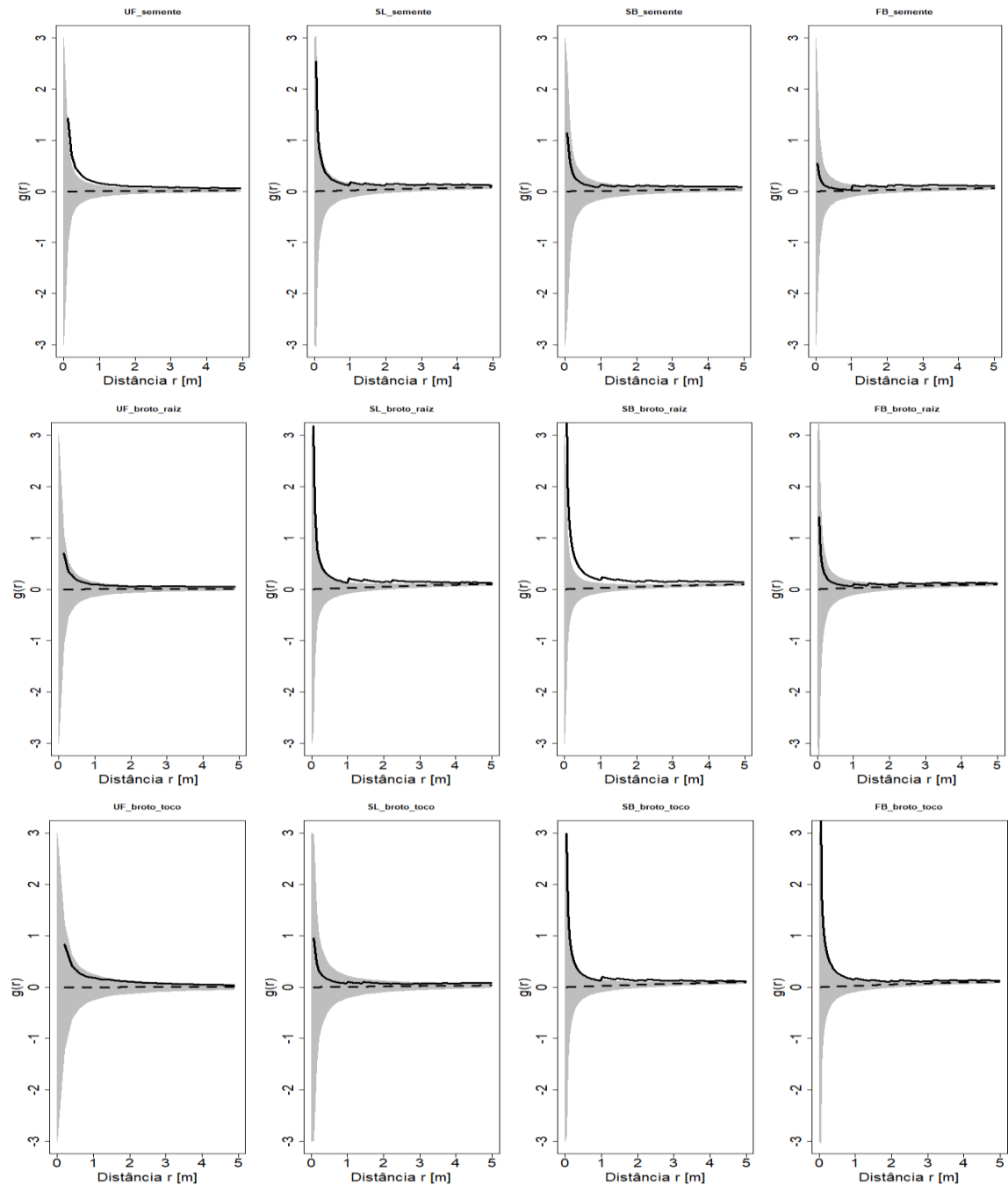
Os resultados evidenciaram um padrão de distribuição agregado para a regeneração originária de semente, com todos os pontos caindo dentro do envelope de confiança entre os diferentes tipos de uso do solo sob estudo, mas um agrupamento espacial significativo (como inferido da linha g acima do quartil 97,5% superior) foi detectado para distância de até um metro para floresta não perturbada (UF) e para floresta perturbada pela extração seletiva de madeira (SL), indicando tendência à aleatoriedade a escala menor (FIGURA 7A).

Para a brotação a partir de raízes, observou-se um padrão de distribuição agregado, com todos os pontos caindo dentro do envelope de confiança para floresta não perturbada (UF) e para floresta perturbada pelo fogo frequente (FB), mas um agrupamento espacial significativo (como inferido da linha g acima do quartil 97,5% superior) foi detectado para distância de até cinco metros para as áreas de corte seletivo de madeira (SL) e de cultivo itinerante (SB), indicando tendência à aleatoriedade a escala maior (FIGURA 7B).

Entretanto, para a brotação a partir de toco, observa-se um padrão de distribuição agregado, com todos os pontos caindo dentro do envelope de confiança para floresta não perturbada (UF) e para floresta perturbada pela extração seletiva de madeira (SL), mas um agrupamento espacial significativo (como inferido da linha g acima do quartil 97,5% superior) foi detectado para distância de até cinco metros para floresta perturbada pelo fogo frequente (FB) e pelo cultivo itinerante (SB), indicando tendência à aleatoriedade a escala maior (FIGURA 7C).

Os resultados mostraram ainda que houve associações entre as formas de origem da regeneração natural de *M. stuhlmannii* e os tipos de uso de solo estudados em escalas de um a 10 m e as densidades de regenerantes dessa espécie evidenciaram padrões semelhantes, ambas tendendo a diminuir com o aumento da distância. Alguns fatores antrópicos afetam o padrão espacial de *M. stuhlmannii* na floresta estudada, como, por exemplo, os distúrbios de corte raso para agricultura, fogo, desastres naturais, solo e relevo.

Figura 7 – Análise univariada do padrão espacial da regeneração de *Millettia stuhlmannii* entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso do solo na floresta de Miombo, no Distrito de Muanza, Província de Sofala, em Moçambique, em que: a linha sólida contínua representa função de correlação de pares, $g(r)$, que é a estatística média ponderada calculada a partir das 30 parcelas utilizadas nos diferentes tipos de uso do solo; a área cinza representa o envelope para as 199 simulações do modelo nulo. Os valores acima e dentro dos envelopes indicam aleatoriedade e agregação, respectivamente. UF – floresta não perturbada; SL – floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – floresta perturbada pelo fogo frequente.



4. DISCUSSÃO

O estudo da regeneração fornece ferramentas essenciais para prever o futuro de uma determinada espécie lenhosa dentro de uma comunidade vegetal (MAKANA; THOMAS, 2005; MOSTACEDO et al., 2009; MEDJIBE et al., 2014; MUVENGWI et al., 2020). Os resultados deste estudo mostraram que a densidade média da regeneração de *M. stuhlmannii* originária de semente foi alta na floresta não perturbada (UF), comparativamente às demais áreas estudadas.

O corte seletivo, o fogo e a agricultura influenciaram na densidade da regeneração a partir de sementes e raízes. De fato, outros autores mostraram que, após o cultivo ter sido interrompido, a vegetação pode crescer a partir do banco de sementes do solo, material vegetativo existente (caule, toco, rebento, raiz), que foi apenas ligeiramente afetado pelo fogo, ou sementes originadas de árvores próximas ou remanescentes (LUOGA et al., 2004; ZOLHO, 2001; TIMBERLAKE; CHIDUMAYO, 2011).

A capacidade das espécies de crescerem vegetativamente depende de uma série de fatores, incluindo tipo de floresta, idade e tamanho da árvore, competição por nutrientes, luz, chuva e fogo (LUOGA et al., 2004; DEMBELE et al., 2007; SYAMPUNGANI et al., 2016). Outro fator que pode afetar negativamente a regeneração natural originária a partir de semente na floresta não perturbada, e nos fragmentos florestais remanescentes, é a presença de herbívoros e predadores de semente (TIMBERLAKE et al., 2010; MOGRABI et al., 2016), como, por exemplo, macacos e esquilos superabundantes na área de estudo.

Vários estudos mostraram que as formações de Miombo regeneram-se principalmente por meio da regeneração de toco e de raiz, em vez de sementes, o que pode explicar a rápida regeneração relatada (LUOGA et al., 2004; BACKÉUS et al., 2006; CHIDUMAYO, 2013; CHIRWA et al., 2015). Em contraste, nos locais que sofreram ações antrópicas (SL, SB e FB), a reprodução vegetativa foi a principal estratégia de regeneração de *M. stuhlmannii*, pois 43,1% dos indivíduos regeneraram a partir de rebrota a partir de raízes.

Geldenhyus e Golding (2008) observaram que a regeneração vegetativa a partir de rebrota de raiz é, geralmente, uma característica tão típica de *M. stuhlmannii* que foi sugerida como uma forma de manejar a sua madeira em plantios. Adicionalmente, os resultados demonstraram ainda que a exposição de tocos à luz solar aumenta sua eficácia de rebrota para *M. stuhlmannii*, que se desenvolve vegetativamente e, por sua vez, a abertura do dossel por meio de cultivo itinerante ou produção de carvão estimula a germinação das reservas de sementes do solo, conforme a temperatura e a intensidade da luz aumentam (ZOLHO, 2005; HANDAVU et al., 2011; SYAMPUNGANI et al., 2016).

Conforme Shirima et al. (2015), essa condição é considerada uma adaptação da espécie ao ambiente, em que o sistema de raízes estabelecido fornece assimilados suficientes para o crescimento bem-sucedido. Entretanto, a diferença intraespecífica observada no número de regenerantes de *M. stuhlmannii* entre os diferentes tipos de uso do solo deste estudo pode estar relacionada à intensidade da perturbação, que tem influência na densidade inicial de plantas na área (WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010) e pode estar relacionada à preferência da população local (ZOLHO, 2015).

Isso sugere que as diferentes alternativas de uso do solo na floresta de Miombo sob estudo têm forte influência na forma de origem e na densidade da regeneração dessa espécie. Geldenhuys e Golding (2008) observaram que, em áreas abandonadas com histórico de ação antrópica severa (cultivo agrícola, produção lenha e carvão), é comum encontrar maior número de rebrota de raiz e de toco de *M. stuhlmannii* em comparação às áreas menos perturbadas, confirmando os resultados encontrados neste estudo.

Ryan e Williams (2011) referem que quanto maior o nível de perturbação e degradação de uma floresta de Miombo, maior será a reprodução vegetativa das espécies nesse ecossistema, tal como *M. stuhlmannii*. A capacidade de resiliência observada de *M. stuhlmannii* é consistente com estudos de outras espécies com mesmas características em outras regiões da floresta de Miombo (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; CHINUWO et al., 2010; KALABA et al., 2013; CHIDUMAYO, 2013; MCNICOL et al., 2015).

De forma geral, não se evidenciaram diferenças estatísticas significativas entre a densidade da regeneração de *M. stuhlmannii* originária de semente e de brotação a partir de raízes entre os tipos de uso do solo. Entretanto, para densidade, diâmetro e altura de rebrota, a partir de toco os locais de cultivo e de fogo frequente, diferiram significativamente. Esses resultados sugerem uma boa recuperação de *M. stuhlmannii*, particularmente, após o corte seletivo, que é o principal fator de perturbação antrópica na floresta estudada (GELDENHYUS, 2010).

Ainda assim, na área de corte seletivo de madeira, evidenciou-se ausência de regenerante na classe inferior (<2,5 m). Isso pode ser explicado por dois efeitos da extração anterior, a compactação do solo após a extração mecanizada com máquinas pesadas tem a hipótese de dificultar a regeneração de espécies na floresta de Miombo (GELDENHYUS; GOLDING, 2008). Além disso, é provável que a destruição direta de raízes, rebroto de raízes antes e durante a extração de madeira tenha desempenhado um papel, no processo de regeneração e auxiliado no processo de sucessão dessa espécie. A regeneração vegetativa também é uma resposta

comum a distúrbios antrópicos na floresta de Miombo (LUOGA et al., 2004; HANDAVU et al., 2011; SYAMPUNGANI et al., 2016).

A rebrota de raízes e de toco encontrados na área não perturbada e na área de corte seletivo de madeira podem servir como um "banco de ramets". Kleinschroth et al. (2013) referem que esses brotos vegetativos podem persistir muitos anos no sub-bosque com taxas de crescimento reduzidas e podem, mais tarde, ter uma vantagem na regeneração da espécie, uma vez aberto o dossel.

M. stuhlmannii é uma espécie demandante de luz e intolerante ao fogo (GELDENHYUS, 2010). A ausência de clareiras em razão da vegetação densa na floresta e a presença do fogo podem significar probabilidade menor de recrutamento e sobrevivência de regenerantes da espécie nas classes iniciais ou na estagnação do crescimento por alguns anos, principalmente, para os originários de semente (LUOGA et al., 2004; ZOLHO, 2005; KY DEMBELE et al., 2007). Os resultados deste estudo sugerem que ações antrópicas e a baixa frequência de fogo na floresta favorecem a regeneração de *M. stuhlmannii*.

Além disso, observou-se maior densidade de regenerante de *M. stuhlmannii* com diâmetros superiores a 50 cm, nas clareiras resultantes de ação antrópica (cultivo, fogo frequente e corte seletivo de madeira). A variação de diâmetros e de altura da regeneração de *M. stuhlmannii* de tocos era esperada a regeneração maior em diâmetro e altura nas áreas sem e com pouca perturbação, conforme Hoffman (1998), a regeneração originária de rebrota de toco apresenta, em geral, indivíduos de maior tamanho.

Assim, a capacidade de resposta de *M. stuhlmannii* após ação antrópica, a partir da rebrota a partir de raízes e tocos, pode ser o fator que mais contribui para a resiliência dessa espécie na floresta de Miombo (WILLIAMS et al., 2008; CHIDUMAYO, 2013; SYAMPUNGANI et al., 2017). Importa realçar que, a campo, observou-se que a floresta não perturbada e a área de corte seletivo de madeira tiveram maior disponibilidade de árvores adultas de *M. stuhlmannii*, o que poderá ter estimulado a chuva de semente e a ação de agentes dispersores (exemplo de esquilos e macacos), comum na floresta sob estudo.

Este achado é consistente com estudos anteriores em savanas africanas (ZOLHO, 2005; ZIDA et al., 2007; PARE et al., 2009; CHINUWO et al., 2010; SYAMPUNGANI et al., 2016; MUVENGWI et al., 2020), que observaram maior disponibilidade de semente de espécies intolerantes ao fogo, como *M. stuhlmannii*, e a presença de agentes dispersores contribuiu para recrutamento e estabelecimento da regeneração das espécies em ambientes com a exclusão do fogo.

Os padrões de distribuição de diâmetro e altura de regenerantes de *M. stuhlmannii* mostraram-se similares, principalmente, para a regeneração a partir de semente, entre as formas de origem e os diferentes tipos de uso solo. Isso indica existir um banco de plântulas com alta mortalidade nas classes iniciais (regeneração ainda não estabelecida) e, por outro lado, indica recrutamento contínuo, porém, lento entre as últimas classes de diâmetro e altura.

Esse comportamento sugere uma espécie que experimenta recrutamento irregular ou esporádico, principalmente, no estágio de emergência, ocasionado pela ação antrópica, herbivoria e o fogo (ZOLHO, 2005; SYAMPUNGANI et al., 2016; CHITECULO; SUROVY, 2018; ZULU et al., 2018). Para Pretzsch (2009), a distribuição de indivíduos em classes de diâmetro e de altura pode ajudar a descrever a estrutura de uma espécie em um determinado ecossistema.

Registrou-se a morte repetida de regenerantes devido à herbivoria, fogos frequentes e estresse hídrico, que são fenômenos comuns na floresta de savana e podem ser responsáveis pelo crescimento lento de altura das plântulas (GELDENHYUS, 2010; TIMBERLAKE et al., 2010; MOGRABI et al., 2015; SYAMPUNGANI et al., 2017; ZULU et al., 2018; NYIRENDA et al., 2019). No estudo de Zolho (2005), em uma floresta de Miombo na província de Sofala, região central de Moçambique, observou-se que a presença de fogo frequente ocasionou morte de regenerante de espécies como *M. stuhlmannii*, que não atingiram altura ou espessura de casca suficiente para suportar o calor.

A morfologia de múltiplos caules de *M. stuhlmannii* sugere o potencial de condução dessa espécie em sistema de talhadia (GELDENHUYS; GOLDING, 2009; SYAMPUNGANI et al., 2017), porém, para melhorar a sobrevivência e o vigor da rebrota da espécie, torna-se fundamental a exclusão do fogo na floresta. Handavu et al. (2011) referem que a morte da biomassa acima do solo por ação antrópica e pelo fogo estimula a brotação ou rebrota a partir de raízes, o que se dá a partir das gemas dormentes, que são responsáveis pela morfologia de múltiplos toco de espécie como *M. stuhlmannii*.

Durante as escavações a campo, observou-se que a rebrota de *M. stuhlmannii* apresentou um sistema radicular extenso e bem desenvolvido com conexões ao toco suprimido. Shirima et al. (2015) afirmam que esse aspecto constitui uma vantagem para as espécies com alta capacidade de rebrota, uma vez que armazenam metabólitos restantes das plantas adultas suprimidas ou mortas. Além disso, torna-as menos vulneráveis ao estresse de água durante a estação seca prolongada nas florestas tropicais secas (GRUNDY et al., 1994; MWAVU; WITKOWSKI, 2009; SYAMPUNGANI et al., 2016).

Da análise da distribuição espacial da regeneração de *M. stuhlmannii*, foi confirmada a hipótese de completa aleatoriedade espacial na área de estudo. A função de correlação de par univariada $g(r)$ em curtas distâncias (até 5 m) mostrou valores excedendo suas expectativas com base na distribuição aleatória, indicando uma agregação significativa, da regeneração da espécie entre as diferentes formas de origem da espécie e tipo de uso do solo na área de estudo. Para distâncias maiores que cinco metros, os valores de $g(r)$ foram incluídos nos envelopes com base na hipótese de processo de completa aleatoriedade espacial, indicando que não há diferenças significativas da distribuição agregada, excedendo suas expectativas aleatórias da regeneração de *M. stuhlmannii* na área de estudo.

A distribuição espacial agregada da regeneração de *M. stuhlmannii* à escala menor detectada neste estudo pode, provavelmente, refletir os aspectos autoecológicos dessa espécie, o que, provavelmente, seja o fato de a espécie regenerar-se de forma vegetativa e as sementes são dispersas por explosão de vagem próximo da árvore mãe (ZOLHO, 2005; CHIDUMAYO, 2013; SHIRIMA et al., 2015; MUVENGWI et al., 2020).

A regeneração de *M. stuhlmannii* apresentou distribuição agregada em pequena escala, o que está relacionado às propriedades de dispersão de suas sementes nos diferentes tipos de usos de solo na floresta estudada. Zhang et al. (2021) relataram que as sementes são afetadas, principalmente, pela força da gravidade por possuírem grande massa, portanto, ocorreu uma distribuição significativamente agregada em locais próximos à árvore mãe em pequena escala. Essa descoberta foi consistente com os resultados da pesquisa de Chiteculo e Surovy (2018) no ecossistema do Miombo, em que as espécies com dispersão de sementes por gravidade mostraram a distribuição espacial agregada.

Além disso, *M. stuhlmannii* regenera via vegetativa, o que sugere forte agregação à escala menor, uma vez que a rebrota distribui-se próxima às árvores parentais (EBERT et al., 2015; O'HARA et al., 2017; SYAMPUNGANI et al., 2017; SVÁTEK et al., 2018). A vigorosa rebrota a partir de toco e de raízes de espécies arbóreas após perturbações é comum no ecossistema de Miombo (CHINUWO et al., 2010; KALABA et al., 2013; CHIDUMAYO, 2017).

Além disso, os fatores biológicos e as interações com ambiente (por exemplo, condições de luz, fogo, nutrientes essenciais, microssítios, competição e a herbívora) são determinantes para os padrões espaciais e ecologia reprodutiva de espécies arbóreas da floresta tropical seca, incluindo savanas (PARE et al., 2009; GOURLET-FLEURY et al., 2005; TIMBERLAKE et al., 2010; EBERT et al., 2015; MOGRABI et al., 2015; CHITECULO; SUROVY, 2018; SVÁTEK et al., 2018). Muvengwi et al. (2020b), analisando a estrutura e interações espaciais

de árvores de savana ao longo de um gradiente de estresse local no Zimbábue, constataram que as plantas em ambientes semiáridos apresentam uma distribuição agrupada e que as espécies podem produzir níveis diferenciados de recrutamento nesse ecossistema.

Por sua vez, Chinder et al. (2020) observaram, para *Julbernardia globiflora*, espécie dominante do ecossistema do Miombo no Parque Nacional de Gorongosa, em Mocimboa do Tempo, que a presença de fogo frequente em intervalos de tempo curtos (cinco a 10 anos) induziu a forte agregação à escala menor dessa espécie. A distribuição espacial potencial (envelope ecológico) e o mapa de produtividade, obtido por meio de uma abordagem de processos pontuais marcados são fundamentais para a tomada de decisão na identificação dos melhores locais para o florestamento de espécies, para a aplicação das melhores práticas de manejo e para melhorar a produtividade da *M. stuhlmannii*.

De forma geral, a regeneração bem-sucedida de *M. stuhlmannii* em grandes áreas de corte nas circunstâncias acima mencionadas pode precisar de intervenções humanas extras (controle de ervas daninhas, fogo, herbivoria, preparação do local, envolvimento da população humana local, entre outros), entretanto, podem ser não lucrativas do ponto de vista financeiro, prejudiciais para a biodiversidade e adversas para o desenvolvimento subsequente (CHINUWO et al., 2010; BROSE, 2011; CHIDUMAYO, 2017).

5. CONCLUSÕES

M. stuhlmannii pode aumentar a sua população em regeneração natural após grandes aberturas do dossel, como as resultantes da exploração florestal. Os resultados apoiam as evidências de que perturbações antrópicas são favoráveis à regeneração de *M. stuhlmannii* oriunda de semente, pois estimularam a rebrota a partir de raízes, que representou a principal forma de origem dessa espécie.

A variação da forma de origem de regeneração de *M. stuhlmannii* tem uma implicação direta no desenvolvimento de um sistema silvicultural adequado para essa espécie na floresta de Miombo. A alta densidade de regeneração de *M. stuhlmannii* e o desempenho aprimorado delas em áreas outrora perturbadas por ação antrópica sugerem que essa espécie requer disponibilidade de luz suficiente para regenerar-se. Portanto, a floresta secundária tropical resultante do abandono de ação antrópica pode fornecer um ambiente favorável para a regeneração de *M. stuhlmannii*.

O manejo de *M. stuhlmannii* exige uma estratégia que considere a forma de origem, com particular destaque para a rebrota a partir de raízes e desde que se reduza o fogo na floresta. Por

exemplo, a rebrota vigorosa de *M. stuhlmannii* em resposta as perturbações na floresta indicam que essa espécie reage positivamente ao aumento das condições de luz e negativamente ao fogo recorrente.

O principal padrão espacial da regeneração de *M. stuhlmannii* foi agregado entre os tipos de uso do solo, embora tenha sido detectada uma tendência à aleatória em distâncias muito próximas. A distribuição agregada é característica de *M. stuhlmannii* e molda o arranjo espacial da espécie. Este estudo pode ajudar a gerar hipóteses sobre a relação entre perturbação, regeneração, formas de origem, organização espacial e a possível ecologia subjacente de *M. stuhlmannii*.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALI, A. et al. Anatomical characteristics, properties and use of traditionally used and lesser-known wood species from Mozambique: a literature review. **Wood Science and Technology**, v. 2, n. 6, p. 453–472, 2008.

BADDELEY, A.; TURNER, R. Spatstat: An R package for analyzing spatial point patterns. **Journal of Statistical Software**, v. 12, n. 6, p. 1-42, 2005.

BROSE, P. H. A comparison of the effects of different shelterwood harvest methods on the survival and growth of acorn-origin oak seedlings. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, p. 2359–2374, 2011.

BUNSTER, J. **Commercial timbers of Mozambique**: Technological Catalogue. Traforest Lda, Maputo, Mozambique. 2006. 63 p.

CHIDUMAYO, E. N. Biotic interactions, climate and disturbance underlie the distribution of two *Julbernardia* tree species in Miombo woodlands of Africa. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1–11, 2017.

CHINDER, G. B.; HATTAS, D.; MASSAD, T. J. Growth and functional traits of *Julbernardia globiflora* (Benth) resprouts and seedlings in response to fire frequency and herbivory in Miombo woodlands. **South African Journal of Botany**, v. 135, p. 476-483, 2020.

CHINUWO, T. et al. Effects of previous cultivation on regeneration of *Julbernardia globiflora* and *Brachystegia spiciformis* in grazing areas of Mupfurudzi Resettlement Scheme, Zimbabwe. **African Journal of Range and Forage Science**, v. 27, n. 1, p. 45-49, 2010.

CHITECULO, V.; SOROVY, P. Dynamic Patterns of Trees Species in Miombo Forest and Management Perspectives for Sustainable Production—Case Study in Huambo Province, Angola. **Forests**, v. 9, 321; 2018.

COATES PALGRAVE, K. et al. **Trees of Southern Africa**. 3rd edition. Cape Town: Struik publishers, South Africa, 2002. 1000 p.

COATES PALGRAVE, M. et al. A reconnaissance survey of the woody flora and vegetation of the Catapú logging concession, Cheringoma District, Mozambique. **Bothalia**, v. 37, p. 57 – 73, 2007.

CRESWELL, J. W. **Qualitative inquiry and research design: Choosing among five traditions**. Thousand Oaks, CA: Sage. 1998. 424 p.

DIGGLE, P. J. **Statistical analysis of spatial point patterns**. London: Academic Press, 2003. 272 p.

DNTF. **Annual Statistic Report**. National Directorate of Land and Forestry. Maputo, Moçambique. 2010. 21 p.

EBERT, A.; BRITO DA COSTA, R.; BRONDANI, G. E. Spatial distribution pattern of *Mezilaurus itauba* (Meins.) Taub. Ex mez. in a seasonal forest area of the southern Amazon, Brazil. **iForest**, v. 9, p. 497-502, 2015.

EGAS, A. F. et al. **Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest**. FAEF/UEM. Maputo, Moçambique. 2013. 42p.

EIA. **Conexões de primeira classe: Contrabando, corte ilegal de madeira e corrupção em Moçambique**. Environmental Investigation Agency (EIA). Washington, DC, 2014.

EKMAN, S-M. S.; WENBIN, H.; LANGA, E. **Comércio e investimento chinês na indústria madeireira de Moçambique: Um estudo de caso da província de Cabo Delgado**. Documento de trabalho 132. Bogor, Indonésia: CIFOR. 2014. 44 p.

GELDENHUYS, C. J. M. Managing Forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. **Journal of Forest Research**, v. 15, p. 3 – 13, 2010.

GELDENHUYS, C. J.; GOLDING, J. S. **Resource use activities, conservation and management of natural resources of African savannas**. In: Faleiro, F. G.; Neto, A. L (editores) *Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 225–260, 2008.

GOURLET-FLEURY, S. et al. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: Looking for a strategy. **Annals of forest science**, v. 62, n. 8, p. 785-796, 2005.

GRUNDY, I. M.; CAMPBELL, B. M.; FROST, P. G. H. Spatial pattern, regeneration and growth rates of *Brachystegia spiciformis* n *Julbernardia globiflora*. **Vegetation**, v. 115, p. 101–107, 1994.

HANDAVU, F.; SYAMPUNGANI, S.; CHISANGA, E. The influence of stump diameter and height on coppicing ability of selected key Miombo woodland tree species of Zambia: A guide for harvesting for charcoal production. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 3, n. 14, p. 461-468, 2011.

HOFFMAN, W. A. Post-burn reproduction of woody plants in a Neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 422-433, 1998.

HOFIÇO et al. Regulation of the diametric structure of the Miombo woodland using the de Liocourt method in Mozambique. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 407-414, 2018.

ILLIAN, J.; PENTTINEN, A.; STOYAN, H. **Statistical Analysis and modelling of spatial point patterns**. Wiley-Interscience. 2008. 560 p.

JANSEN, L. J. M.; BAGNOLI, M.; FOCACCI, M. Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica province in Mozambique in a period of transition (1990–2004). **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 308–326, jan. 2008.

JEW, E. K. K. et al. Miombo woodland under threat: consequences for tree diversity and carbon storage. **Forest Ecology and Management**, v. 361, p. 144–153, 2016.

KALABA, F. et al. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 99–109, 2013.

KASSAMBARA, A. **ggpubr: ‘ggplot2’ based publication ready plots**. 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>. Acessado em novembro de 2020.

KLEINSCHROTH, F. et al. Regeneration of the East African timber tree *Ocotea usambarensis* in relation to historical logging. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 396–403, 2013.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. Oxford: Wiley- Blackweel, 2011. 414 p.

MACKENZIE, C. **Forest governance in Zambézia, Mozambique: Chinese takeaway!** Final report for FONGZA. Fórum das organizações não governamentais da Zambézia, Maputo, Moçambique. 2006. 96 p.

MAE. **Perfil do distrito do Cheringoma, província de Sofala**. República de Moçambique. Ministério de Administração Estatal (MAE). Série Perfís Distritais – Edição 2005. 2005. 63 p.

MAKANA, J. R.; THOMAS, S. C. Effects of lights gaps and litter remoal on the seedling performance of six African timber species. **Biotropica**, v. 37, p. 227–237, 2005.

MARUSTERI, M.; BACAREA, V. Comparing groups for statistical differences: How to choose the right statistical test? **Biochemia Medica**, v. 20, n. 1, p. 15—32, 2010.

MEDJIBE, V. P. et al. Natural regeneration of selected timber species in the Republic of Congo. **African Journal of Ecology**, v. 52, p. 552–563, 2014.

MITADER, T. **Inventário Florestal Nacional**. Direção Nacional de Florestas (DINAF). Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 2018. 118 p.

MOGRABI, P. J. et al. Humans and elephants as treefall drivers in African savannas. **Ecography (Cop.)**, v. 40, p. 1274–1284, 2017.

MOSTACEDO, B. et al. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 978–985, 2009.

MUVENGWI, J. et al. Structure and spatial interactions of savanna trees along a local stress gradient in a semi-arid environment. **Folia Geobotanica**, v. 55, p. 195-209, 2020b.

MUVENGWI, J. et al. Structure, composition and regeneration of Miombo woodlands within harvested and unharvested áreas. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117792, 2020a.

MWAVU, E. N.; WITKOWSKI, E. T. F. Population structure and regeneration of multi-use tree species in a semi-deciduous African tropical rainforest: implications for primate conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 840–849, 2009.

NELDER, J.; WEDDERBURN, R. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society**. Series A (General), v. 135, n. 3, p. 370–384, 1972.

NYIRENDA, H. et al. The effect of land use change and management on the vegetation characteristics and termite distribution in Malawian Miombo woodland agroecosystem. **Agroforestry Systems**, v. 93; p. 2331 – 2343, 2019.

O'HARA, K. L. et al. Regeneration dynamics of coast redwood, a sprouting conifer species: A review with implications for management and restoration. **Forests**, v. 8, n. 5, 144, 2017.

PARE, S. et al. Regeneration and spatial distribution of seedling populations in Sudanian Dry Forests in relation to conservation status and human pressure. **Tropical Ecology**, v. 50, n. 2, p. 339-353, 2009.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield**. Heidelberg: Springer Verlag Berlin. Germany, 2009. 664 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2020. Disponível em: <http://www.R-project.org>

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Dendrochronological potential of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **Trees**, v. 29, p. 729-736, 2015.

RIBEIRO, N. S. et al. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, Northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 12, p. 1021-1029, 2017.

RYAN, C. M. et al. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions B**, v. 371, ID: 20150312, 2016.

RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How does fire intensity and frequency affect Miombo Woodland tree populations and biomass? **Ecological applications**, v. 21, n. 1, p. 48–60, 2011.

SHIRIMA, D. et al. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 4, 2015.

SVÁTEK, M. et al. Frequent fires control tree spatial pattern, mortality and regeneration in Argentine open woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 408, p. 129–136, 2018.

SYAMPUNGANI, S. et al. Coppicing ability of dry Miombo woodland species harvested for traditional charcoal production in Zambia: a win–win strategy for sustaining rural livelihoods and recovering a woodland ecosystem. **Journal of Forestry Research**, v. 28, p. 549–556, 2017.

SYAMPUNGANI, S.; GELDENHUYS, C. J.; CHIRWA, P. W. Regeneration dynamics of Miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 563–576, 2016.

TEMUDO, M. P.; SILVA, J. M. N. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. **Journal of Land Use Science**, v. 7, n. 4, 2012.

UETIMANE JR. E. et al. Comparative wood anatomy and chemical composition of *Millettia mossambicensis* and *Millettia stuhlmannii* from Mozambique. **BioResources**, v.13, n. 2, p. 3335–3345, 2018.

USGS. **USGS global visualization viewer – Landsat TM (2009)**. 2018. Disponível em: <http://glovis.ugs.gov/index.shtml> . Acesso em 11 abril de 2019.

USTUNER, M.; SANLI, F. B.; DIXON, B. Application of support vector machines for land use classification using high-resolution rapid-eye images: a sensitivity analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 48; p. 403–422, 2015.

VAN WYK, B.; VAN WYK, P. **Field guide to trees of Southern Africa**. Cape Town: Struik publishers, 2011. 536 p.

WICKHAM, H. **Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. 2nd Edition, Springer, New York. 2009. 213 p.

WIEGAND, T.; MOLONEY, K. A. **Handbook of spatial point-pattern analysis in ecology**. Chapman and Hall/CRC Press: 1st edition, Boca Raton, FL, USA, 2014. 538 p.

WILLIAMS, M. et al. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo Woodlands in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 145–155, 2008.

WORLD BANK. **Trading economics**. Mozambique GDP 1980 – 2019. 2020. Disponível em: <https://tradingeconomics.com/mozambique/gdp>. Acessado em 20 de dezembro 2020.

ZHANG, L. et al. Spatial patterns and interspecific associations during natural regeneration in three types of secondary forest in the central part of the Greater Khingan Mountains, Heilongjiang Province, China. **Forests**, v. 12, n. 368, p. 1–20, 2021.

ZELNER, B. A. Using simulation to interpret results from logit, probit, and other nonlinear models. **Strategic Management Journal**, v. 30, n. 12, p. 1335-1348, 2009.

ZIDA, D. et al. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 102-115, 2007.

ZOLHO, R. **Effect of fire frequency on the regeneration of Miombo woodland in Nhambita, Mozambique**. 2005. 71 f. (Institute of Ecology and Resource Management) – University of Edinburgh, Edinburgh Scotland, UK, 2005. 71 p.

ZULU, F.; SYAMPUNGANI, S.; FUSHIKE, P. Recovery of Baikiaea forest of southwestern Zambia from shifting cultivation and its implications for sustainable management. **Journal of Forest Research**, v. 30, p. 497-506, 2018.

4. ARTIGO 2 – CRESCIMENTO DE UMA POPULAÇÃO DE *Millettia stuhlmannii* Taub. EM RESPOSTA A DIFERENTES PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS EM UMA FLORESTA DE MIOMBO

RESUMO

Millettia stuhlmannii Taub. (panga-panga) é uma das espécies madeireiras da flora moçambicana, com maior valor no mercado internacional. É decídua, com perda de folhas no final da estação chuvosa, seu tronco atinge grandes diâmetros e tem boa capacidade de rebrota. Entretanto, a falta de informações sobre as taxas de crescimento ainda constitui um gargalo para o manejo dessa espécie. Assim sendo, o objetivo do presente estudo foi determinar o incremento anual em diâmetro de *M. stuhlmannii* e ciclo de corte, em uma floresta de Miombo, sob diferentes usos de solo, na região central de Moçambique. Foram utilizados dados de crescimento obtidos de 50 árvores de *M. stuhlmannii* distribuídas em diferentes classes de diâmetro, abrangendo indivíduos com DAP de 10 cm a 60 cm. Para tanto, foram retiradas amostras de seções transversais de cada árvore a 1,3 m do solo entre os quatro tipos de uso do solo selecionado. Os anéis de crescimento foram contados e medidos em quatro raios de cada disco. Todas as amostras estudadas apresentaram anéis anuais de crescimento. Houve correlação entre precipitação do período de crescimento e incremento anual do raio em *M. stuhlmannii*. As árvores de *M. stuhlmannii* apresentavam 40 a 49 anos, na floresta não perturbada e na área de corte seletivo, com crescimento anual médio em diâmetro a 1,3 m do solo variando de 6,52 a 6,54 mm e, na área de cultivo agrícola e de fogo frequente, 50 a 58 anos, com crescimento anual médio em diâmetro variando de 5,69 a 5,75 mm. Os resultados indicam que o tempo médio para *M. stuhlmannii* passar de uma classe de 10 cm para outra foi estimado em 22 anos e para atingir 40 cm diâmetro foi estimado em, no médio, 66 anos, o que corresponde ao ciclo de corte. Esse ciclo de corte de 66 anos pode ser uma boa diretriz para o manejo sustentável desse importante recurso florestal na floresta estudada. Este estudo sugere que a contagem simples de anéis de crescimento fornece informações valiosas sobre as taxas de crescimento e ciclos de corte de espécies madeireiras em Moçambique.

Palavras chave: Panga-panga; Floresta de Miombo; Anéis de crescimento; Ciclo de corte.

GROWTH OF A POPULATION OF *Millettia stuhlmannii* Taub. IN RESPONSE TO DIFFERENT ANTHROPOGENIC DISTURBANCES IN MIOMBO WOODLAND

ABSTRACT

Millettia stuhlmannii Taub. (panga-panga) is one of the wood species with the highest value on the market. It is deciduous, with loss of leaves at the end of the rainy season, its trunk reaches large diameters and has good capacity for regrowth. However, the lack of relative information on the growth rates of this species to determine a sustainable exploitation regime for this forest resource. Therefore, the aim study was to determine the annual increase in diameter of *M. stuhlmannii* and cutting cycle, in a Miombo woodland under different land uses, in central Mozambique. Growth data obtained from 50 *M. stuhlmannii* trees distributed in different diameter classes were used, covering individuals with DBH from 10 cm to 60 cm. For this purpose, samples were taken from cross sections of each tree at a height of 1.3 m from the ground among the four types of land use selected for this study. Growth rings were counted and

measured in four radii of each disc. All studied samples showed annual growth rings. There was a correlation between growing season precipitation and annual radius increment in *M. stuhlmannii*. The trees of *M. stuhlmannii* were 40 to 49 years old, in the undisturbed forest and in the selective logging area, with average annual growth in diameter at 1.3 m from the ground ranging from 6.52 to 6.54 mm and in the area of slash & burn agriculture and frequent fire, 50 to 58 years, with average annual growth in diameter ranging from 5.69 to 5.75 mm. The results indicate that the average time for *M. stuhlmannii* to pass from one 10 cm class to another class was estimated at 22 years and to reach 40 cm diameter was estimated at least 66 years, which corresponds to the cutting cycle. This 66-year cutting cycle can be a good guideline for the sustainable management of this important forest resource. This study suggests that simple growth ring counts provide valuable information on the growth rates and cutting cycles of timber species in Mozambique.

Keywords: Panga-panga. Miombo Woodland. Growth Rings. Cutting Cycle.

1. INTRODUÇÃO

Em Moçambique, cerca de 70% da área florestal total do país é dominada pela floresta de Miombo. A floresta de Miombo situa-se no Centro Regional de Endemismo do Zambeze (ZRCE) e é caracterizada pela predominância de espécies de *Brachystegia*, *Julbernardia* e/ou *Isoberlinia* (BACKÉUS et al., 2006; CAMPBELL et al., 2007), ocorrendo em sete países da África Oriental e Austral, nomeadamente Angola, República Democrática do Congo (RDC), Moçambique, Malawi, Tanzânia, Zâmbia e Zimbábue.

Muitas das áreas dominadas por esse ecossistema no país são habitadas por comunidades pobres, fortemente dependentes dos recursos florestais para sua subsistência (RYAN et al., 2016; GUEDES et al., 2018). Adicionalmente, a exploração de madeira na floresta de Miombo, ela faz parte de uma estratégia de subsistência das populações locais e uma fonte de renda para o governo moçambicano (WILLIAMS et al., 2008; TEMUDO; SILVA, 2011; SEDANO et al., 2015).

Entretanto, as populações locais não têm acesso a protocolos para usar os recursos florestais sem degradar a floresta, e isso é ainda mais drástico quando se considera as características específicas do local (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; RYAN; WILLIAMS, 2011; RYAN et al., 2016). Isso é amplificado pela atividade de extração de madeira para fins comercial, o que faz com que haja uma superexploração legal e ilegal insustentável (MACKIENZIE, 2006; EGAS et al., 2013; EIA, 2014).

Dados do governo moçambicano, no entanto, mostram que mais da metade do volume das espécies comerciais exploradas recentemente pertence a três espécies: *Azelia quanzensis* (chanfuta), *Pterocarpus angolensis* (umbila) e *Millettia stuhlmannii* (panga-panga), enquanto a

metade do volume restante corresponde a mais de 28 espécies de madeira (EGAS et al., 2013; MITADER, 2018). Apesar da falta de dados confiáveis, a extração ilegal de madeira em suas diferentes variantes é provavelmente um dos fatores que impulsionam a degradação das florestas naturais moçambicanas.

Em Moçambique, o desmatamento florestal vem ocorrendo para atender às atividades econômicas e de subsistência, associado à fragilidade do ecossistema, tem provocado a redução da biodiversidade, causando eventualmente a degradação de habitats, o crescimento limitado das árvores e a mortalidade em escalas temporais e espaciais (RYAN et al., 2016; RIBEIRO et al., 2017; HOFIÇO et al., 2018). Ademais, essa situação tem estado a contribuir para a perda acelerada de serviços ecossistêmicos, impactando negativamente na produtividade agrícola e produção primária de madeira (MACKIENZIE, 2006; EIA, 2014; EKMAN et al., 2014; MATE et al., 2015; GUEDES et al., 2018), com consequências diretas para subsistência das populações locais.

Assim, as autoridades florestais moçambicanas têm se esforçado para combater a extração ilegal de madeira, o que inclui a promoção do uso de espécies menos conhecidas, plantações de espécies de rápido crescimento, bem como a melhoria dos aspectos legais no setor florestal (EGAS et al., 2013; UETIMANE JR et al., 2018; MACQUEEN, 2018). No entanto, a falta de dados estatísticos precisos e atualizados sobre a extração de madeira está dificultando o monitoramento das realizações derivadas dos esforços contínuos para mitigar a extração ilegal de madeira, bem como definir novas ações para garantir a extração sustentável.

Contudo, o comércio de madeira nativa no mercado interno e internacional figura entre as atividades econômicas mais importantes do país, representando cerca de 3,8% do produto interno bruto (PIB) em 2019, o equivalente a 570 milhões de dólares americanos (WORLD BANK, 2020). *M. stuhlmannii* destaca-se como uma das espécies que mais contribuiu para o percentual de exportações de madeira moçambicana nas últimas duas décadas (MACKENZIE, 2006; DNTF, 2010; EGAS et al., 2013).

Millettia stuhlmannii Taub. (Fabaceae) sobressai-se entre outras espécies comerciais em Moçambique devido à qualidade da sua madeira, ótimas propriedades e alta densidade de cerca de 720 a 990 kg.m³ (BUNSTER, 2006; ALI et al., 2008; UETIMANE JR., 2018). Isso gera uma grande demanda pela madeira dessa espécie nos mercados internacionais, o que resultou na diminuição drástica da população da espécie no país (DNTF, 2010; MITADER, 2018).

Apesar da importância de *M. stuhlmannii*, ainda não existem estudos relacionados às taxas de crescimento em diâmetro e em área basal, visando determinar os ciclos de corte e o manejo adequado desse importante recurso florestal. Nesse contexto, é urgente entender se as

normas florestais moçambicanas vigentes (DECRETO DE LEI nº 12/2002) atendem à realidade biológica de *M. stuhlmannii* e seu potencial de crescimento. Estudos recentes focaram em examinar o potencial dendrocronológico de *M. stuhlmannii* visando determinar a sua taxa de crescimento e resposta ao clima (REMANE; THERRELL, 2015; 2019).

Dados confiáveis sobre a idade das árvores e padrões de crescimento, assim como modelagem de crescimento subsequente, são requisitos que permitem o desenvolvimento de critérios de manejo específicos desse recurso florestal. O estudo dos anéis de crescimento possibilita determinar com rapidez e precisão a idade e a taxa de crescimento em diâmetro das árvores em relação à sazonalidade, contribuindo para a sustentabilidade do manejo florestal e, ainda, a reconstrução das condições climáticas (WORBES et al., 2003; TROUET et al., 2010; SCHIKOWSKI et al., 2010; VOLLAND-VOIGT et al., 2011; MATTOS et al., 2015).

As espécies arbóreas das florestas tropicais seca apresentam taxas de crescimento consideravelmente variáveis. Essa grande variação é devido a diversos fatores que podem afetar o crescimento individual, como as características interespecíficas e intraespecíficas das espécies, a heterogeneidade ambiental, os distúrbios bióticos e abióticos e a competição (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006; HOLDO et al., 2006; WILS et al., 2011; BRIENEN et al., 2011; GEBREKIRSTOS et al., 2014; MUGASHA et al., 2017).

Vários estudos descreveram anéis anuais de árvores em espécies que ocorrem na floresta tropical seca na África e mostram uma correlação positiva entre crescimento e precipitação (STAHLER et al., 1999; FICHTLER et al., 2004; SCHONGART et al., 2006; THERRELL et al., 2007; TROUET et al., 2006; 2010; REMANE; THERRELL, 2015; VAN HOLSBEECK et al., 2016). Alguns autores aplicaram dados da largura dos anéis para calcular os intervalos dos ciclos de corte das espécies na floresta nativa nos trópicos (SCHONGART, 2008; GEBREKIRSTOS et al., 2008; ROZENDAAL; ZUIDEMA, 2011; MIRANDA et al., 2017; REMANE; THERRELL, 2019).

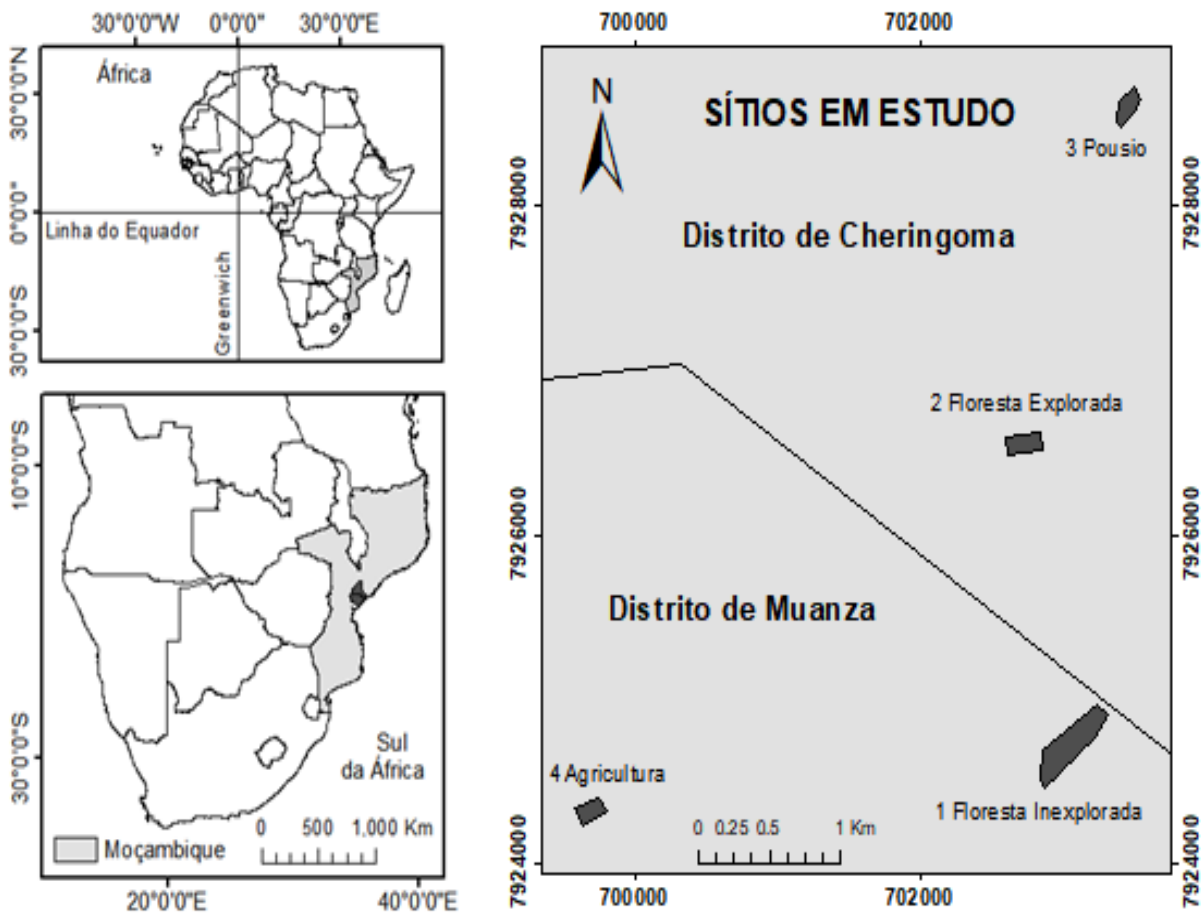
Para o manejo de *M. stuhlmannii*, manutenção socioambiental e socioeconômica, a conservação e preservação dos ecossistemas florestais requerem a busca de informações que deem suporte à elaboração de planos de manejo com base em modelos gerados utilizando múltiplos fatores relacionados à espécie e ao ambiente. Desse modo, o objetivo do presente estudo foi determinar as taxas de crescimento diamétrico de *M. stuhlmannii* sob diferentes usos de solo, bem como definir o ciclo de corte específico para subsidiar o manejo sustentável.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada em uma área de concessão florestal, sob gestão da Empresa LevasFlor Lda., localizada entre os Distritos de Cheringoma e Muanza (18°49'34" Sul e 34°50'40" Leste), que dista aproximadamente 150 km a oeste da cidade da Beira, capital da Província de Sofala, no centro de Moçambique (FIGURA 1). A concessão possui uma área de 46.239 ha de floresta nativa e dedica-se à exploração e processamento de madeira de espécies nativa. O manejo nessa área segue as nomas da legislação florestal vigente em Moçambique e os princípios e critérios de manejo da FSC (Forest Stewardship Council no. SGS – FM/COC – 002870).

Figura 1 – Localização quatro tipos de uso do solo selecionados, na área do estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, na Província de Sofala, em Moçambique.



Fonte: O autor (2021)

O clima é do tipo tropical *Aw*, de acordo com a classificação de Köppen, com um período seco bem definido de abril a setembro e um chuvoso entre outubro e março, sendo que a precipitação é de aproximadamente 1.200 mm por ano e a temperatura média anual de 24,2 °C. No período seco varia de cinco a sete meses, com menos de 60 mm de precipitação e altas taxas de evapotranspiração (MAE, 2005).

A área está inserida na transição entre os dois importantes biomas moçambicanos, predominantemente, a floresta de Miombo e a floresta úmida perene nos vales dos rios, consistindo em um grande mosaico de savanas e florestas densas e de grande área basal (ZOLHO, 2005; COATES PALGRAVE et al., 2007). *Brachystegia spiciformis*, *Julbernardia globiflora* são espécies dominantes e com um sub-bosque rico em espécies, como *Millettia stuhlmannii*, *Erythrophleum lasianthum*, *Trichilia capitata*, *Hirtella zanguebarica*, entre outras (COATES PALGRAVE et al., 2007; GELDENHYUS, 2010). No entorno da área de concessão, a floresta encontra-se desprotegida e sob intensa pressão pelas populações locais, que praticam agricultura (corte e queima), produção de carvão vegetal e caça com recurso ao fogo.

2.2 LEVANTAMENTO DE DADOS

Foram identificados quatro diferentes tipos de uso do solo (regimes de perturbação), na área de estudo, nomeadamente: (1) floresta não perturbada (UF); (2) floresta perturbada pelo corte seletivo de madeira em pousio (SL); (3) floresta perturbada pela produção de carvão vegetal em pousio (FB); e (4) floresta perturbada pelo cultivo agrícola itinerante em pousio (SB). Os diferentes locais de estudo foram selecionados, usando amostragem proposital estratificada (CRESWELL, 1998), baseada nas práticas de uso do solo comuns na região sob estudo. A estratificação foi feita por meio da verificação de imagens satélite e dos valores médios correspondentes à camada e ao índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI), conforme Ustuner et al. (2015). Os critérios de seleção das áreas utilizadas para o estudo foram: a presença de árvores de *M. stuhlmannii* e o histórico de perturbação.

Para tanto, os técnicos da concessão florestal e a população local apoiaram-se na identificação dos locais de estudo a campo. Os campos agrícolas e de produção de carvão abandonados foram identificados cada um por meio de conversas com os pequenos produtores locais no povoado de Condué. Os produtores locais foram convidados a localizar os campos abandonados ao longo dos últimos anos. No total, foram selecionadas intencionalmente 50 árvores de *M. stuhlmannii* distribuídas em diferentes classes de diâmetro entre os tipos de usos

de solo, procurando-se obter um número de árvores-amostra aproximadamente constante em toda a amplitude diamétrica, para garantir a representatividade necessária (TABELA 1).

Tabela 1 – Número de árvores selecionadas e variação de amplitude diamétrica das amostras das seções transversais entre os quatro tipos de uso do solo na área de estudo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

Tipo de uso de solo	Distrito	Coordenadas (x;y)	N	Amplitude de diâmetro (cm)
UF	Muanza	18°45'S e 34°55'E	11	10 – 55
SL	Cheringoma	18°44'S e 34°55'E	14	10 – 60
SB	Muanza	18°43'S e 34°55'E	12	10 – 47
FB	Cheringoma	18°45'S e 34°53'E	13	10 – 46

Em que: n – número de árvores amostra selecionadas; x – latitude; y – longitude; UF – Floresta não perturbada (ou seja, tratamento controle); SL – Floresta perturbada pela extração seletiva de madeira; SB – Floresta perturbada pelo cultivo itinerante; e FB – Floresta perturbada pela produção de carvão.

As seções transversais de *M. stuhlmannii* foram retiradas do fuste das árvores, a 1,30 metros do solo (DAP), nos meses de maio a junho de 2019, durante a estação seca (FIGURA 2). Antes, foram medidos o diâmetro à altura do peito (DAP) com casca e a altura total para todas as árvores selecionadas em cada uso do solo. O DAP (cm) foi medido com fita diamétrica e a altura (m) foi medido com hipsômetro Vertex IV.

Figura 2 – Amostras de seções transversais (disco) de *Millettia stuhlmannii*, coletadas em uma floresta de Miombo sob diferentes tipos de uso do solo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.



. Fonte: O autor (2019).

As amostras de secções transversais (disco) foram secas em temperatura ambiente, progressivamente, tiveram suas superfícies lixadas e polidas, utilizando lixas de diferentes granulometrias (grão 60 até 600), para observação dos anéis de crescimento. Em laboratório, marcou-se quatro raios e o incremento de cada seção transversal das árvores foi delimitado, pelos anéis de crescimento anuais, contados do centro à borda. Utilizou-se um microscópio estereoscópico em mesa micrométrica com deslocamento horizontal. A seleção dos raios das amostras selecionadas foi feita com cautela, evitando anéis falsos. Os anéis das árvores foram medidos com precisão de 0,01 mm. Os dados de incremento foram registrados pelo programa *Time Series Analysis Program - TSAP* (RINN, 2003).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

As medidas das taxas de crescimento anual das amostras entre a medula e a casca foram acumuladas para formar curvas de crescimento individuais (BRIENEN; ZUIDEMA, 2006). A curva média de crescimento do diâmetro acumulativo descreveu a relação entre a idade da árvore e o diâmetro da espécie por tipo de uso do solo, conforme a metodologia adotada por Brienen e Zuidema (2006), Schöngart (2008), Von Holsbeeck et al. (2016) e Miranda et al. (2018).

As idades das árvores foram determinadas a partir da contagem dos anéis de crescimento que estavam relacionados com o diâmetro à altura do peito (DAP, em cm) correspondente a vários indivíduos (MIRANDA et al., 2018; CHIDUMAYO, 2019). Ambas as relações entre diâmetro e idade foram ajustadas por uma função linear, usando o diâmetro como variável independente (VON HOLSBEECK et al., 2016):

$$DAP = a * ano$$

Onde a , o coeficiente angular da equação, foi obtido durante o ajuste da regressão linear para a espécie em cada uso do solo. O diâmetro mínimo de corte (DMC) é regulamentado por legislação específica. Para *M. stuhlmannii* nas florestas moçambicanas, o decreto de lei nº 12/2002, de 6 de junho de 2002, do Conselho de Ministros estabeleceu que o $DAP > 40$ cm deve ser o diâmetro mínimo de corte. A ideia do estabelecimento de um diâmetro mínimo de corte baseia-se na necessidade de preservação das espécies madeireiras, especialmente, espécies com estratégias de reprodução pouco conhecidas.

Para avaliar o tempo médio que as árvores de *M. stuhlmannii* levam para passar de uma classe de diâmetro para a próxima classe, todas as amostras foram agrupadas em sete classes de

10 cm cada, começando em 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 40 cm, 40 – 50 cm, 50 – 60 cm, > 60 – 70 cm. A etapa foi realizada a fim de testar se a velocidade das mudanças de crescimento varia para cada uso do solo.

As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 4.0.4 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021). A avaliação do ajuste e precisão do modelo foi baseada no coeficiente de correlação de Pearson e na distribuição gráfica dos resíduos. Foram realizados testes para verificar as suposições do método dos mínimos quadrados: Kolmogorov Smirnov para normalidade dos erros, teste *qui*-quadrado para homogeneidade de variância e método de Durbin Watson para a independência dos resíduos.

3. RESULTADOS

3.1 CARACTERÍSTICAS DAS AMOSTRAS

Os resultados das amostras selecionadas, os limites distintos de anéis de árvores individuais de *M. stuhlmannii* foi claramente observável, e eles eram delimitados por faixas de parênquima marginal (FIGURA 2). Adicionalmente, o número de amostras, as características dendrométricas, o número de anéis (idade), o incremento médio anual e o ciclo de corte das árvores de *M. stuhlmannii* entre os diferentes tipos de uso do solo analisados e sua estatística básica estão na Tabela 2. No geral, observa-se que as amostras selecionadas apresentaram uma variação de 25,42 cm (área de corte seletivo) a 34,58 cm (área de cultivo itinerante), para o diâmetro à altura do peito (DAP), demonstrando uma certa homogeneidade de dimensões entre os indivíduos e nos quatro locais analisados.

Tabela 2 – Número de árvores-amostra (n), diâmetro à altura do peito (cm), número médio de anéis de árvores (N), incremento médio anual em diâmetro, em cm (IMA_d), ciclo de corte (CC) para *Millettia stuhlmannii* Taub. em cada tipo de uso do solo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

Uso do solo	n	DAP _{médio} ± Desv.Pad	N	IMA _d ± Desv.Pad	Ciclo de corte
UF	11	32,18 ± 10,83	49	0,654 ± 0,066 ^a	61,2
SL	14	25,42 ± 9,75	40	0,652 ± 0,029 ^a	61,3
SB	12	34,58 ± 10,65	58	0,575 ± 0,039 ^b	69,3
FB	13	29,49 ± 10,11	50	0,569 ± 0,023 ^b	70,3

Em que: UF – Floresta não perturbada; SL – área de extração seletiva de madeira; SB – área de cultivo itinerante; FB – área de produção de carvão e/ou caça; Desv.Pad – desvio padrão;

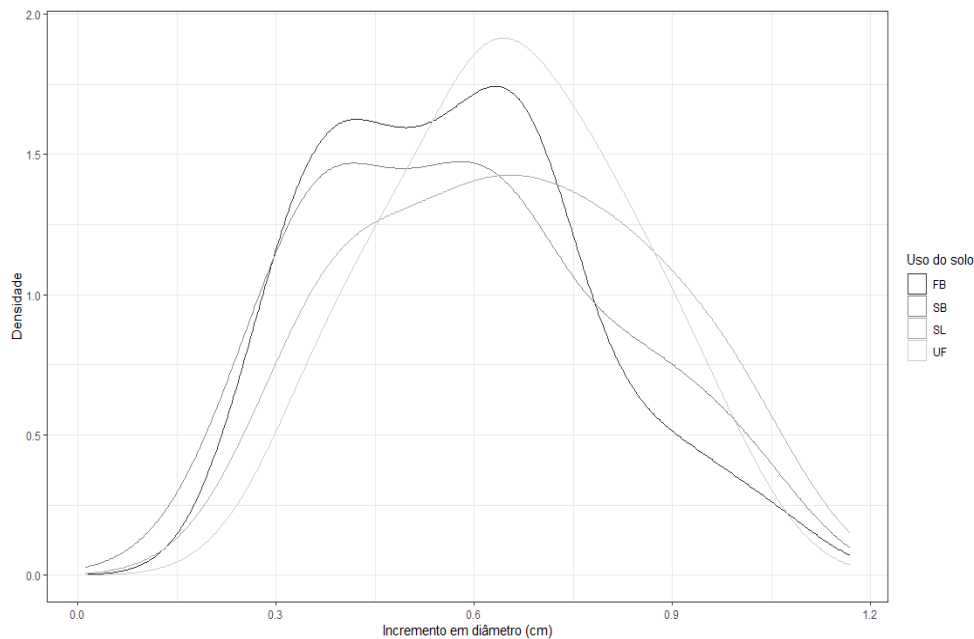
Valores seguidos de mesma letra são estatisticamente iguais, para $\alpha = 5\%$ de significância, pelo teste de Tukey.

Nas áreas não perturbadas, teve uma média de 49 anéis, enquanto que a área de corte seletivo apresentou uma média de 40 anéis de crescimento. Ao contrário do esperado, as áreas com perturbação pelo cultivo itinerante e fogo constante foram de 58 e 50 anéis de crescimento, respectivamente. Observa-se ainda que a medição da largura entre os anéis de crescimento entre os diferentes tipos de uso do solo permitiu mostrar que o incremento médio anual em diâmetro para o conjunto das árvores foi de $0,6125 \text{ cm.ano}^{-1}$, e com variabilidade de $0,569 \text{ cm.ano}^{-1}$ a um máximo de $0,654 \text{ cm.ano}^{-1}$, evidenciando o potencial de crescimento da espécie *M. stuhlmannii*.

O teste de média para os valores de incremento médio em diâmetro para os quatro tipos de uso do solo analisados (UF, SL, SB e FB) mostrou existir diferenças significativas entre uso do solo UF e SB, UF e FB, SL e SB, SL e FB ($p < 0,0001$), porém, não mostrou diferenças significativas entre UF e SL, SB e FB, sugerindo que as árvores de *M. stuhlmannii* na UF e SL apresentam mesma capacidade de crescimento. Importa realçar que as árvores de *M. stuhlmannii* amostradas pertenciam ao estrato diferente, eram árvores do dossel superior e crescem à baixa intensidade do fogo, o que sugere alcançar rapidamente o espaço necessário, disponibilidade de recursos e luz.

As trajetórias médias de crescimento cumulativo são amostradas para cada tipo de uso do solo, juntamente com o ponto de inflexão de crescimento (FIGURA 3). Para cada uso do solo, observa-se a faixa de tamanho das árvores que potencialmente atingirão o máximo incremento. A amplitude das curvas de crescimento em diâmetro variou de 0,01 cm a 1,98 cm, e a classe de incremento em diâmetro variou de 0,1 a 11,90 cm. Essa faixa com os intervalos de classe de incremento em diâmetro representa as árvores individuais de *M. stuhlmannii* que atingirão o ponto de colheita em ciclos de $21,7 \pm 2,3$ anos.

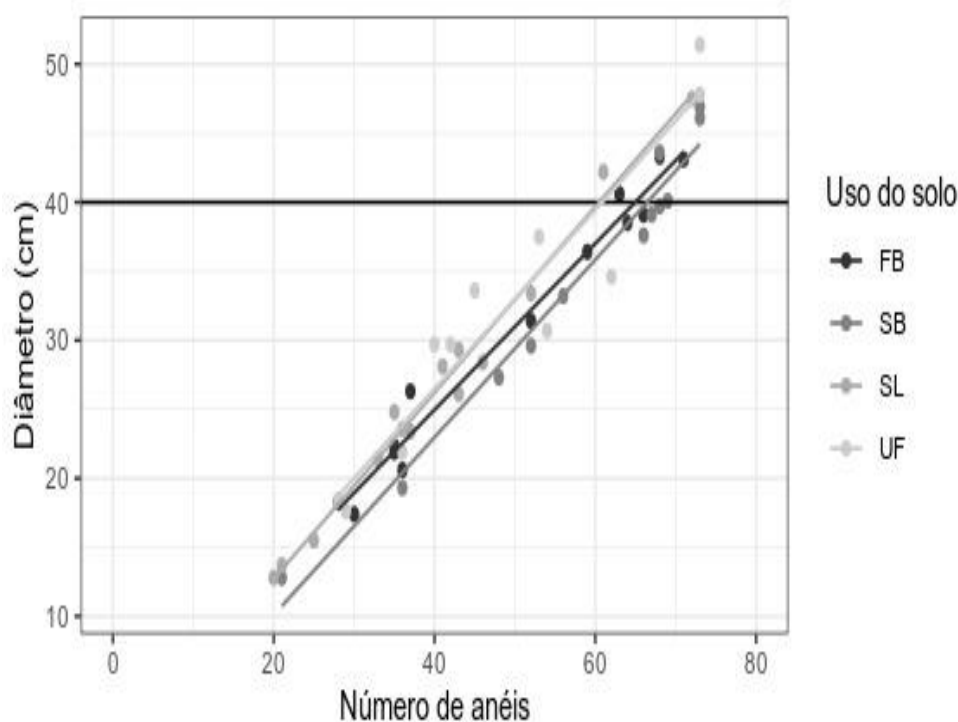
Figura 3 – Crescimento anual em diâmetro de *Millettia stuhlmannii* Taub. em quatro tipo de uso do solo, na área de estudo, na floresta de Miombo nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.



Adicionalmente, o crescimento anual em diâmetro de *M. stuhlmannii* mostra diferenças significativas para as taxas de crescimento, evidenciando ser mais rápido nas classes iniciais, atingindo o ponto de inflexão entre as classes de 0,6 cm a 0,9 cm para os diferentes tipos de uso do solo (FIGURA 3). É interessante observar a inflexão das curvas de crescimento de *M. stuhlmannii* para cada uso de solo, sendo que se registrou próximo ao valor de incremento em diâmetro de 0,6 cm, posteriormente, verificando-se um decréscimo no ritmo de crescimento das árvores da espécie.

O crescimento lento nas classes de incremento em diâmetro maiores pode refletir a idade das árvores ou a competição que impede seu desenvolvimento e compromete o seu crescimento. Isso pode ditar o momento de intervenções silviculturais como uma alternativa para o aumento na taxa de crescimento. As linhas de tendência de crescimento em diâmetro acumulado mostraram as diferenças de crescimento interespecíficas, sendo que, na linha média, observou-se a relação entre o crescimento e a idade para *M. stuhlmannii* em cada uso do solo, ajustada pelo modelo (FIGURA 4).

Figura 4 – Linha de tendência de diâmetro-idade média em que as árvores de *Millettia stuhlmannii* Taub atingem o diâmetro mínimo de corte, entre os quatro tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Cada ponto representa uma árvore pelo número de anéis de crescimento em função do DAP (cm). A linha horizontal representa o diâmetro mínimo de corte (DMC), estabelecido em 40 cm de DAP.



As linhas de tendência preditiva mostraram taxas de crescimento distintas com o aumento da idade para os quatro tipos de usos. As linhas de tendência de melhor ajuste são selecionadas como uma previsão da curva de crescimento em cada tipo de uso do solo. O incremento médio em diâmetro de *M. stuhlmannii* foi maior na floresta sob corte para extração seletiva de madeira ($6,54 \text{ mm.ano}^{-1}$), seguida pela floresta não perturbada ($6,52 \text{ mm.ano}^{-1}$), área anteriormente sob cultivo itinerante ($5,75 \text{ mm.ano}^{-1}$) e a área anteriormente sob fogo frequente ($5,69 \text{ mm.ano}^{-1}$), respectivamente.

O tempo estimado de passagem de árvore individual de *M. stuhlmannii* de classes de 10 cm de diâmetro até atingir o DMC de 40 cm foi de 19,02 anos para a UF, 24,11 anos para a SL, 20,04 anos para a SB e 21,54 anos para a FB, para uma média de $21,7 \pm 2,3$ anos, respectivamente. Com base no incremento médio em diâmetro, $0,654 \text{ cm.ano}^{-1}$, serão necessários 51 anos para produzir uma árvore de *M. stuhlmannii* de 40 cm de DAP, diâmetro mínimo de corte, na UF e SL, e, aproximadamente, 65 anos nas áreas anteriormente sob fogo frequente e cultivo itinerante, respectivamente.

A variabilidade do crescimento está relacionada aos fatores do ambiente, recursos do sítio, ontogenia da espécie, existência ou não de intervenção com tratamentos silviculturais, posição da árvore nos estratos e competição. Os valores de correlação de Pearson e os ajustes da relação DAP-idade foram significativos, superiores a 0,80 (TABELA 3). Os níveis de declive de significância da linha de tendência podem ser usados para avaliar a relação entre idade e diâmetro.

Tabela 3 – Coeficientes de correlação e estatística da relação DAP-idade para *Millettia stuhlmannii* Taub entre os diferentes tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique. Para cada uso do solo são apresentados os valores de a (coeficiente angular) dos ajustes da relação DAP e idade obtidos a partir dos dados coletados à campo.

Uso do solo	Equação	r (p<0,001)
UF	DAP = 0,4862 * ano	0,91
SL	DAP = 0,4731 * ano	0,86
SB	DAP = 0,4623 * ano	0,87
FB	DAP = 0,4162 * ano	0,81

Em que: UF – Floresta não perturbada; SL – área de extração seletiva de madeira; SB – área de cultivo itinerante; FB – área de produção de carvão e/ou caça; DAP – diâmetro à altura do peito, em cm; r - Coeficiente de correlação, $\alpha = 5\%$ de probabilidade.

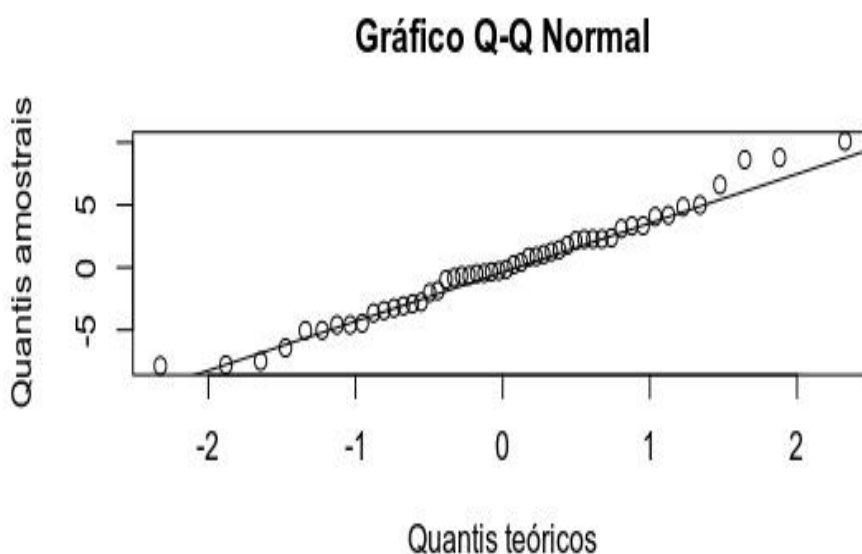
O teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov não foi significativo (TABELA 4), demonstrando que os resíduos seguem uma distribuição normal. O teste qui-quadrado, realizado para comparar os valores estimados com os reais, não foi significativo, demonstrando não haver diferenças entre as curvas de incremento real e estimada. Os resíduos não apresentam correlação em série, uma vez que o teste de Durbin-Watson não foi significativo, demonstrando que não há dependência entre os resíduos.

Tabela 4 – Teste de condicionantes de regressão da linha de tendência de idade-diâmetro para *Millettia stuhlmannii* entre os diferentes tipos de uso do solo na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.

Normalidade dos resíduos		
Kolmogorov-Smirnov D		Pr > D
0,08917		> 0,158
Homoscedasticidade dos resíduos		
Gráus de liberdade	χ^2	Pr > χ^2
3	13,14	0,3084
Independência dos resíduos		
Durbin-Watson D	Pr < DW	Pr > DW
2,8156	0,8914	0,08171

Na Figura 4, observa-se que os resíduos do modelo linear testado possuem distribuição de probabilidade normal ($p < 0,00001$), sem *outliers*, possibilitando, assim, a utilização de modelos paramétricos para estimativas da relação entre diâmetro em função da idade de *M. stuhlmannii* na área de estudo. Assim, ratifica-se a hipótese da possibilidade de o modelo gerado para descrever a linha de tendência de diâmetro-idade para *M. stuhlmannii* ser utilizado para predição do crescimento da espécie na região do estudo na floresta de Miombo no centro de Moçambique.

Figura 5 – Distribuição gráfica dos resíduos para a equação ajustada para estimar a relação diâmetro-idade para *Millettia stuhlmannii* entre os diferentes tipos de uso do solo, na área de estudo, na floresta de Miombo, nos Distritos de Cheringoma e Muanza, Província de Sofala, em Moçambique.



4. DISCUSSÃO

No presente estudo, os limites distintos de anéis da árvore de *M. stuhlmannii* foram claramente observáveis e eram delimitados por faixas de parênquima marginal, uma característica típica de espécies arbóreas da família Fabaceae (WORBES, 2003; THERRELL et al., 2007). Observou-se ainda que o ritmo de formação de anéis anuais de *M. stuhlmannii* é fortemente impulsionado pela sazonalidade climática (precipitação e temperatura), restringindo-se somente à época quente e chuvosa, refletido na atividade cambial. Esses resultados são similares aos obtidos por Remane e Therrell (2015), em um estudo

dendrocronológico de *M. stuhlmannii*, em que constatarem anéis de crescimento anuais, possuindo uma correlação significativa entre a cronologia da largura do anel e o clima.

Von Holsbeeck et al. (2016) observaram, para espécie *Pterocarpus angolensis*, na Namíbia, que a acentuada sazonalidade climática na região do estudo, caracterizada por uma estação seca anual (de cinco a sete meses) e uma estação chuvosa curta, os efeitos da variação da precipitação na floresta de Miombo, levando em consideração o crescimento populacional e as demandas pelo uso do solo, foram modelados por Chidumayo (2017) na Zâmbia, que constatou que o clima teve uma influência mais forte do que o solo no crescimento das árvores nesse ecossistema.

No estudo de Remane e Therrell (2015), na região central de Moçambique, verificou-se que a formação de anéis de crescimento de *M. stuhlmannii* reflete o período anual bem definido de crescimento característico do clima sazonal nas regiões de floresta seca. Todavia, as respostas de crescimento de *M. stuhlmannii* são complexas e precisam ser melhor compreendidas porque as temperaturas estão aumentando e a umidade relativa e a precipitação estão apresentando uma tendência de diminuição na região central de Moçambique (HOFFMANN et al., 2009). Eventos extremos como seca severa atribuídos ao “El Niño” (TROUET et al., 2010; CHIDUMAYO, 2019) podem ser reconhecidos pelo exame de padrões de anéis de crescimento das espécies da floresta de Miombo (FICHTLER et al., 2004; GEBREKIRSTOS et al., 2008; BRIENEN et al., 2011).

O incremento médio anual em diâmetro de *M. stuhlmannii* variou entre os tipos de uso do solo e foi significativamente maior na UF e SL, em comparação aos locais de agricultura (SB) e fogo frequente (FB). Embora essas características reflitam uma condição específica do local do estudo, esses resultados sugerem taxas de crescimento específicas para *M. stuhlmannii* entre diferentes usos de solo. Oscilações anuais de maior crescimento têm, como consequência, anos com condições mais favoráveis são esperados.

Esses resultados são similares aos obtidos por De Cauwer et al. (2014), em que observaram que incremento anual em diâmetro em árvores adultas de *P. angolensis* tende a estabilizar ao longo do tempo antes de atingir o declínio natural, sendo que cada indivíduo ou espécie reflete sua próxima condição e limitações de crescimento. Adicionalmente, as diferenças nas características do local, manejo das árvores, variação genética, presença de fogo, herbivoria foram fontes de variação no crescimento entre os indivíduos.

M. stuhlmannii é uma espécie exigente a luz e intolerante a fogo (WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010). As observações a campo sugerem que a supressão do dossel foi provavelmente responsável pelos fatores mais importantes na área de estudo, no entanto, outras

variáveis, como a herbivoria e o fogo, foram provavelmente os fatores importantes, pelo menos para a sobrevivência de árvores de *M. stuhlmannii*, principalmente, no estágio juvenil. Ademais, o fogo destrói partes aéreas de plantas jovens dessa espécie, constituindo um grande agente de perturbação na floresta de Miombo, frequente em áreas sujeitas ao cultivo itinerante e produção de energia (ZOLHO, 2005; RYAN; WILLIAMS, 2011; RIBEIRO et al., 2017).

O crescimento em diâmetro no presente estudo indicou o incremento médio anual de 0,61 cm, o que sugere que *M. stuhlmannii* leva em média cerca de 61 a 70 anos, para que as árvores de cresçam e atinjam o DMC de 40 cm de DAP. Os resultados deste estudo são superiores aos valores obtidos por Remane e Therrell (2019), que analisaram o crescimento de 30 árvores de *M. stuhlmannii* na mesma região fitogeográfica, indicando um incremento médio em diâmetro de 0,51 cm.ano⁻¹, uma média de 75 a 80 anos para que as árvores de *M. stuhlmannii* atinjam o DMC. Em outro estudo, Schikowski et al. (2010) encontraram o valor de incremento médio em diâmetro de 0,53 cm.ano⁻¹ para *M. stuhlmannii* sob condição de plantio de 38 anos de idade em um ambiente árido na região sul de Moçambique.

A diferença de incremento médio em diâmetro observada entre esses estudos, provavelmente, é resultante das diferenças de clima, solo, características de conservação da floresta em que população de *M. stuhlmannii* está crescendo, da variabilidade genética da população dessa espécie e da idade (WORBES, 2003; HOLDO, 2006; VAN HOLSBEECK et al., 2016). Por exemplo, constatou-se diferença de idades entre os indivíduos estudados, que variaram de 80 a 120 anos, nas condições naturais (REMANE; THERRELL, 2019) e a condições de plantio em ambiente árido (SCHIKOWSKI et al., 2010). Em contraste, no presente estudo, as árvores de *M. stuhlmannii* tinham 49 a 50 anos de idade e eram provenientes de floresta nativa sob diferentes tipos de uso do solo.

Remane e Therrell (2015) observaram que o déficit hídrico durante a estação de crescimento resultava em anéis mais estreitos em *M. stuhlmannii* e, possivelmente, temperatura mais alta ao final da estação de crescimento influenciaram positivamente o crescimento do ano corrente ou do ano seguinte. Além disso, esses autores verificaram uma correlação complexa entre o dia e a temperatura influenciando diretamente o crescimento secundário de *M. stuhlmannii*.

Em outro estudo, Von Holsbeeck et al. (2016) observaram diferenças de crescimento em árvores de *Pterocarpus angolensis* em diferentes ambientes de floresta tropical seca na Namíbia, relacionando-as a fatores como diferenças ambientais, solo e características genéticas de cada indivíduo. Outros estudos em um ambiente tropical seco na região sul do continente africano, em que foram feitas análises de anéis de árvores, permitiram a identificação de

relações significativas entre idade e diâmetro (STAHLE et al., 1999; FICHTLER et al., 2004; SCHONGART et al., 2006; THERRELL et al., 2007; TROUET et al., 2001; 2010; CHIDUMAYO, 2019).

Além disso, Schöngart (2008) constatou que existe uma forte relação entre as taxas de incremento de diâmetro e a densidade específica da madeira. O mesmo autor relatou que espécies arbóreas com alta densidade de madeira, que estão associadas a baixas taxas de incremento, são frequentemente encontradas em espécies de árvores de sucessão tardia.

Na floresta de Miombo, espécies arbóreas com densidades média e alta de madeira variando de cerca de 690 a 1330 kg.m³ (BUNSTER, 2006; ALI et al., 2008; UETIMANE JR et al., 2018) têm taxas médias de incremento de diâmetro variando de 2,4 a 6,8 mm.ano⁻¹ (FICHTLER et al., 2004; THERRELL et al., 2007; TROEUT et al., 2010; VAN HOLSBEECK et al., 2016). Entre as angiospermas, a alta densidade da madeira oferece resistência à deterioração (ALI et al., 2008; LHATE et al., 2010; CUVILAS et al., 2014; UETIMANE JR et al., 2018). Portanto, isso inclui os valores encontrados no estudo realizado por Remane e Therrell (2019), para *M. stuhlmannii*, na região central de Moçambique, que sugeriram um DMC de 40 cm de DAP, adequado para essa espécie.

Observa-se também que houve um decréscimo na taxa de incremento conforme a dimensão inicial da árvore, devido provavelmente à estagnação do crescimento delas. A redução da variabilidade no incremento anual das árvores *M. stuhlmannii* à medida que envelhecem pode ser um indicador de respostas semelhantes às condições ambientais à medida que as árvores aumentam de tamanho com a idade. A idade em que *M. stuhlmannii* atinge o IMA igual a 0,6 cm pode ser considerada um achado importante, pois pode ser um indicador do tempo em que os tratamentos de silvicultura devem ser realizados para maximizar o crescimento de *M. stuhlmannii*.

A análise da classe de incremento em diâmetro sugere que o tempo médio necessário para *M. stuhlmannii* passar de uma classe de diâmetro para a seguinte é de aproximadamente 18 anos, não é significativamente diferente entre as classes, embora a variabilidade diminua ligeiramente com o tempo. Esses resultados assemelham-se aos padrões relatados por Remane e Therrell (2019) para *M. stuhlmannii* de aproximadamente 20 anos de idade. Todavia, é importante realçar que, no presente estudo, considerou-se as árvores individuais de *M. stuhlmannii* e os diferentes tipos de uso do solo analisado. Esse fato sugere diferenças no tempo de passagem de uma classe para outra, sugere ainda que os fatores endógenos desempenham um papel importante no crescimento.

As relações diâmetro-idade revelam um rápido deslocamento do crescimento nas primeiras classes de diâmetro de *M. stuhlmannii* na floresta não perturbada e na floresta sob corte seletivo de madeira, sugerindo que demoraria mais de 61 anos para as árvores jovens atingirem DMC de corte de 40 cm. Pode-se inferir que *M. stuhlmannii*, devido a ações de intervenção como o cultivo itinerante e a frequência do fogo, mostrou que a taxa de incremento das árvores de menor diâmetro é menor que a taxa média de incremento para todos os indivíduos, o que implica a não utilização do crescimento dessas árvores para projeções da produção e rendimento, pois gerará subestimativas do crescimento (THERRELL et al., 2007), devendo-se trabalhar com a taxa média de incremento.

Esses resultados sugerem que as normas da legislação moçambicana vigente, que regulamenta o manejo florestal, são inadequadas para garantir a exploração madeireira sustentável dessa espécie (ciclo de corte de aproximadamente 30 anos). Os dados sobre a taxa média de incremento, baseados nas trajetórias individuais das espécies, podem auxiliar no momento da adoção de metodologias e critérios de manejo adequadas (SYAMPUNGANI et al., 2010; MIRANDA et al., 2017).

Entretanto, a grande faixa de ocorrência de *M. stuhlmannii* em Moçambique, bem como as variações de seu crescimento colocam em evidência a importância da regionalização de informações de crescimento que possam ser utilizadas em iniciativas de manejo florestal, como a determinação do diâmetro mínimo de corte e o ciclo de corte específicos.

Para os operadores florestais em regime de concessão quanto para madeireiros de licença simples em Moçambique, ciclos de corte menos longos podem ser viáveis, dependendo do estoque de *M. stuhlmannii* na floresta. Portanto, o volume de *M. stuhlmannii* disponível e as taxas de crescimento em locais específicos precisam ser determinados antes da estimativa do ciclo de corte para fornecer diretrizes viáveis para a indústria florestal moçambicana.

5. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo revelaram que as taxas de incremento em diâmetro sugerem que, em média, *M. stuhlmannii* precisa de aproximadamente 61 a 70 anos para que árvore individual atinja um diâmetro mínimo de corte de 40 cm DAP.

O incremento em diâmetro de *M. stuhlmannii* e o ciclo de corte variam dentro do mesmo ecossistema entre os tipos de uso do solo. Portanto, rotações mais longas podem ser necessárias. Esses resultados permitem modelar padrões de crescimento de *M. stuhlmannii* em diâmetro,

diferenciados por fatores do ambiente, de modo que podem ser estimados critérios específicos para o manejo desse importante recurso madeireiro da flora moçambicana.

Os achados deste estudo são um indicativo importante da necessidade de se adotarem técnicas de manejo distintos entre os tipos de uso de solo, identificando e favorecendo o uso de solo mais produtivo para *M. stuhlmannii*, contribuindo, desse modo, para o manejo em bases sustentáveis desse importante recurso florestal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, A. et al. Anatomical characteristics, properties and use of traditionally used and lesser-known wood species from Mozambique: a literature review. **Wood Science and Technology**, v. 2, n. 6, p. 453-472, 2008.

BRIENEN, R. J. W.; WANEK, W.; HIETZ, P. Stable carbon isotopes in tree rings indicate improved water use efficiency and drought response of a tropical dry forest tree species. **Trees Structure Function**, v. 25, p. 103-113, 2011.

BRIENEN, R. J.; ZUIDEMA, P. A. The use of tree rings in tropical forest management: projecting timber yields of four Bolivian tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 256-267, 2006.

BUNSTER, J. **Commercial timbers of Mozambique**: Technological Catalogue. Traforest Lda, Maputo, Mozambique. 2006. 63 p.

CHIDUMAYO, E. N. Biotic interactions, climate and disturbance underlie the distribution of two *Julbernardia* tree species in Miombo woodlands of Africa. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1–11, 2017.

CHIDUMAYO, E. N. Management implications of tree growth patterns in Miombo woodlands of Zambia. **Forest Ecology and Management**, v. 436, p. 105–116, 2019.

COATES PALGRAVE, M. et al. A reconnaissance survey of the woody flora and vegetation of the Catapú logging concession, Cheringoma District, Mozambique. **Bothalia**, v. 37, p. 57 – 73, 2007.

CUVILAS, C. A. et al. The characterization of wood species from Mozambique as a fuel. **Energy Sources. Part A**, v. 36, p. 851–857, 2014.

DE CAUWER, V. et al. Potential, realised, future distribution and environmental suitability for *Pterocarpus angolensis* DC in southern Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 315, p. 211–226, 2014.

DECRETO DE LEI nº 12/2002. **Regulamento da lei de florestas e fauna bravia**. Governo de Moçambique. Ministério de Agricultura e Desenvolvimento Rural (MITADER). Publicação Oficial da República de Moçambique. Maputo. 2002. 54 p.

DNTF. **Annual Statistic Report**. National Directorate of Land and Forestry (DNTF): Maputo, Moçambique. 2010. 21 p.

EGAS, A. F. et al. **Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest**. FAEF/UEM. Maputo, Moçambique. 2013. 42p.

EIA. **Conexões de primeira classe: Contrabando, corte ilegal de madeira e corrupção em Moçambique**. Environmental Investigation Agency (EIA). Washington, DC, 2014.

EKMAN, S-M. S.; WENBIN, H.; LANGA, E. **Comércio e investimento chinês na indústria madeireira de Moçambique: Um estudo de caso da província de Cabo Delgado**. Documento de trabalho 132. Bogor, Indonésia: CIFOR. 2014. 44 p.

FICHTLER, E. et al. Climatic signals in tree rings of *Burkea africana* and *Pterocarpus angolensis* from semiarid forests in Namibia. **Trees**, v. 18, p. 442–451, 2004.

GEBREKIRSTOS, A. et al. Climate–growth relationships of the dominant tree species from semi-arid savanna woodland in Ethiopia. **Trees Structure Function**, v. 22, n. 6, p. 631-641, 2008.

GEBREKIRSTOS, A. et al. Opportunities and applications of dendrochronology in Africa. **Environmental Sustainability**, v. 6, p. 48–53, 2014.

GELDENHUYS, C. J. M. Managing forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. **Journal of Forest Research**, v. 15, p. 3 – 13, 2010.

GELDENHUYS, C. J.; GOLDING, J. S. **Resource use activities, conservation and management of natural resources of African savannas**. In: Faleiro, F. G.; Neto, A. L (editores) *Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 225–260, 2008.

GONÇALVES, F. M. P. et al. Tree species diversity and composition of Miombo woodlands in South-Central Angola: A chronosequence of forest recovery after shifting cultivation. **International Journal of Forestry Research**, v. 2017, p. 1–13, 2017.

GUEDES, B. S. et al. Plantations of *Pinus* and *Eucalyptus* replacing degraded mountain Miombo woodlands in Mozambique significantly increase carbon sequestration. **Global Ecology and Conservation**, v. 14, e00401, 2018.

HOFFMANN, A. A. et al. **Climate change and wildland fires in Mozambique**. Em: *Tropical Fire Ecology*. Springer Praxis Books. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 227-259, 2009.

HOLDO, R. M. Tree-growth in an African woodland savanna affected by disturbance. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p. 369–378, 2006.

JEW, E. K. K. et al. Miombo woodland under threat: consequences for tree diversity and carbon storage. **Forest Ecology and Management**, v. 361, p. 144–153, 2016.

KALABA, F. K.; QUINN, C. H.; DOUGILL, A. J. The role of forest provisioning ecosystem services in coping with household stresses and shocks in Miombo woodlands, Zambia. **Ecosystem Services**, v. 5; p. 143-148, 2014.

LHATE, I. et al. Chemical composition of traditionally and lesser used wood species from Mozambique. **Wood Materials and Science Engineering**, v. 5, p. 3-4, 2010.

MACKIENZIE, C. **Forest governance in Zambézia, Mozambique: Chinese takeaway!** Final report for FONGZA. Maputo, Mozambique. 2006. 96 p.

MACQUEEN, D.; FALCÃO, M. **Reforço da governação florestal em Moçambique: opções para a promoção de uma exploração florestal mais sustentável entre comerciantes de madeira chineses e os seus parceiros moçambicanos.** Natural Resource No. 33. IIED, Londres. 2017. 83 p.

MAE. **Perfil do distrito do Cheringoma, província de Sofala.** República de Moçambique. Ministério de Administração Estatal (MAE). Série Perfis Distritais – Edição 2005. 2005. 63 p.

MITADER. **Inventário Florestal Nacional.** Direção Nacional de Florestas (DINAF). Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). Maputo, Moçambique. 2018. 118 p.

MATE, R.; JOHANSSON, T.; SITO, A. Biomass equations for tropical tree species in Mozambique. **Forests**, v. 5, p. 5335-556, 2014.

MATTOS, P. P. et al. Climate-tree growth relationships of *Mimosa tenuiflora* in seasonally dry tropical forest, Brazil. **CERNE**, v. 21, n. 1, p. 141-149, 2015.

MIRANDA, Z. P. et al. Volume increment modeling and subsidies for the management of the tree *Mora paraensis* (Ducke) Ducke based on the study of growth rings. **Tree**, v. 32, p. 277–286, 2018.

MOURA, I. et al. **Biodiversity studies in key species from the African mopane and Miombo woodlands.** In Genetic Diversity; BITZ, L., Editor.; IntechOpen: London, UK, 2017, pp. 91–109.

MUGASHA, W. A. et al. Modelling diameter growth, mortality and recruitment of trees in Miombo woodlands of Tanzania. **Southern Forests. Journal of Forests Science**, v. 79, p. 51–64, 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2021. Disponível em: <http://www.R-project.org>

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Dendrochronological potential of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **Trees**, v. 29, p. 729-736, 2015.

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Tree-ring analysis for sustainable harvest of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **South African Journal of Botany**, v. 125, p. 120-125, 2019.

RIBEIRO, N. S. et al. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, Northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 12, p. 1021-1029, 2017.

RIBEIRO, N. S.; SHUGART, H. H.; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 5-6, p. 1626– 1636, 2008.

ROZENDAAL, D. M. A.; ZUIDEMA, P. A. Dendroecology in the tropics: a review. **Trees**, v. 25, p. 3-16, 2011.

RYAN, C. M. et al. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 371, ID: 20150312, 2016.

RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How does fire intensity and frequency affect Miombo Woodland tree populations and biomass? **Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America**, v. 21, n. 1, p. 48–60, jan. 2011.

SCHIKOWSKI, A. B. et al. **Potencial dendrocronológico de espécies arbóreas de Moçambique**. Comunicado técnico 264. Embrapa Colombo, PR, Brasil, 2010. 4 p.

SCHÖNGART, J. et al. Climate-growth relationship of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1139-1150, 2006.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 46–58, 2008.

SEDANO, F. et al. The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 9, p. 094020, 2016.

STAHL, D. W. et al. Management implications of annual growth rings in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 217-229, 1999.

SYAMPUNGANI, S.; GELDENHUYS, C. J.; CHIRWA, P. W. Regeneration dynamics of Miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 563–576, 2016.

SYAMPUNGANI, S.; GELEDENHUYS, C.; CHIRWA, P. W. Age and growth rate determination using growth rings of selected Miombo woodland species in charcoal and slash and burn regrowth stands in Zambia. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 2, n. 8, p. 167-174, 2010.

TEMUDO, M. P.; Silva, J. M. N. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. **Journal of Land Use Science**, v. 7; n. 4; p. 425-442, 2011.

THERRELL, M. D. et al. Age, and radial growth dynamics of *Pterocarpus angolensis* in southern Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 244, p. 24–31, 2007.

TROUET, V.; COPPIN, P.; BEECKMAN, H. Annual Growth Ring Patterns in *Brachystegia spiciformis* Reveal Influence of Precipitation on Tree Growth. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 375-382, 2006.

TROUET, V.; ESPER, J.; BEECKMAN, H. Climate/growth relationships of *Brachystegia spiciformis* from the Miombo woodland in South central Africa. **Dendrochronology**, v. 28, p. 161–171, 2010.

TROUET, V.; VAN OLDENBORGH, G. J. KNM, I. Climate Explorer: A Web-Based Research Tool for High-Resolution Paleoclimatology. **Tree-Ring Research**, v. 69, n. 1, p. 3-13, 2013.

UETIMANE JR. E. et al. Comparative wood anatomy and chemical composition of *Millettia mossambicensis* and *Millettia stuhlmannii* from Mozambique. **BioResources**, v.13, n. 2, p. 3335-3345, 2018.

VON HOLSBEECK, S. et al. Annual diameter growth of *Pterocarpus angolensis* (Kiaat) and other woodland species in Namibia. **Forest Ecology and Management**, v. 373, p. 1-8, 2016. jan. 2008.

VOLLAND-VOIGT, F. et al. Radial stem variations of *Tabebuia chrysantha* (Bignoniaceae) in different tropical forest ecosystems of southern Ecuador. **Trees**, Berlin, v. 25, p. 39-48, 2011.

WILLIAMS, M. et al. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo woodlands in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 145–155, 2008.

WILS, T. H. G. et al. Dendrochronology in the dry tropics: the Ethiopian case. **Trees**, Berlin, v. 25, p. 345-354, 2011.

WORBES, M. et al. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 173, p. 105-123, 2003.

WORBES, M.; SCHÖNGART, J. Measures for sustainable forest management in the tropics – A tree-ring based case study on tree growth and forest dynamics in a Central Amazonian lowland moist forest. **PLoS ONE**, v. 14, n. 8, e0219770, 2019.

WORLD BANK. **Trading economics. Mozambique GDP 1980-2019**. 2020. Disponível em: <https://tradingeconomics.com/mozambique/gdp>. Acessado em 20 dezembro de 2020.

ZOLHO, R. **Effect of fire frequency on the regeneration of Miombo woodland in Nhambita, Mozambique**. 2005. 71 f. Master dissertation (Institute of Ecology and Resource Management) – University of Edinburgh, Edinburgh Scotland, UK, 2005. 71 p.

5. DISCUSSÃO – Considerações sobre aspectos autoecológicos e silviculturais para condução da regeneração natural e crescimento de *Millettia stuhlmannii* Taub., em resposta a diferentes perturbações na floresta de Miombo.

Moçambique carece de informações quantitativas de longo prazo sobre a regeneração natural e crescimento para a maioria das espécies madeireiras de alto valor comercial. Árvores de espécies madeireiras valiosas estão geralmente presentes em baixa densidade nas florestas naturais em Moçambique e as taxas de extração raramente excedem cinco árvores por hectare (MARZOLI, 2007; MITADER, 2018). Por outro lado, as práticas de extração de madeira em Moçambique não observam o manejo adequado (GELDENHYUS, 2005; HOFIÇO et al., 2018), uma vez que são de caráter altamente seletivo e concentram-se em um número bastante reduzido de espécies (EIA, 2014; EKMAN et al., 2014; MITADER, 2018).

Embora a extração seletiva de madeira mostre-se ecologicamente benigna na floresta tropical (HALL et al., 2003; DAYAMBA et al., 2011), a complexidade ecológica e biológica da floresta pode ser profundamente perturbada se ela for cortada repetidamente sem o manejo adequado. Ademais, se as taxas de extração de madeira forem altas o suficiente e as áreas anteriormente explorados servirem como focos de outro tipo de ação antrópica, como agricultura, pastoreio e produção de carvão, podem comprometer a sustentabilidade da floresta (GELDENHYUS, 2005; ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; EKMAN et al., 2014; RIBEIRO et al., 2017).

Portanto, compreender os fatores determinantes para o sucesso da regeneração natural e crescimento de espécies madeireiras é crítico para o manejo sustentável em Moçambique. Para o caso específico da *M. stuhlmannii*, uma das três espécies madeireiras de alto valor econômico da flora moçambicana e que é intensamente explorada, justifica-se o esforço e a prioridade para o manejo a longo prazo, bem como a sua conservação.

Desse modo, a estratégia central para o manejo adequado de *M. stuhlmannii* requer uma compreensão detalhada da autoecologia sobre a regeneração natural, padrões espaciais e o crescimento, bem como as implicações das práticas de uso do solo na floresta onde ocorre. Conforme Medjebe et al. (2014), estudos da regeneração de espécies madeireiras possibilitam uma melhor compreensão da autoecologia e sinecologia delas ao longo do processo de sucessão em que está inserida e permite indicar possíveis consequências de impactos das ações antrópicas realizados nos ecossistemas florestais.

Os resultados deste estudo sugerem que, após perturbações antrópicas na floresta de Miombo (corte seletivo de madeira, agricultura, produção de carvão), *M. stuhlmannii* tem a capacidade de se regenerar a partir de raízes e de toco. Entretanto, observou-se baixa densidade de regenerantes a partir de semente nas áreas não perturbadas e nas áreas perturbadas sob domínio do fogo. Geldenhyus (2010) refere que essas situações são comumente verificadas para a espécie *M. stuhlmannii* devido à dificuldade de encontrar condições necessárias para promover o estabelecimento e o recrutamento da regeneração natural.

Portanto, no contexto de sustentabilidade de produção de madeira, outros aspectos importantes devem ser considerados como: a) a densidade de regenerantes de *M. stuhlmannii*, originários de semente, principalmente, nas menores classes de diâmetro; a distribuição irregular de diâmetro (distribuição etária). Alguns autores mencionam condições ideais, tais como: a abundância na produção de sementes, altos níveis de luz e nutrientes no solo, baixa competição, que poderiam promover uma maior densidade de indivíduos de *M. stuhlmannii* na floresta de Miombo (GELDENHYUS, 2010; TIMBERLAKE et al., 2010).

Em um estudo similar na floresta de Miombo, na região central de Moçambique, Geldenhuys e Golding (2008) constataram que *M. stuhlmannii* pode estabelecer-se mais facilmente com a exclusão do fogo e com o controle da herbivoria (pequenos mamíferos roedores, comuns na região do estudo), que retardam o recrutamento e a sobrevivência de regeneração no estágio inicial.

A ocorrência de fogo frequente na floresta de Miombo tende a destruir ou danificar a regeneração e desenvolvimento em plantas jovens de espécie sensíveis ao fogo de tempos em tempos, como, por exemplo, *M. stuhlmannii*, como ficou demonstrado em outros estudos (ZOLHO, 2005; WILLIAMS et al., 2008; GELDENHYUS, 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011; RIBEIRO et al.; 2008; 2017; MUVENGWI et al., 2020; MONTFORT et al., 2021). Por outro lado, esperava-se que a combinação que a extração seletiva de madeira e as práticas de uso do fogo para o manejo das áreas agrícolas e de caça resultassem no desmatamento e degradação da floresta de Miombo e se tornasse um obstáculo determinante para a regeneração de *M. stuhlmannii* na área do estudo.

Pelo contrário, os resultados demonstram que essas perturbações tiveram efeito positivo sobre a regeneração de *M. stuhlmannii* devido à alta capacidade da espécie em regenerar-se a partir de raízes e de toco após perturbação. A rebrota vigorosa a partir de raízes e de toco deve-se particularmente aos sistemas radiculares verticais e horizontais extensos, que armazenam substâncias de reservas da planta e facilitam a recuperação rápida após a morte ou remoção da

biomassa aérea (LUOGA et al., 2004; KY-DEMBELE et al., 2007; HANDAVU et al., 2011; SYAMPUNGANI et al., 2017).

Ademais, os resultados demonstraram que a exposição de tocos à luz solar aumenta sua eficácia de rebrota para *M. stuhlmannii*, que se desenvolve vegetativamente e, por sua vez, a abertura do dossel por meio de cultivo itinerante ou produção de carvão estimula a germinação das reservas de sementes do solo conforme a temperatura e a intensidade da luz aumentam. Esse fato sugere que *M. stuhlmannii* requer alta intensidade de luz para desenvolver-se e, portanto, requer grandes clareiras (GELDENHYUS; GOLDING, 2008; CHIDUMAYO, 2013; CHIRWA et al., 2015; SYAMPUNGANI et al., 2017).

No entanto, não é apenas a exposição à luz que faz com que espécies como *M. stuhlmannii* tenham um bom desempenho em áreas abertas decorrentes da ação antrópica, como o cultivo itinerante, corte seletivo de madeira e produção de carvão vegetal. A competição reduzida por umidade e nutrientes também contribui para o bom desempenho dessas espécies (KY DEMBELE et al., 2007; WILLIAMS et al., 2008; KLEINSCHROTH et al., 2013), conforme mencionado anteriormente.

Ademais, o trabalho examinou os padrões espaciais da regeneração natural de *M. stuhlmannii* na floresta de Miombo. Os resultados sugerem que *M. stuhlmannii* distribuiu-se em grandes agrupamentos com forte agregação encontrada em curtas distâncias na área de estudo para as diferentes formas de origem e entre os tipos de perturbação na floresta, o que provavelmente seja o fato de a espécie regenerar-se de forma vegetativa e as sementes são dispersas por explosão de vagem próximo da árvore mãe (ZOLHO, 2005; CHIDUMAYO, 2013; SHIRIMA et al., 2015; MUVENGWI et al., 2020).

Esses resultados sugerem que à medida que se tornam conhecidas as preferências e limitações de *M. stuhlmannii* quanto ao ambiente ocupado na floresta de Miombo, obtém-se conhecimentos mais precisos de seu nicho ecológico, bem como se avança para o desenvolvimento de modelos de sucessão florestal. Portanto, esse critério pode ser utilizado para definição de estratégias de restauração florestal envolvendo a espécie e permitirá prever como ela reagirá na floresta face a uma perturbação específica ou mesmo às variações microclimáticas (ZIEGLER et al., 2017; O'HARA et al., 2017; SVÁTEK et al., 2018; MALONE et al., 2018). Elbert et al. (2015) referem que a análise da distribuição espacial de árvores florestais constitui uma ferramenta poderosa para responder às questões ecológicas básicas e representa um suporte útil para estratégias de conservação genética e práticas de manejo sustentável dos recursos florestais.

Além disso, os resultados deste estudo sugerem ainda que plantas jovens originárias de regeneração vegetativa a partir de toco têm uma taxa de crescimento menor comparativamente às originárias de sementes e de raízes nas áreas sem ou com pouca perturbação. Esse comportamento reforça a importância da liberação das árvores proporcionando-lhes melhor exposição da copa à luz solar e controlando seu formato de copa (SEIFERT et al., 2014; CUNHA et al., 2016; REMANE; THERREL, 2019), assim como a ocorrência de fogo frequentes (ZOLHO, 2005; GELDENHYUS, 2010; RYAN; WILLIAMS, 2011). Esse critério pode ser utilizado na tomada de decisão para o manejo das espécies.

Adicionalmente, o presente estudo indicou um ciclo de corte de 61 a 70 anos entre os tipos de uso do solo, para que *M. stuhlmannii* atinja o diâmetro mínimo de corte (DMC) de 40 cm na área de estudo. O tempo médio estimado para passagem pelas classes de 10 cm de diâmetro até atingir o DMC foi de $21,7 \pm 2,3$ anos. Esses resultados sugerem que as normas da legislação moçambicana vigente que regulamentam o manejo florestal são inadequadas para garantir a exploração madeireira sustentável dessa espécie (ciclo de corte de aproximadamente 30 anos).

Nota-se que, além das diferenças de crescimento entre os locais, há diferenças de crescimento entre as classes diamétricas, independentemente do período de crescimento. Apesar desse resultado estar baseado em amostragem pequena, é um indicativo importante da necessidade de se adotarem técnicas de manejo distintos entre os tipos de uso de solo, identificando e favorecendo o uso de solo mais produtivo para *M. stuhlmannii*.

Portanto, para desenvolver-se um sistema silvicultural e diretrizes para manejo sustentável das espécies madeiras, bem como subsidiar na definição de políticas em Moçambique, devem ser levadas em consideração as fortes evidências sobre regeneração e crescimento dessas espécies e o potencial de recuperação na floresta após perturbações, que possam ser desenvolvidos para manter o balanço entre recuperação da floresta e os meios de subsistência da população no meio rural e urbano.

Além disso, a legislação florestal vigente em Moçambique preconiza que os concessionários devem cumprir as obrigações relativas ao reflorestamento, conservação e manejo da regeneração natural das espécies madeiras (Decreto de Lei nº 12/2002). Todavia, eles não cumprem, em parte devido às limitações de informações sobre a autoecologia e crescimento das espécies madeiras, mas também pela fraca fiscalização dos órgãos governamentais competentes.

Por exemplo, devido ao seu valor comercial, *M. stuhlmannii* está entre as espécies madeiras exploradas nas florestas de Moçambique para as quais o plantio de mudas após o

corte pode ser economicamente justificado. Assim, recomenda-se algumas ações para acelerar a recuperação dessa espécie na floresta. No entanto, a experiência na área de estudo demonstrou que o plantio de mudas dessa espécie produzidas em viveiro teria pouca chance de sucesso, devido à combinação do alto nível de danos causados pelo fogo e ataque de pequenos mamíferos (esquilos e macacos), que resultaram na morte de plantas jovens nesse tipo de floresta, o que frustraria esses esforços.

A regeneração natural assistida é o método mais simples e de menor custo para reflorestar terras degradadas (SHONO et al., 2007). Em áreas com regeneração natural limitada, como a floresta não perturbada ou remanescente denso e matagais, a intervenção humana é necessária para iniciar a recuperação, removendo ou reduzindo as barreiras à regeneração natural da floresta. Por exemplo, em uma pesquisa em andamento na área de estudo, o plantio de enriquecimento com regenerantes de *M. stuhlmannii* (acima de um metro) em clareiras após corte de madeira, acompanhada por tratamentos de liberação conforme necessário, mostrou-se ser uma estratégia viável para melhorar o estoque dessa espécie na floresta.

Com essa altura, os regenerantes teriam superado esse período inicial de vulnerabilidade aos pequenos mamíferos e ao fogo (GELDENHYUS, 2005; TIMBERLAKE et al., 2010; MOGRABI et al., 2016). Alguns estudos mostraram que a eliminação do fogo e a abertura de clareiras resulta no rápido recrutamento e crescimento de espécies lenhosas (GELDENHYUS, 2005). Assim, sugere-se, como primeira ação restauradora para os campos, a retirada de biomassa seca. No experimento, foi estabelecida, como protocolo para proteção contra o fogo, a redução de material vegetal seco nos talhões. Os dados de crescimento e sobrevivência de regenerantes de *M. stuhlmannii* serão alvos de uma investigação mais aprofundada futuramente.

Para a condução da rebrota a partir de raízes e de toco de *M. stuhlmannii*, o presente estudo sugere que, para além do controle do fogo, os esforços devem ser direcionados para aumento da sobrevivência e vigor das hastes por meio de redução da competição por água, nutrientes e luz solar conforme os estudos realizados no ecossistema de Miombo em Zâmbia por Handavu et al. (2011), Syampungani et al. (2017) e Zulu et al. (2017). Isso pode ser conseguido por meio de desbastes de hastes em cada área para reduzir a competição. Porém, é importante compreender o comportamento do fogo (tempo e a intensidade) para realizar-se as intervenções como capinas no manejo das áreas que permitirão a proteção da regeneração natural contra esse tipo de agente destrutivo, no caso de plantas jovens (HOFFMANN et al., 2012; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

Por outro lado, a crescente pressão por terras para agricultura e a demanda por lenha e carvão (cerca de 80% do consumo de energia nacional) nos principais centros urbanos constitui

o problema real em Moçambique (JANSEN et al., 2008; WILLIAMS et al., 2008; TEMUDO; SILVA, 2011; SEDANO et al., 2015; GUEDES et al., 2018). Este estudo sugere que a capacidade de rebrota das espécies na floresta de Miombo podem ser usadas para simular os processos de perturbação ecológica e recuperação, através do desenvolvimento de sistemas silviculturais mistos, como um sistema único de manejo da regeneração natural, incluindo o manejo das espécies por talhadia para produção de energia.

Para as áreas de alta densidade populacional humana, onde as concessões florestais são superadas pela prática de agricultura e produção de lenha e carvão, recomenda-se a população local a estabelecer plantios de espécies madeireiras como parte de um sistema agroflorestal. Além disso, o manejo de talhadia para lenha e carvão vegetal pode ser uma opção viável e de baixo custo para a população local, como resposta à crescente demanda por energia, uma vez que as espécies apresentam capacidade de crescer vigorosamente após o corte (ZOLHO, 2005; DAYAMBA et al. 2011; HANDAVU et al., 2011; FERRAZ-FILHO et al. 2014; SYAMPUNGANI et al., 2017; ZULU et al., 2017).

Além disso, outra estratégia pode ser o aprimoramento e a eficiência dos sistemas de produção nas áreas de cultivo itinerante para melhorar a longevidade dos campos e reduzir a derruba e queima das árvores na floresta e a diversificação dos meios de subsistência baseados na floresta, o que pode ser uma alternativa viável na provisão de serviços ecossistêmico. Essa visão prospectiva apoiará o desenho de um futuro planejamento integrado, no que diz respeito à mitigação de riscos de fogos e à promoção da multifuncionalidade das florestas e dos serviços ecossistêmicos, em cenários de mudanças climáticas (RYAN et al., 2016; GONÇALVES et al., 2017). Uma vez adotado em REDD+ em Moçambique (SITOE et al., 2012; MACQUEEN; FALCÃO, 2017), o manejo comunitário terá uma boa relação custo-benefício quando comparado com programas de reflorestamento convencionais, porém, trará o desafio de monitorar o manejo dessas áreas junto à população local (SASAKI et al., 2011; KALABA et al., 2013; ELENITSKY et al., 2020). No entanto, a confirmação dessa hipótese depende de estudos específicos sobre o tema.

Mesmo em áreas afetadas tanto pela extração seletiva quanto pelo cultivo itinerante em pequena escala, *M. stuhlmannii* pode ter alto potencial de restauração e valor econômico. Por exemplo, *M. stuhlmannii* apresenta ainda potencial para substituir espécies exóticas em plantios comerciais (exemplo de *Eucalyptus* spp). em, com a vantagem de ser uma espécie nativa que pode promover o estabelecimento de uma cobertura florestal estável em áreas degradadas (GELDENHYUS; GOLDING, 2008; HOFIÇO et al., 2020).

Ademais, o manejo de áreas abandonadas por longos períodos permite que a população local gere créditos de carbono e oferece uma oportunidade para restaurar as comunidades florestais, sendo uma das estratégias de subsistência rural (WILLIAMS et al., 2008; KALABA et al., 2013). O manejo da regeneração de *M. stuhlmannii* mostra-se ser justamente uma ferramenta de baixo custo para projetos de restauração florestal e produção de madeira, pois se baseia nos pressupostos e princípios naturais de sucessão ecológica (GELDENHYUS, 2005; MAKANA; THOMAS, 2005; MEDJEBE et al., 2014).

Isto pode indicar a necessidade de uma forte intervenção humana através de técnicas de restauração de forma a promover e acelerar o restabelecimento de uma comunidade florestal funcional nas antigas áreas abandonadas. No entanto, recomenda-se mais estudos para avaliar e distinguir os efeitos de cada fator ecológico de forma independente.

Os resultados deste estudo ilustram a importância do monitoramento e dos protocolos de regeneração da *M. stuhlmannii*, incluindo a consideração explícita de classes de recrutamento. Além disso, evidenciam as técnicas de manejo que abordam as barreiras para a regeneração das espécies madeireiras no ecossistema de Miombo (por exemplo, fogo, cultivo itinerante, caça, herbivoria). Desse modo, este estudo fornece orientações importantes para o manejo sustentável e conservação da *M. stuhlmannii*, bem como apoiar a restauração florestal, políticas nacionais adequadas com a participação da população local. Assim, os padrões identificados para a regeneração natural e o crescimento de *M. stuhlmannii*, neste estudo, bem como as ferramentas de silviculturais e de restauração podem ser aplicáveis a outros sistemas florestais.

Contudo, este estudo avaliou o sucesso inicial da regeneração de *M. stuhlmannii*, 10 anos após as intervenções na floresta de Miombo. Devido à brevidade desse período, não se pode fazer inferências sobre todo o processo de regeneração dessa espécie. Para avaliar as respostas de longo prazo, recomenda-se a coleta contínua de dados e a repetição em outras regiões das análises aqui apresentadas, o que poderia reforçar as hipóteses ora concebidas, estabelecendo bases mais sólidas para o planejamento do manejo sustentável de pequena escala e de base comunitária, bem como a promoção da conservação dessa espécie madeireira a longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHIDUMAYO, E. N. Forest degradation and recovery in a Miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 154– 161, 2013.

CHIRWA, P. W. et al. Management and restoration practices in degraded land scapes of Southern Africa and requirements for up-scaling. **The International Forestry Review**, v. 17, n. 3, p. 31 - 41, 2015.

CUNHA, T. A. FINGER, C. A. G.; HASENAUER, H. Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 174– 183, 2016.

DAYAMBA, S. D. et al. Dominant species resprout biomass dynamics after cutting in the Sudanian savanna-woodlands of West Africa: long term effects of annual early fire and grazing. **Annals of Forest Science**, v. 68, n. 3, p. 555–564, 2011.

DECRETO DE LEI nº 12/2002. **Regulamento da lei de florestas e fauna bravia**. EGAS, A. F. et al. **Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest**. FAEF/UEM. Maputo, Moçambique. 2013. 42p.

EBERT, A.; BRITO DA COSTA, R.; BRONDANI, G. E. Spatial distribution pattern of *Mezilaurus itauba* (Meins.) Taub. Ex mez. in a seasonal forest area of the southern Amazon, Brazil. **iForest**, v. 9, p. 497-502, 2015.

EIA. **Conexões de primeira classe: Contrabando, corte ilegal de madeira e corrupção em Moçambique**. Environmental Investigation Agency (EIA). Washington, DC, 2014.

EKMAN, S-M. S.; WENBIN, H.; LANGA, E. **Comércio e investimento chinês na indústria madeireira de Moçambique: um estudo de caso da província de Cabo Delgado**. Documento de trabalho 132. Bogor, Indonésia: CIFOR. 2014. 44 p.

FERRAS-FILHO, A. C.; SCOLFORO, J. R. S.; MOLA-YUDEGO, B. The coppice-with-standards silvicultural system as applied to *Eucalyptus* plantations: a review. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 2, p. 237–248, 2014.

GELDENHUYS, C. J. **Basic guidelines for silvicultural and management practices in Mozambique**. Pretoria: FORESTWOOD, Report FW-04/05. 2005. 78 p.

GELDENHUYS, C. J. M. Managing Forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. **Journal of Forest Research**, v. 15, p. 3 – 13, 2010.

GELDENHUYS, C. J.; GOLDING, J. S. **Resource use activities, conservation and management of natural resources of African savannas**. In: Faleiro, F. G.; Neto, A. L (editores) *Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 225–260, 2008.

GONÇALVES, F. M. P. et al. Tree species diversity and composition of Miombo woodlands in South-Central Angola: A chronosequence of forest recovery after shifting cultivation. **International Journal of Forestry Research**, v. 2017, p. 1–13, 2017.

HALL, J. S.; et al. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. **Forest Ecology and Management**, v. 183, p. 249–264, 2003.

HANDAVU, F.; SYAMPUNGANI, S.; CHISANGA, E. The influence of stump diameter and height on coppicing ability of selected key Miombo woodland tree species of Zambia: A guide for harvesting for charcoal production. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 3, n. 14, p. 461-468, 2011.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, v. 15, p. 759–768, 2012.

HOFIÇO, N. S. A et al. Regulation of the diametric structure of the Miombo woodland using the de Liocourt method in Mozambique. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 407-414, 2018.

HOFIÇO, N. S. A. et al. Height-diameter relationships for *Eucalyptus grandis* Hill Ex. Maiden in Mozambique: using mixed-effects modeling approach. **Cerne**, v. 26, n. 2, p. 183-192, 2020.

JANSEN, L. J. M.; BAGNOLI, M.; FOCACCI, M. Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica province in Mozambique in a period of transition (1990–2004). **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 308–326, jan. 2008.

KY-DEMBELE, C. et al. The relative importance of different regeneration mechanisms in a selectively cut savanna-woodland in Burkina, West Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 28-38, 2007.

ELENITSKY, L. M.; WALTERS, M. B.; FARINOSI, E. J. Tree Regeneration Structure Following Beech Bark Disease-Motivated Harvests: Factors Associated with Patterns and Management Implications. **Forests**, v. 11, n. 180, p. 2-26, 2020.

LUOGA, E. J.; WITKOWSKI, E. T. F.; BALKWILL, K. Regeneration by coppicing (resprouting) of Miombo (African savanna) trees in relation to land use. **Forest Ecology and Management**, v. 189, p. 23–35, 2004.

MACKIENZIE, C. **Forest governance in Zambézia, Mozambique: Chinese takeaway!** Final report for FONGZA. Maputo, Mozambique. 2006. 96 p.

MACQUEEN, D.; FALCÃO, M. **Reforço da governação florestal em Moçambique: opções para a promoção de uma exploração florestal mais sustentável entre comerciantes de madeira chineses e os seus parceiros moçambicanos.** Natural Resource No. 33. IIED, Londres. 2017. 83 p.

MAKANA, J. R.; THOMAS, S. C. Effects of lights gaps and litter removal on the seedling performance of six African timber species. **Biotropica**, v. 37, p. 227–237, 2005.

MALONE, S. L. et al. Mixed-severity fire fosters heterogeneous spatial patterns of conifer regeneration in a dry conifer forest. **Forests**, v, 9, n. 45, p. 1-17, 2018.

MARZOLI, A. **Inventário florestal nacional. Avaliação florestal integrada de Moçambique**. Ministério da Agricultura. Maputo, Mozambique, 2007. 82 p.

MEDJIBE, V. P. et al. Natural regeneration of selected timber species in the Republic of Congo. **African Journal of Ecology**, v. 52, p. 552–563, 2014.

MITADER. **Inventário florestal nacional**. Direção Nacional de Florestas (DINAF). Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 2018. 118 p.

MOGRABI, P. J. et al. Humans and elephants as treefall drivers in African savannas. **Ecography (Cop.)**, v. 40, p. 1274–1284, 2017.

MONTFORT, F. et al. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 488, p. 119039, 2021.

MUVENGWI, J. et al. Structure, composition and regeneration of Miombo woodlands within harvested and unharvested areas. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117792, 2020.

MWAVU, E. N.; WITKOWSKI, E. T. F. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rainforest, North-Western Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 982–992, 2008.

O'HARA, K. L. et al. Regeneration dynamics of coast redwood, a sprouting conifer species: A review with implications for management and restoration. **Forests**, v. 8, n. 5, 144, 2017.

REMANE, I. A. D.; THERRELL, M. D. Tree-ring analysis for sustainable harvest of *Millettia stuhlmannii* in Mozambique. **South African Journal of Botany**, v. 125, p. 120-125, 2019.

RIBEIRO, N. S. et al. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, Northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 12, p. 1021-1029, 2017.

RIBEIRO, N. S.; SHUGART, H. H.; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 5-6, p. 1626– 1636, 2008.

RYAN, C. M. et al. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions B**, v. 371, id: 20150312, 2016.

RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How does fire intensity and frequency affect Miombo Woodland tree populations and biomass? **Ecological applications**, v. 21, n. 1, p. 48–60, 2011.

SASAKI, N. et al. Approaches to classifying and restoring degraded tropical forests for the anticipated REDD+ climate change mitigation mechanism. **iForest**, v. 4, p. 1–6, 2011.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1-2, p. 46-58, 2008.

SEIFERT, T. et al. Competition effects in an afrotemperate forest. **Forest Ecosystems**, v. 1, n. 13, 2014.

SHIRIMA, D. et al. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 4, 2015.

SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. **The context of REDD+ in Mozambique: drivers, actors and institutions**. Occasional Paper 76. CIFOR, Bogor. 53 p. 2012. Disponível em: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-79.pdf. Acessado em 20 dezembro de 2020.

SVÁTEK, M. et al. Frequent fires control tree spatial pattern, mortality and regeneration in Argentine open woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 408, p. 129–136, 2018.

SYAMPUNGANI, S. et al. Coppicing ability of dry Miombo woodland species harvested for traditional charcoal production in Zambia: a win–win strategy for sustaining rural livelihoods and recovering a woodland ecosystem. **Journal of Forestry Research**, v. 28, p. 549-556, 2017.

SHONO, K.; CADAWENG, E. A.; DURST, P. B. Application of assisted natural regeneration to restore degraded Tropical Forestlands. **Restoration Ecology**, v.15, n.4, p.620-626, 2007.

SYAMPUNGANI, S.; GELDENHUYS, C. J.; CHIRWA, P. W. Regeneration dynamics of Miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. **Agroforestry Systems**, v. 90, p. 563–576, 2016.

TEMUDO, M. P.; Silva, J. M. N. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. **Journal of Land Use Science**, v. 7; n. 4; p. 425-442, 2011.

TIMBERLAKE, J.; CHIDUMAYO, E. N.; SAWADOGO, L. **Distribution and characteristics of African dry forests and woodlands**. In: Chidumayo EN (ed) *The dry forests and woodlands of Africa*. Earthscan Publications, Bogor, p. 11–36, 2010.

WILLIAMS, M. et al. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo Woodlands in Mozambique. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 2, p. 145–155, 2008.

ZIEGLER, J. P. et al. Tree regeneration spatial patterns in ponderosa pine forests following stand-replacing fire: influence of topography and neighbors. **Forests**, v. 8, n. 10, p. 391, 2017.

ZOLHO, R. **Effect of fire frequency on the regeneration of Miombo woodland in Nhambita, Mozambique**. 2005. 71 f. Master dissertation (Institute of Ecology and Resource Management) - University of Edinburgh, Edinburgh Scotland, UK, 2005. 71 p.

ZULU, F.; SYAMPUNGANI, S.; FUSHIKE, P. Recovery of *Baikiaea* forest of southwestern Zambia from shifting cultivation and its implications for sustainable management. **Journal of Forest Research**, v. 30, p. 497-506, 2018.