



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de estudos II

Trabalho de Investigação

**Avaliação do Efeito de Península na Diversidade de Espécies Arbóreas em
Florestas de Dunas Costeiras no Sul de Moçambique.**

Autor

Rosy Mugari Cumbe

Maputo, Novembro de 2025



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de estudos II

Trabalho de Investigação

**Avaliação do Efeito de Península na Diversidade de Espécies Arbóreas em
Florestas de Dunas Costeiras no Sul de Moçambique.**

Autor:

Rosy Mugari Cumbe

Supervisor:

MSc. Gabriel Albano

Co- supervisor

MSc. Felda Langa

Maputo, Novembro de 2025

Agradecimentos

Em primeiro lugar, todo o meu reconhecimento e gratidão a Deus, vida, força e graça que me sustentaram em cada etapa desta longa caminhada. Foi a Fé em Deus que iluminou meus passos nos momentos de maior desafio e incerteza.

Um agradecimento profundo e especial aos meus pais, Gabriel Cumbe e Luísa Muchanga. Obrigado pelo amor incondicional, pelos sacrifícios incontáveis e por serem os alicerces da minha vida. A sua confiança inabalável em mim foi o combustível que me moveu para nunca desistir. Esta conquista é tanto minha quanto é de vocês. Ao meu marido Nelson Chilaule agradeço pelo amor, paciência e apoio incondicional ao longo de toda esta jornada e a minha filha Larissa Chilaule, minha maior fonte de inspiração, agradeço pela doçura e alegria que trouxe aos meus dias, mesmo nos momentos mais desafiadores.

Expresso minha profunda gratidão aos meus supervisores, a Mestre Felda Langa e ao Mestre Gabriel Albano pela orientação, apoio e paciência na realização do presente trabalho.

As minhas colegas Alice e Argentina vai minha gratidão por apoiar me na realização deste trabalho.

Aos meus colegas Camilson Guilambe, Celeste Ngomene, Issufo Sumbane, Leyla Jaquissone, Hermínia Chacate, vai o meu agradecimento pelo carinho, companheirismo, auxílio mútuo e contribuições.

Aos meus companheiros da jornada da vida, Josina Cumbe, Lorna Zitha e Virgília Langa e a todos que directa ou indirectamente me ajudaram ou contribuíram na realização deste trabalho bem como na minha carreira estudantil o meu “**Muito obrigado**”.

Declaração de Honra

Declaro por minha honra que este trabalho de investigação é fruto de uma investigação por mim realizada e não foi apresentado, para a obtenção de qualquer grau ou finalidade que não seja o indicado: “Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre” pela Universidade Eduardo Mondlane em Maputo, Moçambique.

Maputo, 3 de Novembro de 2025

(Rosy Mugari Cumbe)

Dedicatória

Este trabalho dedico, aos meus pais, Gabriel Cumbe e Luísa Muchanga!

Lista de Abreviaturas

GPS - Sistema de Posição Global

MICOA – Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental

TWI - Índice de Humidade Topográfica

SI - Índice de Forma da mancha

FD - Dimensão Fractal da Mancha

PAR - Razão Perímetro- Área

AWMSI - Índice de Forma Média Ponderada de Área

TMA - Temperatura Média Anual

PA - Precipitação Anual

PNAM – Parque Nacional de Maputo

Lista de figuras

Figura 1. Mapa da configuração das dunas costeiras em Moçambique	8
Figura 2. Localização da área de estudo que destaca a extensão da floresta de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo.....	17
Figura 3. Localização dos pontos de amostragem nas floresta de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo.....	21
Figura 4. Curva de rarefacção de espécies arbóreas nas florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro a Península de Machangulo (índice de riqueza Chao 2).....	22
Figura 5. Valores médios e desvio padrão da riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo.....	28
Figura 6. Relação entre variáveis de resposta (riqueza de espécies arbóreas) e a distância da base a ponta da península (Ponta do Ouro) da floresta de dunas costeiras até a ponta da península (Machangulo). Valores de r e de p obtidos a partir do teste de Mantel.....	31

Lista de tabelas

Tabela 1. Número de indivíduos, espécies e famílias registados nas três locais de estudo (Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo).....	27
Tabela 2: Estatísticas descritivas (média $\pm$ desvio padrão) das variáveis ambientais na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo, onde: TMA: temperatura média anual; PA: precipitação anual; AWMSI: índice de forma média ponderada de área; Área (ha); TWI: índice de humidade topográfica; DE: densidade de estradas e; DH: densidade de habitações.....	29
Tabela 3: Valor de correlação (r) e p-value de variáveis ambientais (temperatura, precipitação, AWMSI, TWI, densidade de estradas e densidade de habitações) em relação a variável de resposta (riqueza de espécies) na Ponta do Ouro, PNAM e Machangulo.....	30

Resumo

A diversidade de espécies arbóreas é fundamental para a estabilidade e funcionamento dos ecossistemas costeiros, contribuindo para a protecção dos solos, manutenção da fertilidade e equilíbrio ecológico. No entanto, a sua distribuição espacial é condicionada por factores ambientais, geomorfológicos e antrópicos. O presente estudo teve como objectivo avaliar o efeito da península na diversidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras no sul de Moçambique, abrangendo as áreas da Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo. Foram previstas 48 parcelas de 16 x 16 m para o inventário das espécies arbóreas e colecta de variáveis ambientais, incluindo temperatura média anual, incidência, índice de oscilações topográficas (TWI), densidade de estradas, densidade de habitações e parâmetros de geometria da paisagem (área e forma da mancha).

Os resultados demonstraram que o PNAM apresentou uma maior riqueza e abundância de espécies arbóreas, seguidas pela Ponta do Ouro, enquanto a Península de Machangulo registou os valores mais baixos. A análise de variância (ANOVA one-way) indicou diferenças significativas na riqueza e abundância entre os locais, mas não na equitabilidade. O teste de Tukey revelou diferenças significativas entre o PNAM e as demais áreas, confirmando o papel das zonas protegidas na manutenção da diversidade. A observação de Spearman não mostrou relações significativas entre a riqueza de espécies e as variações ambientais. O teste de Mantel não indicou relação significativa entre a riqueza de espécies e a distância da base peninsular, não confirmando o padrão clássico do efeito de península.

As florestas das dunas costeiras do sul de Moçambique, a configuração peninsular não determina de forma directa a diversidade arbórea, sendo a conservação e o manejo integrado das florestas das dunas costeiras essencial para garantir a conectividade ecológica e reduzir o risco de extinção local de espécies.

Índice

Agradecimentos.....	i
Declaração de Honra.....	ii
Dedicatória.....	iii
Lista de Abreviaturas.....	iv
Lista de figuras.....	v
Lista de tabelas.....	v
Resumo.....	vi
1.Introdução.....	1
1.1 Problema e justificativa.....	3
2. Objectivos.....	4
2.1 Objectivo geral.....	4
2.2 Objectivos específicos.....	4
3. Hipóteses.....	4
4. Revisão da literatura.....	7
4.1 Dunas Costeiras.....	7
4.1.1 Dunas costeiras de Moçambique.....	7
4.2 Florestas de dunas costeiras.....	8
4.2.1 Enquadramento biogeográfico das florestas de dunas costeiras.....	8
4.2.2 Vegetação e Flora.....	9
4.3 Padrões de distribuição de espécies.....	10
4.3.1 Gradiente latitudinal de diversidade.....	10
4.3.2 Gradiente altitudinal de diversidade.....	11
4.3.3 <i>Rapoport's Rule</i> (Regra de Rapoport).....	11
4.3.4 A relação espécie-área (Species–Area Relationship, SAR).....	11
4.3.5 Heterogeneidade ambiental.....	11
4.3.6 A hipótese do domínio médio (Mid-domain Effect, MDE).....	12
4.3.7 Efeito de Península.....	12
4.4 Parâmetros ecológicos de predição do Efeito de Península.....	13
4.4.1 Variáveis de diversidade.....	13

4.4.2 Variáveis ambientais	14
4.4.3 Variáveis estruturais do habitat	15
4.4.4 Variáveis Sócio - ambientais	15
5. Área de estudo	17
5.1 Clima	18
5.2 Solo	18
5.3 Vegetação	18
5.4 Actividades sócio-económicas	19
5.5 Impactos humanos	19
6. Materiais e Métodos	21
6.1 Delineamento Amostral	21
6.2 Recolha de dados	21
6.3 Análise de dados	24
7. Resultados	27
7.1 Descrição da composição específica em florestas de dunas costeiras	27
7.2 Riqueza, equitabilidade e Abundância de espécies arbóreas entre Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo	28
7.3 Variáveis ambientais	29
7.4 Efeito de Península	31
8. Discussão	32
8.1 Riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras	32
8.2 Relação entre a riqueza de espécies arbóreas e variáveis ambientais	34
8.3 Efeito de Península	37
9. Conclusão	39
10. Recomendações	40
11. Referências Bibliográficas	41
12. Anexos	50

1. Introdução

As espécies vegetais não estão distribuídas uniformemente pelo planeta, mas dependem de factores que variam desde escalas globais à locais (Cody, 2006; Whittaker e Fernández, 2007). Factores biogeográficos (tais como: clima, latitude, altitude, correntes oceânicas, história geológica e evolutiva) definem padrões de distribuição de espécies a nível global e exercem influência sobre a diversidade de plantas ao nível local (Anchi *et al.*, 2018). O micro-ambiente local proporciona nichos que favorecem a ocorrência de comunidades de vegetais em condições específicas (Ricklefs *et al.*, 2005; Xin-Yu, 2012; Cristian Dambros *et al.*, 2020). A interligação de factores biogeográficos e o micro-ambiente determina a distribuição das espécies vegetais e ocorrência de diferentes comunidades vegetais (Cody, 2006). O entendimento sobre a composição e diversidade de espécies vegetais numa comunidade vegetal e os factores a eles associados é importante para a manutenção da persistência das espécies e conservação de comunidades de vegetais (Whittaker e Fernández, 2007, Cristian Dambros *et al.*, 2020).

A floresta de dunas costeiras é uma comunidade vegetal que ocorre entre a Península de Machangulo e Ponta de Ouro, no extremo Sul de Moçambique (Tinley, 1985), sob um cordão de dunas Orientais cujo padrão de ocorrência de espécies vegetais pode estar sob influência de factores biogeográficos e micro-ambientes locais (Hobday, 1977; Tinley, 1985; Kalk, 1995). A Península de Machangulo resulta da separação da Ilha da Inhaca do resto do continente durante o estágio da transgressão holocénica (Hobday, 1977; Rebêlo e Marques, 1997). Hoje, um canal estreito conhecido como Canal de Santa Maria, com cerca de 200-300 m separa, geograficamente, a Península de Machangulo da Ilha da Inhaca (Kalk, 1995). A separação da Península da Ilha da Ilha pode estar a condicionar a conectividade ecológica entre as áreas (Nhancale, 1998). Além disso, a conectividade ecológica da Península de Machangulo com o interior continental pode estar a ser influenciada pela presença do Rio Maputo, que separa Machangulo de Bela Vista, constituindo barreira natural para dispersão de espécies entre a Península e a parte Ocidental do continente (MWB, 2023). Deste modo, Machangulo apresenta-se como uma península aparente, limitada a Norte pelo estreito da Santa Maria e a Oeste pelo Rio Maputo. Esta configuração geográfica pode limitar a imigração e colonização de espécies tanto da Ilha da Inhaca como do

resto do continente com implicações na composição e diversidade de espécies de plantas (Smith *et al.*, 2018; Mugunhe, 2025). O aumento e expansão da área habitacional, o uso do fogo, a agricultura de subsistência e o desenvolvimento desordenado de infra-estruturas turísticas são outros factores de degradação ambiental no extremo sul de Moçambique que podem contribuir para alteração da distribuição e diversidade de espécies de plantas em comunidades vegetais na zona costeira (Steenkamp *et al.*, 2004). Toda a extensão da zona costeira em causa tem experimentado um crescimento desregrado de turismo (Rocha *et al.*, 2022), o que pode impactar negativamente a composição e diversidade de espécies na região (Silva *et al.*, 2017).

O efeito de península é um padrão biogeográfico observado em ecossistemas ou habitats que se apresente com uma base larga (no continente) e extremidade alongada e estreita (o que configura uma península) e usado para explicar a tendência de distribuição de espécies. Este padrão é caracterizado pela redução no número de espécies ao longo do eixo da base para a extremidade (MacArthur e Wilson 1967; Taylor e Regal 1978; Olivier *et al.*, 2017) devido a uma maior taxa de extinção e uma menor taxa de imigração de espécies do continente (Taylor e Regal, 1978; Cano e Gurrea, 2003).

O efeito de península tem sido amplamente estudado em diferentes contextos geográficos, abrangendo desde penínsulas continentais (Simpson, 1964; Riffell *et al.*, 2012 Olivier *et al.*, 2017) até penínsulas de habitats isolados (Silva, 1996; García-Mendoza *et al.*, 2018), e envolvendo diversos grupos taxonómicos (Johnson, 2002; Choi, 2004; Peck *et al.*, 2005; Cano e Gurrea, 2003; Riffell *et al.*, 2012; Olivier *et al.*, 2017). No entanto, o efeito de península não tem sido consistentemente observado em todas as penínsulas ou para todas as taxa (Tubelis *et al.*, 2007; Olivier *et al.*, 2017), por isso, a sua validade tem sido questionada, atribuindo-se a um artefacto produzido por outros factores (Cano e Gurrea, 2003).

O presente trabalho propõe-se a avaliar o efeito de península na diversidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo, no extremo Sul de Moçambique e entender se factores ambientais (clima, condições locais do habitat, condições sócio ambientais e geometria) podem prever a riqueza de espécies nas florestas de dunas costeiras entre a Península de Machangulo à Ponta de Ouro.

1.1 Problema e justificativa

A floresta costeira entre a Ponta do Ouro e Península de Machangulo, no extremo Sul de Moçambique, apresenta uma transformação na sua estrutura (Tomo, 2017). A transformação impulsionada por pressões naturais como a variabilidade climática, a erosão costeira, os ventos fortes, a salinização dos solos e a dinâmica natural das dunas que caracterizam os ecossistemas litorâneos do sul de Moçambique (Fernandez *et al.*, 2017; Pedrosa *et al.*, 2019). E antropogénicas como expansão populacional, agricultura de subsistência, uso do fogo e desenvolvimento de infra-estruturas (Massingue, 2019) é agravada pelo crescimento desordenado do turismo costeiro (Silva *et al.*, 2017). Em adição, Machangulo apresenta um isolamento geográfico, marcado pela hidrografia local e pela configuração peninsular, que pode influenciar os padrões de diversidade arbórea (Tubelis *et al.*, 2007).

A região do Sul de Moçambique está inserida no hotspot de biodiversidade de Maputaland-Pondoland-Albany, com grande importância ecológica, espécies de plantas com uma distribuição restrita entre raras, endémicas, quase endémicas e ameaçadas de extinção (White, 1983; Izidine, 2003). Espécies de ocorrência restrita são vulneráveis à extinção devido a perda de habitat, mudanças climáticas e desastres naturais (Pimm *et al.*, 2014). Por isso, a degradação de florestas de dunas costeiras coloca em risco a persistência local das espécies e pode comprometer a conectividade entre os habitats com impactos sobre a biodiversidade (Rudnick *et al.*, 2012).

O presente estudo visa entender o padrão de distribuição de espécies de plantas da Ponta do Ouro à Península de Machangulo, muito concretamente testar se a distribuição das espécies de plantas conforma com os pressupostos do efeito de península como postulado por estudos noutras regiões similares (Riffell *et al.*, 2012; Tubelis *et al.*, 2007; Olivier *et al.*, 2017).

2. Objectivos

2.1 Objectivo geral

- Avaliar o efeito de península na diversidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo.

2.2 Objectivos específicos

- Determinar a riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas nos três (3) locais das florestas de dunas costeiras: Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo;
- Relacionar a riqueza de espécies arbóreas nos três (3) locais das florestas de dunas costeiras: Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo com factores de condições de habitat (variáveis climáticas e humidade de solo), factores sócio ambientais (densidade de habitações e densidade de estradas) e condições de geometria (área e forma);
- Testar se a riqueza de espécies arbóreas diminui progressivamente da Ponta do Ouro (base) à Península de Machangulo (extremo).

3. Hipóteses

A Teoria da Biogeografia de Ilhas propõe que a diversidade de espécies é determinada pelas taxas de imigração e extinção, que são influenciadas pelo tamanho e isolamento das ilhas (MacArthur e Wilson, 1967). Em penínsulas, a base da península está mais conectada ao continente, facilitando a troca genética e a migração de espécies e apresentando uma maior variedade de habitats devido à proximidade com diferentes ecossistemas continentais, o que suporta uma maior diversidade de espécies (Tackaberry e Kellman, 1996; Olivier *et al.*, 2017). Por outro lado, à medida que se avança em direcção às extremidades, o ambiente tende a se tornar mais homogéneo e menos favorável à diversidade, além de reduzir as chances de dispersão de sementes e migração de espécies (Riffell *et al.*, 2012).

A teoria da diversidade de nichos sugere que habitats mais complexos e heterogéneos oferecem maior variedade de recursos e condições, ampliando o número de nichos ecológicos disponíveis e favorecendo a coexistência de mais espécies (MacArthur e MacArthur, 1961; Tews *et al.*, 2004). Ambientes com elevada heterogeneidade, portanto, tendem a suportar maior diversidade de

espécies do que aqueles mais simples e homogêneos (Jentsch e Beierkuhnlein, 2011). Nesse sentido, a estrutura e a complexidade ambiental são determinantes para explicar padrões de distribuição e abundância de espécies arbóreas em diferentes regiões da paisagem costeira.

No contexto do extremo Sul de Moçambique, a conectividade da paisagem exerce papel central, áreas mais contínuas e protegidas, como o Parque Nacional de Maputo (PNAM), funcionam como refúgios de biodiversidade, reduzindo os efeitos da fragmentação e favorecendo o fluxo génico (Fahrig, 2003; Bruner *et al.*, 2001). Em contraste, regiões mais isoladas e geograficamente estreitas, como a Península de Machangulo, estão mais sujeitas a efeitos de borda, maior homogeneização ambiental e maior vulnerabilidade à perda de espécies (Laurance *et al.*, 2002; Fahrig, 2017). Com base nos pressupostos a cima, pode-se hipotetizar que:

Hipótese 1:

H0: Não existem diferenças significativas de espécies arbóreas entre a Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo;

H1: A riqueza, a abundância e equitabilidade de espécies arbóreas variam significativamente entre a Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo devido às variações na conectividade da paisagem: o PNAM, por ser uma área protegida com maior continuidade florestal, apresentará maior riqueza, enquanto a Península de Machangulo, com seu estreitamento geográfico e maior isolamento, terá a menor riqueza.

Hipótese 2:

H0: O clima (temperatura e precipitação) e/ou as condições locais do habitat (humidade do solo) assim como factores sócio ambientais (densidade de habitações e densidade de estradas) e as condições de geometria (distancia, área e forma) não determinam os padrões de riqueza de espécies na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo.

H1: O clima (temperatura e precipitação) e/ou as condições locais do habitat (humidade do solo) assim como factores sócio ambientais (densidade de habitações e densidade de estradas) e as condições de geometria (distancia, área e forma), determinam os padrões de riqueza de espécies na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo.

Hipótese 3:

H0: A riqueza de espécies arbóreas não é determinada pela distância da base da península;

H1: A riqueza de espécies arbóreas diminui com o aumento da distância da base para a ponta da península;

4. Revisão da literatura

4.1 Dunas Costeiras

Dunas costeiras são depósitos de areia dinâmicos formados pela interação do vento, marés e vegetação estabilizadora (Fernandez, 2018; Fernandez *et al.*, 2017). Sua morfologia e dinâmica variam de acordo com factores climáticos e oceanográficos, resultando em diferentes tipos de dunas, como dunas móveis, semifixas e fixas (Tsoar e Arens, 2003; Pedrosa *et al.*, 2019).

4.1.1 Dunas costeiras de Moçambique

Na região Norte e Centro do país as dunas costeiras correm, desde a Baía de Mocambo à província de Sofala (Tinley, 1971). As dunas costeiras da região Norte apresentam-se de forma mais descontínua, predominantemente do tipo embrionária ou frontal, de baixa altitude e formam-se sobre plataformas de coral elevadas ou praias de sedimentos biogénicos (Sitoe, 2017). A zona Centro, que inclui a costa das províncias da Zambézia e Sofala, é caracterizada por uma planície costeira baixa e larga, dominada pela influência do delta do Rio Zambeze, os cordões dunares são geralmente baixos e formados por ventos de tempestades ocasionais, sobrepondo-se a uma costa de barreira de tipo lagunar (Héquette e Abreu, 2011).

No Sul de Moçambique, as dunas costeiras estendem-se desde a região do Arquipélago de Bazaruto, em Inhambane, até à Ponta do Ouro, prolongando-se até a província do Kwazulu-Natal no Rio Umlalazi, na África do Sul (Tinley, 1971; Hatton, 1995). Aqui, a zona costeira é formada por dunas parabólicas elevadas, cabos de orientação Norte e lagoas de barreira numa extensão de 850 Km de costa (Louro, 2005). 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).

Este sistema tem início no Arquipélago do Bazaruto, onde são particularmente proeminentes na ilha do Bazaruto, estendendo-se depois para Sul, em direcção a Závora, sobrepondo-se a uma região costeira de barreira ou pantanosa composta por praias simples e arqueadas (Tinley, 1971). Na região do Distrito de Xai-Xai, as dunas primárias são menores em altura e largura quando comparadas com as dunas secundárias (Nuvunga *et al.*, 1998). Em Bilene-Macia, as dunas secundárias atingem alturas de até 100 metros, sendo caracterizadas por areias vermelhas pouco consolidadas, as dunas costeiras primárias são formadas por areias brancas e com alturas de apenas algumas dezenas de metros (MICOA, 1999). Na sequência, ao longo da costa Leste da Ilha da

Regional de Transição (Guineo-Congolian/Zambezian, GuineoCongolian/Sudania, Kalahari-Highveld, Sahel, Sahara, Mediterranean/Sahara) e Mosaico Regional (Lake Victoria, Zanzibar-Inhambane e Tongoland-Pondoland).

Segundo Massingue (2019) em Moçambique, a vegetação costeira engloba duas faixas costeiras, o Mosaico Regional Zanzibar-Inhambane que se estende da Província de Cabo Delegado até Província Gaza ao Rio Limpopo e o Mosaico Regional Tongoland–Pondoland que abarca a Província de Gaza ao Sul do Rio Limpopo e na Província de Maputo.

A floresta de dunas costeiras entre a Península de Machangulo à Ponta de Ouro encontra-se no Mosaico Regional Togoland-Pondoland, que tem características únicas, representando um encontro das floras Zambesiaca e da África do Sul, designada por região de Maputaland-Pondoland (Izidine *et al.*, 2003).

4.2.2 Vegetação e Flora

A vegetação costeira é composta principalmente por comunidades associadas às dunas, distribuídas em uma faixa relativamente estreita ao longo do litoral. As dunas apresentam, em sua base poucos metros acima da linha de maré alta, formações pioneiras dominadas por espécies herbáceas suculentas adaptadas às condições arenosas e salinas (Koning e Balkwill, 1995; Nuvunga *et al.*, 1998). Sobre essas dunas, desenvolvem-se diferentes tipos de comunidades lenhosas que, segundo Weisser (1980), variam quanto à estrutura, composição florística, idade, origem, biomassa e diversidade. Entre essas formações destacam-se a mata costeira e a floresta dunar de sucessão primária.

Estas formações vegetais apresentam uma organização espacial marcadamente zoneada, reflectindo gradientes ambientais específicos desde a linha de costa até às áreas mais protegidas, no interior (MICOA, 1997). Na zona imediatamente adjacente à praia, observa-se o estabelecimento de comunidades herbáceas dominadas por espécies pioneiras como *Ipomoea pes-caprae* e *Scaevola plumieri* (Koning e Balkwill, 1995). Nas zonas mais próximas ao mar, as plantas apresentam adaptações xerofíticas e halofíticas (folhas pálidas, suculentas, resistentes ao sal), como *Ipomoea pes-caprae*, *Carpobrotus dimidiatus* e *Canavalia rosea* (Kalk, 1995). Árvores e arbustos logo atrás da zona herbácea litorânea possuem folhas esclerofilas (cutículas espessas, coloração clara) e sofrem influência do vento e *spray* salino, o que reduz seu porte junto ao mar (Massingue, 2019).

À medida que se avança para o interior, ocorre, sob o sistema dunar, uma transição gradual para formações florestais mais estruturadas, caracterizadas por uma copa contínua com alturas entre 8-15 metros (Weisser, 1980). Segundo Massingue (2019), as espécies características da floresta de dunas são *Mimusops caffra*, *Diospyros rotundifolia*, *Diospyros inhacaensis* e *Zanthoxylon delagoensis*.

4.3 Padrões de distribuição de espécies

A distribuição das espécies vegetais não ocorre de forma aleatória, mas segue padrões espaciais influenciados por factores históricos, ecológicos e biogeográficos (Gaston, 2000; Mittelbach *et al.*, 2007). Esses padrões podem ser observados em diferentes escalas, desde a escala global até a continental e regional, cada uma revelando processos distintos que moldam a biodiversidade (Jentsch e Beierkuhnlein, 2011). Alguns dos padrões de distribuição de espécies observado a diferentes escalas são a seguir discutidos.

4.3.1 Gradiente latitudinal de diversidade

A nível global, o gradiente latitudinal de diversidade é o padrão mais marcante na distribuição da biodiversidade. Este padrão evidencia uma diminuição na riqueza de espécies desde as regiões tropicais em direcção às zonas temperadas e polares (Willig *et al.*, 2003; Hillebrand, 2004). E está associado a uma combinação de factores ecológicos e evolutivos tais como:

- (i) Estabilidade Climática e Produtividade Primária: as regiões tropicais apresentam condições climáticas mais estáveis ao longo do ano, com temperaturas elevadas e humidade constante, favorecendo a sobrevivência e a especialização de espécies (Gaston, 2000). A alta produtividade primária nessas áreas sustenta cadeias alimentares complexas, permitindo a coexistência de um maior número de espécies (Mittelbach *et al.*, 2007).
- (ii) Heterogeneidade de Habitats: a diversidade de micro-habitats em florestas tropicais cria nichos ecológicos adicionais, promovendo a especialização e a coexistência de espécies (MacArthur e MacArthur, 1961). Em contraste, regiões temperadas e polares possuem habitats mais homogêneos e condições ambientais extremas, limitando o número de espécies adaptadas (Jentsch e Beierkuhnlein, 2011).
- (iii) História Evolutiva: As regiões tropicais são consideradas "berços" de diversificação, onde processos evolutivos actuaram por milhões de anos sem interrupções glaciais significativas (Wiens e Donoghue, 2004). Em latitudes mais altas, as glaciações repetidas eliminaram

muitas linhagens, resultando em comunidades biológicas menos diversas (Svenning *et al.*, 2015).

4.3.2 Gradiente altitudinal de diversidade

O gradiente altitudinal indica, em geral, uma diminuição da riqueza de espécies vegetais com o aumento da altitude. Em muitas cadeias montanhosas, contudo, observa-se um padrão unimodal, com picos de diversidade em altitudes intermediárias (Rahbek, 1995; McCain, 2009). A explicação combina factores como a redução da temperatura, a diminuição da disponibilidade de oxigénio e o aumento de estresse ambiental em grandes altitudes, contrastando com maior heterogeneidade de habitats em altitudes médias (McCain, 2009).

4.3.3 Rapoport's Rule (Regra de Rapoport)

A Regra de Rapoport, formalizada por Rapoport (1982), postula que espécies em latitudes mais elevadas (regiões temperadas e polares) tendem a exibir amplitudes geográficas mais amplas (distribuem-se por uma maior variedade de latitudes e habitats) em comparação com espécies tropicais, que geralmente possuem distribuições restritas (Stevens, 1989).

Nos trópicos, a relativa estabilidade climática ao longo do ano (temperaturas constantes, humidade elevada) favorece a especialização em nichos ecológicos estreitos. Espécies tropicais adaptam-se a condições específicas (micro-habitat, recursos alimentares exclusivos), o que limita sua capacidade de dispersão para ambientes com características diferentes (Janzen, 1967; Brown, 2014), consequentemente, a sua distribuição tende a ser mais restrita (Gaston, 2000).

4.3.4 A relação espécie-área (Species–Area Relationship, SAR)

A relação espécie-área descreve a tendência de áreas maiores abrigarem maior número de espécies em comparação com áreas menores (Rosenzweig, 1995). Tal padrão reflecte o aumento da disponibilidade de habitats e de nichos ecológicos em áreas extensas, além da redução das chances de extinção local em comunidades maiores. A relação espécie-área é fundamental para estimar perdas de biodiversidade resultantes da fragmentação e redução de habitats (MacArthur e Wilson, 1967; Rosenzweig, 1995; Whittaker e Triantis, 2012).

4.3.5 Heterogeneidade ambiental

Ambientes heterogêneos, caracterizados por grande variação em topografia, solos, microclimas e tipos de habitat, oferecem uma maior diversidade de nichos ecológicos, favorecendo a coexistência

de espécies com diferentes exigências ecológicas (Stein *et al.*, 2014). Essa diversidade de condições ambientais cria oportunidades para processos de especialização, reduzindo a competição direta e promovendo maior diversidade alfa e beta. Por isso, paisagens heterogêneas são consideradas hotspots de biodiversidade e possuem alta relevância para estratégias de conservação (Bartels e Chen, 2010; Costanza *et al.*, 2011).

4.3.6 A hipótese do domínio médio (Mid-domain Effect, MDE)

Propõe uma explicação geométrica para padrões de riqueza de espécies em gradientes latitudinais ou altitudinais, segundo essa hipótese, quando os limites geográficos impõem restrições à distribuição das espécies, a sobreposição de intervalos de distribuição tende a ser maior no centro do domínio o que gera, por efeito estatístico, um pico de riqueza na região intermediária, mesmo na ausência de gradientes ambientais (Colwell e Lees, 2000). Embora não explique integralmente os padrões globais de biodiversidade, a hipótese do domínio médio fornece um modelo nulo útil para distinguir efeitos puramente espaciais daquelas resultantes de factores ambientais, históricos ou evolutivos (Colwell *et al.*, 2004).

4.3.7 Efeito de Península

O efeito de península descreve o padrão de declínio da riqueza de espécies da base em direcção à extremidade de penínsulas (Riffell *et al.*, 2012; Olivier *et al.*, 2017). Este conceito biogeográfico é interpretado como uma extensão dos princípios da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967), na qual a diversidade de espécies é influenciada pelo equilíbrio entre imigração e extinção, condicionado pelo tamanho e isolamento da área. Nas penínsulas, a base mantém maior conectividade com áreas continentais adjacentes, favorecendo a dispersão, o fluxo génico e a colonização por novas espécies, enquanto as extremidades se tornam mais isoladas, estreitas e sujeitas a efeitos de borda, o que leva à redução da diversidade (Simberloff, 1976; Riffell *et al.*, 2012).

Os mecanismos subjacentes a este padrão são multifacetados e inter-relacionados. A redução da área disponível nas extremidades segue o princípio da relação espécie-área (MacArthur e Wilson, 1967; Whittaker e Triantis, 2012; Storch, 2016), onde áreas menores suportam populações de menor dimensão, mais vulneráveis a extinções locais. Esta redução de área é frequentemente acompanhada por uma homogeneização ambiental, com habitats mais limitados e menos diversificados na extremidade peninsular (Tubelis *et al.*, 2007). Simultaneamente, verifica-se uma

diminuição da taxa de imigração em função do isolamento progressivo, à medida que a distância da fonte principal de colonizadores (o continente) aumenta, actuando como barreira efectiva para espécies com baixa capacidade de dispersão (Taylor e Regal, 1978; Olivier *et al.*, 2017). A forma alongada das penínsulas maximiza ainda a razão perímetro-área, expondo uma proporção significativa do habitat aos efeitos de borda - microclimas alterados, maior penetração de espécies invasoras e aumento da perturbação antropogénica - factores que degradam a qualidade do habitat e elevam o risco de extinção (Laurance *et al.*, 2002). Estes processos combinados resultam numa maior vulnerabilidade à extinção local nas extremidades peninsulares (Tubelis *et al.*, 2007; Olivier *et al.*, 2017).

A manifestação deste fenómeno foi documentada em diversos contextos, desde penínsulas continentais como a da Flórida, onde Simpson (1964) demonstrou um declínio consistente na riqueza de mamíferos, até penínsulas de habitat em matrizes não florestais (Silva, 1996; García-Mendoza *et al.*, 2018). Contudo, a sua ocorrência não é universal, dependendo criticamente do contexto ecológico, dos taxa estudados e da interacção com gradientes ambientais subjacentes. A validade do efeito de península tem sido questionada por alguns autores, que argumentam que o padrão pode ser um artefacto de variáveis ambientais correlacionadas, como clima ou tipo de solo (Cano e Gurrea, 2003). Estudos como o de Tubelis *et al.* (2007) não encontraram evidências do efeito para aves no Brasil, ilustrando como a sua confirmação permanece uma questão empírica específica de cada ecossistema.

4.4 Parâmetros ecológicos de predição do Efeito de Península

O efeito de península é frequentemente avaliado por meio de parâmetros ecológicos que capturam padrões de diversidade, distribuição e conectividade das espécies em gradientes peninsulares (Brown, 1987; Simpson, 1964; Whittaker e Fernández-Palacios, 2007). Estes parâmetros podem ser agrupados em diferentes categorias, incluindo variáveis de diversidade, variáveis ambientais, variáveis estruturais do habitat, variáveis relacionadas ao isolamento e conectividade e variáveis socio ambientais. Em conjunto, estes parâmetros fornecem uma base analítica para a predição e compreensão do efeito de península.

4.4.1 Variáveis de diversidade

A riqueza, abundância e equitabilidade de espécies são fundamentais para detectar gradientes de diversidade ao longo de penínsulas. Cano e Gurrea (2003) no seu estudo de mamíferos em

penínsulas Ibéricas, utilizaram a riqueza de espécies como principal indicador, observando seu declínio em direcção às pontas peninsulares. Da mesma forma, Olivier *et al.* (2017) incorporaram a equitabilidade (índice de Pielou) para avaliar a distribuição de espécies de aves em penínsulas, enquanto Riffell *et al.* (2012) focaram na abundância de espécies de insectos como medida de dominância ecológica.

A riqueza de espécies foi seleccionada como parâmetro central neste estudo por ser um indicador clássico e sensível do efeito de península, permitindo testar directamente a hipótese de declínio da diversidade em direcção à ponta da península devido ao isolamento geográfico e à redução da conectividade ecológica (Cano e Gurrea, 2003; Olivier *et al.*, 2017). Além disso, sua aplicação facilita comparações com estudos prévios em outras penínsulas (Tackaberry e Kellman, 1996; Kwon e Feng, 2019).

4.4.2 Variáveis ambientais

Em estudos sobre o efeito de península, variáveis ambientais são críticas para explicar padrões de diversidade, uma vez que a variação ambiental desempenha um papel importante na distribuição e diversidade de espécies em uma variedade de escalas espaciais (Bartels e Chen, 2010; Costanza *et al.*, 2011; Stein *et al.*, 2014). A heterogeneidade ambiental espacial promove a diversidade de espécies através de um aumento nos gradientes ambientais e na quantidade de tipos de habitats, recursos e complexidade estrutural, aumentando o espaço de nicho disponível, possibilitando a coexistência de um maior número de espécies em uma área (Scognamillo *et al.*, 2003; Tews *et al.*, 2004).

Diversos estudos têm demonstrado que factores climáticos como a temperatura e precipitação são fortes preditores da riqueza de espécies pois afectam directamente o metabolismo, a produtividade e a sobrevivência das plantas (Brown *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2016; Bruno *et al.*, 2015). Enquanto a temperatura regula processos como a floração e a taxa de especiação (Allen e Gillooly, 2006; Zhao *et al.*, 2018), a precipitação condiciona a disponibilidade hídrica no solo, influenciando a germinação, a frutificação e a permanência das espécies (Schulze *et al.*, 1996; Zhao *et al.*, 2018). A temperatura média anual e a precipitação anual são variáveis determinantes na diferenciação florística do estrato arbóreo e das plantas trepadeiras na (Moraes, 2013). Estas variáveis climáticas tem efeitos potências nas simbioses de fixação de N nas angiospérmicas (Li *et al.*, 2015).

A costa Sul de Moçambique apresenta variações microclimáticas influenciadas pela proximidade com o oceano e pela topografia das dunas (Massinga e Hatton, 1996), tornando esta variável essencial para testar se variações térmicas explicam padrões de diversidade independentemente da posição na península (Peck *et al.*, 2005).

O índice de humidade topográfica (TWI) foi seleccionado por sua capacidade de estimar a acumulação de água no solo com base na topografia local (Petroselli *et al.*, 2013). Nas dunas costeiras, a microtopografia cria variações significativas na drenagem e disponibilidade hídrica (Olivier *et al.*, 2017), tornando este índice particularmente valioso para capturar condições edáficas críticas para o estabelecimento e sobrevivência de espécies arbóreas.

4.4.3 Variáveis estruturais do habitat

Variáveis estruturais do habitat são amplamente empregados para caracterizar a estrutura da paisagem peninsular. A distância da base é uma variável preditora central, utilizada por Tackaberry e Kellman (1996) em florestas tropicais e por Kwon e Feng (2019) em gradientes peninsulares na Flórida. A área do habitat, seguindo a relação espécie-área de MacArthur e Wilson (1967), foi aplicada por Tubelis *et al.* (2007) em penínsulas costeiras brasileiras. A forma e configuração do habitat, quantificadas por índices de paisagem como o Índice de Forma Média Ponderada (AWMSI) e a Dimensão Fractal, foram consideradas em estudos como os de Schindler *et al.* (2013) e Olivier *et al.* (2017), que demonstraram como a complexidade geométrica dos fragmentos afecta a diversidade.

4.4.4 Variáveis Sócio - ambientais

Além desses factores já consolidados na literatura, este estudo também considera os factores socio ambientais, pouco explorados em pesquisas anteriores sobre efeito de península, mas altamente pertinentes ao contexto local. Pressões como urbanização, expansão turística e abertura de acessos costeiros têm modificado a estrutura das florestas de dunas, promovendo perda de espécies nativas, aumento de invasoras e favorecimento de espécies pioneiras (Steenkamp *et al.*, 2004; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2018). Assim, a inclusão dessa dimensão permite compreender não apenas os determinantes naturais da diversidade, mas também os efeitos das

actividades humanas, fundamentais para interpretar a realidade actual da região estudada (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013).

As florestas de dunas costeiras enfrentam ameaças crescentes devido à intensificação das actividades humanas, particularmente no contexto do crescimento urbano e da expansão da infraestrutura viária em áreas costeiras (Steenkamp *et al.*, 2004; Trimble e Arade 2011). De acordo com Olivier *et al.* (2017), diferentes tipos de uso humano da terra (assentamentos urbanos e rurais) contíguos à península de floresta de dunas, podem alterar a riqueza de espécies de árvores em escalas locais (Bozat *et al.*, 2015).

As pressões sócio ambientais influenciam negativamente a diversidade de espécies de plantas em florestas de dunas. De acordo com Langa (2007) e de Freitas *et al.* (2023), a abertura do acesso à praia, através das dunas, para exploração dos recursos costeiros e marítimos e, a destruição da vegetação por empreendimentos turísticos para a instalação de acampamentos, são perturbações que propiciam explosões e mudanças na topografia das dunas, tornando-as mais vulneráveis. Estudos realizados por Ribeiro *et al.* (2018) demonstram que, nas zonas mais próximas às aldeias, a diversidade florística tende a diminuir, com predomínio de espécies pioneiras e resistentes à perturbação.

5. Área de estudo

O estudo foi realizado no Distrito de Matutuíne, ao longo da floresta das dunas localizada no extremo Sul da Província de Maputo, partindo da Ponta Do Ouro até a Península de Machangulo, cobrindo a extensão de cerca de 80 km de comprimento. Esta área encontra-se no Mosaico Regional Togoland-Pondoland, que tem características únicas, representando um encontro das floras Zambesiaca e da África do Sul, designada por região de Maputaland-Pondoland cujo estado de conservação é considerado crítico (Izidine *et al.*, 2003).

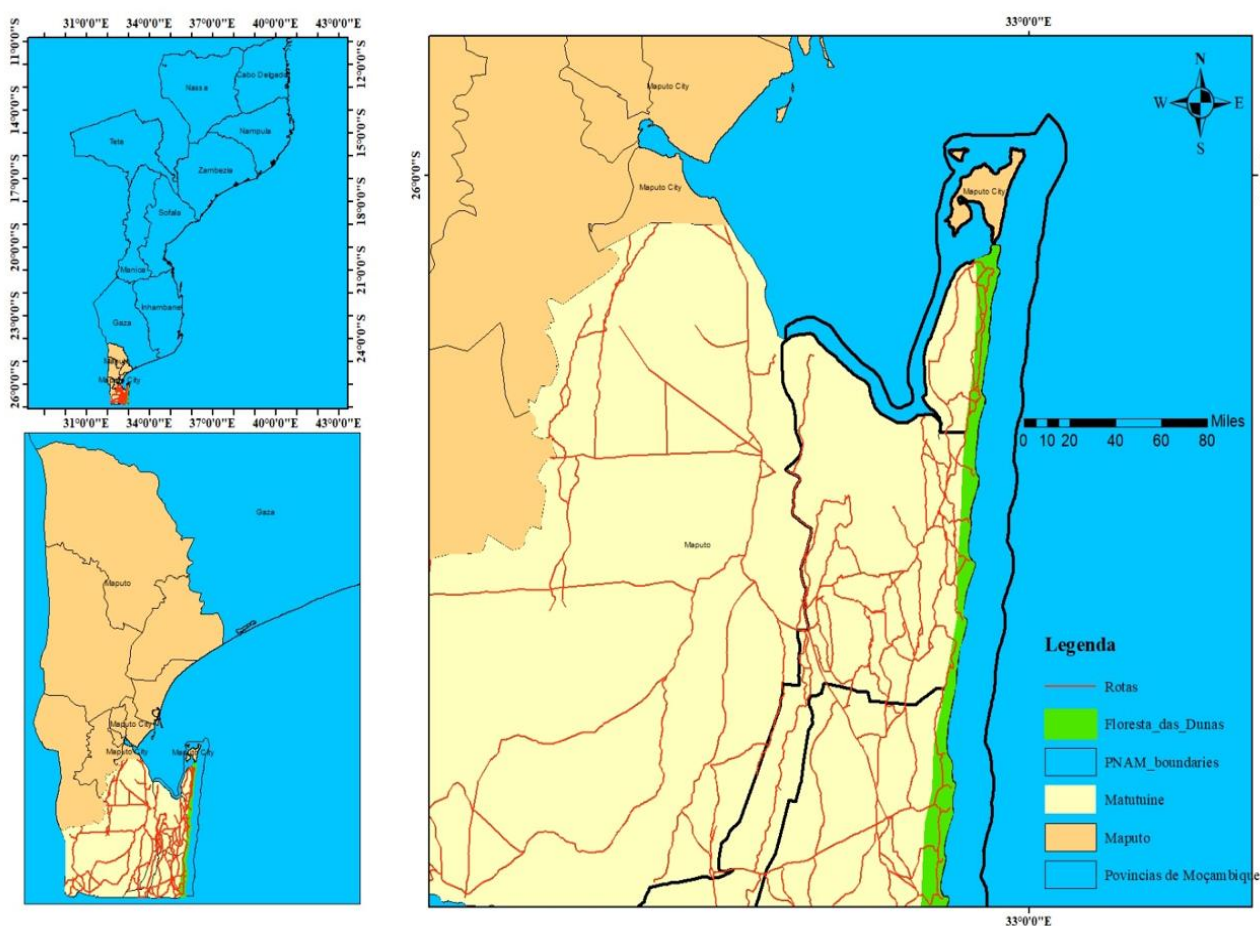


Figura 2. Localização da área de estudo que destaca a extensão da floresta de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo (Cumbe, 2025).

A Península de Machangulo, localizada no Sudoeste de Moçambique, com cerca de 20 km de extensão e 10 000 hectares de área terrestre, detém na parte Oriental uma linha de costa banhada pelo Oceano Índico, com praias de areias finas e dunas fortemente arborizadas e, na parte ocidental, uma linha bordejando a Baía de Maputo, com importantes mangais, onde desaguam sete rios. No

extremo Norte, separado pelo canal de Santa Maria, encontra-se a Ilha da Inhaca, e, no extremo Sul o Parque Nacional de Maputo (NWB, 2023).

O Parque Nacional de Maputo (PNAM) é uma área de conservação localizada entre as coordenadas 26°30'00" S e 33°00'00" E no Distrito de Matutuine, Província de Maputo, no Sul de Moçambique, tem como limites a Baía de Maputo no Norte, o Oceano Índico à Este, à Oeste os rios Maputo e Futi, e uma linha de 2 km da estrada Salamanga Ponta do Ouro, à Sul o extremo sul das lagoas Xingute e Piti (DNAC, 2009).

5.1 Clima

O clima de grande parte da região costeira de Moçambique é influenciado pela corrente quente do Canal de Moçambique (Kalk, 2015). É um clima tropical húmido a subtropical húmido (Bandeira e Paula, 2014).

O clima da região de estudo é classificado como subtropical com duas estações (Chuvosa-Quente e Seca-Fria). A estação chuvosa e quente vai desde Maio à (Setembro). A seca e fria vai de Outubro à Abril. A temperatura média anual é de cerca de 24° C e a humidade relativa varia entre 50 e 75% (Bandeira e Paula, 2014). A precipitação é variável diminuindo na medida em que se caminha para o interior. O valor médio da precipitação é de 1000 mm na costa e de 600 mm, no interior (Macamo, 2016).

5.2 Solo

Os solos são maioritariamente arenosos e caracterizam-se por fraca capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, uma taxa elevada de infiltração. Ao longo dos principais vales fluviais, ocorrem solos aluvionares com elevadas concentrações de argila, o que determina a capacidade de retenção de água (Macamo, 2016). Em geral, esses solos apresentam um conteúdo de lodo mais elevado principalmente como resultado de depósitos fluviais dos rios (DNAC, 2009).

5.3 Vegetação

De uma forma geral, a vegetação desta área tem um padrão que varia segundo o solo, a presença de curso de água e de lagoas (Macamo, 2016). Ainda, a composição da vegetação pode ser influenciada pelo clima, pela exposição aos ventos salinos, altitude, inclinação, níveis de distúrbio antropogénico e pelo tempo desde o distúrbio (De Koning e Balkwill, 1995; Bandeira e Paula, 2014). A floresta dunar atingiu o clímax e engloba 3 camadas de vegetação: superior, média e

inferior. Espécies como: *Mimusops caffra*, *Euclea natalensis* e *Diospyros rotundifolia* são comuns das florestas curtas, mas, desenvolvem-se, também florestas de até 30m, e as espécies mais comuns incluem: *Diospiros inhacaensis*, *Apodytes dimidiata*, *Celtis africana*, *Drypetes gerrardii*, *Ziziphus mucronata* e *Ficus spp* (Bandeira *et al.*, 2007; WWF, 2015).

5.4 Actividades sócio-económicas

As dunas costeiras têm sido utilizadas para vários fins, trazendo benefícios económicos para as populações costeiras, e tendo assim função importante no seu desenvolvimento. A comunidade desta região tem como base a pesca artesanal e semi-industrial (Bandeira e Paula, 2014), a agricultura itinerante, em pequenas parcelas, para a subsistência e produção de vegetais comercializados na cidade de Maputo, a apicultura em pequena escala e o turismo (Governo do Distrito de Matutuine, 2008; Bandeira e Paula, 2014), que constitui um importante motor para o desenvolvimento económico da região (Governo do Distrito de Matutuine, 2008).

5.5 Impactos humanos

Alguns blocos de floresta da área em estudo encontram-se restritos a áreas de conservação, como é o caso do Parque Nacional de Maputo, onde reside a maior protecção dessas florestas. No entanto, o Parque Nacional de Maputo possui quatro aglomerados de comunidades locais no seu interior, nomeadamente Lihundo, Muvucuza, Tsolombane e Buingane e outras em áreas adjacentes, como é o caso de Gala, Guengo, Madjadjane e Massuane (MAE, 2012). O crescimento populacional nesses aglomerados tem resultado em pressão sobre os recursos naturais, sobretudo pela expansão agrícola e pela prática de queimadas para abertura de novas áreas de cultivo (Anderson *et al.*, 2015). Paralelamente, observa-se o aumento da exploração florestal para obtenção de lenha, carvão vegetal e madeira para construção, factores que contribuem significativamente para a degradação da cobertura florestal das dunas costeiras (Hatton *et al.*, 2001).

Fora das fronteiras das áreas de conservação, manchas florestais remanescentes são perturbadas pela acção humana (GDM, 2008). As dunas costeiras são consideradas como um sistema naturalmente vulnerável, dependentes da manutenção do balanço dinâmico das praias e em constante alteração devido aos processos de erosão, de acreação e sucessão biótica (Louro, 2005). Nos últimos anos, as infra-estruturas turísticas têm aumentado ao longo do litoral de Moçambique, especialmente no extremo sul (de Freitas *et al.*, 2023). A abertura do acesso à praia, através das

dunas, pelos moradores locais para exploração dos recursos costeiros e marítimos, e a destruição da vegetação por empreendimentos turísticos para a instalação de acampamentos, propiciam explosões e mudanças na topografia das dunas, tornando-as mais vulneráveis (Langa, 2007; de Freitas *et al.*, 2023). O uso de veículos todo-o-terreno (4×4) nas dunas também tem impactado sobre a vegetação, geomorfologia e biodiversidade (Massinga e Hatton 1997; Louro 2005; de Freitas *et al.*, 2023).

6. Materiais e Métodos

6.1 Delineamento Amostral

Para o delineamento amostral foi produzido um mapa da floresta de dunas costeiras desde Machangulo até à Ponta do Ouro utilizando imagens de satélite através do software ARGIS. Foi também gerada uma grade de 300 x 300 m a qual foi sobreposta ao mapa de floresta de dunas costeiras. Cada grade foi considerada como um potencial local de amostragem. Locais de amostragem seleccionados aleatoriamente foram gerados usando ferramentas do Arctoolbox no ArcGis e as respectivas coordenadas de localização inseridas em um aparelho do Sistema de Posição Global-GPS (Garmin Montana 650).

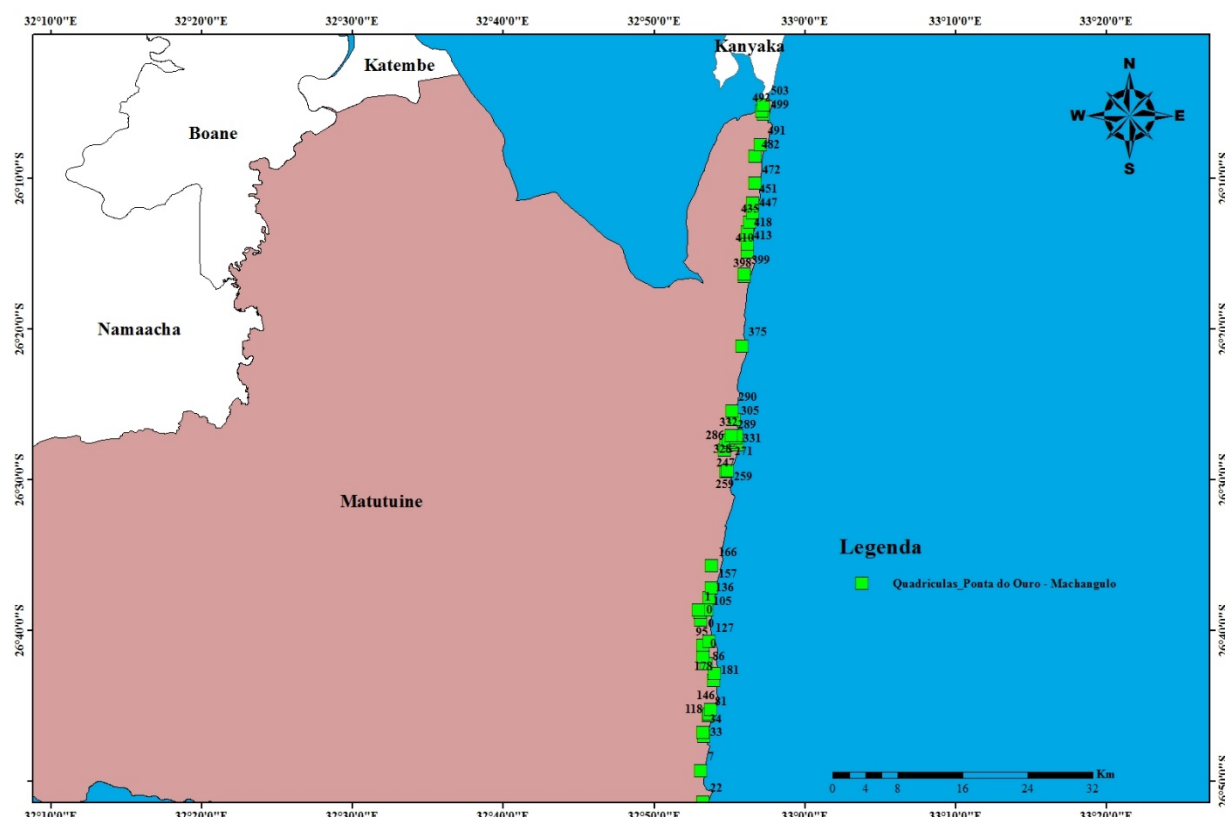


Figura 3. Localização dos pontos de amostragem nas florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo (Cumbe, 2025).

6.2 Recolha de dados

As amostragens foram realizadas entre Março e Junho de 2018, empregando-se o método de área fixa ou de parcelas múltiplas (Finger e Filho, 2014), tendo sido instaladas 48 parcelas de 256 m² (16 x 16 m) (Wassenaar *et al.*, 2006), ao longo da floresta de dunas costeiras da Península de Machangulo a Ponta do Ouro. Este número de parcelas foi considerado óptimo, este número de

parcelas foi considerado óptimo, uma vez que a curva de rarefacção de espécies, ilustrada abaixo, demonstrou que o número cumulativo de espécies estabiliza a partir deste esforço amostral, indicando que a amostragem foi suficiente para capturar a diversidade representativa da floresta de dunas costeiras entre a Península de Machangulo e a Ponta do Ouro (Wassenaar *et al.*, 2006; Chase e Knight, 2013).

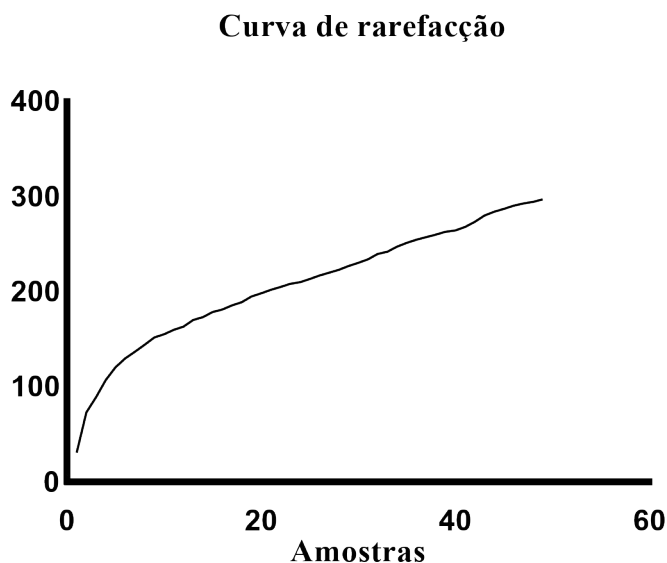


Figura 4. Curva de rarefacção de espécies arbóreas nas florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro a Península de Machangulo (índice de riqueza Chao 2).

Em cada uma das 48 unidades amostrais foi realizado o levantamento de todas as plantas arbóreas, considerando o critério mínimo de inclusão dos indivíduos de 15cm de perímetro do tronco à altura do peito (PAP) (Bianchini *et al.*, 2002). O reconhecimento das plantas foi efectuado no campo a partir das suas características dendrológicas (formato, textura, odores, exsudados das folhas, casca e caule; formato da copa), com o auxílio de guiões de identificação de plantas (Coates-Palgrave, 2002; Schmidt *et al.*, 2007; van Vyk e van Rusberg, 2013). Para espécies cujo reconhecimento não foi possível no campo, foram colhidos espécimes, herborizados e levados ao Herbário de Inhaca e da Universidade Eduardo Mondlane (LMU) onde foi feita a sua identificação com base nas colecções do Herbário.

Em cada ponto de amostragem, foram determinadas variáveis ambientais sobre as condições do habitat, tais como: variáveis climáticas, e humidade do solo, variáveis sócio ambientais e condições de geometria, que poderiam influenciar os padrões de riqueza e abundância de espécies. As variáveis climáticas (Temperatura média anual, isotermidade (BIO2/BIO7) ($\times 100$), temperatura mínima do mês mais frio, precipitação anual, e sazonalidade da precipitação) foram obtidas no banco de dados global WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005). O banco de dados WorldClim, fornece cobertura global de dados climáticos com uma resolução de 1 km² (Olivier *et al.*, 2017). Variáveis climáticas, como precipitação e temperatura, demonstraram ter efeitos directos na riqueza de espécies de árvores (Hawkins *et al.*, 2003; Almeida *et al.*, 2021).

Em relação aos factores ecológicos, ou condições locais do habitat que podem potencialmente modular as variáveis climáticas, foi calculado o índice de humidade topográfica (TWI), a partir do modelo digital de elevação com uma resolução de 30 m (Olivier *et al.*, 2017), este modelo foi obtido gratuitamente no Google Earth. Esse índice estima a capacidade que uma área tem de acumular água. Valores altos são típicos de áreas planas, e indicam alta capacidade de retenção de água, enquanto valores baixos são típicos de áreas íngremes com baixa capacidade de acumulação de água (Olivier *et al.*, 2017).

O índice de humidade topográfica (TWI) foi calculado para cada *pixel* em toda a área de estudo através da ferramenta Raster calculate no ArcGis (Olivier *et al.*, 2017). O TWI tem-se mostrado um bom preditor de ocorrência de espécies de árvores (Petroselli *et al.*, 2013), e pode ser especialmente importante em florestas de dunas, dada a topografia variável subjacente à distribuição dessas florestas (Mucina e Rutherford, 2006).

Foi estimada a densidade de estradas e de habitações ou assentamentos humanos para cada ponto amostral. A diversidade de plantas em um ecossistema pode ser limitada pela densidade de estradas e de habitações. Locais com alta densidade de estradas e habitações geralmente apresentam ambientes mais fragmentados e distúrbios que podem reduzir a diversidade de espécies vegetais, levando à predominância de espécies invasoras, causando assim, à perda de espécies nativas. Essas variáveis podem explicar os padrões de riqueza e abundância de espécies Arbóreas. A densidade

de estradas e de habitações foi estimada como densidade de calor de Kernal no ArcGis (ESRI, 2015).

De igual modo, foram calculadas as variáveis estruturais da paisagem para avaliar o efeito da qualidade e configuração da paisagem em cada ponto de amostragem. Com base em um mapa de uso e cobertura florestal, calculamos o Índice de Forma da mancha (SI), Dimensão Fractal da Mancha (FD), Razão Perímetro- Área (PAR) e Índice de Forma Média Ponderada de Área (AWMSI), estes índices estão relacionados à complexidade da forma da mancha florestal. O índice das variáveis estruturais da paisagem tem-se destacado como bons preditores dos padrões de riqueza e abundância de vários grupos de espécies incluindo espécies de plantas (Schindler *et al.*, 2013). As variáveis estruturais da paisagem foram calculadas usando o Patch Analyst no ArcGIS (Rempel *et al.*, 2012; Olivier *et al.*, 2017).

Por fim através da ferramenta *create feature* do ArcGis foi calculada a distância dos pontos de amostragem (Guilambe, 2024), em relação a base da península (Ponta do Ouro à Península de Machangulo).

6.3 Análise de dados

Os dados de espécies de plantas arbóreas colhidos no campo referente a cada quadrícula foram organizados em uma planilha do Excel 2010, e foram posteriormente analisados nos programas Past 4.2, ArcGis 10.8, Statistica 7, RStudio 4.4.2 e Graph Pad Prim 8.3. A determinação da riqueza e equitabilidade de espécies arbóreas na floresta de dunas costeiras da Ponta do Ouro a Península de Machangulo e a comparação da riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas entre a Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNM) e Península de Machangulo foram feitas através do software Past 4.2.

A riqueza de espécies corresponde ao número total de espécies numa dada área em determinada comunidade num determinado período de tempo, sendo, por isso, uma variável descritiva dos padrões espaciais de distribuição de espécies (Massuanganhe, 2013). A riqueza de espécies foi obtida a partir da seguinte fórmula (Rode *et al.*, 2008):

Para calcular a equitabilidade de espécies foi usado o índice de uniformidade de Pielou, obtido a partir da seguinte formula (Magurran, 2004):

Os valores do índice de uniformidade apresentam um intervalo de variação entre 0 a 1, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (Ciatec, 2001).

A abundância de espécies arbóreas na floresta de dunas costeiras da Ponta do Ouro a Península de Machangulo foi determinada como abundância absoluta, que expressa o número de indivíduos de uma dada espécie em relação à unidade de área amostrada por hectare (Massuanganhe, 2013).

Para verificar se existem diferenças significativas na riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas entre as zonas da Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo, foi realizada uma ANOVA one-way, com nível de significância de 5%. Como os dados apresentaram distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk), aplicou-se o teste post-hoc de Tukey para identificar diferenças estatísticas entre os pares de zonas (Hammer *et al.*, 2001).

Inicialmente, as variáveis colineares foram identificadas através da correlação de Spearman's e retiradas quando apresentaram valores absolutos superiores ou iguais a 0,7 (Dormann *et al.*, 2013; Schober *et al.*, 2018; Almeida *et al.*, 2021).

Dentre todas as variáveis testadas, apenas sete foram consideradas para este estudo, sendo elas: temperatura média anual; precipitação anual; índice de humidade topográfica (TWI); área da mancha; índice de forma média ponderada de área (AWMSI); densidade de estradas; e densidade de habitações. Uma vez que os dados das variáveis ambientais não apresentaram distribuição normal, conforme verificado pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). Essa não-normalidade dos dados justificou a utilização do teste não paramétrico de correlação de Spearman, para avaliar se as variáveis ambientais poderiam explicar os padrões de riqueza de espécies arbóreas nas florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro à Península de Machangulo, foi usado o teste de correlação de Spearman's, há um nível de significância de 5%, e também foram construídos gráficos de relação entre a variável de resposta (riqueza de espécies) e variáveis ambientais (temperatura média anual, precipitação anual, índice de humidade topográfica (TWI), área da mancha, índice de forma média ponderada de área (AWMSI), densidade de estradas e, densidade de habitações) que poderiam explicar os padrões da variável de resposta, onde foram traçadas suas respectivas linhas de tendência (Almeida *et al.*, 2021). Essas análises foram feitas nos softwares Statistical 7 e Prism 8.3.

Para avaliar se um efeito de península está presente nas florestas de dunas costeiras da Ponta do Ouro a Península de Machangulo, foi usado o teste de Mantel baseado na correlação de

Spearman's, há um nível de significância de 5%, no R versão 4.2 (Olivier *et al.*, 2017). Em seguida, através do programa Prim 8.3, foram construídos gráficos de correlação entre variáveis de resposta e a variável preditora, onde foram traçadas suas respectivas linhas de tendência, para determinar se havia uma redução das variáveis testadas da base para a ponta da península da floresta de dunas. Foram incluídas todas as espécies arbóreas identificadas no campo, tendo a riqueza de espécies arbóreas como variável de resposta e posição (ou seja, distância da base em km) como variável preditora.

7. Resultados

7.1 Descrição da composição específica em florestas de dunas costeiras

No presente estudo foram inventariados 8573 indivíduos de plantas, reconhecidas 186 espécies, distribuídas em 84 géneros de 40 famílias.

As famílias com maior riqueza e abundância de espécies arbóreas em toda área de estudo foram Rubiaceae com 1253 indivíduos de 32 espécies; Rutaceae 893 indivíduos de 14 espécies; Ebenaceae com 1876 indivíduos de 9 espécies; Euphorbiaceae com 1138 indivíduos de 7 espécies e Apocynaceae com 184 indivíduos de 7 espécies arbóreas. As espécies mais abundantes foram *Diospyros natalensis*, *Drypetes natalensis*, *Clausena anisata*, *Euclea natalensis*, *Teclea gerrardi*, *Cassipourea malosana*, *Diospyros inhacaenses*, *Mimusops caffra*, *Ochna natalitia*, *Dovyalis longispina* e *Tricalysia sonderiana* (Anexo 1).

Tabela 1. Número de indivíduos, espécies e famílias registados nas três locais de estudo (Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo)

Atributos	Ponta do Ouro	Parque Nacional de Maputo	Península de Machangulo
Número de indivíduos	2901	2983	2674
Número de espécies	122	135	100
Número de famílias	49	46	39

Na Ponta do Ouro as espécies dominantes incluem: *Drypetes natalensis* (12,4%), *Diospyros natalensis* (8%), *Teclea gerrardi* (6,6%), *Euclea natalensis* (4,9%), *Hymenocardia ulmoides* (4,8%), *Clausena anisata* (3,9%) e *Tricalysia sonderiana* (3,6%).

O Parque Nacional de Maputo é dominado pelas espécies de *Diospyros natalensis* (8,6%), *Drypetes natalensis* (7,9%), *Euclea natalensis* (5,3%), *Teclea gerrardi* (5,3%), *Cassipourea malosana* (4,9%), *Diospyros inhacaenses* (3,4%), *Mimusops caffra* (3,3%) e *Dovyalis longispina* (3,1%).

As espécies dominantes na Península de Machangulo foram a *Diospyros natalensis* (17%), *Drypetes natalensis* (9%), *Clausena anisata* (8%), *Cassipourea malosana* (6%), *Diospyros inhacaenses* (6%), *Sideroxolyn inerme* (4%), *Euclea natalensis* (3%) e *Dovyalis longispina* (2%).

7.2 Riqueza, equitabilidade e Abundância de espécies arbóreas entre Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo

O Parque Nacional de Maputo (PNAM) destacou-se como a área com maior valor da riqueza, abundância e equitabilidade, seguida pela Ponta do Ouro, enquanto a Península de Machangulo apresentou os valores mais baixos.

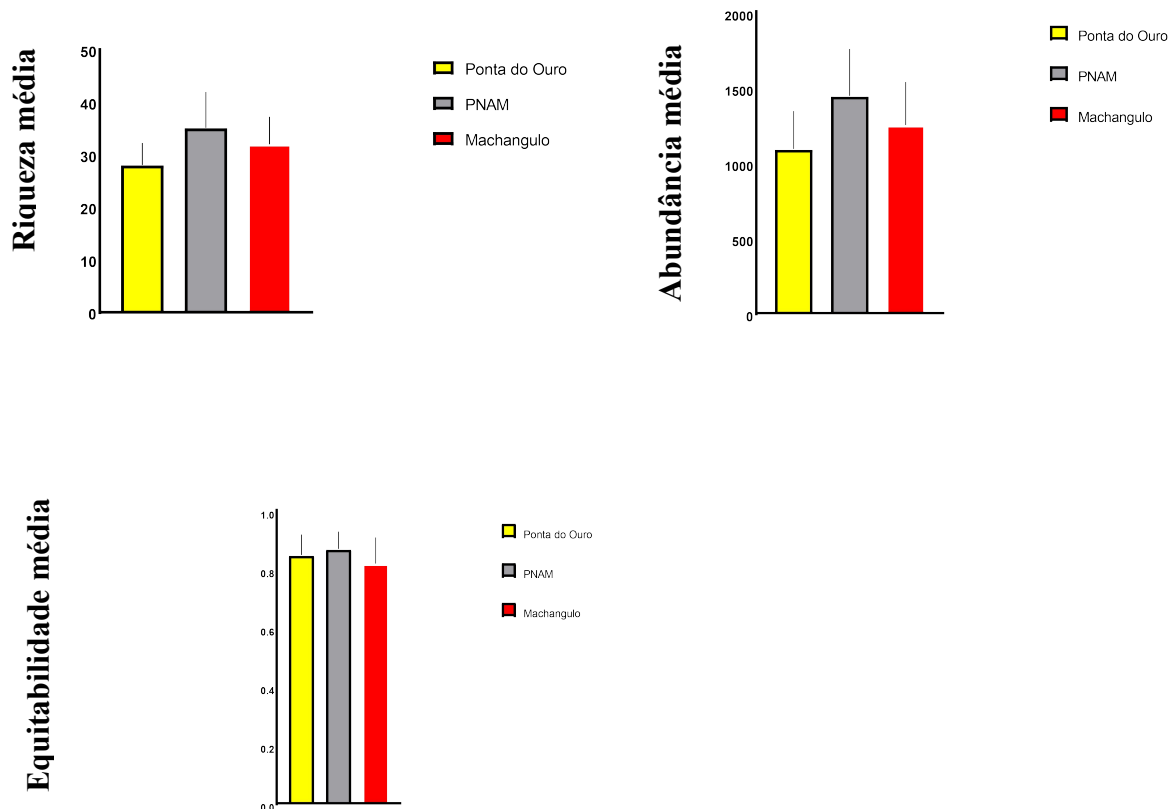


Figura 5. Valores médios e desvio padrão da riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo.

A análise de variância (ANOVA one-way) revelou padrões distintos entre os parâmetros de diversidade avaliados (riqueza, abundância e equitabilidade). Enquanto a riqueza e abundância de espécies apresentaram variação significativa entre os três locais ($p\text{-value}=0.016$) e ($p\text{-value}=0.01615$), respectivamente, a equitabilidade não apresentou variação significativa ($p\text{-value}=0,588$) entre os locais estudados.

O teste post-hoc de Tukey mostrou diferenças significativas na riqueza entre o PNAM e a Ponta do Ouro (p-value=0.022) e entre o PNAM e Machangulo (p-value=0.049), mas não entre Ponta do Ouro e Machangulo (p-value=0.19). Padrão similar foi observado para a abundância, com diferenças significativas entre PNAM e Ponta do Ouro (p-value=0.022) e PNAM e Machangulo (p-value=0.0495), mas sem diferenças significativas entre Ponta do Ouro e Machangulo (p-value=0.99).

7.3 Variáveis ambientais

As sete (7) variáveis ambientais consideradas são condições climáticas (TMA e PA), de geometria (área, AWMSI), do habitat (TWI) e factores sócio ambientais (densidade de habitações e densidade de estradas).

Com base nas estatísticas descritivas das variáveis ambientais na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo, a Península de Machangulo registrou os maiores valores médios para a temperatura média Anual, precipitação anual e índice de humidade topográfica, enquanto a Ponta do Ouro apresentou o maior valor para o índice de forma média ponderada de Área e a maior densidade de habitações. Por outro lado, o Parque Nacional de Maputo obteve os menores valores médios para temperatura média anual, precipitação anual e densidade de habitações. A Península de Machangulo também apresentou a maior densidade de estradas, e a Ponta do Ouro, a menor (tabela 2).

Tabela 2: Estatísticas descritivas (média $\pm$ desvio padrão) das variáveis ambientais na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo, onde: TMA: temperatura média anual; PA: precipitação anual; AWMSI: índice de forma média ponderada de área; Área (ha); TWI: índice de humidade topográfica; DE: densidade de estradas e; DH: densidade de habitações.

	T ^o MA (°c) (média $\pm$ DP)	PA (mm) (média $\pm$ DP)	AWMSI (média $\pm$ DP)	TWI (média $\pm$ DP)	DE (média $\pm$ DP)	DH (média $\pm$ DP)
Ponta de Ouro	22.29 $\pm$ 0.08	857.63 $\pm$ 7.84	13.42 $\pm$ 0.00	6.63 $\pm$ 2.59	0.37 $\pm$ 0.07	4.18 $\pm$ 3.17

PNM	22.14±0.06	847.81±9.32	12.71±3.49	7.02±2.04	0.47±0.18	0.52±0.41
Machangulo	22.35±0.10	859.27±6.43	12.24±4.71	7.18±2.93	0.65±0.28	1.66±1.37

Relação entre a riqueza de espécies arbóreas e variáveis ambientais

A análise de correlação de Spearman entre a riqueza de espécies arbóreas e as variáveis ambientais (temperatura média anual, precipitação anual, índice de forma média ponderada de área-AWMSI, índice de umidade topográfica-TWI, densidade de estradas e densidade de habitações) não apresentou correlações estatisticamente significativas ($p > 0,05$) em nenhum dos locais (Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo e Península de Machangulo).

Na Ponta do Ouro, o Índice de Humidade Topográfica (TWI) registou a correlação positiva mais elevada ($r=0,31$), enquanto a Temperatura Média Anual (TMA) mostrou a correlação negativa mais acentuada ($r=-0,11$). No Parque Nacional de Maputo (PNAM), o Índice de Forma Média Ponderada de Área (AWMSI) apresentou a maior correlação positiva ($r=0,40$), sendo o TWI a variável com maior correlação negativa ($r=-0,16$). Na Península de Machangulo, a Densidade de Habitações (DH) obteve a maior correlação positiva ($r=0,26$), enquanto a TMA registou a maior correlação negativa ($r=-0,28$) como ilustra a tabela 3.

Tabela 3: Valor de correlação (r) e p -value de variáveis ambientais (temperatura, precipitação, AWMSI, TWI, densidade de estradas e densidade de habitações) em relação a variável de resposta (riqueza de espécies) na Ponta do Ouro, PNAM e Machangulo.

Variável	Riqueza (p -value)		
	Ponta do Ouro	PNAM	Machangulo
T ^o MA (°C)	-0.11 (0.63)	-0.07 (0.80)	-0.28 (0.33)
P. Anual	0.08 (0.73)	0.18 (0.51)	0.24 (0.39)
AWMSI	----	0.40 (0.20)	0.15 (0.65)
TWI	0.31 (0.18)	-0.16 (0.57)	0.10 (0.72)
D. estradas	-0.01 (0.97)	0.17 (0.547)	0.09 (0.749)
D. habitações	-0.20 (0.4)	-0.07 (0.80)	0.26 (0.36)

7.4 Efeito de Península

O teste de Mantel baseado na correlação de Spearman's, mostra que a riqueza de espécies arbóreas não teve uma relação significativa com a distância da base da península ($p > 0,05$).

O gráfico da relação entre a riqueza de espécies e a distância da base (Ponta do Ouro) até a ponta da península (Machangulo) mostrou uma tendência não linear, a riqueza de espécies não diminui de forma contínua ao longo do gradiente, mas varia de maneira irregular, com picos locais de diversidade na região central e valores mais baixos nas extremidades, tanto na base quanto na ponta da península. (Figura 6)

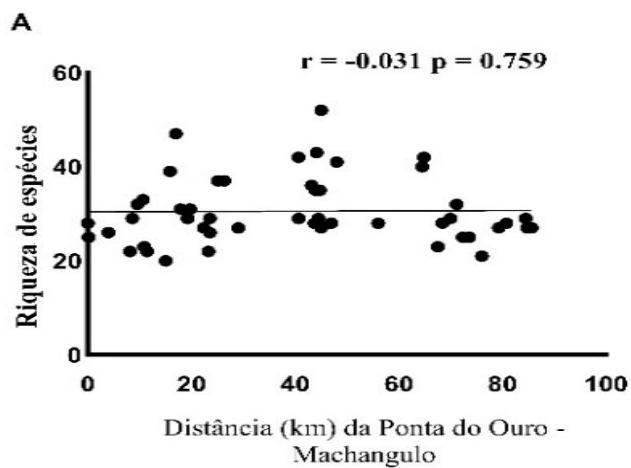


Figura 6. Relação entre variáveis de resposta (riqueza de espécies arbóreas) e a distância da base a ponta da península (Ponta do Ouro) da floresta de dunas costeiras até a ponta da península (Machangulo). Valores de r e de p obtidos a partir do teste de Mantel

8. Discussão

8.1 Riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras

A primeira hipótese propôs que a riqueza, abundância e equitabilidade de espécies arbóreas seriam diferentes entre a Ponta do Ouro, o Parque Nacional de Maputo e a Península de Machangulo, pois a diversidade depende do equilíbrio entre imigração e extinção, influenciado pelo tamanho, isolamento e conectividade dos habitats (MacArthur e Wilson, 1967; Fahrig, 2003). Esperava-se que o Parque Nacional de Maputo, por ser uma área protegida e contínua, apresentasse maior riqueza e abundância de espécies (Bruner *et al.*, 2001).

No presente estudo o Parque Nacional de Maputo (PNAM) destacou-se como uma área com maior riqueza, abundância e equitabilidade, seguida pela Ponta do Ouro, enquanto a Península de Machangulo apresentou os valores mais baixos. Os resultados da análise de variância (ANOVA one-way) demonstram que tanto a riqueza quanto a abundância de espécies variou significativamente entre os locais estudados, enquanto a equitabilidade não apresentou diferenças estatísticas. No entanto, uma análise mais detalhada através do teste post-hoc de Tukey revelou que as diferenças significativas ocorreram especificamente entre o PNAM e a Ponta do Ouro, e entre o PNAM e Machangulo, mas não foi detectada uma diferença estatisticamente significativa entre a Ponta do Ouro e a Península de Machangulo.

Este resultado está em consonância com a hipótese inicial que previa que o PNAM, enquanto área protegida, suportaria uma maior riqueza de espécies devido a maior disponibilidade de micro-habitats e menor ocorrência de distúrbios antropogénicos (Bruner *et al.*, 2001; Fahrig, 2003). Estudos realizados em ecossistemas tropicais reforçam essa tendência. Bernacci *et al.* (2006) e Arroyo-Rodríguez *et al.* (2013) concluíram que fragmentos florestais inseridos em matrizes conservadas exibem maior diversidade e estabilidade estrutural do que aqueles sujeitos a fortes actividades antropogénicas. Assim, a significância estatística detectada entre o PNAM e a ponta de ouro e a península de machangulo confirmam que a protecção formal e a continuidade da cobertura vegetal são determinantes fundamentais para a manutenção da biodiversidade.

O facto de a Ponta do Ouro apresentar valores intermediários pode estar relacionado tanto à sua maior conectividade com o continente, que favorece a colonização, como também à presença de pressão humana mais intensa, especialmente ligada ao turismo costeiro e à expansão urbana, que reduz a diversidade em comparação com o PNAM (Silva *et al.*, 2017; de Freitas *et al.*, 2023). A proximidade com o continente e a existência de corredores vegetais permite o fluxo génico e a dispersão natural, mas esses processos são contrabalançados pelo impacto do turismo, da abertura de acessos e da construção de infra-estruturas costeiras, que fragmentam a vegetação e protegem a regeneração natural (Steenkamp *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2017). Dessa forma, a Ponta do Ouro apresenta uma diversidade moderada, superior a de Machangulo devido a conectividade, mas inferior à do PNAM devido ao estresse antrópico externo. Esse padrão tem sido amplamente documentado em zonas de transição entre áreas protegidas e espaços turísticos costeiros (Olivier *et al.*, 2017; de Freitas *et al.*, 2023), nas quais a pressão humana neutraliza parte do potencial ecológico da conectividade.

Em contrapartida, a Península de Machangulo apresentou os menores valores de riqueza, abundância e equitabilidade, resultado que pode ser o seu um isolamento geográfico, marcado pela configuração peninsular (Nhancale, 1998). Este isolamento é um dos pilares do efeito de península (MacArthur e Wilson, 1967). Em segundo lugar, a configuração alongada e estreita da península resulta numa maior razão perímetro-área, tornando as suas florestas mais expostas a efeitos de borda, como ventos fortes, spray salino e perturbações antropogénicas, que podem levar à homogeneização ambiental e ao aumento do risco de extinção local (Laurance *et al.*, 2002; Tubelis *et al.*, 2007). Essas definições estruturais somam-se factores humanos, como o turismo desordenado, a expansão de infra-estruturas e a abertura de acessos, que têm sido amplamente relatados como responsabilidades pela manipulação das florestas de dunas no sul de Moçambique (Steenkamp *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2017; de Freitas *et al.*, 2023).

A ausência de diferença estatística entre Machangulo e Ponta do Ouro, evidenciada pelo teste de Tukey, indica que factores distintos podem produzir efeitos ecológicos semelhantes. Em Machangulo, o isolamento natural limita a colonização, enquanto na Ponta do Ouro, o impacto humano intenso reduz a regeneração e a estabilidade das populações arbóreas. Em ambos os casos, as comunidades tornam-se menos diversas e mais dominadas por espécies resistentes ou

oportunistas uma característica exclusivamente descrita em ecossistemas costeiros degradados (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2018).

A significância estatística obtida para a riqueza e a abundância confirma que esses padrões não são aleatórios, mas expressam suposições teóricas da ecologia da paisagem, segundo os quais a integridade do habitat e a conectividade estrutural são determinantes da diversidade biológica (Fahrig, 2017). Por outro lado, a estabilidade da equitabilidade entre zonas sugere que, embora o número de espécies varie, a dominância ecológica de determinadas espécies adaptadas ao ambiente arenoso costeiro se mantém, conferindo uma estrutura comunitária estável, esse padrão tem sido observado em outros ecossistemas tropicais, nos quais a composição e o número de espécies de variação entre habitats, mas a dominância ecológica de algumas espécies tende a se manter relativamente constante, conferindo estabilidade à estrutura da comunidade (Magurran, 2004; Jentsch e Beierkuhnlein, 2011).

8.2 Relação entre a riqueza de espécies arbóreas e variáveis ambientais

A hipótese propôs que o clima (temperatura e precipitação) e/ou as condições locais do habitat (humidade do solo) assim como factores sócio ambientais (densidade de habitações e densidade de estradas) e as condições de geometria (distancia, área e forma), determinavam os padrões de riqueza de espécies na Ponta do Ouro, Parque Nacional de Maputo (PNAM) e Península de Machangulo. Pois a disponibilidade de recursos e a estrutura do habitat são fortemente influenciadas pelas condições ambientais que determinam a ocupação e a coexistência das espécies (Tews *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2004; Fahrig, 2003). Esperava-se, portanto, que áreas com maior heterogeneidade ambiental apresentassem maior riqueza de espécies (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013).

No entanto os resultados mostraram que, de forma isolada, nenhuma das sete variáveis demonstradas, temperatura média anual, ocorrência anual, índice de forma média ponderada de área (AWMSI), área, índice de umidade topográfica (TWI), densidade de estradas e densidade de habitações apresentaram relação estatisticamente significativa com a riqueza de espécies arbóreas em nenhuma das três áreas (Ponto de ouro, PNAM e Península de Machagulo).

Estudos anteriores têm demonstrado resultados semelhantes ao previsto nesta hipótese. Sob o ponto de vista das condições de habitat, pesquisas em ecossistemas tropicais mostram que variações climáticas e de humidade do solo afectam directamente a produtividade primária e a disponibilidade de recursos, assim ambientes com maior heterogeneidade climática e edáfica tendem a sustentar mais espécies, pois oferecem uma gama mais ampla de nichos ecológicos e condições favoráveis à coexistência (Brown *et al.*, 2004; Petroselli *et al.*, 2013; Olivier *et al.*, 2017). No que se refere aos factores socio ambientais, estudos em paisagens tropicais fragmentadas indicam que o aumento da densidade de habitações e de estradas está fortemente associado à perda de cobertura florestal e à homogeneização das comunidades vegetais. Estradas e construções favorecem a fragmentação, aumentam os efeitos de borda e facilitam a invasão de espécies oportunistas, reduzindo a diversidade nativa (Steenkamp *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2018). Quanto às condições de geometria da paisagem, estudos baseados na relação espécie-área demonstram que fragmentos maiores e com formas mais regulares mantêm maior riqueza de espécies, devido à redução do risco de extinção e à maior disponibilidade de micro-habitats (MacArthur e Wilson, 1967; Fahrig, 2003), em contrapartida, áreas pequenas, alongadas ou com maior razão perímetro-área são mais expostas aos efeitos de borda e à influência de factores externos, o que limita a estabilidade e o número de espécies (Laurance *et al.*, 2002; Olivier *et al.*, 2017).

A ausência de efeito significativo das variações climáticas, como temperatura e precipitação, pode estar relacionada à relativa homogeneidade das condições ao longo do gradiente costeiro estudado, em regiões tropicais costeiras, a proximidade do mar tende a atenuar as variações climáticas, criando microclimas resultados que resultam na influência directa de factores meteorológicos na composição florística (Massinga e Hatton, 1996; Peck *et al.*, 2005). Além disso, os solos arenosos característicos das dunas possuem baixa capacidade de retenção hídrica, o que torna a disponibilidade de água mais dependente da microtopografia e da cobertura vegetal do que a ocorrência média anual (Schulze *et al.*, 1996; Olivier *et al.*, 2017).

Da mesma forma, as variáveis de geometria da paisagem, como a área e a forma da mancha florestal (AWMSI), que influenciam a diversidade através da relação espécie-área e dos efeitos de borda (MacArthur e Wilson, 1967; Laurance *et al.*, 2002), não se mostraram preditores significativos. Em ecossistemas de dunas costeiras, pequenas diferenças na configuração espacial podem não ser suficientes para produzir variações detectáveis, especialmente quando há forte

pressão antrópica (Fahrig, 2003; Tubelis *et al.*, 2007). Quanto às variáveis socio ambientais, como densidade de estradas e de habitações, a ausência de correlação significativa em nível local não significa ausência de efeito. Pelo contrário, estudos mostram que as pressões humanas tendem a afectar a riqueza de forma difusa e cumulativa, manifestando-se mais claramente em escalas temporais maiores ou através da substituição gradual de espécies nativas por invasoras e pioneiras (Steenkamp *et al.*, 2004; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2018).

Outra explicação para a ausência de significância estatística nas correlações é que as variáveis seleccionadas podem não ter capturado integralmente a relação entre a riqueza de espécies arbóreas e variáveis ambientais. Embora as variáveis climáticas sejam reconhecidas como fortes determinantes da riqueza de espécies em escalas geográficas amplas (Field *et al.*, 2009), o presente estudo foi conduzido em uma escala espacial menor, onde a variação climática tende a ser mínima e menos representativa dos gradientes ecológicos relevantes. Em grandes extensões geográficas, o clima geralmente varia de forma mais acentuada do que outras variáveis ambientais, como solo ou relevo, o que explica seu papel dominante na estruturação da biodiversidade em escalas globais e regionais (Hawkins *et al.*, 2003; Field *et al.*, 2009). Estudos prévios confirmam que factores climáticos, como a temperatura média anual e a precipitação, influenciam fortemente a diversidade e a estrutura das florestas em escala ampla (Jucker *et al.*, 2018; Ali *et al.*, 2019). factores edáficos, relacionados às propriedades físicas e químicas do solo, tornam-se mais determinantes em escalas locais ou finas (Chiang *et al.*, 2016).

Outro factor que pode explicar a ausência de correlações significativas é a influência de processos aleatórios, como a limitação de dispersão, conforme proposto pela Teoria Neutra da Biodiversidade (Hubbell, 2001; He e Hu, 2005). De acordo com essa teoria, todas as espécies de uma comunidade ecológica possuem chances equivalentes de nascer, morrer, migrar e se reproduzir, e as diferenças na abundância ou na composição das espécies resultam de processos estocásticos, como deriva ecológica, dispersão limitada e extinções locais, em vez de respostas diferenciadas às condições ambientais (Hubbell, 2001; Hubbell, 2006). Assim, a aleatoriedade ecológica pode moldar a composição das comunidades ao longo do tempo (Zhou e Zhang, 2006), tornando a riqueza de espécies mais dependente de eventos ocasionais de colonização do que de variáveis ambientais específicas. Estudos prévios demonstram que limitações na dispersão podem gerar padrões de diversidade que não são totalmente explicados por processos baseados em nicho,

como competição e especialização de recursos (Pärtel *et al.*, 2007; Ozinga *et al.*, 2008; Aranha, 2013).

8.3 Efeito de Península

A hipótese previa que a riqueza de espécies arbóreas diminuísse com o aumento da distância da base para a ponta da península, uma vez que as regiões mais distantes da base são mais isoladas de fontes de colonização e, portanto, apresentam menores taxas de imigração (Taylor e Regal, 1978; Blondel e Aronson, 1999; Cano e Gurrea, 2003; García-Mendoza *et al.*, 2018).

A riqueza de espécies arbóreas não apresentou relação significativa com a distância da base da península, a riqueza de espécies variou de maneira irregular, com picos locais de diversidade na região central e valores mais baixos na base quanto na ponta da península, demonstrando que não houve um declínio progressivo da diversidade da Ponta do Ouro até a Península de Machangulo, contrariando a hipótese. Este resultado contradiz o padrão documentado em outras penínsulas continentais (Simpson, 1964; Riffell *et al.*, 2012; Olivier *et al.*, 2017). De acordo com o efeito de península, o isolamento progressivo e a redução da área em direção à extremidade da península deveriam levar a taxas de extinção mais elevadas e a taxas de imigração mais baixas, resultando num gradiente decrescente de diversidade (MacArthur e Wilson, 1967; Taylor e Regal, 1978).

Os resultados deste estudo, alinham-se com um conjunto crescente de estudos que questionam a universalidade desse padrão biogeográfico. Em diferentes contextos, os pesquisadores não verificaram um declínio progressivo da riqueza em direção às extremidades das penínsulas, apontando que outros factores podem ser mais determinantes. Tubelis *et al.* (2007) não encontrou evidências do efeito em comunidades de aves costeiras no Brasil, atribuindo a ausência do padrão à heterogeneidade de habitats locais. Da mesma forma, Cano e Gurrea (2003), ao analisarem mamíferos na Península Ibérica, concluíram que o efeito poderia refletir apenas variações ambientais correlacionadas, como clima e solo. Nas penínsulas mexicanas, García-Mendoza *et al.* (2018) verificaram que a distribuição de plantas não segue um gradiente linear, sendo melhor explicada pelo histórico de perturbações e pela disponibilidade de água. Outros estudos, como os de Silva (1996), com insetos no Brasil, e Choi (2004), com aves na Coreia, também não confirmaram o efeito, destacando a importância da estrutura do habitat, da matriz de uso da terra e da conectividade ecológica. Em conjunto, essas evidências indicam que o efeito da península

não é um fenômeno generalizável, mas dependente do grupo taxonômico, da escala de análise e das condições ambientais e antrópicas específicas.

A convergência nos níveis de diversidade entre a Ponta do Ouro e Machangulo, já evidenciada pelos resultados do teste post-hoc de Tukey, sugere que pressões antrópicas intensas na Ponta do Ouro aumentaram sua diversidade a níveis semelhantes às observações em Machangulo, onde o isolamento geográfico é o principal condicionante. Situações análogas foram descritas em ecossistemas costeiros tropicais, onde atividades humanas mascaram ou anulam os padrões esperados de distribuição biogeográfica (Steenkamp *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2017; Ribeiro *et al.*, 2018). Assim, a ausência de efeito de península pode refletir não apenas limitações ecológicas intrínsecas ao modelo teórico, mas também a influência crescente das atividades humanas sobre a dinâmica das comunidades arbóreas.

9. Conclusão

O Parque Nacional de Maputo apresentou uma maior diversidade e abundância de espécies arbóreas, seguidas pela Ponta do Ouro, enquanto a Península de Machangulo exibiu os valores mais baixos, refletindo diferenças na conectividade entre os locais. A análise estatística (ANOVA) indicou variações significativas na riqueza e abundância de espécies entre as zonas, mas não na equitabilidade, indicando que a estrutura comunitária das florestas de dunas é relativamente homogênea, embora o número de espécies varie com o nível de conservação e isolamento geográfico.

As correlações entre a riqueza de espécies e as variáveis ambientais (temperatura média anual, previsões, índice de alterações topográficas, densidade de estradas, densidade de habitações e índices de forma da mancha) foram fracas e não significativas, registrando que esses factores, isoladamente, não explicaram a variação observada na diversidade arbórea.

O teste de Mantel revelou que uma riqueza de espécies não segue um gradiente linear da base à ponta da península, contrariando as hipóteses clássicas do efeito da península. A observação irregular sugere que outros fatores, como a heterogeneidade ambiental local e o histórico de perturbações antrópicas, podem ter maior influência sobre os padrões de diversidade que a distância geográfica ao continente.

10. Recomendações

Com base nas constatações deste estudo, recomenda-se:

- O reforço das medidas de protecção e vigilância dentro e nos limites do parque, bem como a criação de corredores ecológicos que promovam a conectividade entre o PNAM, a Ponta do Ouro e a Península de Machangulo. Esses corredores podem facilitar o fluxo génico e a dispersão de espécies, reduzindo os efeitos do isolamento e das barreiras geográficas.
- Implementação de planos de ordenamento territorial e gestão sustentável dos recursos naturais nessas zonas, com foco na regulação do turismo costeiro para evitar destruição da vegetação das dunas e na educação ambiental comunitária, incentivando práticas de uso sustentável; recuperação de áreas degradadas por meio de reflorestamento com espécies nativas adaptadas às dunas costeiras.
- A realização de pesquisas complementares em escalas espaciais e temporais mais amplas, que integrem: gradientes ambientais mais extensos, propriedades físico-químicas do solo; dinâmica de dispersão e regeneração natural das espécies arbóreas.

11. Referências Bibliográficas

- Almeida, T. S., R. P. S. Almeida e J. R. Fabricante (2021). Variáveis climáticas influenciam a riqueza, composição e distribuição de plantas exóticas invasoras? *Scientia Plena*, 17(07): 072401. doi: 10.14808/sci.plena.2021.072401.
- Anderson, P., L. Fishpool, P. Boddison, A. C. Brito, T. C. M. Carvalho, C. S. S. Fernandes, T. Lázaro, F. L. Muaves, J. Ndagurwa, N. W. S. Sabino e S. N. Tchamba (2015). A conservação da biodiversidade no Parque Nacional de Maputo: sumário dos resultados da expedição de 2014. Relatório da expedição. Maputo.
- Arroyo-Rodríguez, V., L. F. S. M. Melo, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, R. L. Chazdon, J. A. Meave, N. Norden, B. A. Santos, I. R. Leal e M. Tabarelli (2013). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 88(4): 904-925.
- Bandeira, S., A. Senkoro, F. Barbosa, D. Maulassace e E. Figueiredo (2014). The Terrestrial Environment Adjacent to Maputo Bay. In: Bandeira, S. e J. Paula (editors). *The Maputo Bay Ecosystem*. WIOMSA, Zanzibar Town, pp 239-252.
- Bandeira, S. O., J. M. N. Silva e J. Paula (2007). A vegetação de Matutuíne, Sul de Moçambique. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Bernacci, L. C., G. J. B. Franco, D. M. D. S. G. Catharino e G. A. D. C. Durigan (2006). Estrutura e diversidade de florestas estacionais semidecíduais na bacia do rio Jacaré-Pepira, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 29(4): 531-544.
- Bianchini, E., J. A. Pimenta, F. A. M. Santos e H. C. S. L. P. Va (2002). Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 16(3): 317-332.
- Blondel, J. e J. Aronson (1999). *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford.
- Bozat, S., S. Ketenoglu, M. K. Turgut, O. K. Ozkan e M. Bingol (2015). The effects of environmental factors on the distribution of woody species in a semi-arid Mediterranean region. *Journal of Environmental Biology*, 36: 133-140.
- Brown, J. H. (1987). Variation in desert rodent guilds: patterns, processes, and scales. In: Gee, J. H. R. e P. S. Giller (editores). *Organization of Communities: Past and Present*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 185-203.

- Brown, J. H. (2014). Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography*, 41(1): 8-22.
- Brown, J. H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V. M. Savage e G. B. West (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7): 1771-1789.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice e G. A. B. da Fonseca (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291(5501): 125-128.
- Bruno, J. F., K. E. Boyer, J. J. Stachowicz e S. C. Lee (2015). Relative and interactive effects of plant and grazer richness in a benthic marine community. *Ecology*, 86(6): 1448-1455.
- Cano, J. M. e P. Gurrea (2003). The peninsular effect in the Sierra de Guadarrama (Central Spain): a review of the Iberian Peninsula mammal fauna. *Mammal Review*, 33(2): 161-170.
- Chase, J.M. e T.M. Knight (2013). Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters*, 16: 17–26.
- Chiang, J. M., I. F. Spasojevic, S. J. Davies, R. A. Myers, J. A. M. Tan e S. J. Wright (2016). Dissecting the effects of soil and climate on tree species distributions in a neotropical forest. *Journal of Ecology*, 104(6): 1555-1566.
- Choi, C. Y. (2004). Peninsula effect on the bird community in the Dadohae National Park, South Korea. *Journal of the Korean Geographical Society*, 39(5): 718-729.
- Ciatec, A. (2001). *Manual de Ecologia*. Centro de Investigação Aplicada em Tecnologia e Educação, Maputo.
- Cody, M. L. (2006). *Plants on Islands: Diversity and Dynamics on a Continental Archipelago*. University of California Press, Berkeley.
- Colwell, R. K. e D. C. Lees (2000). The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(2): 70-76.
- Colwell, R. K., C. Rahbek e N. J. Gotelli (2004). The mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned so far? *The American Naturalist*, 163(3): E1-E23.
- Costanza, J. K., J. M. M. Miller, R. K. Peet e M. P. Schafale (2011). Appalachian vegetation and landscape dynamics: a review. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 138(4): 446-460.
- Cristian Dambros, J. W. M., F. V. D. C. S. M. S. R. P. S. A. (2020). Environmental heterogeneity drives fine-scale patterns of plant diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 108(6): 2255-2264.

- De Freitas, C. R., A. M. S. Smith e J. A. G. Jaqueta (2023). Impacts of coastal tourism on dune ecosystems: a global review. *Journal of Coastal Conservation*, 27(1): 1-15.
- De Koenig, G. H. J. e K. Balkwill (1995). The vegetation of the Inhaca Island, Mozambique. *Bothalia*, 25(2): 215-230.
- DNAC (2009). Plano de Maneio do Parque Nacional de Maputo. Direcção Nacional de Áreas de Conservação, Maputo.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl e G. Carré (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1):27-46, doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x.
- ESRI (2015). ArcGIS Desktop: Versão 10.3.1. Instituto de Pesquisa de Sistemas Ambientais (ESRI), Redlands, CA.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48: 1-23.
- Fernandez, G. (2018). Dinâmica de dunas costeiras: processos e formas. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 19(2): 345-362.
- Fernandez, G., M. M. P. T. Oliveira e S. R. D. Souza (2017). Coastal dunes in Brazil: evolution and environmental impacts. *Journal of Coastal Research*, 33(4): 785-800.
- Field, R., E. M. O'Brien e R. J. Whittaker (2009). Global models for predicting woody plant richness from climate: development and evaluation. *Ecology*, 90(10): 2636-2650.
- Finger, C. A. G. e J. A. Filho (2014). Métodos de amostragem fitossociológica. In: Finger, C. A. G. (editor). *Fundamentos de Biometria Florestal*. UFSM, Santa Maria, pp. 5-35.
- García-Mendoza, D. F., J. A. S. Montero e E. J. G. Rojas (2018). Peninsula effect on the distribution of plant species in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 34(2): 109-119.
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783): 220-227.
- Governo do Distrito de Matutuine (GDM) (2008). Plano de Desenvolvimento do Distrito de Matutuine. Matutuine.
- Guilambe, C. (2024). Análise da configuração da paisagem das florestas de dunas costeiras no Sul de Moçambique. Tese de Licenciatura. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

- 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): 9.
- Hatton, J. C. (1995). The dynamics of the coastal dunes of southern Mozambique. *South African Geographical Journal*, 77(2): 87-95.
- Hatton, J. C., A. Massinga e A. R. P. Tarnoco (2001). The conservation status of the coastal dunes of southern Mozambique. In: *Proceedings of the 6th International Conference on Aeolian Research*. Guimarães, Portugal.
- Hawkins, B.A., R. Field, H.V. Cornell, D.J. Currie, J. Guégan, D.M. Kaufman (2003). Energia, água e padrões geográficos em larga escala da riqueza de espécies. *Ecologia*, 84: 3105–3117.
- He, F. e X. Hu (2005). Hubbell's neutral theory of biodiversity and biogeography: a review. *Journal of Biogeography*, 32(7): 1121-1133.
- Héquette, A. e M. Abreu (2011). Geomorphology and sedimentology of the coast of Mozambique. *Journal of Coastal Research*, SI 64: 1-15.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones e A. Jarvis (2005). Superfícies climáticas interpoladas de alta resolução para áreas terrestres globais. *Int. J. Climatol*, 25: 1965–1978.
- Hillebrand, H. (2004). On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist*, 163(2): 192-211.
- Hobday, D. K. (1977). The geological evolution of the coastal zone of southern Mozambique. *Transactions of the Geological Society of South Africa*, 80: 255-264.
- Hubbell, S. P. (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Hubbell, S. P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6): 1387-1398.
- Izidine, S. A. (2003). A vegetação de Moçambique: avaliação da diversidade e endemismo. In: Timberlake, J. e S. Kativu (editores). *African Plants: Biodiversity, Taxonomy and Uses*. Royal Botanic Gardens, Kew, pp. 105-114.
- Izidine, S. A., B. J. Coates Palgrave e R. B. F. Fernandes (2003). Preliminary checklist of the plants of Mozambique. *Southern African Botanical Diversity Network Report No. 30*. SABONET, Pretoria.
- Janzen, D. H. (1967). Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist*, 101(919): 233-249.

- Jentsch, A. e C. Beierkuhnlein (2011). Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience*, 343(2-3): 1-12.
- Johnson, N. K. (2002). Peninsula effect in the avifauna of Baja California. *The Condor*, 104(2): 265-276.
- Jucker, T., D. A. Coomes, G. B. M. L. R. S. S. S. S. S. S. S. S. (2018). Climate and soil effects on tree growth and forest structure in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 106(5): 1847-1859.
- Kalk, M. (1995). The coastal dunes of southern Mozambique: a physiographic and ecological study. *South African Journal of Science*, 91(7): 357-362.
- Koning, G. H. J. e K. Balkwill (1995). The vegetation of the Inhaca Island, Mozambique. *Bothalia*, 25(2): 215-230.
- Kwon, Y. and L. Feng (2019). Investigation of the Peninsula Effect Using the Latitudinal Abundance Pattern for Tree Species in Florida. *Diversity*, 11(20): 1-11, doi:10.3390/d11020020.
- Langa, F. F. (2007). Impactos antrópicos na vegetação das dunas costeiras da Ponta do Ouro. Relatório de Estágio. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance e E. Sampaio (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605-618.
- Li, Y., Z. Wang, X. Xu, H. Wang, H. Li e Z. Zhang (2015). Responses of plant nitrogen fixation to climate change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 21(3): 1105-1115.
- Louro, C. M. M. (2005). Perfis Ecológicos de Espécies e Ecossistemas Costeiros de Moçambique: Dunas Costeiras. Relatório de Investigação N° 3: 28 pp. Maputo. CTV.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MacArthur, R. H. e J. W. MacArthur (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3): 594-598.
- Macamo, C. C. F. (2016). Dinâmica Sedimentar e Variação Sazonal da Linha de Costa na Zona de Protecção Ecológica da Ponta do Ouro. Tese de Doutoramento. 245pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.

- Massinga, A. e J. Hatton (1996). Status of the coastal zone of Mozambique. In: Lundin, C. G. & O. Lindén (eds). Proceedings of the National Workshop on Integrated Coastal Zone Management in Mozambique. Inhaca Island and Maputo, Mozambique. 5 -10 May 1996. 7-64 pp. MICOA/UEM/ Sida/The World Bank.
- Massingue, M. (2019). *Ecological Assessment and Biogeography of Coastal Vegetation and Flora in Southern Mozambique*. Tese de doutoramento. 143pp. Southern Africa, Nelson Mandela University.
- Massuanganhe, E. A. (2013). Diversidade de espécies arbóreas em florestas de dunas costeiras no Sul de Moçambique. Tese de Mestrado. 150pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- MAE (2012). Plano de Gestão Ambiental do Parque Nacional de Maputo. Ministério da Administração Estatal, Maputo.
- McCain, C. M. (2009). Global analysis of bird elevational diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 18(3): 346-360.
- MICOA (1997). Perfil Ambiental de Moçambique. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental, Maputo.
- MICOA (1999). Estratégia Nacional de Gestão Costeira. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental, Maputo.
- Mittelbach, G. G., D. W. Schemske, H. V. Cornell, A. P. Allen, J. M. Brown, M. B. Bush, S. P. Harrison, A. H. Hurlbert, N. Knowlton, H. A. Lessios, C. M. McCain, A. R. McCune, L. A. McDade, M. A. McPeck, T. J. Near, T. D. Price, R. E. Ricklefs, K. Roy, D. F. Sax, D. Schluter, J. M. Sobel e M. Turelli (2007). Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*, 10(4): 315-331.
- Momade, F. e M. Achimo (2003). Dune geomorphology in Maputaland, Mozambique. Poster presented in the 6 th Inqua Congress. Reno. Nevada. USA.
- Moraes, P. L. R. (2013). The influence of climate on tree species richness and liana abundance in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, 40(8): 1445-1455.
- Mucina, L., e M.C. Rutherford (2006). A vegetação da África do Sul, Lesoto e Suazilândia. *Sterlitzia* 19. Instituto Nacional de Biodiversidade da África do Sul, Pretória.
- Mugunhe, L. (2025). Efeitos do isolamento geográfico na diversidade de plantas em paisagens peninsulares. *Revista de Biogeografia*, 52(1): 45-60.

- MWB (2023). Relatório de Estado do Ambiente da Baía de Maputo. Maputo Water Board, Maputo.
- Nhancale, B. A. (1998). A Ilha da Inhaca: Estudo Geoecológico. Tese de Licenciatura. 120pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Nuvunga, L., A. Sitoe e C. M. M. Louro (1998). Caracterização das dunas costeiras da região de Xai-Xai. *Revista de Investigação Científica de Moçambique*, 2(1): 45-56.
- Olivier, P. I., R. S. Schoeman, A. T. Knight e M. H. Schleyer (2017). Testing the peninsula effect on the species richness of coastal dune forests in South Africa. *Journal of Coastal Conservation*, 21(1): 1-12.
- Ozinga, W. A., J. H. J. Schaminée, R. M. Bekker, S. M. Hennekens, M. P. C. G. van Groenendael e J. M. van der Maarel (2008). Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters*, 11(1): 66-74.
- Pärtel, M., R. Szava-Kovats e M. Zobel (2007). The shaping of functional community structure by dispersal limitation and environmental filtering. *Ecology*, 88(6): 1379-1386.
- Peck, S. B., A. E. Ruiz-Baliu e G. G. E. Scudder (2005). The beetle fauna of the Galapagos Islands: the peninsula effect. *The Canadian Entomologist*, 137(2): 186-197.
- Pedrosa, M., G. Fernandez e S. R. D. Souza (2019). Coastal dune systems in southern Mozambique: geomorphology, ecology and conservation. *Journal of Coastal Research*, 35(3): 501-515.
- Petroselli, A., V. Federico, C. Lucia, G. Piovesan e S. Bartolomeo (2013) Comportamento ecológico de *Quercus suber* e *Quercus ilex* inferido pelo índice topográfico de umidade (TWI). *Árvores*, 27: 1201–1215.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts e J. O. Sexton (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187): 1246752.
- Rahbek, C. (1995). The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, 18(2): 200-205.
- Rapoport, E. H. (1982). *Areography: Geographical Strategies of Species*. Pergamon Press, Oxford.
- Rebêlo, A. G. e M. M. Marques (1997). The flora and vegetation of the Inhaca Island, Mozambique. *Bothalia*, 27(1): 83-96.

- Rempel, R.S., D. Kaukinen e A.P. Carr (2012) Analista de Patch e Patch Grid. Ministério de Recursos Naturais de Ontário. Centro de Pesquisa do Ecossistema Florestal do Norte, Thunder Bay, Ontário.
- Ribeiro, N. S., H. M. Lisboa e J. T. Timberlake (2018). Human impacts on the structure and composition of coastal dune forests in southern Mozambique. *African Journal of Ecology*, 56(3): 542-552.
- Ricklefs, R. E., H. Qian e P. S. White (2005). The region effect on mesoscale plant species richness between eastern Asia and eastern North America. *Ecography*, 28(2): 1-12.
- Riffell, S., B. Keas e T. Burton (2012). Efeitos da Península sobre as Aves em uma Paisagem Costeira: as enseadas são mais ricas em espécies do que os lóbulos? *Paisagem on-line*, 29: 1-15.
- Rocha, J., A. Smith e M. Jones (2022). Turismo costeiro e seus impactos ambientais no Sul de Moçambique. *Revista de Turismo e Desenvolvimento Costeiro*, 15(2): 112-125.
- Rode, R., A. C. S. Andrade e S. M. S. S. Soares (2008). Diversidade de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 32(5): 769-779.
- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rudnick, D. A., S. J. Ryan, P. Beier, S. A. Cushman, F. Dieffenbach, C. W. Epps, L. R. Gerber, J. Hartter, J. S. Jenness, J. Kintsch, A. M. Merenlender, R. M. Perkl, D. V. Preziosi e S. C. Trombulak (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, 16: 1-20.
- Schindler, S., H. von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrbka e V. Kati (2013). Desempenho multiescala de métricas de paisagem como indicadores da riqueza de espécies de plantas, insetos e vertebrados. *Eco. Índice*, 31: 41–48.
- Schober, P., C. Boer e L.A. Schwarte (2018). Correlation coefficients: appropriate use and interpretation. *Anesth Analg*, 126(5):1763-1768, doi: 10.1213/ANE.0000000000002864.
- Tackaberry, R. e M. Kellman (1996). Padrões de riqueza de espécies de árvores ao longo de extensões peninsulares de florestas tropicais. *Eco Global. Biogeogr*, 5: 85–90.

- Tilman, D. (2004). Niche Tradeoffs, Resource Competition, and Community Structure: A Trait-Based Model of Grasses and Forbs. *Ecology*, 85(4): 809-821.
- Tjoelker, M. G., et al. (2001). Variability in Growth, Gas Exchange, and Respiration of Saplings of Three Temperate Tree Species Exposed to Different Soil Moisture and Temperature Regimes. *Tree Physiology*, 21(3), 170-178.
- Tomo, G. T. (2014). *Distribuição Espacial de Espécies Lenhosas nos Fragmentos Florestais do Distrito Municipal Kanyaka, Maputo*. Tese de Licenciatura. 74pp. Maputo, Universidade Eduardo.
- Tomo, G. T. (2017). *Impacto das Actividades Humanas Sobre o Estrato Lenhoso da floresta da Reserva Florestal de Inguane no Distrito Municipal KaNyaka, Maputo*. Tese de Mestrado. 108pp. Sicut Aurora Scientia Lucet, Universidade dos Açores.
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and Landscape Dynamics in a Changing World. *Ecology*, 91(10): 2833-2849.
- van Wyk, B.E. (1994). Biodiversity of the Maputaland Centre. In: Van der Maesen, L.J.G., X.M. van der Burgt and J.M. van Medenbach de Rooy (editores). *The Biodiversity of African Plants*. Proceedings of the 14th AETFAT Congress, Kluwer Academic Publishers, Wageninge, pp. 198-207.
- Wassenaar, T., A. van Wyk, A. Haagner e R. van Aarde (2006). *Report on an Ecological Baseline Survey of Zulti South Lease for Richards Bay Minerals*. University of Pretoria, Pretoria.
- Wiens, J. A. e J. R. Donoghue (2003). Ecology: The Science of Ecosystem Management. *Science*, 300(5619): 1740-1742.

12. Anexos

Anexo 1: Abundância de espécies arbóreas.

Espécies	Indivíduos	Abundancia (ha)
<i>Acacia karoo</i>	21	820.3125
<i>Acacia robusta</i>	2	78.125
<i>Acokanthera oblongifolia</i>	11	429.6875
<i>Acokanthera oblongifolia sp</i>	3	117.1875
<i>Aconkathera</i>	2	78.125
<i>Afzelia quanzensis</i>	1	39.0625
<i>Allophylus natalensis</i>	3	117.1875
<i>Apodytes dimidiata</i>	54	2109.375
<i>Artabotrys monteiroi</i>	1	39.0625
<i>Balanites maughamii</i>	18	703.125
<i>Brachylaena discolor</i>	12	468.75
<i>Bridelia cathartica</i>	19	742.1875
<i>Callichilia orientalis</i>	106	4140.625
<i>Canthium inerme</i>	3	117.1875
<i>Cardiogyne africana</i>	11	429.6875
<i>Carissa bispinosa</i>	51	1992.188
<i>Cassipourea malosana</i>	313	12226.56
<i>Cassipourea mossambicenses</i>	28	1093.75
<i>Catnoregan spinosa</i>	28	1093.75
<i>Celtis africana</i>	9	351.5625
<i>Chaetachme aristata</i>	5	195.3125
<i>Chionanthus battiscombei</i>	56	2187.5
<i>Clausena anisata</i>	384	15000
<i>Clerodendron glabrum</i>	4	156.25
<i>Coddia ruddis</i>	30	1171.875
<i>Cola natalensis</i>	35	1367.188
<i>Commiphora africana</i>	40	1562.5
<i>Commiphora harveyi</i>	3	117.1875
<i>Commiphora schlechteri</i>	21	820.3125

<i>Cordia caffra</i>	2	78.125
<i>Craibia zimmermannii</i>	3	117.1875
<i>Croton gratissimus</i>	1	39.0625
<i>Croton pseudopulchellus</i>	90	3515.625
<i>Cryptocarya fischeri</i>	1	39.0625
<i>Cryptocarya wooddii</i>	47	1835.938
<i>Cryptocarya myrtifolia</i>	18	703.125
<i>Cryptocarya sp</i>	5	195.3125
<i>Cussonia arenicola</i>	38	1484.375
<i>Deinbolia oblongifolia</i>	123	4804.688
<i>Dialium schlechteri</i>	8	312.5
<i>Dichrostachys cinerea</i>	3	117.1875
<i>Diospyros gu.</i>	1	39.0625
<i>Diospyros inhacaenses</i>	280	10937.5
<i>diospyros mespiliformis</i>	10	390.625
<i>Diospyros natalensis</i>	943	36835.94
<i>Diospyros quiloensis</i>	66	2578.125
<i>Diospyros rotundifolia</i>	26	1015.625
<i>Diospyros?quiolensis</i>	2	78.125
<i>Dovyalis longispina</i>	221	8632.813
<i>Drypetes arguta</i>	5	195.3125
<i>Drypetes natalensis</i>	836	32656.25
<i>Ehretia</i>	1	39.0625
<i>Ehretia pet</i>	1	39.0625
<i>Ehretia sp</i>	3	117.1875
<i>Elaeodendron croceum</i>	10	390.625
<i>Elaeodendron zeyheri</i>	16	625
<i>Erythroxylon</i>	1	39.0625
<i>Erythroxylum emarginatum</i>	167	6523.438
<i>Esp folhas compostas</i>	1	39.0625
<i>especies folhas compostas</i>	1	39.0625
<i>Espinhos castan acacia</i>	1	39.0625
<i>Euclea natalensis</i>	384	15000
<i>Euclea racemosa</i>	164	6406.25
<i>Eugenia capensis</i>	83	3242.188
<i>Ficus burtt davyi</i>	3	117.1875

<i>Ficus sp</i>	1	39.0625
<i>Folhas compostas</i>	85	3320.313
<i>Garcinia livingstonei</i>	10	390.625
<i>Gardenia sp.</i>	4	156.25
<i>Grewia caffra</i>	2	78.125
<i>Grewia occidentalis</i>	1	39.0625
<i>Gymnosporia nemorosa</i>	87	3398.438
<i>Haplocoellum gallense</i>	37	1445.313
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	156	6093.75
<i>Hymenocardia ulmoides sp</i>	8	312.5
<i>Hymenocardium sp</i>	1	39.0625
<i>Kraussia floribunda</i>	149	5820.313
<i>Lagynias lansiatha</i>	12	468.75
<i>Landolphia kirkii</i>	20	781.25
<i>Langynias monteiroe</i>	85	3320.313
<i>Lauraceae</i>	1	39.0625
<i>lauraceae folhas finas</i>	1	39.0625
<i>Maerua nervosa</i>	15	585.9375
<i>Maerua oblongifolia</i>	1	39.0625
<i>Manikara discolor</i>	23	898.4375
<i>Manilkara sp</i>	1	39.0625
<i>Maytenus undata</i>	58	2265.625
<i>Memecylom sousae</i>	30	1171.875
<i>Mimusops caffra</i>	249	9726.563
<i>Mononhotaxis caffra</i>	7	273.4375
<i>Mystroxylon</i>	12	468.75
<i>Mystroxylon aethiopicum</i>	94	3671.875
<i>ochna natalensis</i>	7	273.4375
<i>Ochna arborea</i>	10	390.625
<i>Ochna barborea</i>	19	742.1875
<i>Ochna natalitia</i>	228	8906.25
<i>Olax dissitiflora</i>	12	468.75
<i>Olea africana</i>	1	39.0625
<i>Olea capensis</i>	42	1640.625
<i>Olea sp</i>	9	351.5625
<i>Ozoroa obovata</i>	3	117.1875

<i>Pancovia golungensis</i>	6	234.375
<i>Pavetta gerstneri</i>	1	39.0625
<i>Pavetta lanceolata</i>	24	937.5
<i>Pavetta revolluta</i>	138	5390.625
<i>Pavetta supra</i>	1	39.0625
<i>Pavetta supra-axilares</i>	1	39.0625
<i>Peddia sp</i>	2	78.125
<i>Peddia sp sp.</i>	3	117.1875
<i>Plectoniella armata</i>	71	2773.438
<i>Psycotria capensis</i>	4	156.25
<i>Psydrax locupels</i>	10	390.625
<i>Psydrax obovata</i>	24	937.5
<i>Ptaeroxilum obliquum</i>	5	195.3125
<i>Ptaeroxilum obovata</i>	3	117.1875
<i>Ptaeroxylom</i>	3	117.1875
<i>ptaeroxylum oblongifolia</i>	1	39.0625
<i>Putterlickia verrucosa</i>	46	1796.875
<i>Rhoicissus reivolli</i>	6	234.375
<i>Rhoicissus sp</i>	3	117.1875
<i>Rhothmannia fischeri</i>	28	1093.75
<i>Rhotmannia sp?</i>	1	39.0625
<i>Rhus natalensis</i>	16	625
<i>Rothmannia fischeri fischeri</i>	6	234.375
<i>Rothmannia fischeri sp</i>	5	195.3125
<i>Rothmannia fischeri sp2</i>	7	273.4375
<i>Rubiacea</i>	42	1640.625
<i>Rubiacea folhas finas</i>	1	39.0625
<i>Rubiaceae</i>	159	6210.938
<i>rubiceae col</i>	1	39.0625
<i>Salasia kraussia</i>	1	39.0625
<i>Scolopia zeyheri</i>	9	351.5625
<i>Sideroxolyn inerme</i>	147	5742.188
<i>Solanaceae</i>	2	78.125
<i>Sp nov</i>	26	1015.625
<i>sp nov 2</i>	2	78.125
<i>Sp nov A</i>	1	39.0625

<i>sp nov B</i>	3	117.1875
<i>sp nov c</i>	2	78.125
<i>sp nova</i>	18	703.125
<i>sp nova 2</i>	6	234.375
<i>sp nova 5</i>	1	39.0625
<i>sp nova A</i>	1	39.0625
<i>sp nova*</i>	1	39.0625
<i>sp nova1</i>	6	234.375
<i>sp nova2</i>	0	0
<i>sp nova3</i>	8	312.5
<i>sp nova4</i>	2	78.125
<i>sp nova5</i>	1	39.0625
<i>sp nova6</i>	2	78.125
<i>spc nov C</i>	2	78.125
<i>Strychnos</i>	1	39.0625
<i>Strychnos decussata</i>	7	273.4375
<i>Strychnos gerrardi</i>	4	156.25
<i>Strychnos henningsi</i>	37	1445.313
<i>Strychnos mitis</i>	14	546.875
<i>Strychnos spinosa</i>	20	781.25
<i>Suregada africana</i>	64	2500
<i>Tarena supra-axilaris</i>	60	2343.75
<i>Tarenna junodii</i>	4	156.25
<i>Tarenna litoralis</i>	48	1875
<i>Tarrena supra-axilares-axilares</i>	3	117.1875
<i>Teclea capensis</i>	2	78.125
<i>Teclea gerrardi</i>	354	13828.13
<i>Teclea reflexa</i>	1	39.0625
<i>Thespesia acutiloba</i>	10	390.625
<i>Tricalysia</i>	9	351.5625
<i>Tricalysia capensis</i>	154	6015.625
<i>Tricalysia natalensis</i>	2	78.125
<i>Tricalysia sonderiana</i>	209	8164.063
<i>Tricalysia sp</i>	20	781.25
<i>Trichilia emetica</i>	32	1250
<i>Turrae floribunda</i>	16	625

<i>Vepris lanceolata</i>	120	4687.5
<i>Vepris reflexa</i>	1	39.0625
<i>Vitex sp</i>	1	39.0625
<i>xikoma</i>	2	78.125
<i>Ximenia americana</i>	3	117.1875
<i>Xylothea kraussiana</i>	170	6640.625
<i>Zanthoxylum</i>	2	78.125
<i>Zanthoxylon capense</i>	8	312.5
<i>Zanthoxylon capense capensis</i>	2	78.125
<i>Zanthoxylon capense sylon</i>	7	273.4375
<i>Ziziphua mauritiana</i>	2	78.125
<i>Ziziphus mucronata</i>	5	195.3125