

Eng. F-31
~~634011~~

Eng. F-31

Dlate



UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE
Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
Departamento de Engenharia Florestal



Projecto Final

Avaliação do modelo Diversidade – Estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique



Autor : José Alberto Dlate

Supervisor: dr. Gabriel Albano (Msc)

Co- Supervisora : dra. Eunice Soares

Maputo, Junho de 2008

RESUMO

O presente estudo sobre Avaliação do modelo diversidade-estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique, foi realizado em Novembro de 2007 no Distrito de Matutuíne, concretamente na Reserva de Maputo (RM), e na Floresta Comunitária de Madjadjane (FCM). O estudo tinha como objectivo avaliar a estabilidade de manchas de florestas costeiras sob dois tipos diferentes de manejo (manejo estatal e comunitário) e especificamente avaliar a diversidade e densidade das espécies em cada mancha, determinar a produtividade por mancha, comparar as manchas sob ponto de vista da sua estabilidade e avaliar o índice de interferência humana.

Com efeito fez -se a sobreposição de mapas de solos e da vegetação do distrito de Matutuíne com vista a encontrar zonas homogéneas em termos de tipos de vegetação e solos. Depois de identificadas manchas homogéneas foi estabelecido um transecto imaginário. Em cada mancha, foi estabelecido um rectângulo de dimensões de 600*450 m. Neste rectângulo foram inseridos 6 transectos com a orientação Este-Oeste. Os transectos tinham 600m de comprimento com uma separação de 50m entre si. Ao longo de cada transecto foram estabelecidas 6 quadrículas de 100 m² (20*50) m, perfazendo um total de 36 quadrículas por mancha. A distância entre as quadrículas era de 50m. Em cada quadrícula foram medidas, identificadas, e contadas as espécies arbóreas com DAP (≥ 5 cm), além de ter sido observado variáveis de interferência humana.

Foram identificadas 63 espécies na RM e 48 espécies na FCM. A densidade média foi de 154 árv/ha para RM e 174 árv/ha para FCM. Todavia, a biomassa lenhosa teve um comportamento diferente da densidade, sendo a FCM aquela que apresentou maior valor médio de 29566,03 Kg/ha e 19512,31 Kg/ha para RM. A estabilidade seguiu o mesmo comportamento da diversidade tendo sido maior na RM. Muitas das variáveis de deturpação foram encontradas na FCM e por conseguinte o índice de interferência humana foi de 0,150 em relação ao 0,123 da RM. Uma comparação em termos densidade e biomassa, notou-se não existir diferenças significativas entre as manchas. A partir destes resultados concluiu-se que a estabilidade é maior na Reserva de Maputo e deturpação da floresta é maior na Floresta Comunitária de Madjadjane.

DEDICATÓRIA:

A minha mãe " Dona Baixinha" não só por ser bela mas, pela força, paciência e confiança em mim depositada.

Aos descendentes das famílias Dlate, Manhiça, que este trabalho lhes sirva de inspiração.

À todos que contribuem para a conservação da biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Á Deus todo poderoso, pela boa dádiva e presença em cada momento da minha vida.

Aos meus supervisores dr. Gabriel Albano e dra Eunice Soares pelo apoio financeiro, crítico e sugestivo que me deram durante todo o tempo, mentores da ideia para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Doutor Bila, pela transmissão dos seus conhecimentos, sugestões e correcções durante a elaboração de PPF e PF.

Ao meu irmão, “mano” Manuel, por ter me mostrado o caminho da escola, além da sua ajuda financeira, moral mas também por considerar um pai para mim.

Ao corpo docente, técnico, e administrativo da FAEF, que muito influenciaram na minha formação, em especial ao Eng. Nhamucho, pela disponibilidade do material de campo durante a recolha de dados.

Aos colegas do Curso Bila, Chambule, Inguane, Mariano, Matuele, Nhamirre, Magaia, Singo, Matlombe Cuamba, Hoficio, pelo apoio dado ao longo do curso.

Aos técnicos Sr. Chiconela, Sr. Mucas, Sr. Bechel, Dona Cândida e ao Motorista (Sr. Macamo), pela ajuda na elaboração dos mapas, pela identificação de espécies, cedência do equipamento e transporte durante a recolha de dados.

A todos os funcionários da RM e da FCM, pela hospitalidade que me concederam em especial a Eng. Anabela Fernandes, Sr. Tamele, Sr. Matos e Sr. Vitorino, pela dedicação e abertura demonstrada durante a realização do trabalho de campo.

A minha namorada Raiza, pelo apoio, paciência, compreensão e crença que sempre teve em mim.

Ao dr. Carlos D. Benfica, pelo seu apoio moral, financeiro, crítico e por ter acreditado em mim.

Aos meus amigos Celso Naife, Ernesto, Paiva, Macaringue, Belarmino, Agapito, Nelson, pela força, e coragem em mim depositada.

À todos o meu sincero “kanimambo”, pois sem a vossa ajuda, apoio e compreensão nunca este trabalho poderia ter sido feito!

ÍNDICE

RESUMO.....	i
DEDICATÓRIA:.....	ii
AGRADECIMENTOS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vi
ABREVIATURAS.....	vi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Generalidades.....	1
1.2 Problema de estudo.....	2
1.3 Fundamentação do estudo.....	3
1.4 Objectivos.....	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1 Definição de aspectos chaves.....	5
2.2 Extensão das florestas costeiras em Moçambique.....	6
2.4 Utilização das florestas costeiras.....	9
2.5 Maneio de florestas costeiras.....	10
2.6 Ameaças à biodiversidade costeira em Moçambique.....	11
2.7 Modelos usados na avaliação de estabilidade de ecossistemas.....	12
2.7.1 <i>Modelo de perturbação humana</i>	12
2.7.2 <i>Modelo diversidade-estabilidade</i>	13
2.8 Parâmetros usados para a caracterização de comunidades vegetais.....	14
2.8.1 <i>Frequência</i>	14
2.8.2 <i>Densidade</i>	15
2.8.3 <i>Abundância</i>	15
2.8.4 <i>Diversidade</i>	15
2.8.5 <i>Riqueza de espécies</i>	16
2.8.6 <i>Índice de similaridade</i>	17
2.8.7 <i>Índice de valor de importância</i>	17
2.8.8 <i>Biomassa lenhosa</i>	18
2.8.9 <i>Amostragem para a regeneração</i>	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
3.1 Área de estudo.....	19
3.1.1 <i>Localização geográfica</i>	19
3.1.2 <i>Clima e hidrografia</i>	20
3.1.3 <i>Relevo, solos e vegetação</i>	20
3.1.4 <i>Fauna terrestre</i>	21
3.2.1 <i>Composição e diversidade das comunidades vegetais</i>	22
3.2.2 <i>Quantificação da biomassa lenhosa nas comunidades vegetais</i>	25
3.2.3 <i>Estabilidade das comunidades vegetais</i>	25
3.2.4 <i>Índice de interferência humana</i>	25
3.3 <i>Análise dos resultados</i>	26

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Resultados	27
4.1.1 <i>Composição e diversidade específica das manchas</i>	27
4.1.2 <i>Biomassa lenhosa nas comunidades vegetais</i>	32
4.1.3 <i>Estabilidade das comunidades vegetais</i>	33
4.1.4 <i>Grau de perturbação de comunidades vegetais</i>	34
4.2. Discussão	36
4.2.1 <i>Composição e diversidade específica das manchas</i>	36
4.2.2 <i>Biomassa lenhosa nas comunidades vegetais</i>	38
4.2.3 <i>Estabilidade das comunidades vegetais vs deturpação das florestas</i>	39
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	41
5.1 Conclusões	41
5.2 Recomendações	42
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43
ANEXOS	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Lista de espécies comuns nas duas manchas	27
Tabela 2: As espécies de maiores e menores valores de frequência.....	28
Tabela 3: As espécies de maiores e menores valores de abundância	30
Tabela 4: Índices de diversidade para as duas manchas	31
Tabela 5: As espécies de maiores e menores valores de IVI.	31
Tabela 6: Densidade média para RM e FCM.....	32
Tabela 7: Indicadores de perturbação para a RM e FCM.	35

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1: Distribuição das florestas costeiras em Moçambique	7
Fig. 2: Distribuição das florestas costeiras do Sul de Moçambique	8
Fig. 3: Área de estudo	19
Fig. 4: Orientação do transecto e modelo das quadriculas usadas na área de estudo.	22
Fig. 5 Distribuição da densidade (\pm desvio padrão) por transecto para RM eFCM.....	28
Fig. 6: Distribuição diamétrica das árvores.	29
Fig. 7: Distribuição da biomassa (\pm desvio padrão) por transecto para RM e FCM.	32
Fig. 8: Modelo linear (diversidade – estabilidade) para RM (a) e FCM (b).....	33

ABREVIATURAS

- DAP – Diâmetro à altura do peito
DDI – indicador de interferência directo
FCM -Floresta comunitária de Madjadjane
FIG - Figura
ICN – Instituto de Conservação de Natureza
IDI – indicador de interferência indirecto
IIH – Índice de interferência humana
INPF – Instituto Nacional de Planeamento Físico
IUCN – União Mundial para a Conservação da Natureza
MAE – Ministério da administração Estatal
RM - Reserva de Maputo

1. INTRODUÇÃO

1.1 Generalidades

Nos últimos anos ecossistemas florestais têm sido fragmentados em níveis excessivos aos da sua formação (Burgess *et al.*, 1998). Esta fragmentação é, em parte, pela crescente demanda de produtos florestais e necessidades de desenvolvimento sócio-económico o que leva a que ecossistemas antes intactos sejam fragmentados.

Dentre os ecossistemas mais afectados pela fragmentação inclui -se as florestas costeiras. Estas florestas constituem fragmentos dispersos ao longo da Costa Oriental da África que se estende desde a Somália passando por Kenya e Tanzânia até Moçambique. Actualmente acredita-se que estes fragmentos apresentam descontinuidade a Sul da foz do Rio Limpopo no Sul de Moçambique (Burgess *et al.*, 1998).

As florestas costeiras são consideradas berçários naturais da biodiversidade e distintos no mundo. A densidade de espécies nestes ecossistemas é mais alta que no resto da vegetação circundante e apresentam alto nível de endemismo. Pelas suas dimensões reduzidas, elas são vulneráveis à fragmentação, o que justifica a necessidade urgente para a sua conservação (Burgess *et al.*, 1998). Reconhece-se, por outro lado, que as florestas e outros habitats costeiros constituem fonte de obtenção de recursos e para actividades múltiplas além da sua contribuição na manutenção da biodiversidade (WWF, 2002). O aumento populacional e o crescimento económico acentuado concorrem para a perturbação dos diferentes ecossistemas e consequentemente a perda ou alteração da diversidade biológica (MICOA, 2002). Por isso, o conhecimento da biodiversidade e da dinâmica dos ecossistemas e habitats é prioritário.

A degradação do habitat, é o factor principal da redução da biodiversidade nos habitats degradados e fragmentados (Hawksworth *et al.*, 1995). A diminuição da biodiversidade está relacionada com a redução da estabilidade, pois quando incrementa-se a diversidade aumentam-se as possibilidades de espécies responderem a condições ambientais diferentes e quanto maior for a diversidade, maiores as possibilidades de um ecossistema possuir redundância funcional contendo espécies que são capazes de substituir funcionalmente espécies importantes. Isto, significa que

quanto maior for o número de espécies, maior será o número de relações ecológicas fracas entre os componentes do ecossistema, diminuindo a importância relativa das interações fortes que podem desestabilizar o sistema, caso seja significativamente perturbado (Mac Cann, 2000).

A influência que as deturpações têm nos ecossistemas vegetais depende da sua frequência. Se as deturpações forem frequentes, a diversidade da comunidade no seu todo será baixa. Com a diminuição da frequência de deturpações, a diversidade aumenta porque há mais oportunidades de as espécies persistirem (Acharya, 1999).

Em Moçambique, apesar das florestas costeiras possuírem elevada importância económica, social e ecológica estudos que relacionam e enfatizam as formas diferentes de manejo das florestas costeiras são escassos. Associado a isto, os elevados níveis de deturpação humana, a própria dinâmica dos ecossistemas, a falta de conhecimentos e valorização dos recursos florestais dificultam o manejo sustentável das florestas costeiras. Com este trabalho, pretende-se avaliar a estabilidade das florestas costeiras sob dois diferentes tipos de manejo, usando o modelo Diversidade-Estabilidade.

1.2 Problema de estudo

Em Moçambique 42% da população vive nas zonas costeiras ocupando uma área equivalente a 20% do território. Isto é, cerca de metade da população total do país vive em cerca de 1/5 do território nacional. Grande parte desta população exhibe elevados índices de pobreza, sendo os recursos naturais a fonte principal de sobrevivência. A dependência em relação aos recursos naturais, incluindo as florestas costeiras cria uma pressão sobre o ecossistema o que resulta em sua degradação (WWF, 2002).

Porém, acredita-se que no passado as florestas costeiras tenham sido caracterizadas por uma vegetação contínua que cobria quase toda a extensão do Mosaico Costeiro de Inhambane-Zanzibar (Burgess *et al.*, 1998). Com o tempo, devido aos factores naturais e antropogénicos, esta vegetação foi-se degradando e ficando actualmente reduzida a unidades que se circunscrevem a pequenas ilhas ou manchas florestais que servem de refúgio para várias espécies.

Várias entidades de conservação têm mostrado um grande interesse na estabilidade de ecossistemas passando pelas práticas de manejo assentes numa base institucional. Apesar destes esforços a sustentabilidade dos ecossistemas está longe de ser alcançada. Vários motivos concorrem para este facto, dentre eles destacam-se os elevados índices de pobreza que criam uma grande dependência em relação aos recursos, a fragilidade das instituições que implementam as políticas de gestão das florestas, questões culturais entre outros têm-se revelado como grande entrave na conservação destas manchas florestais, sabendo-se porém, que a biodiversidade tem valores imensuráveis.

1.3 Fundamentação do estudo

O distrito de Matutuíne é rico em biodiversidade e faz parte da Região de Maputaland-Pondoland (White, 1983). Esta região é caracterizada por altos níveis de endemismo e descrita como Centro de Endemismo de Maputaland (van Wyk, 1994). Cerca de 2500 espécies (dos quais mais de 1100 espécies de plantas vasculares) ocorrem no centro de endemismo de Maputaland sendo que algumas dessas espécies endémicas ou quase endémicas pertencem à famílias (Asclepiadaceae, Asteraceae, Rubiaceae e Fabaceae) e a densidade florística é mais alta e complexa que no resto da área circundante tornando-o um potencial económico e ecológico (Abraham *et al.*, 2001).

Mangue (1999) e Bingen (2000), acreditam que a estabilidade de ecossistemas pode ser alcançada através de práticas de manejo assentes numa base institucional (capaz de representar e articular os interesses de todos os intervenientes no manejo dos recursos florestais e definir condições sob as quais se deve fazer a gestão dos recursos florestais como forma de travar os níveis crescentes de degradação dos ecossistemas) e conhecimento tradicional local (onde não se deve excluir as comunidades locais na gestão dos ecossistemas).

Os modelos de manejo a adoptar devem garantir que os princípios de diversidade-estabilidade do ecossistema sejam observados. Assim, o modelo Diversidade -Estabilidade pode ser usado como guia no monitoramento dos ecossistemas o que vai possibilitar a identificação de acções de manejo sustentado nas florestas costeiras.

1.4 Objectivos

Geral:

Avaliar a estabilidade de manchas de florestas costeiras sob dois diferentes tipos de manejo (Áreas de Conservação e Floresta sob Maneio comunitário).

Específicos:

Identificar a diversidade e densidade de espécies em cada mancha;

Determinar a biomassa mancha;

Comparar as manchas sob ponto de vista da sua estabilidade, e

Avaliar o índice de interferência humana.

Hipóteses:

1: A diversidade é directamente proporcional a estabilidade;

2: Menor perturbação implica maior estabilidade.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Definição de aspectos chaves

FAO (1994), define floresta como sendo qualquer vegetação cuja cobertura é igual ou superior a 10%. Segundo esta classificação vários tipos de formações vegetais como Matagais, Brenhas, Mangais que se encontram ao longo da região costeira podem enquadrar-se nas florestas costeiras.

Para que uma floresta seja classificada costeira deve satisfazer vários atributos que incluem não somente a sua localização na zona costeira mas, sobre tudo, a altitude, condições edáficas, composição florística, bem como reacções a factores externos (Albano, 2004).

Até ao momento ainda não existe uma definição exacta de florestas costeiras. Contudo, há várias iniciativas a nível continental e mundial, com interesses visíveis para tornar esta abordagem mais clara. Entretanto, Burgess *et al.*, (1998), define floresta costeira como um conjunto de pequenos e altos fragmentos que rondam por volta de 250ha cuja maioria apresenta uma extensão menor do que 500ha. Porém pode-se encontrar fragmentos cuja extensão esteja abaixo ou acima dos (50-500) ha (Abraham *et al.*, 2001) Estes fragmentos são constituídos por mosaicos típicos de vegetação que apresentam características únicas que as tornam distintas de outras formações vegetais, além de apresentarem alto nível de endemismo (Burgess *et al.*, 1998).

O conceito de floresta costeira pode ser enquadrado no termo zona costeira, sendo uma área geográfica que invariavelmente possui duas características gerais, comuns em Moçambique e no mundo: (i) é uma zona gerada e utilizada por várias instituições ou grupos de interesses com o seu cronograma sectorial, portanto é uma zona de conflito;. (ii) é uma zona caracteristicamente frágil, pela variedade e qualidade de ecossistemas (MICOA, 1998).

Biodiversidade é a variabilidade de espécies vegetais e animais, seus genes, incluindo os ecossistemas terrestres, marinhos, aquáticos existentes numa região (De Groot *et al.*, 2002). Ela tem um valor económico que deve ser preservado e conservado de modo a manter a sua existência natural e oferecer maiores recursos no futuro (Begon *et al.*, 1996).

Conservação é o princípio e prática para a prevenção da extinção das espécies e a manutenção da diversidade genética, dos ecossistemas e das paisagens através da gestão sustentável de recursos florestais e faunísticos, sem colocar em risco a biodiversidade. A conservação também inclui o uso de recursos, mas deve ser sustentável (USAID, 1994).

A conservação da biodiversidade tem valores imensuráveis, pois para além de fornecer recursos no futuro (Makombe, 1997), também é importante nas interações existentes dentro dos ecossistemas, (cadeia alimentar) onde a eliminação de uma dada espécie pode afectar negativamente todo o ecossistema (Begon *et al.*, 1996). Portanto, a utilização dos recursos naturais pela população deve considerar a conservação das espécies.

De acordo com Robert *et al.*, (1973), estabilidade ecológica é definida como sendo a habilidade de um ecossistema em resistir às mudanças e perturbações do presente tomando em consideração a passagem do fluxo de energia, onde mantêm um equilíbrio entre os sistemas constituintes do próprio ecossistema. As propriedades principais da estabilidade ecológica são: estabilidade matemática, resistência (inércia e mobilidade), resiliência (recuperação), persistência das espécies e a sua variabilidade (Li *et al.*, 2000). Neste estudo a estabilidade é analisada como uma função linear de diversidade.

A estabilidade ecológica no contexto de um ecossistema deve ser analisada na relação de perturbação (Li *et al.*, 2000). A perturbação é definida segundo Larsen (1994), como um evento que pode ser natural assim como não natural que ocorre no sistema com flutuações acima do normal, mas geralmente causadas pelo Homem. Neste estudo a perturbação é analisada através dos níveis de interferência humana a que as manchas florestais estão sujeitas.

2.2 Extensão das florestas costeiras em Moçambique

Em Moçambique, a área total da floresta costeira não é conhecida apesar de se acreditar que o país concentra uma grande faixa do ecossistema. Moçambique possui cerca de 76% do total de cerca de 6250km² (figura 1), para toda ecoregião (Burgess *et al.*, 1998). Refere-se ainda que cerca de 42% da população vive nos distritos costeiros e parte desta população depende dos recursos costeiros o que propicia pressão sobre os ecossistemas costeiros. Apesar de persistirem

ainda regiões em bom estado, espera-se que esta pressão aumente (UNEP, 1998).

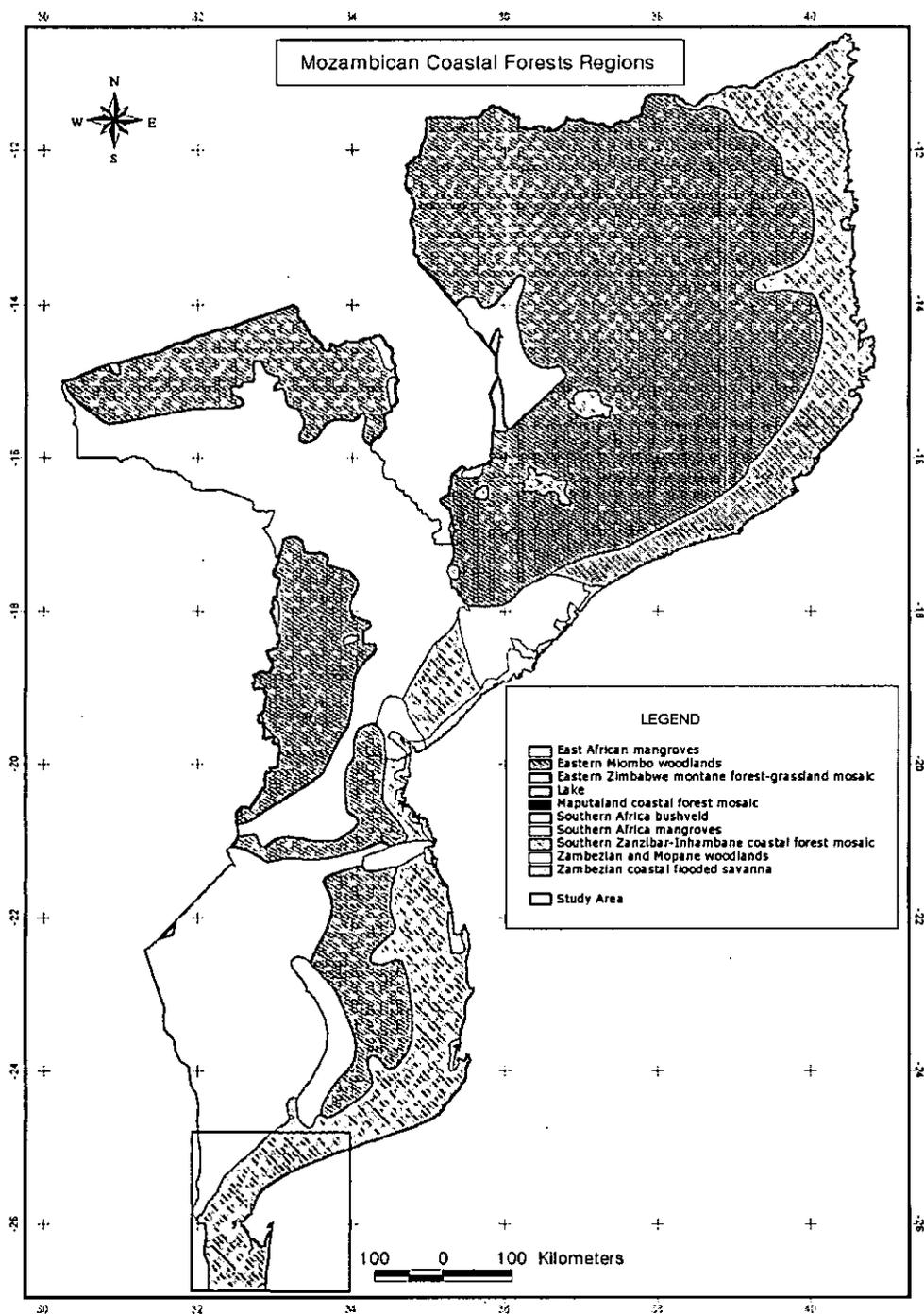


Figura 1: Distribuição das florestas costeiras em Moçambique

Fonte: Projecto Florestas Costeiras DEF- FAEF- 2003

A costa do Sul de Moçambique estende-se desde a Ilha do Bazaruto até a Ponta Douro (Figura 2),

A costa do Sul de Moçambique estende-se desde a Ilha do Bazaruto até a Ponta Douro (Figura 2), cobrindo uma extensão de 850km² e é caracterizado pela presença de vegetação costeira (UNEP, 1998). Em Matutuine, encontra-se manchas de floresta que são consideradas típicas do Centro de endemismo de Maputaland onde, segundo van Wyk (1994), estas manchas formam um mosaico típico de vegetação entre a região de Maputaland -Pondland.

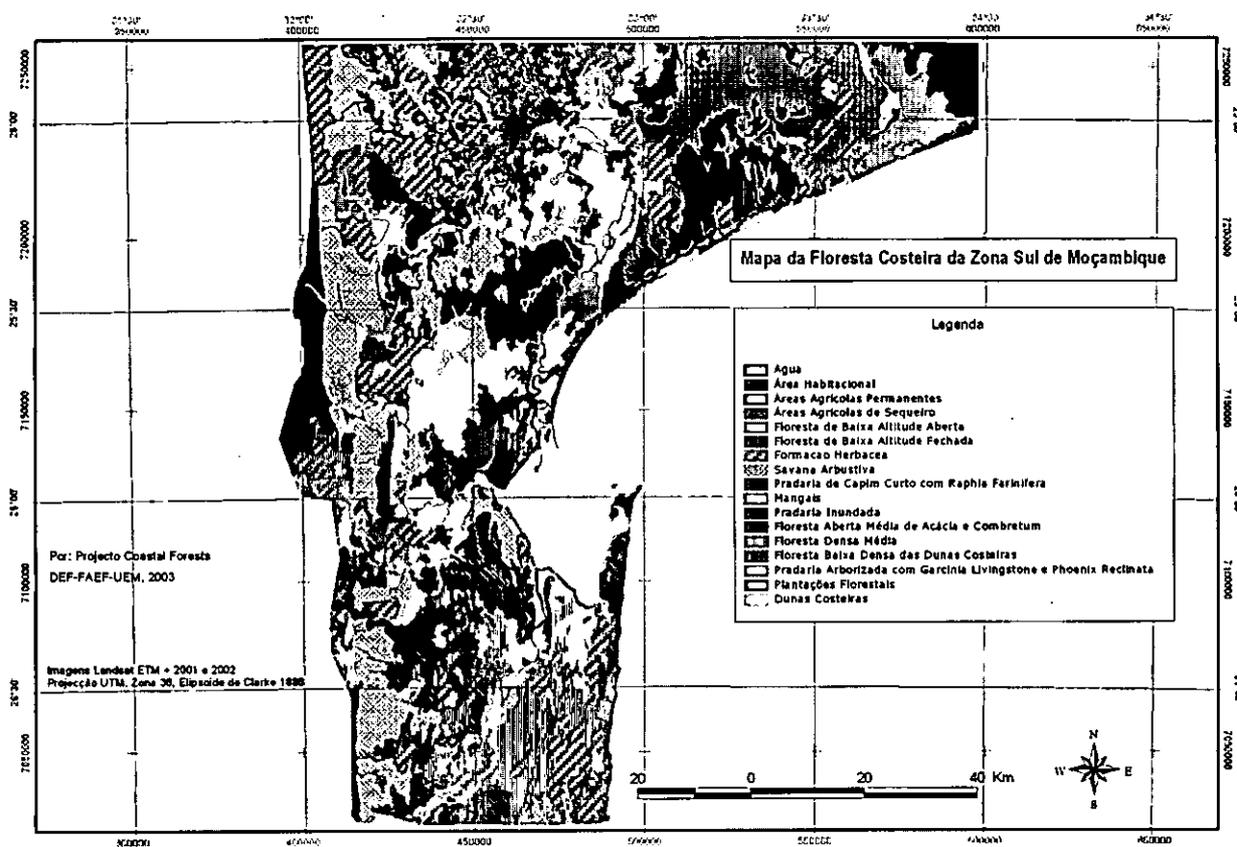


Fig. 2: Distribuição das florestas costeiras do Sul de Moçambique

2.3 Diversidade de florestas costeiras de Moçambique

Até ao momento não existe conhecimentos concretos sobre a diversidade de florestas costeiras (Pereira, 2004). Porém sabe-se que as florestas costeiras possuem maior diversidade florística do que outros tipos florestais. Dos vários tipos de formações vegetais que ocorrem na zona costeira, a maioria encontra -se em zonas com altitude que variam de 0-50 m e 300-500 m (White, 1983).

contam com uma diversidade de espécies e endemismo maior do que qualquer outro tipo de ecossistema (Pereira, 2004). Esta diversidade encontra-se distribuída ao longo da zona costeira do país, sendo que a zona norte do país é que concentra maior diversidade (Burgess *et al.*, 1998).

O Distrito de Matutuine, situa-se na zona costeira de Sul de Moçambique e está incluída na região de Maputaland-Pondoland (Van Wyk, 1994). A vegetação é relativamente bem distinta e consiste de florestas (Florestas costeira indiferenciada, Floresta arenosa, Floresta dunar e Floresta pantanosa), matas, pradarias e zonas pantanosas (Hatton *et al.*, 2001). A fauna associada é igualmente interessante e diversificada, com mais de 63 mamíferos, 30 anfíbios, 43 répteis e 337 espécies de aves, o que reflecte, em si, níveis altos de diversidade.

2.4 Utilização das florestas costeiras

De acordo com WWF (2002), os ecossistemas costeiros apresentam uma riqueza biológica que lhes confere estatuto de grandes berçários naturais tanto para as suas espécies vegetais características, como para animais que migram para as áreas costeiras. A fauna e a flora das regiões costeiras representam uma fonte enorme de alimento para as comunidades humanas locais.

As florestas costeiras contribuem para o desenvolvimento sócio-económico e para a redução da pobreza das comunidades, fornecendo uma série de benefícios e estratégias para a segurança alimentar sendo fontes indispensáveis de matéria-prima para a construção e medicamentos (Burgess *et al.*, 1998). Desempenham também um papel ecológico muito importante pois impedem a erosão, estabilizam os estuários, servem de alimento aos animais marinhos assim como locais propícios para a reprodução dos crustáceos.

Segundo Viena *et al.*, (1999), o uso sustentável da biodiversidade pressupõe a manutenção dos serviços ambientais. Esses serviços ambientais incluem a conservação dos recursos hídricos, a manutenção do equilíbrio do clima regional e global, a protecção contra fogo accidental, a conservação do solo e retenção de segmentos, a absorção e reciclagem dos produtos gerados pela actividade humana e a conservação dos recursos genéticos.

2.5 Maneio de florestas costeiras

O termo maneio florestal é usado quando são aplicado um conjunto de acções integradas e coordenadas de modo atingir determinados objectivos. Significa a manipulação da floresta com vista a alcançar os objectivos desejados (Pereira, 2001). Segundo a FAO (1995), a arte de manipular a floresta é antiga e tem sido praticada ao longo de anos pelas pessoas que nela vivem e pelas empresas, principalmente para assegurar o futuro dos recursos e permitir que se continue a desfrutar dos benefícios económicos derivadas das florestas bem manejadas.

Manjate (2004), reconhece 4 tipos de sistema de maneio florestal em Moçambique, que se diferenciam em termos de posse, tomada de decisão sobre o acesso, exclusão e distribuição dos benefícios:

a) Maneio Estatal, onde os direitos são do Estado. O Estado é que assegura o acesso, concede direitos de uso mas fica com a propriedade e o usuário não pode vender ou transferir direitos. Exemplos deste tipo de maneio são os Parques e Reservas Nacionais.

b) Maneio Privado, onde os direitos são do privado, ele regula o acesso e pode exigir direitos para uso e exclusão dos outros; o titular pode vender ou transferir os direitos. Exemplo: Floresta Privada (não aplicado na legislação moçambicana).

c) Maneio Comunitário, a comunidade e os grupos autorizados pelas comunidades regulam o acesso e concedem direitos. Excluem os membros que não fazem parte da comunidade, tomam decisões sobre uso e conservação de recursos, assim como o controle e distribuição dos produtos. Mas no caso de Moçambique não podem transferir para outrem.

d) Maneio Comunal, é realizado por grupos distintos que fazem parte parcial da comunidade e onde a distribuição dos benefícios está nas mãos desse grupo. Exemplos são os grupos baseados em famílias, tribos, clãs e outras formações.

Nas manchas estudadas ocorrem dois tipos de maneio sendo que o maneio estatal é encontrado na Reserva de Maputo (RM) e o maneio comunitário na Floresta Comunitária de Madjadjane (FCM).

Estes tipos de manejo têm influência na estabilidade dos ecossistemas tendo sido observado que o manejo estatal apresenta-se mais estável do que o manejo comunitário.

2.6 Ameaças à biodiversidade costeira em Moçambique

Ameaça à biodiversidade refere-se a qualquer acção que coloque directamente ou indirectamente em risco qualquer elemento da biodiversidade (Pité *et al.*, 1996). De uma forma geral, a protecção da biodiversidade passa pela separação dos elementos da biodiversidade de suas ameaças. A forma mais comum de preservar a floresta é tentar evitar a extinção de espécies, estabelecer áreas de protecção (MICOA, 1998), embora a iniciativa de conservação fora das áreas protegidas também contribua para manutenção da biodiversidade.

A distribuição da biodiversidade não é aleatória, ela deriva de entre outros factores da selecção natural (Wilson *et al.*, 1996). Porque as espécies respondem de modos específicos a estes factores, elas terão a sua abundância, estrutura, distribuição espacial, taxas de natalidade, mortalidade e migrações determinados por esses factores (Pité *et al.*, 1996).

As ameaças principais à biodiversidade costeira em Moçambique são entre outros factores, o crescimento rápido do turismo que produziu mais infra-estruturas devastou ecossistemas naturais nas zonas costeiras, aumentou a poluição do meio ambiente e criou diversos impactos na biodiversidade. Um exemplo é a cadeia de hotéis construídos nas áreas costeiras, áreas essas que num passado recente constituíam diversos habitats de floresta costeira, mangais e recifes de corais (Miller *et al.*, 1995).

A exploração de recursos, é outro factor de peso na dinâmica das populações. Este também é derivado do factor Homem. Como se pode depreender o Homem joga um papel relevante nos níveis de biodiversidade registados num local tanto que o crescimento populacional humano é actualmente considerado como sendo a principal ameaça para a biodiversidade (Hawksworth *et al.*, 1995). Uma análise atenta se verifica que o crescimento da população humana e o processo de extinção de espécies seguem ambos crescimentos logarítmicos (Milner - Gulland, 1998).

2.7 Modelos usados na avaliação de estabilidade de ecossistemas

2.7.1 Modelo de perturbação humana

Mudanças na estrutura de vegetação podem levar a uma mudança na composição da diversidade de plantas. Estas mudanças podem ser interpretadas usando índice de perturbação humana (Huston, 1994).

O índice de perturbação humana ou índice de interferência humana (IIH) é um modelo que mostra até que ponto um determinado ecossistema pode ser perturbado ou está sendo perturbado, quer pelos factores naturais assim como por factores antropogénicos (Acharya, 1999). De acordo com Huston (1994), a perturbação é uma condição externa para a fisiologia natural da vida de organismos que resulta na morte repentina da biomassa na comunidade numa escala de tempo relativamente curta em relação àquela da acumulação da biomassa. A perturbação pode manter pouco, muitos ou todos organismos na comunidade, ou simplesmente elimina uma porção de indivíduos, como é frequente no caso da destruição de plantas (Acharya, 1999).

Segundo White (1985), a perturbação pode afectar a população de plantas podendo modificar as interacções entre as espécies na comunidade. Habitats perdidos, fragmentados e degradados constituem uma ameaça importante à biodiversidade. Esta ameaça aumentou o interesse dos cientistas em estudos de perturbação humana.

A identificação da perturbação humana é importante porque afecta a vegetação da floresta, identificando as comunidades de plantas que estejam a sofrer esta perturbação. Por conseguinte a relação entre a perturbação humana e a diversidade das espécies vegetais pode ser directa ou casual. O IIH, pode ser calculado para cada parcela, transecto ou por mancha. Pode-se classificar em 3 categorias: sendo alto quando a perturbação esta acima dos 24%, intermédio quando varia (23.9 -5)% e baixo quando (0 -4.9)% (Acharya,1999).

A perturbação consiste num mecanismo cujo limite da biomassa da planta pode ser causada pela destruição parcial ou completa do ecossistema. Dois tipos de perturbações humana são identificados: o Indicador de perturbação directo (DDI) e o Indicador de perturbação indirecto

(IDI). O DDI, relaciona-se com a remoção das árvores e a sua biomassa no local, enquanto que o IDI, não confirma a remoção de plantas ou árvores no ecossistema, mas testemunha a presença de actividades humanas (Acharya, 1999).

Acharya (1999), diz que os distúrbios humanos podem ser avaliados com base nos seguintes indicadores: presença de cepos, ramos cortados, terras abandonadas, terras cultivadas, sinais de paisagem (fezes), caules homogêneos, indícios de fogo, capim acumulado, lixo, presença de folhas acumuladas, sinais de erosão de solos, cobertura vegetal, regeneração, animais domésticos, presença de lenha, caminhos, pedaços de blocos, pedaços de plásticos, papeis, latas e ervas daninhas. Ainda de acordo com Acharya (1999), é possível avaliar-se com base nestes indicadores a perturbação humana causada pelas comunidades que vivem dentro e nos arredores de uma reserva florestal usando o Índice de interferência Humana.

2.7.2 Modelo diversidade-estabilidade

A complexidade dos ecossistemas florestais em termos de composição de espécies e sua estrutura (árvores com diferentes idades e tamanho na mesma área), tem sido indicado como uma das principais razões pelas quais há falta de modelos adequados para representarem a sua dinâmica (Siteo *et al.*, 2000).

A relação entre a diversidade-estabilidade dos ecossistemas é um dos temas mais polémicos da ecologia moderna (Miller *et al.*, 1995). A hipótese de diversidade-estabilidade sustenta a ideia de que as espécies diferem em suas características e que ecossistemas mais diversos apresentam maior probabilidade de conter algumas espécies que sejam capazes de prosperar durante uma determinada perturbação (Mac Cann, 2000).

Por sua vez (Li *et al.*, 2000), dizem que o uso de medidas de diversidade está relacionada com a hipótese diversidade-estabilidade segundo a qual se postula que os ecossistemas são tanto mais estáveis quando maior a diversidade no sistema.

Segundo Huang *et al.*, (2001), a relação entre a diversidade-estabilidade é linear e unimodal para todas as classes de idade dum povoamento. Esta relação pode variar em função da sua magnitude

da área basal e longevidade das espécies, pois as espécies que se encontram em povoamentos muito densos apresentam maior competição e o seu crescimento é lento apresentando uma taxa elevada de mortalidade que por conseguinte irá reduzir a estabilidade.

Segundo Li *et al.*, (2000), a medição da estabilidade ecológica é desenvolvida usando modelos matemáticos que mostram as relações entre a estabilidade ecológica, diversidade e a sua complexidade. Estes modelos matemáticos podem ser explicados através de funções lineares, redundância e logarítmica. De acordo com Conrad (1971), a relação entre a diversidade e estabilidade é linear (mostra a relação directa entre o número de espécies e a taxa de processos ecossistémicos), diz que a comunidade ecológica irá crescer e aumentar a sua produtividade se existir fluxo de energia no ecossistema caso este não seja perturbado por factores naturais e humanos.

O modelo diversidade-estabilidade está directamente relacionada com o nível de perturbação dos ecossistemas, pois segundo Huston (1994), a perturbação pode criar isolamento e invasões geográficas, alteração da beleza cénica dos ecossistemas, perda da funcionalidade dos ecossistemas, efeito marginal que por conseguinte irá reduzir a diversidade-estabilidade.

2.8 Parâmetros usados para a caracterização de comunidades vegetais

2.8.1 Frequência

O número de parcelas em que cada espécie ocorreu, permite medir a regularidade de distribuição horizontal de cada espécie sobre o terreno (Lamprecht, 1990). A frequência absoluta é a probabilidade de encontrar uma certa espécie numa certa área de amostragem ou parcela (Kente, 1992). Exprime a distribuição de cada espécie sobre o terreno através do número de amostras nas quais ocorrem.

Segundo Lamprecht (1990), as espécies podem ser agrupadas em cinco classes de frequência absoluta, I=1-20%, II=21-40%; III=41-60%,IV=61-80%,V=81-100%. As frequências representam a primeira expressão aproximada da homogeneidade de um povoamento, diagramas com altos

valores para classes V e IV ou com baixos valores para as classes I e II, também indicam uma composição florística homogénea. Altos valores para as classes I / II significam acentuada heterogeneidade florística. Deve-se frisar que os valores das frequências também dependem do tamanho da respectiva parcela. Quanto maior sua extensão, tanto maior é o número de espécies que passam fazer parte das classes superiores de frequência obtidas de amostra de igual tamanho. A frequência depende não só do tamanho das parcelas mas também do tamanho da planta e da relação entre as espécies na vegetação.

2.8.2 Densidade

A densidade é o número total de indivíduos por unidade de área (Bullock, 1996). A densidade relativa é obtida pela razão entre a densidade absoluta da espécie e a densidade total do povoamento em questão. A densidade não é uma boa descrição da comunidade de plantas pois não fornece informações sobre como as plantas estão distribuídas dentro das comunidades (Higgins *et al.*, 1996).

2.8.3 Abundância

Abundância (número de árvores por hectare) permite medir a participação de uma determinada espécie na floresta (Hosokawa, 1986). Segundo Oliveira *et al.*, (1982), a participação de cada espécie em relação a um número total de árvores levantadas na parcela indica a abundância relativa. Estes autores afirmam que o facto de as espécies apresentarem abundância baixa pode significar que estas tenham sofrido operações de exploração principalmente quando se trata de espécies características da área.

2.8.4 Diversidade

A diversidade de espécie é uma medida do nível de complexidade de uma determinada comunidade. Para uma grande variedade de espécies, deduz-se uma grande quantidade de interacção entre população que teoricamente são mais complexos e variados em comunidades com alta diversidade de espécies. Uma comunidade é determinada diversificada de espécies se todas espécies presentes são igualmente abundantes ou se a abundância de espécies é quase igual (Gaines *et al.*, 1999). A diversidade pode ser medida e calculada pelo levantamento do número de espécies, pela descrição da sua abundância relativa ou usando medições que combinem as duas

componentes: riqueza e abundância (Gaines *et al.*, 1999).

Índice de diversidade

De acordo com Gaines *et al.*, (1999), índice de biodiversidade são ferramentas importantes para a avaliação da diversidade vegetal, devido aos padrões da variação temporais e espaciais que ocorre normalmente em floresta, além de que funcionam como uma ferramenta para avaliar o estado do ecossistema. O índice de Shannon -Wiener (H'), é o índice mais usado porque incorpora tanto a riqueza de espécies como a abundância. Contudo esta não separa a diversidade de espécies nativas das não nativas da diversidade total das espécies presentes (Krebs, 1992).

O índice de Shannon –Wiener (H') aumenta com o número de espécies na comunidade e com a redução do número de indivíduos de cada espécie. Na prática, para comunidades biológicas não excede 5.0 (Krebs, 1992). Para Kent *et al.*, (1992), os valores do índice encontram-se entre 1.5 e 3.5. Contudo, em casos excepcionais o valor pode exceder 4.5. Teoricamente o valor máximo é $\ln S$ (logaritmo do número de espécies), que indica uma competição ou uma coexistência estável entre as N espécies.

2.8.5 Riqueza de espécies

Representa o número total de espécies, numa dada área geográfica em determinado tempo. É uma variável descritiva dos padrões espaciais de distribuição de espécies no terreno e importante para a apreciação da diversidade de espécies de uma determinada área.

Índice de riqueza de espécies

Segundo Kent *et al.*, (1992), este índice significa a contagem do número de espécies numa parcela, área ou comunidade, é frequentemente igualada a diversidade. Gaines *et al.*, (1999), afirma que a medida mais simples da estrutura da comunidade é o número de espécies que ela possui, o qual é usualmente denominado de riqueza de espécie. É frequentemente medida sob forma de índice de riqueza de espécies (IRE) obtida da razão entre o número de espécies (S) e a raiz quadrada do número total de indivíduos de todas as espécies.

2.8.6 Índice de similaridade

Os índices de similaridade são consideradas centrais em ecologia, sendo portanto muito utilizados em estudos de comunidade. Estes índices são bastante úteis para saber o quanto duas comunidades são similares para comparar a composição das espécies de uma determinada comunidades em diferentes períodos de tempo (Gaines *et al.*, 1999).

O coeficiente de similaridade de Jaccard usado para avaliar a similaridade das manchas em termos de composição de específica, varia de 0-100%, quando o coeficiente é maior que 50% representa a mesma associação (Kent *et al.*, 1992). Contudo, o índice de similaridade das comunidades raramente ultrapassa os 60%, comunidades com semelhança em torno de 25% são consideradas similares.

Os valores de índice de similaridade (cc), em geral variam de $(0 \leq 1)$, quando a espécie não ocorre numa das comunidades o índice é igual a zero, quando varia de $(0,5 \leq 1)$, significam que as comunidades se associam, ou seja um elevado numero de espécies é encontrado em ambas comunidades (Oliveira *et al.*, 1982). Este índice permite analisar a homogeneidade entre as unidades amostrais, em termos de espécies presentes. Factos que promovem resultados de muitos índices baixos entre algumas parcelas ou amostras.

2.8.7 Índice de valor de importância

Define-se de Índice de valor de importância (IVI), como a média aritmética de abundância, dominância e frequência relativa para cada espécie. Caracteriza a importância de cada espécie na floresta (Oliveira *et al.*, 1982).

Os parâmetros como abundância, dominância e frequência, demonstram aspectos importantes da população contudo, estes isoladamente não dão uma informação geral sob a estrutura horizontal de espécies de determinado sítio. Assim o IVI, permite ter uma visão geral da estrutura horizontal das espécies do sítio e conseqüentemente permite ter uma ideia das espécies ecologicamente importantes na floresta (Hosokawa, 1986). Valores mais ou menos iguais obtidos para os IVI das espécies dão uma indicação da igualdade ou pelo menos, semelhança dos povoamentos quanto à composição, característica do sítio e a dinâmica dos povoamentos (Lamprecht, 1990).

2.8.8 Biomassa lenhosa

Segundo MINAG (1990), a biomassa é definida como sendo o peso de uma população ou grupos de populações de plantas ou animais, podendo ser expresso por (Kg/ha) ou mesmo por (ton/ha). Brower *et al.*, (1998) dizem que a biomassa é um indicador de produtividade de um sitio e varia com a precipitação, temperatura, latitude e altitude. Valores de biomassa são muito usados para se saber da densidade da população porque o tamanho dos indivíduos de espécies diferentes varia muito.

2.8.9 Amostragem para a regeneração

Segundo Alder e Synnot (1992), a regeneração é o processo pelo qual a floresta é renovada, podendo ser através de plântulas ou por sementes. A amostragem de regeneração pode ser considerada como a enumeração e medição de todas árvores, plântulas e mudas abaixo de um diâmetro mínimo. A análise de regeneração fornece indicações em relação a quantidade de espécies que contribuem para o estoque da floresta, a sua representação em termos de números de indivíduos, bem como, ajudam a inferir sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

3.1.1 Localização geográfica

Segundo Pereira (2004), o Distrito de Matutuine está localizado no extremo Sul da província de Maputo e do país, possui uma costa virada para o Oceano Índico de cerca 86 Km (figura 3), desde o Cabo de Santa Maria (26° 05' S e 32°; 58 ' E), e a Norte até a Ponta de Ouro (26° 51' S; 32°; 58 ' E).

A Norte é limitada pela baía e a Cidade de Maputo a Sul pela República da África de Sul, a Este é banhada pelo oceano Índico e a Oeste confina com os distritos de Namaacha e Boane, com uma superfície de 5,387km² (MAE, 2005).

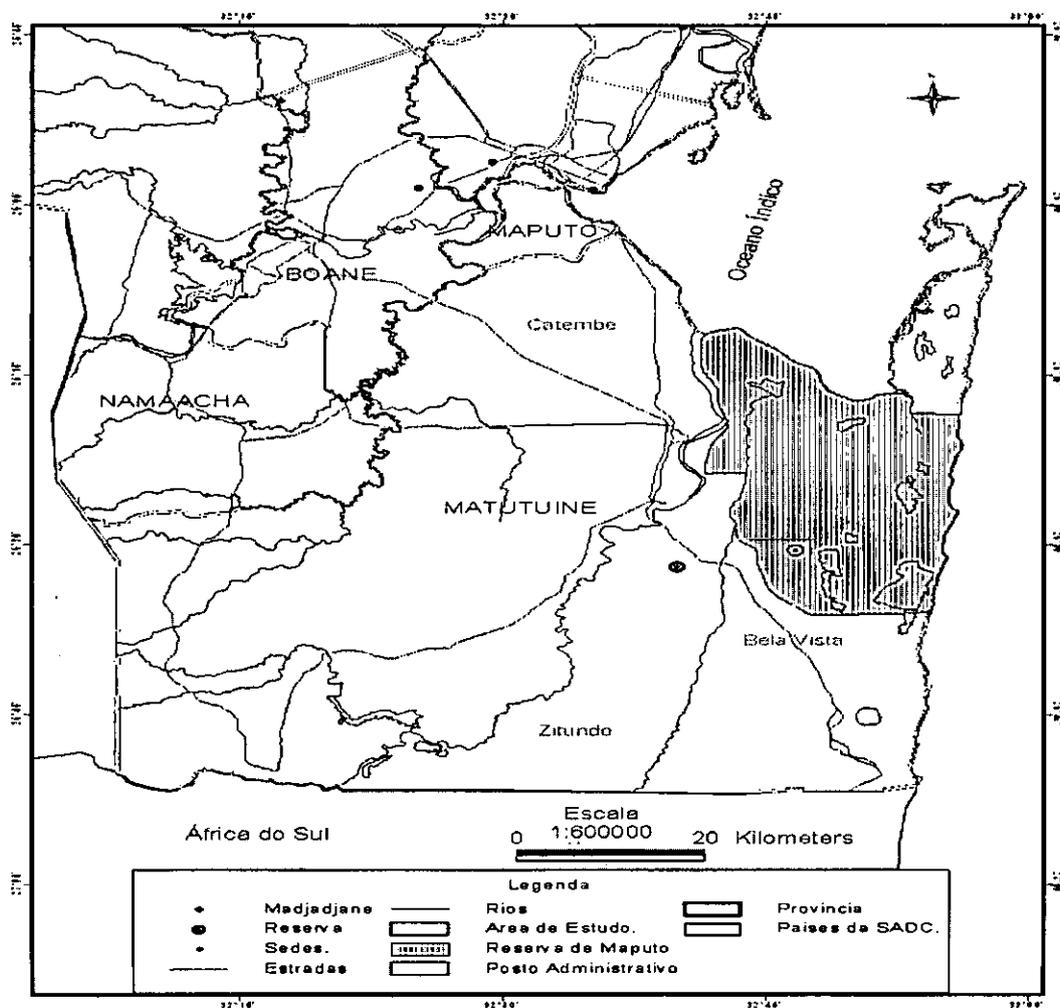


Figura 3: Área de estudo

3.1.2 Clima e hidrografia

De acordo com IUCN (2002), o clima é sub-tropical e apresenta-se com uma variabilidade significativa espacial de precipitação, quando se caminha da costa para interior. Ocorre duas estações ao longo do ano, chuvoso de Outubro-Abril e Seco de Maio-Setembro.. Ao longo da orla costeira observam-se valores médios de precipitação anual na ordem de 1200 mm decrescendo à medida que se caminha para o continente até aos níveis de 500-600 mm (Abraham *et al.*, 2001). Ao longo da fronteira Ocidental verifica-se uma ligeira subida de temperatura nos níveis anuais superiores a 24°C (Van Wyk, 1994).

No distrito de Matutuine ocorrem três áreas hidrogeológicas nomeadamente:

Áreas pertencentes a bacia sedimentar ao Sul do Save, com sub-unidades de cintura dunar;

Áreas pertencentes a bacia sedimentar ao Sul do Save, com sub-unidades das planícies denudadas ao longo da Cordilheira dos Libombos, e

Áreas de terrenos vulcânicos.

Do ponto de vista físico a região é definida pela bacia de Maputo-Tembe. Possui como principais rios: O Maputo, O Tembe, Futi, Nsele, e Chilichili e , com as seguintes lagoas:Phiti, Chinguti, Sotiva, Malonna, Mandlene, Tsebjane, Gamane e Mangalipse (Pereira, 2004).

3.1.3 Relevô, solos e vegetação

O Distrito é caracterizada pela prevalência de planície litoral, e montes que não excedem os 150 m de altitude. Ao longo do gradiente Norte-Sul encontram-se sistemas fluviais com principais depósitos aluvionais o que determina a conformação de unidades ecológicas específicas na forma de corredores (Abraham *et al.*, 2001). No interior destaca-se a cadeia dos Libombos que é de origem vulcânica de uma configuração geomorfológica da orla fronteiriça, bem diferente do resto do distrito (Van Wyk, 1994).

Os solos são maioritariamente arenosos caracterizadas pela 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 uma significativa capacidade de retenção de água. Nas porções mais próximas ao sistema oceânico, os índices de intrusão salina são de certo modo consideráveis nestes vales fluviais o que determina a ocorrência de solos salinizados (IUCN, 2002).

O Distrito está localizado no Mosaico Regional de Tongoland-Pondoland, que tem características únicas, representando um encontro das floras zambesiaca e da África Temperado (tipo Sul africano) e, por isso, designado por região de Maputaland- Pondoland e é condicionada pelas condições edáficas (Van Wyk, 1994). Os tipos de vegetação que ocorrem são Floresta afromontanha, floresta de savanas, floresta de dunas, para além de diferentes tipos de pradaria (Abraham *et al.*, 2001).

3.1.4 Fauna terrestre

Dentro das referidas formações vegetais florestais, em especial na Reserva Especial de Maputo, com cerca de 70000 ha onde encontram-se uma variedade de espécies de animais que incluem 63 de mamíferos, 30 de anfíbios, 43 de répteis 337 espécies de aves, o que reflecte, em si, níveis altos de diversidade (Pereira, 2004).

3.2. Métodos de recolha de dados

Usando uma amostragem sistemática, fez-se a sobreposição de mapas de solos e da vegetação do distrito de Matutuine com vista a encontrar zonas homogéneas em termos de tipos de vegetação e solos nas manchas de florestas em estudo (Reserva de Maputo e Floresta comunitária de Madjadjane).

A partir da sobreposição de mapas, foram identificadas dois tipos de solos, sendo o das dunas costeiras para (RM) e arenosos amarelados para (FCM). O tipo florestal encontrado para as duas manchas foi LF1 (Floresta de baixa altitude), cujas características segundo Saket (1994), são as seguintes:

- Vegetação caracterizada por dosséis múltiplos, frequentemente, com trepadeiras unidas às copas das árvores. A cobertura das copas do estrato superior esta acima dos 75%. A camada herbácea encontra -se pouco desenvolvida, às vezes ausente.

Depois de identificadas manchas homogéneas foi estabelecido um transecto imaginário. Em cada mancha, foi estabelecido um rectângulo de dimensões de (600*450) m. Neste rectângulo foram inseridos 6 transectos com a orientação Este-Oeste. Os transectos tinham 600m de comprimento com uma separação de 50m entre si. Ao longo de cada transecto foram estabelecidas 6 quadrículas de 100 m² (20*50) m, perfazendo um total de 36 quadrículas por mancha. A distância entre as quadrículas era de 50m (Grundy *et al.*, 1993 e Obiri *et al.*, 2002). A localização destas

As espécies de maior frequência foram: *Sideroxylon inerme* (6,25%), *Strychnos spinosa* (5,83%) e *Strychnos madagascariensis* (5,83%), e as de menor frequência foram *Annona senegalensis* e *Vangueria infausta*, ambas com 0,417%, no que concerne a RM. Para FCM, as espécies de maior frequência foram *Dialum schlechteri* (9,059%), *Balanites maughamii* (6,272%), *Albizia adianthifolia* e *Azelia quanzensis*, ambas com 5,571% e as de menor frequência foram *Pteleopsis myrtifolia* e *Euclea natalensis*, ambas com 0,348%.

Tabela 2: As espécies de maiores e menores valores de frequência

Tipo de mancha	Nome científico	Frequência	Frequência relativa (%)
RM	<i>Sideroxylon inerme</i>	0,417	6,250
	<i>Strychnos madagascariensis</i>	0,389	5,833
	<i>Strychnos spinosa</i>	0,389	5,833
	<i>Annona senegalensis</i>	0,028	0,417
	<i>Vangueria infausta</i>	0,028	0,417
FCM	<i>Dialum schlechteri</i>	0,722	9,059
	<i>Balanites maughamii</i>	0,500	6,272
	<i>Azelia quanzensis</i>	0,444	5,575
	<i>Euclea natalensis</i>	0,028	0,348

A densidade foi maior na Reserva de Maputo com um valor médio de 152 árv/ha e menor para Floresta Comunitária de Madjadjane com um valor de 174 árv/ha. A distribuição da densidade ao longo dos transectos (para árvores com DAP's ≥ 10 cm) pode ser vista na figura 5.

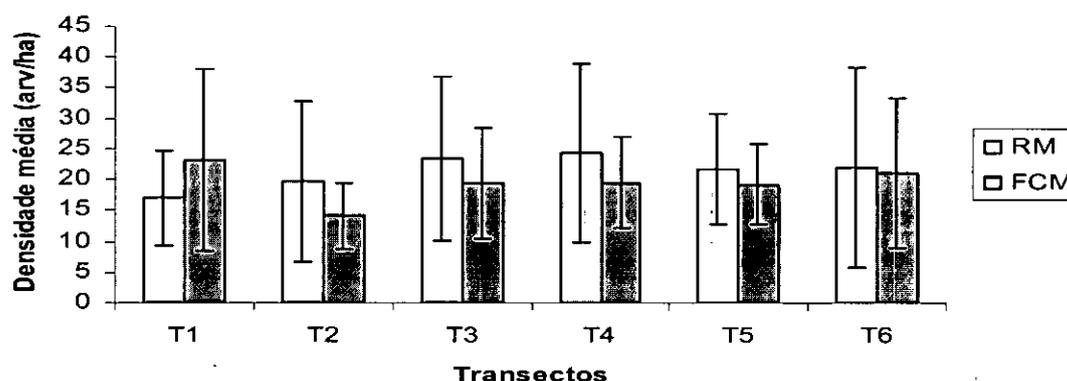


Figura 5: Distribuição da densidade (\pm desvio padrão) por transecto para RM e FCM.

quadrículas foi feita através do GPS, cujas coordenadas geográficas foram lançadas previamente e com uso de uma bússola

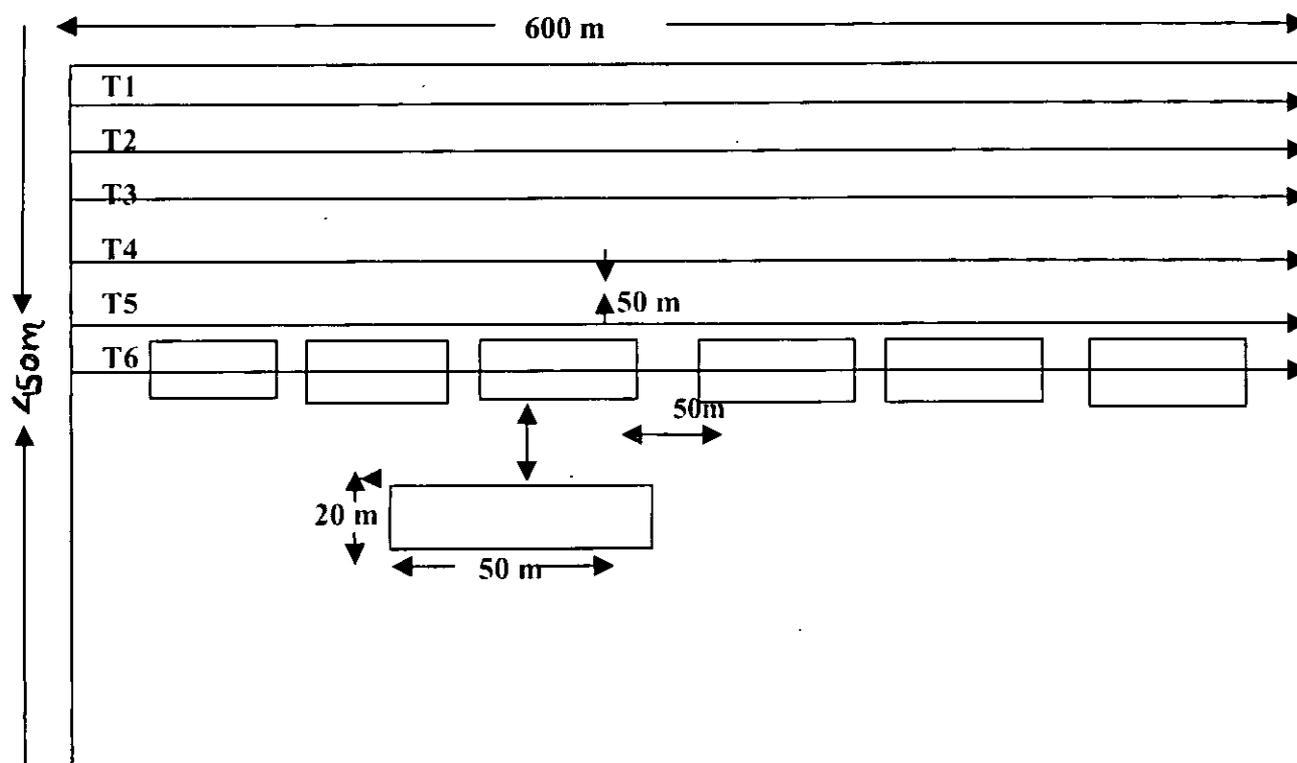


Fig. 4: Orientação do transecto e modelo das quadrículas usadas na área de estudo.

3.2.1 Composição e diversidade das comunidades vegetais

Em cada quadrícula foram tomados os seguintes dados:

- Identificou-se as espécies arbóreas presentes, com ajuda de um técnico botânico, um guia conhecedor das espécies locais e através do uso da guia de identificação de espécies arbóreas;
- Contou-se todos indivíduos de cada espécie e mediu-se os diâmetros superiores ou iguais a 10cm usando uma suta;
- Mediu-se e estimaram-se as alturas de todas as árvores com ajuda do hipsómetro.

Para a regeneração estabelecida fez-se uma sub parcela de (5*5) m, alocada no canto superior direito de cada quadrícula pertencente a cada transecto e, posteriormente, foram medidas árvores com DAP's entre (5-9.9) cm para avaliar o estado de regeneração na mancha.

A análise dos dados referentes à composição e diversidade das comunidades vegetais teve como referência a metodologia usada por Lamprecht (1990), Kent *et al.*, (1992), Huston (1994) e Higgins *et al.*, (1996).

a) Frequência

$$fi = ni / n \quad (1)$$

$$fr = (fi / \sum fi) * 100 \quad (2)$$

Onde:

fi – frequência;

n – número total de parcelas;

ni – número de parcelas com certa espécie;

fr – frequência relativa;

fi – frequência absoluta de espécies i;

fi – somatório das frequências de todas espécies.

b) Dominância

$$Dom.abs = gi / ha \quad (3)$$

$$Dom.rel = (gi / ha) / (G / ha) \quad (4)$$

Onde:

Dom abs – dominância absoluta

Dom rel – dominância relativa

g – área basal da espécie i $[1/4 * \sum (DAP)^2]$

g/ha – área basal da espécie i por unidade de área.

G/ha – área basal de todas espécies por unidade de área.

c) Densidade

$$d = n / ha \quad (5)$$

Onde:

d – densidade;

n/ha – número de indivíduos por hectare.

d) Abundância

$$Aba = ni / ha \quad (6)$$

$$AB_{rel} = [n / ha / (N / ha)] \quad (7)$$

Onde :

Aba – abundância absoluta de espécie;

ni /ha – número de árvores da espécie i;

AB_{rel} = Abundância relativa (%)

N /ha – número total de árvore de todas espécies por hectare.

e) Índice de diversidade de Shannon-Wiener

$$H' = -\sum pi * \ln(pi) \quad (8)$$

Onde :

H' – Índice de Shannon- Wiener;

$$Pi = ni / N \quad 9)$$

Pi – proporção do numero total indivíduos a que pertence a espécie i.

Onde:

n- número de indivíduos de espécie i;

N - número total de árvore de todas espécies.

f) Índice de riqueza de espécies

$$IRE = S / \sqrt{N} \quad (10)$$

onde:

IRE – índice de riqueza de espécies;

S – número de espécies;

N – número total de indivíduos.

g) Índice de valor de importância

$$IVI = D_{rel} + F_{rel} + AB_{rel} \quad (11)$$

Onde:

IVI = Índice de valor de importância (%);

D_{rel} = Dominância relativa (%);

F_{rel} = Frequência relativa (%), e

AB_{rel} = Abundância relativa (%).

3.2.2 Quantificação da biomassa lenhosa nas comunidades vegetais

A biomassa foi calculada em função de cada quadrícula, cada transecto e mancha e para tal, foi usada a fórmula desenvolvida por MINAG (1990):

$$B (Kg) = \pi * r^2 * h * 0.6 * 750 \quad (12)$$

onde:

r = DAP/2 (m)

h = altura total

0.6 = factor de correcção da altura

750 = Densidade da madeira (kg /m³) média das espécies nativas de Moçambique

3.2.3 Estabilidade das comunidades vegetais

A comparação das manchas foi feita através do modelo matemático adaptado por Robert *et al.*, (1973), na qual:

$$Y = a * x \quad (13)$$

r = DAP / 2

Onde:

Y- processos ecossistémicos ;

X-Diversidade, proveniente do índice de Shannon-Wiener

a-Coeficiente angular.

3.2.4 Índice de interferência humana

A contagem das variáveis e indicadores da variabilidade do peso de perturbação foi feita para todas as quadrículas que constituem os transectos e para o seu cálculo foi usado o modelo matemático adaptado por (Acharya,1992).

$$HDIndex = \sum Dli / n \quad (14)$$

Onde:

H D-índice de perturbação humana;

D li-indicador da variabilidade do peso de perturbação, e

n-número de variáveis de perturbação.

3.3 Análise dos resultados

Os resultados foram analisados usando o micro soft Excel, onde fizeram-se comparações entre as médias e desvio padrão (para densidade, biomassa), para cada transecto com a finalidade de verificar a tendência da média e do desvio padrão.

Em seguida fez-se Análise de variância (ANOVA) ao nível de significância de 5% para (para densidade, biomassa e produtividade) em cada transecto. Esta análise foi feita com o intuito de verificar se existiam diferenças significativas entre os transectos e manchas para cada parâmetro acima supracitado.

Para a ANOVA consideraram-se as hipótese seguintes:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$ (quer dizer que não há diferenças significativas entre as densidades médias e biomassas médias obtidas dos diferentes transectos que constituem cada mancha.

H_a : há diferenças significativas entre as densidades médias e biomassas médias obtidas dos transectos diferentes que constituem cada mancha.

Além da ANOVA, fez-se o teste-t, com a finalidade de comparar as médias da densidade, biomassa e produtividade entre a mancha da Reserva de Maputo e mancha da Floresta Comunitária de Madjadjane. Foram consideradas como hipóteses:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ (quer dizer que não há diferenças significativas entre a densidade média, biomassa média das manchas)

$H_a : \mu_1 \neq \mu_2$ (quer dizer que a densidade média e biomassa média das manchas diferem entre si.

Para analisar a estabilidade das manchas fez-se o teste de correlação e regressão linear simples com finalidade de saber se existe uma correlação entre a diversidade e a estabilidade tendo sido consideradas as seguintes hipóteses:

H_a : Existe uma correlação entre a diversidade e estabilidade,

H_0 : Não existe uma correlação entre a diversidade e estabilidade,

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultados

4.1.1 Composição e diversidade específica das manchas

Nas duas manchas em estudo foram inventariadas 1169 árvores num total de 81 espécies arbóreas e arbustivas distribuídas pelas duas manchas, sendo a Reserva de Maputo (RM) com 63 espécies e a Floresta Comunitária de Madjadjane (FCM) com 48 espécies (não foram identificadas 2 exemplares pelo nome científico assim como pelo nome local, devido a falta de elementos de identificação). Das 81 espécies cerca de 29 espécies ocorrem em ambas manchas. Deste número total de espécies encontraram-se 56 géneros na RM e 37 géneros para FCM.

Cerca de 58 famílias foram identificadas nas duas manchas, donde se destaca a RM com maior número (34) e as restantes para FCM (24). Das 58 famílias, 20 foram encontradas em ambas manchas, o que traduz uma representatividade de espécies da mesma família em valores próximos de 50%.

Tabela 1: Lista de espécies comuns nas duas manchas

Nome científico	Família
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae
<i>Balanites maughamii</i>	Balanitaceae
<i>Brachylaena discolor</i>	Asteraceae
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae
<i>Dialium schlechteri</i>	Fabaceae
<i>Diospyros inhacaensis</i>	Ebenaceae
<i>Euclea natalensis</i>	Ebenaceae
<i>Garcinia livingstonei</i>	Clusiaceae
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Hydrostachyaceae
<i>Kirkia acuminata</i>	Icacinaceae
<i>Manilkara mochisia</i>	Sapotaceae
<i>Pteleopsis mrytifolia</i>	Combretaceae
<i>Sclerocarya birrea</i>	Anacardiaceae
<i>Strychnos madagascariensis</i>	Strychnaceae
<i>Strychnos spinosa</i>	Strychnaceae
<i>Terminalia sericea</i>	Combretaceae
<i>Trichilia emitica</i>	Meliaceae
<i>Vangueria infausta</i>	Rubiaceae

As espécies de maior frequência foram: *Sideroxylon inerme* (6,25%), *Strychnos spinosa* (5,83%) e *Strychnos madagascariensis* (5,83%), e as de menor frequência foram *Annona senegalensis* e *Vangueria infausta*, ambas com 0,417%, no que concerne a RM. Para FCM, as espécies de maior frequência foram *Dialum schlechteri* (9,059%), *Balanites maughamii* (6,272%), *Albizia adianthifolia* e *Azelia quanzensis*, ambas com 5,571% e as de menor frequência foram *Pteleopsis myrtifolia* e *Euclea natalensis*, ambas com 0,348%.

Tabela 2: As espécies de maiores e menores valores de frequência

Tipo de mancha	Nome científico	Frequência	Frequência relativa (%)
RM	<i>Sideroxylon inerme</i>	0,417	6,250
	<i>Strychnos madagascariensis</i>	0,389	5,833
	<i>Strychnos spinosa</i>	0,389	5,833
	<i>Annona senegalensis</i>	0,028	0,417
	<i>Vangueria infausta</i>	0,028	0,417
FCM	<i>Dialum schlechteri</i>	0,722	9,059
	<i>Balanites maughamii</i>	0,500	6,272
	<i>Azelia quanzensis</i>	0,444	5,575
	<i>Euclea natalensis</i>	0,028	0,348

A densidade foi maior na Reserva de Maputo com um valor médio de 152 arv/ha e menor para Floresta Comunitária de Madjadjane com um valor de 174 arv/ha. A distribuição da densidade ao longo dos transectos (para árvores com DAP's ≥ 10 cm) pode ser vista na figura 5.

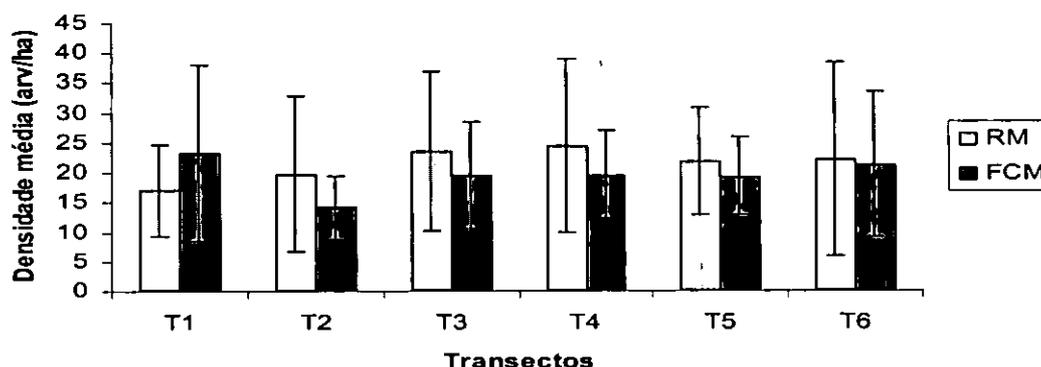


Fig. 5: Distribuição da densidade (\pm desvio padrão) por transecto para RM e FCM.

De acordo com a figura, na Reserva de Maputo os valores baixos da densidade são encontrados no primeiro e segundo transecto, sendo que a partir do terceiro transecto ela aumenta até atingir um valor máximo (T4), onde a partir do qual diminuem ligeiramente mas, mantendo-se maior em relação ao (T1 e T2). Na FCM, os maiores valores da densidade encontram-se no primeiro e no sexto transecto, sendo que os transectos intermédios (T3, T4 e T5) tende a reduzir mas, mantendo pouca variação. Em geral os valores altos da densidade encontrados na RM, reflectem maior número de árvores por unidade de área

Da comparação entre par de médias de densidade para as duas manchas, verificou-se que não existiam diferenças significativas entre o par de médias da densidade ($t = 1,084$; $P = 0,327$), vide em anexo 3.

A estrutura horizontal das árvores da área de estudo pode ser vista na figura 6, que mostra a distribuição clássica de frequência de indivíduos nas duas manchas

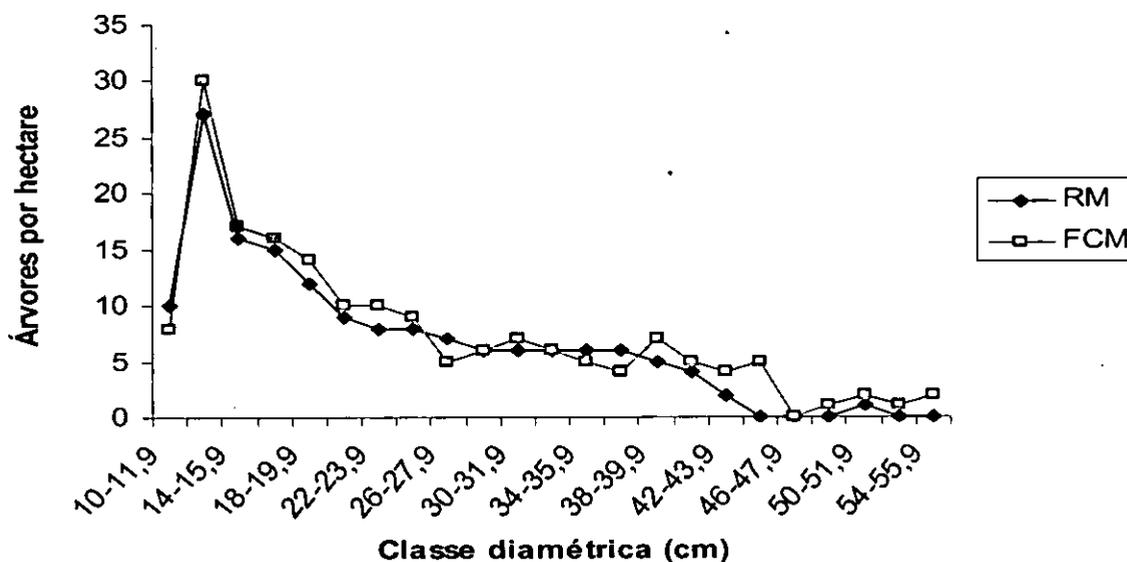


Fig. 6: Distribuição diamétrica das árvores.

A figura 6, dá indicação de alto nível de heterogeneidade em termos de distribuição das árvores na área. Constata-se que o diâmetro máximo medido na FCM foi de 54 cm enquanto para a RM foi de 40,5 cm, ainda nesta figura, pode ser visto que a densidade é maior na FCM e ela tende a

diminuir com o aumento das classes diamétricas, tendo conduzido a configuração do gráfico de distribuição diamétrica numa forma semelhante a "j" invertido, dando indicação do alto potencial de reposição da floresta após uma perturbação.

A espécie com maior valor de abundância para a RM foi o *Strychnos madagascariensis* com 45 arv/ha, que corresponde a 3,76% seguida de *Strychnos spinosa* com 36 arv/ha, que corresponde 2,99%. Todavia, foram encontradas espécies menos abundantes caso de *Hypolaena coriacea* e *Hirtella zangenbarica* ambas com 10 arv/ha.

Na FCM encontrou-se *Albizia adianthifolia* com 33 arv/ha, *Dialium schlechteri* com valor maior de abundância 29 arv/ha, que corresponde 3,34% seguido de *Hymenocardia ulmoides* com 30 arv/ha, que corresponde a 9,25% e as menos abundantes foram *Euclea natalensis* e *Combretum papoide*, ambas com 10 arv/ ha.

Tabela 3: As espécies de maiores e menores valores de abundância

Tipo de mancha	Nome científico	Abundância (arv/ha)	Abundância relativa (%)
RM	<i>Strychnos madagascariensis</i>	45	3,76
	<i>Strychnos spinosa</i>	36	2,99
	<i>Mimusops caffra</i>	27	2,24
	<i>Hirtella Zangenbarica</i>	10	0,82
	<i>Hypolaena coriacea</i>	10	0,82
FCM	<i>Dialium schlechteri</i>	29	3,34
	<i>Hymenocardia ulmoides</i>	30	3,34
	<i>Albizia adianthifolia</i>	33	3,80
	<i>Combretum papoide</i>	10	0,82
	<i>Euclea natalensis</i>	10	0,82

Índices de diversidade

Os índices usados para a caracterização das duas manchas são ilustrados na tabela 4 e 5.

Tabela 4: Índices de diversidade para as duas manchas

	índices de diversidade	
	H'	IRE
RM	3,58	0,455
FCM	3.22	0,441

Apesar da diferença de manejo nas duas manchas (Manejo Estatal na RM e Maneio Comunitário em Madjadjane) os índices de diversidade de Shannon –Wiener (H') e o índice de riqueza de espécies (IRE) diferem para as duas manchas, sendo que a RM teve maiores valores para os dois índices, o que significa que esta mancha apresenta maior riqueza de espécies (vide tabela 4).

Índice de valor de importância (IVI)

As espécies de maior valor de IVI para a RM foram o *Strychnos madagascariensis* (18%) e *Strychnos spinosa* (15,7%), o que significa maior peso ecológico. As de menor valor foram a *Teclea natalensis* e *Vepris lanceolata*, ambas com 1%. Na FCM, o *Dialium schlechteri* com 24,6% teve o maior valor e a *Euclea natalensis* 1,1% e *Lannea schweinfurthi* 1,4% obtiveram os menores valores do IVI, (em anexo 6 e 7, pode-se ver o peso ecológica de cada espécie).

Tabela 5: As espécies de maiores e menores valores de IVI.

Tipo de mancha	Nome científico	IVI (%)
RM	<i>Strychnos madagascariensis</i>	18,02
	<i>Strychnos spinosa</i>	15,730
	<i>Azelia quanzensis</i>	8,876
	<i>Vangueria infausta</i>	2,380
	<i>Teclea natalensis</i>	1,006
FCM	<i>Dialium schlechteri</i>	24,600
	<i>Hymenocardia ulmoides</i>	17,800
	<i>Albizia adianthifolia</i>	16,000
	<i>Lannea schweinfurthi</i>	1,400
	<i>Euclea natalensis</i>	1,100

Índice de similaridade (cc)

O índice de similaridade entre as duas manchas foi de 0,337, que corresponde a 33,7%, então existe uma similaridade entre as manchas, pois elas fazem limite uma da outra, isto é a FCM situa-se na zona tampão da RM, mas também porque a similaridade das espécies obedece um gradiente,

sendo que neste caso o gradiente usado foi Este-Oeste (isto é os parâmetros silviculturais foram medidos partindo da RM até FCM).

Regeneração natural estabelecida ($5 \leq \text{DAP} < 10\text{cm}$)

A tabela abaixo mostra os valores médios da densidade absoluta e relativa para a regeneração natural estabelecida para as duas manchas de florestas.

Tabela 6: Densidade média para RM e FCM

Tipo de mancha	Densidade (arv/ha)
RM	15,79
FCM	16, 12

Para a regeneração a densidade média foi maior na FCM, com um valor de 16,12 arv/ha, que equivale a 5,26% e na RM a densidade foi de 15,79 arv/ha, que corresponde a uma participação percentual de 3.13. Estes valores da regeneração dão indicação do alto potencial na reposição das espécies.

4.1.2 Biomassa lenhosa nas comunidades vegetais

A biomassa média foi maior na FCM com valor de 29.566,03 Kg/ha e 19512,31 Kg/ha para RM. Contudo, o *Dialum schlechteri* aparece como sendo a espécie com maior valor de Biomassa nas duas manchas, o que significa que ela apresentou maior diâmetro e altura. A biomassa média ao longo dos transectos para as duas manchas é mostrada na figura 7.

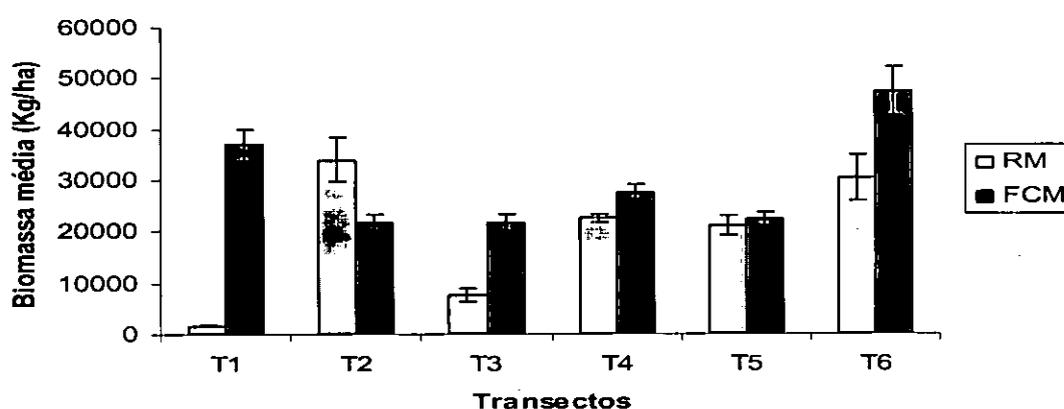


Fig. 7: Distribuição da biomassa (\pm desvio padrão) por transecto para RM e FCM.

Valores altos da biomassa são indicativo do peso da espécie por unidade de área, portanto olhando para o gráfico, a FCM apresenta uma maior biomassa do que a RM. Na FCM. A biomassa é maior no T6 (47.226,76 Kg/ha) e T1 (36877,76 Kg/ha), esta maior biomassa é acompanhada pela presença de espécies que apresenta maiores diâmetros e alturas como são os casos da *Albizia adianthifolia* e *Dialum schlechteri*. Na RM, a biomassa é maior no transecto T2 (33.915,45 Kg/ha), e menor no T1 (51.655,56 kg/ha).

Da comparação entre par de médias da biomassa para as duas manchas, verificou-se não que existem diferenças significativas entre par de médias da biomassa das duas manchas ($t = - 1,31$; $P = 0,244$). Vide em anexo 12.

4.1.3 Estabilidade das comunidades vegetais

Modelo diversidade-estabilidade

Os gráficos da figura 8 estão representados as funções lineares da estabilidade para as duas manchas de florestas analisadas. De acordo com a figura 9, os valores a estabilidade para RM aumentam na medida em que a diversidade também aumenta. Isto, é explicado pela modelo linear, onde encontra-se coeficiente angular positivo na RM, na FCM, o coeficiente angular é negativo, daí que a estabilidade reduz quando a diversidade também reduz.

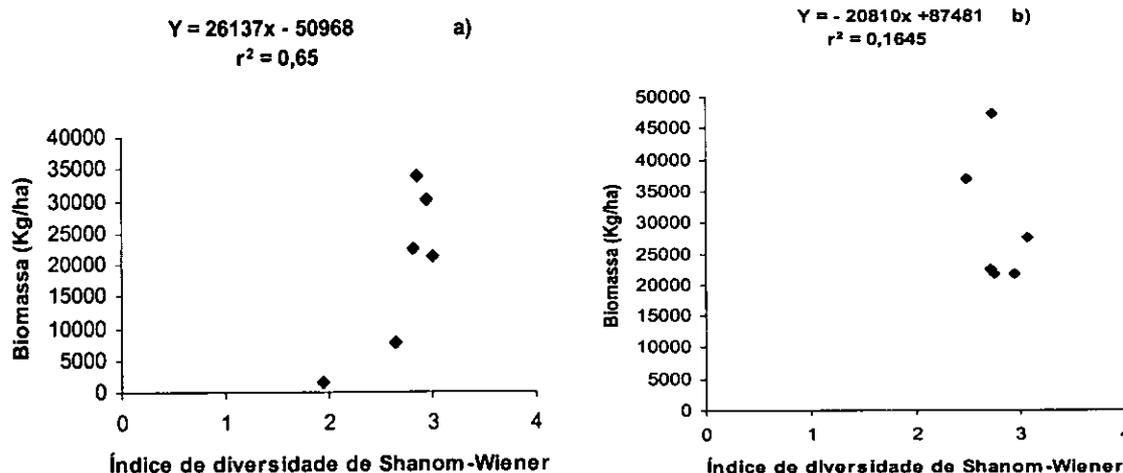


Fig. 8: Modelo linear (diversidade – estabilidade) para RM (a) e FCM (b)

Segundo o gráfico acima (figura 8), o coeficiente de determinação (r^2) para FCM é maior quando comparado com o da RM o que quer dizer que há melhor ajuste da diversidade e estabilidade na mancha da FCM em comparação com a mancha da RM. Fazendo uma análise geral dos gráficos das duas manchas verifica-se que estabilidade é maior na RM e esta é acompanhada pelo maior índice de diversidade de Shanom-Wiener.

Da análise do teste F, para RM ($F= 0,240$; $P = 0,653$), e para FCM ($F=0,039$; $P=0.85$), verificou-se que não existe correlação a significativa entre a diversidade e estabilidade, (ver anexo 13 e 14).

4.1.4 Grau de perturbação de comunidades vegetais

Resultados da avaliação da perturbação estão indicadas na tabela a seguir, onde encontram-se dezanove (19) variáveis de perturbação sendo que dezassete (17) foram encontradas na FCM e dez (10) na RM.

Tabela 7: Indicadores de perturbação para a RM e FCM.

Indicadores de perturbação	RM	FCM
Indícios de fogo	0	2
Presença de lixo	0	3
Animais	9	4
Cobertura de solo	0	2
Troncos cortados ou caídos	18	34
Montes de fezes de animais	6	0
caminhos	33	22
Pegadas de animais	0	4
Pedaço de papel	2	16
Pedaços de plásticos	0	2
Manchambas	2	4
Pedaços de blocos	2	5
Pegadas de pessoas	2	0
Pedaço de corda	1	1
Latas	6	8
Ramos cortados	0	2
Frasco de água	0	1
Chinelos	0	2
Trapos	0	1
n	81	113
D II	10	17
III	0,12346	0,150442

Os resultados da tabela 7, dão indicação de que a Floresta Comunitária de Madjadjane apresenta os troncos cortados e caminhos como as maiores variáveis de perturbação sendo que o índice de interferência foi de 0,150. A Reserva de Maputo teve como variáveis de perturbação caminhos e troncos cortados cujo maioria foram feitos durante a caminhada dos elefantes, e por conseguinte o valor de índice de interferência foi de 0,123.

4.2. Discussão

4.2.1 Composição e diversidade específica das manchas

Fazendo uma comparação das espécies mais frequentes nas duas comunidades verifica-se que há uma tendência do predomínio das espécies da família Strychnaceae na RM, e da Fabaceae para FCM. Esta maior frequência do *Strychnos madagasriensis* e *Strychnos spinosa* foi também encontrada no estudo realizado por Mulhovo em 2005, na RM usando a mesma amostragem do presente trabalho.

Estas espécies que apresentam maiores valores de frequência têm uma distribuição quase regular ao longo da floresta. Numa primeira expressão de aproximação da homogeneidade dum povoamento, estes valores de frequência podem ser agrupadas na primeira classe (1 –20%), o que significa que as duas manchas apresentam uma composição florística homogénea (Lamprecht, 1990). Isto deve-se pelo facto das manchas possuírem o mesmo tipo florestal (Floresta de baixa altitude) e também pelo facto de estarem localizadas em zonas próximas (a FCM situa-se na zona tampão da RM).

A alta densidade de encontrada na FCM pode estar relacionada com as características específicas das árvores que se encontram nesta mancha, pois de acordo com (Whitmore, 1990), estas árvores geralmente crescem num nicho ecológico com grande competição e seus descendentes na medida que o tempo vai passando tende a reduzir e chegando a atingir uma capacidade de carga (isto é equilíbrio entre natalidade e mortalidade).

Olhando para Bullock (1996), a boa representatividade da espécie *Strychnos madagascariensis*, para a RM e *Albizia adianthifolia*, para FCM, significa que nas manchas inventariadas estas espécie se encontram bem distribuídas (são mais abundantes). Valores baixos para *Annona senegalensis*, (RM) e *Euclea natalensis*, (FCM), entre outras espécies são uma discriminatória duma distribuição fraca das espécies ao longo das comunidades vegetais (Lamprecht, 1990).

A apesar dos povoamentos estudados pertencerem a uma floresta heterogénea e multiânea, os valores do coeficiente de variação da densidade são muito altos para as duas manchas RM =52.94% e FCM = 38.76%. Estes valores vão de acordo com a (IUCN, 2002), que diz que em

florestas heterogêneas os valores de coeficiente de variação atingem valores elevados (próximos ou acima de 50%), que até chegam a ser próximos de 100%.

Fazendo uma comparação de espécie em espécie para as duas manchas a FCM apresenta valores mais baixos de abundância na maioria das vezes. Os resultados da abundância encontrados na RM, quando comparados com os que Mulhovo (2005), encontrou para o mesmo local, usando a mesma amostragem do presente trabalho, revelam alguma similaridade, onde se destaca o *Strychnos madagascariensis* e *Strychnos spinosa* com as espécies mais abundantes. Os mesmos resultados encontrados por Mulhovo (2005), ao longo do corredor de Futi usando a mesma amostragem do presente trabalho apresentam muitas diferenças (predomínio da *Terminalia sericea*), e na FCM (predomínio da *Albizia adianthifolia* e *Azelia quanzensis*). Estas diferenças segundo Oliveira e Rotta (1982), podem estar relacionadas pelo facto de na FCM a actividade humana ser muito intensa.

As características da curva da distribuição diamétricas das árvores encontradas, são as mesmas que (Chuma, 1999 num estudo efectuado na RM, numa área de 10 ha), encontrou na Reserva de Maputo, onde temos maior número de árvores nas classes intermediárias e menores nas iniciais e finais. Esta característica exponencial negativa que se verifica nas duas manchas é característica da distribuição diamétrica para as florestas nativas. Oliveira e Rotta (1982) e Mushove (1997), dizem que estas características de distribuição diamétrica das árvores em exponencial negativo é esperado para árvores nas quais o recrutamento acontece numa base regular, isto é as árvores das classes inferiores vão substituir as das posteriores.

Olhando para os valores do índice de valor de importância (IVI), verifica-se que há uma tendência de predomínio das famílias Fabaceae (FCM) e Strychnaceae (RM) nas duas manchas de estudo. O mesmo se verifica nas duas manchas em relação as famílias com menores valores onde se destaca a família Annonaceae. De acordo com Oliveira e Rotta (1982), valores altos de IVI significam que as espécies têm maior peso ecológico na área estudada ou pode-se dizer que estas espécies estão bem representadas na área e que têm maiores espaços ocupados.

As espécies com valores baixos de abundância, frequência e dominância são consideradas espécies acompanhantes sem grande significado ecológico (Lamprecht, 1990). Algumas espécies

a considerar neste trabalho são *Annona senegalensis*, *Manilkara mochosa* e *Pteleopsis myrtifolia*. Analisando os resultados do índice de similaridade pode-se constatar que somente 20 espécies são encontradas em ambas manchas e as restantes ocorrem em manchas diferentes pelo facto das suas localizações serem diferentes. O índice de similaridade encontrado é (33,7%). Para Kent *et al.*, (1992), estas manchas não representam a mesma associação, pois o coeficiente de similaridade não ultrapassa os 50%. As comunidades são similares quando o índice de similaridade varia entre (0 -25)%, portanto este valor encontrado está acima deste intervalo, podendo concluir que as manchas não são similares.

Para a regeneração, a elevada diversidade e abundância encontrada na RM, revela que o processo da dinâmica populacional está ocorrendo de forma satisfatória, quando comparado com a FCM. As manchas com menor número de diversidade, abundância apresentam-se pobres, ou devido as condições do lugar e outros parâmetros como elevado índice de interferência humana (Alder e Synnott, 1992). Por outro lado, Hosokawa (1986), diz que a fraca representatividade na regeneração (caso da FCM), dá indicação da dificuldade na reposição destas espécies, podendo interferir com os aspectos de conservação das manchas. Estas áreas pobres podem comprometer a dinâmica populacional, onde no futuro as árvores mais velhas poderão não ter os seus substitutos, caso a regeneração não seja fortemente estabelecida.

4.2.2 Biomassa lenhosa nas comunidades vegetais

A pesar da RM, apresentar maior diversidade do que a FCM, a sua biomassa é menor quando comparado com a FCM. Esta diferença da biomassa é explicada por Campbell (1996), Barbor e Burk (1987), dizem que os valores altos da biomassa reflectem a existência de poucas árvores mas, com diâmetros e alturas grandes.

Dos resultados da quantificação da biomassa das espécies lenhosas, nota-se que os valores da biomassa são menores na (RM = 19512,31 kg/ha) e maiores para (FCM = 29566,03 kg/ha). Este facto pode ser explicado por (Huang *et al.*, 2001), que argumentam que menores valores da biomassa devem-se pelo facto de as espécies apresentarem DAP e alturas menores.

Os valores da biomassa encontradas na RM quando comparadas com os 55720 kg/ha que foram

encontrados por (Chuma, 1999 num estudo efectuado na RM, numa área de 10 ha) mostram que existem diferenças. Estas diferenças das biomassas são explicadas pelo tipo de espécie, tamanho da área e das árvores.

4.2.3 Estabilidade das comunidades vegetais vs deturpação das florestas

Da equação de regressão, encontrou-se diferenças dos coeficientes de regressão (fig. 8). Robert *et al.*, (1973), argumenta que a estabilidade aumenta na medida em que a diversidade também aumenta. Isto deve-se ao facto de diversidade ser uma função de estabilidade (Larsen, 1994).

A equação de regressão é uma afirmação de que a estabilidade esta associadas a diversidade Freese (1984). Segundo os valores dos coeficientes de correlação encontradas RM ($r = 0,234$) e FCM ($r = 0,099$), conclui-se que 23,4% e 9.9% das variações da estabilidade estão associadas a diversidade. O valor de coeficiente de determinação (r^2), mede a proporção de variação total da estabilidade, que é explicada através do ajuste do modelo linear, portanto quanto maior for o valor de r^2 melhor será o ajuste de dados.

Este ajuste de dados (entre a diversidade e estabilidade) depende do coeficiente de regressão e será tanto melhor quanto menor for o valor de coeficiente regressão (Freese, 1984). Então, fazendo uma comparação entre o r^2 (0,65) RM e o r^2 (0,164) da FCM, pode-se concluir que apesar da correlação não ter sido significativa, o melhor ajuste de dados está no gráfico da RM, pois esta mancha apresenta maior valor de r^2 .

Contudo, o coeficiente de regressão encontrada nas duas manchas é muito baixo e não deve ser usado para estudos que requerem alta precisão de estabilidade. Neste caso existem outros factores, não determinados neste estudo os quais afectam a variação da estabilidade (são exemplos a mortalidade, qualidade de fuste, percentagem da cobertura das copas entre outros).

Acharya (1999), argumenta que, das 3 categorias de índice de interferência humana que se pode encontrar somente o intermédio é que foi encontrado nas duas manchas de estudo com 12.3% para a RM e 15% para FCM. Estes valores intermédios podem significar que a perturbação não

é tão alta nem muito baixa. A categoria intermédia de deturpação encontrada na FCM, é reflexo da maior biomassa nesta mancha, pois segundo (White, 1985), quando a perturbação ocorre ela cria clareira na floresta que irá reduzir a competição interespecífica criando assim condições para estimular o aumento dos DAP's e das alturas das árvores aumentando deste modo a biomassa e consequentemente a produtividade.

Fazendo uma comparação entre os valores de perturbação encontrados neste trabalho (0,123) da RM e (0.150) da FCM, com os que Manjante (2002) encontrou na Floresta de Licuate (1,05) no mesmo distrito (para mancha com manejo comunal), estes revelam-se inferiores, o que é justificado pelo sistema de gestão ou de manejo a que estas manchas estão sendo sujeitas actualmente.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo permitem tirar as seguintes conclusões:

- Nas duas comunidades de vegetação a RM apresentou maior diversidade enquanto que a FCM foi a apresentou maior densidade;
- A biomassa vegetal das duas comunidades difere, e os dados elevados da biomassa foram encontrados na FCM, devido aos maiores Dap's e alturas das árvores;
- Apesar da FCM apresentar maiores valores de densidade e da biomassa ela é a menos estável porque a estabilidade no presente contexto foi analisada em função da diversidade.
- Apesar das duas manchas apresentarem uma perturbação intermédia a FCM foi a que teve maior interferência humana, o que significa que em termos de conservação esta mancha revelou-se fraca.
- Foram comprovadas as hipóteses iniciais, segundo as quais a diversidade é directamente proporcional a estabilidade (para RM) e Menor perturbação implica maior estabilidade (para FCM).

5.2 Recomendações

- Pela importância de que se reveste o estudo da diversidade-estabilidade, recomenda-se que o estudo seja feito em florestas com diferentes tipos de manejo nomeadamente (manejo estatal, manejo comunal e manejo comunitário), como forma de verificar se este modelo pode ser aplicado para estas florestas, para além de contribuir para o enriquecimento do material didáctico;
- Recomenda-se que se estime a biomassa no local estudo usando outras formulas de estimação. para comparar com o método usado no presente estudo, como forma de encontrar o melhor método de estimação de modo a tirar resultados mais exaustivos;
- Para FCM, recomenda-se que se intensifique os trabalhos de educação ambiental, como forma de dar a conhecer a importância e o valor indígena que os ecossistemas têm na comunidade e para as gerações vindouras, e
- Para RM, recomenda-se que se faça desenho de planos de maneios assentes numa institucional, capaz de garantir que uma participação efectiva das comunidades que vivem dentro e fora da reserva, assim como da sociedade em geral.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, B. 1999. Forest Biodiversity Assessment. A spatial analysis of tree species diversity in Nepal.. 195 pp.
- Albano, G., Macandza., Siteo,A., Sithoe,P., Mause, S. & Zitha, C. 2004. Avaliação da biodiversidade das florestas costeiras do Sul de Moçambique. FAEF, DEF, UEM. Maputo.
- Alder, D e Synnot, T. 1992. Permanent sample plot Techniques for mixed tropical forest. Tropical Forestry Papers. Oxford Forestry Institute. 123pp.
- Barbor, M. e Burk, W. 1987. Terrestrial plant ecology. 2ª Edition. 197 pp.
- Begon, M., Harper, J L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology: individual population and communities. Oxford.3rd edition. 1029 pp.
- Bingen, J. 2000. Institutions and Sustainable Livelihoods. Michigan State University. 99 pp.
- Brouwer, R.1998. Gestão comunitária dos recursos naturais, crise iminente ou beco sem saída! In comunidades e manejo dos recursos naturais. Memórias da I conferencia nacional sobre o manejo comunitário dos recursos naturais. DNFFB/ FAO/ IUCN, Maputo. 216 pp.
- Bullock, J. 1996. Plants In : Sutherland, W.J.(ed). Ecological census techniques. Cambridge University Press. 138 pp.
- Burgess, N.G.P. e Clarke,W.A. 1998. Coastal Forests of Eastern Africa. Status endemism patterns and their potential causes. 654 pp.
- Campbell, B. 1996. The miombo in transition: Woodlands and Welfare in Africa. CIFOR. Bogor, Indonesia. 266 pp.
- Conrad, Michael. 1971. Stability of foodwebs and its relation to species diversity. Theory biology. 34 : 325-335.
- Chuma, Maria. 1999. Estudo de vegetação e da herbivoria através da instalação de quadrículas definitivas na Reserva Especial de Maputo. Tese de licenciatura. UEM DCB.109pp.
- De Groot, R.S.,Wilson, M.A. & Boumans, R. .J. 2002. A typology of classification, discretion and valuation of ecosystem function, goods and services. Special issue. The dynamics and value of ecosystem services: Integrating Economic and ecological perspectives. Ecological economics 41(3) :393 -408.
- Freese, F. 1984. Statistics for land managers. Paenoy press. Edinburgh, Scotland.176pp.
- FAO.1994. Mangrove forest management guideline. Roma.319 pp.

- FAO.1995. Growing by rural people. FAO, Rome, Italy. 130 pp.
- Farber, S. C., Costanza, R. & Wilson, M. A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. Special issue: Integrating economic and ecological perspectives. Ecological economics 41: 375- 392.
- Gains, W. H. & Lehmkuht, F.1999. Monitoring biodiversity quantification and interpretation. USDA. California. 150 pp.
- Grundy, I. M., Campbell, B.M., Balebercho, S., Tafangenyasha, C., Fergusson, R. & Pariy, D. 1993. Availability and use of tree in Mutanda resettlement area, Zimbabwe. Forest Ecology and Management 56: 243- 266.
- Hatton, J. Couto, M e Oglethorpe, J. 2001. Biodiversity and war. A case study program. 86pp.
- Hawksworth, D.L. & KALIN, Arroyo. 1995. Magnitude and distribution of biodiversity assessment. Cambridge University press. NEW York. 1144 pp.
- Higgins, K. F., Oldemeyer, J. L. & Jenkins, K .J. Clambey. 1996. Vegetation sapling and measurement Boockhout, T. A. (ed). Research and management techniques for wildlife and habitats .5th edition. 578pp.
- Hosokawa, R. T. 1986. Manejo e economia de Florestas. Roma – FAO/ ONU. 125 pp.
- Huang, W. Veli, P. Stig, J. Michael, N. Kalingula, M & Olavi, L.2001.Species diversity, forest structure and species composition in Tazanian tropical forests. Forest Ecology and Management. 173: 11 – 23.
- Huston, M. A. 1994. Biological diversity: The coexistence of species in Changing landscapes. Cambridge university.49pp.
- INPF. 1996. Plano de uso de terra do distrito de Matutuíne. Parte A. Analise preliminar. Maputo. 85p.
- ICN. 1997. Convenção sobre a diversidade biológica. Textos e anexos. Setubal-Portugal.32 pp.
- IUCN. 2002. Projecto de mobilização comunitária de Matutuíne. Relatório do Inventario Florestal de Madjadjane.41p.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. Vegetation description and analysis. John Wiley and Sons(ed). England. 28pp.
- Krebs, C.J.1992. Ecological methodology. Harper and row. Publishers, New York. 365 pp.
- Lamprecht 1990. Silvicultura nos trópicos. Deutshe Gesellscha. RFA. 325 pp.
- Larsen Bo, J. 1994. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. Forest Ecology and

- management 73 85- 96.
- Li, B-L & Eric, L.C. 2000. Diversity-stability relationships revisited: Scaling rules for biological communities near equilibrium. Ecological modeling. 140 : 247 -254.
- Mac cann, K.V 2000. The diversity-stability debate. Nature. 233pp
- MAE. 2005. Perfis distritais de Moçambique. 48 pp.
- Makombe, K. 1997. Sharing the land. Wild life people and development in Africa. IUCN/ ROSA Environmental issues series No.1. Zimbabwe, Harare, and IUCN/SUWP. Washington, USA. 121pp.
- Mangue, P. 1999. Community Use Management of Licuati Reserve and Surrounding Areas. Edited by Desanker and L. Santos. 11p.
- Manjate, E.2004. Arranjos institucionais no manejo de florestas costeiras em Matutuine. FAFF.DEF. UEM. Maputo. 52 pp.
- Magalhães, T. 2004. Influência do tamanho da parcela de amostra no desvio padrão num inventário em florestas nativas: Caso da Floresta comunitária de Madjadjane. Tese de licenciatura. UEM. DEF. 39pp.
- MICOA. 1997. Primeiro relatório nacional sobre a conservação de biodiversidade em Moçambique. Maputo.45pp.
- MICOA. 1998. Estratégia do desenvolvimento da zona costeira do distrito de Manjacaze. Chidenguele.26 pp.
- MICOA. 2002. Estratégia e plano de ação para a conservação da biodiversidade biológica em Moçambique. Maputo. 34 pp.
- Miller, K., Allegretti, M, H, & Johnson, N. B. 1995. Measures of conservation of biodiversity and sustainable use of its composition In: Heywood, V. H(E d), Watson, R. T. Global biodiversity assessment .Cambridge University. 1033 pp.
- Milner –Gulland, E. J. & Mace, R. 1998. Conservation of biological resources. Blackwell science ltd, London, K. 29 pp.
- Ministério da Agricultura. 1990. Supplementary Manual to the training course conducted for the fuel wood study in southern Mozambique. Relatório preparado para Departamento de Florestas e Fauna Bravia do Ministério da Agricultura. 58pp
- Mulhovo, G. M. 2005. Padrões de utilização de espécies vegetais pela população humana e seu nível de ocorrência da Reserva Especial de Maputo e no Corredor de Futi. Tese de

- licenciatura. Departamento de Ciências biológicas, UEM. 45pp.
- Obiri ,J.M. & M.Mukolwe.2002. The dynamic and sustainable use of high - value trees species of the coastal Pondoland forest of the Eastern Cape province, South Africa. Forest Ecology and Managment 166: 131-148.
- Oliveira, Y.M. & Rotta, E. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de Euracaria do primeiro planalto paranaense. Boletim de questões florestais. 04 : 46 pp.
- Pereira,C. 2001. Comparação de metodologia de impactos florestais com vista a elaboração do plano de manejo comunitário de Recursos Florestais. FAO/ MOZ. 37 pp.
- Pereira, M. 2004. Challenges for conservation on the developments of the Maputo and Libombo corridor. 26 pp.
- Pité, M. T. & Avelar, T.1996. Ecologia da população e das comunidades. Uma abordagem evolutiva do estudo da biodiversidade. Fundação Calouste., Lisboa. 315 pp.
- Robert W. R., Bennett, L. B. & Robert, J. M. 1973. Ecological stability: An information theory viewpoint. Ecological Complexity 57: 355 -371.
- Saket, M.1994. Relatório sobre a actualização do Inventário florestal exploratório nacional. MADER, DNFFB. Maputo. Moçambique.52 pp.
- Sitoe,A, Finegan, B. & Franc, A. 2000. Gavilan : Um modelo para simulación del crecimiento, rendimiento y cambios florísticos de los bosque centro americanos dominados por *Pentaclethra macroloba*. Revista Florestal centro americana 34:9 -22.
- UNEP. 1998. Áreas costeiras do distrito de Xai-Xai: Estratégias de gestão: Série de relatórios técnicos dos mares da região Ocidental de África. 03 90 pp.
- USAID. 1994. African biodiversity. Foundation for the future. A framework for integration biodiversity conservation and sustainable development. 41 pp.
- Van Wyk, A. E. 1994. Maputoland -Pondoland region: South Africa, Swaziland & Mozambique. In centre of plant diversity. A guide and strategy for their conservation vol.1. WWF and IUCN. 235 pp.
- Van Wyk, A. E. 1997. Biodiversity of the Maputoland Centre. In L.G. Vander Maesen. 207 pp.
- Viena, V. V. & Pinheiro, A. L. 1999. Utilização sustentável de componentes da diversidade biológica e incentivos. Departamento de Ciências florestais. São Pulo. 14 pp.
- White, F. 1985. The vegetation of Africa. A Descriptive memoir to a company the Unesco/AETFA/ UNSO. Vegetation of Africa. Paris.UNESCO. Switzerland.356 pp.

- White, F. 1983 The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. Natural Resources Research XX. Unesco, Paris.
- Whitmore, T. 1990. An introduction to tropical rain forests Oxford. University Press. 194pp.
- Wilson, D.P. & Inger, R. F. 1996. Conducting a survey to assess mammalian Diversity. In Wilson, D.E., Cole, E. & Foster, M. S. (ed): Measuring and monitoring biological diversity Standard methods for mammals: Smithsonian Institution. Washington & London. 409 pp.
- WWF. 2002. A Eco-região Marinha da África Oriental. Uma abordagem em larga escala à gestão da Biodiversidade. 35 pp

ANEXOS

Anexo 1: Análise de variância para a densidade (RM).

<i>Fonte de variação</i>	<i>GL</i>	<i>SQ</i>	<i>SQ</i>	<i>F.cal</i>	<i>Prob.</i>	<i>F crit</i>
Tratamentos	5	2344.21	468.84	3.648	0.0107	2.533554
Erro	30	3857.85	128.59			
Total	35	6202.06				

Anexo 2: Análise de variância para a densidade (FCM).

<i>Fonte de variação</i>	<i>GL</i>	<i>SQ</i>	<i>GL</i>	<i>SQ</i>	<i>F.cal</i>	<i>Prob.</i>	<i>F crit</i>
Tratamentos	5	658.79	5	131.7599	2.308	0.0689	2.533554
Erro	30	1712.171	30	57.072			
Total	35	2370.975	35				

Anexo 3: Teste – t, para par de média da densidade.

<i>Parâmetros</i>	<i>Média (RM)</i>	<i>Média (FCM)</i>
Média	21,4218363	19,49316667
Variância	7,09390795	9,347094967
Observações	6	6
Diferença hipotética de média	0	
Graus de liberdade	5	
T cal	1,0841612	
Probabilidade	0,32778034	
Tcrit	2,57057764	

Anexo 4: Parâmetros silviculturais (para a RM), onde: fi – frequência absoluta; f.r – frequência relativa; den –densidade absoluta; d.r – densidade relativa; ab – abundância absoluta; do.ab –dominância absoluta; do.r- dominância relativa; B – biomassa e P- produtividade.

Nome científico	família	fi	f.r	den	d.r	do.ab	do r	B(kg/ha)
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae	0,19	2,92	30	2,5	0,07	2,14	9125,814
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	0,19	2,92	17,14	1,4	0,06	1,66	1909,1138
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,13	0,57	358,1955
<i>Antidesma venosum</i>	Euphorbiaceae	0,06	0,83	30	2,5	0,29	2,52	5146,256
<i>Apodytes dimidiata</i>	Icacinaceae	0,11	1,67	15	1,2	0,11	1,83	1929,005
<i>Balanites maughamii</i>	Balanitaceae	0,08	1,25	13,33	1,1	0,17	2,24	2342,2683
<i>Brachylaena discolor</i>	Asteraceae	0,22	3,33	16,25	1,3	0,04	1,26	1483,8927
<i>Brexia madagascarensis</i>	Brexiaceae	0,06	0,83	20	1,6	0,2	1,71	2503,6594
<i>Bridelia cathartica</i>	Euphorbiaceae	0,19	2,92	18,57	1,5	0,05	1,48	1877,6745
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	0,08	1,25	16,67	1,4	0,08	1,07	1305,7769
<i>Commiphora africana</i>	Burseraceae	0,08	1,25	13,33	1,1	0,05	0,59	992,27925
<i>Commiphora schlechteri</i>	Burseraceae	0,08	1,25	10	0,8	0,12	1,58	1160,8223
<i>Crotalaria uunterosi</i>	Papilionoideae	0,03	0,42	10	0,8	0,96	4,13	2163,6563
<i>Croton sp</i>	Euphorbiaceae	0,33	5	18,33	1,5	0,03	1,74	2180,7949
<i>Dialium schlechteri</i>	Fabaceae	0,11	1,67	52,5	4,3	0,09	1,52	11830,64
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Fabaceae	0,06	0,83	15	1,2	0,12	1,01	955,15126
<i>Diospyros inhacaensis</i>	Ebenaceae	0,14	2,08	16	1,3	0,09	1,86	2145,9054
<i>Diospyros rotundifolia</i>	Ebenaceae	0,14	2,08	14	1,2	0,07	1,51	1389,597
<i>Dovyalis caffra</i>	Flacourtiaceae	0,06	0,83	35	2,9	0,08	0,68	2896,901
<i>Drypetes arguta</i>	Euphorbiaceae	0,06	0,83	10	0,8	0,2	1,71	1162,4133
<i>Erytrina livingstoniana</i>	Papilionoideae	0,08	1,25	20	1,6	0,24	3,07	4179,0843
<i>Euclea natalensis</i>	Ebenaceae	0,17	2,5	21,67	1,8	0,05	1,3	2306,8182
<i>Fernandoa magnifica</i>	Bignomiaceae	0,06	0,83	20	1,6	0,38	3,24	4021,4001
<i>Flacourtia indica</i>	Flacourtiaceae	0,03	0,42	20	1,6	0,49	2,11	3532,5
<i>Garcinia livingstonei</i>	Clusiaceae	0,22	3,33	22,5	1,9	0,02	0,74	1215,0168
<i>Hibiscus barbosae</i>	Malvaceae	0,03	0,42	20	1,6	0,91	3,9	5081,5945
<i>Hirtella Zanzibarica</i>	Chrysobalanaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,66	2,84	1782,4995
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Hydrostachyaceae	0,08	1,25	13,33	1,1	0,12	1,6	1782,4995
<i>Hyparrhenia dissoluta</i>	Poaceae	0,08	1,25	13,33	1,1	0,13	1,63	2564,595
<i>Hypolaena coriacea</i>	Restionaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,13	0,57	388,04513
<i>Kirkia acuminata</i>	Icacinaceae	0,06	0,83	15	1,2	0,32	2,71	2126,8093
<i>Lecaniodiscus fraxionifolia</i>	Sapindaceae	0,06	0,83	20	1,6	0,26	2,19	3368,7921
<i>Lannea stuhlmannii</i>	Anacardiaceae	0,06	0,83	15	1,2	0,1	0,9	1060,1483
<i>Lannea schweinfurthii</i>	Anacardiaceae	0,08	1,25	16,67	1,4	0,19	2,39	4165,7595
<i>Manilkara discolor</i>	Sapotaceae	0,08	1,25	10	0,8	0,04	0,46	548,12938
<i>Manilkara mochisia</i>	Sapotaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,11	0,49	661,284
<i>Mimusops caffra</i>	Sapotaceae	0,31	4,58	27,27	2,2	0,04	1,82	5200,3496

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Moringa ovalifolia</i>	Moringaceae	0,06	0,83	10	0,8	0,2	1,71	1222,0183	
<i>Newtonia sp</i>	Mimosoideae	0,06	0,83	40	3,3	0,24	2,09	5683,0529	
<i>Ochna barbosae</i>	Ochnaceae	0,14	2,08	24	2	0,09	2,01	3538,0616	
<i>Ochna natalitia</i>	Ochnaceae	0,08	1,25	13,33	1,1	0,13	1,63	1481,766	
<i>Ozoroa obovata</i>	Anacardiaceae	0,11	1,67	35	2,9	0,07	1,16	2538,8961	
<i>Pancovia golungensis</i>	Sapindaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,08	0,34	222,04235	
<i>Phoenix reclinata</i>	Arecaceae	0,11	1,67	25	2,1	0,11	1,9	3968,3399	
<i>Plectranthus sp</i>	Lamiaceae	0,03	0,42	20	1,6	0,25	1,09	1419,2172	
<i>Psydrax locuples</i>	Rubiaceae	0,03	0,42	20	1,6	0,11	0,49	813,888	
<i>Pteleopsis mrytifolia</i>	Combretaceae	0,06	0,83	20	1,6	0,06	0,55	1148,5041	
<i>Sclerocarya birrea</i>	Anacardiaceae	0,17	2,5	20	1,6	0,05	1,36	3134,4549	
<i>Sideroxylon inerme</i>	Sapotaceae	0,42	6,25	25,33	2,1	0,02	1,33	2877,3744	
<i>Solanum africanum</i>	Solanaceae	0,06	0,83	15	1,2	0,21	1,84	2262,2832	
<i>Strychnos</i>									
<i>madagascariensis</i>	Strychnaceae	0,39	5,83	45,71	3,8	0,01	0,55	1487,595	
<i>Strychnos spinosa</i>	Strychnaceae	0,39	5,83	36,43	3	0,01	0,63	1284,4431	
<i>Syzygium cordatum</i>	Myrtaceae	0,11	1,67	25	2,1	0,12	2,13	2993,3114	
<i>Tabernaemontana elegans</i>	Apocynaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,2	0,86	660,1536	
<i>Teclea natalensis</i>	Rutaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,09	0,41	512,919	
<i>Terminalia sericea</i>	Combretaceae	0,11	1,67	20	1,6	0,04	0,69	1183,5752	
<i>Themeda trianda</i>	Poaceae	0,11	1,67	20	1,6	0,08	1,44	1991,0674	
<i>Trichilia emiica</i>	Meliaceae	0,06	0,83	20	1,6	0,14	1,24	1718,9315	
<i>Trycalysia capensis</i>	Rubiaceae	0,08	1,25	23,33	1,9	0,05	0,66	1655,9183	
<i>Vanguiera infausta</i>	Rubiaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,42	1,79	1214,6501	
<i>Vepris lanceolata</i>	Rutaceae	0,03	0,42	10	0,8	0,09	0,41	213,72	
<i>Vepris undulata</i>	Rutaceae	0,17	2,5	21,67	1,8	0,07	1,83	5810,0638	
<i>Wrightia natalensis</i>	Apocynaceae	0,03	0,42	20	1,6	1,19	5,13	7769,2604	
Somatório		6,67	100	1216	100	100	11,3	100	11830,64

Anexo 5: Parâmetros silviculturais (para FCM).

Nome científico	família	fi	f.r	den	d.r	do.ab	do r	B(kg/ha)
<i>Acacia erioloba</i>	Fabaceae	0,14	1,742	10	1,13	0,06	1,71	9217,3896
<i>Acacia karroo</i>	Fabaceae	0,11	1,394	15	1,69	0,09	2,07	1538,757
<i>Acacia nigrens</i>	Fabaceae	0,11	1,394	17,5	1,97	0,07	1,5	1453,5662
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae	0,44	5,575	21,3	2,4	0,04	3,9	5628,9585
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	0,44	5,575	33,8	3,8	0,02	1,85	3836,0875
<i>Albizia forbessi</i>	Fabaceae	0,03	0,348	20	2,25	0,45	2,47	3052,08
<i>Albizia petersiana</i>	Fabaceae	0,11	1,394	12,5	1,41	0,11	2,42	1800,8544
<i>Albizia versicolor</i>	Fabaceae	0,33	4,181	25	2,82	0,03	2,12	3041,2721
<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardiaceae	0,06	0,697	10	1,13	0,31	3,36	1800,162
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,25	1,39	801,171

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Antidesma venosum</i>	Euphorbiaceae	0,08	1,045	16,7	1,88	0,15	2,38	1967,4612
<i>Balanites maughamii</i>	Balanitaceae	0,5	6,272	25	2,82	0,02	2,2	3273,2679
<i>Brachylaena discolor</i>	Asteraceae	0,06	0,697	20	2,25	0,41	4,45	6062,1343
<i>Cissampelos hirta</i>	Menispermaceae	0,06	0,697	10	1,13	0,1	1,1	723,456
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	0,11	1,394	27,5	3,1	0,06	1,4	2543,4898
<i>Combretum papaoide</i>	Combretaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,31	1,71	847,8
<i>Desconhecida 1</i>		0,03	0,348	60	6,76	0,33	1,8	748
<i>Desconhecida 2</i>		0,03	0,348	10	1,13	0,2	1,1	904,32
<i>Dialium schlechteri</i>	Fabaceae	0,72	9,059	29,6	3,34	0,02	3,29	7666,7947
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Fabaceae	0,08	1,045	16,7	1,88	0,21	3,5	5971,517
<i>Diospyros inhaeensis</i>	Ebanaceae	0,08	1,045	16,7	1,88	0,11	1,85	1681,1309
<i>Dolichandrone alba</i>	Bignoniaceae	0,03	0,348	20	2,25	0,38	2,07	2222,649
<i>Euclea natalensis</i>	Ebanaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,11	0,62	305,208
<i>Ficus natalensis</i>	Monimiaceae	0,22	2,788	15	1,69	0,05	2,01	1658,4464
<i>Garcinia livingstonei</i>	Clusiaceae	0,28	3,484	21	2,37	0,01	0,8	785,23756
<i>Hibiscus barbosa</i>	Malvaceae	0,08	1,045	10	1,13	0,11	1,83	1609,4569
<i>Hirtella zanzibarica</i>	Chrysobalanaceae	0,06	0,697	10	1,13	0,24	2,57	1378,249
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Hydrostachyaceae	0,53	6,62	30,5	3,44	0,02	1,88	4403,1578
<i>Kirkia acuminata</i>	Icacinaceae	0,14	1,742	20	2,25	0,07	1,96	2038,3571
<i>Laconiodiscus fraxionifolia</i>	Sapindaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,31	1,71	847,8
<i>Lannea schweinfurthi</i>	Anacardiaceae	0,03	0,348	20	2,25	0,14	0,78	1030,077
<i>Lannea stuhlmannii</i>	Anacardiaceae	0,17	2,091	26,7	3,01	0,07	2,35	5433,0568
<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	0,11	1,394	15	1,69	0,15	3,2	2705,0701
<i>Manilkara mochisia</i>	Sapotaceae	0,06	0,697	10	1,13	0,21	2,26	1214,6501
<i>Mimusops caffra</i>	Sapotaceae	0,06	0,697	15	1,69	0,09	1,01	788,96504
<i>Pтелиopsis myrtifolia</i>	Combretaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,25	1,39	572,265
<i>Sapium integarrimum</i>	Euphorbiaceae	0,03	0,348	10	1,13	0,28	1,55	637,61625
<i>Sclerocarya birrea</i>	Anacardiaceae	0,22	2,788	22,5	2,54	0,07	3,2	4618,5668
<i>Spirostachys africana</i>	Euphorbiaceae	0,39	4,878	16,4	1,85	0,05	3,89	4351,7134
<i>Sterculia indica</i>	Sterculiaceae	0,17	2,091	10	1,13	0,07	2,13	1291,9865
<i>Strychnos</i>								
<i>madagascariensis</i>	Strychnaceae	0,36	4,53	20,8	2,34	0,01	0,93	854,46393
<i>Strychnos spinosa</i>	Strychnaceae	0,31	3,833	25,5	2,87	0,02	0,94	1088,2909
<i>Syzygium cordatum</i>	Myrtaceae	0,19	2,439	7,14	0,81	0,09	3,6	1442,9758
<i>Syzygium guinensi</i>	Myrtaceae	0,06	0,697	45	5,07	0,32	3,49	9217,3896
<i>Terminalia sericea</i>	Combretaceae	0,42	5,227	20	2,25	0,02	1,86	1989,3098
<i>Trichilia emitica</i>	Meliaceae	0,31	3,833	24,5	2,77	0,03	1,85	2634,1465
<i>Vangueira infausta</i>	Rubiaceae	0,06	0,697	15	1,69	0,08	0,84	623,133
<i>Ximenia sp</i>	Olacaceae	0,06	0,697	10	1,13	0,16	1,71	918,45
somatório		7,97	100	887	100	0,14	100	1045,62

Anexo 6: Índice de valor de importância (IVI) para FCM.

Nome Científico	família	IVI
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae	8,8763
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	6,7568
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	1,1688
<i>Antidesma venosum</i>	Euphorbiaceae	4,4456
<i>Apodytes dimidiata</i>	Icacinaceae	4,5875
<i>Balanites maughamii</i>	Balanitaceae	4,215
<i>Brachylaena discolor</i>	Asteraceae	6,9584
<i>Brexia madagascarensis</i>	Brexiaceae	3,2691
<i>Bridelia cathartica</i>	Euphorbiaceae	6,7577
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	3,2284
<i>Commiphora africana</i>	Burseraceae	2,5698
<i>Commiphora schlechteri</i>	Burseraceae	3,3798
<i>Crotalaria uunterosi</i>	Papilionoideae	4,7327
<i>Croton sp</i>	Euphorbiaceae	10,736
<i>Dialium schlechteri</i>	Fabaceae	7,0071
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Fabaceae	2,3927
<i>Diospyros inhacaensis</i>	Ebenaceae	5,4017
<i>Diospyros rotundifolia</i>	Ebenaceae	4,8647
<i>Dovyalis caffra</i>	Flacourtiaceae	2,7811
<i>Drypetes arguta</i>	Euphorbiaceae	2,9055
<i>Erytrina livingstoniana</i>	Papilionoideae	5,4122
<i>Euclea natalensis</i>	Ebenaceae	6,1622
<i>Fernandoa magnifica</i>	Bignomiaceae	4,8039
<i>Flacourtia indica</i>	Flacourtiaceae	2,8896
<i>Garcinia livingstonei</i>	Clusiaceae	7,3431
<i>Hibiscus barbosae</i>	Malvaceae	4,6817
<i>Hirtella Zangenbarica</i>	Chrysobalanaceae	3,4368
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Hydrostachyaceae	3,5738
<i>Hyparrhenia dissoluta</i>	Poaceae	3,6107
<i>Hypolaena coriacea</i>	Restionaceae	1,1688
<i>Kirkia acuminata</i>	Icacinaceae	4,088
<i>Laconiodiscus fraxionifolia</i>	Sapindaceae	3,7551
<i>Lannea stuhlmannii</i>	Anacardiaceae	2,2791
<i>Lannea schweinfurthii</i>	Anacardiaceae	4,547
<i>Manilkara discolor</i>	Sapotaceae	2,2548
<i>Manilkara mochisia</i>	Sapotaceae	1,0845
<i>Mimusops caffra</i>	Sapotaceae	11,86
<i>Moringa ovalifolia</i>	Moringaceae	2,9055
<i>Newtonia sp</i>	Mimosoideae	4,3761
<i>Ochna barbosae</i>	Ochnaceae	6,2772
<i>Ochna natalitia</i>	Ochnaceae	3,6107
<i>Ozoroa obovata</i>	Anacardiaceae	5,3672

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Pancovia golungensis</i>	Sapindaceae	0,936
<i>Phoenix reclinata</i>	Arecaceae	5,3805
<i>Plectranthus sp</i>	Lamiaceae	1,8738
<i>Psychotria locuples</i>	Rubiaceae	1,2663
<i>Pteleopsis mrytifolia</i>	Combretaceae	2,1092
<i>Sclerocarya birrea</i>	Anacardiaceae	6,043
<i>Sideroxylon inerme</i>	Sapotaceae	14,488
<i>Solanum africanum</i>	Solanaceae	3,2162
<i>Strychnos madagascariensis</i>	Strychnaceae	18,018
<i>Strychnos spinosa</i>	Strychnaceae	15,735
<i>Syzygium cordatum</i>	Myrtaceae	5,6111
<i>Tabernaemontana elegans</i>	Apocynaceae	1,4625
<i>Teclea natalensis</i>	Rutaceae	1,0068
<i>Terminalia sericea</i>	Combretaceae	3,8065
<i>Themeda triandra</i>	Poaceae	4,5569
<i>Trichilia emitica</i>	Meliaceae	2,8047
<i>Trycalysia capensis</i>	Rubiaceae	3,1842
<i>Vangueria infausta</i>	Rubiaceae	2,3838
<i>Vepris lanceolata</i>	Rutaceae	1,0068
<i>Vepris undulata</i>	Rutaceae	6,6936
<i>Wrightia natalensis</i>	Apocynaceae	5,9135
Somatorlo		300,02

Anexo 7: Índice de valor de importância (IVI) para RM.

Nome Científico	Família	IVI
<i>Acacia erioloba</i>	Fabaceae	4,25176
<i>Acacia karroo</i>	Fabaceae	4,42235
<i>Acacia nigrensis</i>	Fabaceae	4,0092
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae	14,8953
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	16,0386
<i>Albizia forbesii</i>	Fabaceae	3,13285
<i>Albizia petersiana</i>	Fabaceae	4,61573
<i>Albizia versicolor</i>	Fabaceae	11,0818
<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardiaceae	4,37159
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	1,89474
<i>Antidesma venosum</i>	Euphorbiaceae	4,22671
<i>Balanites maughamii</i>	Balanitaceae	15,6524
<i>Brachylaena discolor</i>	Asteraceae	5,78658
<i>Cissampelos hirta</i>	Menispermaceae	2,11161
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	4,54902
<i>Combretum papaoide</i>	Combretaceae	2,22004
<i>Desconhecida 1</i>		3,10416

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Desconhecida 2</i>		1,60368
<i>Dialium schlechteri</i>	Fabaceae	24,6308
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Fabaceae	5,34386
<i>Diospyros inhacaensis</i>	Ebanaceae	3,69459
<i>Dolichandrome alba</i>	Bignoniaceae	2,73907
<i>Euclea natalensis</i>	Ebanaceae	1,12429
<i>Ficus natalensis</i>	Monimiaceae	6,71082
<i>Garcinia livingstonei</i>	Clusiaceae	7,6332
<i>Hibiscus barbosa</i>	Malvaceae	3,352
<i>Hirtella zanzibarica</i>	Chrysobalanaceae	3,58509
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Hydrostachyaceae	17,7552
<i>Kirkia acuminata</i>	Icacinaceae	5,29729
<i>Laconiodiscus fraxionifolia</i>	Sapindaceae	2,22004
<i>Lannea schweinfurthi</i>	Anacardiaceae	1,4475
<i>Lannea stuhlmannii</i>	Anacardiaceae	6,9936
<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	5,54846
<i>Manilkara mochisia</i>	Sapotaceae	3,28012
<i>Mimusops caffra</i>	Sapotaceae	2,18165
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	Combretaceae	1,89474
<i>Sapium integerrimum</i>	Euphorbiaceae	2,05311
<i>Sclerocarya birrea</i>	Anacardiaceae	8,8561
<i>Spirostachys africana</i>	Euphorbiaceae	12,4321
<i>Sterculia indica</i>	Sterculiaceae	5,18242
<i>Strychnos madagascariensis</i>	Strychnaceae	9,7707
<i>Strychnos spinosa</i>	Strychnaceae	9,23434
<i>Syzygium cordatum</i>	Myrtaceae	6,83624
<i>Syzygium gutnensi</i>	Myrtaceae	5,62251
<i>Terminalia sericea</i>	Combretaceae	11,875
<i>Trichilia emitica</i>	Meliaceae	9,98694
<i>Vangueria infausta</i>	Rubiaceae	2,01428
<i>Ximenia sp</i>	Olacaceae	2,72797
somatório		299,992

Anexo 8: Regeneração RM.

Nome científico	Ab.	Ab.r	Do.	Do. r	de.	de.r	IVI
<i>Antesmas venosum</i>	1	0,69	0,01	2,782	5	0,99	4,461
<i>Annona senegalensis</i>	6	4,138	0,01	3,787	15	2,969	10,89
<i>Brachylaena decolor</i>	1	0,69	0,02	1,932	10	1,979	4,601
<i>Bridelia cathartica</i>	4	2,759	0,03	4,946	20	3,958	11,66
<i>Comifera africana</i>	2	1,379	0,02	1,932	20	3,958	7,269

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Commiphora schlechteri</i>	2	1,379	0,04	3,787	20	3,958	9,124
<i>Dialium schlechteri</i>	3	2,069	0,01	2,782	15	2,969	7,82
<i>Dichrostachys cinerea</i>	7	4,828	0,01	3,787	17,5	3,463	12,08
<i>Diospyros inhaensis</i>	2	1,379	0,01	2,782	10	1,979	6,141
<i>Euclea natalensis</i>	3	2,069	0,01	1,932	15	2,969	6,97
<i>Garcinia livingstonei</i>	1	0,69	0,03	2,782	10	1,979	5,451
<i>Kirkia acuminata</i>	2	1,379	0,04	3,787	20	3,958	9,124
<i>Moringa ovalifolia</i>	1	0,69	0,03	2,782	10	1,979	5,451
<i>Phonex reclinata</i>	3	2,069	0,02	3,787	15	2,969	8,825
<i>Sclerocarya birrea</i>	1	0,69	0,04	3,787	10	1,979	6,456
<i>Solanum africanum</i>	2	1,379	0,03	2,782	20	3,958	8,12
<i>Vangueria infausta</i>	3	2,069	0,01	2,782	15	2,969	7,82
<i>Vepris lanciolata</i>	5	3,448	0,04	3,787	50	9,895	17,13
<i>Ochna barbosae</i>	1	0,69	0,05	4,946	10	1,979	7,615
<i>Terminalia sericea</i>	1	0,69	0,03	2,782	10	1,979	5,451
<i>Azelia quanzensis</i>	3	2,069	0,03	2,782	30	5,937	10,79
<i>Croton sp</i>	8	5,517	0,01	3,787	16	3,166	12,47
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	2	1,379	0,01	2,782	10	1,979	6,141
<i>Mimusops caffra</i>	15	10,34	0	1,932	13,64	2,699	14,98
<i>Newtonia sp</i>	5	3,448	0,01	2,782	16,67	3,298	9,529
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	8	5,517	0,01	2,782	16	3,166	11,47
<i>Sapium integerrimum</i>	1	0,69	0,03	2,782	10	1,979	5,451
<i>Sideroxylon inerme</i>	5	3,448	0,02	3,787	25	4,948	12,18
<i>Strychnos madagascariensis</i>	26	17,93	0	3,787	13	2,573	24,29
<i>Strychnos spinosa</i>	15	10,34	0	2,782	12,5	2,474	15,6
<i>Teclea natalensis</i>	2	1,379	0,01	2,782	10	1,979	6,141
<i>Vepris undulata</i>	3	2,069	0,01	2,782	15	2,969	7,82
Somatório	144	99,31	0,63	100	505,3	100	299,3

Anexo 9: Regeneração FCM.

Nome científico	Ab.	Ab.r	Do.	Do. r	de.	de.r	IVI
<i>Albizia adiantifolia</i>	14	15,73	0,0031	4,563217	15,56	5,083	25,38
<i>Albizia versicolor</i>	1	1,124	0,0385	6,211045	10	3,268	10,6
<i>Anona senegalensis</i>	8	8,989	0,0077	6,211045	16	5,228	20,43
<i>Balanites maughamii</i>	8	8,989	0,0047	4,563217	13,33	4,357	17,91

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Combretum molle</i>	4	4,494	0,0141	4,563217	20	6,536	15,59
<i>Dialium schlechteri</i>	3	3,371	0,0141	4,563217	15	4,902	12,84
<i>Ficus natalensis</i>	2	2,247	0,0098	3,1689	10	3,268	8,684
<i>Hirtela zangeubarica</i>	7	7,865	0,0167	8,112385	23,33	7,625	23,6
<i>Hymenocardia omoides</i>	11	12,36	0,0055	6,211045	15,71	5,135	23,71
<i>Kirkia acuminata</i>	1	1,124	0,0636	10,26724	10	3,268	14,66
<i>Mimusops caffra</i>	2	2,247	0,0196	3,1689	20	6,536	11,95
<i>Sclerocarya birrea</i>	1	1,124	0,0283	4,563217	10	3,268	8,955
<i>Strychnos madagascariensis</i>	4	4,494	0,0065	3,1689	13,33	4,357	12,02
<i>Strychnos spinosa</i>	11	12,36	0,0035	4,563217	13,75	4,493	21,42
<i>Syzygium cordatum</i>	4	4,494	0,0141	4,563217	20	6,536	15,59
<i>Syzygium guinensi</i>	2	2,247	0,0283	4,563217	20	6,536	13,35
<i>Terminalia sericea</i>	2	2,247	0,0385	6,211045	20	6,536	14,99
<i>Trichilia emitica</i>	2	2,247	0,0283	4,563217	20	6,536	13,35
<i>Vangueira infausta</i>	2	2,247	0,0385	6,211045	20	6,536	14,99
Somatório	89	100	0,3834	100,0105	306	100	300

Anexo 10: Análise de variância para a biomassa RM.

Fonte de variação	GL	SQ	SQ	F.cal	Prob.	F crit
Tratamentos	5	3.3E+08	66032106	4.695705	0.002762	2.533554
Erro	30	4.22E+08	14062234			
Total	7.52E+08	7.52E+08				

Anexo 11: Análise de variância para a biomassa (FCM).

Fonte de variação	GL	SQ	SQ	F.cal	Prob.	F crit
Tratamentos	5	2.33E+08	46619489	4.286139	0.004637	2.533554
Erro	30	3.26E+08	10876803			
Total	35	5.59E+08				

Anexo 12: Teste – t, para par de média de biomassa.

Parâmetros	Média (Rm)	Média (FCM)
Média	669,65	1039,395
Variância	72661,1419	243011,5082
Observações	6	6
Diferença hipotética de média	0	
Graus de liberdade	5	
T cal	-1,31925863	
Probabilidade	0,24426473	
Tcrit	2,57057764	

Anexo 13: Análise de correlação entre diversidade e estabilidade (RM).

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F.cal	Prob.
Tratamento	1	0,040352	0,040352	0,235134	0,653101
Erro	4	0,686458	0,171614		
Total	5	0,72681			

Anexo 14: Análise de correlação entre diversidade e estabilidade (FCM).

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F.cal	Prob.
Tratamento	1	629359,2	629359,2	0,039945	0,851337
Erro	4	63022230	15755558		
Total	5	63651589			

Anexo 15: ficha de campo

Distrito de Matutuine

Ficha de campo

Tipo de mancha -----

Coordenadas ----- Transecto nº ----- Rectângulo nº ----- Quadricula nº -----

N.arvore	N. científico	N. vernacular	Altura(m)	T.solos	DAP(cm)	Classe de Tamanho	Variaveis de Interferencia

Anexo 16: Coordenadas geográficas de cada transecto, seu respectivo tipo florestal e área de cada mancha inventariada.

Local	Transecto	Lat.	Long.	Tipo Florestal	Tipos solos	Area do tipo Florestal
RM	1	26°30' 560"	32° 45' 1 74"	LF1	dunas costeiras	0.03704
	2	26°29' 835"	32° 45' 164"	LF1	dunas costeiras	0.03704
	3	26°29' 930"	32° 45' 200"	LF1	dunas costeiras	0.03704
	4	26°29' 80"	32° 45' 178"	LF1	dunas costeiras	0.03704
	5	26°28' 90"	32° 45' 198"	LF1	dunas costeiras	0.03704
	6	26°28' 90"	32° 45' 198"	LF1	dunas costeiras	0.03704
Madjadjane	1	26°32' 00"	32°42' 00"	LF1	arenosos amarelados	0.03704
	2	26°30' 09 "	32°41' 825"	LF1	arenosos amarelados	0.03704
	3	26°31' 42"	32° 41' 87"	LF1	arenosos amarelados	0.03704
	4	26°31' 59"	32° 41' 96"	LF1	arenosos amarelados	0.03704
	5	26°32' 00"	32° 41' 99"	LF1	arenosos amarelados	0.03704
	6	26° 28' 00"	32° 41' 10"	LF1	arenosos amarelados	0.03704

Anexo 17: Lista de espécies que ocorrem nas manchas inventariadas

Nome científico	Nome local	Nome científico	Nome local
<i>Acacia erioloba</i>	Micaia / Munga	<i>Hypolaena coriacea</i>	*
<i>Acacia karroo</i>	Munga	<i>Kirkia acuminata</i>	Mtumbwi
<i>Acacia nigrens</i>	Nkaia	<i>Laconiodiscus fraxionifolia</i>	Mutarara
<i>Azelia quanzensis</i>	Chanfuta	<i>Lannea schweinfurthi</i>	Xihubucanhe
<i>Albizia adianthifolia</i>	Gowane	<i>Lannea stuhlmannii</i>	*
<i>Albizia forbesii</i>	Nala	<i>Mangifera indica</i>	Manga
<i>Albizia petersiana</i>	Inala	<i>Manilkara discolor</i>	Tangendi
<i>Albizia versicolor</i>	M'pisso	<i>Manilkara mochisia</i>	Nheve
<i>Anacardium occidentale</i>	Ncadju	<i>Mimusops caffra</i>	Ndzole
<i>Annona senegalensis</i>	N'djonpha	<i>Moringa ovalifolia</i>	*
<i>Antidesma venosum</i>	Shongui	<i>Newtonia sp</i>	*
<i>Apodytes dimidiata</i>	Hlamahati	<i>Ochna barbosae</i>	Giwomgwani
<i>Balanites maughamii</i>	Nulo	<i>Ochna natalitia</i>	Machanganisso
<i>Brachylaena discolor</i>	Mpahlane	<i>Ozoroa obovata</i>	Xifunga
<i>Brexia madagascariensis</i>	Untamura	<i>Pancovia golungensis</i>	*
<i>Bridelia cathartica</i>	Munuangati	<i>Phoenix reclinata</i>	Kindu
<i>Cissampelos hirta</i>	Ndeve yahavo	<i>Plectranthus sp</i>	Bozane
<i>Combretum molle</i>	Chivonzuane	<i>Psydrax locuples</i>	*
<i>Combretum papaoide</i>	Xikwizi	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	Wandla
<i>Commiphora africana</i>	*	<i>Sapium integerrimum</i>	Nhleha
<i>Crotalaria unterosi</i>	Likola humba	<i>Sclerocarya birrea</i>	Ncanhu
<i>Croton sp</i>	*	<i>Sideroxylon inerme</i>	Nuwebe
<i>Desconhecida 1</i>	**	<i>Solanum africanum</i>	Julne
<i>Desconhecida 2</i>	**	<i>Spirostachys africana</i>	Xilate
<i>Dialium schlechteri</i>	Ndziva	<i>Sterculia indica</i>	Tchaia
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Ndzenga	<i>Strychnos madagascariensis</i>	Ncuacua
<i>Diospyros inhacaensis</i>	N'thoma	<i>Strychnos spinosa</i>	Nsala
<i>Diospyros rotundifolia</i>	*	<i>Syzygium cordatum</i>	Muhlu
<i>Dolichandrone alba</i>	Stani	<i>Syzygium guinensi</i>	Muhlu
<i>Dovyalis caffra</i>	*	<i>Tabernaemontana elegans</i>	Ncahlu
<i>Drypetes arguta</i>	*	<i>Teclea natalensis</i>	*
<i>Erytrina livingstoniana</i>	Titi	<i>Terminalia sericea</i>	Nkonola
<i>Euclea natalensis</i>	Mulala	<i>Themeda trianda</i>	Nlehongeve
<i>Fernandoa magnifica</i>	Tondjua	<i>Trichilia emitica</i>	Nkuhlu
<i>Ficus natalensis</i>	Xihlanfane	<i>Trycalysia capensis</i>	Xihlobongo
<i>Flacourtia indica</i>	*	<i>Vangueria infausta</i>	M'pfiwa
<i>Garcinia livingstonei</i>	Pimbe	<i>Vepris lanceolata</i>	Ntani

Avaliação do modelo diversidade – estabilidade nas florestas costeiras do Sul de Moçambique

<i>Hibiscus barbosa</i>	*	<i>Vepris undulata</i>	*
<i>Hirtella Zanzibarica</i>	*	<i>Wrightia natalensis</i>	*
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Statsalatani	<i>Ximenia sp</i>	Tunduluka
<i>Hyperthelia dissoluta</i>	Hlongwa		

Onde:

* - indica que não foi encontrado o nome local da espécie.

** - indica que a espécie não foi identificada nem por nome científico assim como local.