



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Estudos

(Investigação)

Brenha ou estágio sucessional de floresta?

Análise comparativa da composição florística e estrutura da brenha e floresta de Licuáti e áreas adjacentes

Autor (a):

Mirly Solange Baptista Muchanga



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Estudos

(Investigação)

Brenha ou estágio sucessional de floresta?

Análise comparativa da composição florística e estrutura da brenha e floresta de Licuáti e áreas adjacentes

Autor (a):

Mirly Solange Baptista Muchanga

Supervisor:

Mestre Gabriel Albano

Co- supervisores:

Mestre Felda Langa

Mestre Castigo Datizua

Maputo, Abril de 2025

Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar à Deus todo poderoso, pela força e protecção ao longo da carreira estudantil, pois sem Ele seria impossível encerrar e superar as barreiras durante o percurso.

As minhas queridas mães, Joana Moreira Monjane, Sandra Moreira Monjane, Helena Moreira Monjane e Ivone Mapshwanganhe pela paciência em me educar desde pequena até então que me tornei na pessoa que sou, pelo amor incondicional demonstrado que sempre me fortaleceu e motivou a continuar com os estudos, pela dedicação que tiveram em me encorajaram a erguer a cabeça em momentos não muito bons e pelas constantes orações pela minha vida.

Agradeço ao meu Pai, Simeão Muchanga, pelo constante incentivo e amor. Ao meu irmão, José Muchanga pela motivação e apoio em todos momentos. A tia Amélia Mondlane, e as minhas irmãs Erica Gazite, Priscilla Mkhonto, Madalena em especial a Joana Nataniel que sempre esteve ao meu lado todos dias me apoiando, aos meus priminhos Milena, Nosta, Belchior e Yasson pelo apoio incondicional. Aos meus avós, Ana Siteo e Moreira Mondlane pelas orações, e em geral toda família Mondlane e Muchanga pela força.

Aos meus supervisores Gabriel Albano, Felda Langa e Castigo Datizua pela atenção, paciência, dedicação na elaboração desta monografia que, de forma incansável, mostraram sua predisposição em orientar de todas maneiras na concepção deste trabalho.

Endereço meus agradecimentos aos meus docentes em geral, por cada ensinamento dado que contribuíram para a minha formação académica.

Agradeço aos meus colegas de turma e do curso em especial Alice, Sebastiana, Enia, Ilda, Jéssica, Vânia, Mariana, Fílsia, Láiza, Adolfo, Argentina, e Rosy, pelo companheirismo durante todos esses anos, pelos momentos de risadas e por terem tornado os dias na faculdade mais leves e pelos conhecimentos partilhados durante o percurso. As minhas amigas Lucinilde, Erica Sumbane e em especial a Neide pelo suporte incondicional.

Ao meu noivo João Carlos e sua família, pelo amor, suporte, apoio, companheirismo, carinho, atenção, acolhimento e constante orações pela minha vida durante cada momento da minha formação e busca pelo meu sonho.

E a todos que directa ou indirecta me ajudaram durante os meus estudos até a minha formação como Ecologista.

Declaração de honra

Eu, **Mirly Solange Baptista Muchanga**, declaro por minha honra que a pesquisa foi por mim realizada, os resultados conferem a realidade do campo e nunca foi apresentada parte dele para obtenção de qualquer grau acadêmico, estando indicadas ao longo do texto e nas referências bibliográficas todas as fontes utilizadas para a sua elaboração e este trabalho foi submetido para a obtenção do grau de Licenciatura em Ecologia e Conservação de da Biodiversidade Terrestre, no Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Eduardo Mondlane.

(Mirly Solange Baptista Muchanga)

Dedicatória

Dedico esta monografia a minha mãe, Joana Moreira Monjane, mulher de Deus, que carinhosamente cuida de mim e tem mostrado os melhores caminhos que me edificam e fortalecem com princípios de integridade, perseverança, auto- domínio, espírito indomável que são de grande importância no mundo acadêmico e para construção de um mundo mais pacífico.

Lista de abreviações

CEAGRE	Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
SCD	Distribuição de Classes Diamétrica (<i>Size Class Distribution</i>)
GPS	Sistema de posicionamento geográfico
J'	Índice de Equitabilidade Pielou
H'	Índice de Shannon-Weaver
H/D	Altura/Diâmetro
MAE	Ministério da Administração Estatal
RFL	Reserva Florestal de Licuáti
CEM	Centro de Endemismo de Maputaland
MRZI	Mosaico Regional de Zanzibar- Inhambane
CREZ	Centro Regional de Endemismo Zambeziano
ZTRTP	Zona de Transição Regional Tongoland- Pondoland
NMDS	Escalonamento Multidimensional Não-Métrico
SIG	Sistema de Informações Geográficas
%	Porcentagem

Lista de Figuras

Figura 1. Centros de endemismo de plantas de Moçambique (Fonte: Darbyshire et al., 2019).	11
Figura 2: Localização geográfica da Reserva Florestal de Licuati (Elaborado pela autora). .	23
Figura 3. Principais formações de vegetação da Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes, identificadas e mapeadas por CEAGRE (2022).	25
Figura 4. Pontos de amostragem, na RFL e áreas adjacentes. (Elaborado pela autora).	27
Figura 5. Famílias mais representativas na brenha (A) e floresta (B) na Reserva florestal de Licuáti e áreas adjacentes.	34
Figura 6. Gráfico de ordenação NMDS que mostra que as parcelas de floresta e brenha não formam grupos específicos e distintos quanto a composição florística (stress= 0,2351).	35
Figura 7. Distribuição diamétrica em intervalos de classe de 5 espécies da brenha com maior valor de IVI.	38
Figura 8. Distribuição diamétrica em intervalos de classe de 5 espécies da floresta com maior valor de IVI.	39
Figura 9. Variação da fisionomia (altura/diâmetro- H/D) de todos indivíduos das espécies da brenha e floresta.	41
Figura 10. Ordenação das parcelas superiores e inferiores baseada na composição florística e abundância relativa das espécies na brenha (A) e floresta (B) no pacote NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling). (Brenha stress=0,273) e (Floresta stress=0,437)	42

Lista de tabelas

Tabela 1. Critérios gerais usados para distinção entre floresta e brenha (baseado em Ribeiro <i>et al.</i> , 2002; Kent, 2012).	15
Tabela 2. Índices ecológicos calculados para os dois habitats (brenha e floresta) na paisagem do Licuáti e áreas adjacentes.....	36

Resumo

A biodiversidade é essencial para a manutenção dos ecossistemas e provisão de serviços ecológicos, porém, tem sido impactada pela acção humana. A acção humana é a principal responsável pela conversão de habitats naturais, o que afecta a estrutura e a dinâmica das comunidades vegetais, com impacto nos padrões de sucessão ecológica. No Sul de Moçambique, a brenha de Licuáti destaca-se como um ecossistema único no Centro de Endemismo de Maputaland, apesar de pouco conhecida quanto ao seu estado sucessional. Este estudo visa investigar se a brenha representa um estágio sucessional intermediário da floresta ou um tipo de vegetação distinto de Licuati e áreas adjacentes. Com efeito, foram usadas parcelas amostrais de 50 x 20 m. Em cada parcela foram identificados, contados e medidos todos os indivíduos de plantas com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm, medidos a 1,30 m do solo com o auxílio de uma suta. Foram calculadas métricas ecológicas como o índice de valor de importância (IVI), diversidade de Shannon-Weaver e o índice de equitabilidade de Pielou, além de análises multivariadas (NMDS, ANOSIM e SIMPER) para avaliar similaridades/dissimilaridades da composição florística entre brenha e floresta. Distribuição diamétrica das espécies e a fisionomia (relação altura-diâmetro) das árvores da brenha e da floresta foram as variáveis de estrutura da vegetação analisadas. Modelos de granulação da brenha e da floresta foram usados para distinguir o estágio sucessional dos dois habitats. Os resultados indicam que a floresta e a brenha são similares em termos de composição florística. A floresta apresenta maior diversidade e equitabilidade de espécies em comparação com a brenha. Os padrões de distribuição diamétrica das espécies em ambos habitats variaram entre J-invertido, unimodal e multimodal, evidenciando diferentes dinâmicas populacionais. A fisionomia das árvores mostrou uma correlação moderada na brenha, sugerindo crescimento equilibrado entre altura e diâmetro dos indivíduos. Na floresta essa relação foi mais fraca, reflectindo uma estrutura mais heterogênea e complexa. Os modelos de granulação indicaram que a brenha apresenta um padrão de granulamento grosso (*coarse grain*), com estratos superiores e inferiores dissimilares, enquanto a floresta exhibe granulamento fino (*fine grain*), com estratos superior e inferior similares. O granulamento grosso na brenha de Licuáti indica que ela é um tipo de vegetação distinto da floresta. A acção humana pode estar a influenciar a dinâmica da brenha, sendo essencial avaliar sua resiliência ecológica, a influência de factores ambientais e direccionar estratégias eficazes de conservação.

Palavras-chave: Biodiversidade; brenha de Licuáti, sucessão ecológica, estrutura da vegetação, diversidade florística, análise multivariada, Maputaland.

Índice

Agradecimentos	i
Declaração de honra.....	ii
Dedicatória.....	iii
Lista de abreviações.....	iv
Lista de Figuras.....	v
Lista de tabelas.....	vi
Resumo	vii
1. Introdução	1
1.1 Contextualização	1
1.2 Problema.....	3
1.3 Justificativa.....	3
2. Objectivos	5
2.1 Objectivo geral:	5
2.2 Objectivos específicos:.....	5
3. Pressupostos gerais e predições de análise	6
4. Revisão da literatura	9
4.1 Aspectos fitogeográficos de Moçambique	9
4.1.1 Generalidades	9
4.1.2 Descrição das regiões fitogeográficas	9
4.2 Enquadramento fitogeográfico do Centro de Endemismo de Maputaland (CEM) e da Reserva Florestal de Licuáti (RFL).....	10
4.3 Terminologia usada na classificação/categorização ou designação da vegetação	12
4.4 Classificação de floresta e brenha	13
4.5 Sucessão ecológica e a manutenção da vegetação	15
4.6 Parâmetros usados para avaliação da vegetação em diferentes estágios sucessionais ..	16

4.7 Papel da Reserva Florestal de Licuati e Áreas adjacentes na Conservação da Biodiversidade.....	21
5. Área de Estudo.....	23
5.1 Localização geográfica.....	23
5.1.1 Clima	24
5.1.2 Hidrografia.....	24
5.1.3 Solos	24
5.1.4 Vegetação	24
5.1.5 Fauna	25
6. Materiais e Métodos.....	27
6.1 Seleção dos pontos de amostragem.....	27
6.2 Recolha de dados.....	27
6.3 Análise de dados.....	28
6.3.1 Composição florística	28
6.3.2 Estrutura vertical da brenha e da floresta	31
6.3.3 Modelo de granulação	33
7. Resultados.....	34
7.1 Características florísticas.....	34
7.1.1 Composição florística de brenha e floresta.....	34
7.1.2 Similaridade/Dissimilaridade da composição florística entre os habitats	34
7.1.3 Diversidade de espécies.....	36
7.2 Estrutura da brenha e da floresta	36
7.2.1 Índice de Valor de Importância- IVI.....	36
7.2.2 Distribuição de Classes Diamétrica (Size Class Distribution – SCD).....	37
7.2.3 Fisionomia (rácio altura/diâmetro) de todos indivíduos da brenha e floresta	40
7.3 Avaliação do estágio sucessional da brenha e floresta- Modelo de Granulação	41
8. Discussão	43

8.1 Composição florística.....	43
8.1.1 Similaridade/ Dissimilaridade e diversidade entre os habitats floresta e brenha	43
8.1.2 Diversidade de espécies.....	44
8.2. Estrutura dos habitats	45
8.2.1 Distribuição de Classes de Diamétrica (Size Class Distribution – SCD).....	45
8.2.2 Fisionomia (Porte de árvores).....	47
8.3. Estágio sucessional da brenha e floresta	48
9. Conclusão.....	51
10. Recomendações.....	52
11. Referências bibliográficas.....	53
12. Anexos.....	68

1. Introdução

1.1 Contextualização

Nas últimas décadas, a biodiversidade apresenta uma tendência de declínio, onde a modificação de habitats naturais, é tida como principal factor responsável (Naeem *et al.*, 1994; Mittermeier *et al.*, 2011; Tilman *et al.*, 2017). A modificação de habitats naturais é exacerbada pelo efeito da acção humana, especificamente, a extracção intensiva de recursos florestais, expansão de áreas agrícolas, expansão urbana, actividade mineira, têm intensificado a pressão sobre os habitats naturais (Craigie *et al.*, 2010; Feeley & Silman, 2010; Jew *et al.*, 2016). O efeito da acção humana tem provocado alterações profundas nos ecossistemas terrestres, interferindo nos ciclos biogeoquímicos com impactos sobre a composição e a estrutura das comunidades biológicas (Townsend *et al.*, 2006; IPCC, 2021).

A Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes, situada no Centro de Endemismo de Maputaland (CEM), é uma das mais ricas em biodiversidade cuja conservação é de interesse global (van Wyk 1996; Smith e van Wyk, 2001; Sidat *et al.*, 2021). Pelo menos 35 espécies de plantas endémicas para o CEM foram identificadas e registadas na RFL, dentre elas, pelo menos 20 espécies têm distribuição restrita, porém estas espécies sofrem pressão devido a acção humana (Izidine, 2003; Tokura *et al.*, 2020).

Segundo alguns autores (exemplo: Izidine, 2003; Izidine *et al.*, 2008; Sidat *et al.*, 2021), a crescente pressão a partir da extracção intensiva de recursos naturais, como carvão vegetal, lenha, madeira e a expansão das áreas agrícolas têm contribuído para a degradação e conversão de habitats naturais em habitats antrópicos. Neste contexto, a taxa de desflorestação dentro e arredores da RFL foi estimada em cerca de 1,1% ao ano, o que significa que a floresta pode desaparecer até 2050, caso esta tendência se mantenha (Tokura *et al.*, 2020). Por sua vez, autores como Izidine (2003) e Tokura *et al.*, (2020) enfatizam que, a modificação ou conversão da floresta noutras formas de habitats antrópicos pode resultar em mudanças na estrutura da floresta e no declínio da diversidade de espécies.

A conversão ou modificação de ecossistemas/habitats naturais influencia a diversidade e a estrutura da vegetação ao alterar os parâmetros demográficos das populações vegetacionais e cria maior heterogeneidade ambiental. Estudos globais (FAO, 2014; Keenan *et al.*, 2015; Gatti, 2018) têm demonstrado que a estrutura e a composição da vegetação estão em constante

transformação devido à pressão antrópica, o que reforça a necessidade de uma maior compreensão sobre a dinâmica da vegetação.

A sucessão ecológica refere-se à mudanças graduais e organizadas na estrutura, composição taxonómica e funcionamento dos ecossistemas ao longo do tempo, geralmente em resposta a perturbações naturais ou de origem antrópica (Kayes *et al.*, 2010; Prach & Walker, 2011). A sucessão pressupõe, uma transição previsível de comunidades pioneiras, dominadas por espécies adaptadas a condições instáveis, até comunidades mais complexas e maduras, compostas por espécies tardias e de maior longevidade.

Durante o processo sucessional, a acumulação de espécies tende a aumentar a diversidade nas comunidades intermediárias, onde coexistem espécies iniciais e tardias, até que, eventualmente, se atinja um possível estágio de clímax, caracterizado por uma comunidade relativamente estável e equilibrada (Connell & Slatyer, 1977; Walker *et al.*, 2010). Este processo, depende de diversos factores, como a natureza da perturbação (frequência, intensidade e extensão), condições abióticas locais (clima, solo, disponibilidade de propágulos) e interações bióticas (dispersores, predadores, parasitas) (Chazdon, 2008).

Segundo Pickett *et al.* (1987), compreender os padrões de sucessão ecológica permite prever como os ecossistemas respondem às perturbações e quais espécies têm maior capacidade de colonização, estabelecimento e persistência ao longo do tempo. Estudos estruturais e florísticos, baseados em parâmetros como diversidade de espécies, distribuição vertical (estratificação), densidade, dominância e distribuição de classes diamétricas (SCD), permitem avaliar o grau de perturbação e a capacidade regenerativa dos ecossistemas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Kent, 2012).

Essa informação é fundamental para entender a dinâmica da vegetação e suas respostas à perturbação que afecta o funcionamento dos ecossistemas, em áreas localizadas em zonas de desenvolvimento acelerado, como o Sul de Moçambique, onde a pressão demográfica e socioeconómica tem intensificado os impactos negativos sobre os ecossistemas naturais (Paula, 2009; Diniz *et al.*, 2012). Por isso, o presente estudo busca contribuir para o conhecimento sobre o estado de conservação actual da brenha em relação à floresta na RFL, abordando questões relacionadas à similaridade, diversidade e estrutura das espécies dos dois habitats. Essa informação fornecerá subsídios valiosos para a compreensão se a brenha de Licuáti é ou

não um estágio sucessional da floresta de Licuáti, servindo como linha de base importante para acções futuras de gestão, conservação e protecção da vegetação na RFL.

1.2 Problema

Tipos de vegetação sob influência humana podem assemelhar-se a estágios de sucessão de outros habitats naturais dificultando, desta forma, o seu reconhecimento como habitats distintos, com implicações na tomada de decisões sobre a sua gestão ou conservação. Por exemplo, a pressão sobre os recursos naturais da RFL intensificou-se após o fim da guerra civil, em 1992, com o crescimento populacional e a consequente demanda por recursos, o que vem acelerando o processo de desmatamento e causando alterações na estrutura da floresta e perda de biodiversidade (Matimele, 2016; Tokura *et al.*, 2020; Zacarias, 2021). Esta pressão pode ter originado o colapso de ciclos sucessionais naturais e comprometido a capacidade de regeneração natural da floresta (Chazdon *et al.*, 2007; Poorter *et al.*, 2016) o que pode ter resultado num estágio sucessional da floresta, hoje designado por “brenha”. Neste caso, a “brenha” na ecorregião de *Maputaland* pode ser um dos estágios sucessionais da floresta.

De acordo com estudos realizados na mesma ecorregião, concretamente, na parte sul africana, a brenha foi classificada como uma formação vegetacional distinta, caracterizada por uma estrutura descontínua e presença predominante de espécies arbustivas e árvores de pequeno porte (Matthews, 2001). Seguindo a mesma linha de pensamento, Izidine e van Wyk (2003) usaram termos em Inglês de “*short forest*” (traduzido para Português como floresta baixa) para designar brenha e “*tall forest*” (traduzido para Português como floresta alta) para designar floresta ambos de Licuáti.

Nesse contexto, torna-se essencial a avaliação usando de parâmetros ecológicos estruturais e florísticos, como diversidade, composição e estratificação da vegetação, para determinar se a brenha representa um dos estágios sucessionais da floresta em Licuáti ou é, por si, um tipo de vegetação distinto. Assim, este estudo busca responder à seguinte questão: Brenha de Licuáti é um tipo de vegetação distinto ou representa um estágio sucessional da floresta?

1.3 Justificativa

A identificação do estágio sucessional das formações vegetais é essencial para orientar estratégias eficazes de conservação, restauração e gestão florestal. No contexto da RFL, por estar inserida no Centro de Endemismo de Maputaland, uma ecorregião considerada prioritária para a conservação da biodiversidade global devido à sua elevada riqueza florística,

endemismo, heterogeneidade de habitats e à crescente pressão antropogénica sobre os recursos naturais (Timberlake *et al.*, 2011; IUCN, 2011; Darbyshire *et al.*, 2019; Sidat *et al.*, 2021), essa necessidade é ainda mais pertinente.

A degradação dos ecossistemas, causada por práticas como a produção de carvão vegetal, extracção de madeira e conversão de áreas para agricultura de subsistência, tem provocado alterações profundas na estrutura e composição da vegetação da RFL (Tokura *et al.*, 2020; Zacarias, 2021). Tais alterações dificultam a distinção entre vegetação natural de aquelas em processo de regeneração, comprometendo o manejo adequado e a definição de prioridades de conservação (Chazdon *et al.*, 2007; Poorter *et al.*, 2016).

Neste cenário, torna-se relevante avaliar a vegetação da brenha sob a perspectiva dos processos sucessionais, pois sua presença pode indicar tanto vegetação distinta quanto um estágio intermediário de regeneração florestal. Compreender os processos sucessionais é fundamental para o diagnóstico da integridade ecológica dos habitats, plano de manejo e a definição de estratégias de recuperação de áreas degradadas (Kent, 2012; Aguiar *et al.*, 2017). Este é um dos poucos trabalhos, no nosso entender, que parâmetros ecológicos são usados para distinguir a brenha de um estágio sucessional de floresta no Sul de Moçambique.

2. Objectivos

2.1 Objectivo geral:

- ❖ Analisar a brenha em função do estágio sucessional da floresta na Reserva florestal de Licuati e áreas adjacentes.

2.2 Objectivos específicos:

- ❖ Determinar a similaridade/ dissimilaridade da brenha e floresta quanto a composição florística;
- ❖ Calcular a diversidade de espécies de plantas na brenha e floresta;
- ❖ Comparar a estrutura vertical da brenha e da floresta;
- ❖ Avaliar o estágio sucessional da brenha e da floresta.

3. Pressupostos gerais e predições de análise

Atributos	Pressupostos gerais	Predição		Exemplos de literatura
		Se brenha é um tipo de vegetação distinto da floresta	Se brenha é um estágio sucessional da floresta	
Composição florística	Similaridade/dissimilaridade: Ambos brenha e floresta ocorrem numa matrix de diferentes tipos de vegetação sob distâncias e condições locais similares.	A composição florística de brenha e floresta tende a ser similar. As espécies mais abundantes serão aquelas que tiverem maior capacidade de dispersão e colonização.	A composição florística da brenha será dissimilar da floresta. As espécies pioneiras, de seleção-r, serão abundantes na brenha enquanto espécies climáx, de seleção-k, serão abundantes na floresta.	Grime (1977); Pickett <i>et al.</i> , (1987); Turner <i>et al.</i> , (2001).
	A Teoria da Sucessão Ecológica propõe que, ao longo da sucessão, a composição florística e a diversidade mudam com o tempo. Nos estágios iniciais, irão dominar as espécies pioneiras e a diversidade tenderá a aumentar até um pico nos estágios intermediários, podendo se estabilizar ou até diminuir nos estágios mais avançados.	A diversidade de espécies (índice de Shannon-Weaver) na brenha não será diferente da floresta, uma vez que o índice cresce à medida que aumenta a riqueza de espécies na área. O índice de Pielou poderá ser semelhante, devido a maior distribuição de indivíduos entre todas as espécies.	A diversidade de espécies (índice de Shannon-Weaver) na brenha tenderá a ser superior, uma vez que encontra-se em estágio de sucessão. A floresta, poderá apresentar menor diversidade por estar em estágio clímax. O índice de Pielou na brenha poderá ser diferente do da floresta devido a distribuição irregular dos indivíduos entre as espécies na floresta.	Connell, J.H.; Slatyer, R.O. (1977) Begon <i>et al.</i> , (2007) Magurran (2011)

Estrutura da vegetação	Distribuição de classes diamétricas: Populações estáveis tendem a apresentar uma distribuição dos diâmetros em forma de J-invertido, porque as primeiras classes de menor diâmetro tendem a ter maior número de indivíduos do que classes de diâmetro maior; e as populações instáveis irão apresentar dois tipos de distribuição diamétricas unimodal que se caracteriza por apresentar um único ponto de maior número de indivíduos e distribuição multimodal que apresenta mais de um ponto de maior frequência de indivíduos.	A distribuição diamétrica dos indivíduos das espécies com maior valor de IVI na brenha, irão apresentar um padrão de distribuição de classes de frequência diamétrica de J-invertido, com mais indivíduos nas primeiras classes de menor diâmetro do que nas classes de diâmetro maior, o que pressupõe uma estabilidade da população.	A distribuição de classes de frequência diamétrica dos indivíduos das espécies com maior valor de IVI na brenha poderá ser unimodal ou bimodal, dada a influência de distúrbios ecológicos frequentes.	Everard <i>et al.</i> , (1995). Condit <i>et al.</i> , 1998). Chazdon (2003).
	Fisionomia (ou porte) de árvores: O porte de árvores poderá ser menor devido a presença de espécies pioneiras onde as características favorecem espécies de estratégias de rápida reprodução e dispersão e com distúrbios frequentes. Enquanto nos estágios intermediários e avançados da sucessão as espécies possuem maior porte de árvores, refletindo a estabilidade ambiental e relativa ausência de distúrbios.	Espera-se que a brenha apresente indivíduos com porte semelhante ou até superior ao da floresta, com espécies bem adaptadas às condições locais e ausência de distúrbios significativos.	Espera-se que a brenha apresente indivíduos de porte menor em relação à floresta, devido à dominância de espécies pioneiras ou secundárias precoces, típicas de comunidades em transição ou regeneração.	Whitmore (1984);
Composição florística versus estrutura da vegetação	Modelo de granulação: Quando as espécies de maior abundância relativa na copa diferem das do estrato inferior trata-se de uma granulação grossa, típico de vegetação estável. No entanto, quando a abundância	A brenha poderá apresentar uma granulação grossa pois, a abundância das espécies presentes no estrato superior.	A brenha apresentará uma granulação fina, pois, a abundância das espécies presentes na copa será similar daquela no estrato inferior	Wiens (1989). Levin (1992);

	relativa das espécies mais abundantes na copa é similar com a da base, indica uma granulação fina, sinal de vegetação perturbada ou em crescimento.	(copa) será dissimilar daquela do estrato inferior (base).	(base). Isto é, as espécies do estrato superior (copa) serão compartilhadas com as do estrato inferior (base).	Everard <i>et al.</i> , (1995); Lawes e Obiri (2003).
--	---	--	--	--

4. Revisão da literatura

4.1 Aspectos fitogeográficos de Moçambique

4.1.1 Generalidades

Regiões fitogeográficas são grandes unidades de vegetação definidas com base em características florísticas, climáticas e edáficas, reflectindo padrões biogeográficos distintos (Rizzini, 1997). Estas regiões agrupam comunidades vegetais que compartilham composição florística e fisionomia semelhantes, sendo influenciadas por factores ambientais como temperatura, precipitação e tipo de solo (Coutinho, 2006).

A caracterização das regiões fitogeográficas considera elementos como a diversidade de espécies, endemismo e interações ecológicas. Cada região pode apresentar diferentes tipos de comunidades (ou formações) vegetais, desde florestas tropicais até savanas e áreas áridas, dependendo das condições ambientais predominantes (Velooso, 1992).

4.1.2 Descrição das regiões fitogeográficas

Moçambique possui regiões fitogeográficas distintas, que albergam cerca de 5500 espécies de plantas, das quais aproximadamente cerca de 4800 são plantas com sementes (Wild e Barbosa, 1967; White, 1983; Odorico *et al.*, 2022). Essas espécies distribuem-se em diferentes comunidades vegetais, sendo as mais importantes o miombo, o mopane e os mosaicos costeiros (MICOA, 2003; Bandeira *et al.*, 2007).

De acordo com White (1983), as regiões fitogeográficas de Moçambique são:

- ❖ Centro Regional de Endemismo Zambeziano;
- ❖ O Mosaico Regional Zanzibar-Inhambane;
- ❖ O Mosaico Regional Tongoland-Pondoland (ou, Mosaico Regional Maputaland-Pondoland, *sensu* van Wyk, 1994).

O Centro Regional de Endemismo Zambeziano (CREZ) é uma região fitogeográfica em África que, em Moçambique, se estende desde os 3°S a 26°S e do Oceano Atlântico até próximo do Oceano Índico, ocupando toda a parte interior das províncias costeiras moçambicanas (White, 1983). Esta ecorregião ocupa cerca de 2/3 do território nacional, é considerada a mais rica e diversificada em termos de flora, albergando pelo menos 8.500 espécies, das quais 54% são endémicas, incluindo géneros como *Diplorhynchus*, *Bolusanthus* e *Cleistochlamys* (Timberlake & Martins, 2020). O clima é tropical, com uma estação chuvosa de Novembro a Abril, com precipitação anual variando entre 500 e 1.400 mm, geralmente diminuindo de Norte

para Sul (Linder *et al.*, 2012). A temperatura média anual depende da altitude e varia de 18° a 24°C (White, 1983). A vegetação inclui vários subtipos de floresta (floresta seca, ribeirinha e pantanosa), bosques e pradarias (Timberlake *et al.*, 2010).

O Mosaico Regional Zanzibar-Inhambane (MRZI) ocupa uma faixa estreita ao longo das províncias costeiras, desde o rio Rovuma até ao rio Limpopo (White, 1983). O clima predominante é o tropical húmido, com uma estação quente e chuvosa entre Outubro e Março, e uma estação seca e fresca no restante do ano. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.200 mm (Linder *et al.*, 2012). A temperatura média anual aumenta no sentido de Norte para Sul e do litoral para o interior, com valores médios de 23°C no Sul e 26°C no Norte (Clarke, 2000). A altitude média situa-se abaixo dos 200 m na maior parte da extensão da região, mas no Norte existem colinas e planaltos mais elevados, como os planaltos de Mueda e Muidumbe (Timberlake *et al.*, 2010). A flora do MRZI inclui cerca de 3.000 espécies, com várias centenas de endémicas, incluindo os gêneros *Stuhlmanina*, *Hymenaena* e *Bivinia* (Burrows *et al.*, 2018). Os tipos de vegetação variam entre florestas, bosques e pradarias (Clarke, 2000).

A Zona de Transição Regional Tongoland-Pondoland (ZTRTP) está localizada ao Sul do rio Limpopo, estendendo-se até Port Elizabeth, entre as latitudes 25° e 34° S (van Wyk & Smith, 2001). A planície costeira é composta de sedimentos marinhos do Cretáceo e do Terciário, com paisagens onduladas que atingem altitudes de até 1.600 m (Mucina & Rutherford, 2006). A temperatura média anual varia entre 17° e 22°C, diminuindo de Norte para Sul (Linder *et al.*, 2012). Esta zona inclui o Centro de Endemismo de Maputaland (CEM), que abrange partes de Moçambique e da África do Sul e contém pelo menos 230 espécies endémicas (van Wyk & Smith, 2001). Destacam-se ecossistemas como o capinzal com lenhosas e a floresta de Licuáti, que abrigam um grande número de espécies endémicas do CEM (Burrows *et al.*, 2018).

4.2 Enquadramento fitogeográfico do Centro de Endemismo de Maputaland (CEM) e da Reserva Florestal de Licuáti (RFL)

O CEM é um *hotspot* de biodiversidade onde foram reconhecidos altos níveis de endemismo de plantas (Van Wyk 1996; Izidine *et al.*, 2008; Tokura, 2022). O CEM, *sensu* van Wyk (1996) e van Wyk e Smith (2001), estende-se ao longo das planícies costeiras do Sul de Moçambique até ao rio Limpopo e é partilhado com África do Sul e eSwatini (antiga Swazilândia) (van Wyk e Smith, 2001; Odorico *et al.*, 2022). É uma ecorregião que tem vários Sub-centros reconhecidos, incluindo as Montanhas dos Libombos, albergando uma grande diversidade de

espécies de plantas com pelo menos 2.500 espécies, das quais mais de 203 são endêmicas, por exemplo *Psydrax fragrantissima*, *Zanthoxylum delagoense*, *Vangueria monteiroi* (Van Wyk, 1996; Matimele, 2016; Massingue, 2018).

A vegetação do CEM é composta por diferentes tipos de ecossistemas, incluindo florestas secas, savanas, capinzais lenhosos e formações arenosas. Além disso, as Montanhas dos Libombos, desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade, pois oferecem micro- habitats que favorecem espécies especializadas em condições edáfo- climáticas específicas (Odorico *et al.*, 2020). Segundo Darbyshire *et al.*, (2019), a fitogeografia do CEM demonstra fortes relações com outras regiões da África Austral, mas sua identidade florística é reforçada pela presença de espécies altamente especializadas em solos arenosos e em ambientes semiáridos (Anexo 1). No entanto, a crescente modificação do habitat e a pressão antrópica vêm ameaçando a conservação dessas espécies, reduzindo a área de ocorrência de espécies raras e endêmicas (Timberlake *et al.*, 2011).

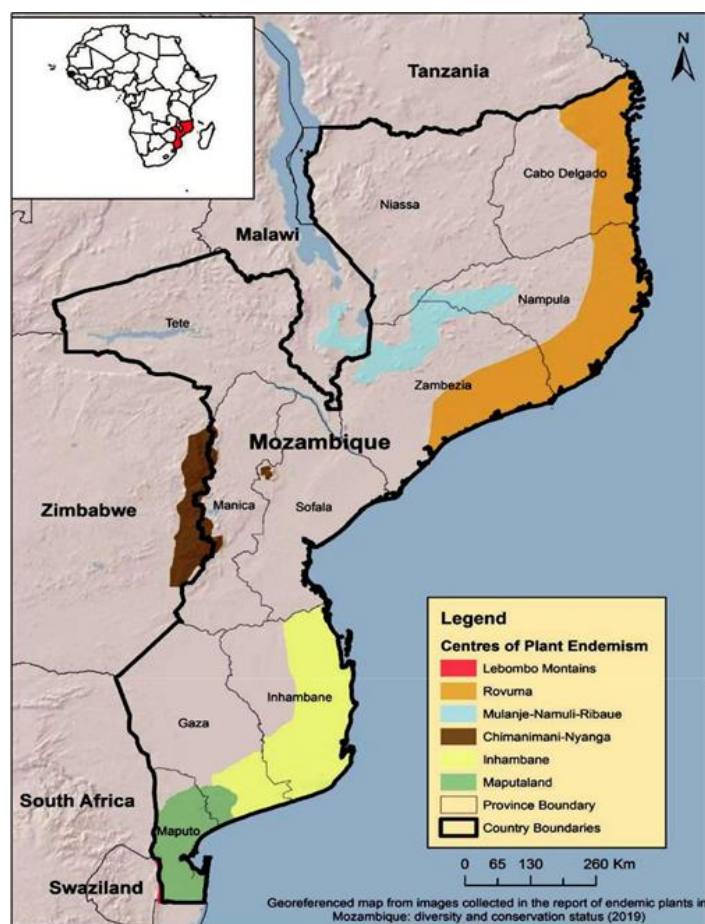


Figura 1. Centros de endemismo de plantas de Moçambique (Fonte: Darbyshire *et al.*, 2019).

A Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes, enquadram –se dentro do CEM. O limite da RFL não está claramente definido, mas é amplamente reconhecido entre a população local como a área entre os rios Tembe e Maputo e as estradas Bela Vista-Boane e Bela Vista-Catuane (Izidine *et al.*, 2008). Em 1943, o governo colonial designou a área como uma reserva florestal para proteger a chanfuta (*Afzelia quanzensis*), que na altura, era comum na RFL (Gomes e Sousa, 1968). A actual área que inclui maioritariamente a brenha de Licuáti foi designada em 2003, olhando essencialmente para o endemismo de espécies, pelo menos 35 espécies endémicas de Maputaland foram identificadas e registadas na RFL, e entre estas, pelo menos 20 espécies têm distribuições restritas (Izidine, 2003; Tokura *et al.*, 2022).

A RFL e áreas adjacentes incluem distintos tipos de vegetação, dentre os quais, a floresta, brenha, matagal, planícies de inundações e pradarias arenosas (Datizua, 2024). A brenha de Licuáti é uma vegetação lenhosa densa composta por um estrato arbustivo, que atinge 5-6 m de altura e habitat particularmente importante para muitas espécies endémicas da ecorregião (Mathews *et al.*, 2001; Izidine, 2003; Gaugris & Van Rooyen 2008; Sidat *et al.*, 2021; CEAGRE 2022). Espécies comuns no estrato arbustivo incluem *Psydrax locuples*, *P. fragrantissima* e *Warneckea porvifolia*, enquanto *Balanites maughami* e *Afzelia quanzensis* emergem acima da copa. A floresta de Licuáti, situada no sul de Moçambique, é um dos habitats mais representativos da ecorregião, sendo um refúgio para diversas espécies endémicas e ameaçadas (Massingue, 2018). A floresta de Licuáti, tem uma composição de espécies semelhante à da brenha, mas apresentando uma estrutura mais alta, com algumas árvores a atingirem mais de 15 m de altura (Gaugris & Van Rooyen 2008; Sidat *et al.*, 2021; CEAGRE 2022). Estes dois tipos de vegetação, a brenha e a floresta ambos de Licuáti, estão tipicamente localizados numa matriz de vegetação que incluem áreas dominadas por *Terminalia sericea*, *Albizia versicolor*, *Albizia adianthifolia* var. *adianthifolia* (Gaugris & Van Rooyen 2008).

4.3 Terminologia usada na classificação/categorização ou designação da vegetação

O uso de terminologia correcta na classificação, categorização ou designação de um determinado tipo de vegetação que sustenta um ecossistema ou habitat é essencial para a sua conservação e o manejo. Segundo Kent (2012), uma terminologia padronizada permite comparações científicas e políticas eficazes de conservação da biodiversidade.

Ao nível global, as florestas são categorizadas com base em combinação de factores climáticos, estruturais e funcionais. Segundo a FAO (2020), as florestas são definidas como áreas com cobertura arbórea superior a 10%, com árvores que atingem alturas superiores a 5m, em uma

extensão mínima de 0,5 ha. Essa definição é utilizada para fins de monitoramento global do uso da terra, manejo florestal e políticas ambientais. Além da cobertura e altura das árvores, a FAO também classifica as florestas com base em zonas bioclimáticas, em florestas tropicais, subtropicais, temperadas. Dentro dessa classificação, considera-se ainda o grau de densidade da copa, a diversidade de espécies e a integridade ecológica.

A IUCN propõe uma abordagem mais funcional e ecológica para classificar as florestas, considerando o grau de perturbação, estrutura vertical, composição florística, estágio sucessional e integridade ecológica (Chazdon, 2016). Essa abordagem é particularmente relevante em contextos tropicais, onde a distinção entre florestas primárias, secundárias e formações vegetacionais intermediárias é fundamental para a conservação da biodiversidade.

A terminologia usada na classificação da vegetação proposta por White (1983) constitui uma das referências abrangentes para a descrição das formações vegetais do continente africano, sendo baseada em critérios florísticos, ecológicos e fisionômicos. Essa tipologia considera elementos como a composição florística, estrutura da vegetação, clima, tipo de solo e distribuição geográfica. Entre os principais tipos de vegetação descritos por White (1983) destacam-se: floresta húmida densa (*moist evergreen forest*), floresta seca (*dry forest*), floresta costeira (*coastal forest*), mata seca aberta (*woodland*), vegetação arbustiva densa (*thicket*) e matagal arbustivo (*scrub*).

Segundo White (1983), a designação de brenha, pode ser relacionada às formações classificadas como *thicket* ou *scrub*, por sua estrutura arbustiva e densidade variável. Dependendo das condições ecológicas e do histórico de perturbações, a brenha pode representar tanto um estágio sucessional secundário (vegetação em regeneração) quanto uma formação estável, com características próprias associadas a factores edáficos ou climáticos, enquanto a floresta representa uma vegetação em clímax (White, 1983). Nesse contexto, a comparação entre floresta e brenha, sob a óptica da classificação de White (1983), pode ajudar a compreender se essas formações reflectem diferentes estágios sucessionais ou se constituem fisionomias vegetais distintas, moldadas por factores ecológicos.

4.4 Classificação de floresta e brenha

Em Moçambique, a distinção entre floresta e brenha é fundamental para o manejo e conservação da biodiversidade. As florestas incluem formações vegetais densas e estruturalmente complexas, como a floresta de Miombo, caracterizada por combinação de espécies dominantes de *Brachystegia speciformes*, *Julbernardia globiflora* e *Isoberlina spp.* e

florestas costeiras ao longo da região litoral (Timberlake *et al.*, 2011). As brenhas são frequentemente associadas à vegetação secundária, menos densa, resultante de perturbações naturais ou antropogénicas, como incêndios, extracção de lenha, produção de carvão vegetal e abertura de áreas agrícolas (Mackenzie, 2006).

Segundo Marzoli (2007) as florestas em Moçambique são classificadas como formações vegetais com cobertura arbórea superior a 10% e árvores com altura mínima de 5 metros, independentemente da origem (nativa ou plantada), enquanto a brenha (ou *thicket*) é caracterizada por vegetação densa e arbustiva, cobertura arbórea inferior a 10% com árvores e arbustos de menor porte, muitas vezes associada a estágios sucessionais ou áreas secundárias. O Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável (FNDS), segue critérios semelhantes, referindo-se à floresta como vegetação com estrutura vertical desenvolvida, diversidade florística e presença de espécies lenhosas altas, enquanto a brenha é descrita como um tipo de vegetação mais rala ou arbustiva, comum em áreas sob perturbação ou em processo de regeneração. Lotter & Lotter (2002) identificam, no contexto da Reserva de Licuáti, dois tipos principais: "*tall forest*" (floresta alta) com árvores emergentes e copa fechada, e "*short forest*" (floresta baixa) ou brenha, com vegetação de menor porte e estrutura mais aberta, possivelmente associada a estágios sucessionais.

Neste contexto, diferentes abordagens têm sido adoptadas para distinguir floresta e brenha, tanto em Moçambique quanto em países vizinhos. Em estudos no sul da África, Matthews (2001) descreve a brenha como uma vegetação arbustiva densa (*dense scrub*), de menor porte e estrutura aberta, frequentemente associada a estágios sucessionais. De forma semelhante, Izidine *et al.*, (2003; 2008) também classificaram a vegetação da RFL em “floresta alta” (*tall forest*) e “floresta baixa” (*short forest*), sendo esta última correspondente à brenha, com menor altura, menor diversidade e estrutura simplificada, reflectindo possível regeneração ou uma formação vegetal distinta moldada por perturbações ou condições ambientais. Estudos realizados por Matimele *et al.* (2019) indicam que a transição entre floresta e brenha na região de Maputaland está fortemente associada a factores edáficos e ao impacto antrópico.

Uma comparação de floresta e brenha de acordo com critérios definidos por diferentes autores é apresentada na tabela 1.

Tabela 1. Critérios gerais usados para distinção entre floresta e brenha (baseado em Ribeiro *et al.*, 2002; Kent, 2012).

Atributos	Floresta	Brenha
Cobertura da copa	Copa fechada	Estrutura aberta
Estrutura das árvores	Predomínio de árvores de grande porte	Árvores de pequeno porte e presença marcante de arbustos
Número de estratos	Três ou mais estratos	Um ou dois estratos
Diversidade de espécies de plantas	Alta diversidade florística	Menor diversidade florística
Fisionomia (aspecto visual geral da vegetação)	Vegetação densa, sombreada e com estratos bem definidos	Vegetação mais rala, aberta e com maior incidência de luz no solo
Estágio sucessional	Estágio de clímax ou maduro	Estágio inicial ou secundário
Composição florística dominante	Espécies tardias e com maior exigência ecológica	Espécies pioneiras e generalistas com maior plasticidade ecológica

4.5 Sucessão ecológica e a manutenção da vegetação

A sucessão ecológica é o processo de mudanças graduais e previsíveis na estrutura, composição de espécies e funcionamento de um ecossistema ao longo do tempo, geralmente desencadeado por alterações nas condições ambientais após uma perturbação (Kayes *et al.*, 2010; Turner, 2010; Prach & Walker, 2011). À medida que esse processo avança, comunidades tendem a acumular espécies mais especializadas, menos dependentes de condições iniciais e de perturbações, promovendo maior complexidade ecológica.

As perturbações ecológicas são alterações no ambiente que afectam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, podendo ser de origem natural (como incêndios naturais, tempestades, inundações) ou antrópica, causadas por acções humanas como desmatamento, extracção de madeira, agricultura e urbanização. As perturbações modificam as condições locais, interrompendo o equilíbrio ecológico e iniciando processos de sucessão secundária proporcionando novas oportunidades para espécies colonizadoras (Hobbs & Harris, 2001;

Dornelas, 2010). Esses eventos podem ser de grande ou pequena escala, mas em ambos os casos, criam condições para que a sucessão ecológica ocorra.

De acordo com a teoria da sucessão ecológica Connell & Slatyer (1977) e Walker *et al.* (2010), após uma perturbação, as comunidades passam por mudanças sucessivas na composição de espécies, partindo de espécies pioneiras, geralmente adaptadas a ambientes abertos e instáveis até espécies tardias, mais exigentes e associadas a ambientes estáveis. Contudo, quando as perturbações são intensas ou recorrentes, o ecossistema pode, assim como também não recuperar e atingir o estágio de clímax, permanecendo em fases iniciais ou intermediárias da sucessão. Durante os estágios intermediários, a diversidade de espécies tende a ser mais elevada, pois ocorre a coexistência de espécies iniciais e tardias onde com o tempo, o sombreamento e a competição imposta pelas espécies tardias reduzem a regeneração das espécies pioneiras, levando à sua exclusão da comunidade.

Em condições normais, os ecossistemas estão em um ciclo contínuo de perturbação e sucessão, onde interagem continuamente, influenciando a dinâmica das comunidades biológicas. O ecossistema passa por diferentes estágios, até eventualmente alcançar um equilíbrio ou estágio de clímax, onde a diversidade e a estabilidade aumentam (Chazdon, 2008). A sucessão é um processo cíclico e dinâmico, que junto as perturbações criam um ambiente favorável para a regeneração e o surgimento de novas espécies. Pickett & White (1985) descrevem como a sucessão e as perturbações estão interligadas e formam um ciclo contínuo de mudança nas comunidades biológicas. Assim, compreender os processos de sucessão ecológica e os efeitos das perturbações é essencial para avaliar e interpretar a composição e estrutura dos diferentes tipos de vegetação, como a brenha e a floresta, que podem reflectir distintos estágios de desenvolvimento sucessional em função do histórico de impactos ambientais.

4.6 Parâmetros usados para avaliação da vegetação em diferentes estágios sucessionais

4.6.1 Parâmetros de composição florística e estrutura da vegetação

4.6.1.1 Composição florística

A avaliação da composição florística é uma das principais formas de entender a vegetação em diferentes estágios sucessionais. A análise de similaridade entre comunidades e o agrupamento de espécies são abordagens-chave. Essas técnicas ajudam a identificar padrões na distribuição das espécies e sua resposta a mudanças ambientais, essenciais para compreender a dinâmica de sucessão ecológica (Legendre & Legendre, 2012).

Análise de Similaridade

A utilização do método hierárquico de agrupamento, permite agrupar amostras em clusters (ou grupos) que possuem características semelhantes, gerando dendrogramas, que auxiliam na identificação de padrões e na avaliação do estágio de sucessão das comunidades (Jain *et al.*, 1999; McCune & Grace, 2002). Essas ferramentas são essenciais para investigar respostas da biodiversidade a mudanças ambientais, avaliar impactos ecológicos e formular estratégias de conservação. A análise de similaridade utiliza índices como Jaccard, Sorensen e Bray-Curtis para medir a proximidade entre amostras, sendo o último utilizado para este estudo (Clarke, 1993).

O Índice de Bray-Curtis é uma métrica amplamente utilizada para quantificar a similaridade entre comunidades biológicas com base na abundância de espécies. Seus valores variam de 0 (máxima similaridade), as amostras possuem a mesma composição e abundância à 1 (máxima dissimilaridade), não compartilham nenhuma espécie sendo uma ferramenta essencial em análises de agrupamento e ordenação (Clarke *et al.*, 2006; Legendre & Legendre, 2012).

Análise NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling)

A Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), é uma técnica estatística que representa padrões de similaridade em um espaço reduzido, mantendo as relações relativas entre as amostras (Kruskal, 1964). O NMDS facilita a interpretação da estrutura da comunidade e sua resposta a factores ambientais (Clarke *et al.*, 2006). Esse método trabalha diretamente com matrizes de dissimilaridade, como o Índice de Bray-Curtis e minimiza o estresse (stress). Os valores de estresse $< 0,2$ indicam boa representação dos dados (Clarke & Warwick, 2001). No gráfico resultante, amostras próximas indicam alta similaridade, enquanto pontos distantes sugerem diferenças na composição das comunidades (Legendre & Legendre, 2012).

Teste de ANOSIM

O teste de análises de similaridade (ANOSIM) é um teste estatístico utilizado para avaliar diferenças entre grupos de amostras com base em uma matriz de similaridade, complementando as análises de similaridade e agrupamento, o que permite avaliar diferenças significativas entre grupos distintos de amostras (Clarke, 1993). O ANOSIM determina se as diferenças observadas entre as comunidades são estatisticamente significativas, contribuindo para a identificação de padrões de sucessão ecológica (Clarke & Green, 1988). O teste de ANOSIM gera um valor

estatístico R, que varia entre -1 e 1, indicando o grau de separação entre os grupos analisados, onde valores próximos a 1 sugerem que os grupos são bem distintos, enquanto valores próximos de 0 indicam que as diferenças são pequenas ou inexistentes (Clarke & Gorley, 2015). Além disso, o valor de p permite testar a significância estatística dessa separação, sendo que valores $p < 0.05$ indicam diferenças significativas entre os grupos (Borcard *et al.*, 2018).

Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER)

Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) é um método estatístico utilizado para identificar quais espécies ou variáveis contribuem mais para a diferença ou similaridade entre grupos em uma matriz de dados multivariados (Clarke, 1993). Esse teste é amplamente empregado em ecologia para analisar a composição de comunidades vegetais e detectar padrões de diferenciação entre habitats, tratamentos experimentais ou estágios sucessionais (Legendre & Legendre, 2012). Além disso, o método fornece uma razão entre a média da dissimilaridade e seu desvio padrão (δ/SD), onde valores altos indicam que a contribuição da espécie é consistente em todas as amostras analisadas (Clarke & Warwick, 2001).

Índices de Diversidade Biológica

A diversidade de espécies refere-se à variedade de organismos em uma comunidade, habitat ou região. Para medi-la, são utilizados índices que consideram riqueza e equitabilidade (Magurran, 2004).

Índice de Shannon e Weaver (H')

É um índice amplamente usado para comparar a diversidade entre vários habitats (Clarke e Warwick, 2001). Ele assume que os indivíduos são amostrados aleatoriamente de uma grande população independente, todas as espécies são representadas na amostra Shannon e Weaver, calculado a partir do número total de indivíduos e espécies na amostra, variando de 0 a 5. Valores mais altos indicam maior diversidade florística (Clarke e Warwick, 2001; Magurran, 2004).

Índice de Equitabilidade (J')

Mede a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies, variando de 0 a 1. Valores mais altos, próximos de 1, indicam distribuição mais homogênea (Pielou, 1996; Krebs, 2001).

Índice de Valor de Importância (IVI)

O IVI é uma métrica que integra a densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa das espécies, fornecendo uma visão abrangente de sua relevância ecológica em uma comunidade florestal. Valores elevados de IVI indicam que a espécie desempenha um papel significativo na estrutura e funcionamento do ecossistema (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Kent & Coker, 1992; Almeida *et al.*, 2017). A interpretação do IVI é relativa ao contexto da comunidade estudada, sendo que valores mais elevados indicam espécies dominantes em termos de ocorrência, número de indivíduos e área ocupada. Espécies com IVI superior a 30 ou 40 são consideradas dominantes, enquanto aquelas com valores inferiores a 5 tendem a ser raras ou de baixa representatividade (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). O IVI é uma ferramenta essencial para ecologistas e gestores de povoamentos florestais, pois auxilia na identificação de espécies-chave que desempenham papéis cruciais na manutenção da estrutura e dinâmica das florestas.

4.6.1.2 Estrutura da vegetação

A estrutura do povoamento vegetal refere-se à distribuição das espécies e quantidade de árvores em uma área, influenciada pelo crescimento das espécies e condições ambientais, e pode ser avaliada na horizontal bem como na vertical (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Kent, 2012; He & Duncan, 2017).

Estrutura Horizontal

Relaciona-se à distribuição espacial das espécies, expressa por parâmetros como abundância, dominância e frequência, que permite identificar o grau de equilíbrio e estágio de desenvolvimento de uma comunidade vegetal, além de fornecer subsídios para comparações entre ambientes e interpretação de processos sucessionais (Chave, 2005; Guo *et al.*, 2018; Houghton *et al.*, 2022).

Estrutura Vertical

A estrutura vertical descreve a disposição das espécies ao longo de diferentes estratos de altura, desde o estrato superior (copa) até o estrato epifítico (Richards, 1996; Silva & Silva, 2014; Mori & Batalha, 2020). O estudo da estrutura vertical é relevante para entender a dinâmica sucessional, refletindo como as espécies se distribuem e se desenvolvem ao longo do tempo (Ashton & Hall, 1992; Chazdon, 2003). A distribuição de classes de tamanho e a relação entre altura e diâmetro têm sido usadas como variáveis importantes usadas para descrever a estrutura vertical da vegetação (Midgley *et al.*, 1990; Everard *et al.*, 1995; Aromye, 2020).

Distribuição de Classes Diamétrica (Size Class Distribution – SCD)

A Distribuição de Classes Diamétrica (SCD) é uma ferramenta importante para avaliar a estrutura e a dinâmica das comunidades vegetais, especialmente em florestas. A SCD baseia-se na frequência de indivíduos em classes de diâmetro (DAP) ou altura total é o resultado da acção de factores bióticos e abióticos que actuam sobre as populações e constitui também um dos indicativos do estado de regeneração, estabilidade e estágio sucessional da vegetação (Everard *et al.*, 1995; West *et al.*, 2009).

Um padrão de distribuição em “J-invertido” indica regeneração contínua, com maior número de indivíduos nas classes menores de diâmetro, refletindo uma estrutura estável (Condit *et al.*, 1998; Ledo *et al.*, 2018). Padrões unimodais ou bimodais podem sinalizar distúrbios ou alterações demográficas, comuns em vegetações secundárias ou em sucessão ecológica (Everard *et al.*, 1995; Mng’ong’o *et al.*, 2020). Essa análise é representada graficamente por histogramas ou polígonos de frequência e é útil para avaliar a regeneração, mortalidade e crescimento florestal, além de fornecer dados sobre o estoque de madeira e a necessidade de reposição florestal (Scolforo & Mello, 1997; Mng’ong’o *et al.*, 2020).

Fisionomia ou porte de árvores (rácio Altura/Diâmetro -H/D) em comunidades vegetais

É um parâmetro utilizado para avaliar o crescimento estrutural e a estabilidade mecânica das árvores. Valores elevados de H/D indicam crescimento em altura mais rápido em relação ao diâmetro, o que pode ocorrer em ambientes com alta competição por luz ou em estágios iniciais de sucessão (Hoffmann *et al.*, 2012; Mugasha *et al.*, 2013; Poorter *et al.*, 2015). Por outro lado, valores baixos de H/D são típicos de indivíduos mais robustos, com maior estabilidade e crescimento lento, comum em florestas maduras (Sterck *et al.*, 2001; van Gelder *et al.*, 2006). Os valores de H/D são cruciais para inferir sobre o crescimento florestal e estimativas de biomassa, o que auxilia no planeamento sustentável e na avaliação dos estoques de carbono (Chave *et al.*, 2014)

4.6.1.3 Modelo de Granulação

O modelo de granulação (*grain*) refere-se à escala espacial na qual as espécies percebem e respondem às variações ambientais, sendo classificado em fine grain (grão fino) e coarse grain (grão grosso) (Everard *et al.*, 1995). Espécies de granulação fina (*fine grain*) utilizam recursos de maneira homogênea e conseguem explorar diferentes microhabitats, enquanto espécies de

granulação grossa (*coarse grain*) são especializadas em determinados habitats e menos flexíveis na exploração de recursos (Levins, 1968).

Na região da brenha de Licuáti, estudos aplicam o modelo de granulação (*grain*) para entender a distribuição de espécies arbóreas e sua resposta às variações ambientais. Pesquisas indicam que espécies de crescimento rápido e ampla distribuição tendem a ser de granulação fina (*fine grain*), enquanto aquelas associadas a habitats específicos, como solos arenosos ou zonas de depressão, apresentam padrões de granulação grossa (*coarse grain*) (Massuanganhe, 2013).

Outros estudos em ecossistemas semelhantes demonstram que a classificação das espécies em *fine* ou *coarse grain* auxilia na compreensão dos padrões de sucessão ecológica, resiliência e adaptação a perturbações, como incêndios e mudanças climáticas (Siteo *et al.*, 2014). Além disso, essa abordagem contribui para estratégias de conservação, identificando espécies vulneráveis a alterações ambientais e orientando políticas de manejo sustentável. O modelo de granulação (*grain*) é uma ferramenta usada para estudos ecológicos, permitindo avaliar a estrutura e dinâmica da vegetação em diferentes escalas espaciais e temporais.

4.7 Papel da Reserva Florestal de Licuati e Áreas adjacentes na Conservação da Biodiversidade

A Reserva Florestal de Licuáti (RFL), foi recentemente designada Área-Chave para a Biodiversidade (KBA) WCS *et al.*, (2021b; 2021^a); Sidat *et al.*, (2021), devido à elevada riqueza, diversidade e endemismo de espécies de flora, ocorrência em proporções significativas de espécies ameaçadas ao nível global e de espécies raras e de distribuição restrita às florestas sobre solos arenosos. Desempenha um papel estratégico na conservação da biodiversidade em Moçambique, sobretudo por estar inserida no Centro de Endemismo da Região Costeira da África Oriental, reconhecido por abrigar uma rica diversidade de espécies endêmicas e ameaçadas (Timberlake *et al.*, 2011; Izidine *et al.*, 2008).

A RFL e suas áreas adjacentes representam um refúgio importante para a flora e fauna regional, além de actuarem como corredores ecológicos que possibilitam a conectividade entre diferentes fragmentos de vegetação natural, essencial para a manutenção da integridade ecológica das paisagens (Burgess *et al.*, 2000). A conservação dessa área é crucial para garantir a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos, como a protecção do solo, regulação hídrica e manutenção do microclima local (MEA, 2005).

No entanto, a crescente pressão antrópica nas zonas periféricas da RFL, associada ao uso intensivo dos recursos naturais, à expansão agrícola e à produção de carvão vegetal, tem comprometido sua capacidade de conservar efectivamente a biodiversidade (Izidine, 2003; Sidat *et al.*, 2021). Nesse contexto, a gestão integrada da RFL e suas zonas tampão torna-se fundamental para equilibrar a conservação com as necessidades socioeconômicas das comunidades locais. Estratégias de manejo participativo, associadas ao uso sustentável dos recursos naturais, são essenciais para fortalecer o papel da reserva como modelo de conservação comunitária e desenvolvimento sustentável (WWF, 2006; Ribeiro *et al.*, 2015; Datizua, 2024).

5. Área de Estudo

5.1 Localização geográfica

A Reserva Florestal de Licuati (RFL) e áreas adjacentes, ocupa uma área de mais de 140 km², localizada na parte Norte do Centro de Endemismo Maputaland (CEM), no distrito de Matutuíne, à aproximadamente 50 km de Maputo, no Sul de Moçambique aproximadamente 50 km a Sul de Maputo (Tokura *et al.*, 2020), entre as coordenadas -26°26'28"S 33.8334" E e 32°32'27"S 14.4426"E (CEAGRE, 2022). É bem conhecida localmente como Floresta de Licuáti, delimitada pela estrada Boane –Bela vista à Norte, Estrada Bela Vista – Catuane à Leste, pelo Rio Tembe à Ocidente e vila de Catuane à Sul (Gomes e Sousa, 1968; Izidine, 2003).

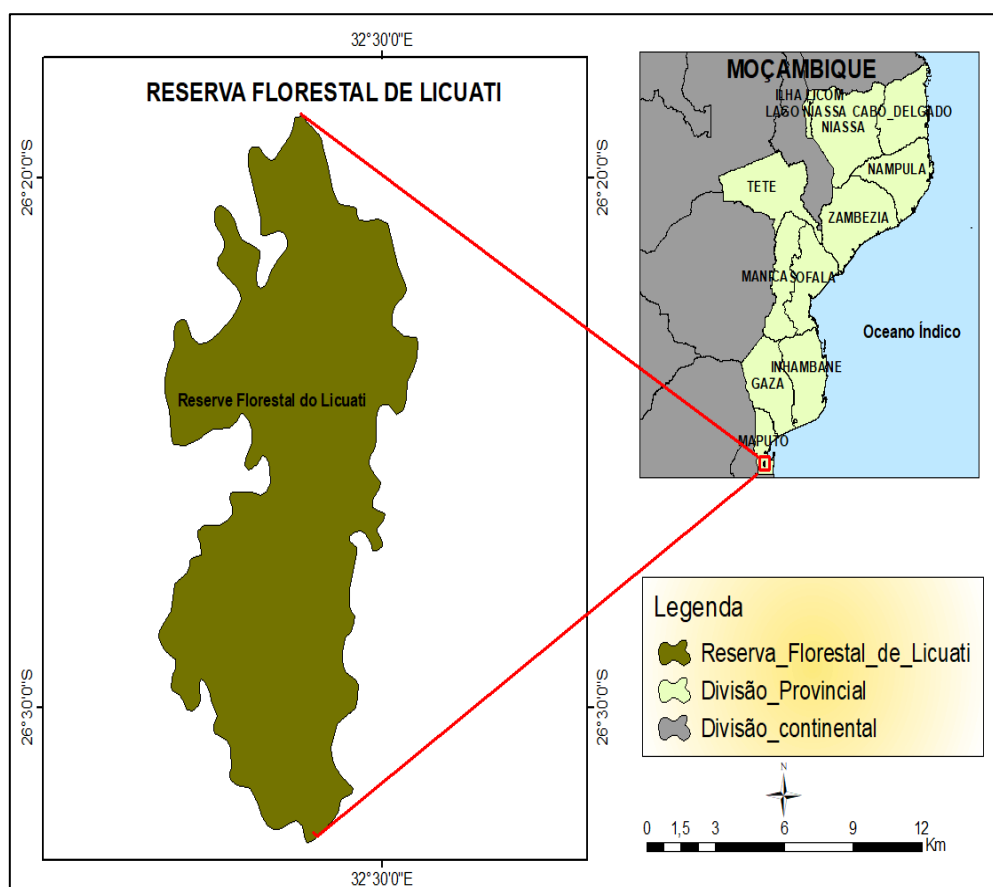


Figura 2: Localização geográfica da Reserva Florestal de Licuati (Elaborado pela autora).

5.1.1 Clima

O clima da região é geralmente quente, húmido e subtropical dada a sua localização dentro de uma zona de transição entre os trópicos, a norte, e as condições costeiras subtropicais a sul. A precipitação é baixa, com uma precipitação média anual que varia de 500 a 600 mm (Izidine, 2003). Devido a esse facto, a vegetação de Licuáti é mantida pela humidade proveniente do mar (Izidine *et al.*, 2008).

5.1.2 Hidrografia

Constituem os principais elementos da componente hidrológica, os rios Tembe e Maputo, as lagoas permanentes e sazonais (Izidine, 2003). E no lado sudoeste, os rios Coane, Comune, Tembe e Patáti (MAE, 2005).

5.1.3 Solos

Os solos são tipicamente arenosos do Quaternário a recentes, com algumas manchas do Cretáceo (Gomes & Sousa, 1968). A superfície do solo é morfologicamente, na sua maioria homogénea, plana e composta predominantemente por areia eólica (von Maltitz *et al.*, 2003; Sidat *et al.*, 2021). Ao longo dos rios Maputo e Tembe, no entanto, também são comuns os solos argilosos de aluvião, mais adequados para a agricultura (Izidine, 2003).

5.1.4 Vegetação

A vegetação da RFL consiste de brenha arenosa, floresta arenosa, matagais decíduos ou vegetação arbustiva arenosa e pradarias arborizadas arenosas (CEAGRE, 2022) (Figura 3). Com a floresta composta por árvores de até cinco metros de altura, com algumas espécies emergentes como *Afzelia quanzensis*, *Newtonia hildebrandtii* e *Balanites maughamii*, atingindo 12m de altura (WCS *et al.*, 2021). Esta área é considerada uma floresta tropical seca, por apresentar comunidades de vegetação que ocorrem em um mosaico com floresta seca e outros tipos de bosque (Matthews *et al.*, 2001).

As espécies de flora que ocorrem nas formações de vegetação são: *Dialium schlechteri*, *Afzelia quanzensis*, *Balanites maughamii*, *Newtonia hildebrandtii*, *Pteleopsis myrtifolia*, *Drypetes arguta*, *Hyperacanthus microphyllus*, *Erythrophleum lasianthum*, *Strychnos madagascariensis*, *Albizia adianthifolia*, *Terminalia sericea*, *Strychnos spinosa*, *Albizia versicolor*, *Spirostachys africana*, *Psyrax locupes*, *P. fragrantissima* e *Warneckea parvifolia* (Izidine, 2003; CEAGRE, 2022).

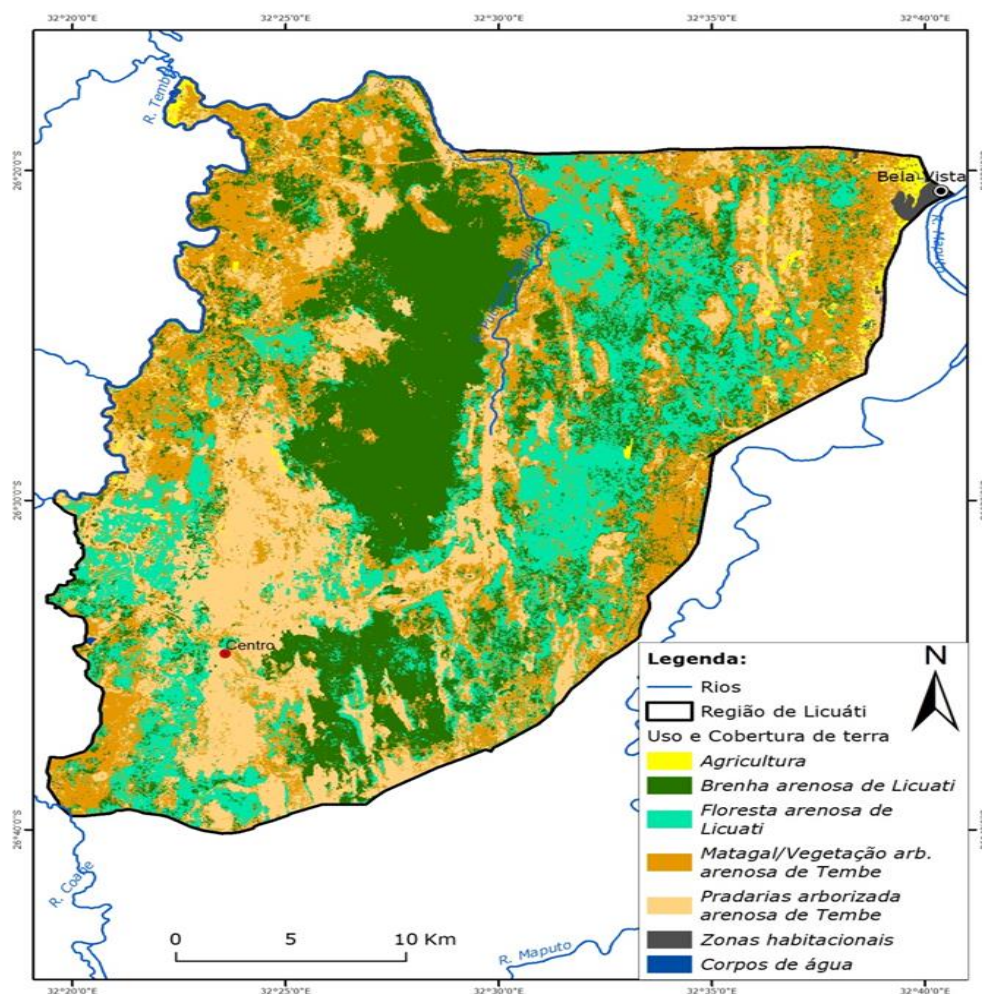


Figura 3. Principais formações de vegetação da Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes, identificadas e mapeadas por CEAGRE (2022).

5.1.5 Fauna

A RFL, abriga pequenos mamíferos, pássaros e insetos, alguns dos quais são endêmicos da região do CEM (Izidine, 2003). Na RFL e as áreas adjacentes, foram identificadas 149 espécies de aves, 23 espécies de mamíferos e 15 espécies de répteis (CEAGRE, 2022). Sendo que as espécies de mamíferos mais distribuídas são: *Redunca arundinum* (chango), *Phacochoerus aethiopicus* (javali-africano), *Mastomys sp.*, *Paraxerus cepapi*, *Aethomys chrysophilus*, *Cephalophus natalensis* (cabrito-vermelho), *Neotragus moschatus* (suni), *Sylvicapra grimmia* (cabrito-cinzento), *Tragelaphus angasii* (inhala), *Cercopithecus aethiops* (macaco vervet), *Cryptomys sp.* (roedor), *Elephantulus revoilii* (musaranho-elefante), *Potamochoerus larvatus* (porco-bravo africano) e *Thryonomys swinderianus* (ratazana).

Das espécies de aves, existentes, 11 são endémicas ou quase endémicas de Moçambique, incluindo ameaçadas de extinção, tais como: Abutre-do-cabo (*Gyps coprotheres*), e Águia-fulva (*Aquila rapax*), Águia-bailarina (*Terathopius ecaudatus*), Águia-dasestepes (*Aquila nipalensis*) e o Pintadinho-de-peito-rosado (*Hypargos margaritatos*). As espécies de herpetofauna incluem, o *Ichnotropis capensis*, *Ichnotropis squamulosa*, *Kinixys belliana*, *Ichnotropis squamulosa*, *Stigmochelys pardalis*, e *Python natalense* (CEAGRE, 2022).

6. Materiais e Métodos

6.1 Seleção dos pontos de amostragem

Foram utilizadas ferramentas do software ArcGIS, com base no mapa de uso e cobertura da terra da Reserva Florestal de Licuáti (RFL), para a seleção de unidades amostrais por meio do método de amostragem aleatória estratificada. No total, foram definidas 37 parcelas amostrais, distribuídas de forma proporcional entre os diferentes tipos de vegetação da área de estudo, sendo 21 parcelas (56.8%) para a brenha e, 16 (43.2%) para a floresta.

A amostragem aleatória estratificada, é um método estatístico eficiente que melhora a representatividade da amostra e aumenta a precisão das estimativas (Cochran, 1977). Esta abordagem permite comparar de forma mais robusta diferentes estratos estruturais ou funcionais da vegetação, sendo amplamente recomendada em estudos ecológicos que envolvem áreas ambientalmente heterogêneas (Kent, 2012).

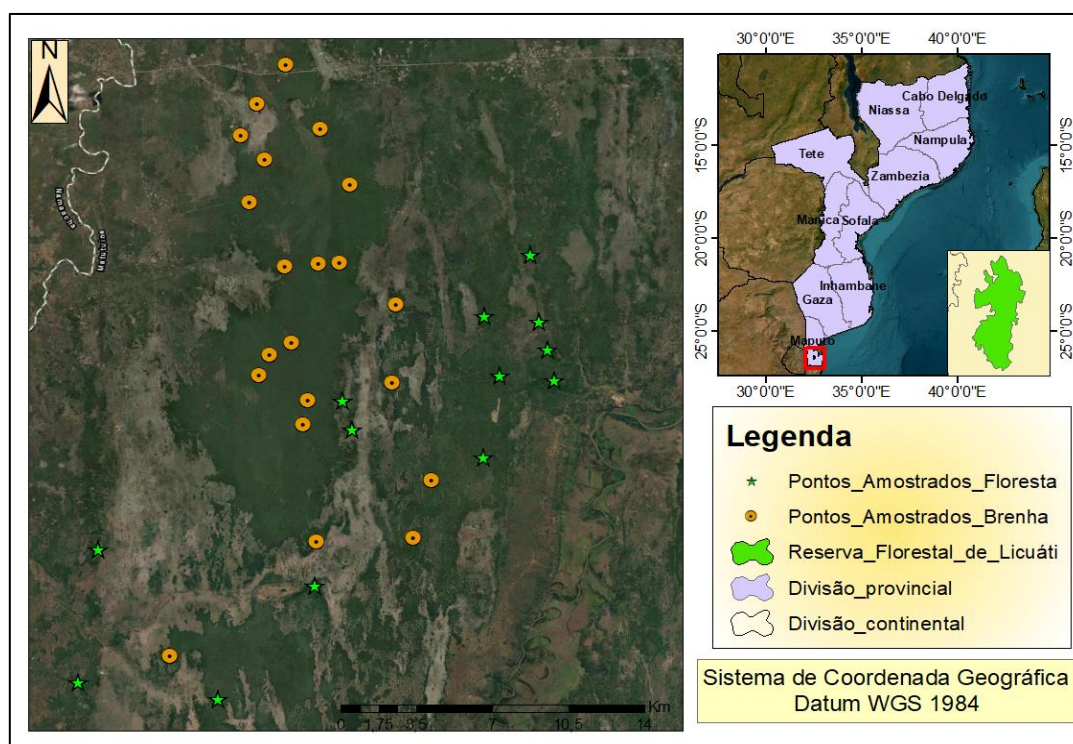


Figura 4. Pontos de amostragem, na RFL e áreas adjacentes. (Elaborado pela autora).

6.2 Recolha de dados

A colheita de dados foi entre os meses de Agosto e Setembro de 2023. As coordenadas dos pontos de amostragem foram inseridas num aparelho de Global Position System (GPS), para auxiliar a sua localização no campo. No campo, em cada ponto de amostragem foi demarcado

uma parcela de 50 x 20 cm usada para o levantamento de dados de composição específica e estrutura da vegetação (CEAGRE, 2022). É recomendado para estudos que incluem espécies arbóreas, a utilização de parcelas retangulares de 20 x 50 metros IBGE (2012), o que favorece uma melhor amostragem da heterogeneidade estrutural e florística da vegetação.

Foram identificados, contados e medidos todos os indivíduos que enraizavam dentro das parcelas, considerando-se aqueles com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm, medido a 1,30 m do solo com o auxílio de uma suta. Para indivíduos com bifurcação abaixo dessa altura, o DAP foi medido separadamente, e cada tronco foi considerado um indivíduo separado. As alturas totais dos indivíduos foram estimadas visualmente. As medidas de DAP e altura foram utilizadas para a caracterização da estrutura da vegetação.

O reconhecimento das espécies no campo foi feito com base em guias de campo (Van Wyk & Van Wyk, 2013; Burrows *et al.*, 2018). Os espécimes que não puderam ser reconhecidos no campo foram coletados amostras para posterior identificação ou confirmação no Herbário da Universidade Eduardo Mondlane (LMU).

6.3 Análise de dados

Os dados foram colhidos no campo e agregados numa planilha, no software Microsoft Excel 2010.

6.3.1 Composição florística

6.3.1.1 Similaridade/dissimilaridades

Foi usada a análise de agrupamento hierárquico (*hierarchical clustering*), para identificar possíveis conglomerados de parcelas que pudessem formar potenciais comunidades vegetais. Esses conglomerados foram depois visualizados com recurso ao Escalonamento multidimensional não-métrico (*Non-metric multidimensional scaling* – NMDS), que tem como base uma matriz de distância utilizando o índice de Similaridade de Bray-Curtis para análise de agrupamento hierárquico (Hammer *et al.*, 2001).

Para verificar se existem diferenças significativas entre os agrupamentos foi usada a análise de similaridade (ANOSIM - *Analysis of Similarities*) unifatorial, um teste não-paramétrico de diferença significativa entre dois ou mais grupos baseados numa medida de distância, usando o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke, 1993; Clarke e Gorley, 2001). O resultado desta análise de similaridade, quando o R está próximo de 1 significa que há dissimilaridade entre os grupos e, quando próximo de 0 indica similaridade entre os grupos em análise.

Para identificar as espécies responsáveis pela similaridade/dissimilaridade entre os grupos de amostras, foi utilizada a análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER- *Similarity Percentage*) (Clarke, 1993). Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico Past, versão 4.03.

6.3.1.2 Diversidade de espécies

Para expressar a diversidade de espécies em cada amostra foram usados os índices de Shannon-Weaver, índice de equitabilidade de Pielou, a partir do software estatístico *Ecological Methodology* por Krebs (2014), e índice de valor de importância.

O índice de diversidade de Shannon (H'), foi calculado usando a equação (1) de Shannon Weaver (1948):

Índice de Shannon-Weaver (H')

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Onde:

p_i = Abundância relativa da espécie i na amostra

$p_i = n_i / N$

n_i = número de indivíduos de espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

$\log_2$ = número total de indivíduos amostrados

S = Números de espécies

A equitabilidade (ou uniformidade) de Pielou avalia o grau de uniformidade na abundância das espécies em uma comunidade, sendo calculada pela razão entre a diversidade observada e a diversidade máxima possível, conforme a equação (2) abaixo de Pielou (1966):

Índice de Equitabilidade (J')

$$J' = \frac{H'(\text{observado})}{H'(\text{máximo})}$$

Onde:

H'_{obs} = índice de Shannon- Weaver

H'_{max} = diversidade máxima

O índice de Valor de Importância (IVI), avalia a importância ecológica relativa de cada espécie em uma comunidade vegetal, considerando sua dominância, frequência e densidade. Ele é calculado pela média dos três parâmetros relativos pela seguinte equação (3), Curtis (1951):

Índice de Valor de Importância (IVI)

$$IVI_i = DR_i + DoR_i + FR_i$$

Onde:

DR_i = densidade relativa (%) da i-ésima espécie

DoR_i = dominância relativa (%) da i-ésima espécie

FR_i = frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal

Para comparar se existem diferenças significativas na diversidade de espécies e equitabilidade entre os tipos de vegetação, testou-se a distribuição dos dados a partir do teste de Shapiro-Wilk test onde apresentaram distribuição normal obtendo (SW-W= 0,9555 e o p- value=0,1448, $P > 0,05$) para diversidade de espécies e (SW-W = 0,9565 e o p- value=0,1562, $P > 0,05$) para equitabilidade, onde aplicou-se o teste T para amostras independentes usando o software estatístico *STATISTICA* 10.0 (StatSoft, 2011), a um nível de significância de 0,05.

6.3.2 Estrutura da brenha e floresta

6.3.2.1 Distribuição de Classes Diamétrica (“*Size Class Distribution*” – SCD)

Para verificação do modelo de distribuição de classe diamétrica, foram determinadas as amplitudes de classes de diâmetros dos de indivíduos por classe.

Número das classes

$$K = \sqrt{n}$$

Onde:

n = número de amostra

K = número de classes

Amplitude de classes

Determinada de acordo com Schmidt (2017) a partir da fórmula:

$$H = \frac{X \text{ máximo} - X \text{ mínimo}}{K}$$

Onde:

H = tamanho de classes

X = diâmetro

K = número de classes

Frequência Absoluta

$$FAi = \frac{pi}{p} \times 100$$

Onde:

FAi = frequência absoluta da i -ésima espécie na comunidade vegetal;

pi = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorre;

p = número total de unidades amostrais.

Frequência Relativa

$$FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^N FA_i} \right) \times 100$$

Onde:

FR_i= frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

FA_i= frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

N = número de espécies amostradas.

Foram escolhidas somente espécies com maior valor de IVI (>14), para avaliar a distribuição por classes diamétrica (SCD), pelo facto de que essas espécies desempenhem um papel ecológico significativo na estrutura da comunidade vegetal. Ao concentrar a análise nas espécies com maior IVI, obtém-se uma compreensão mais precisa da estrutura e dinâmica da vegetação, facilitando a identificação de padrões de crescimento, recrutamento e regeneração (Everard *et al.*, 1995).

6.3.2.2 Fisionomia (rácio altura/diâmetro- H/D) das árvores

Com o auxílio do Microsoft Excel 2010, foi calculado o DAP médio e altura média de cada espécie para cada habitat, e foram elaborados os gráficos de relação H/D (altura/diâmetro), onde no eixo das ordenadas (Y) temos a altura média e no eixo das abcissas (X), temos o DAP médio.

Para relacionar o diâmetro e a altura dos indivíduos foi feita a análise de correlação linear de *Spearman* (*Spearman correlation*) usando o software estatístico *STATISTICA* 10.0 (StatSoft, 2011), a um nível de significância de 5%, dado que os diâmetros e as alturas não apresentavam distribuição normal para ambos habitats (brenha e floresta), onde para brenha foi (SW-W = 0,8539; p = 0,0050 nos diâmetros; SW-W = 0,7483; p = 0,0001 nas alturas) e para floresta foi (SW-W = 0,8311; p = 0,0073 nas alturas e SW-W = 0,8154; p = 0,0044 nos diâmetros).

6.3.3 Modelo de granulação

Para verificar se a composição no estrato superior era similar /dissimilar do estrato inferior na mesma parcela, foram definidos os estratos inferior e superior para ambos habitats (brenha e floresta), com base na altura da vegetação, pois é uma variável ligada à sucessão ecológica e à competição por recursos Kent (2012), e verificação de espécies que ocorrem mais em um estrato do que no outro, permitindo uma melhor interpretação da granulação da vegetação (Turner & Gardner, 2015).

- Para brenha: Estrato inferior- $\leq 4\text{m}$; Estrato superior- $> 5\text{m}$
- Para floresta: Estrato inferior- $\leq 2- 10\text{m}$; Estrato superior- $> 10\text{m}$

Para diferenciar os estratos inferior e superior nos habitats analisados (brenha e floresta), foi adotado um sistema de codificação numérica, no qual foi acrescentado um zero à numeração original das parcelas do estrato inferior, enquanto as parcelas do estrato superior mantiveram a numeração original. Por exemplo: brenha, estrato superior, parcela mantida com a numeração original (ex: B20) e para o estrato inferior, um zero foi adicionado ao final (ex: B200); floresta, estrato superior, parcela mantida com a numeração original (ex: F1) e para estrato inferior, um zero foi adicionado ao final (ex: F10).

Foi realizada uma análise de agrupamento hierárquico (*hierarchical clustering*), para identificar possíveis conglomerados dos estratos superior e inferior nas parcelas que pudessem formar potenciais comunidades vegetais. Esses conglomerados foram visualizados com recurso ao escalonamento multidimensional não-métrico (*Non-metric multidimensional scaling* – NMDS), que tem como base uma matriz de distância utilizando os Índices de Similaridade de Bray-Curtis (Hammer *et al.*, 2001), a fim de verificar o grau de similaridade ou dissimilaridade entre os estratos superior e inferior em termos de composição específica por parcela em cada habitat.

Para representar graficamente a disposição das diferentes amostras e verificar se existem diferenças significativas entre os agrupamentos foi usado o NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*) e o ANOSIM (*Analysis of Similarities*) unifatorial, nomeadamente, um teste não-paramétrico de diferença significativa entre dois ou mais grupos baseados em uma medida de distância, usando o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke, 1993; Clarke e Gorley, 2001). O ANOSIM, quando o R está próximo de 1, significa que há dissimilaridade entre os grupos e mais para 0 há similaridade.

7. Resultados

7.1 Características florísticas

7.1.1 Composição florística de brenha e floresta

No total foram registrados 9191 indivíduos sendo 5906 na brenha e 3285 na floresta. Estes indivíduos perfazem 163 espécies (126 na brenha e 128 na floresta). A brenha e floresta são representados por 35 e 40 famílias, respectivamente. As famílias Rubiaceae, Fabaceae e Euphorbiaceae são comuns para ambos habitats, sendo representadas por 20,63% (26), 8, 73% (11) e 7,14% (9) espécies na brenha; e 17,19% (22), 10,16% (13), e 6,25% (8) espécies na floresta.

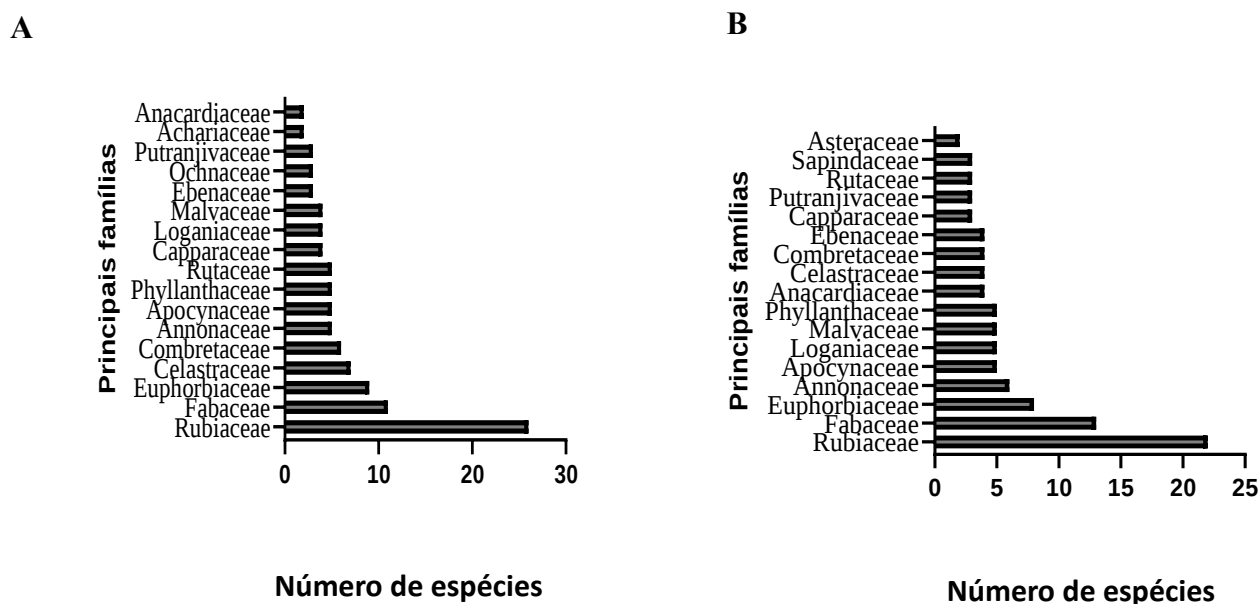


Figura 5. Famílias mais representativas na brenha (A) e floresta (B) na Reserva florestal de Licuáti e áreas adjacentes.

7.1.2 Similaridade/Dissimilaridade da composição florística entre os habitats

A análise de agrupamento hierárquico (*Cluster hierarchy Analysis*) agregou as 37 parcelas em grupos como mostrado no dendrograma (em Anexo 1). Os resultados mostram uma aparente separação entre as parcelas de brenha e de floresta. Entretanto, existe uma tendência de parcelas de brenha aparecerem misturadas com as de floresta (B19, F45 e F59) e vice-versa (F1, F7 e B28), não havendo, deste modo, grupos formados unicamente por parcelas de florestas ou brenha.

A representação gráfica obtida pela ordenação (NMDS) das parcelas baseada no índice de Bray-Curtis confirma esta tendência de agregação de parcelas de brenha e floresta, de forma mista, sem mostrar grupos que sejam dominados unicamente por parcelas de um ou outro habitat. Um agrupamento denso dominado por parcelas de brenha (por exemplo: B10, B12, B19 e B50) no centro do gráfico inclui também parcelas de florestas (por exemplo: F6, F14, F25). No extremo direito do gráfico encontram-se parcelas maioritariamente de floresta (F1, F7, F44, F43 e F26) a mistura com parcelas de brenha (B41, B28, B48 e B30).

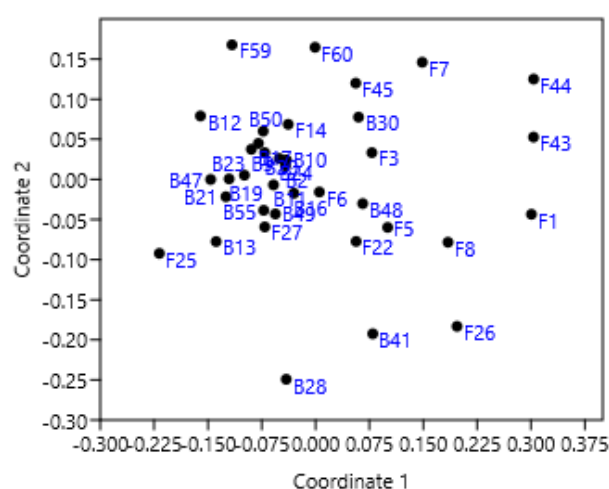


Figura 6. Gráfico de ordenação NMDS que mostra que as parcelas de floresta e brenha não formam grupos específicos e distintos quanto a composição florística (stress= 0,2351).

O teste de similaridade (ANOSIM) entre as parcelas de brenha e floresta mostrou um valor de $R=0,3001$ ($P=0,0003$).

O teste da percentagem de similaridade (SIMPER) indicou que as espécies que mais contribuem para a similaridade/dissimilaridade em ambos, brenha e floresta são: *Acridocarpus natalitius* (7,95%), *Croton pseudopulchellus* (7,15%), *Brachylaena discolor* (7,10%), *Mystroxydon aethiopicum* (5,51%) e *Combretum celaistroides* (5,13%) (em Anexo 2).

7.1.3 Diversidade de espécies

A floresta apresentou maior valor de índice de diversidade de Shannon-Weaver comparada a brenha. Quanto ao índice de equitabilidade de Pielou a tendência foi a mesma do índice de Shannon-Weaver (tabela 2).

Tabela 2. Índices ecológicos calculados para os dois habitats (brenha e floresta) na paisagem do Licuáti e áreas adjacentes.

Parâmetros	Brenha	Floresta
Índice Diversidade de Shannon-Weaver (H')	3,52	3,96
Índice Equitabilidade Pielou (J')	0,72	0,81

Na comparação da diversidade de espécies e equitabilidade entre os habitats, foi possível a partir do teste estatístico t- student, ao nível de significância de 5%, demonstrar que existem diferenças significativas na diversidade de espécies e equitabilidade entre ambos habitats (p-value= 0,000). (Anexo 3)

7.2 Estrutura dos habitats

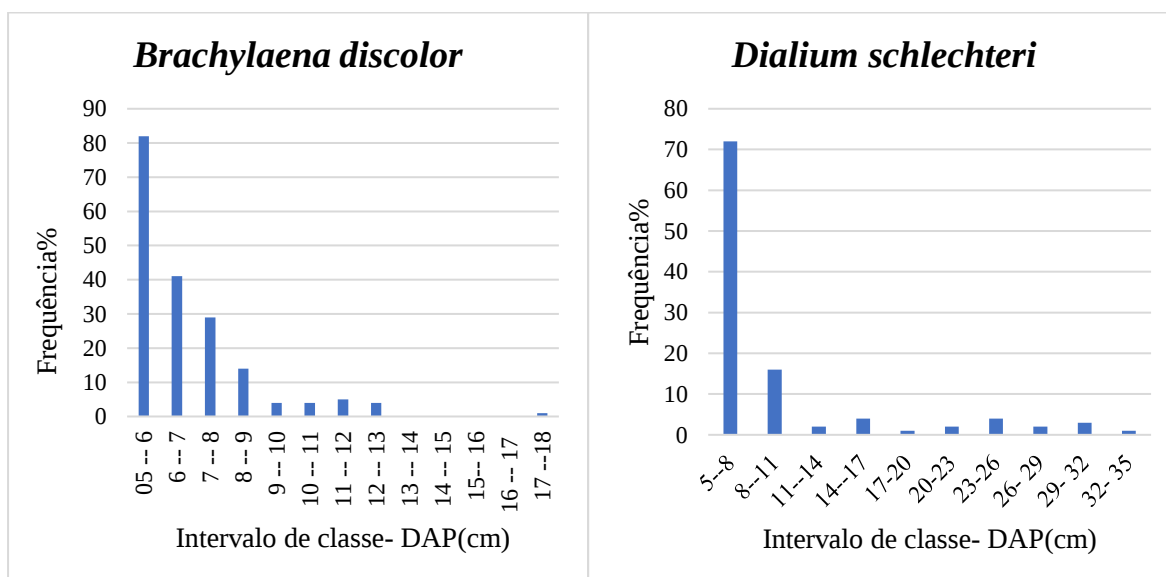
7.2.1 Índice de Valor de Importância- IVI

Foi possível verificar a partir dos resultados de IVI para brenha que as cinco espécies com maior valor de IVI foram *Brachylaena discolor* (31,62), *Dialium schlechteri* (20,56), *Pтелиopsis myrtifolia* (20,35), *Hymenocardia ulmoides* (18,96), *Croton pseudopulchellus* (18,04), e para floresta as cinco espécies com maior valor de IVI foram: *Dialium schlechteri* (30,96), *Margaritaria discoidea* (24,92), *Hymenocardia ulmoides* (17,32), *Afzelia quanzensis* (5,54), *Combretum celaistroides* (14,71). Do resultado verificou-se que tanto a espécie *Dialium schlechteri* assim como a espécie *Hymenocardia ulmoides* aparecem em ambos habitats (em Anexo 4).

7.2.2 Distribuição de Classes Diamétrica (Size Class Distribution – SCD)

De acordo com os resultados, as populações dos indivíduos das 5 espécies com maior IVI na brenha e floresta apresentaram padrões mistos de distribuição diamétrica entre J-invertido, desde unimodal a multimodal. Para brenha, as espécies *Brachylaena discolor*, *Dialium schlechteri*, *Pтелиopsis myrtifolia* e *Hymenocardia ulmoides* apresentaram o modelo de J-invertido. Contudo, a *Croton pseudopulchellus* apresentou um modelo unimodal. Na floresta, as populações de espécies de *Dialium schlechteri*, *Margaritaria discoidea* e *Combretum celaistroides* apresentaram o modelo de J- invertido, contrariamente, a *Hymenocardia ulmoides* e *Afzelia quanzensis* apresentaram modelos bimodal e multimodal, respectivamente (figura 7 e 8).

❖ Brenha



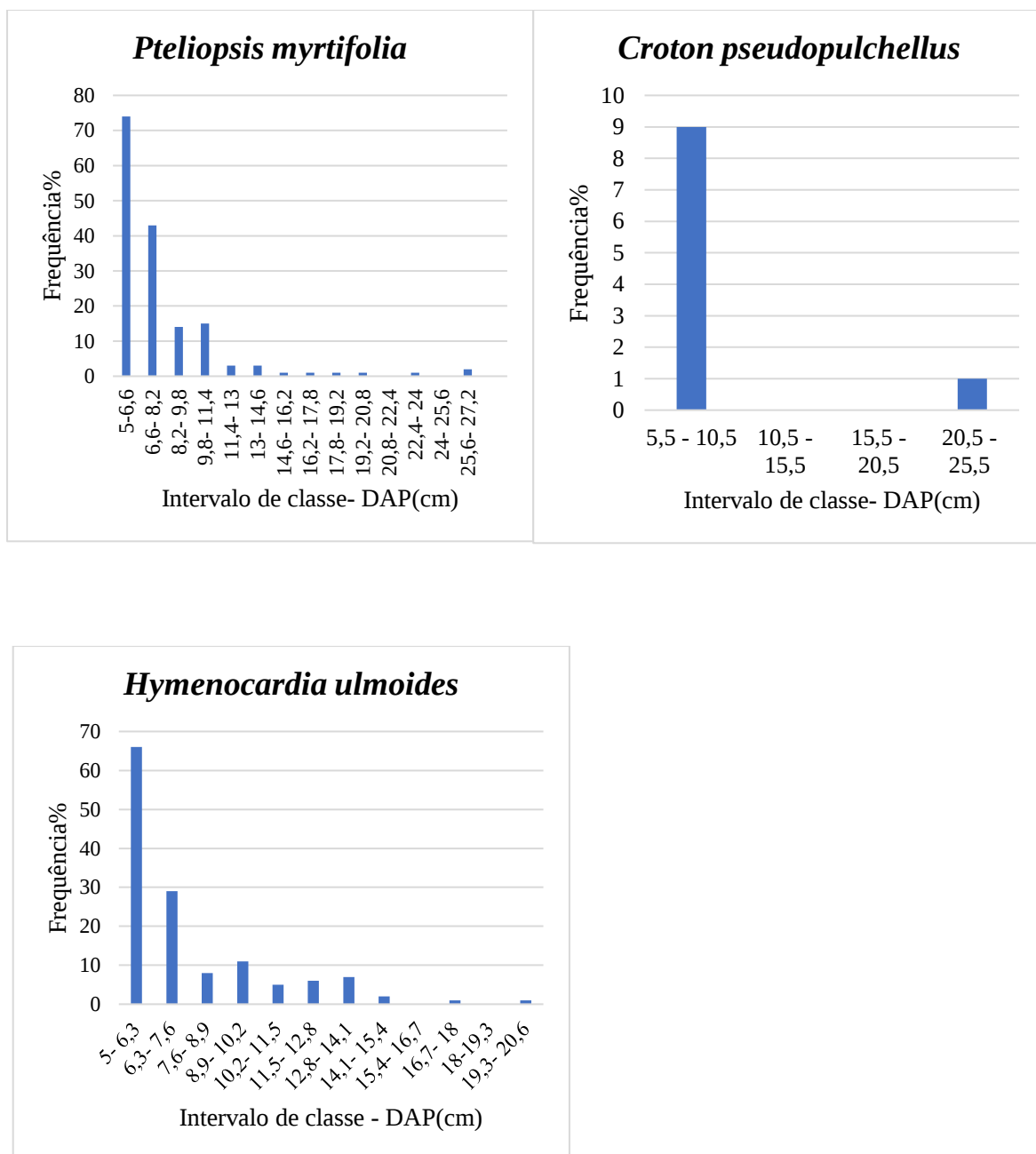


Figura 7. Distribuição diamétrica em intervalos de classe de 5 espécies da brenha com maior valor de IVI.

❖ Floresta

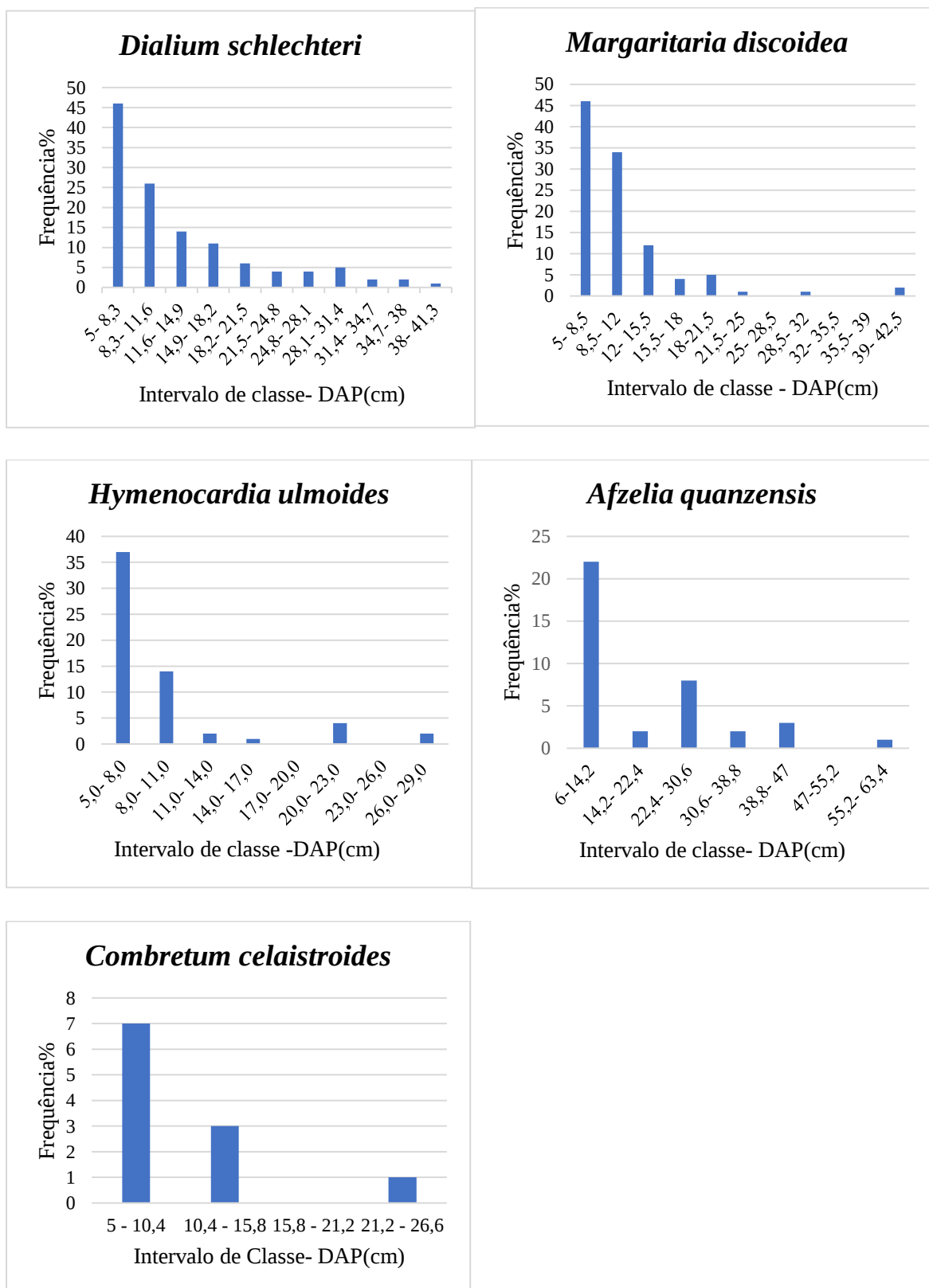


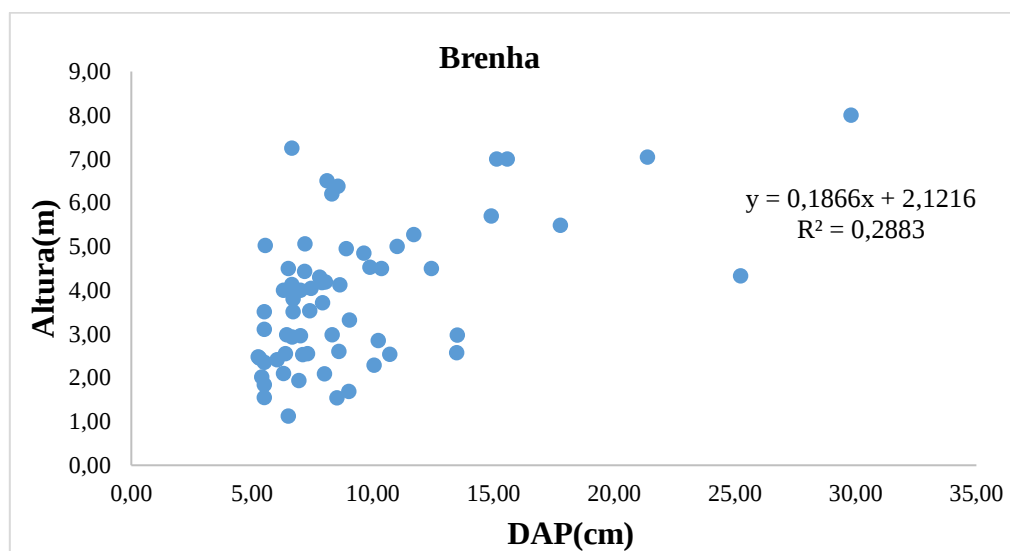
Figura 8. Distribuição diamétrica em intervalos de classe de 5 espécies da floresta com maior valor de IVI.

7.2.3 Fisionomia (rácio altura/diâmetro) de todos indivíduos da brenha e floresta

Na brenha, os indivíduos apresentaram valores de DAP médio $8,31 \pm 4,39$ (δ /SD) variando entre 5cm e 45cm, enquanto a altura média $5,56 \pm 1,86$ (δ /SD) oscilou entre 1,5m e 15m. Por outro lado, na floresta, o DAP médio $11,5 \pm 7,95$ (δ /SD) variando de 5cm a 68,6cm e altura médio $9,66 \pm 3,64$ (δ /SD) entre 2m e 25m (Anexo 5).

O gráfico de H/D (figura 9), a correlação (R^2) foi fraca em ambos os habitats sendo 0,28 para brenha e 0,04 na floresta.

O teste estatístico de correlação de *Spearman* entre o diâmetro médio e altura média foi de $-0,28$ ($p < 0,05$), indicando uma relação negativa e fraca. Para floresta a correlação de *Spearman* mostrou o valor de $-0,27$ ($p < 0,05$). (Anexo 6)



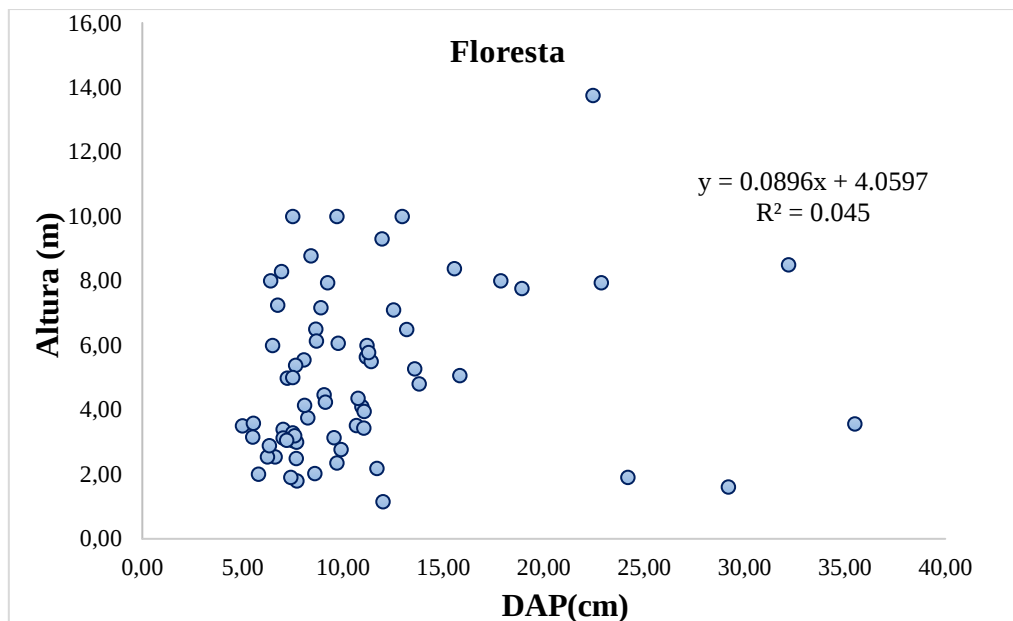


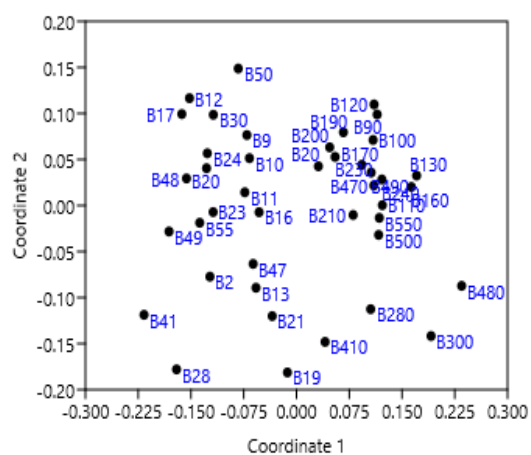
Figura 9. Variação da fisionomia (altura/diâmetro- H/D) de todos indivíduos das espécies da brenha e floresta.

7.3 Avaliação do estágio sucessional da brenha e floresta- Modelo de Granulação

Dos resultados obtidos pelo gráfico de ordenação (NMDS) das parcelas baseada no índice de Bray-Curtis (figura 10), verificou-se que na floresta existem dois agrupamentos densos. Um agrupamento denso de parcelas dos estratos superior e inferior no extremo esquerdo do gráfico, onde as parcelas do estrato superior (F1, F6, F8, F55) encontram-se misturadas com as parcelas do estrato inferior (F10, F60, F80, F550). As parcelas F70, F260 e F590 constituem um outro grupo mais para a direita no gráfico. Neste último grupo, embora separado do primeiro, são uma mistura de estrato inferior (F70, F260 e F590). Para a brenha verificou-se que as parcelas do estrato superior encontram-se espalhadas no extremo esquerdo (por exemplo B9, B20, B48, B28) distantes das parcelas do estrato inferior que se encontram no extremo direito (por exemplo B90, B200, B480 e B280).

O teste de análise de similaridade (ANOSIM) entre as parcelas do estrato superior e estrato inferior da brenha mostrou um valor de $R=0,6953$ ($p=0,0001$), enquanto as parcelas do estrato superior e estrato inferior da floresta mostrou um valor de $R= 0,379$ ($p=0,0001$).

A



B

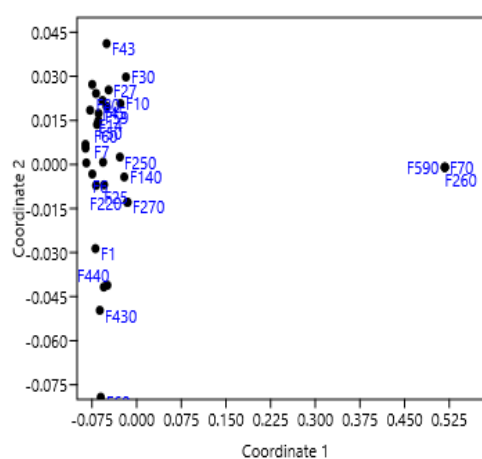


Figura 10. Ordenação das parcelas superiores e inferiores baseada na composição florística e abundância relativa das espécies na brenha (A) e floresta (B) no pacote NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling). (Brenha stress=0,273) e (Floresta stress=0,437)

8. Discussão

8.1 Composição florística

8.1.1 Similaridade/ Dissimilaridade e diversidade entre os habitats floresta e brenha

Habitats próximos, são esperados possuir similaridade em termos de composição florística porque as condições ambientais de ambos são similares (Willis, 1979; Piratelli *et al.*, 2005). Os resultados da análise hierárquica e a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) mostraram tendência de similaridade na composição de espécies entre a floresta e a brenha, confirmados pelo teste de análise de similaridade (ANOSIM) ($R=0,3001$; $P=0,0003$). Estes resultados sugerem que ambos habitats são similares, como tal, as comunidades compartilham entre si um número considerável de espécies. A análise de percentagem de similaridade (SIMPER) mostrou que as espécies *Acridocarpus natalitius* (7,96%), *Croton pseudopulchellus* (7,15%), *Brachylaena discolor* (7,11%), *Mystroxydon aethiopicum* (5,51%) e *Combretum celaistroides* (5,13%) são as que mais contribuem para esta similaridade entre a floresta e a brenha.

Estudos anteriores (e.g. Izidine *et al.*, 2008; Mathews, 2010; CEAGRE, 2022) realizados nesta ecorregião de *Maputaland* suportam esta similaridade de composição florística da floresta e brenha. Por exemplo, Mathews (2010) aponta que existe uma alta similaridade entre a vegetação do Maputaland e atribui ao facto, à homogeneidade de factores ambientais, como precipitação e solos arenosos, que não impõem fortes pressões seletivas sobre as espécies. Um estudo recente conduzido por CEAGRE (2022), nesta área de Licuáti, também demonstrou que a floresta e brenha são similares em termos de composição específica, o que sugere uma possível continuidade ecológica entre ambos habitats.

A similaridade observada entre a floresta e brenha em Licuáti neste estudo, pode ser explicada pela proximidade dos habitats, conectividade dos habitats e/ou pela teoria da sucessão ecológica. A proximidade de habitats facilita a continuidade dos elementos vegetacionais, cria condições favoráveis para a dispersão de sementes e o deslocamento de espécies generalistas (incluindo a fauna), contribuindo para a manutenção da diversidade local (Fahrig, 2003; Higuchi *et al.*, 2018).

A conectividade e a estrutura semelhante da vegetação permitem que espécies ocorram ao longo de toda a extensão da paisagem, facilitando a rotatividade de espécies e possibilitando o fluxo biológico e a dispersão entre os habitats (Buque, 2024). O estudo realizado por Buque (2024), analisou a partição da diversidade beta entre os habitats, e revelou que a substituição

das espécies (turnover) é o principal mecanismo que determina o padrão de distribuição de espécies entre os habitats em Licuáti, o que reforça a similaridade estrutural entre a brenha e a floresta. Essa substituição das espécies é fundamental para a resiliência e estabilidade das comunidades biológicas, promovendo a persistência da biodiversidade a longo prazo.

Por sua vez, a teoria de sucessão ecológica dispõe que as comunidades vegetais em estágios iniciais e intermediários podem compartilhar espécies devido à alta taxa de colonização e competição por recursos (Connell & Slatyer, 1977, Chazdon, 2008). Esta interpretação é apoiada por Finegan (1996), que observou padrões semelhantes em florestas tropicais secundárias, onde espécies pioneiras dominam em estágios iniciais, enquanto espécies tolerantes à sombra se estabelecem à medida que a sucessão avança. A floresta e brenha de Licuáti estão sob perturbação antropogénica, sendo caracterizada por ocorrência de clareiras que decorrem da exploração de recursos florestais (lenha e carvão) e dominadas por espécies pioneiras. Como corolário, as espécies pioneiras tais como *Acridocarpus natalitius*, *Croton pseudopulchellus*, *Brachylaena discolor* são as que mais contribuem para a similaridade de ambos habitats (van Wyk & Smith, 2001; Siebert e Mössmer, 2002). Estas espécies são caracterizadas de possuir elevada plasticidade ecológica, tolerante a condições de estresse hídrico, maior capacidade competitiva o que pode explicar sua presença em ambos habitats (Grime, 1977; Shmida e Wilson, 1985).

8.1.2 Diversidade de espécies

De acordo com a literatura (exemplo: Connell, 1978; Chazdon, 2008) habitats florestais em estágio clímax geralmente abrigam um maior número de espécies devido à complexidade estrutural e à estabilidade ambiental, que permitem a coexistência de espécies com diferentes estratégias de vida. Neste caso esperava-se que a floresta apresentasse valores maiores nos índices de diversidade e equitabilidade quando comparada com a brenha.

Os resultados corroboraram com este pressuposto. A diversidade de espécies na floresta ($H' = 3,96$) foi estatisticamente superior (teste t, $p=0,000$) em relação a brenha ($H' = 3,52$), o que mostra que as espécies de plantas na floresta são mais diversas que na brenha. A mesma tendência foi observada quanto à equitabilidade, estatisticamente superior (teste t, $p=0,000$) a floresta apresentou maior valor de índice de equitabilidade de Pielou com 0,81 e a brenha com 0,72, sugerindo que as espécies de plantas na floresta e na brenha estão distribuídas de forma uniforme.

Os resultados, neste estudo, são consistentes com estudos feitos na ecorregião de *Maputaland*, onde florestas costeiras demonstraram maior diversidade e equitabilidade em comparação com vegetação arbustiva. Matthews *et al.*, (2001) observaram que florestas maduras dentro da ecorregião de *Maputaland* do lado da África do Sul, apresentam índices de diversidade superiores a 4,0, enquanto brenhas adjacentes apresentam valores próximos a 3,5. E, segundo alguns autores (Gliessman, 2001; Felfili e Rezende, 2003), ecossistemas naturais relativamente diversificados apresentam índice de diversidade de Shannon-Weaver entre 3 e 4. Ainda, Vellend (2010) indicam que o índice de Shannon-Weaver cresce à medida que aumenta a riqueza de espécies.

A alta diversidade e equitabilidade de espécies observadas na floresta, podem ser atribuídas à maior complexidade estrutural. A complexidade estrutural na floresta, proporciona uma ampla variedade de nichos ecológicos, permitindo a coexistência de espécies o que permite uma distribuição mais equilibrada das espécies (van Wyk e Smith, 2001; Shostell e Williams, 2007; Buque 2024). Em florestas maduras, a competição por luz favorece a coexistência de espécies tolerantes à sombra, promovendo maior equitabilidade (Poorter *et al.*, 2006). Na brenha, a menor estrutura vertical leva à competição directa por luz, favorecendo a dominância de espécies adaptadas a ambientes abertos, resultando em menor equitabilidade. Esse padrão, conforme Grime (1973), ocorre porque habitats abertos favorecem espécies ruderais, enquanto florestas estruturadas promovem uma distribuição mais equilibrada.

No entanto, estes resultados (neste estudo) são contrários aos obtidos num estudo recente, na mesma área (CEAGRE, 2022), onde a brenha teve maior índice de diversidade seguida da floresta. Provavelmente, aspectos metodológicos podem ter contribuído para as diferenças verificadas. Segundo Gama *et al.* (2003), diferenças nos métodos (amostragem, levantamento de dados) podem influenciar nos resultados do estudo.

8.2. Estrutura dos habitats

8.2.1 Distribuição de Classes Diamétrica (Size Class Distribution – SCD)

Tipos de vegetação estáveis tendem a apresentar um padrão de distribuição diamétrica das espécies denominado por “J invertido”. Esse padrão é típico de comunidades onde a sucessão é caracterizada por equilíbrio entre recrutamento contínuo e alta mortalidade de indivíduos menores (Swaine e Whitmore, 1988; Hubbell, 2001). Em geral, as populações dos indivíduos das 5 espécies com maior IVI na brenha e floresta apresentaram padrões mistos de distribuição diamétrica entre J-invertido, unimodal a multimodal. Na brenha, a *Brachylaena discolor*,

Dialium schlechteri, *Pтелиopsis myrtifolia* e *Hymenocardia ulmoides* apresentam o modelo de J-invertido. Contudo, a *Croton pseudopulchellus* apresenta um modelo unimodal. Na floresta, por sua vez, as populações de espécies de *Dialium schlechteri*, *Margaritaria discoidea* e *Combretum celaistroides* tendem a apresentar o modelo J- invertido, contrariamente, a *Hymenocardia ulmoides* e *Afzelia quanzensis* apresentam modelos bi e multimodal, respectivamente.

As populações que apresentam o modelo J-invertido são consideradas estáveis, isto é, existe um número maior de indivíduos nas primeiras classes diamétricas seguido de uma redução progressiva no número desses indivíduos ao longo das classes superiores. A maior frequência de indivíduos jovens pode estar associada à dinâmica da regeneração natural, onde espécies pioneiras estabelecem-se rapidamente após distúrbios (Grime, 1973; Norden *et al.*, 2015). Essa interpretação é apoiada por (Izidine, 2003; Trindade *et al.*, 2019; Sidat *et al.*, 2021; Zacarias, 2021; CEAGRE, 2022), onde observaram resultados semelhantes em que pressões antropogénicas, como a exploração selectiva de madeira, queimadas descontroladas e a colheita de lenha, impactam a dinâmica sucessional, alterando a distribuição diamétrica e altura, comprometendo assim a persistência das espécies.

Entretanto, os padrões de distribuição diamétrica da *Croton pseudopulchellus*, *Hymenocardia ulmoides* e *Afzelia quanzensis* podem indicar variações nos processos ecológicos que afectam essas espécies. A *Croton pseudopulchellus* é uma espécie pioneira com maior densidade dos seus indivíduos na primeira classe, muito comum em clareiras da brenha. Mathews (2019) investigou a dinâmica da sucessão ecológica em habitats costeiros e relatou que áreas de vegetação aberta, como a brenha, são frequentemente dominadas por espécies pioneiras e um padrão de distribuição diamétrica com um decréscimo rápido da frequência à medida que o diâmetro aumenta. Esse padrão foi interpretado como um reflexo da competição intensa por recursos e da rápida substituição de espécies ao longo do tempo. A heterogeneidade ambiental e a competição por luz, sendo factores determinantes na estruturação das populações arbóreas, as espécies de ambientes mais abertos, como a brenha, competem por luz de forma mais directa, favorecendo o recrutamento rápido (Poorter *et al.*, 2006; Lasky *et al.*, 2014; Wright *et al.*, 2017).

A *Hymenocardia ulmoides* e *Afzelia quanzensis* são espécies exploradas para diferentes finalidades em Licuati. A *H. ulmoides* é usada no fabrico de carvão enquanto a *A. quanzensis* é uma das espécies florestais exploradas pelo seu valor madeireiro (CEAGRE, 2022). A

exploração destas espécies para diferentes finalidades pode estar a interferir na distribuição diamétrica das suas populações na floresta. Alguns autores (exemplo: Lasky *et al.*, 2014; Norden *et al.*, 2015; Mathews, 2019) observaram que a presença de múltiplos picos na distribuição de algumas espécies em florestas mais estruturadas, indicava coexistência de diferentes grupos funcionais, ou uma sucessão em andamento, onde algumas espécies da copa estão gradualmente substituindo as espécies pioneiras (Chazdon, 2008; Rozendaal & Chazdon, 2015) e, isto, pode ser uma explicação para os padrões encontrados na presente pesquisa.

8.2.2 Fisionomia (Porte de árvores)

A análise da estrutura dos habitats mostra que a brenha apresenta indivíduos com DAP entre 5 e 45 cm e altura entre 1,5m e 15m, enquanto a floresta apresenta, DAP entre 5 e 68,6 cm e altura entre 2,0m e 25m. Indicando que a floresta possui uma estrutura mais complexa e estratificada, típica de comunidades maduras, com árvores de maior porte e maior diversidade de nichos (Clark & Clark, 2000; Ledo *et al.*, 2018). Por outro lado, a estrutura simples da brenha sugere uma vegetação em estágio sucessional intermediário, com predomínio de espécies de menor porte e crescimento rápido, frequentemente associadas a ambientes mais abertos ou sujeitos a perturbações (Finegan, 1996; Chazdon, 2008).

A relação entre H/D das árvores varia conforme o estágio sucessional, a composição florística e factores ambientais, incluindo a influência humana. Os resultados indicaram que a brenha apresenta uma relação H/D moderada ($R^2=0,28$), o que sugere maior variação estrutural, característico de presença de indivíduos que crescem em altura do que em diâmetro. Na floresta verificou-se baixa correlação entre H/D ($R^2 = 0,04$), o que pode indicar uma estrutura mais heterogênea e complexa, típico de florestas maduras com estratificação vertical bem definida.

Alguns autores (exemplo: Hoffmann *et al.*, 2012; Chave *et al.*, 2014) destacam que comunidades pioneiras apresentam correlação moderada, pois espécies em estágios sucessionais iniciais tendem a investir mais em crescimento em altura do que em diâmetro. Por tratar-se de ambientes abertos, na brenha, o crescimento em altura não é a principal estratégia competitiva, mas sim a robustez estrutural proporcionada pelo aumento do diâmetro (Melo *et al.*, 2019; Mendes *et al.*, 2021), uma vez que a competição para a luz é menos intensa (Finegan, 1996; Chazdon, 2003; Lasky *et al.*, 2014). A distribuição do diâmetro e da altura de plantas neste tipo de vegetação reflecte os tais padrões sucessionais típicos de espécies pioneiras e arbustos (Wang & Rennolls, 2005). Por exemplo, a dominância de espécies pioneiras como *Acridocarpus natalitius*, *Croton pseudopulchellus* e *Brachylaena discolor*, reforça presença

desses padrões sucessionais, pois estas espécies têm crescimento rápido, adaptação a ambientes perturbados e alta tolerância a estresses ambientais (Siebert & Mössmer, 2002).

Em relação a floresta, era esperado que a relação entre altura e diâmetro fosse mais forte, devido à competição por luz e estratificação vertical, um padrão observado em diversas florestas tropicais maduras (Chave *et al.*, 2014; Rozendaal & Chazdon, 2015). Entretanto, a linha de tendência quase horizontal ($R^2 = 0,04$) sugere uma baixa correlação entre H/D. Estes resultados corroboram com estudos anteriores (exemplo, Poorter *et al.*, 2006), onde a baixa correlação entre H/D em florestas maduras foi atribuída devido à complexidade estrutural e à heterogeneidade de nichos.

Por exemplo, a competição intensa por luz, faz com que algumas espécies cresçam rapidamente em altura para ter acesso à copa, enquanto outras investem em diâmetro para suporte e longevidade (Santos *et al.*, 2018; Araujo *et al.*, 2020; Carvalho e Souza, 2022), o que resulta numa ampla variação de tamanhos e formas de árvores, o que pode justificar a baixa correlação observada. A heterogeneidade ambiental, como variação na fertilidade do solo e disponibilidade de água, pode influenciar no crescimento das árvores de forma diferente em cada espécie (Curtis, 1967; Oliveira *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021). Estudos conduzidos na região de *Maputaland* indicam que factores edáficos e microclimáticos exercem forte influência na estrutura das comunidades vegetais (Van Wyk & Smith, 2001; Izidine *et al.*, 2003; CEAGRE, 2022).

Segundo a teoria da sucessão ecológica (Connell & Slatyer, 1977), comunidades pioneiras apresentam maior variação no crescimento devido à plasticidade fenotípica das espécies e à rápida colonização de ambientes abertos. Em contrapartida, florestas mais estabelecidas seguem um padrão de alocação de recursos mais especializado, favorecendo espécies tolerantes à sombra e de crescimento mais lento (Chazdon, 2008; Rozendaal & Chazdon, 2015).

8.3. Estágio sucessional da brenha e floresta

Sendo a brenha um estágio sucessional da floresta, esperava-se similaridade na composição florística entre os estratos superior e inferior da brenha, diferentemente da floresta onde, a composição florística do estrato superior deveria ser dissimilar do estrato inferior. Os resultados de ANOSIM mostraram que na brenha, as parcelas do estrato superior são dissimilares ($R=0,6953$, $p=0,0001$), às do estrato inferior, o que indica um granulamento grosso

(*coarse grain*). Enquanto que na floresta, o estrato superior apresentou similaridade ($R=0,379$, $p=0,0001$) em relação ao estrato inferior, um granulamento fino (*fine grain*).

Esse resultado é consistente com estudos anteriores que demonstram que comunidades em estágios sucessionais iniciais, ou submetida a perturbação, tendem a apresentar maior heterogeneidade florística devido à dinâmica de colonização e competição entre espécies pioneiras (Obiri *et al.*, 2002; Lewis *et al.*, 2004). Estudos como os de Lewis *et al.*, (2004) evidenciam uma rica biodiversidade em ecossistemas florestais tropicais, com variações na composição florística entre diferentes estratos e tipos de vegetação. Obiri *et al.*, (2002) também observaram que áreas mais abertas ou sujeitas a perturbações naturais ou antrópicas apresentam maior heterogeneidade florística, enquanto formações florestais mais maduras tendem à homogeneização, refletindo diferentes estágios sucessionais e influências ambientais.

Na brenha, essa variabilidade pode estar relacionada à adaptação das espécies a condições ambientais mais dinâmicas e à presença de clareiras, que promovem uma maior diversidade de nichos ecológicos. De acordo com Kraft *et al.*, (2015), espécies em ambientes heterogêneos e com alta variabilidade espacial tendem a adotar estratégias de distribuição de granulação grossa, favorecendo uma especialização de nicho e reduzida sobreposição de recursos. Em habitats com menor complexidade estrutural e fortes gradientes ambientais, a dissimilaridade florística aumenta, refletindo padrões típicos de granulação grossa. As distribuições dispersas dos estratos na brenha refletem adaptações a condições ambientais adversas, como solos arenosos e menor disponibilidade hídrica, o que favorece estratégias oportunistas de crescimento (Fyllas *et al.*, 2020). Além disso, a granulação grossa indica baixa conectividade espacial e interação competitiva fraca entre espécies, com cada estrato explorando diferentes recursos, o que é comum em áreas de clareiras abertas e habitats sujeitos a distúrbios naturais (Fauset *et al.*, 2017).

Enquanto na floresta, o padrão de granulação fina, reflete uma estruturação mais uniforme da comunidade, indicando que as espécies dominantes compartilham estratégias adaptativas semelhantes, como a tolerância à sombra e a exploração eficiente de recursos (Baraloto *et al.*, 2012; Swenson *et al.*, 2011). Esse comportamento é comumente observado em florestas maduras, onde a exclusão competitiva limita o estabelecimento de espécies oportunistas (Everard, 1968; Wilson e Shmida, 1984). Em ambientes estáveis e complexos permitem a coexistência de generalistas, o que leva a um padrão de granulação fina com alta similaridade florística (Everard, 1968). Na granulação fina, a alta sobreposição de nichos é comum em

florestas maduras, onde a estratificação vertical é definida por diferentes estratégias de aquisição de luz Brokaw & Busing (2000), esse padrão indica alta conectividade espacial e interação competitiva intensa, típica de estágios sucessionais avançados, onde espécies de diferentes estratos compartilham o mesmo espaço e competem por luz e nutrientes (Whittaker, 1975; Hubbell, 2001).

A teoria da sucessão ecológica, sugere que há um gradiente de organização florística, onde comunidades pioneiras (como a brenha) possuem espécies com maior variação na ocupação de nichos, enquanto habitats mais estáveis (como a floresta) apresentam maior redundância funcional, favorecendo a coexistência (Connell & Slatyer, 1977; Pickett *et al.*, 1987). Essa transição também pode ser influenciada por factores como disponibilidade de luz e solo, que impactam a estrutura florística em diferentes estratos (Chazdon, 2008; Norden *et al.*, 2015).

9. Conclusão

Este estudo analisou a composição florística, diversidade, estrutura e o estágio sucessional da brenha e floresta de Licuáti e conclui que a brenha de Licuáti é um tipo de vegetação distinto da floresta de Licuáti. A brenha encontra-se em estágio sucessional intermediário, enquanto a floresta representa um estágio sucessional mais avançado, como comunidade estável e madura.

A brenha e a floresta mostraram que são habitats similares quanto a composição florística. E quanto a diversidade de espécies, a floresta apresentou maior diversidade de espécies e equitabilidade quando comparado com a brenha.

As populações dos indivíduos das 5 espécies com maior IVI na brenha e floresta apresentaram padrões mistos de distribuição diamétrica entre J-invertido, unimodal a multimodal. A brenha apresentou uma relação altura-diâmetro moderada com indivíduos que crescem em altura do que em diâmetro, e na floresta verificou-se baixa correlação entre altura-diâmetro, com uma estrutura mais heterogênea e complexa.

O estágio sucessional avaliado pelo modelo de granulação, mostrou que na brenha, as parcelas do estrato superior são dissimilares às do estrato inferior, o que indica um granulamento grosso (*coarse grain*). Enquanto que na floresta, o estrato superior apresentou similaridade em relação ao estrato inferior, um granulamento fino (*fine grain*).

10. Recomendações

Com base nas constatações deste estudo, recomenda-se:

- ❖ Realizar estudos complementares focados na dinâmica de recrutamento, mortalidade e regeneração natural das espécies dominantes.
- ❖ Integrar dados ecofisiológicos e genéticos para compreender melhor as estratégias adaptativas das espécies em diferentes estágios sucessionais.
- ❖ Planear corredores ecológicos, de modo a aumentar a conectividade entre a brenha e a floresta e permitir a dispersão natural das espécies.
- ❖ Implementar o monitoramento de longo prazo para acompanhar mudanças na composição, diversidade e estrutura da brenha e floresta de Licuáti, que ajudem a detectar alterações sucessionais, impactos ambientais e antrópicos.
- ❖ Adotar estratégias de restauração ecológica em áreas degradadas, promovendo a regeneração natural com espécies nativas resilientes e adaptadas localmente.
- ❖ Promover programas de educação ambiental e engajamento comunitário, para sensibilizar as comunidades locais sobre a importância da conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos florestais.
- ❖ Fortalecer áreas protegidas na região, garantindo a conservação a longo prazo dos ecossistemas da brenha e da floresta de Licuáti, bem como dos serviços ecossistêmicos associados.

11. Referências bibliográficas

- Almeida, D. R. A., Oliveira, L. M., e Silva, J. M. (2017). Índice de valor de importância de espécies arbóreas da Floresta Nacional do Tapajós via análises de componentes principais e de fatores. *Revista Árvore*, 41(1), 47-56
- Aguiar, D. R., Gama, J.R e Beldini, T.P. (2017). Carbon Stock in Species Ecological Groups in the Tapajós National Forest. *Espacios*, 38 (32): 21.
- Araujo, F. S., Souza, M. G., e Pereira, L. F. (2020). Estratégias de crescimento em formações abertas: uma abordagem ecológica. *Ecologia e Evolução Vegetal*, 15(2), 89-103.
- Aromye, T. (2020). Composition and stand dynamics of the Ntabelanga Natural Forests around Maclear, Eastern Cape, South Africa. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Pretória. Disponível em <http://hdl.handle.net/2263/75213>
- Ashton, P. S., e Hall, P. (1992). Comparisons of structure among mixed dipterocarp forests of north-western Borneo. *Journal of Ecology*, 80(3), 459–481.
- Bandeira S., Barbosa F., Bila Jr. N., Azevedo F., Nacamo E., Manjate A.M., Mafambissa M., e Rafael J. (2007). Terrestrial Vegetation Assessment of the Quirimbas National Park. Maputo, 166 pp.
- Baraloto, C., Hérault, B., Paine, C. E. T., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., Gourlet-Fleury, S., e Chave, J. (2012). Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, 49(4), 861–870.
- Brokaw, N., e Busing, R. T. (2000). Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(5), 183–188.
- Begon, M, C.R. Townsend, J.L. Harper (2007). Ecology, from Individuals to Ecosystems. 4a edição, 740 pp. Blackwell Publishing.
- Borcard, D., Gillet, F., e Legendre, P. (2018). Numerical Ecology with R. Springer.
- Burgess, N.D., Clarke, G.P., & Rodgers, W.A. (2000). Coastal Forests of Eastern Africa. IUCN.
- Burgess, A. J., Retkute, R., Herman, T. e Murchie, E. H. (2017). Exploring relationships between canopy architecture, light distribution, and photosynthesis in contrasting rice genotypes using 3D canopy reconstruction. *Frontiers in Plant Science*, 8: 1–15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00734>.

- Buque, A.A. (2024). Heterogeneidade de habitats e diversidade florística na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes. *Tese de Licenciatura*. Universidade Eduardo Mondlane.
- Burrows, J., Burrows, S., Lotter, M. e Schmidt, E. (2018) *Trees and Shrubs Mozambique*. Publishing Print Matters. Noordhoek, Cape Town. 1124pp.
- Carvalho, J. S., e Souza, A. P. (2022). Estrutura e dinâmica de crescimento em florestas tropicais. *Revista de Ecologia Tropical*, 27(1), 45-63.
- Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais (CEAGRE). (2022). Caracterização Ecológica da Região de Licuáti. 75pp, Maputo.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, vol. 199.
- Connell, J. H., J. G. Tracey e L. J. Webb (1984). Compensatory Recruitment, Growth and Mortality as Factors Maintaining Rain Forest Tree Diversity. *Ecological monographs*, 52 (2): 141-164.
- Connell, J. H., e Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111(982), 1119-1144.
- Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques*. 3rd Edition, John Wiley & Sons.
- Coutinho, L. M. (2006). O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica*, 20(1), 13-23
- Condit, C., Sukumar, R., Hubbell, S.P. & Foster, B.R. (1998). Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. 152 (4): 495–509.
- Curtis, J.T., e McIntosh, R.P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Gorley, R. N. (2006). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1), 55-66.
- Clarke, K. R., e Gorley, R. N. (2015). PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd.

- Clarke, G. P. (2000). Defining the eastern African coastal forest: the Zanzibar-Inhambane regional mosaic. In: Burgess, N. D. & Clarke, G. P. (Eds.), *Coastal Forests of Eastern Africa* (pp. 9-26). IUCN.
- Clarke, K. R., e Warwick, R. M. (2001). Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E.
- Clarke, K. R. e Gorley, R.N. (2001). Primer v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd: Plymouth.
- Clark, D. A. e Clark, D.B. (1984). Spacing Dynamics of Tropical Rain Forest Tree: Evaluation of Janzen-Connell Model. *American Naturalist*, 124:769-788
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics*, 6(1-2), 51–71.
- Chazdon, R. L., Letcher S.G., Van Breugel S.G., Martinez-Ramos M., Bongers, M., Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R. Soe*, v.362, p. 273-289.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460.
- Chazdon R. L., B. Finegan., R. S. Capers., B. Salgado-Negret., F. Casanoves., V. Boukili., N. Norden. (2010). Composição e dinâmica de grupos funcionais de árvores durante a floresta tropical leilão no nordeste da Costa Rica. *Biotropica* 42.
- Chazdon, R.L., 2016. Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento. Oficina de Textos, 432 p.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190.
- Chave, J. (2005). Measuring wood density for tropical forest trees. *Ecological Applications*, 15(5), 1643–1652.
- Cruz, A.P., Higuchi, P., Silva, A.C., Kilca, R.V., Dallabrida, J.P., Souza, K., Lima, C.L., Soboleski, V.F., Nunes, A.S., Loebens, R. (2018). Inter-relação entre paisagem, organização florístico-estrutural e demografia do componente arbóreo em floresta com araucárias. *Ciência Florestal*, 28, jan-mar, 67- 79, doi: 10.5902/1980509831579.
- Craigie, I. D., Baillie, J. E. M., Balmford, A., Carbone, C., Collen, B., Green, R. E., & Hutton, J. M. (2010). Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation*, 143(9), 2221–2228. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.007>.

- Darbyshire, I., Timberlake, J., Osborne, J., Rokni, S., Matimele, H., Langa, C., Datizua, C., de Sousa, C., Alves, T., Massingue, A., Hadj-Hammou, J., Dhanda, S., Shah, T. & Wursten, B. (2019). The endemic plants of Mozambique: Diversity and conservation status. *PhytoKeys*, 136: 45–96. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.136.39020>.
- Datizua, C. (2024). Avaliação do estado de conservação da espécie endêmica *Cola dorrii* Cheek na Paisagem de Licuáti, sul de Moçambique. *Tese de Mestrado*. Universidade Eduardo Mondlane.
- Diniz, M. A, S. Bandeira, E. S. Martins. (2012). Flora E Vegetação Da Província De Maputo e Sua Apropriação Pelas Populações *Instituto de Investigação Científica Tropical*. Lisboa 24-26.
- Dornelas, M. 2010. Disturbance and change in biodiversity. *Philosophical Transactions*; Vol. 365, No. 1558, *Biological diversity in a changing world*, 3719-3727.
- Everard, J. T. (1968). The ecology of tropical forests: A perspective on succession and climax. *Tropical Ecology*, 9(2), 125-143.
- Everard, D. A., Midgley, J. J., & van Wyk, G. F. (1995). Dynamics of subtropical forest in KwaZulu-Natal, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 72(3), 199–213.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations). (2014). The State of the World Forest. Food and Agricultural Organization, Rome.
- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Ferreira, R. M., Lima, T. A., & Silva, R. M. (2021). Influência ambiental na estrutura de florestas tropicais. *Journal of Tropical Ecology*, 37(3), 415-429.
- Felfili, J.M. e R.P. Rezende (2003). Conceitos e métodos em fitossociologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119–124. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1)
- Feeley, K. J., & Silman, M. R. (2010). Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology*, 16(12), 3215–3222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x>

- FNDS – Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável. (s/d). Plano de Gestão Florestal Participativo – Documentos técnicos e orientadores. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. Maputo, Moçambique.
- Gatti, C.R., Laurin, V.G., Valentini, R. (2018). Tree species diversity of three Ghanaian reserves. *iForest*.10; 362–368.
- Gama, J.R.V., S.A. Botelho e M.M. Bentes-Gama (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário Amazônico. *Revista Árvore*, 559-566.
- Gaugris, J. Y. & Van Rooyen, M. W. (2008). A spatial and temporal analysis of Sand Forest tree assemblages in Maputaland, South Africa. *South Africa Journal of Wildlife Research* 38, 171-184.
- Gomes e Sousa, A. (1968). Reservas Florestais de Moçambique. Comunicações, nº10, Instituto de Investigação Agronómica de Moçambique.
- Gomes e Sousa, A. (1968). Reserva Florestal do Licuáti. Comunicações, nº18, Instituto de Investigação Agronómica de Moçambique.
- Gonzaga, A.P.D., Machado, E.L.M., Almeida, H.S., Nunes, Y.R.F. (2017). Interação espécie-ambiente no componente regenerante de Floresta Estacional Decidual no sudeste do Brasil. *Heringeriana*, 11. 39-57.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M. (2013). *A Primer of Ecological Statistics*. 2nd Edition, Sinauer Associates.
- Guo, Q., Zhang, T., Yang, L., & Li, Z. (2018). Functional traits and community structure in forest ecosystems: a global analysis. *Ecology*, 99(5), 1147-1156.
- Gliessman, S. R. (2001) Diversidade e estabilidade do agroecossistema. In: *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre: L&PM, 3:437
- Grainger M.J., van Aarde R.J. (2012). The role of canopy gaps in the regeneration of coastal dune forest. *African Journal of Ecology* 51:11–20
- Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., e Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), Art. 4.
- Higuchi, P., A.C. Silva, F.R. Spiazzi, M. Negrini, S.L. Neto, M.A. Bento, D.F. Morês, M.D. Aguiar, F.B. Júnior, e A.S. Silva (2018). Elementos da paisagem como fonte de

heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. *Ciência Florestal*, 28(2): 661-673.

- He, F., & Duncan, R. P. (2017). The structure and dynamics of vegetation in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 930-942
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.
- Hubbell, S. P. (2001). The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press.
- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C. R., Lau, O. L., e Haridasan, M. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters*, 15(7), 759-768.
- Houghton, R. A., Goodall, J., & Tanner, L. H. (2022). Landscape-scale analysis of vegetation structure in tropical ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 31(9), 1650-1663.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2011. *IUCN red list categories and criteria*. Version 3.1. Second edition. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). Manuais técnicos em geociências divulga os procedimentos metodológicos utilizados nos estudos e pesquisas de geociências. Av. Franklin Roosevelt, 166 - Centro - 0021-120 - Rio de Janeiro, RJ – Brasil.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Izidine, S. A., Siebert, S. J., Van Wyk, A. E. & Zobolo, A. M. (2008). Taboo and Political Authority in Conservation Policy: A Case Study of the Licuáti Forest in Maputaland, Mozambique. *Journal for the Study of Religion, Nature and Culture*, 2 (3): 373–390. <https://doi.org/10.1558/jsrnc.v2i3.373>.
- Izidine, S.A, Siebert, S. J e Van Wyk, A. E. (2003). 'Floresta e Arvoredo de Licuáti de Maputaland: Exploração Botânica da Planície Costeira ao Sul da Baía de Maputo, com Ênfase na Reserva Florestal de Licuáti', *Veld and Flora* 89: 56-61.

- Izidine, S. A. (2003). Licuáti forest reserve, Mozambique: flora, utilization and conservation. Master's Dissertation. Pretoria, University of Pretoria. 115pp.
- Jain, A. K., Murty, M. N., & Flynn, P. J. (1999). Data clustering: a review. *ACM Computing Surveys (CSUR)*, 31(3), 264-323.
- Jew, E.K.K., A.J. Dougill, S.M. Sallu, J. O'Connell, T.G. Benton, (2016). Miombo woodland under threat: consequences for tree diversity and carbon storage. *For. Ecol. Manag.* 361; 144-153;
- Kent, M. (2012). *Vegetation Description and Data Analysis: A Practical Approach*. John Wiley & Sons.
- Kent, M., e Cooker P. (1992). *Vegetation Descripton and Analyses: A practical approach*, 363pp. Behalven Press. London.
- Keenan, R.J., G.A. Reams, F. Achard, J.V. Freitas, Grainger, A., E. Lindguist, (2015). Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment. *For. Ecol. Manage.* 352, 9–20.
- Krebs, C. J. (2014). *Ecological_Methodology*. 5nd Ed. Benjamin Cummings, US.
- Kraft, N. J. B e D.D. Ackerly (2014). The assembly of plant communities. In: MONSON, R. (Ed.). *The plant sciences - ecology and the environment. Berlin: Springer-Verlag*. 67- 88.
- Kayes, L. J., e Anderson, M. J. (2010). The effects of understory tree release on overstory growth in mature coastal conifer forests of Oregon, USA. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 347–357. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.034>
- Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.
- Lasky, J. R., Uriarte, M., Boukili, V. K., e Chazdon, R. L. (2014). Trait-mediated assembly processes predict successional changes in community diversity of tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5616–5621.
- Lawes, M. J., e Obiri, J. A. F. (2003). Using the spatial grain of regeneration to select harvestable tree species in subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 184(1), 105–114. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00153-](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00153-)
- Legendre, P., e Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier
- Levin, S. A. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- Levin, S. A. (1968). *Mathematical models in ecology*. Harvard University Press.

- Ledo, A., Paul, K. I., Burslem, D. F. R. P., Ewel, J. J., Barton, C., Battaglia, M., Bernhardt-Römermann, M., Feller, M., Harja, D., Hiltner, U., Kauffman, J. B., Lahive, N., Marín-Spiotta, E., Mendham, D., Morel, A. C., Nouvellon, Y., Page, S. E., de Neergaard, A., Ryan, C. M., e R. M. Jackson. (2018). Tree size and climatic water deficit control root to shoot ratio in individual trees globally. *Global Ecology and Biogeography*, 27(10), 1186–1197.
- Lotter, M., e Lotter, D. (2002). Vegetation description and analysis of the Licuáti Forest Reserve, Maputaland, southern Mozambique. Report to the Maputaland-Pondoland-Albany Hotspot Conservation Programme.
- Mackenzie, J. (2006). The dynamics of secondary forest succession in tropical landscapes. *Biotropica*, 38(3), 308-317.
- MAE (2005). Perfil do Distrito de Matutuíne Província de Maputo. Maputo. 59pp.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Magurran, A. E e B.J. McGill (2011). Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. *Oxford University Press*.
- Matthews, W.S., Van Wyk, A.E., Van Rooyen, N., Botha, G.A. (2001). Vegetation of the Tembe Elephant Park, Maputaland, South Africa. *South African Journal of Botany* 67: 573-94
- Marzoli, A. (2007). Inventário Florestal Nacional: Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique. Ministério da Agricultura. Direcção Nacional de Terras e Florestas, Maputo, Moçambique.
- Martins, F. R. (1993). Estrutura de uma floresta mesófila. *Revista do Instituto Florestal*.5(2), 1–19.
- Massingue, A.O. (2018). Ecological Assessment and Biogeography of Coastal Vegetation and Flora in Southern Mozambique. Port Elizabeth, Nelson Mandela University. 144pp.
- Matimele, H., Timberlake, J., & Darbyshire, I. (2019). A floristic assessment of the Licuáti Forest Reserve. southern Mozambique. *Bothalia* 49(1), 1-10.
- Matimele, H. A. (2016). An Assessment of the Distribution and Conservation Status of Endemic and Near Endemic Plant Species In Maputaland. Dissertação de Mestrado. Rondebosch, University of Cape Town. 92pp

- Massuanganhe, G.A. (2013). Avaliação da Diversidade de Espécies Vegetais na Região Costeira do Posto Administrativo da Praia do Bilene. Dissertação para título de Mestre. 143pp. Maputo. UEM
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 100pp..
- Metzger, J.P. (1998). Changements de la structure du paysage et richness spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. *Comptes Rendus de L'Académie des Sciences, Serie III - Sciences de La Vie*, 321, 319-333.
- Mendes, V. R., Lima, T. A., e Silva, R. M. (2021). Crescimento e arquitetura de copa em espécies de cerrado. *Ciência Florestal*, 31(3), 789-798
- Melo, R. S., Pereira, D. A., e Almeida, S. T. (2019). Estratégias de crescimento em formações abertas: um enfoque ecológico. *Ciência Florestal*, 31(2), 243-258.
- Midgley, J. J., Seydack, A., Rennell, D., & McKelly, D. (1990). Fine-grain pattern in southern Cape plateau forests. *Journal of Vegetation Science*, 1(4), 539–546. <https://doi.org/10.2307/3235788>.
- MICOA. (2003). Estratégia e Áreas de Acção para a Conservação da Diversidade Biológica em Moçambique. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA), Maputo.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots* (pp. 3–22). Springer.
- Mori, S. A., & Batalha, M. A. (2020). Estrutura da vegetação e dinâmica florestal em áreas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, 43(1), 91-102.
- Mueller-Dombois, D., e Ellenberg, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons.
- Mucina, L., & Rutherford, M. C. (2006). *The vegetation of South Africa, Lesotho and Swaziland*. South African National Biodiversity Institute.
- Mugasha, W. A., O. M. Bollandas e T. Eid (2013). Relationships between Diameter and Height of Trees in Natural Tropical Forest in Tanzania. *Southern Forests, a Journal of Forest Science*, 75 (4): 221-237
- Linder, H. P., De Klerk, H. M., Born, J., Burgess, N. D., Fjeldså, J., e Rahbek, C. (2012). The partitioning of Africa: statistically defined biogeographical regions in sub-Saharan Africa. *Journal of Biogeography*, 39(7), 1189-1205.

- Mng'ong'o, M., Ndangalasi, H. J., e Treydte, A. C. (2020). Structure and regeneration status of dry miombo woodlands in Iringa, Tanzania. *Ecology and Evolution*, 10(1), 243–256.
- McCune, B., e Grace, J. B. (2002). Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., & Woodfin, R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368(6473), 734–737. <https://doi.org/10.1038/368734a0>.
- Norden, N., Angarita, H. A., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., Granzow-de la Cerda, Í., van Breugel, M., Lebrija-Trejos, E., Meave, J. A., Vandermeer, J., Williamson, G. B., Finegan, B., Mesquita, R., & Chazdon, R. L. (2015). Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(26), 8013–8018.
- Obiri, J., Lawes, M., & Mukolwe, M. (2002). The dynamics and sustainable use of high-value tree species of the coastal Pondoland forests of the Eastern Cape Province, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 166: 131–148. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00665-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00665-X).
- Odorico, D., Ribeiro, A., e Massingue, J. (2020). Floristic composition and structure of the Lebombo Mountains in southern Mozambique. *African Journal of Ecology*, 58(1), 45-60.
- Odorico D., Nicosia E., Datizua C., Langa C., Raiva R., Souane J., Nhalungo S., Banze A., Caetano B., Nhauando V., Ragú H., Machunguene Jr M., Caminho J., Mutemba L., Matusse E., Osborne J., Wursten B., Burrows J., Cianciullo S., Malatesta L., Attorre F. (2022). An updated checklist of Mozambique's vascular plants. *PhytoKeys* 189: 61–80. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.189.75321>
- Oliveira, C. A., Santos, M. J., e Gomes, F. S. (2022). Estratégias de crescimento em espécies tropicais sob estresse ambiental. *Revista Brasileira de Botânica*, 45(4), 589-601.
- Pielou, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1), 131–144.
- Piratelli, A. J., Zanon, M. C. G., & Rodrigues, R. R. (2005). Composição florística e estrutura da vegetação de florestas ciliares no Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 28(4), 659-669.

- Pickett, S. T., Collins, S. L., & Armesto, J. J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review*, 53, 335-371.
- Poorter, L., F. Bongers., T. M. Aide., A. M. A. Zambrano., P. Balvanera., J. M. Becknell., V. Boukili., P. H. S. Brancalion., E. N. Broadbent., R. L. Chazdon., D. Craven. (2016). *Biomass resilience of Neotropical secondary forests*. *Nature*, v. 530, n. 7589, p. 211-225.
- Prach, K., e Walker, L. R. (2011). Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3), 119–123. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.12.007>
- Poorter, L., Wright, S. J., Paz, H., Ackerly, D. D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G., Harms, K. E., Licona, J. C., Martínez-Ramos, M., Mazer, S. J., Muller-Landau, H. C., Peña-Claros, M., & Webb, C. O. (2015). Growth strategies of tropical tree species: Disentangling the roles of seed mass and wood density. *Journal of Ecology*, 103(5), 1280–1292.
- Poorter, L., Bongers, F., e Lemmens, R. H. (2006). The role of light in the regeneration of tropical dry forest species. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 318-328.
- Rizzini, C. T. (1997). Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural.
- Ribeiro, N., Matavel, A., e Chauque, A. (2015). *Community-based conservation in Mozambique: the case of Licuáti forest reserve*. IIED Country Report.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., & Sano, S.M. (2002). *Fitofisionomias do bioma Cerrado*. Embrapa.
- Richards, P. W. (1996). *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*. 2nd ed. Cambridge University Press.
- Rozendaal, D. M. A., e Chazdon, R. L. (2015). Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. *Ecological Applications*, 25(2), 506–516
- Rozendaal, D.M., Bongers, F., Aide, T.M., AlvarezDávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., CalvoRodriguez, S., Chave, J., César, R.G., Chazdon, R.L., Condit, R., Dallinga, J.S., Almeida-Cortez, J.S., Jong, B., Oliveira, A., Denslow, J.S., Dent, D.H., Kennard, D., Larpin, D., Letcher, S.G., Licona, J.C., LebrijaTrejos, E., Marín-Spiotta,(2019).

Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science advances.*, 5, 2019 mar., p. 1-10, doi: 0.1126/sciadv.aau3114.

- Santos, R. C., Pereira, D. A., & Almeida, S. T. (2018). Diversidade estrutural e competição por luz em florestas tropicais. *Ecologia Aplicada*, 24(2), 215-229
- Sidat, N., Costa, H., Nicolau, D., Nazerali, S. (2021). Rapid Ecological characterization of the Licuáti Forest Reserve (LFR): setting up information to develop a Baseline Assessment for the Implementation of a biodiversity offsets pilot project; Wildlife Conservation Society, Maputo, Mozambique, p. 40.
- Sidat, E., Ribeiro, N., & Júnior, D. (2021). Deforestation and land use change in Licuáti Forest Reserve: Drivers and impacts. *Journal of Environmental Management*.
- Silva, L. F., & Silva, E. L. (2014). Estrutura e dinâmica de florestas tropicais. In: *Ecologia das florestas tropicais brasileiras* (pp. 191-212)
- Siteo, A. A., Mandlate, L. J., e Guedes, B. S. (2014). Biomass and carbon stocks of Sofala Bay mangrove forests. *Forests*, 5(8), 1967–1981. <https://doi.org/10.3390/f5081967>
- Siebert, S., & Mössmer, M. (2002). SABONET Southern Mozambique Expedition 2001; Provisional Plant Checklist of the Maputo Elephant Reserve (MER) and Licuati Forest Reserve (LFR). SABONET News, 7(1), 23-29.
- Scolforo, J. R. S. e Melo, L. E. Parâmetros biométricos de espécies florestais nativas em Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 21, n. 3, p. 375–385, 1997.
- Sterck, F. J., Bongers, F., e Newbery, D. M. (2001). Tree architecture in a Bornean lowland rain forest: intraspecific and interspecific patterns. *Plant Ecology*, 153(1-2), 183–199.
- Schmidt, L. N. (2017). Dinâmica da Distribuição Diamétrica de Povoamentos de Eucalipto na Região Central de Minas Gerais. *Dissertação de Mestrado*. 87 pp. Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- Shmida, A., e Wilson, M. V. (1985). Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12(1), 1-20.
- StatSoft, Inc. (2001). *STATISTICA (Data Analysis Software System), Version 6*.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Journal of Bell Syst. Tech. J*, volume 27, 623-656pp.
- Swenson, N. G., Enquist, B. J., Pither, J., Kerkhoff, A. J., Boyle, B., Weiser, M. D., Elser, J. L., Fagan, W. F., Forero-Montaña, J., Fyllas, N. M., Kraft, N. J. B., Lake, J.

- K., McGill, B. J., Orek, C., Phillips, O. L., e Poorter, L. (2011). The biogeography and filtering of woody plant functional diversity in North and South America. *Global Ecology and Biogeography*, 21(8), 798–808.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., e Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73–81.
 - Timberlake, J., Goyder, D., Crawford, F., Burrows, J., Clarke, G. P., Luke, Q., e Matimele, H. (2011). Coastal dry forests in northern Mozambique. *Plant Ecology and Evolution*, 144(2), 126-137
 - Timberlake, J. R., & Martins, E. S. (2020). Vegetation Survey of Mozambique. Royal Botanic Gardens, Kew.
 - Timberlake, J., Goyder, D., Crawford, F., Burrows, J., Clarke, G. P., Luke, Q., e Matimele, H. (2010). Coastal dry forests of northern Mozambique. *Plant Ecology and Evolution*, 143(3), 229-239.
 - Tokura, W., Matimele, H., Smit, J., e Hoffman, M. T. (2020). Long-term changes in forest cover in a global biodiversity hotspot in southern Mozambique. *Bothalia*, 50 (1), 1–17.
 - Townsend, C. R., M. Begon, e J.L. Harper (2006). Fundamentos em Ecologia. 592pp. Porto Alegre, Artmed.
 - Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833-2849.
 - Trindade, A.A., Sousa, J.P. e Lourenço, R.W. (2019). Indicador dos Estágios de Sucessão de Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Cartografia*, 71 756-780, doi: 10.14393/rbcv71n3-48546.
 - Tchamba, J. J. (2017). Caracterização e cartografia da vegetação da região do Chipindo província da Huíla-Angola. Dissertação de Mestrado, Universidade de Evora. 81pp.
 - Turner, M. G., Gardner, R. H., e O'Neill, R. V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer-Verlag.
 - Turner, M. G., e Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* (2ª ed.). Springer.
 - Van Wyk, A.E. (1994). Maputaland-Pondoland Region. In: Davis, S.D., Heywood, V.H., & Hamilton, A.C. (Eds.), *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation*, Volume 1, pp. 227–235. WWF & IUCN, Cambridge.

- Van Wyk, A.E. (1996). 'Biodiversity of the Maputaland Centre', in L.J.G. Van der Maesen, X.M. Van der Burgt, and J.M. Van Medenbach de Rooy (eds.), *The Biodiversity of African Plants* (Dordrecht: Kluwer Academic): 198–207.
- van Wyk, A.E. e Smith, G.F. (2001). Maputaland Centre. In: A.E. van Wyk & G.F. Smith, *Regions of Floristic Endemism in Southern Africa*, pp. 86-93. Umdaus Press, Hatfield, South Africa.
- van Gelder, H. A., Poorter, L., e Sterck, F. J. (2006). Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytologist*, 171(2), 367–378.
- von Maltitz, G., Mucina, L., Geldenhuys, C., Lawes, M., Eeley, H., Adie, H., Vink, D., Fleming, G. & Bailey, C. (2003). Classification system for South African indigenous forests: an objective classification for the Department of Water Affairs and Forestry. Pretoria. 285pp.
- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *Quarterly Review of Biology*, 85 (2): 183-206.
- Veloso, H. P. (1992). Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE.
- Wang, X., e Rennolls, K. (2005). Structure and height–diameter relationships of trees in natural forests. *Forest Ecology and Management*.
- Wright, S. J., Kitajima, K., Kraft, N. J. B., Reich, P. B., Wright, I. J., Bunker, D. E., Condit, R., Dalling, J. W., Davies, S. J., Díaz, S., Engelbrecht, B. M. J., Harms, K. E., Hubbell, S. P., Marks, C. O., Ruiz-Jaen, M. C., Salvador, C. M., & Zanne, A. E. (2017). Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, 91(12), 3664–3674.
- West, P. W., (2009). *Tree and Forest Measurement*. 2nd ed. Springer.
- Wardle, D. A., L. R. Walker, R. D. Bardgett, (2004). Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequence. *Science* 305: 509 – 513.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wild, H., e Barbosa, L. A. (1967). *Vegetation map of the Flora Zambesiaca area*. Salisbury: Collins.
- Willis, E. O. (1979). The comparative ecology of two Amazonian habitats. *Biotropica*, 11(2), 85-95.

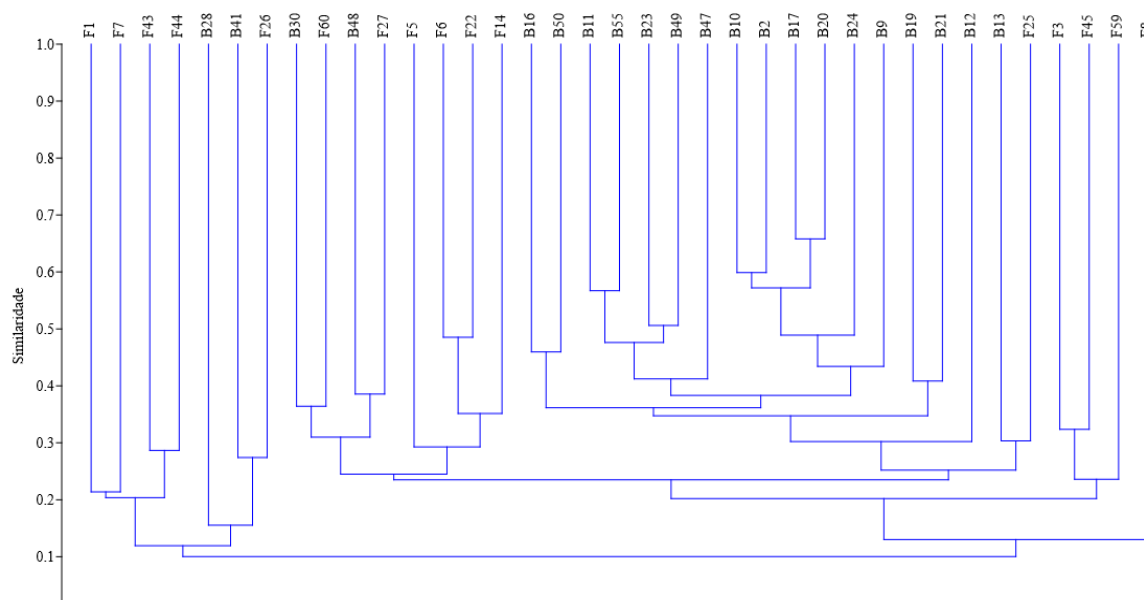
- WCS, Governo de Moçambique, & USAID. (2021). Lista Vermelha de espécies ameaçadas, ecossistemas, identificação e mapeamento de Áreas-chave para a Biodiversidade (KBAs) em Moçambique – Relatório final (VOL. I). USAID / SPEED+. Maputo. 98pp.
- WCS, Governo de Moçambique e USAID (2021a). Áreas-chave para a Biodiversidade (KBAs) identificadas em Moçambique: Fichas Técnicas, VOL. II. Lista Vermelha de espécies ameaçadas e ecossistemas, identificação e mapeamento de áreas-chave para a biodiversidade (KBAs) em Moçambique. USAID/SPEED+. Maputo, p. 70.
- WCS, Governo de Moçambique & USAID. (2021b). Breve análise e recomendações sobre o tipo de gestão e protecção possíveis para as Áreas-Chave Para A Biodiversidade (KBAs) identificadas em Moçambique (Vol. III). USAID / SPEED+. Maputo. 52pp
- White, F. (1983). The vegetation of Africa (Vol. 20).
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.
- WWF (2006). Coastal Forests Conservation Programme – Mozambique. World Wide Fund for Nature (WWF) Report.
- Zacarias, F. (2021). Caracterização socio-económica e ambiental da cadeia de valor do carvão na RFL e área envolvente. Relatório Sumário, p. 5

12. Anexos

Composição específica

Similaridade/Dissimilaridade entre os habitats (brenha e floresta)

Anexo 1: Dendrograma de agrupamento das 37 parcelas das quais brenha: (B2, B9, B10, B11, B12, B13, B16, B17, B19, B20, B21, B23, B24, B28, B30, B41, B47, B48, B49, B50, B55) e da floresta: (F1, F3, F5, F6, F7, F8, F14, F22, F25, F26, F27, F43, F44, F45, F59, F60). Cluster ilustrativo da análise de similaridade ou dissimilaridade através da formação de classes de agrupamento das parcelas com semelhanças em termos de composição específica, obtido através do software estatístico Past versão 4.03



Análise SIMPER

Anexo 2: Espécies que contribuem para a similaridade/dissimilaridade entre os dois habitats.

Taxon	Av. dissim	Contrib . %	Cumulativ e %	Mean Brenha	Mean Floresta densa 1,34E+0
Acridocarpus natalitius	6,713	7,956	7,956	1,52	8
Croton pseudpulchellus	6,036	7,154	15,11	37,5	10,6
Brachylaena discolor	5,997	7,107	22,22	40,8	3

				1,02E+0	
Mystroxydon aethiopicum	4,652	5,514	27,73	8	0
Combretum celaistroides	4,332	5,134	32,86	24,1	12,2
Uvaria caffra	3,579	4,241	37,11	9,81	15,9
Hymenocardia ulmoides	3,241	3,841	40,95	17,7	9,63
Margaritaria discoidea	3,001	3,556	44,5	3,62	15,2
Drypetes arguta	2,478	2,937	47,44	4,95	11,4
Pteleopsis myrtifolia	2,313	2,742	50,18	12,3	2,5
Dialium schlechteri	1,879	2,227	52,41	7,57	8,75
Psydrax obovata	1,813	2,148	54,56	8,71	2,38
Dalbergia nitídula	1,735	2,056	56,61	7,67	2,44
Uvaria lucida	1,491	1,767	58,38	1,81	5,56
Gardenia ternifolia	1,363	1,615	60	4,52	6,06
Monodora junodii	1,314	1,557	61,55	5,38	4
Toddaliopsis bremekampii	1,265	1,499	63,05	3	5,06
Strychnos madagascariensis	1,128	1,337	64,39	3,62	2,38
Grewia robusta	1,128	1,337	65,73	1,57	3,88
Monanthotaxis caffra	1,065	1,262	66,99	1	4,75
Psydrax locuples	1,014	1,202	68,19	3,14	2,81
Ochna natalitia	0,9166	1,086	69,28	4,76	1,75
Warneckea parvifolia	0,8711	1,032	70,31	5,48	0
Tricalysia sp.	0,7904	0,9367	71,25	3,71	1,44
Pavetta vanwykiana	0,7721	0,915	72,16	3,38	0
Psydrax fragrantissima	0,7485	0,8872	73,05	4	0,438
Spirostachys africana	0,7018	0,8317	73,88	2,62	1,69
Combretum apiculatum	0,6842	0,8109	74,69	0,0476	3,44
Azelia quanzensis	0,6514	0,772	75,46	0,333	3
Landolphia kirkii	0,5853	0,6937	76,16	1,33	1,69
Croton sylvaticus	0,5842	0,6924	76,85	3,86	0,938
Canthium inerme	0,5206	0,617	77,47	1,67	0,625
Psychotria capensis	0,5173	0,6131	78,08	0	2,25
Xylothea kraussiana	0,5106	0,6052	78,68	1,33	1,25
Tecomaria capensis	0,4803	0,5692	79,25	0	2,75
Chrysanthemoides monilífera	0,4618	0,5474	79,8	0	2,44
Leptactina delagoensis subsp.					
Delagoensis	0,4561	0,5406	80,34	2,19	1,06
Pavetta catophylla	0,4429	0,525	80,87	2,19	0,438
Boscia foetida	0,442	0,5238	81,39	2,29	0,375
Grewia sp.	0,4413	0,523	81,91	1,38	0,313
Tricalysia sonderiana	0,4402	0,5217	82,44	1,9	0,688
Tricalysia junodii	0,4293	0,5088	82,94	0,476	3,63
Diospyros sp.	0,4244	0,503	83,45	0	1,88
Empogona maputensis	0,4101	0,486	83,93	2,05	0,813
Croton gratissimus	0,3999	0,4739	84,41	2,24	0,5
Strychnos spinosa	0,3892	0,4613	84,87	0,571	1,5

Vitex harveyana	0,3879	0,4597	85,33	1,48	0,938
Euclea natalensis	0,3778	0,4477	85,78	0,905	1,25
Vepris bremekampii	0,3481	0,4125	86,19	1,86	0,5
Tricalysia delagoensis	0,3463	0,4104	86,6	2,52	0
Newtonia hildebrandtii	0,3102	0,3677	86,97	0	1,88
Uvaria sp.	0,308	0,365	87,33	1,62	1,13
Suregada zanzibariensis	0,2974	0,3524	87,68	0,286	1,44
Drypetes natalensis	0,2914	0,3453	88,03	0,143	1,38
Diospyros natalensis	0,2851	0,3379	88,37	0,0476	1,44
Olax dissitiflora	0,2781	0,3296	88,7	0,429	1,06
Hippocratea parvifolia	0,2688	0,3186	89,02	0,476	1
Cassipourea mossambicensis	0,2626	0,3112	89,33	2,14	0,0625
Carissa bispinosa	0,2572	0,3048	89,63	0,19	1,19
Cola dorrii	0,2555	0,3028	89,93	0	1,44
Salacia kraussii	0,237	0,2809	90,22	0,0476	1,06
Warneckea sousae	0,2302	0,2728	90,49	1,48	0
Cassine aethiopica	0,2275	0,2696	90,76	0,143	0,813
Deinbollia oblongifolia	0,2252	0,2669	91,02	0,381	0,813
Lannea schweinfurthii	0,2243	0,2658	91,29	0,333	1
Commiphora glandulosa	0,2215	0,2625	91,55	0,714	0,188
Combretum zeyheri	0,2205	0,2613	91,81	0,381	0,625
Artabotrys monteiroae	0,2201	0,2609	92,07	0	1,13
Manilkaria discolor	0,2022	0,2397	92,31	0,714	0,75
Lagynias monteiroi	0,2004	0,2375	92,55	0,524	0,563
Albertisia delagoensis	0,1791	0,2123	92,76	0,0952	0,688
Coptosperma littorale	0,1765	0,2092	92,97	0,81	0,0625

Diversidade de especies

Anexo 3: Tabela: Análise comparativa do teste T para o índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equitabilidade de espécies (J), a um nível de significância 5%.

T-tests; Grouping: Tipo de vegetacao (Spreadsheet1) Group 1: Brenha Group 2: Floresta densa											
	Mean - Brenha	Mean - Floresta densa	t-value	df	p	Valid N - Brenha	Valid N - Floresta densa	Std.Dev. - Brenha	Std.Dev. - Floresta densa	F-ratio - Variances	p - Variances
Shannon-H	110,4286	128,5000	-10,1520	35	0,00000	21	16	5,775564	4,760952	1,471639	0,449744

T-tests; Grouping: Tipo de vegetacao (Spreadsheet1) Group 1: Brenha Group 2: Floresta densa											
	Mean - Brenha	Mean - Floresta densa	t-value	df	p	Valid N - Brenha	Valid N - Floresta densa	Std.Dev. - Brenha	Std.Dev. - Floresta densa	F-ratio - Variances	p - Variances

Equita bilida de	111,00 00	129,5000	- 9,8 994 9	3 5	0,0 000 00	21	16	6,20483 7	4,760952	1,69852 9	0,298 928
---------------------------------	--------------	----------	----------------------	--------	------------------	----	----	--------------	----------	--------------	--------------

Anexo 4: Tabela: Valores de Índice de Valor de Importância das espécies da brenha e da floresta.

Brenha	Coluna1	Floresta	Coluna2
Especies	IVI	Espécie	IVI
Brachylaena discolor	31,624956	Dialium schlechteri	30,966746
Dialium schlechteri	20,562165	Margaritaria discoidea	24,922575
Pteleopsis myrtifolia	20,355477	Hymenocardia ulmoides	17,321942
Hymenocardia ulmoides	18,962169	Azelia quanzensis	15,541871
Croton pseudpulchellus	18,0438	Combretum celaistroides	14,711645
Combretum celaistroides	14,120768	Drypetes arguta	12,935485
Psydrax obovata	13,429779	Newtonia hildebrandtii	11,437411
Spirostachys africana	10,176447	Combretum apiculatum	9,4713605
Margaritaria discoidea	10,042028	Monodora junodii	7,7286119
Dalbergia nitidula	9,5922084	Spirostachys africana	7,3243659
Uvaria caffra	9,3248984	Balanites maughamii	6,9329056
Strychnos madagascariensis	7,0644199	Gardenia ternifolia	6,8725277
Strychnos madagascariensis	7,0644199	Brachylaena discolor	6,4636699
Ochna natalitia	5,8405431	Tricalysia Junodii	6,0780654
Psydrax fragrantissima	5,7896614	Pteleopsis myrtifolia	5,9045307
Gardenia ternifolia	5,5462118	Strychnos madagascariensis	5,865352
Albizia versicolor	5,4599569	Psydrax locuples	5,255675
Psydrax locuples	5,4081974	Ochna natalitia	5,123666
Monodora junodii	5,1692625	Grewia robusta	4,9957515
Warneckea parvifolia	4,9722214	Erythrophleum lasianthum	4,986698
Leptactina delagoensis subsp. delagoensis	4,3730742	Psydrax obovata	4,1032609
Azelia quanzensis	4,2959388	Euclea natalensis	3,8275197
Vepris bremekampii	3,6108325	Suregada zanzibariensis	3,6453445
Terminalia sericea	3,1770772	Manilkaria discolor	3,3312928
Croton gratissimus	3,0418825	Diospyros sp.	3,1768312
Tricalysia sonderiana	3,0021439	Vitex harveyana	3,1432094
Boscia foetida	2,8601079	Artabotrys monteiroae	3,1320637
Toddaliopsis bremekampii	2,8181246	Olax dissitiflora	3,1013047
Balanites maughamii	2,8103224	Dovyalis longispina	3,0483825
Euclea natalensis	2,7216555	Markhamia obtusifolia	2,6382127
Manilkaria discolor	2,5465185	Lannea schweinfurthii	2,6339538
Vitex harveyana	2,4857645	Sclerocroton integerrimus	2,5934432
Drypetes arguta	2,3227707	Drypetes natalensis	2,5720028
Cassipourea mossambicensis	2,2533629	Strychnos spinosa	2,5260078

Boscia albitrunca	1,939157	Strychnos decussata	2,4682329
Warneckea sousae	1,7930501	Rothmannia fischeri	2,3747039
Strychnos spinosa	1,748179	Albizia adianthifolia	2,2722144
Strychnos spinosa	1,748179	Strychnos sp	2,2399614
Coptosperma littorale	1,7238891	Catunaregam sp.	2,0525786
Lannea schweinfurthii	1,6055326	Psydrax fragrantissima	1,7902377
Ziziphus mucronata	1,5227218	Erythroxylum emarginatum	1,7798893
Sclerocroton integerrimus	1,4666958	Cassine aethiopica	1,7734693
Ptaeroxylon obliquum	1,3170953	Suregada africana	1,7521851
Combretum molle	1,1761665	Manilkara concolor	1,7386408
Combretum molle	1,1761665	Croton gratissimus	1,7265346
Strychnos sp	1,122697	Diospyros natalensis	1,6934553
Strychnos sp	1,122697	Albizia versicolor	1,6881276
Commiphora glandulosa	1,022068	Tabernaemontana elegans	1,49402
Olax dissitiflora	1,0198228	Ptaeroxylon obliquum	1,4921208
Psydrax parviflorus	0,9952889	Strychnos henningsii	1,3740886
Empogona kirkii subsp. junodii	0,9602577	Cola dorrii	1,3039499
Commiphora africana	0,8617698	Euclea undulata	1,2922152
Rhus chirindensis	0,7670094	Bersama swinnyi	1,2407838
Cassipourea malosana	0,7433211	Rhus lanceolata	1,2182463
Rothmannia fischeri	0,5249379	Kigelia africana	1,1529142
Gymnosporia heterophylla	0,4791139	Acalypha sp.	1,1392444
Cassine aethiopica	0,4745642	Newtonia insignis	0,9100247
Combretum apiculatum	0,4616233	Gymnosporia heterophylla	0,8618976
Euclea undulata	0,4580091	Ziziphus mucronata	0,7718935
Vitex doniana Sweet	0,4556875	Pseudobersama mossambicensis	0,7199593
Tricalysia Junodii	0,4451351	Blighia unijugata	0,7190461

Estrutura da brenha e floresta

Anexo 5: Tabela: Tabela descritiva de DAP e altura em parcelas para cada habitat.

Brenha

Descriptive Statistics (Spreadsheet3)					
	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
DAP (cm)	1263	8,314014	5,000000	45,00000	4,394138

Descriptive Statistics (Spreadsheet1)					
	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.

Altura (m)	1263	5,561124	1,500000	15,00000	1,867111
-------------------	-------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

Floresta

Descriptive Statistics (Spreadsheet6)					
	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
DAP (cm)	812	11,54569	5,000000	68,60000	7,951599

Descriptive Statistics (Spreadsheet3)					
	Valid N	Mean	Minimum	Maximum	Std.Dev.
Altura (m)	812	9,663054	2,000000	25,00000	3,641319

Anexo 6: Tabela: Teste de Correlação de Spearman entre DAP médio e altura média em parcelas para cada habitat.

Brenha

Spearman Rank Order Correlations (Spreadsheet5) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000		
	DAP media em parcelas	Altura media em parcelas
DAP media em parcelas	1,000000	-0,281260
Altura media em parcelas	-0,281260	1,000000

Floresta

Spearman Rank Order Correlations (Spreadsheet7) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000		
	DAP media em parcelas	Altura media em parcelas
DAP media em parcelas	1,000000	-0,271672
Altura media em parcelas	-0,271672	1,000000