



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de culminação de Curso

(Trabalho de Investigação)

Diversidade de espécies como métrica de referência para Florestas de Dunas Costeiras no extremo Sul de Moçambique - Uma contribuição para os Contrabalancos da Biodiversidade

Discente:

Argentina Beltrano Mugunhe



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Curso

(Trabalho de Investigação)

**Diversidade de espécies como métrica de referência para Florestas de Dunas Costeiras
no extremo Sul de Moçambique**

Discente:

Argentina Beltrano Mugunhe

Supervisores:

Gabriel Albano, MSc.

Felda Langa, MSc.

Maputo, Outubro de 2024

Agradecimentos

Agradeço a Deus, por escolher uma miserável pecadora, maravilhosa e tamanha graça. Pela fidelidade e consolo em estar comigo nas muitas madrugadas, onde tudo o que saía de mim eram lágrimas e desânimo. Por nunca permitir que desistir fosse uma opção, por me tornar mais forte em cada derrota, pela vida de cada alma que colocou nesta jornada, por me fazer acreditar que todas as coisas são possíveis. Por Ele, por meio Dele e para Ele são todas as coisas. *Soli Deo Gloria*

Meu agradecimento especial a Felda Langa, MSc. pela disponibilidade em me supervisionar neste processo e por ter me apresentado aquele que seria o melhor supervisor que poderia ter tido, minha gratidão desmedida “Dra”. Ao meu supervisor Gabriel Albano, M.Sc. por ter contribuído decisivamente para a elaboração deste trabalho. Sem a sua orientação, não teria sido agora, não teria sido assim. Pela infinita paciência e dedicação, por não me abandonar NUNCA, mesmo quando não mostrava avanços, pelos sábios e inesquecíveis comentários que me mostraram o caminho que a pesquisa devia seguir tornando as coisas menos complicadas para mim, minha GRATIDÃO.

A minha avó Otília Cossa, aos melhores pais que Deus me deu, Célia Chilaúle e Beltrano Mugunhe, aos meus queridos irmãos: minha “figurinha repetida” Alzira, ao meus mais novos Manuel, Otília e Calebe, a melhor “mana do mundo”, Celeste Chilaúle e a tia Leia. A cada um de vocês, por serem únicos, por serem o meu chão, que nunca mediram esforços para sempre me proporcionar o melhor, minha GRATIDÃO. Amo-vos com todo amor do mundo. Aos demais familiares, agradeço por todo apoio e por acreditarem em mim.

Às colegas e amigas que o DCB permitiu conhecer, Anabela Dimande, Celeste Gumende e Celsa Muianga por tudo o que passamos, o meu muito obrigada meninas.

A todos que em oração intercedem por mim, a todos que “incomodei” e atenderam a esse “incômodo”, a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste sonho, MERCI.

Declaração de honra

Eu, Argentina **Beltrano Mugunhe** declaro por minha honra que a pesquisa foi por mim realizada, os resultados conferem a realidade do campo e que neste relatório nunca foi apresentado na sua essência ou parte dele para obtenção de qualquer grau acadêmico que não seja o indicado – Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre, do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Eduardo Mondlane.

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu diamante, minha avó Otília Cossa e aos meus irmãos, que lhes sirva de inspiração.

Resumo

A tomada de decisão sobre áreas de referência de um ecossistema/habitat para implementação de projectos de contrabalanço da biodiversidade requer dados e métricas cientificamente válidos. A escassez de tempo, recursos humanos qualificados e deficiente logística podem limitar a recolha de dados biológicos fiáveis para a determinação de tais áreas de referência baseado em métricas apropriadas em países subdesenvolvidos como Moçambique. O presente estudo pretende avaliar a diversidade como métrica de referência para florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique desde KaNyaka (Cidade de Maputo) até o distrito de Matutuíne (Província de Maputo), incluindo as localidades de Machangulo, Mucombo, Milibangalala e Malongane. A colheita de dados ocorreu entre os meses de Março a Junho de 2018. Um total de 70 quadrículas, seleccionadas aleatoriamente e georreferenciadas, foram usadas para identificar, contar e medir a altura e o diâmetro à altura do peito (DAP) de todos os indivíduos de plantas que enraizavam dentro da quadrícula. A análise de agrupamento hierárquica foi utilizada para determinar as comunidades vegetais considerando o cálculo da diversidade de Hill e de rarefacção, densidade e altura média dos indivíduos. Modelos de regressão linear foram construídos para seleccionar o melhor modelo de diversidade de espécies baseando-se no menor valor de Akaike (AIC). Um total de 16.396 indivíduos pertencentes a 201 espécies, distribuídos em 112 gêneros de 42 famílias foram identificados em toda área do estudo. Três comunidades vegetais foram identificadas: comunidade I (Inhaca), comunidade II (Machangulo, Ponta Mucombo, Ponta Milibangalala) e comunidade III (Ponta Malongane). A Comunidade II apresentou os valores mais altos de diversidade de Hill ($q_0 = 125$ e $q_1 = 3.81$) e o maior valor de diversidade estimado por rarefacção foi para comunidade III (228.49). A comunidade I apresentou valores altos de densidades (1718 ± 106.7 ind/ha) e de alturas médias de plantas (8.2 ± 3.9). A temperatura média anual, distância da população, altitude e precipitação anual determinaram a diversidade de espécies nas comunidades vegetais. Os resultados do estudo sugerem que a diversidade de Hill é a melhor métrica para quantificar a diversidade e a comunidade II (especificamente, a Ponta Milibangalala), a melhor área de referência para possíveis contrabalancos de biodiversidade nas florestas costeiras do extremo Sul de Moçambique.

Palavras-chaves: Diversidade de Hill, diversidade por rarefacção, métrica, área de referência, florestas de dunas costeiras, extremo Sul de Moçambique, contrabalanço da biodiversidade.

Lista de abreviatura

% – Percentagem

± – Mais ou menos

AIA – Avaliação do Impacto Ambiental

Akaike – Critério de Informação de Akaike

AL – Altitude

BBOP – Programa de Negócios e Contrabalancos para Biodiversidade

Biofund – Fundação para Conservação da Biodiversidade

CEAGRE – Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais

DAP – Diâmetro à Altura do Peito

DC – Declividade

DNAC – Direcção Nacional das Áreas de Conservação

DP – Distância da População

EBMI – Estação da Biologia Marítima de Inhaca

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

FA – Formato da área

GIBOP – Infraestrutura Global de programas de Contrabalancos da Biodiversidade

GL – Ganho Líquido

GPS – Sistema de Posição Geográfica

ha – Hectare

ind.ha – Indivíduos por Hectare

INE – Instituto Nacional de Estatística

ING – Instituto Nacional de Geologia

LMU – Herbário da Universidade Eduardo Mondlane

m – Metros

MICOA – Ministério para Coordenação da Acção Ambiental

MITADER – Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural

MITUR – Ministério do Turismo

mm – Milímetros

MODIS – Espectrorradiômetro de resolução moderada

MTA – Ministério da Terra e Ambiente

NPL – Nenhuma Perda Líquida

°C – Graus Celsius

PA – Precipitação Anual

PC – Componente Principal

PCA – Análise de Componentes Principais

PMMS – Precipitação do Mês Mais Seco

PNAM – Parque Nacional de Maputo

STRM – Transporte de Missão Topográfica por Radar

TMA – Temperatura Média Anual

Lista de figuras

Figura 1. Etapas da hierarquia de mitigação

Figura 2. Mapa de localização geográfica da área de estudo

Figura 3. Mapa de localização dos pontos de amostragem feitos nas florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique (Inhaca- Ponta Malongane).

Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento entre as 5 áreas das florestas de dunas .

Figura 5. Diagrama da análise de componentes principais das variáveis ambientais para as 5 áreas das florestas dunares

Lista de tabelas

Tabela 1. Relação das variáveis e potencial influência nas comunidades vegetais

Tabela 2. Similaridade florística (Bray- Curtis) entre as 5 áreas das florestas de dunas .

Tabela 3. Diversidade de espécies estimada pelos números de Hill, rarefacção e parâmetros estruturais nas diferentes comunidades florestais (média \pm desvio padrão)

Tabela 4. Variáveis ambientais consideradas para as comunidades vegetais

Tabela 5. Seleção dos melhores modelos que retratam o efeito da TMA=temperatura média anual; DP=distância da população; PA=precipitação anual e AL =altitude na diversidade estimada pelos números de Hill quando q_0 , q_1 e q_2

Tabela 6. Seleção dos melhores modelos que retratam o efeito da TMA=temperatura média anual; DP=distância da população; PA=precipitação anual e AL =altitude na diversidade estimada pela rarefacção

Índice

1.	Introdução	1
1.1	Problema e Justificativa de estudo	2
2	Objectivos	4
2.1	Geral	4
2.2	Específicos	4
3	Hipóteses.....	5
3.1	Fundamento teórico.....	5
4	Revisão bibliográfica	6
4.1	Descrição das florestas de dunas costeiras.....	6
4.1.1	Fitogeografia	6
4.1.2	Vegetação e Flora.....	7
4.2	Diversidade de espécies	8
4.2.1	Diversidade de Hill	8
4.2.2	Diversidade por rarefacção	9
4.3	Variáveis ambientais	9
4.4	Contrabalancos da Biodiversidade.....	10
4.5	Desafios associados à recolha de dados e definição de métricas aplicáveis para projectos de contrabalanço da biodiversidade.....	13
5	Área de estudo	15
5.1	Localização	15
5.2	Clima	16
5.3	Geomorfologia e solos	16
5.4	Hidrografia	17
5.5	Vegetação.....	17

5.6	Fauna	18
5.7	População e actividades humanas	19
5.8	Áreas de conservação	19
6	Materiais e Métodos.....	21
6.1	Amostragem	21
6.2	Colheita de dados no campo	22
6.3	Obtenção de variáveis ambientais	22
7	Análise de dados	24
8	Resultados	29
8.1	Similaridade/dissimilaridade da composição florística.....	29
8.2	Diversidade e estrutura das comunidades vegetais	31
8.3	Variáveis ambientais	33
8.4	Análise dos componentes principais (ACP).....	33
8.5	Modelos de regressão linear.....	35
9	Discussão	39
9.1	Similaridade/dissimilaridade da composição florística e variáveis ambientais	39
9.2	Diversidade e estrutura das comunidades vegetais	41
9.3	Modelos de regressão linear.....	42
10	Conclusão.....	43
11	Limitações.....	44
12	Recomendações	44
13	Referências bibliográficas.....	45
14	Anexos	57

1. Introdução

As florestas de dunas costeiras são particularmente vulneráveis às alterações climáticas devido à proximidade com o mar e à extrema mobilidade do substrato arenoso (Feagin *et al.*, 2007). Esta condição de vulnerabilidade é agravada pelo aumento das actividades humanas nas dunas costeiras, caracterizada por construção de empreendimentos imobiliários e turísticos, extração dos sedimentos arenosos, retirada da cobertura vegetal natural e sua substituição por espécies invasoras, exóticas, ornamentais e/ou comerciais (Yilmaz, 2002; Hernadiz-Cordeiro *et al.*, 2018). Todas estas actividades modificam o fluxo eólico e a estabilidade dos sedimentos arenosos, causam processos erosivos e podem ter efeitos directos sobre a composição e diversidade de comunidades vegetais (Anfuso *et al.*, 2011; Attorre *et al.*, 2012; Ciccarrelli, 2014).

As florestas de dunas costeiras no Sul de Moçambique representam uma faixa estreita que se estende ao longo do cordão dunar desde a Ilha de Bazaruto até à Ponta do Ouro, prolongado-se até ao rio Mlalazi na África do Sul (Langa, 2007). Este cordão dunar é um sistema da barreira de dunas frontais voltado para o Oceano Índico, que ajuda a proteger a plataforma terrestre do avanço e invasão das águas do mar (Tinley, 1976; Hobday, 1977; Kalk, 1995). Estas florestas assemelham-se àquelas que se estendem ao longo da Costa Leste da África Austral (Burgess e Clarke, 2000). No extremo Sul de Moçambique, a floresta das dunas está ameaçada pela natureza muito frágil e dinâmica do sistema dunar, agravado pelo contínuo desenvolvimento de infraestruturas turísticas não regulamentadas nas cordilheiras das dunas costeiras bem como pelos mais de 5000 habitantes que dependem dos recursos florestais para subsistência (Tomo, 2017; Massingue, 2019). A preocupação em relação a persistência e conservação de espécies de plantas nas florestas das dunas costeiras na Ilha de Inhaca, por exemplo, é ainda justificada se considerarmos que a Inhaca se encontra isolada do continente há mais de 7000 anos, o que pode ter contribuído para formação de comunidades vegetais únicas na ilha (Hobday, 1977; Kalk, 1995). No entanto, nenhuma avaliação foi antes feita sobre a singularidade das comunidades vegetais da floresta de dunas costeiras na Inhaca.

Uma abordagem promissora que tem sido usada internacionalmente para tentar conciliar o desenvolvimento económico e a conservação considera os contrabalancos da biodiversidade, que constituem o último passo depois de atendidas todas etapas da hierarquia de mitigação (Biofund, 2018).

O contrabalanço da biodiversidade é feito de acordo com um plano de manejo apropriado e a sua aplicação já é obrigatória pela legislação moçambicana (MTA *et al.*, 2023). Em muitos casos, o enfoque deve ser essencialmente nos habitats e na capacidade de descrever a sua condição ecológica. Para garantir que esse objetivo seja alcançado é necessário medir as perdas de biodiversidade por impactos e os ganhos necessários obtidos com os contrabalanços de forma prática e transparente, para que sua equivalência possa ser comparada a adequação de um contrabalanço estabelecido. No entanto, medir perdas e ganhos em biodiversidade não é simples devido à sua complexidade e variabilidade relacionada ao contexto (Zambello *et al.*, 2019).

Dessa forma, falta clareza no entendimento das métricas utilizadas em contrabalanços, inclusive para compreender se elas atendem ou não às necessidades de esquemas de contrabalanço em que são empregadas. A legislação em Moçambique já considera a diversidade como métrica para definir possíveis áreas de referência (MTA *et al.*, 2023) contudo, não especifica como esta é estimada. Daí, a necessidade de avaliar a diversidade de espécies (seja por Hill ou rarefacção) como métrica para definir possíveis áreas de referência para florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique (Ilha de Inhaca até a Ponta Malongane).

1.1 Problema e Justificativa de estudo

A perturbação do ecossistema natural de dunas por actividades humanas contribui para a degradação de comunidades de plantas, bem como a extinção de espécies com valor ecológico e sócio-económico, causando alteração na diversidade vegetal (Fenu *et al.*, 2013; Ciccarelli, 2014; Purvis *et al.*, 2015; Seer *et al.*, 2016). As florestas de dunas costeiras no extremo Sul do país (Inhaca até a Ponta Malongane) podem estar sob este efeito. O desenvolvimento de vários empreendimentos turísticos nestas áreas tem causado o abate da vegetação nativa e destruição de dunas primárias e secundárias (Massinga e Hatton, 1996; Motta, 1996; CDSZC/DPCA-I/GPI/CMCI, 2002; Louro, 2005). As dunas costeiras são habitats únicos com condições ambientais particulares que sustentam uma variedade de plantas adaptadas a essas condições específicas. A perturbação causada pela edificação e desenvolvimento de infra-estruturas nestas áreas pode alterar as condições ecológicas locais e afetar negativamente as plantas que delas dependem (Steenkampe *et al.*, 2004).

As florestas das dunas no extremo Sul de Moçambique são particularmente críticas por fazerem parte do *hotspot* de biodiversidade, que alberga uma grande diversidade de espécies de plantas, algumas das quais endémicas, e comunidades vegetais únicas e insubstituíveis. A protecção dessas áreas é imperativa para conservar a diversidade local e global (Burgess *et al.*, 1998, van Wyk e Smith, 2001).

No entanto, a protecção e conservação de habitats sob efeito de influência humana requer clareza em termos de atributos para quantificação e/ou medição de tal diversidade biológica que, muitas vezes, se mostra inerentemente difícil. Isso deve-se a vários factores, que incluem dentre outros, a complexidade das comunidades biológicas, a variabilidade das espécies ao longo do tempo e as dificuldades práticas associadas à coleta e análise de dados (Steward-Oaten e Bence, 2001; Ferrer-Paris *et al.*, 2013). A coleta de dados sobre a diversidade é frequentemente um processo caro e trabalhoso. Técnicas tradicionais de monitoramento podem exigir equipes especializadas, sofisticadas e muito tempo em campo, o que pode ser um obstáculo uma vez que a maioria das consultorias ambientais não dispõe de recursos suficientes para o efeito (Oliver e Beattie, 1996; Steward-Oaten e Bence, 2001). Além disso, as técnicas de avaliação frequentemente carecem de protocolos padronizados e podem variar amplamente, o que complica a comparação dos resultados entre diferentes estudos e projetos. A falta de uniformidade nas metodologias dificulta a avaliação da eficácia das medidas de contrabalanços, criando incertezas sobre a adequação das estratégias adotadas e a necessidade de ajustes (Ferrer-Paris *et al.*, 2013). Para enfrentar esses desafios, é essencial desenvolver e utilizar técnicas rápidas, acessíveis e econômicas que possam fornecer informações confiáveis sem a necessidade de altos investimentos financeiros. A adoção dessas abordagens não só facilita a coleta de dados em larga escala, mas também permite uma avaliação mais ágil e contínua das mudanças na diversidade de espécies (Field *et al.*, 2005).

Diante dessa realidade desafiadora, a necessidade de um estudo aprofundado sobre como medir de forma eficaz a diversidade de espécies nas florestas de dunas no extremo Sul de Moçambique torna-se ainda mais evidente (Margules e Pressey, 2000). A abordagem proposta, visa não apenas suprir lacunas existentes na colecta de dados, mas também desenvolver metodologias que possam ser replicáveis em outros ecossistemas ameaçados. O mapeamento de áreas de referência pode contribuir para práticas de contrabalanços mais eficazes, podendo marcar um avanço crucial na luta contra a perda da biodiversidade em um dos *hotspots* mais críticos de Moçambique.

2 Objectivos

2.1 Geral

- Avaliar a diversidade de espécies como métrica de referência para florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique

2.2 Específicos

- Descrever a composição e estrutura de comunidades vegetais nas florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique;
- Determinar a diversidade de Hill e por rarefacção das espécies de plantas nas comunidades das florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique;
- Relacionar a diversidade de Hill e de rarefacção das espécies de plantas nas comunidades das florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique com variáveis ambientais;
- Comparar o desempenho dos modelos de diversidade de Hill e de rarefacção nas comunidades das florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique.

3 Hipóteses

3.1 Fundamento teórico

Preposições teóricas como a Teoria Neutra (Hubell, 2001) e a Teoria de Nicho (Grinnel, 1917) buscam explicar os padrões de distribuição de espécies que compõem as comunidades de plantas. A teoria neutra (Hubell, 2001) propõe que a distribuição de espécies em uma área é determinada principalmente por processos aleatórios, como a dispersão e extinção, em vez da seleção natural. Ela parte do pressuposto de que todas as espécies têm a mesma taxa de dispersão e não há diferenças significativas entre elas. Segundo esta teoria, as espécies são consideradas equivalentes em termos de possibilidades de colonizar uma determinada área. Em contraste, a teoria do nicho ecológico propõe que cada indivíduo irá se estabelecer em habitats onde as condições ambientais locais favorecem sua sobrevivência e reprodução (Grinnel, 1917). Nesse sentido, o padrão de composição das espécies nas comunidades pode ser determinado por características ambientais que relacionam as espécies capazes de se estabelecer em determinadas áreas (Tilman, 2004)

Com estas pressuposições chega-se às seguintes hipóteses:

H0: As comunidades vegetais de florestas de dunas costeiras da Inhaca à Ponta Malongane não apresentam composição e estruturas distintas.

H1: As comunidades de florestas de dunas costeiras da Inhaca à Ponta Malongane apresentam composição e estruturas distintas.

H0: As variáveis ambientais não determinam a diversidade e composição das espécies de plantas nas comunidades vegetais de florestas de dunas costeiras da Inhaca à Ponta Malongane.

H1: As variáveis ambientais determinam a diversidade e composição das espécies de plantas nas comunidades vegetais de florestas de dunas costeiras da Inhaca à Ponta Malongane.

4 Revisão bibliográfica

4.1 Descrição das florestas de dunas costeiras

4.1.1 Fitogeografia

A faixa costeira de Moçambique cobre cerca de vários quilómetros de dunas costeiras vegetadas (Louro, 2005). Na costa norte e centro estas dunas estendem-se, desde a Baía de Mocambo á Província de Sofala, praias arenosas e algumas dunas parabólicas baixas, formadas por ventos de tempestades ocasionais sobrepondo-se com a costa de barreira ou pantanosa. As dunas costeiras do Sul de Moçambique estão entre as maiores dunas vegetadas do mundo, chegando a atingir alturas de mais de 100 metros (Hatton, 1995; Kalk, 1995). Elas estendem-se desde o Arquipélago de Bazaruto até a Ponta do Ouro, sendo formada por dunas parabólicas elevadas, cabos de orientação norte e lagoas de barreira numa extensão de 850 Km de costa (Louro, 2005).

Nos últimos cem anos, esforços para dividir ou agrupar a vegetação baseado em número de região de distribuição geográfica das espécies vegetais, têm reconhecido que há certas formas (*phytochoria*) distintas de vegetação na qual muitas ou mais plantas são encontradas ainda hoje (Burgess e Clarke, 2000). De acordo com Darbyshire *et al.* (2019), Moçambique tem um nível relativamente alto de endemismo vegetal, com 572 táxons classificados como estritamente endêmicos ou quase endêmicos, que não são distribuídos uniformemente por todo o país. Aproximadamente 80% de Moçambique está incluído no Centro Regional Zambeziano de Endemismo Vegetal , um fitocório de escala continental que inclui toda a Zâmbia, Malawi, Zimbábue, grandes partes de Angola, Tanzânia e Moçambique, e algumas pequenas partes do Zaire, Namíbia, Botsuana e África do Sul (White, 1983)

Focado em unidades fitogeográficas mais restritas, Darbyshire *et al.* (2019) propôs quatro principais Centros de endemismo vegetal. O Centro de Endemismo de Rovuma, anteriormente conhecido como Centro de Endemismo de Lindi (Clarke, 1998) e restrito ao sudeste da Tanzânia, foi recentemente estendido para o norte de Moçambique, abrangendo a área costeira das províncias de Cabo Delgado, Nampula e Zambézia (Burrows e Timberlake, 2011; Darbyshire *et al.*, 2019). O Centro de Endemismo de Maputaland, compartilhado com a província de KwaZulu-Natal da África do Sul e Eswatini, se estende das terras baixas costeiras do sul de Moçambique até o Rio Save (Van Wyk 1996; Darbyshire *et al.*, 2019). Este centro pode ser subdividido em pelo menos três subcentros, como

Maputaland (sensu stricto), o Centro das Montanhas Lebombo e o Centro de Inhambane (Darbyshire *et al.*, 2019). Como parte do Centro de Endemismo semelhante ao Arquipélago Afromontano, Moçambique compartilha o Centro de Endemismo Chimanimani-Nyanga com o vizinho Zimbábue (Clark *et al.*, 2017; Darbyshire *et al.*, 2019) e inclui grande parte do Centro de Endemismo Mulanje-Namuli-Ribáuè, que se estende do sul do Malawi até as províncias de Zambézia e Nampula (Darbyshire *et al.*, 2019).

4.1.2 Vegetação e Flora

A vegetação costeira é constituída por vegetação das dunas, que é na sua maioria confinada a uma faixa estreita ao longo da costa. As dunas costeiras parabólicas são caracterizadas pela presença de vegetação pioneira na base das dunas primárias, a alguns metros acima do nível da linha da maré alta, constituída por espécies herbáceas suculentas (Koning e Balkwill, 1995; Nuvunga *et al.*, 1998). Podem-se encontrar nesta área, cinco tipos de comunidades lenhosas que caracterizam a vegetação dunar, que de acordo com Weisser (1980) apresentam diferenças na sua estrutura, composição de espécies, idade, origem, biomassa, diversidade. Estas comunidades compreendem a mata costeira e a floresta dunar de sucessão primária. De uma forma muito generalizada, as espécies *Diospyros rotundifolia*, *Euclea natalensis*, *Mimusops caffra* são as que se encontram em maior abundância nas matas costeiras e nas florestas dunares nas províncias de Maputo e Gaza (MICOA, 1997).

A flora das florestas de dunas costeiras consiste em formações vegetais que incluem plantas endémicas, representadas em todos tipos de vegetação tropical localizada ao longo da faixa costeira da África Oriental, fundamentalmente nas terras baixas das planícies costeiras (White, 1983; Van Wyk, 1994). Estas florestas, são consideradas como um “refúgio em extinção”, com as espécies endémicas a tornarem-se gradualmente, cada vez mais relíquias devido à histórica dessecação climática (Habel *et al.*, 2017). Atualmente, essas formações de florestas de dunas estão extremamente ameaçadas pela erosão costeira e pela acção antropogénica (Acosta *et al.*, 2009).

4.2 Diversidade de espécies

A diversidade biológica é definida como a variedade e abundância de espécies numa determinada área (Magurran, 2013), representando assim a complexidade da vida na terra em suas dimensões fenotípica, genotípica e taxonômica (Wisley *et al.*, 2005).

Historicamente, a forma de entender e medir a diversidade evoluiu. No início do século XX, os cientistas se concentravam na simples contagem de indivíduos em uma área — a densidade de espécies. No entanto, essa abordagem falhou em capturar a complexidade da biodiversidade, levando a necessidade de métodos mais aprofundados (Krebs, 1999; Begon *et al.*, 2006). Nos anos 1960, Robert Whittaker trouxe à tona o conceito de riqueza de espécies, que se refere ao número de espécies presentes em uma determinada área (Whittaker, 1965). Embora isso representasse um avanço, ainda faltava a profundidade da equidade, ou seja, como essas espécies se distribuíam. Foi então que surgiram os chamados índices de diversidade, dos quais muitos foram e continuam sendo propostos, entre os quais pode-se destacar os de Shannon e Simpson (Magurran, 2004). O índice de Shannon, criado por Claude Shannon em 1948 e aplicado a ecologia por Pielou (1975), revolucionou a maneira como analisar a diversidade ao considerar tanto a riqueza quanto a equidade das espécies. Já o índice de Simpson proposto por Edward Simpson em 1949 focou na probabilidade de que duas amostras escolhidas aleatoriamente fossem da mesma espécie, trazendo uma nova camada de entendimento sobre a abundância relativa (Simpson, 1949). Nas últimas décadas, esse conceito evoluiu ainda mais. Autores como Nick Gotelli e R. K. Colwell introduziram métodos estatísticos que permitem explorar a diversidade de maneira mais complexa (Gotelli e Colwell, 2011). Dentre as várias abordagens para medir essa diversidade, a diversidade de Hill e por rarefação destacam-se por suas contribuições significativas ao entendimento e à comparação de comunidades biológicas.

4.2.1 Diversidade de Hill

A diversidade de Hill, comumente chamada por diversidade verdadeira ou “números de Hill”, foi introduzida por Mark Hill em 1973, oferece uma maneira mais abrangente de entender a diversidade, considerando tanto a riqueza quanto a equidade das abundâncias das espécies em uma comunidade. Essa diversidade forma uma família de medidas que inclui diferentes parâmetros, dependendo do valor de q escolhido. Para $q=0$, obtém-se a riqueza de espécies, enquanto $q=1$ representa a equidade, e $q=2$ pondera a diversidade pela abundância das espécies (Hill, 1973).

A aplicação da diversidade de Hill envolve a coleta de dados sobre a abundância de cada espécie em uma comunidade, seguida do cálculo para diferentes valores de q . Esta abordagem permite uma análise mais profunda da estrutura da comunidade, mostrando não apenas quantas espécies estão presentes, mas também como essas espécies estão distribuídas em termos de abundância (Ricotta, 2005).

4.2.2 Diversidade por rarefacção

A diversidade por rarefacção é uma técnica que surgiu para superar as limitações das comparações de diversidade entre amostras de tamanhos diferentes (por exemplo, diferença no número de indivíduos, discrepância na quantidade de unidades amostrais ou área amostrada). Proposta por Sanders (1968), a rarefacção consiste em estimar o número esperado de espécies em cada comunidade tendo como base comparativa um valor em que todas as amostras atinjam um padrão. A técnica baseia-se na ideia de que, ao coletar um número menor de indivíduos de uma amostra maior, a composição das espécies pode ser inferida, proporcionando uma estimativa da riqueza de espécies. Ela parte do pressuposto que as amostras são representativas da comunidade maior e que a distribuição de abundância das espécies é estável ao longo do tempo. A técnica é realizada coletando dados de abundância de espécies e, em seguida, aplicando algoritmos estatísticos que permitem calcular a riqueza de espécies esperada para diferentes tamanhos de amostra, garantindo uma comparação mais equitativa entre diferentes comunidades (Magurran, 2013; Chao *et al.*, 2014).

Os pressupostos da diversidade de Hill e da rarefacção são semelhantes. Pois, ambos pressupõem que as amostras coletadas refletem a comunidade mais ampla e que as interações entre espécies não são fortemente alteradas durante a coleta dos dados (Magurran, 2013).

4.3 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais desempenham um papel fundamental na diversidade e composição vegetal (Angelini *et al.*, 2016; He *et al.*, 2017). As florestas de dunas no extremo Sul de Moçambique sofrem influência de variáveis topográficas, climáticas, socioeconômicas, entre outras (Korner, 2007; Oliver e Van Arde, 2014; Diem *et al.*, 2018). Variáveis climáticas como temperatura e precipitação são fatores-chave para controlar diretamente a distribuição das espécies quando excedem as

tolerâncias ecofisiológicas das espécies e afetam diretamente a atividade fotossintética e os processos biológicos (Rowe, 2009). Características topográficas como altitude, aspecto e elevação podem impactar o clima local, bem como as condições do solo que, por sua vez, têm efeitos variados na estrutura da vegetação (Zhang *et al.*, 2006; Zhang e Zhang, 2007; Zhang *et al.*, 2016).

A capacidade de retenção de água do solo e a evapotranspiração afetam a disponibilidade de água para as plantas, com solos que retêm mais água e ambientes com menor evapotranspiração suportando maior diversidade (Fu *et al.*, 2004; Yoshifuji *et al.*, 2006; Asanok e Marod 2016).

O formato da área de estudo influencia a diversidade ao criar diferentes tipos de habitats; áreas maiores e mais complexas geralmente suportam mais espécies (Lomolino e Perault, 2001; Haugaasen *et al.*, 2003; Michalski e Peres, 2005). A proximidade de estradas pode reduzir a diversidade devido à fragmentação do habitat e poluição, enquanto os assentamentos humanos frequentemente alteram o ambiente natural, resultando na perda de espécies nativas (Thapa e Chapa, 2010; Asanok *et al.*, 2020).

4.4 Contrabalanços da Biodiversidade

Para salvaguardar o ambiente e a saúde humana, em princípio, todas as actividades carecem de uma Avaliação do Impacto Ambiental (AIA), de modo a minimizar os seus impactos ambientais e sociais nas fases de construção, operação e desativação e manter um equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconómico e a qualidade ambiental (Governo da República de Moçambique, 2015). A AIA é um instrumento que fornece um quadro de gestão ambiental para o controle e mitigação dos impactos resultantes de uma actividade. A mesma serve de base para o Processo de Licenciamento Ambiental das actividades e deve estar em conformidade com a legislação ambiental e social aplicável, tanto ao nível nacional como internacional (Governo da República de Moçambique, 2015; CEAGRE, 2019).

A implementação eficaz da AIA requer a adoção da hierarquia de mitigação, que prioriza ações de prevenção, minimização e recuperação dos impactos. Essa hierarquia segue as seguintes etapas (Fig. 1):

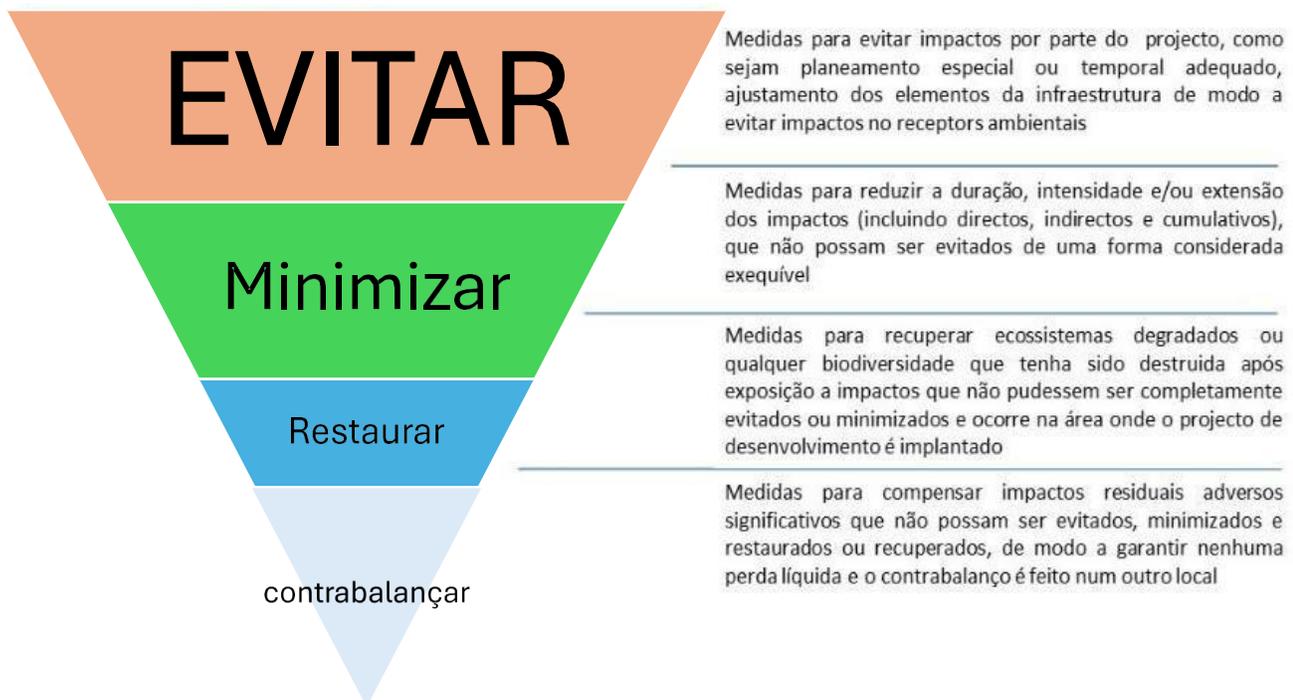


Figura 1. Descrição das etapas da hierarquia de mitigação. Fonte: (BBOP, 2012)

Após aplicação das etapas da hierarquia da mitigação é necessário verificar se há ou não necessidade de desenhar e implementar contrabalanços de biodiversidade (que fazem parte da última etapa). Para tal, é necessário (1) determinar se subsistem impactos residuais negativos directos, indirectos e induzidos que não sejam negligenciáveis. Caso existam, (2) têm que ser quantificados; de modo a (3) definir os resultados a alcançar; e (4) o modo como tal será efectuado, quer a nível técnico (como), quer no espaço (onde), no tempo (quando) e por quem (MTA *et al.*, 2023).

O objectivo dos contrabalanços de biodiversidade é de alcançar Nenhuma Perda Líquida (NPL) e, de preferência, obter um Ganho Líquido (GL) em relação à composição de espécies, estrutura do habitat, função do ecossistema e da utilização das pessoas e valores culturais associados à biodiversidade, numa área diferente do local do impacto (Gonçalves *et al.*, 2015).

No caso de NPL assume-se que alguma biodiversidade importante será perdida devido ao desenvolvimento de um projecto num determinado local e período de tempo, no entanto, a biodiversidade equivalente será ganha num outro local, na mesma quantidade e qualidade, ou superior, relativamente à que existia antes da implementação do projecto e do contrabalanço. O GL de biodiversidade ocorre quando os ganhos resultantes da implementação adequada da hierarquia de mitigação excedem as perdas (MTA *et al.*, 2023).

O Diploma Ministerial nº 55/2022 considera o uso de métricas ou índices para quantificar perdas ou ganhos de um determinado tipo de biodiversidade impactado ou receptor, respectivamente. Sendo necessário para cada métrica, definir um ponto de referência contra o qual, as perdas e ganhos podem ser comparados consistentemente. Um ponto de referência pode ser baseado numa área de terra, fornecendo um exemplo representativo, no seu estado óptimo antes da intervenção humana, do tipo de biodiversidade que será afectada pelo projecto de desenvolvimento proposto. Uma área de referência “sintética” (por exemplo, baseada em valores da literatura ou de especialistas reconhecidos) também pode ser usada se nenhuma área relativamente não perturbada permanecer (BBOP, 2018). No caso vertente, as áreas receptoras de contrabalanço incluem:

- Áreas de conservação que apresentem níveis de degradação de biodiversidade e cujo financiamento não seja suficiente para o alcance dos respectivos objectivos de conservação;
- Que estejam sob pressão humana considerável e que exijam a melhoria das condições de conservação; ou
- Extensão territorial para alcance ou incremento dos seus objectivos de conservação e áreas importantes para a biodiversidade fora das áreas de conservação (Áreas-chave para a Biodiversidade, Áreas RAMSAR, Reservas florestais ou outros tipos de áreas ecologicamente importantes a nível nacional ou local) (MTA *et al.*, 2023);
- A área receptora do contrabalanço deve ter possuído valores de biodiversidade equivalentes aos que foram impactados e/ou de valor superior (estatuto de ameaça, grau de raridade, endemismo ou relevância para processos ecológicos chave) de acordo com os princípios estabelecidos no novo diploma nº 55/2022 (Boletim da República, 2021).

4.5 Desafios associados à recolha de dados e definição de métricas aplicáveis para projectos de contrabalanço da biodiversidade

A escassez de dados sobre a biodiversidade dificulta a avaliação adequada das áreas prioritárias para conservação. Muitas vezes, a escolha dessas áreas não considera a conectividade entre habitats, um fator essencial para a migração de espécies e a manutenção das populações (Parkes e Newall, 2003; CEAGRE, 2019).

Um dos questionamentos frequentes refere-se ao alcance da equivalência ecológica nas trocas de contrabalanços (Gonçalves *et al.*, 2015). Além disso, há preocupações sobre como medir essa equivalência e garantir transparência nos processos de medição (Quetier e Lavorel, 2011; Bull *et al.*, 2013; Gardner *et al.*, 2013; Maron *et al.*, 2016). Algumas métricas utilizadas são simples e de fácil compreensão, mas contêm informações limitadas (Quetier e Lavorel, 2011). Outras, embora informativas, são complexas e podem condensar diversas variáveis ambientais em um único valor, o que dificulta a transferência nas trocas (Gibbons e Lindenmayor, 2007; Maseyk *et al.*, 2016; Hanford *et al.*, 2017). É importante ressaltar que o conceito de equivalência ecológica (BBOP, 2012) abrange a biodiversidade de paisagens, serviços ecossistêmicos e habitat. Portanto, ao buscar equivalência nas trocas de contrabalanços, é crucial que essas três dimensões estejam contempladas nas métricas. Contudo, essa abordagem nem sempre é praticada (Jacob *et al.*, 2016; Apostolopoulou e Adams, 2017; Bidaud *et al.*, 2017).

Algumas abordagens utilizam a área como critério, como é o caso de muitos bancos de conservação de espécies nos EUA (Fox e Nino-Murcia, 2005; Gamarra e Toombs, 2017). Outras métricas são agregadas, geralmente combinando a área e medidas de funcionalidade do habitat, como no Canadá (Fisheries e Oceans, 2002) ou comparam a qualidade do habitat a um estado primitivo de referência, como a métrica Habitat Hectares da Austrália-Victoria (Parkes *et al.*, 2003). Métricas mais elaboradas, embora menos comuns, incluem a avaliação de serviços ecossistêmicos, como observado em políticas sul-africanas (Brownlie e Botha, 2009; Jacob *et al.*, 2016) ou mesmo indicadores que quantificam aspectos adicionais do valor da biodiversidade por exemplo, uma política piloto do Reino Unido considera o habitat como 'distintivo' (DEFRA, 2011).

Tal como um número crescente de países aderiu aos contrabalanços da biodiversidade (Gonçalves *et al.*, 2015; GIBOP, 2019), Moçambique começa a dar os primeiros passos para sua implantação desenvolvendo alguns estudos piloto que avaliam a condição ecológica por exemplo, das florestas de Miombo (Ribeiro *et al.*, 2020) , dos Recifes de Corais (Birrel *et al.*, 2021) e das florestas de Mangal (Macamo *et al.*, 2021) tentando adaptar métricas já existentes ou desenvolvendo novas baseando-se em pontos de referência. Métricas robustas que quantifiquem precisamente perdas e ganhos podem ser caminhos promissores para melhorar a eficácia dos esquemas de contrabalanços da biodiversidade em Moçambique.

5 Área de estudo

5.1 Localização

A área de estudo compreende as florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique, abrangendo os distritos KaNyaka (Inhaca) e Matutuíne (Figura 2). O distrito KaNyaka encontra-se na zona insular, na Baía de Maputo, entre as coordenadas 26° 02'S e 32° 94'E cobrindo uma área de cerca de 40 km² que se assemelha a um “N” distorcido (Muacanhia, 2004). O distrito de Matutuíne, que inclui as localidades de Machangulo, Ponta Mucombo, Ponta Milibangalala e Ponta Malongane, está localizado entre as coordenadas 26° 30'S e 32° 70'E da província de Maputo ocupando uma área aproximada de 1718 km² (Boletim da República, 2021).

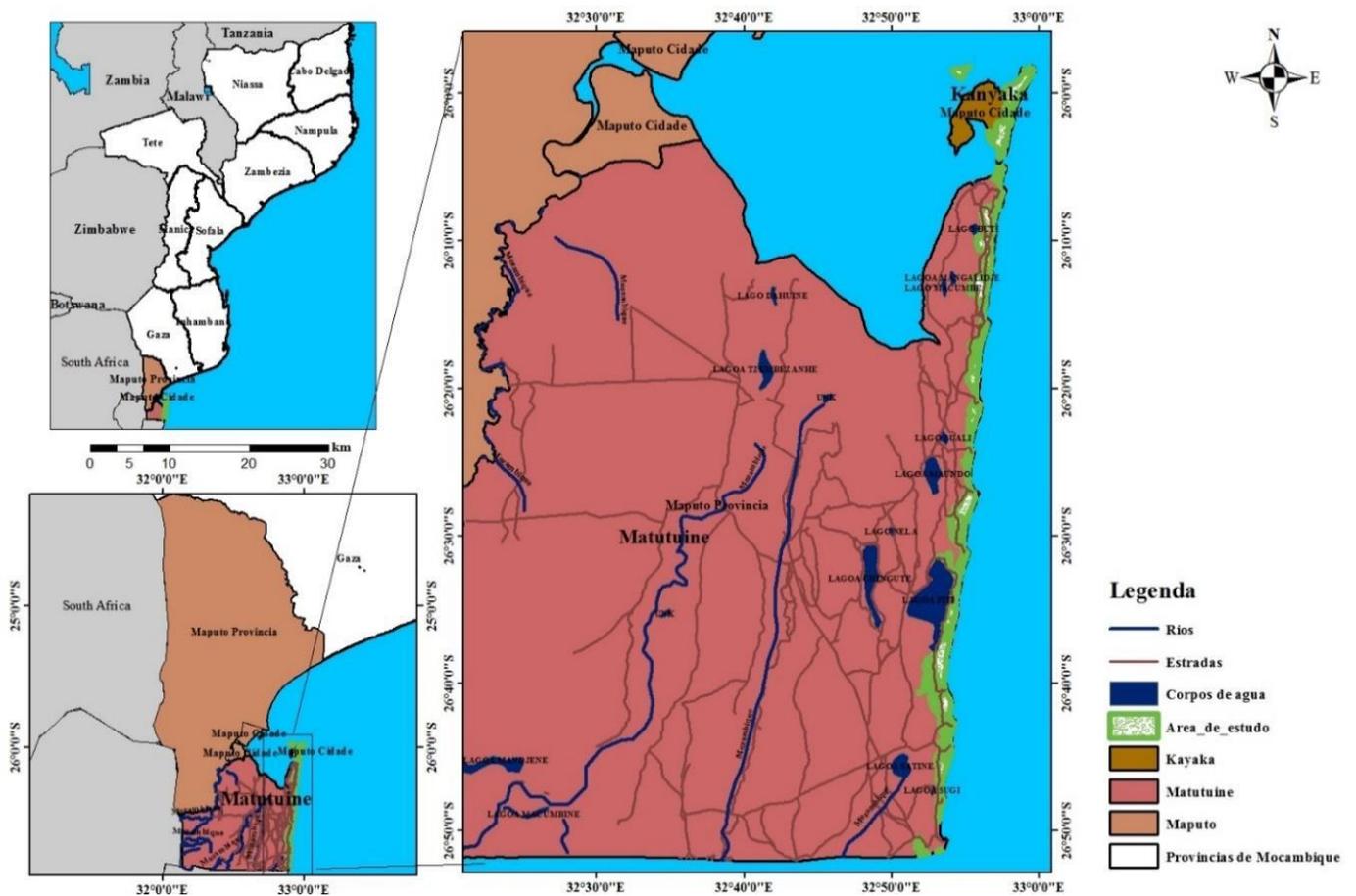


Figura 2. Localização geográfica da área de estudo

5.2 Clima

A maior parte da costa de Moçambique apresenta um clima tropical húmido a sub-tropical, caracterizado por duas estações ao ano. Na Ilha da Inhaca, a estação fresca e seca ocorre de Abril a Setembro, enquanto a estação quente e húmida se estende de Outubro a Março. Os meses de Janeiro e Fevereiro são os mais quentes e chuvosos, com temperaturas médias de 26.3°C e 26.2°C, e precipitação de 135.9 mm e 143.9 mm, respectivamente. Em contraste, o mês de Agosto regista a menor precipitação, com apenas 23.7 mm, e a temperatura média mais baixa ocorre em Julho, com 19.6°C. A humidade relativa é alta, atingindo 82.1%, e a evaporação média é de 100 mm/mês (Mavume, 2000). No Distrito de Matutuíne, o clima é sub-tropical, apresentando também duas estações: a chuvosa, de Outubro a Abril, e a seca, de Maio a Setembro. A precipitação tende a decrescer da costa para o interior, com valores médios anuais em torno de 1000 mm na costa e cerca de 600 mm no interior. A região fronteiriça ocidental, devido à altitude, apresenta uma relativa elevação nos níveis de pluviosidade. As temperaturas médias anuais são elevadas (acima de 24°C) e uma amplitude térmica anual inferior a 10°C. A humidade relativa varia entre 55% a 75% (MAE, 2014).

5.3 Geomorfologia e solos

O surgimento da Ilha da Inhaca está ligado à formação da Baía de Maputo que resultou de uma transgressão recente do Holoceno (Achimo *et al.*, 2014). Esta ilha é constituída por uma base de arenito de calcário que foi coberta por cumes de dunas notavelmente altas (Muacanhia, 2004). A dinâmica geomorfológica dos sistemas dunares costeiros da Inhaca juntamente com uma deposição de areia existente, e dinâmica de erosão em águas pouco profundas, continua a moldar esta ilha e toda a Baía de Maputo. O território de Matutuíne é geomorfologicamente caracterizado, em grande parte, por planícies litorais, modeladas pelos processos de deposição oceânica (os sedimentos de natureza arenosa) e fluviais (Marulo, 2012). Em algumas regiões é influenciado por regimes oceânicos através de movimentos de transgressão e regressão marinhas e os regimes de erosão e deposição, ligados aos principais sistemas fluviais do rio Maputo e Tembe que condicionam a formação de unidades na forma de corredores ecológicos bastante importantes para persistência da biodiversidade local e regional (Marulo, 2012).

Os solos ao longo das florestas de dunas costeiras são na maior parte de origem marinha, depositados pelos ventos como resto das rochas do cretáceo, sendo os solos arenosos os mais predominantes e caracterizados por fraca capacidade de retenção de água (ING, 2007).

5.4 Hidrografia

Sem curso de água doce e com formações lacustres apenas de pequena dimensão e terras úmidas (lagunas) relativamente extensas, a drenagem em Inhaca é somente interna, perdendo a humidade por evapotranspiração e ganhando-a com a precipitação (Kalk, 1995). Esta circulação da água está ligada ao mar de que a terra firme de Inhaca recebe influência, e é definida também, em grande medida, por aspectos geo-hidrológicos (Muacanhia, 2004). A hidrologia de Matutuíne é caracterizada pela existência de três rios principais, o Futi, Maputo e Bembe com várias lagoas, das quais Piti, Chingute e Mundi são as mais importantes (Tello, 1973; de Boer *et al.*, 2000).

5.5 Vegetação

A vegetação de Inhaca consiste em comunidades terrestres aquático-marinhas, a floresta costeira, a brenha costeira, mata, vegetação pioneira e vegetação das planícies de inundação.

A vegetação das planícies de inundação possui composição específica típica, consistindo em comunidades quase sempre de caniço (*Pragmtis australis*), e raramente com flora submersa (DNAC, 2009).

De acordo com de Boer *et al.*, (2000), a vegetação em Matutuíne é caracterizada por um mosaico único de variados ecossistemas, incluindo:

- Mangais: predominantemente compostos por *Avicennia marina* e *Rhizophora mucronata*;
- Vegetação das Dunas: composta por espécies pioneiras, como *Scaevola plumieri*, *Ipomoea pescaprae* e *Canavalia rosea*;
- Pastos com árvores: Estes suportam espécies como *Sideroxylon inerme*, *Diospyros rotundifolia*, *Mimusops caffra*, *Cyperus compactus* e *Monanthotaxis caffra*;
- Mosaicos de Floresta de Savana/Bosques: Composto por *Themeda triandra*, *Cynodon dactylon*, *Sporobolus virginicus* e *Dactyloctenium aegyptium*;
- Floresta de Areia: dominada por *Ochna natalitia*, *Mimusops caffra*, *Euclea natalensis*, *Psydrax locuples*, *Azelia quanzensis* e *Dialium schlechterii*;

- Savana: áreas relativamente abertas dominadas por espécies como *Strychnos madagascariensis*, *Strychnos spinosa*, *Dichrostachys cinerea*, *Garcinia livingstonei*, *Vangueria infausta*, *Syzygium cordatum*, *Sclerocarya birrea*, *Azelia quanzensis* e *Terminalia sericea*;
- Vegetação da Fluvial Futi: dominada por *Phragmites australis*, *Juncus kraussii* e *Cyperus compactus*. Em alguns casos, nesta vegetação consegue encontrar arbustos da ilha de *Ficus sycomorus*, *Syzygium cordatum*, *Kigelia africana*, *Helichrysum kraussii* e *Panicum maximum* (DNAC, 2009).

5.6 Fauna

A Ilha de Inhaca e o distrito de Matutuíne, apresentam uma rica diversidade de fauna, influenciada por seus habitats variados. A fauna em Inhaca é predominantemente marinha, composta por uma variedade de invertebrados como moluscos, crustáceos, além dos recifes de corais que servem de abrigo para muitos animais. Pode-se encontrar ainda nesta Ilha, mamíferos como dugongos, baleias, golfinhos e espécies de tartarugas marinhas. A tartaruga cabeçuda e coriácea frequentemente avistadas nas praias desovam ao longo da Costa Oriental da Ilha (Louro, 2005; Bandeira et al., 2014). Embora a ilha não tenha grandes mamíferos terrestres, é lar de espécies como o porco do mato e espécies de serpentes e alguns roedores. Cerca de 300 espécies de aves como o pelicano-de-dorso-rosado, a águia cobreira e o pato-mergulhão utilizam as zonas húmidas da ilha para nidificação e alimentação (DNAC, 2009). Por sua vez, o distrito de Matutuíne que faz parte do Parque Nacional de Maputo (PNAM) onde encontra-se abrigada uma fauna diversificada, sendo de destaque a população de elefantes, girafas, búfalos, zebras, impalas, bois-cavalos e a presença de hipopótamos e crocodilos nas lagoas (Hanekom e Cumbane, 2014; MAE, 2014). A avifauna é abundante, com espécies como a águia-pesqueira e o gavião, além de aves de pequeno porte que habitam as savanas e florestas, e áreas de água doce que são importantes para aves aquáticas (DNAC, 2009).

5.7 População e actividades humanas

Inhaca pertence ao distrito municipal menos povoado da Cidade de Maputo (Kanyaka), albergando 6100 habitantes distribuídos em três áreas principais: Nhaquene (mais de 1.500 moradores), Ribjene (2.100) e Ingwane (2.500) (Sorbom e Gasim, 2018). Segundo CMM (2012), as actividades de rendimento na Inhaca incluem a agricultura, silvicultura, pesca, diversos serviços e alguma indústria manufactureira, e construção. Algumas actividades económicas desenvolvidas pela população da Inhaca, são perniciosas ao equilíbrio ecológico das florestas. Por exemplo, as comunidades do Bairro de Inguane, abrem machambas no interior das reservas florestais criando bordas, extraem diversas espécies florestas indiscriminadamente para combustível lenhoso, materiais de construção (laca-lacas) e para fins terapêuticos (Barbosa, 1995).

De acordo com o INE (2012) o distrito de Matutuíne possui cerca de 39.932 habitantes que correspondem a 7.5 de densidade populacional/ Km^2 . As suas actividades praticadas na generalidade consistem em agricultura, pecuária (criação de galinhas, patos, porcos, gado bovino e caprino), caça de pequena escala e a pesca (De Boer e Baquete, 1998; Marulo, 2012). A actividade turística também gera rendimento para este distrito, movimentando anualmente cerca de 55 000 turistas nacionais e estrangeiros. Esta actividade é acompanhada pela crescente instalação de infra-estruturas como hotéis, parques de campismo, aldeamentos turísticos e restaurantes o que coloca sob pressão a vegetação de dunas que naturalmente é bastante frágil (Langa, 2007).

5.8 Áreas de conservação

A Ilha da Inhaca é uma área com uma importância de conservação significativa, que há muito tempo foi reconhecida como uma área de conservação formal estabelecida em 1965. A importância desta ilha vai para além do nível nacional, enquadrando-se no centro de endemismo de Maputaland (van Wyk, 1996) que faz parte de um hotspot de biodiversidade global Maputaland-Pondoland-Albany (CEPF, 2010). Em reconhecimento à biodiversidade tropical da ilha, uma Estação de Pesquisa de Biologia Marinha foi estabelecida em 1951 (Muacanhia, 2004). No entanto, um aumento da população local juntamente com a extrema pobreza vivida pelas comunidades locais, solos pobres e terras limitadas devido ao estabelecimento de reservas florestais, aumentaram a pressão sobre a terra e os recursos na ilha (Muacanhia, 2004).

Para resolver estas questões, em 2009 as Reservas da Inhaca foram incorporadas na recém-criada RPMPO (Reserva Parcial Marinha da Ponta do Ouro) e posteriormente, no final de 2021, foi aprovada a fusão da RPMPO com a Reserva Especial de Maputo para formar um novo parque, Parque Nacional de Maputo (PNAM). Esta alteração de estatuto deverá conferir maior protecção aos habitats de dunas e entre-marés. Sendo assim, o Pnam é agora, uma área de conservação localizada no distrito de Matutuíne, na província de Maputo e na Ilha da Inhaca no município de Maputo, tendo como limite leste o Oceano Índico, a norte a Baía de Maputo, a Oeste o rio Maputo e a Sul a fronteira com a África do Sul (Lucrezi *et al.*, 2017).

6 Materiais e Métodos

6.1 Amostragem

O estudo foi realizado nas florestas ao longo das dunas costeiras do extremo Sul de Moçambique, nos distritos de KaNyaka e Matutuine entre os meses de Março a Junho de 2018. Um mapa das florestas de dunas costeiras da área de estudo foi produzido usando imagens de satélite e funcionalidades do ArcGIS (Fig. 3). Uma grade quadrada de 300 m de cada lado, foi sobreposta ao mapa. Cada grade quadrado foi considerada como potencial local de amostragem

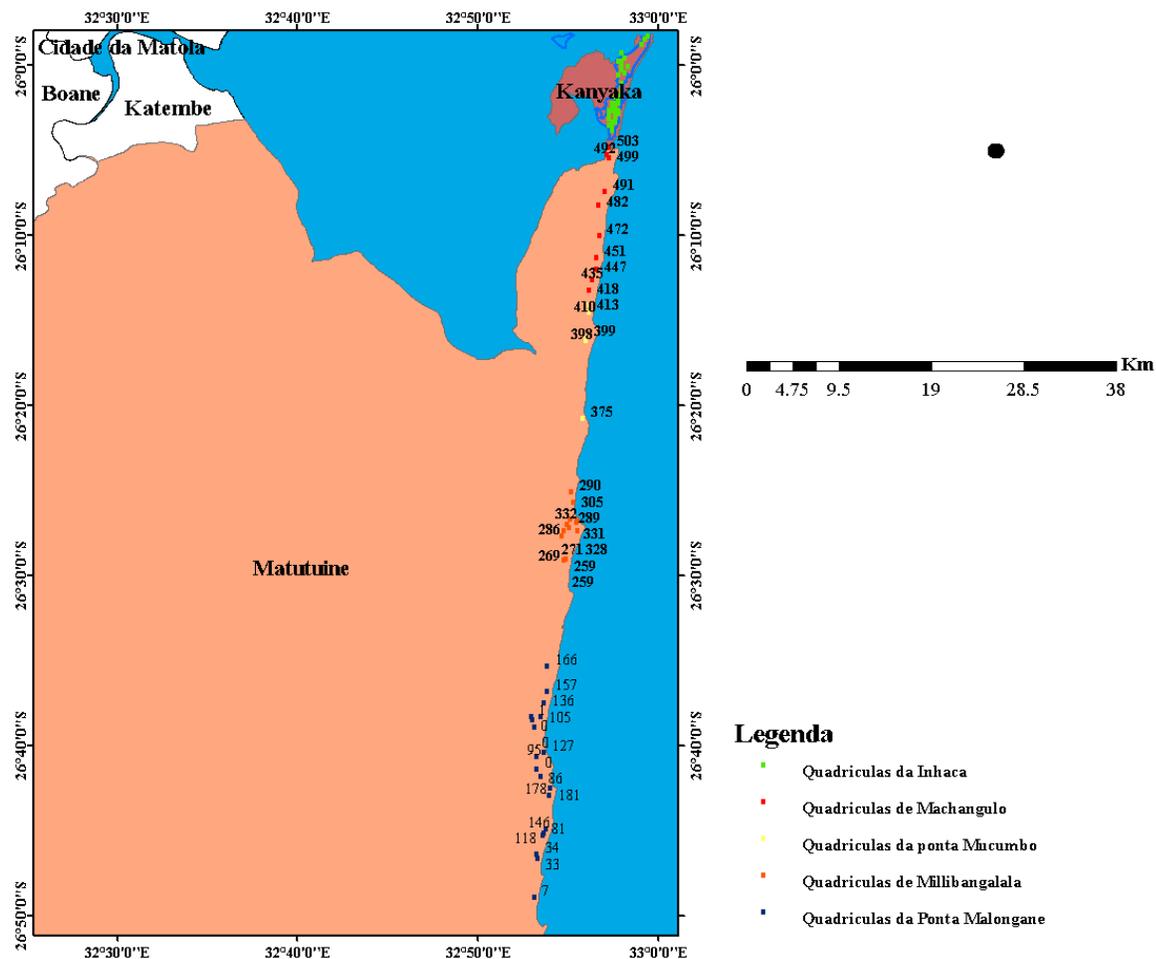


Figura 3. Pontos de amostragem usados na recolha de dados nas florestas de dunas costeiras no extremo Sul de Moçambique.

6.2 Colheita de dados no campo

Foram alocados 70 quadrículas de 16 x 16 m (Wassenaar e Hobbs, 2006), das quais 18 em Inhaca, 10 em Machangulo, 5 na Ponta Mucombo, 13 na Ponta Milibangalala e 21 na Ponta Malongane. Curvas de rarefacção de espécies foram desenhadas para verificar se o número cumulativo de espécies foi atingido em cada área de amostragem (Figura 1, em anexo). As curvas de rarefacção estabilizam quando o número máximo de espécies é atingido, o que quer dizer que o aumento de pontos de amostragem não aumenta o número de espécies encontradas (Chase e Knight, 2013; Colwell *et al.*, 2013). Cada quadrícula foi georreferenciada e os dados (latitude e longitude) inseridos num Sistema de Posicionamento Geográfico (GPS).

No campo, cada quadrícula foi localizada usando dados do GPS. Todos os indivíduos de plantas lenhosas com altura ≥ 20 cm que crescem na quadrícula foram reconhecidos, medidos e registrados. O reconhecimento de espécies no campo foi feito usando guias de identificação botânica (por exemplo, Van Wyk e Van Wyk, 2013). Os indivíduos cujo reconhecimento não foi feito no campo foram colhidas amostras para posterior identificação por meio de comparações com o material botânico depositado nos herbários da Estação de Biologia Marítima da Inhaca (EBMI) e da Universidade Eduardo Mondlane (LMU). O DAP foi medido usando uma suta e a altura um poste graduado.

6.3 Obtenção de variáveis ambientais

Foram gerados dados climáticos (temperatura, humidade relativa, precipitação), topográficos (declividade e altitude), socioeconômicos (distância populacional e de estradas) e parâmetro estrutural (formato da área) da comunidade vegetal.

Os dados da temperatura e precipitação foram gerados em graus celsius ($^{\circ}\text{C}$) e milímetros (mm) respectivamente, a partir da plataforma de dados globais no Wordclim (<http://www.worldclim.org/bioclim>). Inicialmente, baixou-se o conjunto de dados do site do Worldclim, no formato GeoTIFF, resolução de 2,5 minutos, série de 1970-2000. Posteriormente, os valores das variáveis climáticas para cada ponto de amostragem (quadrícula) foram gerados utilizando a função “extract multiple values” no programa ArcGIS versão 10.2 (Hijmans *et al.*, 2017).

Os dados de humidade relativa de cada quadrícula foram obtidos em percentagem (%) através da plataforma Climate Data Store – CDS2 do ERA5 (<https://cds.climate.copernicus.eu/>). Os dados mensais de humidade relativa de Janeiro de 2002 à Dezembro de 2020 foram recortados para a área de interesse do estudo e posteriormente os pixels foram reamostrados para 500m de resolução espacial empregando o método nearest neighbour do ArcGIS 10.2 (Boanha e Nhongo, 2021).

A altitude e declividade foram obtidos em metros (m) e percentagem (%) através da interpretação do modelo digital de elevação STRM (“Shuttle Radar Topography Mission”), obtido gratuitamente no site Earthexplorer (www.earthexplorer.usgs.gov). Os dados do STRM no formato raster possuem uma resolução espacial de 30m, assim, com auxílio das ferramentas do arctoolbox do ArcGIS 10.2 foram extraídos os valores de altitude e declive (Boanha e Nhongo, 2021).

A densidade populacional foi obtida através de dados do CIESIN (2018) referente aos dados da População Mundial (Gridded Population of the World – GPWv-4.11) com resolução espacial de 1 Km. O GPW, Densidade Populacional, consiste em estimativas da densidade populacional humana (número de pessoas por quilómetro quadrado) com base em contagens consistentes com censos nacionais e registos populacionais, para os anos de 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020. Os arquivos de dados foram produzidos como rasters globais com resolução de 30 segundos de arco (~ 1 km no equador) (CIESIN, 2018).

Dados de proximidade de estradas em quilómetros (Km) foram obtidos a partir do software Google Earth, medindo a distância dos pontos de cada área amostral para a estrada mais próxima (Cerqueira e Fernandes, 2018).

O formato da área da comunidade vegetal em hectares (ha) foi obtido através do programa "fragstats" na versão 4.2 (Fonseca *et al.*, 2023).

7 Análise de dados

Uma matriz de dados com a lista de indivíduos de plantas identificadas, respectivos valores de abundância para cada quadrícula, identificação da quadrícula, data, local de identificação, colector entre outros dados foi construída em Software Microsoft Excel 2013. Posteriormente, os dados foram analisados com o auxílio dos programas:

- EstimateS (Statistical Estimation of Species Richness and Share Species from Samples), versão 7.5 (Colwell, 1997) para o cálculo dos índices de diversidade de espécies;
- PAST (PAlaeontological STatistics) versão 4.03c (Hammer *et al.*, 2001) para as análises de agrupamento das comunidades vegetais, componentes principais respectivamente, teste de normalidade e multicolinearidade das variáveis ambientais e, por fim,
- Software Graphpad prism versão 7.0 para a obtenção dos modelos de regressão linear.

A estrutura das comunidades foi descrita em termos densidade e altura média de espécies para cada área amostral. A densidade média foi calculada como o número de indivíduos por unidade de área (ind/ha) (Helm e Witkowski, 2012). A altura média (m) foi obtida pelo parâmetro estatístico médio para todas as árvores presentes em cada quadrícula de cada área amostral.

A análise multivariada de agrupamento hierárquico, vulgarmente conhecida como análise de cluster, foi usada para gerar as comunidades vegetais. As quadrículas foram agrupadas com base na sua composição específica e a abundância de espécies, usando-se o coeficiente de Bray- curtis e média do grupo como método de ligação entre si (Provete *et al.*, 2011). O objectivo deste processo foi agrupar as quadrículas que possuíam alguma similaridade na sua composição específica e o resultado foi apresentado em forma de dendograma, que permite distinguir os agrupamentos ou comunidades existentes nas áreas de amostragem. O índice de Bray-Curtis permite o uso de dados de abundância e tem a vantagem de ser independente do tamanho da amostra (Hammer *et al.*, 2001). Para comparar a composição específica das comunidades foi usado a Análise de Similaridade (“One Way Similarity Analysis”- ANOSIM) (Clarke e Gorley, 2006).

A diversidade das comunidades foi calculada através de dois estimadores: diversidade baseada na série de Hill e por rarefacção. Hill (1973) derivou uma equação geral (Equação 1) para o cálculo do número efetivo de espécies ou diversidade verdadeira que depende apenas do valor de q e da abundância relativa das espécies.

$$D_q = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{\frac{1}{1-q}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde $D = q$ é um parâmetro conhecido como ordem da diversidade e é usado para dar peso às espécies comuns ou raras. $q = 0$ não considera a frequência das espécies e representa a riqueza observada de espécies, $q=1$ equivale a transformação do índice de Shannon-Wiener ($\exp(H)$) e atribui pesos às espécies com base na proporção das suas frequências e, $q = 2$ equivale à transformação do índice de Gini-Simpson ($1/1-q$) e atribui peso às espécies mais comuns.

A diversidade estimada por rarefacção foi analisada através de curvas de rarefacção baseada no número de indivíduos e no número de amostras (Gotellie e Colwell, 2011). A diversidade por rarefacção foi comparada pelo estimador de riqueza de Chao 2 (Equação 2) (Colwell, 2013).

$$S_{chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: S representa o índice de Chao2; Q1 é número de espécies que ocorrem em uma única amostra (espécies únicas) e Q2 e o número de espécies que ocorrem em duas amostras.

Foram feitas análises de variância para se comparar as diferenças estatísticas entre a diversidade de espécies e os parâmetros estruturais. Verificado o pressuposto de normalidade, através do teste de Shapiro Wilk (Hammer *et al.*, 2001) e visto que as variáveis humidade da água, densidade de estradas e densidade da população não apresentavam distribuição normal ($p>0,05$), os dados foram transformados em raiz quadrada, uma vez que esta é uma das transformações capaz de encaixar os dados numa curva normal (Hammer *et al.*, 2001) (anexo, Tabela 3). Posteriormente, as variáveis foram normalizadas e procedeu-se com a correlação de Pearson (anexo, Fig. 2).

A correlação de Pearson permitiu selecionar as variáveis mais representativas e evitar presença de multicolinearidade entre variáveis o que, por vezes, resulta num mau desempenho e interpretação errada de modelos. As variáveis altamente correlacionadas ($r > 0,7$) foram excluídas com base na relevância ecológica, reduzindo a chance de ocorrer o sobreajustamento dos modelos (Dormann *et al.*, 2013). Entre as catorze variáveis ambientais testadas, sete foram selecionadas e usadas para o procedimento subsequente, nomeadamente: 1 - temperatura média anual (TMA/°c); 2 - precipitação anual (PA/mm); 3 – precipitação do mês mais seco (PMMS/mm); 4 – declive (DCL/m); 5 – formato da área da floresta (FA/ha); 6- altitude (AL/km) ; 7- distância da população (DP/km).

Em seguida, foi utilizada a técnica de Análise de Componentes Principais (PCA) (McCune e Mefford, 1999) para determinar as variáveis mais importantes que afetam a diversidade de espécies através da análise dos eixos. O PCA tem sido utilizado no campo da ciência para identificar relações complexas que influenciam o crescimento das plantas e possui alta precisão e capacidade de analisar variáveis ambientais que afetam o habitat (Mesdaghi, 2011). Contudo, para evitar a possibilidade de erro na análise dos dados devido às diferentes unidades de medida para cada variável, os dados foram padronizados antes da utilização da PCA (Jolliffe, 2002; Mesdaghi, 2011).

Tabela 1. Relação das variáveis e potencial influência nas comunidades vegetais

Designação da variável	Abreviatura (unidade de medição)	Potencial influência nas comunidades vegetais
Temperatura média anual	TMA (°c)	Afecta o crescimento das plantas Valores altos de TMA podem favorecer algumas plantas, enquanto outras podem sofrer estresse
Precipitação anual	PA (mm)	Afecta a disponibilidade de água e o crescimento das plantas
Precipitação do mês mais seco	PMMS (mm)	Resistência de comunidades vegetais à seca influenciando a escolha das espécies e sua distribuição
Declividade	DCL (m)	Promove elevação da copa de indivíduos e gradientes de humidade no solo
Formato da área	FA (ha)	Áreas maiores e mais complexas geralmente suportam mais espécies
Altitude	AL (m)	O aumento da altitude reduz o número de espécies de plantas
Distância da população	DP (km)	A proximidade da população pode contribuir para a fragmentação de habitats, poluição, mudanças no uso do solo o que e pode favorecer espécies tolerantes e prejudicar as mais sensíveis, a perda do habitat e consequentemente das espécies

Para decidir quais eixos foram mais representativos utilizou-se o modelo de Brocken Stick (em anexo, Fig. 3) onde valores mais altos do que este modelo foram considerados representativos (Borcard *et al.*, 2011). As variáveis que apresentaram correlações baixas nos eixos do PCA foram retiradas para a análise subsequente. Finalmente, foram gerados modelos lineares de regressão linear simples considerando a diversidade estimada pelos números de Hill e rarefacção, como variáveis dependentes e as variáveis ambientais (climáticas, topográfica e socioeconômica) como predictoras com o objectivo de comparar qual dos estimadores expressa melhor a diversidade entre as comunidades vegetais.

A determinação do modelo mais parcimonioso foi realizada pelo critério de informação de Akaike ("Akaike's information criterion"- AIC) (Johsone e Omland, 2004) (Equação 3). O AIC mede a distância do modelo ao modelo ideal, sendo o melhor modelo aquele que apresentar o menor valor de AIC. (Batista, 2009)

$$AIC = 2K - 2Ln(L) \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde k é o número de parâmetros estimados no modelo; L é o valor máximo da função de verossimilhança para o modelo.

8 Resultados

8.1 Similaridade/dissimilaridade da composição florística

Um total de 16.396 indivíduos, pertencentes a 201 espécies, distribuídos em 112 gêneros de 42 famílias foram coletados em toda área do estudo (Tabela 1, em anexo). Não foi possível a identificação de 50 indivíduos ao nível da espécie. Rubiaceae foi a família que apresentou maior número de espécies (28) distribuídas em 26 gêneros, seguida pela Celastraceae (8) e Ebenaceae (8) com 7 e 2 gêneros, respectivamente. As famílias Fabaceae (7) e Rutaceae (7) também apresentaram o mesmo número de espécies, distribuídas em 7 e 4 gêneros, respectivamente. A família Oleaceae teve (5) espécies distribuídas em 3 gêneros.

A análise de agrupamento revelou a existência de três comunidades vegetais (agrupamentos) (Fig. 4). A comunidade I formada pelo agrupamento das espécies de Inhaca, a comunidade II formada pelo agrupamento das espécies de Machangulo, Ponta Mucombo e Ponta de Milibangalala e, por fim, a comunidade III formada pelo agrupamento das espécies da Ponta Malongane.

A análise de similaridade mostra que a comunidade II, formada pelos agrupamentos de Machangulo, Ponta Mucombo e Ponta Milibangalala, apresenta, entre si, uma similaridade significativa de 64.63% (Tabela 2). Estes agrupamentos partilham pelo menos uma espécie entre si (exemplo: *Langynias lasiantha*). As espécies *Artabotrys monteiroi*, *Haplocoelum gallense*, *Turrae floribunda*, são exclusivas para as áreas desta comunidade (em anexo, Tabela 2). As comunidades do continente (II e III) tendem a ser dissimilares em relação à da Inhaca. 34 espécies são partilhadas entre as comunidades do continente e da Inhaca (em anexo, Tabela 2)

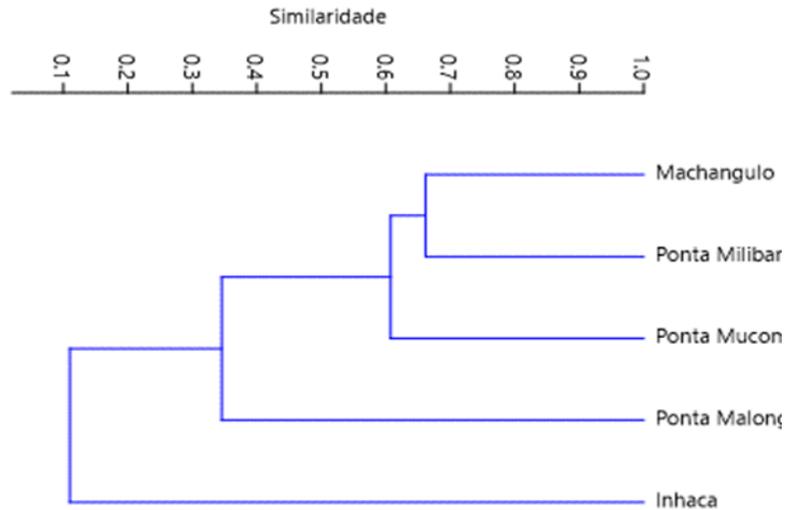


Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento por médias não ponderadas (UPGMA) das similaridades florísticas (Bray-Curtis) entre as 5 áreas das florestas de dunas no extremo Sul de Moçambique. Comunidade I: Inhaca, Comunidade II: Machangulo, Ponta Mucombo e Ponta Milibangalala e por fim a comunidade III: Ponta Malongane.

A análise de similaridade (ANOSIM) confirma os resultados de agrupamento das comunidades onde são distinguidas três comunidades distintas (Tabela 2). Segundo estes resultados, as comunidades de Machangulo, Mucombo e Milibangalala são similares entre si. No entanto, a comunidade da Inhaca e de Malongane são dissimilares entre si e cada uma delas com as comunidades de Machangulo, Mucombo e Milibangalala.

Tabela 2. Similaridade florística (Bray- Curtis) entre as 5 áreas das florestas de dunas costeiras

Inhaca	1				
Machangulo	0.128	1			
Ponta Mucombo	0.104	0.569	1		
Ponta Milibangalala	0.091	0.662	0.643	1	
Ponta Malongane	0.117	0.294	0.376	0.367	1
	Inhaca	Machangulo	Ponta Mucombo	Ponta Milibangala	Ponta Malongane

8.2 Diversidade e estrutura das comunidades vegetais

Os números de diversidade de espécies de Hill e por rarefacção para as três comunidades vegetais e os seus parâmetros estruturais são mostrados na Tabela 3.

Tabela 3. Diversidade de espécies estimada pelos números de Hill (q), rarefacção (Chao2) e parâmetros estruturais nas diferentes comunidades florestais (média \pm desvio padrão).

Atributos		Diversidade pelos números de Hill			Diversidade por rarefacção	Parâmetros estruturais	
Comunidade	Áreas florestais	$q=0$	$q=1$	$q=2$	Chao 2	Densidade de indivíduos (N/ha)	Altura (m)
I	Inhaca	83	3.58	0.96	95.05	1718 (± 106.7)	8,2 (± 3.91)
	Machangulo	72	3.44	0.94	159.85	352 (± 28.4)	3.5 (± 1.11)
II	Ponta Mucombo	81	3.35	0.92	204.23	204 (± 19.3)	2.2 (± 1.19)
	Ponta Milibangalala	125	3.81	0.96	214.63	479 (± 29.89)	7,2 (± 2.55)
III	Ponta Malongane	103	3.58	0.953	228.49	526 (± 38.08)	2.1 (± 1.44)

Os números da diversidade de Hill seguem tendência de aumento da comunidade II ($q_0 = 125$ e $q_1=3.81$) passando pela comunidade III ($q_0 = 103$ e $q_1=3.58$) até a comunidade I ($q_0 = 83$ e $q_1=3.48$). Os números da diversidade por rarefacção são elevados na comunidade III (Chao 2 = 228.49) seguida pela comunidade II (Ponta Milibangalala) (214.63) ficando por última, a comunidade I (95.05) (Tabela 3). Não existem diferenças significativas entre a diversidade de espécies através de números de Hill como aquelas por rarefacção nas comunidades vegetais ($F=0.3$; $p> 0.05$).

A densidade de indivíduos tende a diminuir da comunidade I (1718 ± 106.7 ind/ha), para a comunidade II (352 ± 28.4 ind/ha para Machangulo; 204 ± 19.3 ind/ha para Ponta Mucombo e 479 ± 29.9 ind/ha para Ponta Milibangalala). Por sua vez, a comunidade III obteve a menor densidade de indivíduos (526 ± 36.07 ind/ha). Estatisticamente, não existem diferenças significativas de densidades entre as comunidades florestais ($F= 0.1$; $p> 0.05$).

Em termos de altura média dos indivíduos existe uma tendência decrescente da comunidade I com indivíduos mais altos (8.2 ± 3.9), seguida pela comunidade II (7.2 ± 2.55 Ponta Milibangalala; 3.5 ± 1.11 Machangulo ; 2.2 ± 1.19 Ponta Mucombo) e por fim, a comunidade III (2.1 ± 1.44). No entanto, não existem diferenças significativas entre as alturas médias dos indivíduos entre as diferentes comunidades ($F= 0.4$; $P> 0.05$).

8.3 Variáveis ambientais

Foram consideradas quatro (4) variáveis ambientais distribuídas em climáticas (TMA e PA) , topográfica (AL) e socioeconômica (DP) com um percentual de contribuição de 48 %; 28%; 17%; e 40 % respectivamente (em anexo, Tabela 5).

Tabela 4. Variáveis ambientais consideradas para as comunidades de dunas costeiras do sul de Moçambique onde TMA = temperatura média anual; PA= precipitação anual; AL=altitude; DP= distância da população.

Variável ambiental	Comunidade florestal				
	Inhaca	Machangulo	Ponta Mucombo	Ponta Milibangalala	Ponta Malongane
TMA (°c)	22.53	22.25	22.32	22.26	22.16
PA (mm)	863	856	854	837	851
AL (m)	48	78	52	36	69
DP (km ²)	3.1	2.1	1.35	1.35	0.83

8.4 Análise dos componentes principais (ACP)

O percentual de variação acumulada nos dois primeiros eixos foi de 78.96% da variância total (56.45% para o primeiro PC e 22.51% para o segundo sendo maior do que o esperado pelo modelo de Brocken Stick) (em anexo, Fig. 3). O primeiro eixo foi mais fortemente correlacionado com a TMA e a DP; o segundo eixo foi mais relacionado com a PA e a AL (em anexo, Tabela 5).

A ACP mostra que, para a comunidade I (Inhaca) e uma área da comunidade II (Ponta Mucombo) tiveram uma participação significativa estando altamente correlacionados com a TMA e a DP. Por sua vez, a área da comunidade II (Machangulo) e a comunidade III (Ponta Malongane) apresentam-se mais expressivos e estão altamente correlacionadas com PA e AL. A área da comunidade II representada pela Ponta Milibangalala, no entanto, teve uma participação negativamente baixa para as duas componentes não estando associada com as variáveis ambientais testadas (Fig. 5).

Os valores percentuais da contribuição de cada área das comunidades vegetais podem ser encontrados em anexo, Tabela 5.

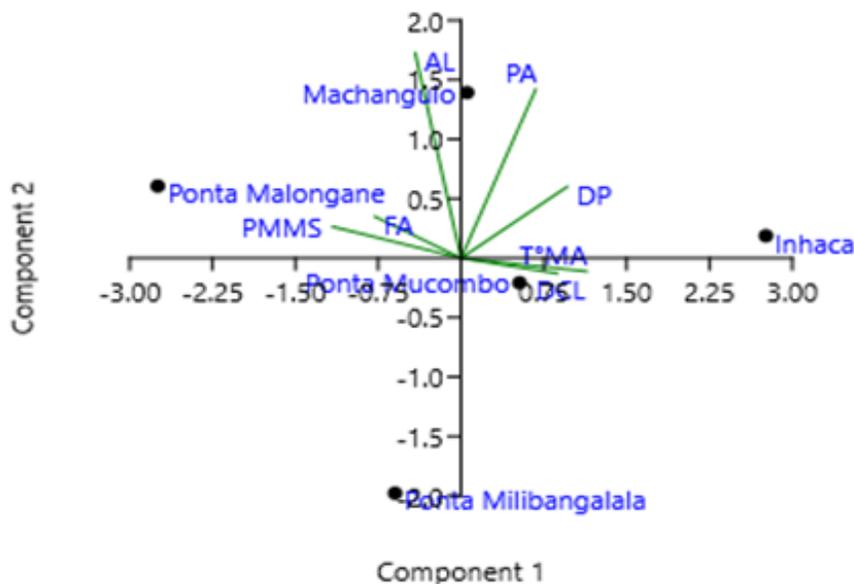


Figura 5. Diagrama da análise de componentes principais das variáveis ambientais para as 5 áreas das florestas de dunas. As siglas representam as variáveis ambientais nomeadamente: altitude (AL/m) , densidade da população (DP/km²), declividade (DCL/m), precipitação anual (PA/mm) , precipitação do mês mais seco (PMMS/mm), temperatura média anual (TMA/ °c), formato da área (FA/ha).

O comprimento de cada seta expressa a importância relativa da variável correspondente na análise. A direção da seta em relação aos eixos mostra o quanto correlacionadas as variáveis estão com cada eixo, e a correlação de cada área é demonstrada pela proximidade dos pontos das áreas em relação às setas (variáveis ambientais).

8.5 Modelos de regressão linear

A tabela 5 e 6 mostram os resultados dos modelos de diversidade de Hill e o modelo de diversidade por rarefacção bem como os respectivos critérios de ajuste. De acordo com estes resultados, as variáveis ambientais tiveram uma participação significativa para todos números de Hill na comunidade vegetal da Inhaca (q_0 , $P < 0.0001$; q_1 , $P < 0.0001$; q_2 , $P = 0.001$), parcialmente na comunidade vegetal de Milibangalala (q_1 , $P < 0.0001$) e comunidade vegetal da Ponta Malongane (q_1 , $P < 0.0001$). Os modelos de outros números de Hill não mostraram participação significativa das variáveis nas diferentes comunidades vegetais (Tabela 5).

A comunidade vegetal de Milibangalala registou o menor valor AIC (AIC= 9.3; $\Delta_i = -1.7$), seguida pela comunidade de Malongane (AIC= - 139; $\Delta_i = 26$), tendo ficado a comunidade de Inhaca com o valor mais alto de AIC (AIC= - 390.6 ; $\Delta_i = 67.2$). Os outros valores de AIC podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5. Seleção dos melhores modelos que retratam o efeito da TMA=temperatura média anual; DP=distância da população; PA=precipitação anual e AL =altitude na diversidade estimada pelos números de Hill quando, q_0 =riqueza de espécies; q_1 = índice de Shannon; q_2 =índice de Simpson ; P= Probabilidade de significância ; R^2 = coeficiente de determinação; AIC= Critério de informação de Akaike; Δi = diferença entre o AIC do melhor modelo com o modelo i.

Comunidades	Modelo (q_0)				Modelo (q_1)				Modelo (q_2)				
	Critérios de ajuste	TMA	DP	PA	AL	TMA	DP	PA	AL	TMA	DP	PA	AL
I Inhaca	P	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.001	0.001	0.001	0.001
	R²	0.71	0.71	0.71	0.71	1	1	1	1	1	1	1	1
	AIC	258	258	258	258	-391	-391	-391	-391	-135	-135	-135	-135
	Δi	125	125	125	125	67.2	67.2	67.2	67.2	247	247	247	247
	P	0.09	0.09	0.09	0.09	0.06	0.06	0.06	0.06	0.87	0.87	0.87	0.87
II Machangulo	R²	0.94	0.94	0.94	0.94	0.68	0.94	1	0.68	0.95	0.95	0.95	0.68
	AIC	50.2	50.2	50.2	50.2	-48	-48	-48	-48	-23	-23	-23	-23
	Δi	55.3	55.3	55.3	55.3	12.5	12.5	12.5	12.5	37.9	37.9	37.9	37.9
	P	0.28	0.28	0.28	0.28	0.03	0.03	0.03	0.03	0.57	0.57	0.57	0.57
II Ponta Mucombo	R²	0.79	0.79	0.79	0.79	1	0.95	1	1	0.95	0.39	1	0.99
	AIC	39.4	39.4	39.4	39.4	38.7	38.7	38.7	38.7	-14	-14	-14	-14
	Δi	8.81	8.81	8.81	8.81	4.16	4.16	4.16	4.16	23.8	23.8	23.8	23.8
	P	0.01	0.01	0.01	0.01	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.03	0.03	0.03	0.03
II Ponta Milibangalala	R²	0.9	0.9	0.9	0.9	0.99	0.99	1	1	0.99	0.99	1	0.99
	AIC	147	147	147	147	-9.3	-9.3	-9.3	-9.3	12.6	12.6	12.6	12.6
	Δi	28.8	28.8	28.8	28.8	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	39.4	39.4	39.4	39.4
	P	0.1	0.1	0.1	0.1	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.09	0.09	0.09	0.09
III Ponta Malongane	R²	0.86	0.86	0.86	0.86	1	0.67	1	0.67	1	1	1	0.86
	AIC	-223	-223	-223	-223	-139	-139	-139	-139	-31	-31	-31	-31
	Δi	28.8	28.8	28.8	28.8	26	26	26	26	52.8	52.8	52.8	52.8
	P												

Para a diversidade por rarefacção, a participação significativa das variáveis ambientais foi verificada somente para a comunidade vegetal de Milibangalala (Chao2; $P < 0.0001$). As variáveis ambientais não foram significativas para o modelo por rarefacção (Chao2) nas outras comunidades (Tabela 6).

O valor mais baixo de AIC foi registado para a comunidade vegetal de Milibangalala (AIC= 39,97; $\Delta i = 61,83$). As outras comunidades atingiram os seguintes valores: Mucombo (AIC= 74.43; $\Delta i = 2.329$); Machangulo (AIC= 97.42; $\Delta i = 29.26$); Malongane (AIC= 263.9; $\Delta i = 61,83$) e por fim Inhaca (AIC= 278.1; $\Delta i = 64.78$) (Tabela 6).

Tabela 6. Seleção dos melhores modelos que retratam o efeito da TMA=temperatura média anual; PA= precipitação anual; DP= distância da população e AL= altitude na diversidade estimada pela rarefacção Chao 2. P= Probabilidade de significância; R² = coeficiente de determinação; AIC= Critério de informação de Akaike ; Δi = diferença entre o AIC do melhor modelo com o modelo i.

Comunidades	Modelo Chao 2				
	Critérios de ajuste	TMA	DP	PA	AL
I Inhaca	P	0.7123	0.7123	0.7123	0.7123
	R²	0.9997	0.9997	0.9997	0.9997
	AIC	278.1	278.1	278.1	278.1
	Δi	64.78	64.78	64.78	64.78
	P	0.3213	0.3213	0.3213	0.3213
II Machangulo	R²	0.0912	0.0912	0.0912	0.0912
	AIC	97.42	97.42	97.42	97.42
	Δi	29.26	29.26	29.26	29.26
	P	0.3213	0.3213	0.3213	0.3213
II Ponta Mucombo	R²	0.8081	0.8081	0.8081	0.8081
	AIC	74.43	74.43	74.43	74.43
	Δi	-2.329	-2.329	-2.329	-2.329
	P	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
II Ponta Milibangalala	R²	0.9059	0.9059	0.9059	0.9059
	AIC	39.97	39.97	39.97	39.97
	Δi	61.83	61.83	61.83	61.83
	P	0.0253	0.0253	0.0253	0.0253
III Ponta Malongane	R²	0.8643	0.8643	0.8643	0.8643
	AIC	263.9	263.9	263.9	263.9
	Δi	61.83	61.83	61.83	61.83
	P	0.0253	0.0253	0.0253	0.0253

9 Discussão

O país embarcou na definição de métricas para a prática de contrabalanços da biodiversidade (Biofund, 2018) mas carece ainda de procedimentos claros e eficientes para a sua operacionalização. A diversidade de espécies faz parte das métricas arroladas (MTA *et al.*, 2023) contudo, a forma como esta diversidade é medida carece de clarificação. O presente estudo discute sobre a escolha de áreas prioritárias para os contrabalanços de biodiversidade nas florestas de dunas costeiras no extremo Sul do País (Inhaca à Ponta Malongane). As áreas de referência são definidas com base em estimadores da diversidade de espécies (diversidade de Hill ou por rarefacção) e variáveis ambientais validados que podem explicar a variação desta diversidade. O estudo propõe indicadores de biodiversidade que funcionem como métricas de referência, visando permitir assim, um monitoramento mais rigoroso da eficácia das áreas escolhidas para contrabalanços de biodiversidade em Moçambique.

9.1 Similaridade/dissimilaridade da composição florística e variáveis ambientais

De um total de 70 parcelas inventariadas, foram registradas 42 famílias, 112 gêneros e 201 espécies, distribuídas em 16.396 indivíduos. As famílias mais representativas em termos de número de espécies incluem Rubiaceae, Celastraceae, Ebenaceae, Fabaceae, Rutaceae e Oleaceae.

No estudo realizado por Bandeira *et al.* (2007) no Parque Nacional das Quirimbas, as famílias mais predominantes foram Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Thymelaceae e Malvaceae com um total de 580 espécies registradas. Por outro lado, o estudo de Massuanguane (2013), realizado na vegetação dunar de Bilene, apresenta um cenário diferente, com uma riqueza florística mais limitada com 185 espécies distribuídas em 62 famílias. As famílias mais dominantes foram a Euphorbiaceae e Asteraceae. O estudo de Gebreselasse (2011), realizado na floresta de dunas de Nandi, no Quênia, mostra outra variação importante. Neste caso, a composição florística total foi de 321 espécies, 92 famílias, com Asteraceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae sendo as famílias mais dominantes. A diferença encontrada na composição florística pode ser explicada por estas áreas estarem localizadas em regiões fitogeográficas e possuírem condições edafoclimáticas diferentes (Massuanguane, 2013)

Comunidades próximas umas das outras são esperadas serem similares porque as condições ambientais são similares (Smith e Smith, 2015). Com base nisso, esperava-se que as comunidades vegetais na Inhaca fossem dissimilares das do continente em virtude do ambiente na ilha ser diferente daquele do continente. Este estudo mostra que a comunidade da Inhaca é diferente daquelas do continente, o que concorda com a hipótese 1. Isto pode ser sustentado com base na teoria do nicho que prediz que o padrão de composição das espécies nas comunidades vegetais pode ser determinado por características ambientais (Tilman, 2004). No entanto, feita a ACP das variáveis ambientais relevantes (temperatura, distância da população, altitude e precipitação) mostrou que o percentual de variação acumulada nos dois primeiros eixos foi de 78.96%, muito alto que o esperado (52.5%), o que mostra que a heterogeneidade ambiental pode não ser responsável pela formação das comunidades (agrupamento) das espécies vegetais, ou ainda, que as variáveis ambientais responsáveis não foram consideradas no estudo.

Por outro lado, as teorias de biogeografia das ilhas (MacArthur e Wilson, 1967) e da dinâmica de metapopulações de Hanski (1999) sustentam que o isolamento impõe distância, afetando a dispersão de espécies e a colonização. No caso, a distância entre Inhaca e o continente pode constituir barreira para a dispersão de certas espécies criando diferenças na composição específica das comunidades vegetais. Por exemplo, apesar da espécie *Langynias lasiantha* ocorrer de forma frequente no continente, esta não foi registrada na Inhaca no presente estudo. Se a distância entre Inhaca e o continente não permite a dispersão desta espécie, ela contribui para diferenças na composição específica entre as comunidades. No entanto, as comunidades no continente mostram tendências mistas. As comunidades II e III são diferentes. A dissimilaridade na composição específica entre estas comunidades contradiz a hipótese acima (hipótese 1). Presumivelmente, as duas comunidades deveriam ser similares por estarem conectadas (no continente). Uma explicação alternativa pode estar relacionada com a distribuição de espécies com base em processos aleatórios (suporte da teoria neutra de Hubell, 2001).

Olivier e van Aarde (2014), num estudo de florestas de dunas sob efeito de fragmentação, na mesma ecorregião, mostram de facto que, processos de agrupamento de espécies baseados na dispersão estariam a moldar a composição vegetal naquela região.

9.2 Diversidade e estrutura das comunidades vegetais

A complexidade ecológica é um atributo do ecossistema (ou habitat) correlacionado positivamente com a diversidade biológica, pois esta liga a integridade estrutural do habitat com a dinâmica e estabilidade do ecossistema (Naheem, 2012). Assim, esperava-se uma tendência de aumento da diversidade de espécies de plantas na mesma proporção do incremento da altura média dos indivíduos nas comunidades vegetais. Os resultados deste estudo mostram que a comunidade II (Ponta Milibangalala) apresentou os maiores valores de diversidade de espécies (q_0 e q_1), enquanto os valores de altura média mais elevados foram registados na comunidade I (Inhaca). Uma comparação estatística dos valores médios de alturas entre Ponta Milibangalala e Inhaca não mostrou diferenças significativas. Os valores elevados de altura média dos indivíduos da Inhaca podem estar relacionados com o estágio de desenvolvimento/perturbação da comunidade vegetal. De acordo com estudos realizados por Tomo (2017) a comunidade local em Inhaca, explora os recursos vegetais para diferentes usos (por exemplo: estacas para a construção de casas, lenha para combustível doméstico) o que contribui para a degradação das florestas das dunas. A comunidade I mostrou ainda maiores densidades de plantas, associado a valores altos de altura média dos indivíduos pode ser característico de uma vegetação dominada por espécies pioneiras e/ou ainda em crescimento (Grainger e van Aarde, 2012).

Em geral, a comunidade de Milibangalala mostrou os valores mais altos de diversidade de Hill. Este facto pode estar associado ao efeito do gradiente espacial da distribuição de espécies ao longo da área costeira na África Austral (van Aarde *et al.*, 2014). De acordo com este gradiente, algumas das espécies atingem o final da sua distribuição mais meridional ou setentrional nesta área seguindo as condições de deslocamento tropical/subtropical (Kalk, 1995). Breen (1979) lista espécies que encontram o seu limite de distribuição no Sul de Moçambique, aparentemente influenciadas pela corrente quente de Moçambique.

Acredita-se que esta corrente influencie as condições microclimáticas locais (Tinley, 1985) moldando a composição das espécies nas dunas costeiras adjacentes. Neste estudo, verificou-se que espécies como *Chionanthus battiscombei*, *Eleodendrum croceum* e *Rothmannia fischeri* ocorreram a partir da comunidade vegetal de Machangulo em direcção à Malongane (no Sul), enquanto a ocorrência da *Celtis africana* foi registada entre a Comunidade de Malongane até Milibangalala e raramente mais a

norte. Se esta tendência prevalecer para outras espécies pode significar que Milibangalala e arredores sejam locais de sobreposição de espécies de plantas tropicais e subtropicais, o que lhe conferiria potencial candidata de área de referência de florestas das dunas costeiras do extremo Sul de Moçambique.

9.3 Modelos de regressão linear

Conforme exposto por Burnham e Anderson (2004), o Critério de informação de Akaike (AIC) é uma métrica utilizada para comparar o ajuste de diferentes modelos de regressão. O AIC orienta a comparação e seleção de modelos que, embora não necessariamente verdadeiros, representam aproximações da realidade e podem prever observações futuras com alta precisão. O modelo com o menor valor de AIC oferece o melhor ajuste aos dados.

Tendo em conta os valores de AIC, o modelo da diversidade de Hill (q_1) na comunidade II (Ponta Milibangalala) apresentou os valores mais baixos de AIC=9,3 e $\Delta i = -1.7$ e, cumulativamente, este modelo apresentou uma participação significativa das variáveis ambientais ($P < 0.0001$). O modelo de rarefação, por sua vez, apresentou valores de AIC=39.97 e $\Delta i = 61,83$ relativamente mais altos, apesar da participação significativa ($P < 0.0001$) das variáveis ambientais. De acordo com Burnham e Anderson (2004), diferenças de AIC (Δi) menores ou iguais a dois são suficientemente grandes para descartar o outro modelo em comparação. Deste modo, o modelo de Hill (q_1) pode se considerado o mais parcimonioso comparativamente ao da rarefação que tem valores de AIC maiores e Δi muito superiores que dois. Isto mostra que a diversidade de Hill (q_1) pode ser o melhor estimador da diversidade de espécies na floresta de dunas costeiras no Sul de Moçambique.

10 Conclusão

Em conclusão, este estudo apresentou o estado actual da vegetação costeira no extremo Sul de Moçambique. Um total de 16.396 indivíduos pertencentes a 201 espécies, distribuídos em 112 gêneros de 42 famílias foram colectados em todas as áreas do estudo. As famílias que tiveram maior número de espécies foram Rubiaceae, Celastraceae, Ebenaceae, Fabaceae, Rutaceae e Oleaceae.

A análise de agrupamento mostrou existirem três comunidades vegetais da Inhaca à Ponta Malongane, nomeadamente: Comunidade I (Inhaca), II (Machangulo, Ponta Mucombo, Ponta Milibangalala) e III (Ponta Malongane).

A Comunidade II apresentou os maiores valores de diversidade de Hill (q_0 e q_1) e a comunidade III os maiores para diversidade estimada por rarefacção (Chao 2). A comunidade I apresentou maiores densidades e alturas médias de plantas, seguida da comunidade II tendo ficado por último a comunidade III.

O estudo sugere que a temperatura média anual, a distância da população, a altitude e a precipitação anual foram as variáveis mais importantes que determinaram a composição e diversidade de espécies nas florestas de dunas no extremo Sul do país.

De acordo com os valores da diversidade (de Hill e por rarefacção) conjugados com os parâmetros estruturais das comunidades vegetais, a comunidade II (Ponta Milibangalala) é a melhor opção para servir de referência e pode servir de base sólida para implementação de futuros projectos de contrabalanço da biodiversidade. Da comparação dos valores Akaike (AIC) resultantes dos modelos de regressão linear, a diversidade de espécies de plantas nas comunidades é melhor estimada pela diversidade de Hill (q_1).

11 Limitações

- Escassez de estudos na literatura especializada, sobretudo, em termos de comparações dos resultados apresentados.

12 Recomendações

- Este estudo constitui um ensaio inicial que incluiu somente três atributos (diversidade, densidade, altura) para definir área de referência de um ecossistema muito dinâmico e vulnerável como as florestas de dunas costeiras. Outros estudos deverão alargar em termos de dados de modo a incluir as dimensões temporal e territorial bem como outros atributos que melhor representam o ecossistema;
- Replicar o estudo para validar se a diversidade de Hill continua a ter um bom desempenho como estimador da diversidade de espécies em diferentes comunidades de florestas dunares costeiras e em outros tipos de ecossistemas;
- Desenvolver programas concretos que visem a gestão integrada das comunidades deste ecossistema e promover a conservação da floresta de Milibangalala e sua conectividade com outras comunidades desta floresta;
- Desenvolver diretrizes de conservação específicas para cada comunidade florestal com base nas suas características distintas. Por exemplo, para a comunidade I, focar na conservação da estrutura da vegetação e na proteção contra distúrbios. Para a comunidade III, explorar estratégias para aumentar a diversidade de espécies.

13 Referências bibliográficas

- Achimo, M., J.A. Mugabe, F. Momade e S. Haldorsen (2014). Geomorphology and evolution of Maputo Bay. In: Bandeira . S. and Paula, J. (eds.). *The Maputo Bay Ecosystem*. WIOMSA, Zanzibar Town.
- Acosta, A., M. L. Carranza e C. F. Izzi (2009). Are there habitats that contribute best to plant species diversity in coastal dunes? *Biodiversity and Conservation*, 18: 1087-1098.
- Anfuso, G., J. Martinez e M. Garcia (2011). Effects of Human Activities on Dune Vegetation. *Journal of Coastal Research*, 27(6): 982-992.
- Angelini, C., J.P. Wright e M.D. Bertness (2016). Interactive Effects of Environmental Stress and Biotic Interactions on Plant Communities. *Journal of Ecology*, 104(2): 380-391.
- Apostolopoulou, E. e W.M. Adams (2017). Biodiversity Offsets: Equity Issues and Institutional Design. *Environmental Science and Policy*, 74: 30-38.
- Asanok, J. e D. Marod (2016). Water Retention and Biodiversity in Arid Regions. *Environmental Science and Policy*, 64: 106-117.
- Asanok, J., D. Marod e M. Munger (2020). Human Influence and Its Effects on Biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 258: 110000.
- Attorre, F., A. Della e S. Mazzoleni (2012). Environmental Changes and Their Consequences for Coastal Dunes. *Journal of Vegetation Science*, 23(2); 254-267.
- Bandeira, S. O., C.A. Taboada e D.M. Silva (2007). Floristic and structural diversity of the Parque Nacional das Quirimbas. *Journal of Tropical Ecology*, 23(3): 237-250.
- Bandeira, S.O., A. Macia, L. Hernroth, T.A. Guissamulo e Z.D. Gove (2014) . Pesquisa biológica em Moçambique: passado, presente e futuro. Universidade Eduardo Mondlane .
- Barbosa, F.M.A. (1995). *Avaliação do valor das árvores para a população da Ilha da Inhaca*. Tese de Licenciatura.85pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Batista, M. (2009). Using Akaike Information Criterion (AIC) for Model Selection. *Journal of Statistical Software*, 29(8):1-22.
- Begon, M., J.L. Harper e C.R. Towhsend (2006) Fundamentos em Ecologia. 592pp. Porto Alegre, Artmed.

- Bidaud, C., K. Schreckenberg, M. Rabearison, P. Ranjatson, J. Gibbons e J.P. Jones, (2017) The sweet and the bitter: intertwined positive and negative social impacts of a biodiversity offset. *Conservation and Society*, 15(1):1-13.
- Biofund. (2018). Harmonizando o Desenvolvimento Económico e a Conservação da Biodiversidade Conservação da Biodiversidade em Moçambique o Papel das Comunidades Locais.
- Birrell, C. L., E. Sola e H. M. Costa (2021) A contribution to Mozambique's biodiversity offsetting scheme: Framework to assess the ecological condition of coral reefs. Wildlife Conservation Society, Maputo, Mozambique. 42 pp.
- Boanha, B. e E. Nhongo (2021). Caracterização do regime das queimadas no complexo de Marromeu utilizando dados do sensoriamento remoto.
- Boletim da República. (2021). *Regulamento Sobre o Processo de Avaliação de Impacto Ambiental*. Imprensa Nacional de Moçambique.
- Borcard, D., P. Legendre e P. Drapeau (2011). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 82(3): 674-683.
- Breen, C.M. (1979) The dune forest: its structure and maintenance. In: B.R. Allanson (ed) Lake Sibaya. Dr. W Junk bv Publishers. The Hague-Boston-London. 36:21-33.
- Brownlie, S. e M. Botha (2009). Biodiversity offsets: adding to the conservation estate, or 'no net loss'?. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 27(3): 227-231.
- Bull, J. W., K.B. Suttle e A. Gordon (2013). Biodiversity Offsets: The Need for Standardization. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280: (1751).
- Burgess, N. D., G.P. Clarke e W.A. Rodgers (1998). Coastal forests of eastern Africa: status, endemism patterns and their potential causes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 64(3): 337-367.
- Burgess, N.A. D. e G.P. Clarke (2000). Coastal Forests of Eastern Africa. Cambridge . 443pp.
- Burnham, K. P. e D.R. Anderson (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods and research*, 33(2): 261-304.
- Burrows J. e J. Timberlake (2011) Mozambique's centres of endemism, with special reference to the Rovuma Centre of Endemism of NE Mozambique and SE Tanzania. *South African Journal of Botany* 77: 518.

- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2012). Standard on Biodiversity Offsets. Available along with other BBOP documentation .
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2018). Biodiversity offsets. BBOP, Washington, D.C.
- CDSZC/DPCA-I/GPI/CMCI. (2002). Coastal Development and Environmental Impact Assessment Report. Maputo: Centro de Desenvolvimento Sustentável de Zonas Costeiras.
- CEAGRE. (2019). A contribution to Mozambique 's biodiversity offsetting system: framework to assess the ecological condition of Miombo Woodlands. Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Universidade Eduardo Mondlane.
- CEPF (2010). Ecosystem Profile: Maputaland-Pondoland-Albany Biodiversity Hotspot. [https://www.cepf.net/sites/default/files/apo_mpah_] (2024). Consultado a 11 de Outubro de 2024.
- Cerqueira, R. e D. Fernandes (2018). Google Earth as a Tool for Measuring Distance and Proximity. *Journal of Spatial Science*, 63(2): 211-222.
- Chao, A., M.E. Yang e Y. Chen (2014). Improving sample-based biodiversity estimators. *Biodiversity and Conservation*, 23(3): 837-848.
- Chase, J. M. e T.M. Knight (2013). Scale Dependence of Community Diversity Patterns. *Journal of Ecology*, 101(3): 471-482.
- Ciccarelli, S. (2014). Stability of Sandy Sediments and Human Impact on Dunes. *Coastal Dynamics Journal*, 14(3): 75-88.
- CIESIN. (2018). Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Density. Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) Climate Data Store.
- Clarke, G.P. (1998). A new regional centre of endemism in Africa. In: Huxley C.R., Lock J.M., Cutler D.F. (eds) *Chorology, taxonomy and ecology of the Floras of Africa and Madagascar*: London, Royal Botanic Gardens, Kew. 53-65pp.
- Clarke, G.P. (2000). Defining the eastern African coastal forests. In: Burgess N.D., Clarke G.P. (eds) *Coastal forests of Eastern Africa*: Cambridge, IUCN Publications. 9-26pp.
- Clarke, K.R. e R.N. Gorley (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*. PRIMER-E, Plymouth.

- Clark, V. R., Timberlake, J. R., Hyde, M. A., Mapaura A, Coates Palgrave M, Wursten BT, Ballings P, Burrows J. E, Linder H.P, McGregor G.K, Chapano C, Plowes D.C.H, Childes SL, Dondeyne S, Müller T, Barker N.P (2017) A first comprehensive account of floristic diversity and endemism of the Nyanga Massif, Manica Highlands (Zimbabwe-Mozambique). *Kirkia* 19: 1–53.
- CMM _Conselho Municipal de Maputo. (2012) . Plano Parcial de Urbanização do Distrito Municipal Kanyaka.
- Colwell, R. K. (1997). EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples.
- Colwell, R. K., A.Chao, N.J. Gotelli, S. Lin e C.X. Mao (2013). Models and Software for Estimating Species Richness. In *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press. 378-388 pp.
- 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.
- De Boer, W.F. e D.S. Baquete (1998). Natural resource use, crop damage, and attitudes of rural people in the vicinity of the Maputo Elephant Reserve, Mozambique. *Environmental Conservation*, 25:208-218.
- De Boer, W.F., L. Rydberg e V.Saiide (2000) The influence of tidal currents on an intertidal ecosystem at Inhaca Island, Mozambique. Universidade Eduardo Mondlane.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). (2011) . Technical Paper: Proposed Metric for the Biodiversity Offsetting Pilot in England. London, UK.
- Diem, J. E., J. Ficken e J. Fischer (2018). Socioeconomic Factors and Their Influence on Environmental Management and Biodiversity. *Ecological Indicators*, 85: 705-716.
- DNAC (2009). Plano de Gestão da Reserva Especial de Maputo 2010-2014. Direcção Nacional das Áreas de Conservação. Maputo, Moçambique.
- Dormann, C.F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, P.E. Osborne, B. Reineking, B. Schroder, A.K. Skidmore, D. Zurell e S. Lautenbach (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 361:27-46.

- Feagin, R.A. e X.B. Wu (2007). Os padrões espaciais de grupos funcionais e direção sucessional em uma comunidade de dunas costeiras. *Rangeland Ecology and Management* , 60 (4): 417-425.
- Fenu, G., G. Bacchetta e A. Cossu (2013). Impact of Coastal Development on Plant Communities and Endemic Species in Mediterranean Dunes. *Journal of Coastal Conservation*, 17(3): 451-460.
- Ferrer-Paris, J. R., A. Gómez-Bellard e L. Hinojosa (2013). Challenges in Biodiversity Offsetting: The Need for Standardized Protocols. *Conservation Letters*, 6(1): 98-106.
- Field, A., K. Lee e M. Roberts (2005). Cost-effective Techniques for Large-Scale Biodiversity Assessment. *Ecological Indicators*, 5(4): 329-339.
- Fisheries e Oceans Canada (2002) . Practitioners Guide to Compensation. Ottawa, Ontario, Canada.
- Fonseca, C., K. McGarigal e B.J. Marks (2023). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service General Technical .
- Fox, J. e A. Nino-Murcia (2005). Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology*, 996-1007.
- Fu, B., L. Chen e J. Wang (2004). Soil Moisture and Its Effects on Vegetation Distribution. *Journal of Hydrology*, 295(1-4): 105-115.
- Gamarra, M. J. C. e T.P. Toombs (2017). Thirty years of species conservation banking in the US: Comparing policy to practice. *Biological Conservation*, 214:6-12.
- Gardner, T. A., R.A. Houghton e R.I. McDonald (2013). Monitoring and Evaluating Biodiversity Offsets. *Conservation Letters*, 6(1): 74-85.
- Gebreselasse von A. G (2011). Plant Communities, Species Diversity, Seedling Bank and Resprouting in Nandi Forests, Kenya. Doctor Dissertation. Fachbereich 3:Mathematik/Naturwissenschaften. 174pp. Universität Koblenz.
- Gibbons, P. e D.B. Lindenmayer (2007). Offsets for Land Clearing: No Net Loss or No Net Gain?. *Ecological Management e Restoration*, 8(3): 204-208.
- Global Infrastructure Biodiversity Offsets Programme (GIBOP). (2019). Global Status Report on Biodiversity Offsets. London: GIBO.
- Gonçalves, J., A. Almeida e C. Carvalho (2015). Biodiversity Offsetting: Theoretical and Practical Perspectives. *Conservation Biology*, 29(4): 1067-1078.

- Gotelli, N.J.B. e R.K. Colwell (2011) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4): 379-391.
- Governo da República de Moçambique. (2015). Regulamento sobre o processo de Avaliação do Impacto Ambiental . Imprensa Nacional de Moçambique, Ep.
- Grainger M.J. e R.J. van Aarde (2012). The role of canopy gaps in the regeneration of coastal dune forest. *African Journal of Ecology* 51:11–20.
- Grinnell, J. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4): 427-433.
- Habel, J. C., I. C. C. Casanova, C. Zamora, M. Teucher, B. Hornetz, H. Shauri, K.M Ronald e L. Lens (2017). East African coastal forest under pressure. *Biodiversity and Conservation*, 26: 2751-2758.
- Hammer, Ø., D.A.T Harper e P.D. Ryan (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hanekom, C.C. e R. Cumbane (2014). Aerial Census Report for Maputo Special Reserve. Ministério do Turismo. 10pp. Maputo, Moçambique.
- Hanford, T., F. Maseyk e K. Short. (2017). Complex Metrics in Biodiversity Offsets: Case Study. *Biological Conservation*, 212: 238-247.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New York.
- Hatton, T. (1995). *Coastal Dune Vegetation and Its Ecology in the Mozambique Region*. PhD Thesis, University of Cape Town.
- Haugaasen, T. e C.A. Peres (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Species Diversity and Community Composition in Tropical Forests. *Biological Conservation*, 109(1): 145-161.
- He, J., X. Yang, J. Zhang e Y. Liu (2017). Effects of Environmental Variables on Plant Diversity and Distribution in a Semi-Arid Region . *Environmental Management*, 60(2): 305-317.
- Helm, C.V. e T.F. Witkowski (2012) . Characterizing wide spatial variation in population size structure of a keystone African savanna tree. *Forest Ecology and Management*, 263:175-188.
- Hernandez-Cordeiro, A., R. Smith e M. Jones (2018). Environmental Modifications in Coastal Dunes: A Case Study. *Marine Ecology Progress Series*, 586:25-39.

- Hijmans, R. J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones e G. Yamanaka (2017). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(4): 1762-177.
- Hill, M.O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2):427-432.
- Hobday, D.K. (1977). Late quaternary sedimentary history of Inhaca Island, Mozambique. *Trans.geol. Soc.S. Afr.*, 80:183-191.
- Hubbell, S. P. (2001). *The Unified Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.
- INE (2012). *Estatísticas do Distrito de Matutuíne*. Maputo. Moçambique.
- ING – Instituto Nacional de Geologia . (2007). *Carta Geológica Nacional*. Maputo : Direcção Nacional de Geologia.
- Jacob, S., D. Barton e C. Turner (2016). Metrics and Methods for Biodiversity Offsetting. *Conservation Biology*, 30(4): 792-801.
- Johnson, J. B. e K.S. Omland (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(2): 101-108.
- Jolliffe, I.T. (2002). *Principal component Analysis*. 2 ed. New York : Springer-Verlag.
- Kalk, M. (1995) . *A Natural History of Inhaca Island, Mozambique*. 395 pp. 3ª edição. Cape Town. Witwatersrand University Press.
- Koning, S. e K. Balkwill (1995). Coastal Dune Vegetation in South Africa: Characteristics and Ecological Significance. *South African Journal of Botany*, 61(2): 119-132.
- Körner, C. (2007). The Use of “High Elevation” as a Proxy for Temperature Sensitivity. In: *Ecological Studies*. 195: 129-148.
- Krebs , C. J. (1999). *Ecology*, 4th ed. *Harper Collins, Menlo Park, CA*.
- Langa, F. L. (2007). *Maputo Special Reserve*. [<http://www.icran.org.pdf>]. Consultado a 22 de Janeiro de 2024.
- Lomolino, M. V. e D. Perault (2001). The Effects of Area and Shape on the Diversity of Small Mammals. *Journal of Biogeography*, 28(7): 783-793.
- Louro, C. M. M. (2005). *Perfis Ecológicos de Espécies e Ecossistemas Costeiros de Moçambique: Dunas Costeiras*. Relatório de Investigação N° 3: 28 pp. Maputo.

- Lucrezi, S., M. Milanese, V. Markantonatou, C. Cerrano, A. Sara, M. Palma. e M. Saayman (2017). Scuba diving tourism systems and sustainability: Perceptions by the scuba diving industry in two Marine Protected Areas. *Tourism Management* 59: 385 – 403.
- Macamo, N., C. Santos e A. Moreira (2021). Mangrove Forests and Biodiversity Offsets in Mozambique: Current Status and Future Directions. *Wetlands Ecology and Management*, 29(5): 797-810.
- MacArthur, R.H. e E.O. Wilson, (1976). The theory of island biogeography. Princeton, Princeton, University Press.
- MAE (2014). Perfil do Distrito de Matutuíne, província de Maputo. Maputo. Moçambique.
- Magurran, A. E. (2004). Ecological Diversity and Its Measurement. University Press, Princeton, NJ.
- Magurran, A. E. (2013). Measuring Biological Diversity. John Wiley e Sons.us/Measuring+Biological+Diversity-p-9781118291950).
- Margules, C. R. e R.L. Pressey (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783): 243-253.
- Maron, M., R.J. Hobbs e A. Moilanen (2016). Tackling Trade-Offs: A Review of Biodiversity Offsets. *Biological Conservation*, 201: 112-119.
- Marulo, A. F. (2012). Turismo e Meio Ambiente: Uma Análise do Ecoturismo e sua Contribuição Sócio-Ambiental no Distrito de Matutuíne: Caso da Reserva Especial De Maputo-Moçambique. Dissertação de Mestrado. Natal, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.107pp.
- Maseyk, F.J.F., L.P. Evans, R.T. Stephens, H.P. Possingham, G.E. Dutson e M. Maron (2016). A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biological Conservation*, 204: 332-344.
- Massinga, J. e T. Hatton (1996). Impactos das Atividades Humanas nas Dunas Costeiras de Moçambique. In: Proceedings of the Coastal Ecosystems Conference. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Massingue, A.O. (2019). *Ecological Assessment and Biogeography of Coastal Vegetation and Flora in Southern Mozambique*. Doctor of Philosophy Thesis. Department of Botany, Faculty of Science, Nelson Mandela University.

- Massuanguane, G.A. (2013). *Avaliação da Diversidade de Espécies Vegetais na Região Costeira do Posto Administrativo da Praia do Bilene*. Tese de Mestrado. Maputo. Universidade Eduardo Mondlane.
- Mavume, A. (2000). *Throughflow in Ponta Torres Strait (Inhaca, Mozambique) in relation to sea level differences, tides, winds and wave set up*. Msc thesis. 42pp. University of Gothemburg.
- McCune, B. e J.M. Mefford (1999). *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4 . MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon*.
- Mesdaghi, M. (2011) *Rangeland Management in Iran*. Astan Ghods Razavi., Mashad. 33pp.
- Michalski, F. e C.A. Peres (2005). *Disturbance and Conservation of Tropical Forests. Ecological Applications*, 15(1): 170-182.
- MICOA (Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental). (1997). *Relatório sobre a Vegetação das Dunas Costeiras em Moçambique*. Maputo: MICOA.
- Motta, A. (1996). *Historical Changes in Coastal Dunes: A Case Study in Mozambique. Coastal Management*, 24(1): 57-68.
- MTA,WCS e BIOFUND. (2023) . *Manual de implementação da Directiva sobre os Contrabalancos da Biodiversidade em Moçambique diploma ministerial nº 55/2022 de 19 de maio , 1 ed , Moçambique*. 114+vpp.
- Muacanhia, T. (2004). *Environmental changes on Inhaca Island, Mozambique: development versus degradation*. In: Momade, F. Achimo, M. Haldorsen, S. (eds.), *The Impact of Sea-level Change, Past, Present, Future*. *Boletim Geológica* 43: 28 – 33.
- Naheem, S. (2012). *Ecological consequences of declining biodiversity: a biodiversity-ecosystem function framework for marine systems*, in *Marine and Biodiversity and Ecosystem Functioning* , Oxford, Oxford University Press, 34-51.
- Nuvunga, A. J., N. Mkhize e M. Kruger (1998). *Vegetation Mapping of Coastal Dunes in Mozambique. Journal of Coastal Research*, 14(3): 121-134.
- Oliver, P. I. e A.J. Beattie (1996). *A New Method for Assessing Biodiversity: The Use of Rapid Surveys and Analysis Techniques. Ecological Applications*, 6(2):496-510.
- Oliver, P. I. e R. J.Van Arde (2014). *Multi-scale sampling boosts inferences from beta diversity patterns in coastal forests, South Africa. University of Pretoria, Pretoria, South Africa. Journal of Biogeography*, 41:1428-1439.

- Parkes, D., G. Newell e D. Cheal (2003). Assessing the quality of native vegetation: the ‘habitat hectares’ approach. *Ecological management & restoration*, 4, S29-S38.
- Pielou, E. C (1975) : Ecological Diversity. *Wiley, New York*.
- Provete, D.B., F.R. Siva e T.G. Souza (2011) . Estatística aplicada à ecologia usando R. São José do Rio Preto; Universidade Estadual Paulista.
- Purvis, A., K.E. Jones e G.M. Mace (2015). Species Richness and Extinction Risk in Coastal Dunes: An Analysis of Ecological and Evolutionary Patterns. *Biological Conservation*, 191: 22-31.
- Quetier, F. e S. Lavorel. (2011). Assessing. ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biology of Conservation*, 2991-2999pp.
- Ribeiro, N., S. Nazerali e S. Cumbula. (2020). A contribution to Mozambique’s biodiversity offsetting system: framework to assess the ecological condition of Miombo Woodlands. Eduardo Mondlane University.
- Ricotta, C. (2005) . Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheor.* 53(1): 29-38.
- Rowe, H. I. (2009). Climate Variability and Its Impact on Ecosystem Function. *Journal of Climate*, 22(19): 5116-5133.
- Sanders, H.L. (1968). Marine benthic diversity : a comparative study. *The American Naturalist*, 102 (925): 243-282.
- Seer, S., D. Smith e S. Bell (2016). Effects of Infrastructure Development on Coastal Plant Diversity and Endemic Species. *Journal of Environmental Management*, 181:799-808.
- Simpson , E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Smith, M. T. e S.S. Smith (2015). Geographic proximity and floristic similarity in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24(6): 663-674.
- Sorbom, J. e A. Gasim (2018). Solid Waste Management at Inhaca Island. School of Architecture and the Built Environment. KTH Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Steenkampe, R., R. Jones e B. McLaren (2004). Impact of Infrastructure on Coastal Dune Plant Communities. *Ecological Engineering*, 23(2): 155-167.
- Steward-Oaten, A. e J.R. Bence (2001). Temporal Variability in Biodiversity Measurement: Implications for Conservation. *Ecological Applications*, 11(2): 711-724.
- Tello, J.L.P. (1973). Reconhecimento ecológico da Reserva dos elefantes de Maputo. *Veterinária de Moçambique*, 6:133-186.

- Thapa, R. e A. Chapa (2010). The Impact of Urbanization on Biodiversity. *Environmental Management*, 45(5): 869-877.
- Tilman, D. (2004). *Niche Trade-Offs, Neutrality, and Community Structure: A Theoretical Perspective*. In: A. P. Kinzig, S. M. Pacala, and D. Tilman (Eds.), *The Functional Consequences of Biodiversity* . 1-14pp. Princeton University Press.
- Tinley, K.L. (1976).The ecology of Tongaland. Wildlife Society of Southern Africa, Natal Braanch, Durban.
- Tinley, K.L. (1985) . The Coastal Dunes of South Africa: A Synthesis. Pretoria: Council for Scientific and Industrial Research (2017). The Sweet and the Bitter Intertwine Positive and Negative Social Impacts of a Biodiversity Offset. *Conservation and society* 15(1):1-13pp.
- Tomo, G. T. (2017). *Impacto das actividades humanas sobre o estrato lenhoso da Reserva Florestal da floresta da reserva Inguane no Distrito Municipal KaNyaka*, Tese de Mestrado .72pp. Portugal, Universidade dos Açores.
- van Aarde, R.J., R. A. R. Guldemonde e P.I. Olivier (2014) Biodiversity status of dune forests in South Africa. *Coastal conservation* , pp. 161–179. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- van Wyk, A. E. e P. Van Wyk (2013). *Field Guide to the Trees of Southern Africa*. Struik Natur.
- Van Wyk, A.E. (1994). Maputaland-Pondoland region. South Africa, Swaziland and Mozambique . *Centres of plants diversity- A guide and strategy for their conservation*. 227-235 pp.
- van Wyk, A.E. (1996). Biodiversity of the Maputaland Centre. In: L.J.G. van der Maesen et al. (eds). *The Biodiversity of African Plants*, pp. 198-207. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- van Wyk, A.E. e G.F. Smith (2001). Maputaland Centre. In: A.E. van Wyk and G.F. Smith, *Regions of Floristic Endemism in Southern Africa*, pp 86-93pp. Umdaus Press, Hatfield, South Africa.
- Wassenaar, T. e R.J. Hobbs (2006). Rarefaction and the Stability of Species Richness Estimates. *Ecological Indicators*, 6(1): 56-67.
- Weisser, P. J. (1980). The dune forest of Maputaland. *Studies on the Ecology of Maputaland*, 78-90.

- White, F. (1983): The vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa (3 Plates, Northwestern Africa, Northeastern Africa, and Southern Africa, 1:5,000,000). UNESCO, Paris.
- Whittaker, R. H (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147: 250–260.
- Wisley, B.J., D.R. Chalfcraft, C.M. Bowles e M.R. Willig (2005). Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* 86 (5): 1178-1184.
- Yilmaz, S. (2002). Human Impacts on Coastal Dune Ecosystems. *Environmental Conservation*, 29(1): 45-56.
- Yoshifuji, N., T. Kume e H. Koizumi (2006). Evapotranspiration and Water Retention in Different Types of Soil. *Hydrological Processes*, 20(7): 1501-1512.
- Zambello, E., J. Santos e P. Lima (2019). Measuring Biodiversity Loss and Gains: Challenges and Methodologies. *Biodiversity and Conservation*, 28(4): 903-917.
- Zhang, S., X. Zhang e Y. Li (2006). Impact of Topographic Variables on Vegetation Distribution in a Mountainous Region. *Journal of Vegetation Science*, 17(1): 85-94.
- Zhang, X., H. Liu e J. Wu. (2016). Topographic Influence on Vegetation Composition and Diversity. *Environmental Management*, 58(3): 379-391.
- Zhang, Y. e H. Zhang (2007). Topographic Effects on Vegetation Distribution in Arid and Semi-Arid Regions. *Journal of Arid Environments*, 69(3): 379-388.

14 Anexos

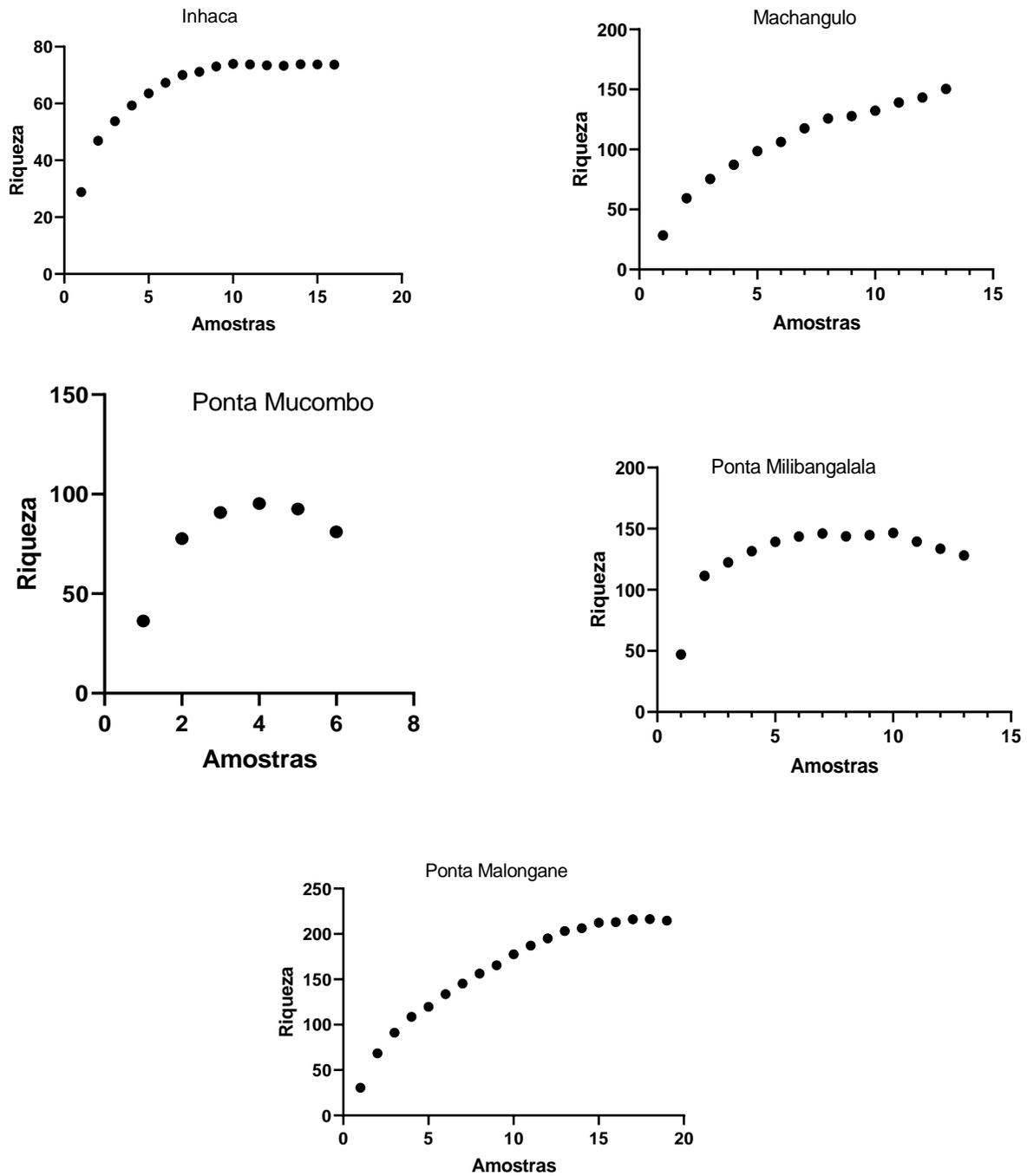


Figura 1. Curva de rarefacção nas quadrículas das florestas de dunas costeiras no Sul de Moçambique. O índice de diversidade foi de Chao 2.

Tabela 1. Número de espécies e de gêneros por família das florestas dunares costeiras do Sul de Moçambique (Inhaca-Ponta-Malongane).

Famílias	Espécies	Gêneros
Anacardiaceae	2	2
Apocynaceae	1	1
Achariaceae	1	1
Annonaceae	2	2
Apocynaceae	4	4
Araliaceae	1	1
Asteraceae	1	1
Boraginaceae	3	2
Brassicaceae	2	1
Burseraceae	3	1
Cannabaceae	2	2
Cappareaceae	1	1
Celastraceae	8	7
Cluseaceae	1	1
Ebenaceae	8	2
Erythroxylaceae	1	1
Euphorbiaceae	3	2
Fabaceae	7	7
Lamiaceae	2	2
Lauraceae	4	1
Loganiaceae	5	1
Malvaceae	4	3
Melastomataceae	1	1
Meliaceae	2	2
Metteniusaceae	1	1
Mimosaceae	2	1
Moraceae	3	2
Myrtaceae	2	2
Ochnaceae	3	1
Olacaceae	1	1
Oleaceae	5	3
Phyllanthaceae	4	4
Ptaeroxylaceae	3	1
Putranjivaceae	2	1
Rhamaceae	2	1
Rhizophoraceae	2	1
Rubiaceae	28	15
Rutaceae	7	4
Saliaceae	1	1

Sapindaceae	4	4
Sapotaceae	4	3
Soliceae	1	1
Vitaceae	3	2
Zygophyllaceae	1	1

Tabela 2. Espécies exclusivas e de ligação da comunidade I (Inhaca), II (Machangulo, Ponta Mucombo e Ponta Milibangalala) e III (Ponta Malongane)

Comunidade 1
Espécies comuns a todas as áreas
<i>Acacia karoo, Apodytes dimidiata, Brachylaena discolor, Carissa bispinosa, Cassipourea malosana, Clausena anisata, Coddia ruddis, Commiphora africana, Commiphora schlechteri, Croton pseudopulchellus, Cussonia arenicola, Diospyros inhacaenses, Diospyros natalensis, Diospyros rotundifolia, Dovyalis longispina, Drypetes natalensis, Erythroxylum emarginatum, Euclea natalensis, Euclea racemosa, Eugenia capensis, Gymnosporia nemorosa, Langynias monteiroe, Mimusops caffra, Mystroxylon aethiopicum, Ochna natalitia, Pavetta revolluta, Psydrax obovata, Rhus natalensis, Sideroxolyn inerme, Tarenna litoralis, Tricalysia sonderiana, Vepris lanceolata, Xylothea kraussiana</i>
Espécies exclusivas para a Comunidade I (Inhaca)
<i>Albizia adianthifolia, Ancylobotrys petersiana, Capparis tomentosa,</i>
Espécies de ligação entre a comunidade II (Machangulo, Ponta Mucumbo e Ponta Milibangalala)
<i>Langynias lasiantha</i>
Espécies exclusivas para Machangulo

<i>Artabotrys monteiroi, Canthium inerme, Croton gratissimus, Dichrostachys cinerea, Drypetes arguta, Ficus sp, Pancovia golungensis, Peddia sp, Teclea reflexa</i>
Espécies exclusivas para a Ponta Mucombo
<i>Gardenia sp, Haplocoelum gallense, Tricalysia natalensis, Turrae floribunda, Vitex sp</i>
Espécies exclusivas para a Ponta Milibangalala
<i>Gardenia sp, Haplocoellum gallense, Tricalysia natalensis, Turrae floribunda, Vitex sp, Maerua oblongifolia</i>
Espécies exclusivas para a comunidade III (Ponta Malongane)
<i>Croton gratissimus, Craibia zimmermannii,</i>

Tabela 3. Teste de normalidade das variáveis. onde : TMA= temperatura média anual; PA=precipitação anual, PMMS= precipitação do mês mais seco, DCL= declividade, EV=evapotranspiração, FA=formato da área, AL= altitude, PF=Proximidade de fogos , PE= proximidade de estradas, SZP=sazonalidade de precipitação; VDMT= variação da temperatura média; TMMQ=; DP =distância da população; HA=humidade de água ; SW-W= teste de Shapiro Wilk

Variável	SW-W	P VALUE
TMA	0.9868	0.9672
PA	0.9318	0.6087
PMMS	0.9556	0.7773
DCL	0.851	0.1976
EV	0.9246	0.5601
FA	0.8011	0.0827
AL	0.9355	0.82
PF	0.9355	0.6345
PE	0.9752	0.6345
SZP	0.985	0.9597
VDMT	0.8463	0.183
TMMQ	0.7929	0.07
DP	0.8726	0.276
HA	0.8726	0.3

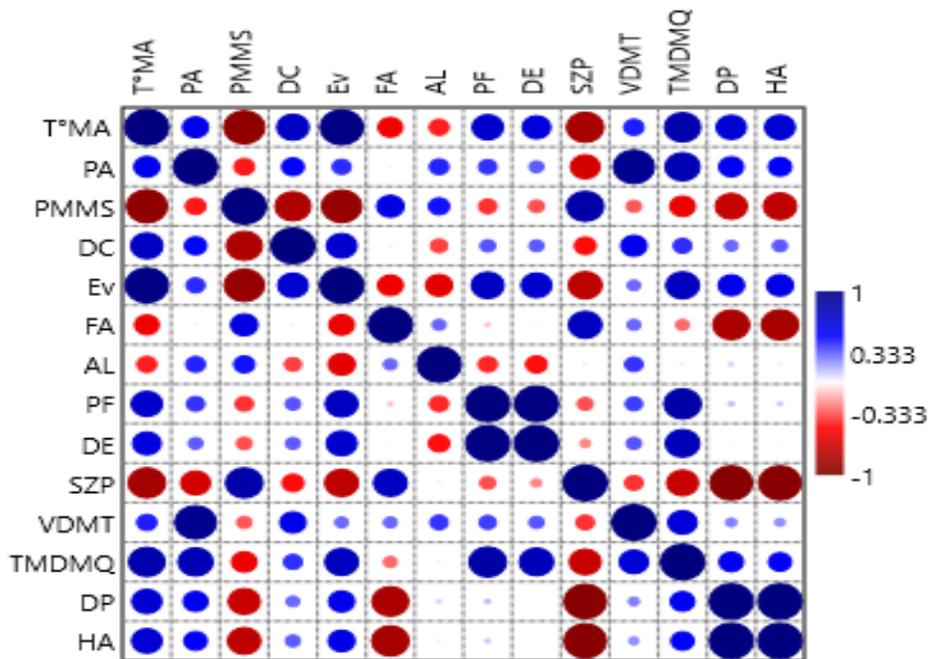


Figura 2. Matriz de correlação das variáveis ambientais. Onde : TMA= temperatura média anual; PA=precipitação anual, PMMS= precipitação do mês mais seco, DCL= declividade, EV=evapotranspiração , FA=formato da área, AL= altitude, PF=Proximidade de fogos , PE= proximidade de estradas, SZP=sazonalidade de precipitação; VDMT= variação da temperatura média; TMMQ=; DP =densidade da população (Proximidade); HA=humidade de água. As circunferências de tamanhos maiores refletem maior correlação entre as variáveis . Quanto mais escuro azul mais próxima a 1 (correlação forte); vermelho escuro mais próximo a -1 (correlação fraca). A correlação pode ser nula ou igual à 0 (nenhuma correlação).

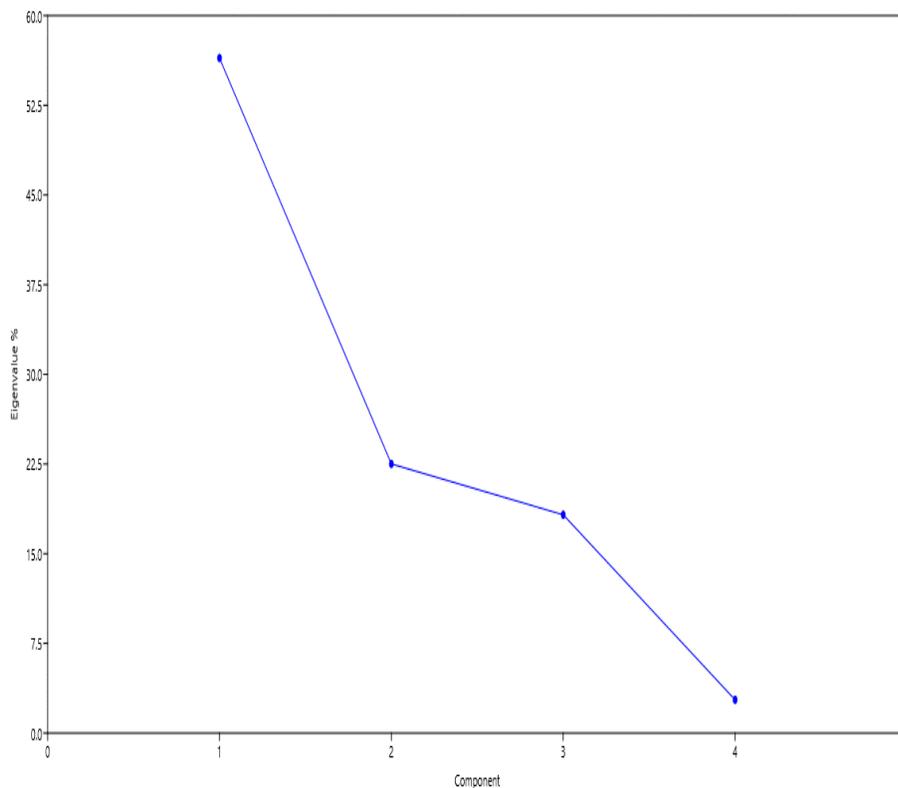


Figura 3. Modelo de Brocken Stick para a seleção dos componentes que incluem as variáveis que mais influenciaram a diversidade de espécies.

Tabela 4. Percentagem de contribuição explicada por cada componente principal (PC) na variação da diversidade de espécies nas florestas dunares costeiras.

PC	Eigenvalue	% variance
1	3.95172	56.453
2	1.57553	22.508
3	1.277955	18.256
4	0.194802	2.7829

Tabela 5. Percentual de contribuição das variáveis ambientais na diversidade das comunidades vegetais .

Variável	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
T°MA	0.48215	-0.047511	0.10732	0.56902
PA	0.28638	0.60147	0.24131	0.40224
PMMS	-0.49242	0.11174	-0.077856	0.27151
DCL	-0.36908	-0.055163	0.55954	-0.53994
FA	-0.3312	0.14805	0.64495	0.04556
AL	-0.17605	0.73061	-0.12019	-0.30444
DP	0.40759	0.25443	-0.42507	-0.23325