



Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal

Departamento de Engenharia Florestal

Licenciatura em Engenharia Florestal

Projecto Final

**Avaliação do potencial do plantio de enriquecimento para a restauração da
floresta de miombo no distrito Sussundenga**

Autora:

Paula Regina Artur Chilaúle

Supervisão:

Msc. Aniceto Chaúque

Maputo, Julho de 2025

Paula Regina Artur Chilaúle

**Avaliação do potencial do plantio de enriquecimento para a restauração da
floresta de miombo no distrito Sussundenga**

Projecto final submetido a Universidade Eduardo Mondlane, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal (Departamento de Engenharia Florestal), sob supervisão do Eng.º Aniceto Chaúque (MSc.) como um dos requisitos para obtenção do título de licenciada em Engenharia Florestal.

Maputo, Julho de 2025

DEDICATÓRIA

Aos meus queridos pais,

Com imensa gratidão e profundo respeito, dedico esta monografia a vocês, que foram meu alicerce em cada etapa desta jornada. Desde os primeiros passos na pré-escola até a conquista do ensino superior, estiveram ao meu lado, oferecendo amor, encorajamento e apoio incondicional.

Foram vocês que me ensinaram o valor do conhecimento, da perseverança e da dedicação. Nos momentos de cansaço, foram minha força; nas incertezas, minha segurança; e nas vitórias, minha maior alegria. Cada conquista minha é, na verdade, um reflexo do esforço, sacrifício e amor que sempre dedicaram a mim.

Que esta monografia seja uma pequena homenagem à grandeza do que fizeram por mim. Obrigado por acreditarem em mim e por nunca medirem esforços para que eu chegasse até aqui.

Com todo o meu amor e eterna gratidão!

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, fonte da minha vida, da minha força e das inúmeras oportunidades que me foram concedidas até aqui. Sem Ele, nada disso seria possível. Cada desafio superado e cada conquista alcançada refletem a Sua graça e o Seu propósito em minha vida.

À minha família, meu porto seguro, pelo suporte incondicional e pelo exemplo que sempre me guiou. Em especial, aos meus pais, que nunca mediram esforços para que eu pudesse trilhar este caminho com confiança e determinação. Aos meus queridos avós, Isabel e Maringue, pelo amor e sabedoria que sempre compartilharam comigo. Ao meu primo Hélio Manhique, que me serviu de exemplo traçando uma jornada similar.

Aos meus amigos para a vida, que sempre souberam iluminar os momentos mais difíceis e me ajudaram a enxergar esperança mesmo nos dias mais desafiadores. Ter a vossa amizade foi essencial para que eu chegasse até aqui com leveza e gratidão no coração.

Aos amigos que conquistei ao longo do ensino superior, cada um de vocês desempenhou um papel fundamental nesta caminhada. Seja nas horas de estudo, nos desafios acadêmicos ou nos momentos de descontração, a vossa presença tornou essa experiência ainda mais rica e inesquecível.

Por fim, agradeço a mim mesma, por ter tido a coragem de viver esta jornada de mente e coração abertos, por ter persistido nos dias difíceis e por ter acreditado que eu poderia chegar até aqui.

A todos vocês, meu mais sincero obrigado!

RESUMO

A florestas de miombo na África Subsariana constitui uma das maiores áreas de floresta seca do mundo e é crucial para a subsistência de mais de 150 milhões de pessoas. O uso de terra insustentável, principalmente a agricultura de subsistência, os incêndios, a produção de carvão vegetal e o pastoreio, levaram à perda de biomassa e diversidade arbórea em extensas áreas. No entanto, o conhecimento sobre os determinantes da recuperação do miombo é ainda limitado, mas é fundamental para a implementação de estratégias de restauração. Este estudo teve como objectivo avaliar o potencial do plantio de enriquecimento para a restauração da floresta de miombo no distrito de Sussundenga, em Moçambique. Foram monitoradas 11 espécies florestais nativas sob dois tratamentos: plantio de enriquecimento e plantio de enriquecimento combinado com regeneração natural assistida. O experimento teve duração de quatro anos e foi conduzido em 18 parcelas permanentes. A avaliação do desempenho das espécies foi realizada por meio de estatística descritiva, análise de variância (ANOVA) e modelos de regressão logística e binomial, aplicados às variáveis de sobrevivência e crescimento (incremento diamétrico). Os resultados revelaram diferenças significativas entre as espécies, sendo que *Milletia stuhlmannii* e *Philenoptera violacea* se destacaram com as maiores taxas de sobrevivência e crescimento consistente em diâmetro, demonstrando boa adaptação às condições ecológicas locais. As análises também evidenciaram que a altura e o diâmetro basal iniciais das mudas são factores decisivos para o sucesso do plantio, influenciando positivamente tanto a sobrevivência quanto o crescimento. Esses resultados reforçam a importância da seleção criteriosa de espécies e da qualidade das mudas para o êxito de estratégias de restauração em ecossistemas de miombo degradados.

Palavras-chave: Floresta de Miombo, Espécies Nativas, Plantio de Enquecimento, Restauração ecológica, Distrito de Sussundenga.

ABSTRACT

Miombo woodlands in sub-Saharan Africa is one of the largest areas of dry forest globally and crucial for the livelihoods of over 150 million people. Unsustainable land use, mainly slash-and-burn agriculture, fires, charcoal production and grazing have led to the loss of tree biomass and diversity over extensive areas. However, knowledge about the determinants of miombo recovery is still limited, but is critical for implementing restoration strategies. This study aimed to evaluate the potential of enrichment planting for the restoration of miombo woodlands in Sussundenga District, Mozambique. A total of 11 native tree species were monitored under two treatment conditions: *enrichment planting alone* and *enrichment planting combined with assisted natural regeneration*. The experiment was conducted over a period of four years, using 18 permanent plots. To assess species performance, survival and growth (diameter increment) were analyzed using descriptive statistics, analysis of variance (ANOVA), and regression models (logistic and binomial). The results revealed significant differences among species in both survival and growth rates. *Millettia stuhlmannii* and *Philenoptera violacea* stood out with the highest survival rates and consistent diameter growth, indicating strong adaptation to local ecological conditions. Regression analyses also identified initial plant height and basal diameter as key predictors of success, with taller and thicker seedlings showing higher survival probabilities and better growth. These findings support the use of targeted species selection and seedling quality criteria to improve the effectiveness of restoration strategies in degraded miombo ecosystems.

Keywords: Woodlands, Native Species, Enrichment Planting, Ecological Restoration, Sussundenga District.

ÍNDICE

DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
I. INTRODUCAO	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Problema de Estudo e Justificação	2
1.2.1. Objectivos Geral.....	4
1.2.2. Objectivos específicos	4
1.3. Questões de Estudo.....	4
II. Revisão de literatura.....	5
2.1. Florestas.....	5
2.2. Florestas em Moçambique.....	5
2.3. Floresta de Miombo.....	6
2.3.1. Divisão do Miombo	7
2.3.2. Estrutura, composição e ecologia do Miombo	7
2.3.3. Floresta de Miombo em Moçambique.....	8
2.3.4. Importância do Miombo e ameaças à sua conservação	9
2.3.5. Desmatamento e Degradação Florestal	11
2.3.6. Tendências da degradação florestal.....	13
2.4. Recuperação de áreas degradadas.....	14
2.4.1. Técnicas de recuperação de áreas degradadas	15
i. Regeneração Natural.....	16
ii. Estabelecimento de Ilhas de Vegetação.....	16
iii. Plantio de espécies nativas em áreas degradadas	16

2.5. Perfil ecológico das espécies florestais utilizadas	17
III. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	19
3.2. Caracterização Biofísica da Área de Estudo.....	19
3.2.2. Hidrografia	20
3.2.3. Relevo e Geomorfologia	20
3.2.4. Solo.....	20
3.2.5. Vegetação.....	20
3.2.6. Caracterização socio econômica	21
IV. METODOLOGIA	22
4.3. Colecta de dados.....	24
4.4. Análise Estatística	25
V. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
5.1. Análise da sobrevivência das diferentes espécies.....	27
5.1.1. Taxa de sobrevivência por espécie	27
5.1.2. Taxa de sobrevivência por tratamento.....	29
5.1.3. Análise de Variância (ANOVA) para Sobrevivência.....	31
5.1.4. Factores que determinam a mortalidade.....	32
5.2. Análise dos níveis de crescimento e adaptação de cada espécie	35
5.2.1. Análise anual de incremento por espécie	35
5.2.2. Análise anual de incremento por tratamento	38
5.2.3. Factores que determinam o incremento.....	40
5.3. Espécies propostas para a recuperação e as respetivas técnicas de manejo ...	42
VI. CONCLUSÃO E SUGESTÕES DE ESTUDO FUTUROS	44
6.1. Conclusão	44
6.2. Sugestões de Estudo Futuros	45
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

I. INTRODUCAO

1.1.Antecedentes

O desflorestamento de áreas florestais é um dos principais problemas nos países em desenvolvimento devido à forte dependência da população em relação aos recursos naturais. Em Moçambique a média actual do desflorestamento com base na análise feita no período compreendido entre 2003 e 2013 é de 267 029 hectares por ano (MITADER, 2018).

Segundo MITADER (2018), as províncias de Nampula, Zambézia e Manica são consideradas como tendo maior potencial florestal do país. A pressão sobre as florestas nas províncias com alto potencial, tem impactos significativos no valor económico das florestas nativas, bem como na conservação da biodiversidade. Dados do estudo desenvolvido por Marzoli (2007), revelam que a Manica é uma das províncias com um grande potencial florestal, porém, registra elevadas taxas de desmatamento. O desmatamento é mais frequente nas florestas semi-decíduas e semi-sempre-verdes onde predominam as formações do Miombo.

Floresta de Miombo (doravante referida como “floresta de miombo”) é um termo coloquial usado para descrever a mais extensa floresta tropical sazonal e formação de floresta seca na África (Blackie *et al.*, 2014, Jew *et al.*, 2016). Cerca de 50% da floresta do interior de Moçambique é floresta de miombo (Wild e Grandvaux Barbosa, 1967; Shirima *et al.*, 2022). Fornece uma ampla gama de bens e serviços ecossistemicos, desempenhando assim um papel importante para a subsistência das famílias e, além disso, apoiando as comunidades rurais na mitigação e adaptação às mudanças climáticas (FAO, 2025).

Várias maneiras de reduzir ou reverter o desmatamento e a degradação florestal em florestas tropicais são sugeridas na literatura (Griscom *et al.*, 2009, MINAG, 2009, FAO, 2010, UNEP, 2014, Siteo e Guedes, 2015, CEAGRE e Winrock-International, 2016, MITADER, 2016). No sector florestal, as intervenções podem ser de dois tipos (FAO, 2010): i) intervenções com vista à conservação dos stocks de carbono florestal através da redução da desflorestação e degradação florestal, por exemplo através do reforço de práticas sustentáveis de gestão e uso florestal e fogo integrado gestão e ii) intervenções visando aumentar os estoques de carbono e a capacidade de sequestro de áreas degradadas ou desmatadas (biomassa e solo) por meio de reflorestamento ou arborização.

De acordo com o Ministério da Agricultura de Moçambique, existem cerca de 7 milhões de hectares de terra apta para reflorestação no país (MINAG, 2009). Com base nos dados disponíveis, a área actual de plantações florestais pode ser inferior a 100.000 ha (DNTEF, 2014, 2015), mas está aumentando até certo ponto. Até 2030, o objectivo do país é estabelecer 1,3 milhões de hectares de novas plantações florestais (MINAG, 2009), o que representa um aumento de mais de 10 vezes em comparação com a situação actual (World Bank, 2018).

Uma das maiores limitações que o governo apresenta referente ao estabelecimento de plantações florestais é a falta de capital financeiro. Relacionam-se a este facto algumas limitações científicas como fraco domínio de técnicas de reflorestamento por parte das comunidades locais que podem ser tidas como mão-de-obra, escolha dos métodos e das espécies mais adequadas para as diferentes condições ecológicas da região, aliada à carência de conhecimentos científicos sobre o seu comportamento, por forma a garantir o restabelecimento dos níveis tróficos, capazes de conduzir à formação de sistemas complexos e continuidade da floresta no futuro (MINAG, 2009; World Bank, 2018).

1.2. Problema de Estudo e Justificação

A floresta de Miombo é um dos ecossistemas florestais mais importantes de Moçambique, cobrindo grande parte da região centro e norte do país (Chidumayo & Gumbo, 2010). No entanto, este bioma tem sido fortemente pressionado por atividades humanas como a agricultura itinerante, exploração seletiva de madeira, produção de carvão vegetal e queimadas recorrentes, resultando em degradação acentuada do solo, perda de biodiversidade e redução da capacidade de regeneração natural (Sitoe, Salomão & Wertz-Kanounnikoff, 2012).

Neste contexto, o desenvolvimento de estratégias eficazes e adaptadas de restauração ecológica torna-se urgente. O plantio de enriquecimento com espécies nativas destaca-se como uma abordagem promissora para recuperar áreas onde a regeneração natural foi comprometida, contribuindo para restaurar a estrutura e funcionalidade do ecossistema florestal (Deweese et al., 2011).

A pertinência desta pesquisa, se enquadra no contexto nacional moçambicano, e justifica-se pelas seguintes razões:

1. **Alinhamento com as políticas públicas:** A pesquisa apoia os objetivos do *Plano Nacional de Reflorestamento e Florestamento* e da *Política e Estratégia de Desenvolvimento do Sector Florestal e Faunístico* (MITADER, 2017), que incentivam o uso sustentável e a recuperação das florestas nativas.
2. **Contribuição para compromissos internacionais:** Moçambique aderiu à Iniciativa AFR100 (African Forest Landscape Restoration Initiative), comprometendo-se a restaurar 1 milhão de hectares de terras degradadas até 2030. Esta pesquisa fornece dados práticos que podem apoiar esse compromisso, ao contribuir com conhecimento técnico-científico sobre estratégias de restauração adaptadas ao contexto ecológico do nacional. (WRI, 2021; Siteo et al., 2012.)
3. **Geração de dados empíricos locais:** A avaliação do desempenho de espécies nativas sob diferentes tratamentos silviculturais fornece informações valiosas para programas de restauração baseados em evidências, ainda escassos na literatura nacional (Deweese et al., 2011).
4. **Valorização do conhecimento local e comunitário:** Ao envolver espécies nativas e práticas adaptadas ao contexto de Sussundenga, o estudo também pode apoiar modelos de restauração participativa, conciliando conservação ambiental com geração de renda para comunidades locais (Siteo et al., 2012).
5. **Avanço científico e técnico:** Trata-se de uma pesquisa de longo prazo, cuja duração (quatro anos) permite observar tendências ecológicas significativas, contribuindo para o fortalecimento da base científica sobre restauração florestal em ecossistemas tropicais secos, como o Miombo (Chidumayo & Gumbo, 2010).

1.2.1. Objectivos Geral

- ❖ Avaliar o potencial do plantio de enriquecimento para a restauração da floresta de miombo no distrito de Sussundenga

1.2.2. Objectivos específicos

- ❖ Determinar a taxa de sobrevivência das diferentes espécies;
- ❖ Comparar os níveis de crescimento e adaptação das espécies ;
- ❖ Identificar os factores de sobrevivência e crescimento das espécies;
- ❖ Propor espécies para a recuperação e as respectivas técnicas de manejo.

1.3. Questões de Estudo

- ❖ Qual é taxa de taxa de sobrevivência e crescimento das diferentes espécies?
- ❖ Que factores determinam o sucesso do plantio de enriquecimento na restauração em áreas de floresta de Miombo
- ❖ Que espécies podem ser usadas para a restauração e as respectivas técnicas de manejo?

II. Revisão de literatura

2.1.Florestas

Segundo a FAO, florestas são terras que ocupam mais de 0,5 hectares com árvores de altura superior a 5 metros e uma cobertura de copa de mais de 10%, ou árvores capazes de alcançar esses limites *in situ*.

A Lei de florestas e fauna bravia No 10/99 de 7 de Julho, define floresta como “Cobertura vegetal capaz de fornecer madeira ou produtos vegetais, albergar a fauna e exercer um efeito direto ou indireto sobre o solo, clima ou regime hídrico”. Esta definição é uma definição funcional (a função que exerce este recurso para a sociedade, natureza e ao ambiente (solo, água e clima). Moçambique através da DNA (Autoridade Nacional Designada), no âmbito da UNFCCC para o MDL, submeteu ao Secretariado da Convenção em 2012/13 a definição proposta pela DNTF (2009): Área mínima: 1 há, cobertura da copa: 30% e altura mínima da árvore: 5 m.

Segundo Machava (2020), uma parcela com 30% de copa é considerada uma floresta, de acordo com a definição nacional de floresta, mesmo que possua mais de 20% dos assentamentos, agricultura ou outros tipos de uso (MITADER, 2018). Cerca de metade da floresta natural (27 milhões de hectares) são consideradas florestas produtivas com potencial para produção de madeira geralmente localizados fora de áreas de protegidas (Berf 2017; FAO 2010 e Marzoli 2007). Mais de 13 milhões de hectares de florestas estão localizadas em áreas de conservação (MITADER, 2018).

2.2.Florestas em Moçambique

Moçambique é um dos poucos países da África Austral que ainda tem uma área considerável de florestas naturais (Sitoe, Salomão e Wertz-Kanounnikoff, 2012). As estimativas da cobertura florestal total variam, mas uma avaliação recente dos recursos florestais indica que o país tem 50% de cobertura florestal, um pouco mais de 40 milhões de ha (FAO, 2010). Por exemplo, cerca de 51% do território nacional (40,1 milhões de hectares) está coberto por florestas, enquanto outras formações lenhosas (arbustos, matos e florestas com agricultura itinerante) cobrem cerca de 14,7 milhões de hectares (19% do país). Da cobertura florestal, 22,5 milhões de hectares (56,2%) são florestas densas e 16,4 milhões de hectares (40,9%) são florestas abertas. As florestas de mangal ocupam 357 mil hectares (0,9% das florestas) e as florestas

abertas em áreas húmidas 802 mil hectares (2,0% do total das florestas). Em termos absolutos, o Niassa é a província com a maior área florestal (9,4 milhões de hectares, seguido da Zambézia (5,1 milhões de hectares) e Cabo Delgado (4,8 milhões de hectares) (MITADER, 2018).

Os níveis de exploração de espécies de madeira provenientes de recursos naturais florestais excederam os volumes de corte anuais permitidos, que se situam entre 515.700 e 640.500 m³ (MITADER, 2018). Estima-se que 438.000 hectares de floresta tenham sido desmatados no período de 2016 a 2017, com a taxa anual de desmatamento para todo o país estimada em 219.000 hectares por ano, o que significa uma taxa de variação anual de -0,58% (MITADER, 2018).

2.3.Floresta de Miombo

“Miombo” é o termo usado para caracterizar florestas tropicais sazonais na África Austral e Central, com árvores dominantes dos géneros *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia* (Fabaceae, Detarioideae). Estas espécies atingem entre 6 e 20 m de altura, apresentam folhas compostas that decíduas durante a estação seca como estratégia adaptativa à falta de chuva, e são reconhecidas pela sua resiliência ao fogo e capacidade de prosperar em solos pobres (Gumbo *et al.*, 2018; IOP Science, 2019).

A importância do Miombo estende-se geograficamente por cerca de 2,7 milhões de km², abrangendo Angola, RDC, Malawi, Moçambique, Tanzânia, Zâmbia e Zimbabwe (FAO, 2018). Este bioma não é apenas vasto em extensão, mas igualmente vital para as zonas rurais da região, provendo produtos madeireiros e não-madeireiros, mantendo ciclos de água e clima, e apoiando a subsistência de dezenas de milhões de pessoas (FAO, 2018; Mongabay, 2024).

Além disso, o nome “Miombo” deriva da palavra bantu “miombo”, plural de “muombo”, usada para designar o género *Brachystegia* em línguas como bemba e suaíli (FAO, 2018). Estudos ecológicos recentes confirmam que o dossel arbóreo fechado e decíduo, estrato arbustivo variável e cobertura herbácea são estruturados por regimes de fogo sazonais, solos lixiviados e padrões fenológicos de queda de folhas e florescimento ligados à sazonalidade pluviométrica (IOP Science, 2019)

O Miombo clímax caracteriza-se como uma floresta decídua de dossel fechado, sem espinhos, ocorrendo usualmente em solos antigos e pobres em nutrientes sob regimes de chuva unimodais. O estrato arbustivo varia em densidade e composição, enquanto a cobertura herbácea pode ser

densa, com gramíneas altas, ou esparsa, com gramíneas e herbáceas menores. Além disso, as espécies típicas do Miombo mostram alta capacidade de regeneração após incêndios sazonais, refletindo adaptações evolutivas ao fogo (Saito *et al.*, 2014).

Em estudos realizados em Moçambique, como o de Munhiba, distrito de Mocuba, verificou-se a predominância da família Fabaceae entre a flora lenhosa, embora também tenha sido registrada significativa presença de famílias como Combretaceae, Anacardiaceae, Sterculiaceae, Rhamnaceae, Moraceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae. Esses grupos constituem cerca de 80% das espécies amostradas (Giliba *et al.*, 2011; estudo de Munhiba, 2024). A forte dominância de Fabaceae também foi observada por Bila & Mabjaia (2012), que relataram 17 espécies deste grupo, em comparação com 8 espécies de Asteraceae e 7 de Rubiaceae nos Miombos moçambicanos, reforçando a predominância funcional desta família no bioma.

Essas observações sobre a estrutura florestal (dossel fechado, estrato arbustivo variável, herbáceas e gramíneas adaptadas ao fogo), composição dominada por Fabaceae e alta resiliência ao fogo formam uma base sólida para estratégias de manejo sustentável e restauração ecológica do Miombo em Moçambique (Bila & Mabjaia, 2012).

2.3.1. Divisão do Miombo

Para Ribeiro *et al.* (2002) de acordo com precipitação, o Miombo subdivide-se em húmido e seco. O Miombo húmido é mais frequente no oeste de Angola, norte de Zâmbia, sudoeste da Tanzânia e a zona central de Malawi, em áreas com precipitação média anual superior a 1000 mm. Esta subdivisão também ocorre em Moçambique, embora muito pouco frequente, pode ser encontrado em Gurué na província da Zambézia e em algumas províncias como Nampula e Cabo Delgado. Floristicamente é mais rico que o Miombo seco, e nele podem ser encontradas quase todas as espécies do Miombo. O Miombo seco ocorre no sul de Malawi, Zimbabwe e Moçambique, em áreas com uma precipitação média inferior a 1000 mm/ano, apresentando uma diversidade florística menor que o Miombo húmido (Ribeiro *et al.*, 2002 citado por Mitjans *et al.* 2020).

2.3.2. Estrutura, composição e ecologia do Miombo

A estrutura e composição do Miombo variam conforme a topografia, clima, solo e altitude. As árvores dominantes, como *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia*, pertencem à subfamília Detarioideae da Fabaceae, formando um estrato arbóreo de 10 a 20 metros de altura, sem

espinhos, com um sub-bosque arbustivo pouco contínuo. A vegetação herbácea é dominada por gramíneas C₄ da tribo Andropogoneae, como *Hyparrhenia*, *Andropogon* e *Loudetia* (Gomes *et al.*, 2021; Sanfilippo & Chirwa, 2014).

O Miombo apresenta uma estrutura estratificada em três camadas: camada superior com árvores adultas entre 15 e 18 metros de altura, camada média com árvores jovens de 8 a 12 metros e camada inferior composta por regeneração arbustiva e herbácea, com densidade variável (Shirima *et al.*, 2011). O crescimento das árvores é relativamente lento nos primeiros oito anos, com maior incremento em diâmetro e copa em povoamentos jovens. A produção primária líquida anual estimada varia entre 900 e 1600 g/m², com incremento médio da biomassa entre 3 e 4% ao ano (Disney *et al.*, 2024).

O clima do Miombo é caracterizado por estações secas e chuvosas bem definidas, concentrando mais de 95% da precipitação em um período de 5 a 7 meses, geralmente de novembro a abril. Cinco estações fenológicas são reconhecidas, com a desfolhação ocorrendo entre julho e setembro, seguida pela brotação duas a quatro semanas após as primeiras chuvas. A floração ocorre entre setembro e outubro, exceto para o gênero *Julbernardia*, que floresce de novembro a abril (Ribeiro *et al.*, 2020).

O fogo sazonal é um componente essencial da ecologia do Miombo, com as espécies dominantes adaptadas para regeneração rápida via brotação de raízes e lignotubérculos após queimadas frequentes. A predominância de associações micorrízicas ectomicorrízicas nas espécies oligotróficas da subfamília Detarioideae favorece a absorção de nutrientes em solos pobres, especialmente fósforo (The Legume Phylogeny Working Group, 2017; Gomes *et al.*, 2021).

2.3.3. Floresta de Miombo em Moçambique

Em Moçambique, a estrutura e composição do Miombo apresentam variações importantes influenciadas pelo clima, solo, altitude e uso humano, refletindo a diversidade ecológica do país. O Miombo húmido ocorre principalmente em áreas de altitude superior a 1000 metros, como nas províncias de Manica e Zambézia, onde a precipitação anual média varia entre 1200 e 1800 mm. Nesta região, *Brachystegia spiciformis* domina a floresta, coexistindo com formações semi-decíduas mesoplanálticas compostas por espécies como *Pteleopsis myrtilifolia*,

Erythrophleum africanum e *Newtonia buchananii* (Marzoli, 2007; Chidumayo & Gumbo, 2013).

O Miombo semi-decíduo é encontrado em altitudes mais baixas e precipitação anual média entre 800 e 1200 mm, sendo dominado por *Brachystegia spiciformis* e *Julbernardia globiflora*. Essa formação abriga também espécies economicamente importantes, como *Pterocarpus angolensis*, *Swartzia madagascariensis* e *Millettia stuhlmannii*, essenciais para as comunidades locais e para a biodiversidade (Marzoli, 2007; Mitjans Moreno *et al.*, 2020).

O Miombo decíduo ocorre em zonas de baixa altitude, com precipitação anual entre 600 e 800 mm, sendo a formação florestal mais extensamente distribuída em Moçambique. É caracterizado por espécies adaptadas a condições mais secas e à frequência de incêndios sazonais, como *Brachystegia boehmii* e *Isoberlinia angolensis*. A regeneração dessas florestas depende da dinâmica dos incêndios e das práticas tradicionais de manejo, que podem afetar a estrutura e composição florestal (Chidumayo, 2013).

Nos últimos anos, as florestas de Miombo em Moçambique enfrentam pressões crescentes devido à expansão agrícola, extração madeireira e mineração, além dos impactos das mudanças climáticas, que alteram a produtividade e a regeneração natural dessas formações (Chidumayo & Gumbo, 2013). Estudos recentes indicam que, embora haja degradação em algumas áreas, projetos de manejo florestal comunitário e conservação têm mostrado potencial para restaurar a cobertura florestal e garantir a sustentabilidade dos recursos (Mitjans Moreno *et al.*, 2020; Gumbo *et al.*, 2016).

A flora lenhosa do Miombo em Moçambique é rica e diversificada, com a família Fabaceae (especialmente a subfamília Detarioideae) sendo a mais representativa em termos de espécies dominantes e biomassa. Essa diversidade é essencial para o funcionamento ecológico e para o fornecimento de serviços ambientais, como sequestro de carbono, regulação hídrica e suporte à biodiversidade, além de contribuir para a subsistência de milhares de comunidades locais (Mitjans Moreno *et al.*, 2020; Chidumayo, 2013).

2.3.4. Importância do Miombo e ameaças à sua conservação

A floresta de Miombo é uma das formações vegetais mais extensas da África Subsariana, cobrindo cerca de 2,7 milhões de km² e fornecendo bens e serviços ecossistêmicos essenciais a

mais de 100 milhões de pessoas em países como Moçambique, Angola, Zâmbia, Tanzânia, Malawi e Zimbabwe (Deweese *et al.*, 2010). Esta ecorregião abriga uma enorme diversidade biológica, incluindo espécies emblemáticas como o elefante africano (*Loxodonta africana*), o cão selvagem africano (*Lycaon pictus*), vários antílopes, leopardos, leões e centenas de espécies de aves e insetos, tornando-se também uma importante área de conservação da megafauna africana (Frost *et al.*, 2003; Timberlake *et al.*, 2010).

Além da fauna, o Miombo apresenta elevada riqueza florística, desde gramíneas altas até árvores de grande porte, muitas das quais têm usos múltiplos para as comunidades locais. As árvores do gênero *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia* dominam a paisagem, sendo fonte de madeira, fibras, cascas, frutos comestíveis e medicamentos tradicionais (Chidumayo & Gumbo, 2013; Mitjans Moreno *et al.*, 2020). A espécie *Uapaca kirkiana*, por exemplo, é valorizada por seus frutos, cuja propagação tem aumentado por ação humana, enquanto outras, como *Strychnos coccoloides* e *Parinari curatellifolia*, também têm relevância alimentar (Ryan *et al.*, 2016).

As florestas de Miombo desenvolvem-se geralmente em solos ácidos e pobres em nutrientes, mas altamente simbióticos com fungos ectomicorrízicos, que facilitam a absorção de nutrientes pelas raízes e produzem cogumelos comestíveis de elevado valor alimentar e comercial. Esta simbiose faz do Miombo um dos principais biomas produtores de cogumelos silvestres na África, com importância crescente para a segurança alimentar e renda rural (Boa *et al.*, 2016; Gumbo *et al.*, 2018).

O ecossistema também sustenta práticas como a apicultura, aproveitando a abundância de espécies florísticas e insetos polinizadores, como as abelhas, que produzem mel comercializado localmente e, em alguns casos, internacionalmente (Kalaba *et al.*, 2013). Outra atividade importante é o ecoturismo e a caça desportiva controlada, que aproveitam a presença de grandes mamíferos e a beleza cênica das paisagens do Miombo, contribuindo para a economia de conservação (Lindsey *et al.*, 2014).

Do ponto de vista socioeconômico, o Miombo oferece uma rede de segurança às comunidades rurais, especialmente em períodos de escassez. Os produtos florestais não madeireiros, lenha, carvão vegetal, forragem, medicamentos e materiais de construção representam fontes de renda, subsistência e emprego para milhares de famílias (Gumbo *et al.*, 2018). Segundo Kalaba *et al.* (2013), essa dependência está organizada em três eixos: provisão de bens essenciais (alimentos,

energia, medicamentos), geração de renda e função de amortecimento contra choques econômicos e climáticos.

No entanto, apesar de sua importância, as florestas de Miombo enfrentam crescente degradação e perda de cobertura vegetal. O desmatamento para expansão agrícola, corte para produção de carvão e lenha, exploração madeireira insustentável e queimadas frequentes são as principais ameaças, intensificadas pelo crescimento populacional e pela falta de políticas efetivas de ordenamento do território (Gama *et al.*, 2020). Moçambique, por exemplo, perdeu mais de 8 milhões de hectares de cobertura arbórea entre 2001 e 2022, sendo a maioria associada a áreas de Miombo (Global Forest Watch, 2023).

A gestão comunitária sustentável tem-se mostrado uma estratégia eficaz em algumas regiões, promovendo o uso racional dos recursos, conservação da biodiversidade e melhoria do bem-estar local. No entanto, para alcançar resultados de longo prazo, é necessário investir em capacitação, fiscalização, pesquisa aplicada e integração das comunidades locais nas decisões de gestão (Chidumayo & Gumbo, 2013).

2.3.5. Desmatamento e Degradação Florestal

O desmatamento e a degradação florestal são dois conceitos relacionados, que lidam com a redução da cobertura florestal. A principal diferença entre os dois tem a ver com a magnitude dessa redução. De acordo com o MEA (2005) a degradação florestal é a deterioração das condições ecológicas de uma floresta, que pode resultar na perda de alguns dos serviços de ecossistema que ela fornece. O desmatamento é um caso específico, mais severo da degradação florestal, em que uma área de floresta é convertida para uma área de não floresta (UNFCCC, 2001). Por outras palavras, o desmatamento é a conversão de uma área de floresta para outros usos, tais como agricultura ou infraestruturas (FAO, 2010b).

As causas do DDF podem ser divididas em causas diretas ou imediatas e causas indiretas ou subjacentes. As causas diretas são atividades humanas que afetam diretamente a perda de florestas, resultantes de interações complexas de forças subjacentes sociais, políticas, económicas, tecnológicas e culturais (Geist e Lambin, 2002). Em África, a expansão agrícola é a principal causa direta do desmatamento, seguida da extracção de madeira e expansão de infraestruturas (Geist e Lambin, 2002; Hosonuma *et al.*, 2012). Um fator importante é também a taxa de crescimento da população urbana, que resulta num aumento da demanda por produtos agrícolas (DeFries *et al.*, 2010). Por outro lado, o crescimento da população rural não está

associado ao desmatamento (DeFries *et al.*, 2010), o que contraria a teoria de que a pressão sobre as florestas irá reduzir à medida que a urbanização aumenta (Wright e Muller-Landau, 2006). As principais causas subjacentes do desmatamento em África são fatores demográficos, económicos e tecnológicos (Geist e Lambin, 2002). Em relação à degradação florestal, as principais causas em África são a produção de carvão e a exploração de madeira comercial (Hosonuma *et al.*, 2012).

Em Moçambique, as principais causas do DDF são a agricultura de subsistência, agricultura comercial, a produção de lenha e carvão, a urbanização, a mineração, a exploração de madeira comercial e a pecuária (Sitoe *et al.*, 2016). Destas, a agricultura de subsistência é a mais importante, contribuindo para 65% do desmatamento, seguida da urbanização (12%), exploração de madeira (8%) e produção de lenha e carvão (7%). No entanto, há uma grande interligação entre estas causas, sendo por vezes difícil separar os seus efeitos (Sitoe *et al.*, 2016).

O processo típico de desmatamento e degradação florestal consiste no corte seletivo de madeiras preciosas, seguido do corte de madeira para carvão (Sitoe *et al.*, 2012). Estes dois processos reduzem a densidade arbórea e abrem trilhos de acesso. Os terrenos são posteriormente completamente desbravados para o cultivo.

A agricultura de subsistência é a maior causa do desmatamento, devido à necessidade constante de abertura de novos campos agrícolas, motivada pelo baixo rendimento das explorações agrícolas e pelo crescimento populacional (Sitoe *et al.*, 2012). Cerca de 96% da área cultivada do país é de pequenas unidades de produção (área média de 1,4 ha), com utilização de fertilizantes e pesticidas abaixo dos 5% (INE, 2011). A agricultura itinerante é a mais praticada, o que resulta numa paisagem de mosaico de terrenos cultivados e terrenos em diferentes estágios de regeneração (Sitoe *et al.*, 2012).

A exploração de madeira comercial tem vindo a crescer nos últimos anos, em resultado da crescente demanda dos mercados asiáticos (Sitoe *et al.*, 2012). Esta crescente demanda também tem motivado um aumento das exportações ilegais, tendo sido estimado que o volume exportado ilegalmente é o dobro do volume licenciado (FAEF, 2013). Conforme mencionado acima, a exploração de madeira comercial constitui normalmente o primeiro passo no processo de DDF. Assim, é um agente de degradação florestal, consistindo na extração das espécies madeiras de maior valor comercial.

Mais de 90% da produção de carvão em Moçambique é ilegal, havendo poucas licenças florestais para a produção de carvão (Cuvilas *et al.*, 2010), o que implica que não há uma exploração com reposição das árvores cortadas. Em resultado desta falta de reposição, o elevado consumo per capita 1,2 m³/ano, (Brouwer e Falcão, 2004), especialmente perto dos grandes centros de consumo (Cuvilas *et al.*, 2010), resulta na redução da cobertura florestal nos locais de produção. O elevado consumo de carvão no país é uma causa de preocupação, pois está muito acima do volume total de madeira comercial que pode ser cortada (Sitoe *et al.*, 2012).

A expansão urbana tem vindo a aumentar nos últimos anos, em resultado do crescimento populacional e migração das zonas rurais para zonas urbanas, especialmente no sul do país (Sitoe *et al.*, 2016). A expansão urbana está também muito interligada com a produção de carvão, devido ao facto deste constituir a principal fonte energética nos principais centros urbanos (Atanassov *et al.*, 2012).

O DDF tem um efeito negativo sobre a biodiversidade, devido à perda e fragmentação do habitat. A perda de habitat é a principal causa da extinção de espécies (Fahrig, 2003; Pimm e Raven, 2000). A fragmentação de um habitat é um processo de transformação em que um habitat é subdividido em manchas mais pequenas, que ocupam uma área total menor (Fahrig, 2003). A redução de biodiversidade tem efeitos negativos nos ecossistemas, reduzindo a eficiência de acumulação de biomassa e a estabilidade dos serviços proporcionados (Cardinale *et al.*, 2012).

2.3.6. Tendências da degradação florestal

Apesar de uma ligeira desaceleração na taxa global de desflorestamento nos últimos anos, a perda de cobertura florestal continua a ser alarmante. Segundo o relatório mais recente da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), o mundo perdeu cerca de 420 milhões de hectares de floresta entre 1990 e 2020, e a área florestal global reduziu-se de 4,28 mil milhões para 4,06 mil milhões de hectares, o que representa uma diminuição de cerca de 5% (FAO, 2020).

Ainda que a área de floresta protegida tenha aumentado, atingindo aproximadamente 726 milhões de hectares em 2020, este crescimento não é suficiente para compensar os danos causados pelas atividades humanas, como a agricultura extensiva, a extração madeireira e a expansão urbana não controlada (FAO, 2020).

De acordo com Kissinger, Herold e De Sy (2012), os fatores diretos da degradação florestal incluem: (i) agricultura (de subsistência e comercial); (ii) construção de infraestruturas; (iii) exploração madeireira comercial; (iv) mineração e (v) expansão urbana. Estes fatores afetam diretamente a estrutura e a funcionalidade ecológica das florestas, comprometendo a sua regeneração natural (Kissinger et al., 2012).

Para além dos fatores diretos, existem fatores indiretos que intensificam o ritmo da degradação florestal. Esses fatores estão frequentemente ligados a dinâmicas socioeconómicas, políticas e culturais, como: (i) mercados nacionais e internacionais; (ii) preços das matérias-primas; (iii) densidade populacional; (iv) políticas públicas; (v) debilidade institucional e (vi) alterações nas práticas locais tradicionais de uso da terra (Kissinger et al., 2012).

Em Moçambique, a situação revela-se particularmente preocupante. Dados recentes indicam que o país perdeu cerca de 8,2 milhões de hectares de cobertura florestal entre 2001 e 2022, representando uma redução de mais de 15% da sua área florestal total. As principais causas incluem a agricultura itinerante, a produção de carvão vegetal, a exploração madeireira não autorizada e a expansão urbana desordenada (Global Forest Watch, 2023).

Estima-se que, caso não sejam adotadas medidas de mitigação eficazes, a taxa nacional de desflorestamento poderá atingir 1,4% ao ano até 2025, o que corresponde a uma perda anual de cerca de 528,6 mil hectares de floresta (Sitoe *et al.*, 2012; FAO, 2020).

Perante esta realidade, torna-se urgente implementar políticas de gestão florestal sustentável, que envolvam as comunidades locais, reforcem a fiscalização, promovam alternativas económicas sustentáveis e fortaleçam a educação ambiental. Sem estas ações estruturantes, os ecossistemas florestais, incluindo o Miombo, continuarão a degradar-se, comprometendo a biodiversidade e a subsistência de milhões de moçambicanos (Sitoe *et al.*, 2012; FAO, 2020).

2.4. Recuperação de áreas degradadas

Os conceitos de restauração, recuperação e reabilitação ecológica são fundamentais para orientar a escolha das estratégias de intervenção em ecossistemas degradados, como é o caso das florestas de Miombo em Moçambique.

A restauração ecológica é o processo de assistir a recuperação de ecossistemas degradados, danificados ou destruídos, com o objectivo de restabelecer a sua integridade estrutural, funcional e dinâmica, de modo a aproximar-se do estado original ou de um estado

funcionalmente equivalente (Hobbs & Harris, 2001; Clewell & Aronson, 2013). Este processo envolve a combinação de técnicas ecológicas, silviculturais e sociais, e requer um conhecimento detalhado das características do ecossistema de referência, assim como das causas e mecanismos da degradação.

No caso das florestas de Miombo, onde a regeneração natural pode ser limitada devido à degradação do solo, incêndios frequentes e pressão antrópica, a restauração ecológica frequentemente combina o plantio de espécies nativas com a regeneração natural assistida, visando acelerar a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Gumbo et al., 2014). Contudo, a aplicação destas técnicas pode ser limitada por custos elevados, disponibilidade de espécies de qualidade e condições ambientais locais.

A recuperação ecológica, conforme Clewell & Aronson (2013), refere-se a uma intervenção cujo objetivo principal é restabelecer funções ecológicas básicas de um ecossistema degradado, tais como a infiltração de água, retenção de solo e ciclagem de nutrientes, sem necessariamente restaurar a biodiversidade original. Trata-se de uma abordagem mais flexível e adaptável a contextos socioeconómicos complexos, permitindo o uso de espécies nativas ou exóticas, desde que contribuam para a melhoria da funcionalidade ecológica. Por essa razão, é considerada a estratégia mais apropriada para grande parte das áreas de Miombo degradadas em Moçambique, dado que possibilita intervenções mais acessíveis, como a regeneração natural, o plantio de espécies adaptadas ou a implementação de sistemas agroflorestais.

A reabilitação ecológica, segundo Aronson *et al.* (2020), consiste na ação de restaurar parcialmente a produtividade e o valor económico de uma terra degradada, sem o compromisso de replicar as suas características ecológicas originais. Esta abordagem visa sobretudo a utilidade económica da terra, como a silvicultura, fruticultura ou sistemas de pastagem, priorizando a viabilidade económica e o uso sustentável do solo. A reabilitação pode envolver plantações com espécies exóticas ou de valor comercial e revela-se particularmente relevante em áreas já convertidas para uso humano, onde o foco principal é a geração de rendimento e o aproveitamento produtivo da terra, como no caso de plantações de cajueiro, eucalipto ou iniciativas agroflorestais com benefício comunitário.

2.4.1. Técnicas de recuperação de áreas degradadas

Existem vários modelos e técnicas de recuperação, mas, cada ambiente apresenta suas particularidades. Além disso, a capacidade de investimento económico em recuperar a área é diferente. Dependendo do grau da degradação, a recuperação vai desde a condução da

regeneração natural, plantio de ervas, arbustos e árvores (nativas ou exóticas) ou mesmo a utilização de tecnologias como a inoculação de micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico nas raízes das plantas (Kobiyama *et al*, 2001; Regensburger, 2004).

Existem vários modelos e técnicas de recuperação, mas, cada ambiente apresenta suas particularidades. Além disso, a capacidade de investimento económico em recuperar a área é diferente. Dependendo do grau da degradação, a recuperação vai desde a condução da regeneração natural, plantio de ervas, arbustos e árvores (nativas ou exóticas) ou mesmo a utilização de tecnologias como a inoculação de micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico nas raízes das plantas (Kobiyama *et al*, 2001; Regensburger, 2004).

i. Regeneração Natural

A regeneração natural é aparentemente o procedimento mais simples e barato de recuperar áreas degradadas, porém, o tempo necessário à regeneração natural é longo e está intimamente ligado ao grau de degradação da área. A condução deste processo consiste no abandono do local, deixando que as sementes existentes germinam e cresçam livremente (Mundim, 2004). Esse processo depende da disponibilidade de sementes, que afetam a germinação e o crescimento inicial (Kobiyama *et al*, 2001).

ii. Estabelecimento de Ilhas de Vegetação

As ilhas de vegetação são estabelecidas com base no plantio de espécies de diferentes formas de vida (árvores, arbustos, lianas e herbáceas) em pequenos fragmentos em forma de ilha (Regensburger, 2004). Essas espécies podem atrair a fauna dispersora de sementes contribuindo na aceleração da sucessão ao seu redor. Uma técnica para selecionar espécies adequadas é coletar sementes presentes no banco de sementes das áreas circundantes ou coletar a partir de árvores matrizes dentro da floresta (Mundim, 2004; Regensburger, 2004).

iii. Plantio de espécies nativas em áreas degradadas

A Lei de Florestas e Fauna Bravia (Lei No 10/99, de 22 de Dezembro), no seu Artigo 27 enuncia que o estado deve promover a recuperação das áreas degradadas através de plantações florestais, preferencialmente nas dunas costeiras e ecossistemas frágeis.

O grande desafio para o estabelecimento com sucesso das plantações de recuperação é a definição das espécies dependendo das condições da área a ser reflorestada. Neste caso as condições incluem o ambiente físico e fatores socioeconómicos especialmente a necessidade de uso de solos (Holmes, 1983). Apesar da falta de informações silviculturais a respeito de espécies nativas, o sistema de plantações mistas compostas de árvores nativas parece ser o mais

adequado para atender aos objetivos propostos, por manterem, embora parcialmente, os processos que caracterizam a eficiência de conservação ambiental dos sistemas florestais naturais, e apresenta maior amplitude de opções para o uso múltiplo da floresta (Barbosa, 2006).

Segundo Regensburger (2004) as espécies escolhidas para o reflorestamento em áreas degradadas devem ser capazes de se desenvolver em solos abertos, competir com outras plantas agressivas e resistir ao stress. Kageyama (1990) e Barbosa (2006), sugerem o reflorestamento com base no modelo sucessiona1 mediante a combinação de grupos de espécies características de diferentes estágios de sucessão. Neste caso, as espécies iniciais dão sombreamento às espécies dos estágios finais de sucessão. Os arranjos podem ser em módulos- uma planta dos grupos finais rodeada por quatro plantas sombreadoras, ou em linha com alternância de linhas pioneiras e não pioneiras (Mundim, 2004).

2.5. Perfil ecológico das espécies florestais utilizadas

1. ***Afzelia quanzensis*** é uma árvore caducifólia de grande porte, típica da África Subsaariana, com altura entre 8 e 20 m e tronco subcilíndrico. Possui casca cinza com placas castanho-claro e folhas compostas brilhantes. A madeira é valorizada pela durabilidade. Ecologicamente, predomina em florestas decíduas e mistas, preferindo solos arenosos ou argilosos secos, mas é sensível à geada. Seu desempenho silvicultural pode ser limitado por manejo inadequado e diversidade genética reduzida (Ribeiro *et al.*, 2016).
2. ***Brachystegia boehmii*** atinge até 15 m de altura, com casca cinza escura, fissurada e escamosa. Ecologicamente é dominante em florestas caducifólias do miombo, especialmente em áreas baixas de vales e escarpas, tolerando solos pobres e secas frequentes. É resistente ao fogo e importante para a estrutura do ecossistema miombo (Sanfilippo, 2014).
3. ***Brachystegia spiciformis*** é uma árvore de grande porte, até 35 m, com casca cinzento-acastanhada que descasca em placas e folhas compostas. Prefere solos bem drenados e altitudes de 900 a 2000 m, sendo dominante em áreas de maior precipitação. Não tolera queimadas frequentes e sua floração é irregular. Tem ampla distribuição na África Austral (Sanfilippo, 2014).
4. ***Cordyla africana*** é árvore decídua de porte médio a grande (10-25 m), com casca cinza a marrom e folhas compostas com pontos glandulares. Ocorre em florestas ribeirinhas

- e matas de miombo em baixas altitudes até 1000 m, em regiões quentes e planícies aluviais. Espécie heliófita, distribuída na África Oriental e austral (Coates Palgrave, 2002).
5. ***Erythrophleum lasianthum*** atinge até 23 m de altura, com casca marrom acinzentada e folhas compostas com folíolos em forma de coração. É árvore de sombra de rápido crescimento, resistente a cupins, porém casca e sementes são venenosas. Floresce no inverno e é usada por suas propriedades medicinais (Boon, 2010).
 6. ***Julbernardia globiflora*** é árvore decídua de até 20 m, com tronco tortuoso e casca cinza áspera. Prefere florestas decíduas com baixa precipitação e longas secas, sendo uma espécie heliófita comum no miombo, tolerante a incêndios naturais, contribuindo para habitats locais (Van Wyk & Van Wyk, 1997).
 7. ***Millettia stuhlmannii***, conhecida como panga-panga, é árvore leguminosa de até 35 m, com tronco reto e casca lisa que fica rugosa com o tempo. Ocorre em florestas de miombo abaixo dos 900 m, em solos bem drenados e regiões chuvosas. Madeira densa e valorizada, importante para ciclagem de nutrientes (Verdcourt, 1971).
 8. ***Philenoptera violacea*** é árvore médio a grande, com casca cinza descamante e seiva vermelha pegajosa. Resistente à seca e sensível à geada, ocorre em altitudes baixas até 1250 m, em solos arenosos ou aluviais, em cerrados e margens de riachos. Espécie heliófita importante para fauna local (Lock, 2007).
 9. ***Uapaca kirkiana*** é árvore pequena a média, semi-decídua, com copa densa e tronco curto, casca cinza escura fissurada. Cresce em planícies de inundação e florestas secundárias, em solos ácidos e pobres, em altitudes de 500 a 2000 m, tolerante a solos rasos e solos de areia (Mzoma *et al.*, 1995).
 10. ***Albizia versicolor*** é árvore decídua até 30 m, com tronco reto e casca cinzenta. Folhas bipinadas e flores perfumadas creme a branca atraem polinizadores. Ocorre em savanas e florestas abertas em solos bem drenados, calcários ou arenosos, em altitudes entre 300 e 1500 m. É heliófita e resistente à seca (Coates Palgrave, 2002).
 11. ***Acacia ataxacantha*** é arbusto ou árvore pequena até 10 m, com espinhos curvos e casca castanha escura. Ocupa savanas secas e margens de rios, tolerando fogo e seca, colonizando áreas perturbadas. Importante para fauna e regeneração do solo (Ross, 1975).

III. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1. Localização área de estudo

O distrito de Sussundenga (Figura 1) tem uma superfície de cerca de 7.100 Km² e é limitado a norte pelos distritos de Gondola e Manica, a Oeste pelo Zimbabwe, a Sul pelo distrito de Mossurize e a Este pelo distrito de Búzi, pertencente à província de Sofala (Ministério da Administração Estatal-MAE, 2014). O distrito tem quatro postos administrativos nomeadamente: Sussundenga Sede, Muoha, Dombe e Rotanda (MAE, 2014).

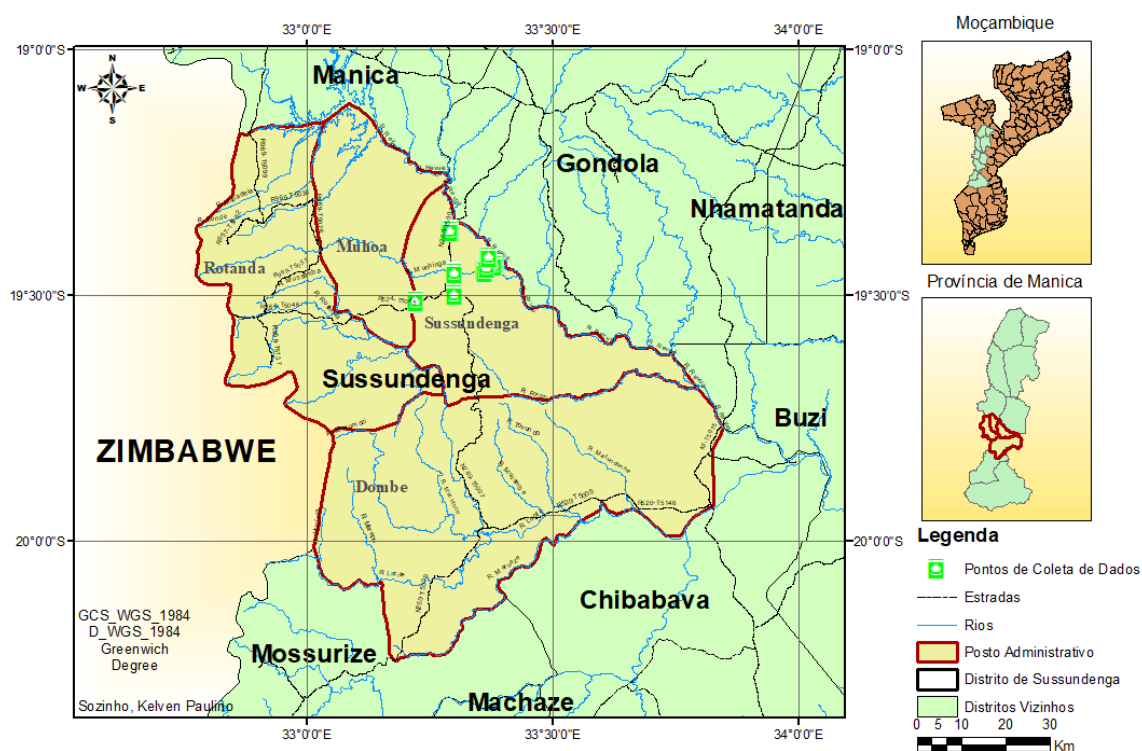


Figura 1. Mapa do Distrito de Sussundenga

3.2. Caracterização Biofísica da Área de Estudo

3.2.1. Clima

O clima do distrito de Sussundenga caracteriza-se como Tropical de Savana – Aw (classificação de Köppen), com duas estações bem definidas: chuvosa (novembro a março) e seca (abril a setembro). A precipitação anual varia entre 1 000 mm e 1 200 mm, sendo mais concentrada entre dezembro e fevereiro (Ferrão et al., 2021).

3.2.2. Hidrografia

A rede hidrográfica do distrito compreende 4 rios principais, nomeadamente: Revué, Munhinga, Mussapa e Lucite. Para além destes 4 rios existem muitos outros de grande importância económica para a irrigação por gravidade. Uma grande parte da albufeira de Chicamba pertence ao território do distrito de Sussundenga. Geomorfologicamente o território do Distrito ocorre parcialmente no vasto Complexo Gnaíso-Granítico do Moçambique “Belt” onde sobressaiem em forma de “Inselbergs” as Rochas Intrusivas do Pós-Karoo. (MAE, 2014)

3.2.3. Relevo e Geomorfologia

O relevo de Sussundenga é marcado por uma grande variação altimétrica, iniciado em aproximadamente 32 m acima do nível do mar nos vales fluviais, elevando-se até 2 383 m nas Montanhas de Chimanimani. A altitude média é de cerca de 501 m. A geologia local — ligada ao cinturão gnaíso-granítico do pós-Karoo— forma inselbergs e relevos acidentados na porção oeste. O terreno também exhibe declividades variadas, destacando zonas com elevado potencial de erosão. (Cumbane, 2012).

3.2.4. Solo

Segundo MAE, 2014 destacam-se em Sussundenga, os solos argilosos vermelhos, os arenosos vermelhos, os vermelhos de textura média, e os líticos. Estes solos, excepto os litólicos em geral são, moderadamente profundos a muito profundos, não salinos nem sódicos. Os solos de textura predominantemente argilosa têm boas capacidades de retenção de nutrientes e água enquanto que os arenosos são, pouco férteis.

3.2.5. Vegetação

Francisco et al. (2022) apontam que os principais tipos de cobertura vegetal em Sussundenga incluem: florestas semi-perenes e perenes fechadas, florestas decíduais, savanas, pradarias e vegetação arbustiva. As savanas de miombo são dominadas por espécies como *Brachystegia spiciformis*, *Julbernardia globiflora* e *Uapaca kirkiana*, típicas das regiões centrais do distrito e altitudes médias. Na região norte do distrito encontra-se a Reserva Florestal de Moribane, uma das mais importantes áreas protegidas da província, composta por floresta perene com espécies como *Newtonia buchananii*, *Millettia stuhlmannii* e *Celtis mildbraedii* (UNEP-WCMC, 2024). A vegetação varia com a altitude: nas zonas montanhosas, sobretudo nas Montanhas de Chimanimani, a partir dos 1 200 metros, observa-se a transição para formações

montanas, matas de altitude e vegetação de tipo afro-montano, enquanto nas planícies predominam savanas secas e vegetação mais esparsa (Timberlake et al., 2016).

3.2.6. Caracterização socio econômica

Em termos demográficos, segundo dados do Instituto Nacional de Estatística (INE, 2019), com base no Censo de 2017, o distrito de Sussundenga possuía cerca de 168.442 habitantes distribuídos por uma área de aproximadamente 7.017 km². A população é maioritariamente jovem, com aproximadamente 83.253 indivíduos na faixa etária dos 0 aos 14 anos, enquanto os idosos com mais de 65 anos representam cerca de 4.944 pessoas, o que impõe grandes desafios em termos de provisão de serviços básicos como saúde, educação e emprego.

A agricultura constitui a principal actividade económica no distrito, com destaque para a agricultura familiar, praticada por mais de 9.100 agricultores (Diário Económico, 2023). A agricultura é praticada, em média, em áreas de 1,5 hectares por família, recorrendo-se essencialmente a técnicas rudimentares, o que contribui para a degradação dos solos e ameaça a sustentabilidade dos recursos naturais (Governo da Província de Manica, 2023).

O distrito de Sussundenga enfrenta sérios desafios ambientais, como desflorestamento, erosão do solo e vulnerabilidade às mudanças climáticas, agravados por eventos extremos como os ciclones Idai (2019) e Eloise (2021), que evidenciaram a baixa resiliência das comunidades locais (Meque, 2023). A escassez de financiamento e a fraca participação comunitária, especialmente de mulheres, dificultam iniciativas de reflorestamento e adaptação climática (Sedano et al., 2016). Estimativas baseadas na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) indicam que cerca de 27% do território apresenta risco muito elevado de erosão, intensificado pela retirada da cobertura vegetal em encostas íngremes (Cumbane, 2012). O uso intensivo de lenha e carvão, sem reposição adequada, também contribui para o desmatamento (Sedano et al., 2016). Embora existam iniciativas como o SUSTENTA BIO, a falta de financiamento contínuo limita a expansão de programas de reflorestamento e manejo florestal comunitário (FNDS, 2023; ONU Moçambique, 2025).

IV. METODOLOGIA

4.1. Montagem do ensaio

O experimento foi conduzido em condições de campo no Posto Administrativo Sede, no distrito de Sussundenga, província de Manica. Foram estabelecidas 18 parcelas de 50 × 50 metros, distribuídas em diferentes áreas do distrito, selecionadas com base na disponibilidade da área para continua instalação do ensaio. Inicialmente foram feitas visitas exploratórias a diferentes locais do distrito de Sussundenga para levantamento do histórico do uso da terra.

Cada parcela foi cercada por um aceiro de 5 metros de largura e, em seguida, subdividida em quatro subparcelas de 25 × 25 metros, destinadas aos seguintes tratamentos: controle, regeneração natural assistida (ANR), plantio de enriquecimento e plantio de enriquecimento associado à regeneração natural assistida (Figura 2). Os dois últimos tratamentos foram o foco principal deste estudo.

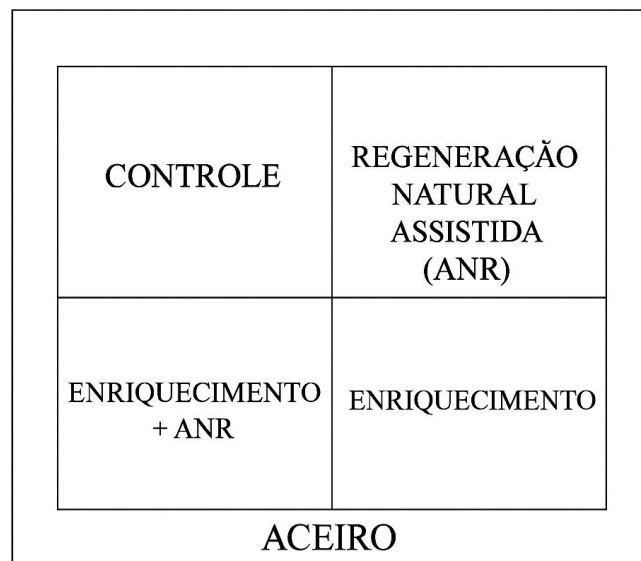


Figura 2. Esquema do ensaio

No tratamento de enriquecimento com regeneração assistida, foi realizado o plantio de um consórcio de mudas composto por espécies típicas de florestas de miombo ($\frac{2}{3}$) e espécies pioneiras ($\frac{1}{3}$), implantadas em clareiras com espaçamento de 3 metros entre plantas. Além do plantio, foram aplicadas intervenções silviculturais complementares, como a eliminação de ervas daninhas, espécies exóticas e indivíduos contíguos, além da abertura de bacias com raio de 50 cm ao redor de cada muda, para favorecer o acúmulo de água e nutrientes. Também foi utilizado material vegetal morto como cobertura, com o objetivo de reduzir a erosão e conservar a humidade do solo.

No tratamento de enriquecimento, adotou-se a mesma composição de mudas ($\frac{2}{3}$ espécies de miombo e $\frac{1}{3}$ pioneiras), igualmente implantadas com espaçamento de 3 metros entre plantas, porém sem as intervenções adicionais de manejo adotadas no tratamento anterior.

Durante o processo de plantio das mudas, as plantas foram etiquetadas (Figura 3), por questões de praticidade e legibilidade em campo, as etiquetas das mudas foram confeccionadas utilizando apenas as iniciais dos nomes científicos das espécies, sem as abreviações dos autores. Esta decisão teve como objetivo facilitar o manuseio e reconhecimento rápido das espécies por toda a equipa envolvida, especialmente em condições de campo. No entanto, na presente análise, os nomes científicos são apresentados conforme as convenções taxonómicas.

4.2. Lista de espécies plantadas

- Espécies pioneiras: *Acacia ataxacantha* (AA), *Albizia versicolor* (AV), *Cordyla africana* (CA), *Millettia stuhlmannii* (MS).
- Espécies intermediárias: *Philenoptera violacea* (PV), *Erthrophleum lasianthum* (EL), *Afzelia quanzensis* (AQ).
- Espécies climax do Miombo: *Brachystegia boehmii* (BB), *B. spiciformis* (BS), *Julbernardia globiflora*, *Uapaca kirkiana* (U).



A



B



C



D

Figura 3. A- Processo de colocação de etiquetas nas mudas antes do plantio; B- Processo de transplântio; C e D- Mudanças plantadas em campo, após o término do processo de transplântio

4.3. Colecta de dados

A colecta de dados foi realizada anualmente, ao longo de quatro anos, com início em 2021, com o objectivo de avaliar a sobrevivência e o crescimento das mudas plantadas nos tratamentos de enriquecimento e de enriquecimento com regeneração assistida.

Para a avaliação da sobrevivência, foi realizado o censo individual das mudas em cada subparcela, registrando-se a presença (valor 1) para indivíduos vivos e a ausência (valor 0) para

indivíduos mortos. Essa metodologia permitiu analisar a taxa de sobrevivência por espécie, por tipo de tratamento e por ano ao longo do período avaliado.

Para a avaliação do crescimento, foram mensurados o diâmetro da base (mm) e a altura total (em centímetros) de cada indivíduo plantado (Figura 4), em ambos os tratamentos. As medições seguiram um procedimento padronizado, utilizando fita métrica e régua (altura) e paquímetro (diâmetro), conforme o porte das mudas. A fim de garantir a rastreabilidade dos indivíduos ao longo dos anos e evitar duplicação de medições, cada muda foi previamente identificada com uma etiqueta numerada única, fixada diretamente na planta. Além disso, os dados foram registrados em fichas de campo específicas e posteriormente digitalizados, assegurando a consistência e o acompanhamento contínuo de cada indivíduo ao longo das campanhas anuais.



Figura 4. Medição da altura da muda após plantio

4.4. Análise Estatística

Os dados foram harmonizados no MS Excel 2019 e posteriormente importados para análise no software Jamovi, utilizando os pacotes e procedimentos adequados a cada tipo de modelo estatístico.

O software Jamovi foi escolhido para o processamento e análise dos dados por ser uma plataforma estatística de código aberto, moderna e orientada à comunidade acadêmica. Desenvolvido com base no ambiente R, o Jamovi oferece uma interface gráfica amigável que

permite realizar análises estatísticas robustas sem a necessidade de programação, o que facilita a reprodutibilidade e a transparência dos procedimentos analíticos.

Outro fator relevante para a escolha foi sua compatibilidade com planilhas em formatos como CSV e Excel, bem como a rastreabilidade dos procedimentos realizados, já que o Jamovi registra automaticamente todas as análises executadas, contribuindo para a integridade científica do estudo.

Foi realizado um censo em cada parcela, e os dados de sobrevivência foram organizados em formato binário, atribuindo-se o valor um para indivíduos vivos e zero para indivíduos mortos. A taxa de sobrevivência das plantas foi determinada por meio de estatísticas descritivas. Para verificar a adequação à distribuição normal, aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk. Embora o teste tenha indicado ausência de normalidade (heterogeneidade dos dados), procedeu-se com a análise de variância (ANOVA), considerando o elevado tamanho amostral, o que confere robustez ao teste mesmo em situações de violação do pressuposto de normalidade. Não foram realizados testes post-hoc, uma vez que o objetivo da análise estava centrado na identificação de diferenças significativas na taxa de sobrevivência em função da espécie, do tratamento e de sua interação.

Além disso, foi aplicada a regressão logística binomial para estimar a probabilidade de sobrevivência, considerando como variáveis preditoras a altura e o diâmetro basais iniciais, a espécie, o tratamento e a parcela.

Os dados de crescimento (altura e diâmetro basal) foram utilizados para calcular o incremento anual por espécie. A abordagem estatística seguiu a mesma linha adotada na análise de sobrevivência. Neste caso, por se tratar de variáveis contínuas, utilizou-se a regressão linear para identificar os fatores que influenciam o crescimento das mudas ao longo do tempo.

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise da sobrevivência das diferentes espécies

5.1.1. Taxa de sobrevivência por espécie

As taxas de sobrevivência das espécies plantadas variaram significativamente ao longo dos quatro anos de monitoria, evidenciando diferentes níveis de adaptação às condições ecológicas da floresta de miombo (Gráfico 1). No primeiro ano, quase todas as espécies apresentaram desempenho elevado, com valores superiores a 98 %, destacando-se *Afzelia quanzensis* (AQ), *Brachystegia boehmii* (BB), *Julbernardia globiflora* (JG) e *Erytrophleum lasianthum* (EL), todas com 100% de sobrevivência. Contudo, este padrão inicial não se manteve e várias espécies registaram quedas acentuadas nos anos seguintes.

Philenoptera violacea (PV) e *Millettia stuhlmannii* (MS) destacaram-se ao longo do tempo, mantendo taxas de sobrevivência superiores a 80% no segundo ano e ainda elevadas no quarto ano, com 78.6 e 68.6 % respectivamente, o que demonstra elevada resiliência e boa adaptação ao ambiente local. Ambas são espécies nativas de ambientes de miombo e possuem características que favorecem sua sobrevivência, como sistemas radiculares profundos e associação com microrganismos fixadores de nitrogênio (Sprent, 2009; FAO, 2001). A persistência dessas espécies pode ainda refletir a qualidade das mudas e a eficiência do plantio, fatores essenciais para o sucesso de iniciativas de restauração florestal (Chazdon, 2008).

Albizia versicolor (AV) também mostrou comportamento positivo, com uma recuperação notável após uma ligeira queda nos anos intermédios, atingindo 66.7 % no quarto ano, o que indica adaptação progressiva. Em contraste, *Brachystegia boehmii* (BB), *Julbernardia globiflora* (JG) e *Uapaca kirkiana* (U) apresentaram forte declínio, apesar do bom desempenho inicial. No quarto ano, registaram taxas inferiores a 16%, o que reflecte fraca resistência a longo prazo e possível sensibilidade ao estresse hídrico, fogo ou competição. Embora sejam espécies características de florestas de miombo, muitas delas apresentam crescimento lento e estratégias de sobrevivência dependentes de condições naturais específicas, como fogo controlado, solos bem drenados e regimes hídricos sazonais (Frost, 1996; Campbell et al., 2007).

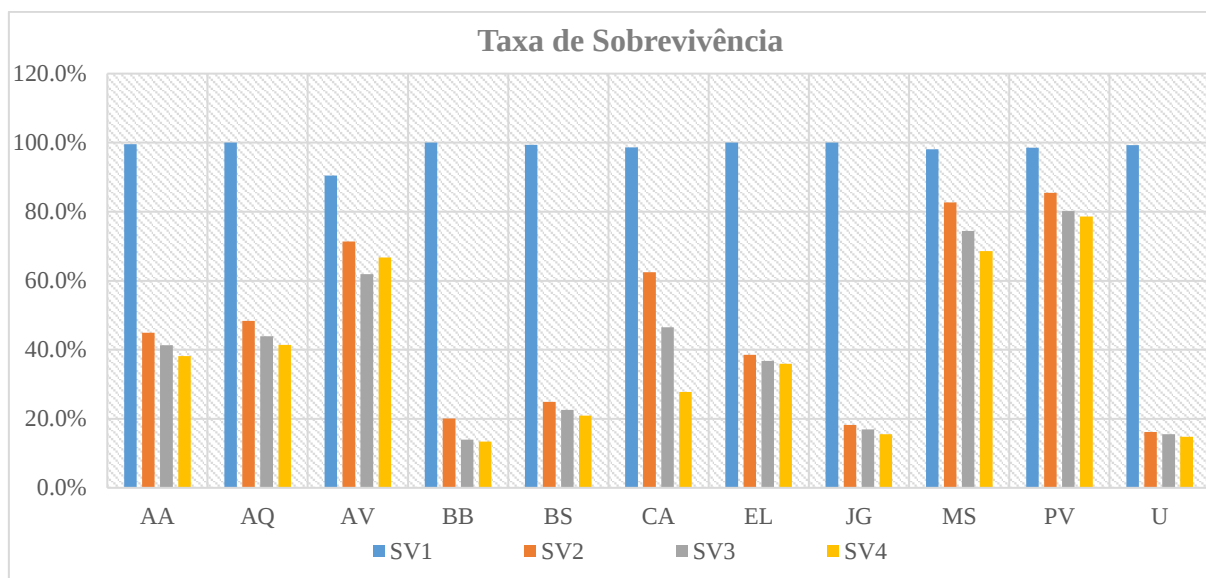


Gráfico 1. Taxas de sobrevivência das espécies ao longo dos quatro anos de monitoramento (SV1 = sobrevivência no 1º ano, SV2 = 2º ano, SV3 = 3º ano e SV4 = 4º ano).

As variações nas taxas de sobrevivência observadas ao longo dos anos indicam que algumas espécies, como *Brachystegia boehmii* e *Julbernardia globiflora*, apresentaram boa aclimação inicial, possivelmente relacionada a resistência à seca e a adaptação a solos bem drenados (SANBI, s.d.; Diniz, 2022). No entanto, esse desempenho inicial não se manteve ao longo do tempo, sugerindo que o sucesso no estabelecimento está condicionado não apenas à tolerância inicial ao estresse, mas também à capacidade de suportar estresses ambientais contínuos, como regimes hídricos sazonais, em que longos períodos secos reduzem a disponibilidade de água no solo, exigindo estratégias fisiológicas de longo prazo para garantir a sobrevivência (Zimudzi et al., 2013). Além disso, solos pobres em nutrientes e distúrbios recorrentes, podem ter agravado o declínio de algumas espécies.

Espécies como *Philenoptera violacea* e *Millettia stuhlmannii*, apresentam estratégias ecológicas conservadoras, como crescimento mais lento, uso eficiente de recursos e maior capacidade regenerativa, e tendem a manter bom desempenho ao longo do tempo, reforçando seu potencial para iniciativas de restauração florestal em ambientes de miombo (Ryan et al., 2011). Em contraste, espécies como *Erythrophleum lasianthum*, *Albizia versicolor* e *Uapaca kirkiana*, que dependem de condições edáficas mais específicas (como solos profundos, férteis ou com boa retenção de umidade) ou apresentam baixa tolerância a variações ambientais contínuas, revelaram limitações adaptativas. Essas limitações incluem menor capacidade de

resistir a regimes hídricos sazonais, onde longos períodos de seca intercalam com chuvas intensas, e a distúrbios recorrentes, como fogo ou competição com vegetação espontânea.

Esses resultados corroboram as observações de Frost (1996) e Zimudzi et al. (2013), que destacam a importância da adequação ecológica das espécies como critério-chave para o sucesso do enriquecimento florestal.

5.1.2. Taxa de sobrevivência por tratamento

No tratamento de enriquecimento (E), as espécies *Philenoptera violacea*, *Millettia stuhlmannii* e *Albizia versicolor*, apresentaram as maiores taxas médias de sobrevivência ao longo dos anos (Gráfico 2), com valores superiores a 70%, demonstrando um bom desempenho. Em contrapartida, espécies como *Julbernardia globiflora*, *Uapaca kirkiana* e *Brachystegia boehmii* registaram médias bastante reduzidas nesses mesmos estágios, com valores abaixo de 15%, indicando maior vulnerabilidade às condições edafoclimáticas do local, possivelmente associada a limitações fisiológicas ou ecológicas que comprometeram sua capacidade de estabelecimento e persistência ao longo do tempo.

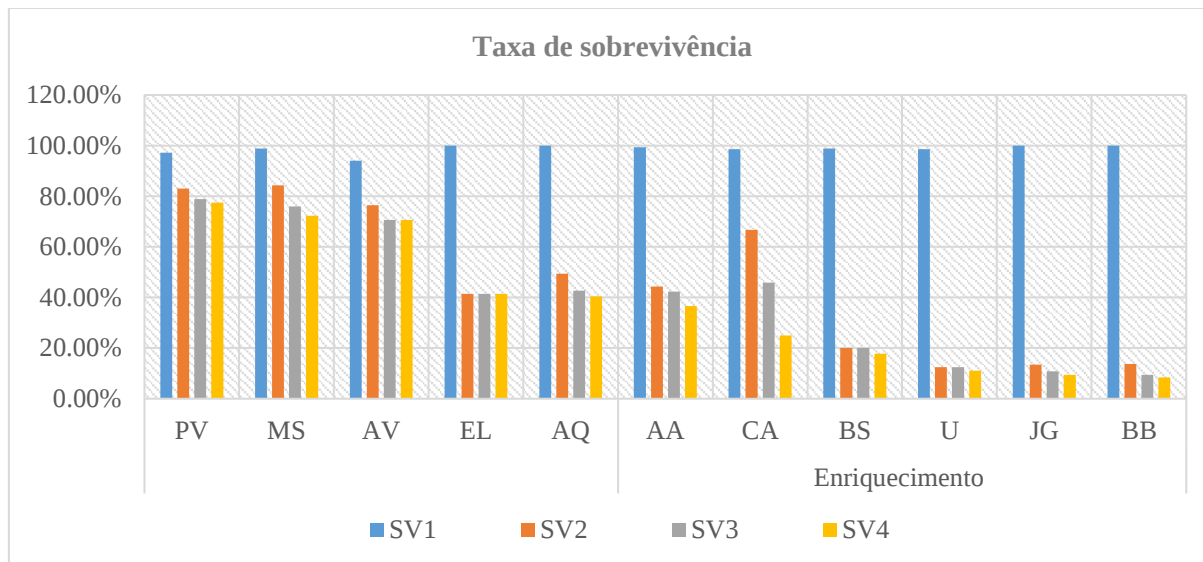


Gráfico 2. Taxas de Sobrevivência das espécies em diferentes anos no tratamento de Enriquecimento (SV1 = sobrevivência no 1º ano, SV2 = 2º ano, SV3 = 3º ano e SV4 = 4º ano).

No tratamento de enriquecimento com regeneração natural assistida (EARN), o comportamento foi semelhante: *Philenoptera violacea* voltou a destacar-se com sobrevivência elevada

(atingindo 88.3% no ano 2), seguida por *Milletia stuhlmannii* e *Azelia quanzensis*. As espécies *Julbernardia globiflora*, *Uapaca kirkiana* e *Brachstegia boehmii* continuaram com desempenho reduzido, mantendo os padrões observados no tratamento anterior (Gráfico 3).

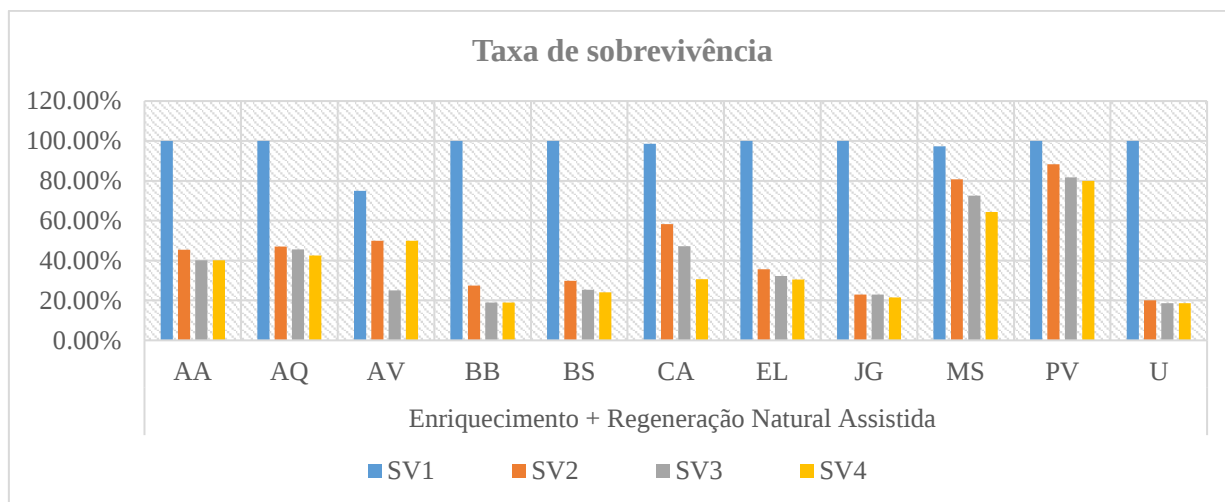


Gráfico 3. Taxas de Sobrevivência das espécies em diferentes anos no tratamento de Enriquecimento + Regeneração Natural Assistida (SV1 = sobrevivência no 1º ano, SV2 = 2º ano, SV3 = 3º ano e SV4 = 4º ano).

A comparação entre os tratamentos de enriquecimento (E) e enriquecimento associado à regeneração natural assistida (EARN) revela que estratégias combinadas com regeneração natural tendem a promover maiores taxas de sobrevivência em espécies adaptadas, como *Philenoptera violacea* e *Milletia stuhlmannii*, que se destacaram em ambos os contextos, com valores superiores a 70% no quarto ano. A elevada performance dessas espécies pode ser atribuída à sua capacidade de responder positivamente ao microclima mais equilibrado e à estrutura de solo menos perturbada promovida pela cobertura regenerativa (Chazdon, 2008; Ryan et al., 2011). Por outro lado, espécies clímax como *Julbernardia globiflora* e *Brachystegia boehmii* apresentaram baixas taxas de sobrevivência, mesmo sob o regime enriquecimento com regeneração natural assistida, reforçando sua menor adaptabilidade a ambientes em transição e exigência por condições edáficas mais específicas (Njoghomia et al., 2020; Matowo et al., 2019). Esses resultados sustentam a eficácia de abordagens baseadas em sucessão ecológica, onde o enriquecimento com regeneração natural assistida atua como facilitador do estabelecimento inicial, criando condições favoráveis para a introdução gradual de espécies mais exigentes (Rodrigues et al., 2009; Frost, 1996).

Assim, a adoção de tratamentos integrados é recomendada como estratégia-chave para a restauração funcional e resiliente de ecossistemas de Miombo..

5.1.3. Análise de Variância (ANOVA) para Sobrevivência

Foi realizada uma análise de variância com o objetivo de avaliar os efeitos do tratamento Enriquecimento (E), e Enriquecimento com Regeneração Natural Assistida (EARN), da espécie e da interação entre tratamento e espécie sobre a sobrevivência das plantas.

Tabela 1. ANOVA da Sobrevivência das espécies em diferentes anos (SV1 = sobrevivência no 1º ano, SV2 = 2º ano, SV3 = 3º ano e SV4 = 4º ano).

Factor		SV1	SV2	SV3	SV4
Espécie (SP)	SQ	0.0376	0.0000373	0.07	0.0216
	GL	1	1	1	1
	MQ	0.0376	0.0000373	0.07	0.0216
	F	5.24	0.000195	0.364	0.116
	P	0.022	0.989	0.546	0.734
Tratamento (CD)	SQ	0.3525	88.79	73.6274	67.6098
	GL	10	10	10	10
	MQ	0.0353	8.879	7.3627	6.761
	F	4.91	46.39	38.29	36.25
	P	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
SP * CD	SQ	0.1656	2.23	2.0602	1.9175
	GL	10	10	10	10
	MQ	0.0166	0.223	0.206	0.1917
	F	2.31	1.16	1.07	1.03
	P	0.011	0.311	0.381	0.417
Resíduos	SQ	11.5082	306.97	308.4022	299.1337
	GL	1.604	1.604	1.604	1.604
	MQ	0.00717	0.191	0.1923	0.1865

Os resultados indicaram que apenas o factor espécie apresentou efeito estatisticamente significativo sobre a sobrevivência ($F = 36.253$; $p < 0.001$) (Tabela 1), revelando diferenças marcantes entre as espécies avaliadas. Por outro lado, nem o tipo de tratamento ($F = 0.116$; $p =$

0.734), nem a interação entre tratamento e espécie ($F = 1.028$; $p = 0.417$) demonstraram significância estatística, indicando que a sobrevivência das plantas foi independente do tratamento aplicado.

Estes resultados evidenciam que as variações nas taxas de sobrevivência estão fortemente relacionadas às características inerentes a cada espécie. Independentemente do tipo de tratamento aplicado, as espécies mais adaptadas apresentaram maior capacidade de sobrevivência, enquanto aquelas com menor resiliência mantiveram baixos índices ao longo do tempo. Tais informações são fundamentais para sustentar estratégias de restauração ecológica mais eficazes, priorizando a seleção de espécies com maior potencial de estabelecimento e persistência no ambiente.

Chazdon (2008), também reforça esta abordagem ao afirmar que o sucesso em projetos de restauração vai além da remoção dos fatores de degradação e depende, sobretudo, da escolha de espécies bem-adaptadas às condições locais. A autora destaca que ambientes degradados impõem limitações severas ao recrutamento e à sobrevivência, e que as estratégias de restauração precisam considerar essas restrições ao selecionar espécies com maior capacidade de tolerar tais condições adversas. Assim, os resultados deste estudo alinham-se com as evidências já consolidadas na literatura, reafirmando que a sobrevivência está mais relacionada às características ecológicas das espécies do que ao tipo de tratamento aplicado, que reforça a necessidade de integrar conhecimentos sobre a ecologia das espécies à tomada de decisão em iniciativas de restauração florestal.

5.1.4. Factores que determinam a mortalidade

O desempenho do modelo revelou-se adequado, com deviança de 1692, AIC de 1722 e um R^2 de McFadden de 0.187, sugerindo que cerca de 18.7% da variabilidade observada na sobrevivência pode ser explicada pelas variáveis incluídas no modelo. A capacidade discriminativa foi confirmada pela curva ROC (Figura 5), cuja área sob a curva se revelou superior à linha de referência, demonstrando bom desempenho na distinção entre plantas sobreviventes e não sobreviventes.

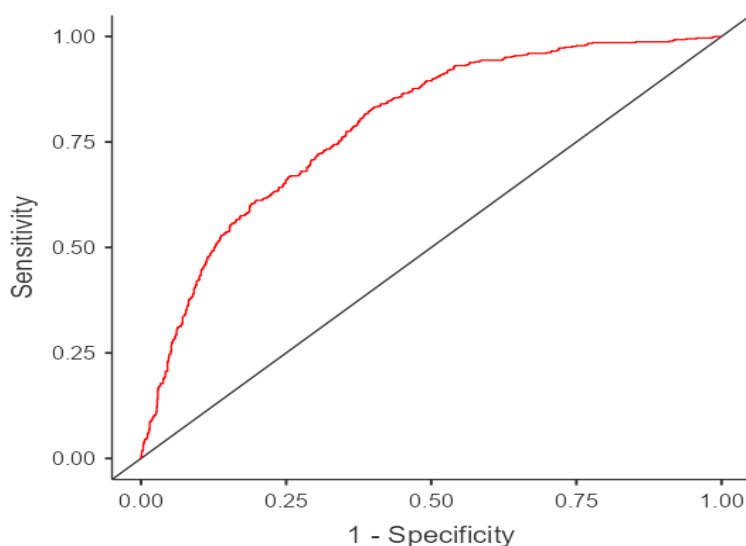


Figura 5. Curva ROC do modelo de regressão logística utilizado para prever a sobrevivência das espécies. A curva posiciona-se acima da linha de referência (linha cinza), evidenciando a capacidade discriminativa do modelo em distinguir entre plantas sobreviventes.

Entre as variáveis contínuas, a altura inicial (HG1) foi estatisticamente significativa ($\beta = 0.0281$; $p < 0.001$), indicando que plantas mais altas no momento do plantio apresentaram maior probabilidade de sobrevivência. A variável parcela (PT) também foi significativa ($\beta = 0.0494$; $p < 0.001$), sugerindo que o local de plantio influenciou a sobrevivência, possivelmente devido a variações microambientais, tais como condições do solo, sombreamento ou historial de uso. Em contrapartida, o diâmetro basal inicial (DB1) não apresentou efeito significativo ($\beta = 0.0215$; $p = 0.427$), indicando fraca influência desta variável sobre a mortalidade.

No modelo de regressão logística, a variável categórica “espécie” foi incluída como preditor e codificada por meio da técnica dummy no software Jamovi. Durante esse procedimento, o software seleciona automaticamente a primeira categoria em ordem alfabética ou a primeira observada nos dados como categoria de referência, tendo a espécie *Acacia ataxacantha* (AA) sido adotada como referência e para as comparações no modelo. Tal procedimento não compromete a integridade do modelo, visto que os coeficientes estimados refletem os efeitos relativos das demais espécies em relação à referência.

Em relação às variáveis categóricas, o fator tratamento (EARN vs. E) não apresentou efeito estatisticamente significativo ($\beta = 0.1062$; $p = 0.378$), corroborando os achados da análise de variância (ANOVA), a qual não evidenciou diferenças relevantes na sobrevivência em função do tipo de manejo adotado. Contrariamente, a variável espécie mostrou-se preponderante para

a sobrevivência. As espécies PV ($\beta = 0.9588$; $p < 0.001$) e MS ($\beta = 0.8841$; $p < 0.001$) exibiram probabilidades significativamente maiores de sobrevivência em comparação à espécie de referência (AA), indicando maior adaptabilidade ao ambiente experimental. Por sua vez, as espécies *Cordyla africana*, *Brachstegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Erythrophleum lasianthum*, apresentaram coeficientes negativos e significativos, sugerindo menor aptidão para sobrevivência, enquanto *Albizia versicolor* e *Azizelia quanzensis* não diferiram estatisticamente da espécie de referência.

Estes resultados foram corroborados pelos dados descritivos de sobrevivência ao longo dos quatro estágios de monitoramento (SV1 a SV4), nos quais *Philenoptera violácea* e *Millettia stuhlmannii* mantiveram taxas superiores a 70%, enquanto espécies como *Uapaca kirkiana* e *Brachstegia boehmii* registraram taxas inferiores a 20%. Tais resultados confirmam que a variação na sobrevivência está fortemente associada às características ecológicas das espécies, tal como sustentado por Rodrigues *et al.*, (2009) e Chazdon (2008), que enfatizam o papel da adaptabilidade e da seleção adequada de espécies no sucesso da restauração ecológica.

Os resultados apontam a altura inicial como principal determinante da sobrevivência, em consonância com Lambers *et al.*, (2008) e Poorter *et al.*, (2010), que vinculam esse atributo ao maior vigor competitivo por luz. Estes resultados reforçam a ideia de que, nas fases iniciais, a altura pode ser um indicador mais sensível de desempenho do que o diâmetro basal, que neste estudo, não apresentou significância estatística. Poorter *et al.*, (2012) também destacam que o diâmetro, apesar de relevante para a estabilidade mecânica, tende a ter menor influência na sobrevivência imediata em ambientes em restauração.

A significância da variável parcela evidencia a influência da heterogeneidade microambiental sobre o desempenho das plântulas, como relatado por Chidumayo & Gumbo (2010). Factores como tempo de pousio, sombreamento e pressão de distúrbios provavelmente criaram condições contrastantes entre as parcelas, afetando diretamente o stresse hídrico e nutricional.

O desempenho contrastante entre espécies, com destaque para *Philenoptera violácea* e *Millettia stuhlmannii*, revela a relevância das estratégias ecológicas individuais. Espécies adaptadas a solos pobres ou que fixam nitrogénio, como *M. stuhlmannii* (Uetimane *et al.*, 2018), mostraram maior resiliência, enquanto espécies esciófitas como *Erythrophleum lasianthum*, sensíveis à luz intensa, apresentaram baixa sobrevivência, conforme Boon (2010). A ausência de efeito significativo do tipo de tratamento (EARN vs. E) indica que factores bióticos e abióticos locais

superaram o impacto direto das intervenções, em linha com as conclusões contextuais de Vieira *et al.* (2009) e Villota (2020).

5.2. Análise dos níveis de crescimento e adaptação de cada espécie

5.2.1. Análise anual de incremento por espécie

O incremento médio anual em diâmetro basal variou consideravelmente entre as espécies ao longo dos três anos analisados (Gráfico 4), evidenciando padrões distintos de crescimento e adaptação ao ambiente. No primeiro ano (INC1), poucas espécies apresentaram incremento positivo expressivo. *Millettia stuhlmannii* (0.78), *Philenoptera violacea* (0.61) e *Albizia versicolor* (0.86) destacaram-se com crescimento moderado, indicando boa adaptação inicial. Por outro lado, espécies como *Cordyla africana* (−3.45), *Afzelia quanzensis* (−5.02) e *Uapaca kirkiana* (−9.67) apresentaram valores negativos acentuados de incremento. Essa tendência pode estar associada à ocorrência de morte seguida de rebrote nos estágios iniciais, bem como à elevada mortalidade final nos anos subsequentes, especialmente entre os indivíduos mais frágeis, o que acaba por distorcer os valores médios de incremento observados.

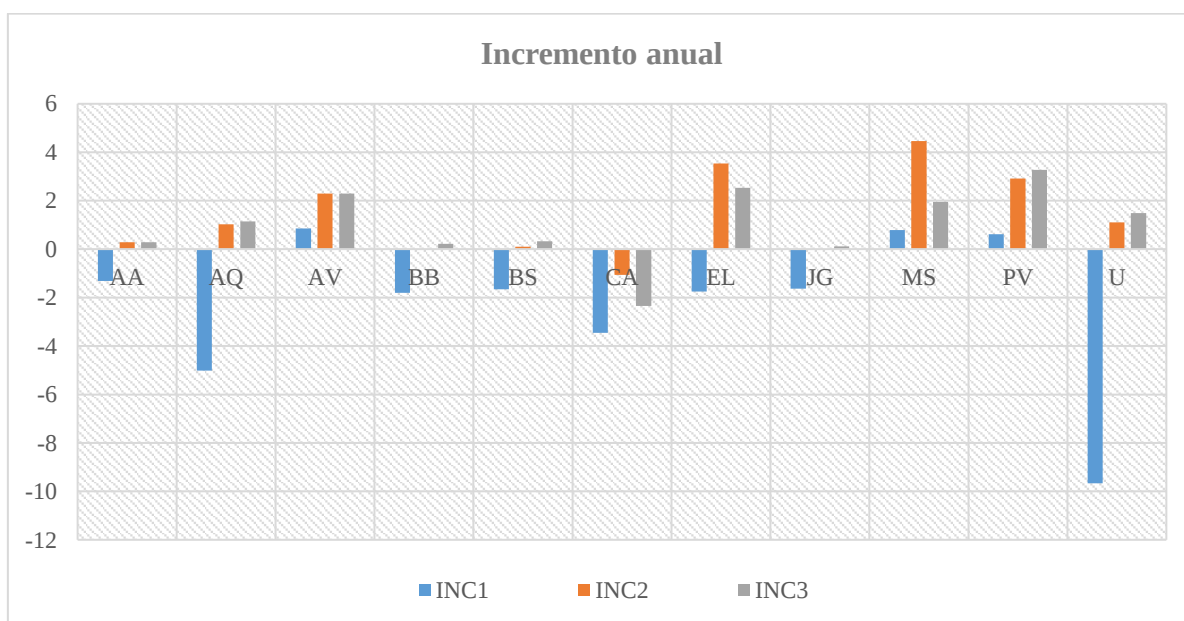


Gráfico 4. Incremento das diferentes espécies ao longo dos anos. As variáveis INC1, INC2 e INC3 representam, respetivamente, o incremento anual acumulado no 1º, 2º e 3º anos de observação.

Durante o segundo ano (INC2), observou-se uma melhoria geral no crescimento. *Millettia stuhlmannii* apresentou o maior incremento entre todas as espécies (4.46), seguido por

Erythrophleum lasianthum (3.54), que demonstrou recuperação notável, e por *Philenoptera violacea* (2.91) e *Albizia versicolor* (2.29), que mantiveram um desempenho sólido. Em contraste, *Cordyla africana* apresentou queda acentuada (−1.07), e espécies como *Brachystegia boehmii* (−0.03) e *Julbernardia globiflora* (−0.03) continuaram com valores médios muito baixos, sugerindo persistente dificuldade de adaptação.

No terceiro ano (INC3), o *Philenoptera violacea* atingiu o maior valor médio de incremento (3.27), seguido por *Erythrophleum lasianthum* (2.53), MS (1.95) e *Albizia versicolor* (2.29), que mantiveram um ritmo constante e elevado de crescimento. Esse padrão reforça o bom desempenho dessas espécies ao longo do tempo. Em contrapartida, *Cordyla africana* continuou com valores negativos (−2.34), indicando possível estagnação ou mortalidade. Espécies como *Acacia ataxacantha* (0.28), *Brachystegia boehmii* (0.22), *Brachystegia spiciformis* (0.32), *Julbernardia globiflora* (0.12) e *Uapaca kirkiana* (1.49) apresentaram incremento muito reduzido, revelando fraco desempenho de crescimento mesmo após três anos.

Os resultados do presente estudo evidenciaram diferenças estatisticamente significativas no crescimento anual em diâmetro entre algumas espécies ao longo dos quatro anos de monitoria.

O factor espécie foi o único a apresentar efeito estatisticamente significativo em todos os momentos, com valores de F elevados e $p < 0.001$, revelando que as diferenças no crescimento em diâmetro estão fortemente associadas à identidade das espécies.

O efeito do tratamento, não foi estatisticamente significativo ao nível de 5% em nenhuma das fases, mas apresentou valores marginais de significância no segundo ($p = 0.09$) e terceiro ano ($p = 0.094$), sugerindo uma possível influência acumulada das intervenções ao longo do tempo. A interação entre espécie e tratamento permaneceu não significativa ($p > 0.13$), o que indica que as espécies responderam de forma relativamente uniforme aos diferentes tratamentos, sem variações relevantes entre os seus desempenhos dentro de cada abordagem. Poorter et al., (2008), demonstraram que variáveis funcionais intrínsecas às espécies como densidade da madeira e área foliar são melhores preditores de crescimento do que as condições externas. Em contextos de restauração, o desempenho das plantas como o crescimento em diâmetro tende a ser mais influenciado pelas características funcionais próprias de cada espécie do que pelas práticas de manejo aplicadas, reforçando a importância da identidade da espécie como factor determinante do sucesso na restauração.

A análise de regressão linear indicou que espécies como *Millettia stuhlmanni*, *Philenoptera violácea*, *Erythrophleum lasianthum* e *Albizia versicolor* apresentaram incrementos médios significativamente superiores à espécie de referência (AA), com valores de p inferiores a 0.05. Por outro lado, a espécie CA demonstrou desempenho significativamente inferior ($\beta = -2.2286$; $p < 0.001$). Essas diferenças refletem distintas estratégias ecológicas e níveis de adaptação às condições locais. Espécies como *Millettia stuhlmanni*, *Philenoptera violácea*, *Erythrophleum lasianthum* e *Albizia versicolor* apresentaram os maiores valores de incremento, especialmente a partir do segundo ano, indicando bom desempenho face às condições ambientais locais. Estes padrões são compatíveis com o que destacam Nanvonamuquitxo (2014) e Chidumayo e Gumbo (2010), ao sugerirem que espécies com maior plasticidade ecológica e estratégias de crescimento intermediárias tendem a manter incrementos estáveis mesmo sob variações edáficas e climáticas típicas do Miombo.

Em particular, *Millettia stuhlmanni* e *Philenoptera violácea* apresentaram incrementos superiores nos anos 2 e 3. Esse comportamento pode estar relacionado à sua capacidade de adaptação a solos de fertilidade moderada, associada à fixação biológica de nitrogênio. Ambas são espécies leguminosas capazes de formar nódulos radiculares com bactérias fixadoras, o que permite maior independência do nitrogênio do solo. *Millettia stuhlmannii*, por exemplo, forma simbiose com rizóbios, contribuindo tanto para sua nutrição como para a melhoria do solo ao redor (Plants for the future, 2024). Já *Philenoptera violacea* apresenta evidências de fixação de nitrogênio atmosférico, especialmente em estágios jovens, conforme demonstrado por análises isotópicas conduzidas em ambientes semiáridos (Jacobs et al., 2006).

Além disso, estudos indicam que a eficiência da fixação simbiótica está fortemente relacionada à disponibilidade de luz, mais do que à quantidade de nitrogênio no solo, o que sugere que essas espécies podem se beneficiar particularmente de ambientes com maior incidência luminosa (Taylor; Menge, 2018). Assim, a boa performance observada nos anos subsequentes do estudo pode ser explicada pelo conjunto dessas adaptações ecológicas.

Segundo Ryan et al. (2011), estas espécies estão entre as mais resilientes em florestas abertas, com elevado potencial de crescimento após o estabelecimento. Além disso, o bom desempenho de *Erythrophleum lasianthum* e *Albizia versicolor* contradiz estudos anteriores que associam estas espécies a menor tolerância ao estresse edáfico, sugerindo que, em condições controladas ou com menor competição, elas podem alcançar incrementos significativos (Frost, 1996; Zimudzi et al., 2013).

Por outro lado, espécies como *Cordyla africana*, *Brachstegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Uapaca kirkiana* apresentaram os menores valores de incremento em diâmetro, sendo que *Cordyla africana* evidenciou valores negativos ao longo de todo o período. Embora a literatura aponte a ocorrência natural e frequente de *Cordyla africana* e *Uapaca kirkiana* no Miombo, os resultados do presente estudo indicam fraco desempenho sob as condições locais, o que poderá estar relacionado com fatores como degradação do solo, baixa fertilidade ou ausência de microrganismos simbióticos, como as micorrizas no caso da *Uapaca kirkiana* (Ngulube et al., 1995). Assim, mesmo espécies nativas podem apresentar limitações no crescimento inicial quando plantadas fora do seu micro-habitat ideal.

O factor tempo também se revelou relevante, sendo que o terceiro ano registou os maiores incrementos médios para a maioria das espécies. Este padrão é coerente com o que afirmam Chidumayo e Gumbo (2010), ao observarem que muitas espécies florestais do Miombo exibem crescimento lento no primeiro ano, seguido por uma fase de adaptação e posterior aceleração no crescimento.

5.2.2. Análise anual de incremento por tratamento

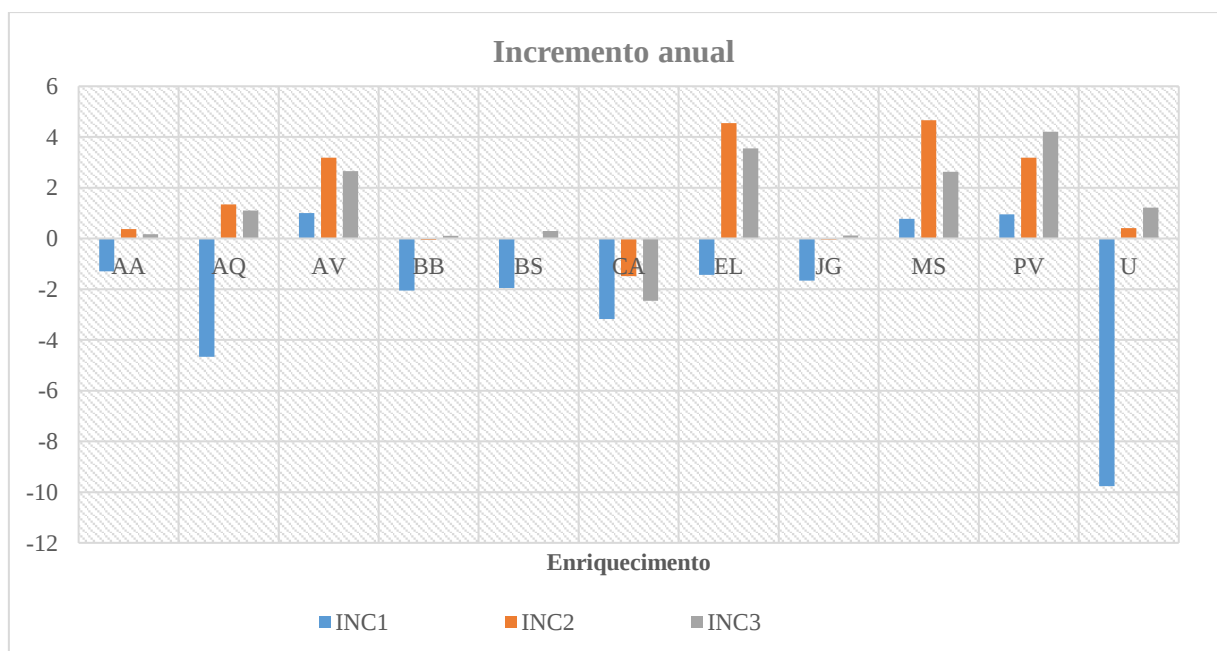


Gráfico 5. Incremento das diferentes espécies no tratamento de enriquecimento ao longo dos anos. As variáveis INC1, INC2 e INC3 representam, respetivamente, o incremento anual acumulado no 1º, 2º e 3º anos de observação.

No tratamento E, espécies como *Philenoptera violácea*, *Millettia stuhlmanni* e *Albizia versicolor*, destacaram-se com os maiores incrementos médios, sobretudo no terceiro e quarto ano, atingindo valores expressivos de crescimento como a espécie *Philenoptera violacea* (4.21 cm) no quarto ano (Gráfico 5). No tratamento EARN, o desempenho destas espécies manteve-se elevado, embora ligeiramente inferior em alguns casos. Em contraste, espécies como *Cordyla africana*, *Julbernardia globiflora* e *Uapaca kirkiana* registaram os menores incrementos, alguns até negativos no segundo e terceiro ano, revelando maior sensibilidade às condições do local ou menor capacidade de adaptação inicial (Gráfico 6)

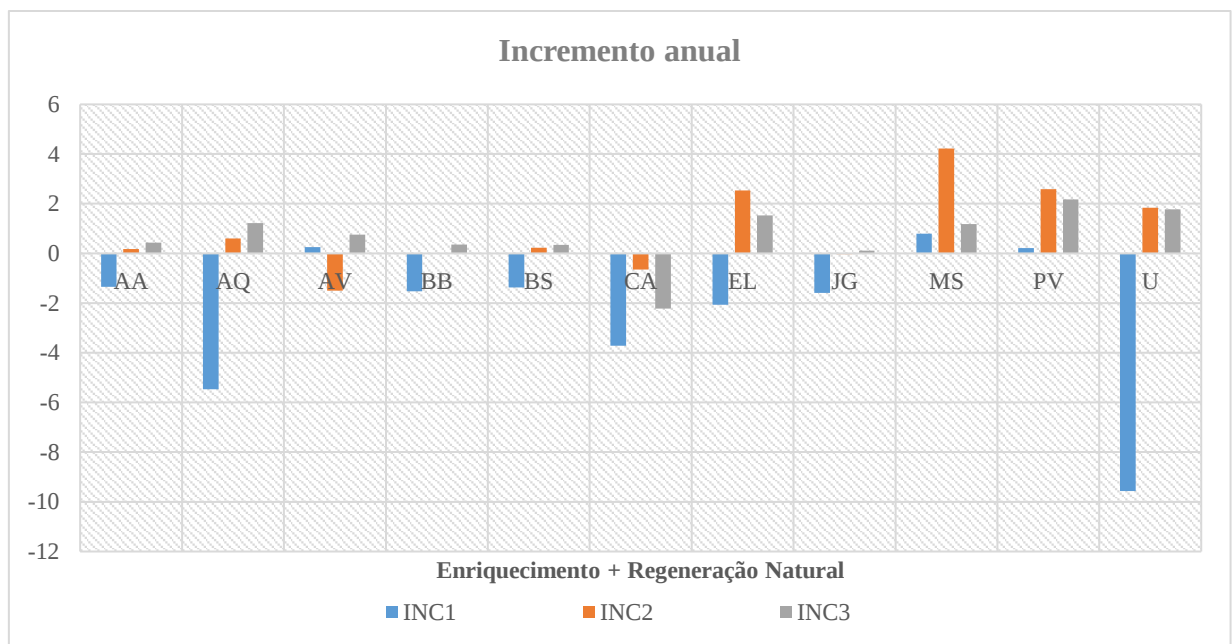


Gráfico 6. Incremento das diferentes espécies no tratamento de enriquecimento com regeneração natural assistida ao longo dos anos. As variáveis INC1, INC2 e INC3 representam, respetivamente, o incremento anual acumulado no 1º, 2º e 3º anos de observação.

Estes resultados indicam que o desempenho em crescimento não depende unicamente do tipo de intervenção, mas sim, predominantemente, das características ecológicas e fisiológicas de cada espécie. Enquanto *Philenoptera violacea* e *Millettia stuhlmanni* parecem tirar proveito tanto da intervenção direta como da regeneração natural, outras espécies mais exigentes em termos edáficos ou simbióticos mostram-se menos responsivas. A ausência de interação significativa reforça ainda que o sucesso das espécies mais vigorosas não é condicionado pelo tratamento aplicado, o que tem implicações importantes para a restauração ecológica. Portanto, a seleção de espécies com maior plasticidade ecológica e bom desempenho inicial deve ser

priorizada, independentemente do tipo de tratamento, a fim de garantir trajetórias de crescimento mais estáveis ao longo do tempo.

A resposta homogênea das espécies aos diferentes tratamentos (sem interação significativa) é coerente com a visão de Lamb et al., (2005), que defendem que o sucesso de iniciativas de restauração depende mais da seleção de espécies apropriadas do que da técnica de plantio utilizada. No presente estudo, espécies como *Philenoptera violacea* e *Millettia stuhlmannii* destacaram-se com incrementos elevados, independentemente do tratamento, enquanto espécies mais exigentes ecologicamente apresentaram respostas fracas ou nulas. Essa constatação reforça a importância de priorizar, em programas de restauração ecológica, espécies com elevada plasticidade ecológica e crescimento vigoroso, sobretudo nas fases iniciais. Tais espécies apresentam maior capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, o que contribui para o estabelecimento mais rápido da vegetação e para o delineamento de trajetórias florestais mais estáveis, resilientes e eficientes.

5.2.3. Factores que determinam o incremento

O desempenho do modelo indicou baixa capacidade explicativa, com um coeficiente de determinação (R^2) de 0.0809 e um valor de $R = 0.284$. Este resultado sugere que apenas 8.09% da variabilidade no incremento de diâmetro pode ser explicada pelas variáveis incluídas no modelo, o que é compatível com padrões comuns em estudos ecológicos de campo, onde a variabilidade natural é elevada e diversos fatores ambientais não controlados podem influenciar os resultados.

Entre as variáveis contínuas, a altura inicial apresentou associação positiva e estatisticamente significativa com o incremento de diâmetro, indicando que plantas mais altas no momento do plantio tendem a crescer mais ao longo do tempo. O diâmetro basal inicial também mostrou tendência positiva, embora com menor efeito.

A variável parcela apresentou uma associação negativa, sugerindo que as plantas alocadas em determinadas parcelas apresentaram incrementos ligeiramente menores. Esse padrão pode estar relacionado às condições ambientais específicas associadas a cada parcela, como variações microclimáticas, características edáficas ou diferenças no manejo local, que podem ter sido menos favoráveis ao desenvolvimento das plantas.

Em relação às variáveis categóricas, o tratamento (EARN vs. E) não apresentou efeito estatisticamente significativo sobre o incremento, corroborando os resultados obtidos na análise de sobrevivência e indicando que o tipo de manejo não influenciou diretamente o crescimento em diâmetro das plantas. Por outro lado, o factor espécie mostrou forte influência, com destaque para as espécies *Philenoptera violácea*, *Millettia stuhlmanni*, *Albizia versicolor* e *Erythrophleum lasianthum*, que apresentaram os maiores valores médios de incremento, sinalizando maior capacidade de crescimento nas condições avaliadas. Em contraste, espécies como *Cordyla africana* e *Uapaca kirkiana* mostraram desempenho inferior.

O factor ano também se destacou como variável relevante, tendo sido observada uma tendência de incremento crescente ao longo do tempo, com o terceiro ano apresentando os maiores valores médios de crescimento em diâmetro, o que pode estar associado ao estabelecimento mais consolidado das plantas ou à melhoria das condições edafoclimáticas ao longo do tempo.

O baixo valor de R^2 do modelo ajustado, embora indicativo de fraca capacidade explicativa, está em conformidade com o que se observa em estudos ecológicos de campo, especialmente em ambientes tropicais restaurados, onde a elevada variabilidade ambiental e a multiplicidade de interações bióticas e abióticas dificultam a previsão precisa do crescimento (Lambers *et al.*, 2008; Zuur *et al.*, 2009).

A altura inicial como o diâmetro basal inicial apresentaram associação positiva com o incremento, sendo a altura o factor mais influente. Este resultado está em consonância com Poorter *et al.* (2012) e Vieira *et al.* (2009), que destacam que plantas mais altas têm maior acesso à luz e, conseqüentemente, maior potencial de crescimento. No entanto, o efeito mais reduzido do DB1 sugere que, em fases iniciais de restauração, a altura é um indicador mais sensível do desempenho, possivelmente por reflectir melhor a qualidade das mudas e a sua capacidade de se estabelecer rapidamente no ambiente.

Por outro lado, os factores relacionados ao contexto de plantação como o tipo de manejo adoptado (EARN vs. E) e a identidade da espécie apresentaram comportamentos distintos. A ausência de efeito significativo do tratamento reforça evidências anteriores de que práticas isoladas de manejo nem sempre resultam em ganhos mensuráveis no curto prazo (Vieira *et al.*, 2009; Villota, 2020). Em contraste, a espécie revelou-se um factor determinante, com destaque para aquelas adaptadas a ambientes abertos e com estratégias funcionais mais agressivas (Timberlake & Chidumayo, 2011). Além disso, o aumento do crescimento ao longo dos anos

evidencia um padrão típico de sucessão ecológica, em que o terceiro ano marca o início de um crescimento mais vigoroso, conforme relatado por Lugo (1992) e Poorter *et al.* (2012), indicando a superação da fase inicial de adaptação e um melhor aproveitamento dos recursos disponíveis.

5.3. Espécies propostas para a recuperação e as respectivas técnicas de manejo

Para a recuperação da floresta de miombo, propõe-se uma estratégia de plantio ecologicamente orientada, baseada nos princípios da sucessão natural, que consiste na introdução sequencial de espécies conforme seus grupos ecológicos, nomeadamente pioneiras, intermediárias e clímax, a fim de favorecer a reconstituição gradual da estrutura e composição funcional do ecossistema.

Inicialmente, recomenda-se o plantio de espécies pioneiras, cuja função é melhorar as condições edáficas e microclimáticas do local, promovendo sombreamento, cobertura do solo e ciclagem de nutrientes. Essa abordagem está alinhada às recomendações de Chazdon (2008) e Rodrigues *et al.* (2009), que destacam o papel facilitador dessas espécies nas etapas iniciais da restauração.

Na sequência, deve-se realizar a introdução de espécies intermediárias e clímax, com o objetivo de recuperar a estrutura florística e funcional típica do miombo, conforme orientações da FAO (2010) e de Siteo & Guedes (2015), que ressaltam a importância de abordagens sucessionalmente planejadas para ecossistemas tropicais secos.

Com base na análise integrada das taxas de sobrevivência, crescimento e adaptabilidade ecológica observadas ao longo do experimento, foi possível propor um conjunto de espécies promissoras para os programas de restauração, assim como indicar as técnicas de manejo mais adequadas para o sucesso no estabelecimento de cada uma.

As espécies *Philenoptera violacea*, *Millettia stuhlmannii* e *Albizia versicolor*, demonstraram elevada resiliência e adaptabilidade, sendo indicadas como prioritárias no processo de restauração para melhorar a fertilidade do solo e criar sombra para favorecer o desenvolvimento das espécies seguintes. Recomendam-se o uso combinado de plantio directo em linhas e proteção contra o fogo e herbivoria, com mínima interferência.

Com o ambiente parcialmente sombreado e solo melhorado, recomenda-se introduzir *Afzelia quanzensis*, *Erthrophleum lasianthum* e *Acacia ataxacantha*. São de crescimento lento e irão iniciar a formação da estrutura da floresta. Devem ser plantadas em linhas mistas, sob as

pioneiras, em combinação com podas selectivas e desbaste controlado para facilitar o desenvolvimento da copa.

Com o microclima restaurado, devem ser plantas as espécies dominantes do Miombo, *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Uapaca kirkiana* e *Julbernardia globiflora*, que são mais exigentes e crescem melhor com a proteção proporcionada pelas etapas anteriores. Estas irão formar o estrato arbóreo principal. Devem ser plantadas em solos profundos e bem drenados em pequena escala e com alto suporte técnico para controle de fogo e competição.

Apesar de ser uma espécie pioneira, a *Cordyla africana* apresentou desempenho fraco tanto em sobrevivência assim como em crescimento, pelo que se recomenda o plantio em pequena escala, associado a um elevado suporte técnico.

VI. CONCLUSÃO E SUGESTÕES DE ESTUDO FUTUROS

6.1. Conclusão

A análise das taxas de sobrevivência revelou variações significativas entre as espécies estudadas, evidenciando diferenças marcantes na capacidade de adaptação às condições edafoclimáticas locais. Espécies como *Philenoptera violacea* (77.5%), *Millettia stuhlmannii* (72.3%) e *Albizia versicolor* (70.6%) apresentaram os melhores desempenhos, destacando-se pela elevada resiliência e adaptabilidade — atributos fundamentais para iniciativas de restauração ecológica bem-sucedidas. Em contrapartida, espécies clímax como *Julbernardia globiflora* (9.5%), *Brachystegia boehmii* (8.4%) e *Uapaca kirkiana* (11.1%) demonstraram baixas taxas de sobrevivência, sugerindo maior sensibilidade ao estresse ambiental ou dependência de condições ecológicas mais específicas.

No que diz respeito ao crescimento, espécies como *Millettia stuhlmannii*, *Philenoptera violacea* e *Erythrophleum lasianthum* apresentaram os maiores incrementos acumulados, sobretudo nos anos subsequentes ao plantio, indicando forte capacidade de adaptação e crescimento sustentado a médio prazo. Já as espécies típicas do clímax do Miombo, como *Brachystegia spp.* e *Julbernardia globiflora*, mostraram desempenho limitado, refletindo um comportamento ecológico mais conservador e exigente.

A análise também apontou como factores determinantes para o sucesso das espécies, a altura e o diâmetro basal inicial das mudas, os quais influenciaram positivamente tanto a sobrevivência quanto o crescimento ao longo do tempo. Além disso, variações entre blocos experimentais indicam que a heterogeneidade ambiental local pode afetar substancialmente o desempenho das espécies.

Diante desses resultados, recomenda-se uma estratégia de restauração florestal baseada na sucessão ecológica, com plantios em fases: inicialmente, espécies pioneiras como *Millettia stuhlmannii*, *Acacia ataxacantha* e *Albizia versicolor* devem ser implantadas para melhorar as condições edáficas e microclimáticas. Na sequência, espécies intermediárias como *Philenoptera violacea*, *Erythrophleum lasianthum* e *Azelia quanzensis* devem ser introduzidas sob o dossel das pioneiras, visando restaurar a composição florística. Por fim, espécies clímax como *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Uapaca kirkiana* devem ser plantadas em clareiras ou linhas abertas para reconstituir a estrutura florestal típica do Miombo a longo prazo.

6.2.Sugestões de Estudo Futuros

Com base nos resultados obtidos e nas limitações identificadas, propõem-se as seguintes linhas de investigação para estudos futuros no contexto da restauração ecológica do ecossistema de miombo no distrito de Sussundenga:

- ❖ Estudar a resiliência fisiológica e mecanismos adaptativos das espécies clímax
- ❖ Analisar o impacto da qualidade e disponibilidade de recursos edáficos (como matéria orgânica, nutrientes e humidade do solo) na regeneração natural e no desempenho das espécies mais promissoras;
- ❖ Analisar o efeito do porte inicial no desempenho a longo prazo.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Atanassov, B., Egas, A., Falcão, M., Fernandes, A., & Mahumane, G. (2012). *Mozambique urban biomass energy analysis: Maputo, Matola, Beira and Nampula*. 55 p.
- Backéus, I., Pettersson, B., Strömquist, L., & Ruffo, C. (2006). Tree communities and structural dynamics in Miombo (*Brachystegia*–*Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*.
- Bila, J. M., & Mabjaia, N. (2012). Crescimento e fitossociologia de uma floresta com *Colophospermum mopane*, em Mabalane, Província de Gaza, Moçambique. *Pesquisa Florestal Brasileira*.
- Blackie R, Baldauf C, Gautier D, Gumbo D, Kassa H, Parthasarathy N, Paumgarten F, Sola P, Pulla S, Waeber P and Sunderland T. 2014. Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research. Discussion Paper. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Boon, E. (2010). *Shade tolerance and survival of forest species in high-light environments: Implications for forest management*. *Journal of Tropical Ecology*, 26(5), 410-419.
- Brouwer, R., & Falcão, M. P. (2004). Wood fuel consumption in Maputo, Mozambique. *Biomass and Bioenergy*, 27(3), 233-245.
- Brummitt, R. K., Chikuni, A. C., Lock, J. M., & Polhill, R. M. (2007). *Leguminosae*. *Flora Zambesiaca*, 3(2).
- Campbell, B. M., Angelsen, A., Cunningham, A., Katerere, Y., Siteo, A., & Wunder, S. (2007). *Miombo woodlands-opportunities and barriers to sustainable forest management*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Campbell, B.M., Frost, P., & Byron, N. (1996). Miombo woodlands and their use: overview and key issues. *CIFOR Working Paper*.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.

- Castro, A. G. de. (2017). *Estimativa de sequestro de carbono florestal para restauração ecológica devido às emissões de CO2 na instalação de uma central geradora hidroelétrica - CGH* (Tese de Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Gyaratinguetá.
- CEAGRE & Winrock-International. (2016). *Agentes e causas de desmatamento e destruição florestal em Moçambique*. Maputo, Moçambique: CEAGRE-UEM e Winrock International.
- Clewell, A. F., & Aronson, J. (2013). *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Island Press.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chidumayo, E. (1997). *Miombo ecology and management: an introduction*. IT Publications in association with the Stockholm Environment Institute.
- Chidumayo, E. N. (1994). *Miombo Ecology and Management, An introduction*. Intermediate Technology Publications (ITP).
- Chidumayo, E. N., & Gumbo, D. J. (2010). The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services. *Earthscan*.
- Chidumayo, E. N., & Gumbo, D. J. (2010). *The dry forests and woodlands of Africa: Managing for products and services*. Earthscan. Disponível em: https://www.cifor-icraf.org/publications/pdf_files/Books/BGumbo1001.pdf
- Chihango, D. L. et al. *Percepção Comunitária sobre os Impactos das Mudanças Climáticas no Distrito de Sussundenga, Província de Manica – Moçambique*. *Research, Society and Development*, v. 12, n. 4, p.
- Coates Palgrave, M. (2002). *Keith Coates Palgrave Trees of Southern Africa* (3rd ed.). Struik, Cape Town.
- Coetzee, H., & Alves, T. (2005). *Estratégia Nacional de Florestação. Em direção a Desenvolvimento próspero de plantações florestais*. Maputo, Moçambique: Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura.

- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., & Lambin, E. (2004). Review article: Digital change detection methods in ecosystem monitoring: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), 1565-1596.
- Cumbane, B. L. (2012). *Aplicação de sistemas de informação geográfica para a determinação do potencial natural de erosão dos solos no Distrito de Sussundenga – Moçambique* (Tese de Mestrado). Universidade de Évora. <http://hdl.handle.net/10174/15772>
- Cuvilas, C. A., Jirjis, R., & Lucas, C. (2010). Energy situation in Mozambique: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(7), 2139-2146.
- De Matos, E. A. C., & Medeiros, R. M. V. (2009). Turismo e Agricultura na Reserva Florestal de Moribane em Chimanimani, Centro de Moçambique. Porto Alegre.
- Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., & Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3(3), 178-181.
- Demol, M., et al. (2024). *Multi-scale lidar measurements suggest miombo woodlands contain substantially more carbon than thought*. *Communications Earth & Environment*, 5, 366.
- Dewees, P., Campbell, B., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A., & Wunder, S. (2011). *Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor*. Journal of Natural Resources Policy Research.
- Dieterle, G. (2010). Sustaining the world's forest: Managing competing demands for a vital resource—the role of the World Bank. In P. Spathelf (Ed.), *Sustainable Forest Management in a Changing World* (pp. 9-32). London, New York.
- Diniz, A. C. (2022). *Caracterização ecológica e estratégias de conservação de Millettia stuhlmannii*. Universidade Federal de Santa Maria. <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/22948>
- DNTF. (2014). *Relatório anual de terras, florestas e fauna bravia*. Maputo, Moçambique. [Em português].

- DNTF. (2015). *Relatório anual de terras, florestas e fauna bravia*. Maputo, Moçambique. [Em português].
- FAEF. (2013). *Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest*. Maputo. 52 p.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- FAO (2025). *FAO launches transboundary project for sustainable Miombo woodlands management in Southern Africa*. Publicado em 03/02/2025. Disponível em: <https://www.fao.org/africa/news-stories/news-detail/fao-launches-transboundary-project-for-sustainable-miombo-woodlands-management-in-southern-africa>
- FAO (2020). *State of the World's Forests 2020: Forests, biodiversity and people*. Rome: FAO.
- FAO. (2010). *Maneio de florestas para a mudança climática: FAO, trabalhando com países para enfrentar a mudança climática por meio do manejo florestal sustentável*. Organização Alimentar e Agrícola.
- FAO. (2010b). *Global forest resources assessment 2010*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 378 p.
- FAO. (2001). *State of Forest Genetic Resources in Mozambique*. Rome: Food and Agriculture Organization.
- Ferreira, W. C., Botelho, S. A., Davide, A. C., & Faria, J. M. R. (2007). Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*, 31(1), 177-185.
- Ferrão, J. L. et al. Climate-driven patterns of malaria in southern Africa: insights from a high-resolution climate–health model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 18, n. 5, p. 2568, 2021. DOI: 10.3390/ijerph18052568.
- Field, A. (2013). *Discovering statistics using IBM SPSS statistics* (4th ed.). SAGE Publications.
- FNDS – Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável. (2023). *SUSTENTA BIO: oportunidades de co-financiamento em Sussundenga*.

- Francisco, A. B. et al. Modelling services provisioning through tree species in the Miombo woodlands of Sussundenga District, Mozambique. *Data in Brief*, v. 43, 2022. DOI: 10.1016/j.dib.2022.108364.
- Frost, P. 1996. The ecology of Miombo Woodlands. In: B. Campbell (Ed.): *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: Centre for International Forestry Research (CIFOR), 57 p.
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*, 52(2), 143-150.
- Gillett, J. B., Polhill, R. M., & Verdcourt, B. (1971). *Leguminosae*. Flora da África Oriental Tropical.
- Governo de Mocambique. Distrito de Sussundenga. Available online: <https://www.manica.gov.mz/por/Ver-Meu-Distrito/Sussundenga> (accessed on 10 August 2020).
- Gumbo, D., Dewees, P., Campbell, B., & Angelsen, A. (2014). *Miombo woodlands—ecology and sustainable management*. In: Angelsen, A. (ed.) *Analysing REDD+: Challenges and choices*.
- Griscom, B., Ganz, D., Virgilio, N., Price, F., Hayward, J., Cortez, R., Dodge, D., Hurd, J., Lowenstein, F. L., & Stanley, B. (2009). A fronteira oculta da degradação florestal: Uma revisão da ciência, política e prática de redução de emissões de degradação. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). *Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium*. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., Defries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009.
- INE. (2011). *Censo agro-pecuário 2009-2010: Resultados definitivos*. Instituto Nacional de Estatística. Maputo. 115 p.

- Jacobs, S. M.; Ward, D.; Witkowski, E. T. F. Nitrogen fixation by the savanna tree *Philenoptera violacea* (Klotzsch) Schrire (Apple leaf) of different ages in a semi-arid riparian landscape (2006). *Koedoe*, v. 49, n. 2, p. 59–64.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). *Restoration of degraded tropical forest landscapes*. *Science*, 310(5754), 1628–1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Lambers, H., Chapin III, F. S., & Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78341-3>
- Leeuwenberg, A. J. M., & Kupicha, F. K. (1985). *Apocynaceae*. *Flora Zambesiaca*, 7(2).
- Lock, J. M. (2007). *Leguminosae Subfamily Papilionoideae*. *Flora Zambesiaca*, 3(3).
- Lupala, Z. J. (2009). The impact of participatory forest management on Miombo woodland tree species diversity and local livelihoods—a case study of Bereku Miombo woodland, Babati district, Tanzania. (Second cycle, A2E). Uppsala: SLU, Swedish Biodiversity Centre.
- Maquia, I., Ribeiro, N. S., Silva, V., Bessa, F., Goulao, L. F., & Ribeiro, A. I. (2013). Genetic diversity of *Brachystegia boehmii* Taub. and *Burkea africana* Hook. F. across a fire gradient in Niassa National. *Biochemical Systematics and Ecology*, 48, 238–247.
- Marzoli, A. (2007). *Inventário Florestal Nacional-Relatório Final. Avaliação integrada das florestas de Moçambique – Aifm*. Maputo.
- Mate, R., Johansson, T., & Siteo, A. (2014). Biomass equations for tropical forest tree species in Mozambique. *Forests*, 5(3), 535-556. <https://doi.org/10.3390/f5030535>
- Meerts, P., & Farminhão, J. N. M. (2019). *Uapaca kirkiana* (Phyllanthaceae) e seus parentes no noroeste da região Zambeziana. *Kew Bulletin*, 74, 38. <https://doi.org/10.1007/s12225-019-9826-1>
- Meque, R., Cristóvão, L., & Chichango, F. (2023). *Socio-environmental impacts caused by tropical cyclones Idai and Eloise in Sussundenga District, Mozambique*. *Research, Society and Development*, 12(14), e40818147235. <https://doi.org/10.33448/rsd-v12i14.40818>

- MINAG. (2009). *Estratégia para o Reflorestamento*. Maputo, Moçambique. [Em português].
- Ministério da Administração Estatal-MAE. (2014). *Perfil do distrito de Sussundenga. Província de Manica*. Maputo. Disponível em: <http://www.maefp.gov.mz/wp-content/uploads/2017/04/Sussundenga.pdf>. Acesso em: março. 2023.
- Ministério da Agricultura. (2007). *Estratégia Nacional de Reflorestamento. Por um Desenvolvimento de Plantações Florestais Sustentáveis*. Maputo.
- MITADER. (2018). *Desflorestamento em Moçambique (2003-2016)*. MITADER. Maputo. 42 p.
- MITADER. (2018a). *2³ Relatório do Estado do Ambiente de Moçambique*. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique. 250 p.
- MITADER. (2018b). *Desflorestamento em Moçambique (2003-2016)*. MITADER. Maputo. 42 p.
- Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural – MITADER (2017). *Estratégia Nacional de Reflorestamento e Florestamento*.
- Mitjans, C. B., Pacheco, J., Domingos, E. A. A., & Rafael, N. V. (2020). Estrutura, composição e diversidade da flora lenhosa da floresta de Miombo de Munhiba, distrito Mocuba, Moçambique. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, 28(2), 112-122. Disponível em <https://www.redalyc.org/journal/481/48170468010/html/>
- MMA. (2011). *Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica*. Brasília, DF. 34-38.
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., & Blanc, L. (2021). *Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique*. *Forest Ecology and Management*, 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>
- Matowo, G. S., Sangeda, A. Z., & Katani, J. Z. (2019). *The regeneration dynamics of Miombo tree species in Sub-Saharan Africa*. *African Journal of Ecology and Ecosystems*, 6(5), 1–16.

- Nanvonamuquitxo, S. 2014. Efeito de Exploração Selectiva de Madeira em uma Floresta de Miombo no Distrito de Mocuba, província da Zambézia. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Zambeze, Programa de pós-graduação em engenharia florestal. Zambézia, Moçambique. 62 p.
- Ngulube, M. R., Hall, J. B., & Maghembe, J. A. (1995). Ecology of a miombo fruit tree: *Uapaca kirkiana* (Euphorbiaceae). *Forest Ecology and Management*, 77(1-3), 107–117. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03572-R](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03572-R)
- Njoghomi, E. E., Valkonen, S., & Karlsson, K. (2020). *Analysing species site-specific tree growth, mortality and ingrowth for miombo woodlands in Tanzania*. Southern Forests: a Journal of Forest Sciences..
- Nhantumbo, A.B.J.C., Ledin, S. & Du Preez, C.C. Organic matter recovery in sandy soils under bush fallow in southern Mozambique. *Nutr Cycl Agroecosyst* **83**, 153–161 (2009). <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9208-9>
- Orwa, C.; Mutua, A.; Kindt, R.; Jamnadass, R.; Anthony, S., 2009. Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0. World Agroforestry Centre, Kenya
- Palmer, E., & Pitman, N. (1972). *Árvores da África Austral*. Balkema, Cidade do Cabo.
- Poorter, L., & Markesteijn, L. (2008). *Seedling traits determine drought tolerance of tropical tree species*. **Biotropica**, 40(3), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00380.x>
- Poorter, L., McDonald, I., Alarcón, A., Fichtler, E., Licona, J.-C., Peña-Claros, M., Sterck, F., Villegas, Z., & Sass-Klaassen, U. (2010). The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytologist*, 185(2), 481–492. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>
- Plants for the future. *Millettia stuhlmannii* – Nitrogen Fixer. 2024. Disponível em: <https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Millettia+stuhlmannii>.
- Queiroz, S. E. E., Pelosi, A. P., Silva, L. V., & Pereira Junior, A. M. (2013). Efeito do protetor físico na semeadura direta sobre o crescimento de quatro espécies arbóreas. *Enciclopédia Biosfera*, 9(17), 1193.

- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.
- Ribeiro, F. M. M. (2009). *Efeito da herbivoria por saúvas sobre a fenologia, sobrevivência, crescimento e conteúdo nutricional de árvores do Cerrado* (Dissertação de mestrado). Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.
- Ribeiro, N. S., Jetimane, J. L., Militão, E., Maquia, I., Chirizane, C., de Sousa, C., Alves, T., Veloso, M. M., Goulao, L. F., & Ribeiro-Barros, A. I. (2016). Ecological characterization of an ex situ conservation plantation in south-eastern Mozambique. *African Journal of Ecology*, 55(1), 70–79. <https://doi.org/10.1111/aje.12320>
- Ribeiro, T. M., Martins, S. V., Lana, V. M., & Silva, K. A. (2014). *Sobrevivência e crescimento inicial de plântulas de Euterpe edulis Mart. transplantadas para clareiras e sub-bosque em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG*. *Revista Árvore*, 38(1), 79–87. Recuperado de <https://www.scielo.br/j/rarv/a/MJ5mZKGMgz8BBxgQrhwxBxJ>
- Robson, N. K. B. (1960). *Annonaceae. Flora Zambesiaca*, 1(1).
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). *On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest*. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Ryan, C. M., Williams, M., & Grace, J. (2011). Above- and belowground carbon stocks in a Miombo woodland landscape of Mozambique. *Biotropica*, 43(4), 423–432. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00713.x>
- Sales, P. A. F. de. (2018). *Avaliação do método de pousio na recuperação de caatinga desertificada*. Universidade Federal do Ceará. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/69070>
- SANBI. (s.d.). *Philenoptera violacea*. South African National Biodiversity Institute. <https://pza.sanbi.org/philenoptera-violacea>
- Sanfilippo M. (2014) Trinta árvores do miombo Angolano. Guia de campo para a identificação. COSPE Firenze

- Sedano, F., Silva, J. A., Machoco, R., Meque, C. H., Siteo, A., Ribeiro, N., & Tucker, C. J. (2016). The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. *Environmental Research Letters*, 11(9), 094020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094020>
- Shackleton, C. M. (2002). Growth patterns of *Pterocarpus angolensis* in savannas of the South African lowveld. *Forest Ecology and Management*, 166(1), 85-97.
- Shirima, D. D., Munishi, P. K. T., Lewis, S. L., Burgess, N. D., Marshall, A. R., Balmford, A., ... & Platts, P. J. (2022). Carbon storage, biodiversity, and productivity of Miombo woodlands in Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 503, 119765.
- Siteo, A., & Guedes, B. (2015). Incentivos e desafios florestais comunitários em Moçambique. *Florestas*, 6, 4388.
- Siteo, A., Remane, I., Ribeiro, N., Falcão, M. P., Mate, R., Nhamirre, J., Walker, S., Murray, L., & Melo, J. (2016). *Estudo sobre causas directas e indirectas do desmatamento e degradação florestal em Moçambique - Relatório final*. C. WINROCK. Maputo. 36 p.
- Siteo, A., Salomão, A., & Wertz-Kanounnikoff, S. (2012). *The context of REDD+ in Mozambique: Drivers, agents and institutions*. Occasional Paper 79. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Sobanski, N. (2013). Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas da mata atlântica em áreas de restauração florestal. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Recuperado de <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/handle/1884/29789>
- Sprent, J. I. (2009). *Legume Nodulation: A Global Perspective*. Wiley-Blackwell.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Taylor, B. N.; Mengue, D. N. L. Light (2018) regulates tropical symbiotic nitrogen fixation more strongly than soil nitrogen. *Nature Plants*, v. 4, p. 655–662.

Timberlake J, Chidumayo E (2011) Miombo ecoregion vision report. Occasional publications in biodiversity no. 20. Biodiversity Foundation for Africa, Bulawayo

Timberlake, J. R. et al. Chimanimani Mountains: Botany and Conservation. Royal Botanic Gardens, Kew, 2016.

Uetimane Jr., E., Jebrane, M., Terziev, N., and Daniel, G. (2018). *Comparative wood anatomy and chemical composition of Millettia mossambicensis and Millettia stuhlmannii from Mozambique*. *BioRes*. 13(2), 3335-3345.

UNEP-WCMC. Protected Area Profile: Moribane Forest Reserve – Mozambique. 2024. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net>.

UNFCCC. (2001). *Decision 11/cp. 7 - Land-use, land-use change and forestry, report of COP-7*. Marrakech. 69 p.

Verdcourt, B. (1971). *Annonaceae*. Flora da África Oriental Tropical.

Vieira, D. L. M., Holl, K. D., & Peneireiro, F. M. (2009). Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17(4), 451–459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>

Villota Cerón, D. E. (2020). *Remoção de sementes e herbivoria de mudas em diferentes sistemas de restauração ecológica da floresta estacional semidecidual*. Universidade Estadual Paulista (Unesp). Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/204609>

Wertz-Kanounnikoff, S., Siteo, A., & Salomão, S. (2011). Como o REDD+ está a emergir nas florestas secas da África Austral? *CIFOR*, 39.

WRI – World Resources Institute (2021). *AFR100: African Forest Landscape Restoration Initiative*. Disponível em: <https://www.afr100.org>

Zimudzi, W., Mapaire, I., & Gandiwa, E. (2013). *Woody vegetation structure and composition in response to repeated burning in semi-arid savanna, northern Zimbabwe*. *Tropical Ecology*, 54(2), 159–167.

ANEXOS

ANALISE DE SOBREVIVÊNCIA

• Sobrevivência por espécie					
	SP	SV1	SV2	SV3	SV4
Mean	AA	0.996	0.449	0.413	0.382
	AQ	1	0.484	0.439	0.414
	AV	0.905	0.714	0.619	0.667
	BB	1	0.201	0.14	0.134
	BS	0.994	0.249	0.226	0.209
	CA	0.986	0.625	0.465	0.278
	EL	1	0.385	0.368	0.359
	JG	1	0.182	0.169	0.155
	MS	0.981	0.827	0.744	0.686
	PV	0.985	0.855	0.802	0.786
	U	0.993	0.162	0.155	0.148

- **Sobrevivência por tratamento**

	CD	SP	SV1	SV2	SV3	SV4
Mean	E	AA	0.993	0.444	0.423	0.366
		AQ	1	0.494	0.427	0.404
		AV	0.941	0.765	0.706	0.706
		BB	1	0.137	0.0947	0.0842
		BS	0.989	0.2	0.2	0.178
		CA	0.986	0.667	0.458	0.25
		EL	1	0.414	0.414	0.414
		JG	1	0.135	0.108	0.0946
		MS	0.988	0.843	0.759	0.723
		PV	0.972	0.831	0.789	0.775
		U	0.986	0.125	0.125	0.111
	EARN	AA	1	0.455	0.402	0.402
		AQ	1	0.471	0.456	0.426
		AV	0.75	0.5	0.25	0.5
		BB	1	0.274	0.19	0.19
		BS	1	0.299	0.253	0.241
		CA	0.986	0.583	0.472	0.306
		EL	1	0.356	0.322	0.305
		JG	1	0.23	0.23	0.216
		MS	0.973	0.808	0.726	0.644
		PV	1	0.883	0.817	0.8
		U	1	0.2	0.186	0.186

ANOVA do Incremento de Diâmetro de Base em diferentes anos. As variáveis INC1, INC2 e INC3 representam, respectivamente, o incremento anual acumulado no 1º, 2º e 3º anos de observação

Factor		INC1	INC2	INC3
Espécie (SP)	SQ	12.195,10	4.291,50	3.033,20
	GL	10	10	10
	MQ	1.219,51	429,10	303,30
	F	58,95	19,26	13,67
	p	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Tratamento (CD)	SQ	7,69	64,00	62,30
	GL	1	1	1
	MQ	7,69	64,00	62,30
	F	0,372	2,87	2,81
	p	0,542	0,090	0,094
SP * CD	SQ	91,13	325,50	330,60
	GL	10	10	10
	MQ	9,11	32,50	33,10
	F	0,441	1,46	1,49
	p	0,927	0,148	0,137
Resíduos	SQ	33.183,79	35.740,00	35.597,50
	GL	1.604	1.604	1.604
	MQ	20,69	22,30	22,20

- **Regressão logística binomial**

Model	Deviance	AIC	R ² _{McF}
1	5594	5626	0.376

Note. Models estimated using sample size of N=6504

Model Coefficients - Mortalidade

Predictor	Estimate	SE	Z	p
Intercept	5.0294	0.30522	16.478	<.001
PT	0.0535	0.00633	8.462	<.001
CD:				
EARN	0.1105	0.06609	1.672	0.095
– E				
SP:				
AQ –	0.1109	0.11975	0.926	0.354
AA				
AV –	0.7937	0.27691	2.866	0.004
AA				
BB –	-1.363	0.13801	-9.876	<.001
AA				
BS –	-0.9245	0.1276	-7.245	<.001
AA				
CA –	0.0582	0.12331	0.472	0.637
AA				
EL –	-0.2557	0.1343	-1.904	0.057
AA				
JG –	-1.3445	0.14599	-9.21	<.001
AA				
MS –	1.4314	0.13061	10.959	<.001
AA				
PV –	1.7663	0.14938	11.824	<.001
AA				
U –	-1.4387	0.15182	-9.476	<.001
AA				
Ano:				
2 – 1	-5.6283	0.29771	-	<.001
			18.905	
3 – 1	-5.8871	0.29826	-	<.001
			19.738	
4 – 1	-6.0766	0.29873	-	<.001
			20.341	

Note. Estimates represent the log odds of "Mortalidade = 1" vs. "Mortalidade = 0"

- **Equação da regressão logística (sobrevivência)**

$$\log \frac{p}{1-p} = 1.5664 + 0.0281 * GG1 + 0.0215 * DB1 + 0.0494 * PT + \dots$$

ANALISE DE CRESCIMENTO

- **Incremento por espécie**

	SP	INC1	INC2	INC3
Mean	AA	-1.31	0.283	0.283
	AQ	-5.02	1.02	1.15
	AV	0.857	2.29	2.29
	BB	-1.81	-0.0279	0.223
	BS	-1.66	0.102	0.322
	CA	-3.45	-1.07	-2.34
	EL	-1.75	3.54	2.53
	JG	-1.63	-0.0338	0.115
	MS	0.782	4.46	1.95
	PV	0.611	2.91	3.27
	U	-9.67	1.11	1.49

- **Incremento por tratamiento**

	CD	SP	INC1	INC2	INC3
Mean	E	AA	-1.29	0.366	0.169
		AQ	-4.67	1.34	1.1
		AV	1	3.18	2.65
		BB	-2.05	-0.0632	0.105
		BS	-1.95	-0.0222	0.3
		CA	-3.18	-1.49	-2.46
		EL	-1.43	4.55	3.55
		JG	-1.66	-0.0405	0.122
		MS	0.771	4.66	2.63
		PV	0.944	3.18	4.21
	EARN	U	-9.77	0.403	1.21
		AA	-1.34	0.179	0.429
		AQ	-5.47	0.603	1.22
		AV	0.25	-1.5	0.75
		BB	-1.53	0.0119	0.357
		BS	-1.37	0.23	0.345
		CA	-3.72	-0.653	-2.22
		EL	-2.06	2.54	1.53
		JG	-1.59	-0.027	0.108
		MS	0.795	4.22	1.18
		PV	0.217	2.58	2.17
		U	-9.56	1.84	1.77

- **Regressão logística linear**

Model	R	R ²
1	0.413	0.171

Note. Models estimated using sample size of N=4878

Model Coefficients - incremento

Predictor	Estimate	SE	t	p
Intercept^a	-1.9192	0.2336	-8.216	<.001
parcela	-0.059	0.0133	-4.444	<.001
tratamento:				
EARN –	-0.1353	0.1395	-0.969	0.332
E				
especie:				
AQ –	-0.6743	0.2834	-2.379	0.017
AA				
AV –	2.2018	0.6361	3.461	<.001
AA				
BB –	-0.2375	0.2726	-0.871	0.384
AA				
BS –	-0.1257	0.2735	-0.46	0.646
AA				
CA –	-1.9282	0.2921	-6.6	<.001
AA				
EL –	1.7684	0.3124	5.661	<.001
AA				
JG –	-0.1578	0.2896	-0.545	0.586
AA				
MS –	2.6754	0.284	9.42	<.001
AA				
PV –	2.5888	0.3007	8.61	<.001
AA				
U – AA	-2.0182	0.2931	-6.886	<.001
ano:				
3 – 2	3.4539	0.1695	20.372	<.001
4 – 2	3.1686	0.1695	18.688	<.001

^a Represents reference level

- **Equação da regressão**

$Incrementodb = \beta_0 + \beta_1 \cdot PT + \beta_2 \cdot DB1 + \beta_3 \cdot HG1 + \sum \text{efeitos de especie} + \sum \text{efeitos de ano} + \beta_4 \cdot \text{Tratamento}$

- Gráfico de distribuição dos resíduos

Assumption Checks

Q-Q Plot

