



UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE
FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL
MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**Efeito do Fogo na Estrutura e nos Padrões de Distribuição das
Formações vegetais no Parque Nacional do Limpopo**

Autor: Aurélio de Jesus R. Pais

Supervisora: Prof^a. Doutora Natasha S. Ribeiro

Maputo, Outubro de 2015

UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE
FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL
MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**Efeito do Fogo na Estrutura e nos Padrões de Distribuição das
Formações vegetais no Parque Nacional do Limpopo**

Autor: Aurélio de Jesus R. Pais

Supervisora: Prof^a. Doutora Natasha S. Ribeiro

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e
Engenharia Florestal, como requisito para obtenção
do título de Mestre em Maneio e Conservação da
Biodiversidade

Maputo, Novembro de 2015

DECLARAÇÃO DE HONRA

Declaro que esta dissertação de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal da Universidade Eduardo Mondlane é da minha autoria, e que a mesma nunca foi submetida ou examinada por uma outra Universidade. A autenticidade dos resultados desta dissertação tem como testemunha a supervisora da mesma.

O Declarante

(Aurélio de Jesus R. Pais)

Maputo, Novembro de 2015

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu filho Wesley Aurélio Pais, minha companheira Maria Luís Braz, minha Mãe Rosa Rodrigues Pais; meus Irmãos e Sobrinhos; Amo-vos tanto!

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus que tem me guiado sempre e me tem dado muita saúde e tudo de bom na terra, Obrigado meu Pai!

À minha Supervisora Prof^ª. Doutora Natasha Ribeiro por me dar a oportunidade de fazer parte do Projecto apoiado pela GIZ e pelo inestimável apoio e acompanhamento durante a concepção e realização deste estudo.

À equipe do campo, nomeadamente Prof^ª. Doutora Romana Bandeira, Prof. Doutor Valério Macandza, dr. Aniceto, Pacule, Domingos Machava, Ivete Maquia, Bernabé Langa, Ernesto Nacamo e à técnica Cândida Zita, pelo apoio na recolha e organização dos dados.

Ao meu primo Cláudio Rodrigues e sua esposa Leta Litsure, pela calorosa recepção na minha estadia em Maputo, aquando da preparação do presente trabalho.

Ao Kruger Park na vizinha África do Sul, na pessoa da Doutora Navashni Govender por ter me acolhido e capacitado para a recolha de dados.

À instituição Alemã *Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit* (GIZ), por ter disponibilizado os fundos para a realização deste estudo.

Aos fiscais Maluleque e Jorge do Parque Nacional do Limpopo, por velarem pela minha segurança e dos demais colegas aquando da colecta de dados de campo.

Aos meus amigos e em particular ao Manuel Moda, Luís Domingos, André Machava, Charles Cipriano e Alexandre Pita pelo afecto, e pelo incondicional apoio moral.

Aos meus colegas “Biodiversos” Alcídio Vilanculos (Villas), Paulo Goba, Sá Lisboa, Aurélio Bechel, René Machoco, Alexandre Pondeca, Herondina Xerinda, Hortência Buque, Esmeralda Osman e Jone Júnior; pelo companheirismo científico, amizade e afecto durante o curso.

A todos que directa ou indirectamente contribuíram para a elaboração deste trabalho, o meu muito obrigado!

ÍNDICE

Conteúdo	Página
DECLARAÇÃO DE HONRA.....	i
DEDICATÓRIA	ii
AGRADECIMENTOS	iii
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE EQUAÇÕES.....	ix
LISTA DE ANEXOS.....	xi
RESUMO	xi
ABSTRACT.....	xii
ABREVIATURAS.....	xiii
I. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Problema de estudo e Justificação	3
1.2. Objectivos	4
1.2.1. Objectivo geral:	4
1.2.2. Objectivo específicos:.....	4
1.3. Hipóteses de estudo.....	5
II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
2.1. Aplicações da Teledetecção no mapeamento de uso e cobertura de terra	6
2.1.1. Espectro electromagnético.....	7
2.1.2. Descrição do Satélite Landsat 8.....	8
2.2. Florestas de Mopane	10
2.3. Levantamento de dados usando o método de Ponto-quadrante.....	12

2.4. Efeito do fogo no ecossistema	12
2.4.1. Efeitos da frequência e intensidade do fogo na vegetação	14
2.4.2. Regime de queimadas nos ecossistemas secos	15
2.5. Principais causas de queimadas	16
III. MATERIAIS E MÉTODOS	17
3.1. Descrição da área de estudo	18
3.1.2. Rios e Clima	18
3.1.3. Flora.....	19
3.1.4. Paisagens por tipo de solos de maior ocorrência de queimadas	24
3.1.5. Caracterização das frequências de fogo.....	27
3.2. Mapeamento do uso e cobertura de terra	29
3.2.1. Aquisição de imagens de satélite, pré-processamento e definição de pontos de amostragem.....	29
3.2.2. Trabalho de campo	30
3.2.3. Classificação e interpretação das imagens satélite	30
3.2.4. Validação e Precisão da classificação	31
3.3.1. Descrição do ponto amostral.....	37
3.3.2. Recolha de dados	39
3.3.3. Análise de dados	42
IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1. Mapa do uso e cobertura de terra do PNL	48
4.2. Avaliação da Precisão e Validação da classificação.....	50
4.3. Análise graminal	53
4.4. Análise arbórea-arbustiva	60
4.5. Composição de Espécies.....	67

4.5.1. Diversidade de espécies.....	70
V. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	72
5.1. Conclusões	72
5.2. Recomendações.....	73
V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74
VI. ANEXOS	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de bandas do satélite Landsat 8 e suas características	9
Tabela 2. Detalhe das três (3) imagens de satélite usadas na composição do mosaico do PNL....	29
Tabela 3. Esquema de matriz de confusão para a validação da classificação.....	31
Tabela 4. Intervalo de classificação de imagens em função do índice Kappa (K)	33
Tabela 5. Layout do delineamento experimental usado.....	36
Tabela 6. Intensidade de amostragem por tipo de solo	38
Tabela 7. Área ocupada por paisagem florística.....	50
Tabela 8. Matriz de confusão para a validação da classificação das imagens.....	51
Tabela 9. Resultado de diversidade de espécies agrupadas por FF e tipo de solo	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.	19
Figura 2. Solos e paisagens do PNL	26
Figura 3. Caracterização da frequência de fogo no período de 10 anos (2003-2013)..	27
Figura 4. Diagrama do processo metodológico para produção do mapa de uso e cobertura de terra do PNL.	34
Figura 5. Localização geográfica dos pontos amostrais..	37
Figura 6. Formato de parcelas e transectos constituintes de um (1) ponto amostral.	37
Figura 7. Ponto de estabelecimento da parcela circular pelas cruzetas.	39
Figura 8. Medição da biomassa graminosa usando o DMP	40
Figura 9. Medição da altura da componente arbórea-arbustiva usando uma vara graduada.	41
Figura 10. Mapa de ecossistemas florísticos do PNL	55
Figura 11. Biomassa graminosa agrupada por tipo de solo e FF	55
Figura 12. Medições de distância ao tufo agrupado por tipo de solo e FF	56
Figura 13. Índice de diversidade de Shannon (H') agrupado por tipo de solo e FF	58
Figura 14. Equitabilidade de Pielou (J') agrupada por tipo de solo e FF	59
Figura 15. Densidade agrupada por tipo de solo e FF	60
Figura 16. Fitomassa agrupada por tipo de solo e FF	61
Figura 17. Altura agrupada por tipo de solo e FF	63
Figura 18. Densidade agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura	64
Figura 19. Fitomassa agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura	65
Figura 20. Altura dos indivíduos agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura.....	66
Figura 21. IVI do solo Lebombo North diferenciado por FF	67
Figura 22. IVI do solo NS agrupado por FF	68
Figura 23. IVI do solo calccrete agrupado por FF.....	72

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (1). Equação do Índice de exactidão global.....	31
Equação (2). Equação de Erro de Omissão.....	31
Equação (3). Equação de Erro de Comissão.....	31
Equação (4). Equação de Índice Kappa.....	32
Equação (5). Equação do modelo estatístico o delineamento de experimentos factoriais.....	37
Equação (6). Equação de Biomassa Graminosa.....	44
Equação (7). Equação de Abundância de Espécies.....	45
Equação (8). Equação de Densidade Arbórea-arbustiva.....	45
Equação (9). Equação de Frequência de Espécies.....	45
Equação (10). Equação de Dominância de Espécies.....	47
Equação (11). Equação de Índice de Valor de Importância.....	47
Equação (12). Equação do Índice de Shannon-Weaver.....	48
Equação (13). Equação de Equitabilidade de Pielou	48
Equação (14). Equação de Fitomassa Arbórea-arbustiva.....	49

LISTA DE ANEXOS

Anexo 6.1: Sistema de classificação de uso e cobertura de terra adaptado de Marzoli (2007)....	86
Anexo 6.2: Análise de variância (ANOVA) da componente graminal	86
Anexo 6.3: Resultado de ANOVA da DDT e Biomassa da componente graminal agrupado por tipo de solo e FF.....	86
Anexo 6.4: ANOVA da componente arbórea por parcela	87
Anexo 6.5: ANOVA da componente arbórea por classe de altura	87
Anexo 6.6: Estrutura horizontal florística do solo Lebombo North em altas frequências.....	89
Anexo 6.7: Estrutura horizontal florística do solo Lebombo North em Baixas frequências	90
Anexo 6.8: Estrutura horizontal florística do solo Nwambia Sandveld em Altas frequências.....	91
Anexo 6.10: Estrutura horizontal florística do solo Calcrete em Altas frequências.....	93
Anexo 6.11: Estrutura horizontal florística do solo Calcrete em Baixas frequências	94
Anexo 6.12: Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.....	95
Anexo 6.13: Ficha de levantamento de dados da componente arbórea-arbustiva no campo	96
Anexo 6.14: Ficha de levantamento de dados da componente graminal no campo	97

RESUMO

O Presente estudo foi realizado no Parque Nacional de Limpopo (PNL), Província de Gaza, cujo principal objectivo foi de se avaliar o efeito da frequência de fogo sobre as formações vegetais. O efeito do fogo sobre a vegetação é um fenómeno pouco conhecido, tendo muitas vezes se atribuído como sendo um efeito pernicioso. O estudo foi executado em duas vertentes, nomeadamente: (i) Sensoreamento remoto e (ii) Estudo florístico. O mapeamento efectuado resultou em 13 classes de uso e cobertura de terra, sendo que a comunidade florística de *Terminalia sericea*, *Combretum apiculatum*, *Guibourtia conjugata* e *Colophospermum mopane* em florestas abertas apresentaram maior extensão representando 24.4 % do PNL. Foram também seleccionados três tipos de solos no PNL para o levantamento da flora, nomeadamente: Lebombo North (LN), Nwambia Sandveld (NS) e Calcrete subdividindo-se cada por duas (2) frequências de fogo (FF); nomeadamente: Alta e Baixa. Foram feitos levantamentos da componente graminal e arbóreo-arbustiva em transectos de parcelas circulares. Na componente graminal foram analisados a biomassa e a Distância do tufo (DDT), enquanto que na componente arbóreo-arbustiva foram analisadas a densidade, o Índice de Valor de Importância (IVI) e Índice de diversidade de Shannon. Os resultados demonstram que o efeito do fogo na variação da biomassa graminosa é influenciado pelo tipo de solo ($p < 0.01$), sendo que, o solo NS apresentou maior biomassa em áreas de alta FF no valor de 4215.6 kg/ha. O efeito da FF na distância do tufo (DDT) não depende do tipo de solo ($p = 0.864$). O fogo não causa efeito significativo ($p = 0.537$) na densidade e fitomassa ($p = 0.484$) arbóreo-arbustiva naqueles tipos de solo. As espécies *C. apiculatum* e *C. mopane* foram as espécies mais importantes em todos tipos de solo, apresentando valores de IVI superiores a 100%. O solo Calcrete apresentou maior diversidade graminal (2.6) em relação aos demais e esta foi em áreas de alta FF. Na componente arbóreo-arbustiva as altas FF diminuíam a diversidade de espécies e com isto, o LN apresentou maior diversidade de espécies (1.85). Apesar do fogo não causar alteração na densidade e na fitomassa arbóreo-arbustivas recomenda-se aos gestores do PNL que controlem eficientemente as actividades recorrentes ao uso do fogo nas comunidades que habitam o interior do parque de modo que estas não alterem o actual regime do fogo que pode por consequência causar danos à biodiversidade florística.

Palavras-Chave: Mapeamento, Fogo, Solo, Vegetação, Parque Nacional do Limpopo

ABSTRACT

The present study was carried out in Limpopo National Park (LNP), a conservation area located in Gaza Province. The main aim of the study was to evaluate the fire frequency (FF) on the landscape as the effects of fire on vegetation is less known by Society in general and by scientist society in particular. The study was executed in two (2) major prespectives namely, Remote Sensing and Floristic assessment. The Mapping results classify the LNP in 14 floristics communities. The community with largest extension was an open forest represented by *Terminalia sericea*, *Combretum apiculatum*, *Guibourtia conjugata* e *Colophospermum mopane* species, which represent 24.4 % of LNP. There were also selected three (3) types of soil namely, Lebombo North (LN), Nwambia Sandveld (NS) and Calcrete, linked each one with two (2) FF (high and low). Woody and grass survey were carried in circular plot making up 12 samplings. In the grass survey were analysed biomass and tuft distance (TD) while in woody survey were analysed the density, Importance Value Index (IVI) and Shannon Index. The results proved that grass biomass is highly affected ($p < 0.01$) by the interaction between soil and FF while the TD was not significant ($p = 0.864$). Woody density ($p = 0.537$) and Phytomass ($p = 0.484$) was not significantly affected by the interaction between FF and soil type. *C. apiculatum* and *C. mopane* were mostly representative in all soil types with IVI greater than 100 %. Calcrete showed greater grass diversity (2.6) than the others and this was in high FF areas. In the woody component, high FF decreases the diversity of species and thus, the LN showed the greater diversity (1.85). Although the fire does not affect the woody density and phytomass, LNP managers should be recommended to control the fire use by the communities who live inside the park so as avoid the alteration of current fire regime which can cause damage to the floristic biodiversity.

Keywords: Remote sensing, Fire, Soil, Vegetation, Limpopo National Park

ABREVIATURAS

ACTF	Área de conservação transfronteiriça
ANOVA	Análise de Variância
CENACARTA	Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção
DDT	Distância do Tufo
DMP	Disco medidor de Pasto
FAEF	Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
FF	Frequência de Fogo
GIZ	<i>Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit</i>
GPS	<i>Geographic Position System</i>
H'	Índice de Shannon
IVI	Índice de Valor de Importância
J'	Equitabilidade de Pielou
LN	<i>Lebombo North</i>
MICOA	Ministério para Coordenação da acção Ambiental
MITUR	Ministério do Turismo
NS	<i>Nwambia Sandveld</i>
OLI	<i>Operacional Land Imager</i>
PNL	Parque Nacional do Limpopo
PNK	Parque Nacional do Kruger
PNG	Parque Nacional de Gonarezhou
SIG	Sistemas de Informação Geográfica
TIRS	<i>Thermal Infrared Sensor</i>
WRS	<i>Wide-area Reference Station</i>

I. INTRODUÇÃO

Em Moçambique como na maioria dos países tropicais, a área florestal tende a diminuir a um ritmo relativamente acelerado, não só pelo aumento demográfico, derrube para fins agropecuários, mas também devido à prática de queimadas descontroladas (MICOA, 1998). Estas ocorrem anualmente em todo território nacional durante o período seco, ameaçando a integridade e a diversidade biológica de muitos ecossistemas (Marzoli, 2007).

As consequências e impactos negativos das queimadas descontroladas constituem outra preocupação nacional e internacional por serem não só fonte de emissões de gases com o efeito estufa que contribuem para as mudanças do clima global, mas também por serem fontes de degradação e alteração da estrutura e composição dos ecossistemas terrestres (MICOA, 2007).

As respostas das plantas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a duração das queimadas. Dentre os maiores impactos causados pelas queimadas florestais para além da vegetação, podem ser incluídas a acção sobre a fauna, a emissão de gases e a desestruturação dos solos (Ivanauskas *et al.*, 2003). Na componente arbórea, as consequências das queimadas podem ser notadas na alteração da estrutura e composição florística (Woods, 1989).

O fogo é um factor chave na distribuição e composição de vários ecossistemas do mundo, de tal forma que ambientes seleccionados pelo fogo possuem mecanismos específicos de adaptação à recorrência das queimadas (Bond *et al.*, 2005). Por conseguinte, é tido como o factor integral de muitos ecossistemas, em particular o de miombo e mopane, sendo um dos factores chave na dinâmica da regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial de inúmeras espécies de fauna e flora (Chidumayo, 1997). Existe uma forte dependência do fogo nestes ecossistemas de tal forma que a ausência total de queimadas reduz a riqueza de espécies (Zolho, 2005).

É essencial reconhecer que, para muitas sociedades, a queimada é uma ferramenta fundamental para assegurar a subsistência da população. Por outro lado, a grande preocupação para evitar o fogo pode causar muitas vezes um desequilíbrio na natureza (Rowell & Moore, 2000). Segundo Trollope (1982) a protecção excessiva contra o fogo pode ser prejudicial, pois sem o controle de

fogo existe acúmulo de material combustível natural e outros componentes que influenciam negativamente o ecossistema.

O Parque Nacional do Limpopo (PNL) é um dos maiores parques naturais de Moçambique com uma área de 10,000 Km², situado ao Norte da Província de Gaza, e considerada a maior área de conservação nacional de florestas de Mopane (MITUR, 2003). A dependência da população que habita no interior do PNL em relação aos recursos naturais é extremamente alta, pelo que se verifica uma forte pressão no uso dos mesmos para garantir a sua sobrevivência. É notável a prática de queimadas descontroladas, a qual está relacionada com as práticas de agricultura itinerante, caça de animais de pequeno porte, necessidade de combustível lenhoso, resultando na destruição da biodiversidade e dos habitats, bem como na alteração da paisagem florística da região (Quenhe, 2009).

Neste âmbito, o presente projecto visa o estudo do efeito da frequência do fogo na estrutura e nos padrões de distribuição das formações vegetais do PNL, por forma a se perceber até que ponto as queimadas causam a alteração da estrutura e composição florística. O estudo baseia-se em uma partilha de experiências no manejo do fogo entre o PNL e o PNK.

1.1. Problema de estudo e Justificação

As áreas de conservação representam 22% dos cerca de 40.6 milhões de hectares cobertos por florestas em todo o país e todas incluem assentamentos humanos dentro ou em redor dos seus limites e, como consequência, anualmente são sujeitas às queimadas descontroladas, comprometendo desta forma os seus objectivos (Marzoli, 2007). Por outro lado, a falta de um plano específico de manejo de queimadas no PNL (MITUR, 2003), leva a falta de conhecimento dos diversos efeitos do fogo na biodiversidade, tornando-o indiferente sobre os seus benefícios ou danos causados neste parque. Para Cochrane (2003) a compreensão da ecologia do fogo de uma determinada paisagem é de extrema importância, pois permite avaliar e determinar se os gestores estão queimando de forma adequada/inadequada, para o cumprimento das metas de conservação e para a manutenção dos ecossistemas. Um regime de fogo ecologicamente apropriado é aquele que mantém a viabilidade ou a estrutura, a composição e o funcionamento adequado do ecossistema (Rowell & Moore, 2000).

O papel exercido pelo fogo em muitos ecossistemas em todo o mundo continua sendo pouco compreendido pela comunidade científica, e geralmente ignorado por quase toda a sociedade. Nos ecossistemas onde os benefícios do fogo são reconhecidos, o regime de fogo ecologicamente apropriado muitas vezes é desconhecido (Wright *et al.*, 1982). Por outro lado, a falta de conhecimento sobre os benefícios do fogo na biodiversidade tornam as áreas de conservação indiferentes ao uso adequado deste, permitindo assim a ocorrência de queimadas descontroladas a qual causa impactos negativos no ecossistema, culminando com a perda da biodiversidade (Zolho, 2005).

O fogo não deve ser visto apenas como um evento de destruição. De facto, vários ecossistemas no mundo, como por exemplo, as savanas africanas, podem ser definidas como pirofíticas, ou seja, ecossistemas dependentes do fogo (Trollope, 1982). Vários estudos mostraram que a exclusão do fogo levaria a um aumento de 26.9% a 56.4% da cobertura florestal mundial e a uma mudança de áreas com presença de gramíneas para florestas mais fechadas de angiospermas (Bond *et al.*, 2005), modificando de forma marcante a fisionomia, a diversidade e o funcionamento desses ecossistemas (Ivanauskas *et al.*, 2000).

É fundamental compreender a dinâmica dos regimes de queimadas para o manejo efectivo dos ecossistemas dependentes do fogo (Zolho, 2005). Segundo Coutinho (1990), a aplicação de queimadas controladas traz consigo muitas vantagens no manejo e conservação da biodiversidade, pois estas podem ser aplicadas para o rejuvenescimento dos ecossistemas, manejo de pastos, controle de espécies invasoras, prevenção de incêndios de alta intensidade, entre outros fins.

Neste contexto a organização *Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit* (GIZ) financiou um projecto conjunto entre o PNK e o PNL, que teve a colaboração e coordenação da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal (FAEF) da Universidade Eduardo Mondlane (UEM) com a finalidade de partilha de experiências e conhecimento entre os dois Parques transfronteiriços a respeito da influência do fogo sobre a estrutura e composição das comunidades vegetais. Permitindo assim aprofundar conhecimentos sobre a constituição das comunidades vegetais e dos factores que podem influenciá-las, servindo como ferramenta para uma melhor intervenção no manejo de queimadas.

1.2. Objectivos

1.2.1. Objectivo geral:

O presente estudo tem como objectivo geral “Contribuir para o sistema de manejo de queimadas no PNL, através da avaliação dos padrões de distribuição e composição da vegetação”.

1.2.2. Objectivo específicos:

Para cumprir com o objectivo geral foram traçados os seguintes objectivos específicos:

1. Mapear os ecossistemas florísticos do PNL para o ano de 2014 na escala de 1:800,000;
2. Caracterizar a estrutura das formações vegetais em termos de abundância, densidade, frequência, dominância, extracto vertical e biomassa em diferentes frequências de queimadas;
3. Caracterizar a composição florística das formações florestais de acordo com as frequências de queimadas.

1.3. Hipóteses de estudo

Hipótese 1

Hipótese nula: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo não alteram a biomassa graminosa;

Hipótese alternativa: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo alteram a biomassa graminosa.

Hipótese 2

Hipótese nula: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo não influenciam a densidade das plantas arbóreo-arbustivas;

Hipótese alternativa: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo influenciam a densidade das plantas arbóreo-arbustivas.

Hipótese 3

Hipótese nula: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo não alteram a altura média das plantas arbóreo-arbustivas;

Hipótese alternativa: A interacção entre o tipo de solo e a frequência de fogo alteram a altura média das plantas arbóreo-arbustivas.

II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aplicações da Teledeteccção no mapeamento de uso e cobertura de terra

Teledeteccção refere-se à aquisição e registo de informações sobre objectos na Terra sem qualquer contacto físico entre o sensor e o objecto de análise, através de imagens de satélite (Fonseca, 2000). Por outro lado, uso da terra refere-se aos princípios, regras ou normas que governam ou regem uma sociedade na sua relação com a terra, por exemplo: cultivo agrícola, florestal, urbanização, entre outros; enquanto que cobertura da terra refere-se à matéria biofísica existente na superfície terrestre, por exemplo: área florestal, Pradaria, Savanas, entre outros (Jensen, 1996). Todavia, para que a informação sobre o uso e cobertura da terra obtida, quer de imagens de satélite ou de fotografias aéreas tenha largas aplicações é necessário que, em primeiro lugar se adopte um sistema de classificação do uso de terra, de acordo com os padrões de uso existentes na região em estudo (De Wit, 1994).

As imagens de satélite mostram-se como uma alternativa viável e de custo relativamente baixo e, sobretudo como uma ferramenta essencial para o monitoramento ambiental (Mather, 1999). Para o monitoramento da vegetação é bastante comum a utilização de sensores ópticos, que geram imagens multiespectrais a partir da detecção da energia reflectida pelos alvos localizados na superfície em específicas faixas do espectro electromagnético, principalmente na região do vermelho e do infravermelho próximo, onde a vegetação interage mais intensamente com a radiação solar incidente (Burrough, 1986).

As imagens de satélite geralmente são usadas com alguma frequência para gerar informações qualitativas da superfície da Terra, tais como mapas com a distribuição da vegetação ou com classes de uso e cobertura. Estas informações são obtidas a partir de procedimentos de classificação de imagens, onde feições homogéneas existentes nas imagens são agrupadas em uma mesma classe temática que identificam, por exemplo, os tipos de vegetação de uma determinada região (Campbell, 1987).

A integração de dados, análise espacial e o processo de tomada de decisões no planeamento do uso da terra, podem ser feita através de um Sistema de Informações Geográficas (SIG). Um SIG pode ser definido como um sistema digital para capturar, armazenar, recuperar, analisar e

visualizar dados espaciais. SIG's podem ser utilizados como banco de dados ambientais, onde dados sobre os diferentes atributos da paisagem podem ser armazenados e manipulados (Congalton, 1991). Os SIG's permitem integrar informações espaciais e não espaciais de natureza, origem e forma diversas em uma única base de dados, possibilitando a derivação de novas informações e sua visualização na forma de mapas (Jensen, 1996).

2.1.1. Espectro electromagnético

O espectro electromagnético é o intervalo que contém todas as radiações eletromagnéticas que vai desde as ondas de rádio até aos raios gama. Um dos intervalos ou faixas de comprimentos de onda que é mais familiar é a faixa de luz visível da radiação solar, por ser aquela que o olho humano é capaz de detectar (Meneses *et al.*, 2001). Os intervalos espectrais possíveis de serem usados pelos sensores remotos são: (i) *Visível* entre 0.45 – 0.76 Micrómetros (μm), (ii) *Infravermelho próximo* entre 0.76 – 1.2 μm , (iii) *Infravermelho de ondas curtas* entre 1.2 – 3.0 μm , (iv) *Infravermelho médio* entre 3.0 – 5.0 μm , (v) *Infravermelho termal* entre 5.0 μm – 1.0 mm e (vi) *Micro-ondas* entre 1.0 mm – 100 cm (Jensen, 1996).

O intervalo do visível (0.45 - 0.76 μm) é a região do espectro solar com a mais alta intensidade de fluxo radiante e onde há a melhor janela atmosférica que é bastante transparente e que deixa passar uma grande quantidade de radiação. Na vegetação, a principal banda de absorção está centrada em 0.65 μm , região visível da luz vermelha, e que nas imagens do sensor ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) do Landsat equivale a banda 3, situada em 0.63 μm a 0.69 μm (Fonseca, 2000).

Infravermelho próximo (0.76 – 1.2 μm) é a região do espectro solar onde ocorrem importantes interações da radiação electromagnética com os níveis de energia eletrónica dos átomos, gerando feições espectrais que são diagnósticas para identificar a natureza de vários tipos de rochas, principalmente as de composição mineral com metais de transição (Ferro, Níquel, Crómio, Manganês, etc.) (Campbell, 1987).

Infravermelho de ondas curtas (1.2 – 3.0 μm) é a região espectral geológica, pois é nesta faixa espectral que os vários minerais de alteração hidrotermal têm as suas diagnósticas feições de absorção. Também é a região onde os comprimentos de onda que variam de 1,4 μm a 1,9 μm são

totalmente absorvidos pelas moléculas de vapor de água da atmosfera, dificultando deste modo a detecção de materiais terrestres que na sua estrutura contém água (Moreira, 2003).

Infravermelho médio (3.0 – 5.0 μm) é a região onde o Sol e a Terra não emitem quantidades suficientes de energia que possam ser detectadas pelos sensores. Somente alvos com elevadas temperaturas, como vulcões e incêndios, podem ser detectados, pois agem como fontes próprias de emissão de radiação. É uma região espectral pouco usada no sensoriamento remoto, à excepção de sensores meteorológicos ou atmosféricos (Moreira, 2003).

Infravermelho termal (5.0 – 1.0 mm) é também conhecido como a região termal, devido à radiação emitida pelos objectos terrestres em função das suas temperaturas de superfícies. A melhor janela atmosférica nessa região espectral para imageamento orbital é o intervalo de 8,0 μm a 14,0 μm , porque acima de 30 km, a camada de ozono absorve toda a radiação além de 14 μm emitida pela Terra. Óptima faixa espectral para detecção de quartzo de veios nas rochas (Burrough, 1986).

Micro-ondas (1.0 mm – 100 cm) é a região de uso de sensores activos (radar), que utilizam fontes artificiais para a geração da radiação electromagnética. Por causa do tamanho do comprimento de onda, o radar tem a habilidade de operar em condições atmosféricas adversas, com coberturas de nuvens ou chuvas, e pode operar tanto de dia como a noite. É importante para a geologia estrutural e mapeamento geológico, porque a interação das micro-ondas com as rochas é controlada pelas texturas de relevo (Jensen, 1996).

2.1.2. Descrição do Satélite Landsat 8

O satélite Landsat 8 é o oitavo da série de satélites do Programa Landsat e o sétimo a alcançar com sucesso a órbita terrestre. É o mais recente satélite da série Landsat, lançado em 11 de Fevereiro de 2013, tendo sido lançado para a órbita operacional WRS-2. A resolução temporal do Landsat 8 é de aproximadamente 16 dias e o tamanho aproximado da cena é de 170 km ao Norte-Sul por 183 km à Este-Oeste. As suas imagens são compostas por onze (11) bandas (vide tabela 1, abaixo) (<http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>).

O satélite Landsat 8 apresenta órbita polar posicionando-se de maneira heliossíncrona a uma altitude de aproximadamente 705 km e associado a dois sensores, nomeadamente, o OLI (Operacional Land Imager) e o TIRS (Thermal Infrared Sensor) (<http://ldem.gsfc.nasa.gov/missiondetails.html>).

As imagens provenientes dos sensores instalados no satélite Landsat 8 trazem inovações importantes para usuários que demandam de mapeamentos. O sensor espectral OLI e sensor termal TIRS apresentam resolução espectral melhor que seus antecessores, além disso, as bandas 1 e 9, foram adicionalmente projetadas de forma específica para estudos dos recursos hídricos e investigação da zona costeira e para a detecção de nuvens, respectivamente (Kalaf *et al.*, 2013).

A partir do sensor termal TIRS, foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2013). Outra inovação de destaque é a resolução radiométrica, uma vez que as imagens dos satélites anteriores possuíam 8 bits (<http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>). Segundo a USGS (2013) os sensores OLI e TIRS proporcionam um melhor desempenho radiométrico (16 bits) possibilitando uma maior caracterização de alvos da imagem, também contribuindo bastante para a diminuição do efeito de sombras.

Tabela 1. Lista de bandas do satélite Landsat 8 e suas características

Banda	Intervalo espectral (µm)	Resolução espacial	Tipo de banda
1	0.433 – 0.453	30 m	Aerossol
2	0.450 – 0.515	30 m	Visível (azul)
3	0.525 – 0.60	30 m	Visível (verde)
4	0.630–0.680	30 m	Visível (vermelho)
5	0.845– 0.885	30 m	Infravermelho próximo
6	1.560 – 1.660	30 m	Infravermelho de onda curta
7	2.10 – 2.30	30 m	Infravermelho de onda curta
8	0.50 – 0.680	15 m	Pancromática
9	1.360 – 1.390	30 m	Infravermelho de onda curta
10	10.6 – 11.2	100 m	Infravermelho termal
11	11.5 – 12.5	100 m	Infravermelho termal

2.2. Florestas de Mopane

A floresta de mopane é composta maioritariamente pela espécie *Colophospermum mopane* (J.Kirk ex Benth.), conhecida vulgarmente como mopane (Bila & Mabjaia, 2012), sendo o segundo maior tipo de comunidade florestal encontrada no país depois da floresta de miombo (Ribeiro & Nhabanga, 2009). Esta comunidade florestal encontra-se associada às espécies como *Kirkia acuminata* (Oliv.), *Dalbergia melanoxylon* (Guill. & Perr.), *Adansonia digitata* (A.L.), *Combretum imberbe* (Wawra), *Acacia nigrescens* (Oliv.), *Cissus cornifolia* (Baker) e *Combretum apiculatum* (Sond.) e *Commiphora sp* (Sitoe, 2003; Marzoli, 2007).

Colophospermum mopane é uma das espécies mais importantes na África Austral, pertencente à família Fabaceae, sub-família *Caesalpinoideae*. Esta espécie ocorre principalmente em países como África do Sul, Zimbabwe, Moçambique, Angola, Botswana, Zâmbia, Namíbia e Malawi, numa extensão de 555,000 Km². Em Moçambique estas matas são frequentes no vale do Limpopo (Pafuri, Changalane, Massangena), na região Noroeste da província de Gaza e na região de Tete (Marzoli, 2007). Esta espécie se desenvolve em regiões quentes e secas de baixa altitude e ocorre em solos argilosos, mas pode também crescer em solos aluviais. Mlambo & Mapaire (2006) acrescentam que a sua distribuição é principalmente influenciado pela disponibilidade de humidade, expresso através de altitude, precipitação e textura do solo. Na África Austral, o mopane floresta ocorre em áreas entre 300 e 1000 m de altitude, e onde a precipitação média anual varia de 400 a 700 mm (Timberlake, 1995).

Esta espécie é de pequeno ou médio porte, geralmente apresenta uma altura que varia de 10 m a 15 m na fase adulta em solos profundos aluviais. Quando ocorre em solos alcalinos impermeáveis atinge apenas altura que varia de 1 a 2 m permanecendo assim estaticamente até a fase adulta, sendo designado de Mopane arbustivo (Palgrave, 1993). Portanto, a profundidade e o pH afectam directamente o crescimento, sendo que desenvolve-se melhor em solos mais profundo, geralmente de origem granítica (Cunningham, 1996).

C. mopane é uma espécie forageira, suas folhas proporcionam alto valor de nutrientes em particular cálcio e fósforo à fauna. É tida como preferencial por ungulados particularmente na

estação seca, caracterizada pela escassez de pasto. Esta espécie é decídua de crescimento lento, sendo que suas folhas caem de forma irregular desde o início da estação seca e é geralmente sem folhas de agosto a outubro (Mlambo & Mapaire, 2006). No entanto, as árvores podem manter as suas folhas entre as sucessivas estações chuvosas, dependendo da quantidade e distribuição das chuvas (Wessels & Potgieter, 2001). Os frutos tornam-se maduros de Março a Junho e a dispersão de sementes inicia em Maio e são geralmente dispersas pelo vento (Timberlake, 1995). Wessels & Potgieter (2001) confirmam este tipo de dispersão de sementes e estimaram uma distância máxima de dispersão de 8 m a partir da base de uma árvore-mãe. Palgrave (1993) estimou a média de distâncias de dispersão entre 1,05 a 1,6 vezes da altura da árvore-mãe.

O tronco das árvores maiores é usado como postes, pilares na construção de moradia rural típica moçambicana, cercas e na produção de carvão vegetal. As suas folhas e ramos novos servem de alimento para *Loxodonta africana* (elefantes) e também para a alimentação de larvas de *Imbrasia belina*, esta última usada como fonte de proteínas e vendida para gerar renda para as comunidades locais. Ramos e cinzas desta espécie são usados pelas comunidades rurais como creme dental para a limpeza dos dentes, e também usado como planta medicinal para o tratamento de várias doenças humanas (Ghazoul, 2006).

C. mopane tem alto valor associado aos seus usos, pode-se colher variados produtos na floresta de mopane como, por exemplo, gafanhotos e cogumelos comestíveis, mel, ervas e frutos silvestres (Makhado *et al.*, 2009) e em virtude desta, vem sendo explorada irracionalmente pelas comunidades locais. A sua madeira dura, de cor vermelha, resistente ao tempo, é utilizada para fins decorativos, para pisos ou como isolante térmico, mas também é usada para a fabricação de instrumentos musicais e como combustível lenhoso (Bila & Majaia, 2012). Devido ao seu elevado valor e procura no mercado internacional, esta espécie foi reclassificada para a espécie madeireira da primeira classe, segundo a classificação da Direcção Nacional de Terras e Florestas do Ministério de Agricultura em Moçambique (MINAG, 2007). Sua madeira possui alto teor de cristais de cálcio o que proporciona produção de carvão de longa duração de combustão em relação a das outras espécies, tornando-a preferida pelas comunidades como fonte primária de energia. Por outro lado, na construção civil esta espécie é também bastante preferida

devido a alta durabilidade das estacas que varia de 10 a 15 anos e capazes de resistir aos efeitos de brocas de madeira, fogo e térmitas.

2.3. Levantamento de dados usando o método de Ponto-quadrante

A metodologia de ponto-quadrante consiste no estabelecimento de inúmeros pontos na comunidade pesquisada, os quais actuam como centro de um plano cartesiano que define quatro quadrantes de uma parcela circular. É fundamental que a distância entre os pontos seja determinada de maneira a evitar que um mesmo indivíduo seja amostrado em dois pontos distintos (Martins, 1991). Em cada quadrante é marcado e identificado o indivíduo mais próximo do ponto central que atenda aos critérios de inclusão da amostragem e, em seguida, é registada a distância deste em relação ao ponto central do quadrante. Em estudos de vegetação, são registadas, ainda, a altura e a circunferência ou o diâmetro da planta (Martins, 1991; Durigan, 2003).

O ponto-quadrante é um método muito útil para levantamento da flora e para obtenção de informações para animais de baixa mobilidade. No entanto, para o emprego desta metodologia há a necessidade de que as populações estudadas possuam distribuição espacial aleatória, geralmente o caso de florestas nativas tropicais; sendo um método menos preciso quando as populações estejam organizadas de forma uniforme ou agregadas. O uso desta metodologia resulta em uma sobreestimativa na densidade, porque a densidade da comunidade é estimada a partir da média das distâncias do indivíduo ao ponto central que define quatro quadrantes e, considera-se que a área média ocupada por indivíduo é igual ao quadrado desta distância média (Durigan, 2003). Segundo Martins (1991), a frequência absoluta para estudos utilizando este método pode ser calculada como o número de pontos em que determinada espécie ocorre dividido pelo número total de pontos usados para amostragem da comunidade.

2.4. Efeito do fogo no ecossistema

O fogo é o processo de combustão gasosa envolvendo elevadas temperaturas que pode ocorrer de forma acidental/ descontrolada ou de forma controlada nos ecossistemas vegetais

(Hoffmann, 1996). No processo da queimada, as sementes apresentam bastante tolerância ao calor, as de gramíneas podem tolerar temperaturas de 82 a 116°C por cerca de 5 minutos. Essa exposição a altas temperaturas pode ainda aumentar a percentagem de germinação (Delarze *et al.*,1992). Cochrane *et al.* (2009) chegou a conclusão de que se a semente estiver levemente coberta pelo solo, esta poderá sobreviver ao fogo relativamente intenso.

Em locais de ocorrência de gramíneas e com acúmulo de material vegetal morto, geralmente geram altas temperaturas por um longo período de tempo após a passagem do fogo principal, porém as gramíneas se regeneram rapidamente e tem crescimento acentuado. As árvores também mostram uma variedade de resistência dependendo da profundidade em que se encontram as raízes, alterando basicamente a sua estrutura (Frost, 1996).

O fogo tem a capacidade de limpar as pastagens, removendo ervas secas que não foram pastoreadas e uma parte dos resíduos, e controlando assim a densidade das plantas lenhosas (árvores e arbustos). Os fogos também estimulam o crescimento das gramíneas perenes nas savanas e proporcionam rebentos nutritivos para a fauna (Moreira, 2000).

As espécies de gramíneas, especialmente enquanto jovens são mais tolerantes ao fogo em relação às arbóreas, a queima é também usada como um instrumento para manter um equilíbrio apropriado entre a cobertura de gramíneas e a vegetação lenhosa, e, portanto reduzir ou evitar a invasão arbustiva. Com isto, queimadas altamente frequentes favorecem a cobertura graminal em detrimento da arbórea (Wright *et al.*,1982).

O fogo apresenta efeitos diversificados sobre o solo, dependendo de aspectos como a intensidade da queimada, tipo de solo, topografia, clima, etc. Segundo Laterra *et al.* (2001), o fogo prescrito pode ser uma ferramenta versátil e benéfica sem danificar a produtividade do solo ou as propriedades da água. Porém alguns cuidados devem ser tomados, pois as camadas de húmus e matéria orgânica absorvem impactos de chuvas, reduzindo o transporte de matéria do solo pela água e erosão, o que torna esta camada de extrema importância para a estabilidade do solo. De maneira que queimadas intensas aumentam a erosão e enxurradas, enquanto que as queimadas de intensidade baixas, as quais deixam um pouco de detritos e grande porção de húmus, quase não tem efeitos com relação à enxurradas e erosão (Knox, 2006).

Os detritos e a matéria orgânica do solo têm muitos benefícios, pois ajudam a formar uma estrutura granular agregada que aumenta a infiltração se comparadas com o solo limpo, além de ajudar contra a erosão e estabilizar a temperatura da superfície do solo. Os detritos ajudam também a retardar a evaporação da humidade do solo (Hoffmann, 1996). A remoção dos detritos do solo pelo fogo causa uma mudança dramática no suplemento de nutrientes, conteúdo de água e pH do solo, o que causa uma grande redução na fauna do solo. O fogo diminui o suplemento alimentar e humidade na superfície e aumenta o pH em determinados tipos de solo. Com isto, o fogo causa a queda de muitos organismos e requer alguns anos para que o equilíbrio populacional se estabeleça novamente (Moreira, 2000).

2.4.1. Efeitos da frequência e intensidade do fogo na vegetação

Uma das características do regime de fogo é a sua frequência ou intervalo de retorno. Em escala regional austral de África, o intervalo de retorno do fogo é estimada em cerca de 3 anos, mas de acordo com Frost (1996) esta depende da taxa de acúmulo de combustível e a proximidade de potencial fonte de ignição. Usando imagens de satélite, Taquidir (1996) relatou uma média de 39,6% de Moçambique é queimada a cada ano, sendo as regiões centro e noroeste as mais afectadas.

A frequência de fogo influencia na capacidade que uma planta possui de recuperar antes do próximo evento de fogo. Segundo Frost & Robertson (1977), existem três condições que afectam a taxa de recuperação da planta após fogo, destacam-se: (i) a extensão dos danos sofridos pela planta, (ii) o método de regeneração e (iii) condições do ambiente pós fogo para estabelecimento e crescimento das plantas. As comunidades que apresentam lenta taxa de recuperação, o mais provável é que a estrutura e composição sejam alteradas em caso de queima frequente.

O efeito da frequência sobre a vegetação está principalmente relacionado com o seu impacto no solo, água, atmosfera e sua interconexão. Ao reduzir a biomassa e liteira, as queimadas alteram os fluxos de energia, nutrientes e água entre o solo, plantas e atmosfera. Estas alterações, por sua vez podem afectar o conteúdo dos nutrientes e produtividade do sistema e, conseqüentemente, a estrutura e composição de comunidades (West, 1972).

Por outro lado, a intensidade do fogo depende do tipo de combustível, disponibilidade de combustível, teor de humidade, e condições atmosféricas no momento do incêndio, sazonalidade e frequência de queima. Quanto maior for o intervalo entre incêndios, maior é a disponibilidade do material combustível acumulado e mais intenso será o fogo. A intensidade do fogo exerce efeitos diferenciais sobre a sobrevivência das plantas e seus propágulos, estimulando a germinação de sementes de diferentes espécies (West, 1972; Trollope *et al.*, 2002).

O impacto da intensidade do fogo na biomassa depende do tempo de queima, que está relacionada ao teor de humidade e quantidade de combustível. Por conseguinte, incêndios da estação seca são mais intensos e destrutivos do que os incêndios que ocorrem no início da estação seca quando o conteúdo de humidade do combustível são relativamente elevados e temperatura do ambiente e velocidade do vento são baixos (Govender *et al.*, 2006). Portanto, queimadas no início na estação seca tendem a criar um tipo de mosaico diferenciado de vegetação na paisagem, bem como, contribuem para a sobrevivência da fauna que encontram refúgio em locais não queimados (Frost, 1984). Por outro lado queimadas no final da estação seca culminam com maiores danos devido em parte ao material vegetal seco acumulado (West, 1972; Younes, 1986).

2.4.2. Regime de queimadas nos ecossistemas secos

O regime de queimadas é caracterizado pelo tipo, intensidade, extensão, frequência, intervalo de retorno e características espaciais dos fogos que ocorreram nesse lugar num passado histórico recente (Keeley, 2009). A sazonalidade das queimadas influencia em grandes proporções à intensidade de queima nos ecossistemas de savana na região austral de África, isto é, queimadas que ocorrem entre Agosto e Outubro são mais intensas do que as que ocorrem entre Maio à Julho e Novembro a Abril, respectivamente. Este gradiente da intensidade de queimadas é influenciada por factores climáticos tais como a precipitação e temperatura (Frost, 1996). Os meses entre Agosto a Outubro coincidem com o pico da época seca onde a precipitação é escassa. Condições de baixa humidade neste período aceleram a secagem da biomassa e aumentam o poder calorífico do combustível lenhoso. Contrariamente, os meses entre Novembro à Abril coincidem com a época chuvosa e devido à elevada concentração da humidade a biomassa lenhosa torna-se difícil de queimar o que condiciona baixa intensidade do calor produzido (Gambiza *et al.*, 2005).

A alteração do regime de queimadas nos ecossistemas de miombo condiciona o aumento da frequência e intensidade das queimadas. Este aumento geralmente causa impacto negativo sobre a biodiversidade (Ryan & Williams, 2011).

A alteração na frequência e intensidade de queimadas modifica a estrutura e composição da vegetação, podendo transformar florestas densas em áreas de vegetação aberta dominada por espécies tolerantes ao fogo, como por exemplo, *Dalbergia melanoxylon*, *Acacia polyacantha*, *Cleistochlamys kirkii*, *Crossopteryx febrifuga*, *Pterocarpus rotundifolius*, *Diplorhynchus condilocarpon*, (Ribeiro *et al.*, 2008).

2.5. Principais causas de queimadas

Na maioria dos países do mundo, em particular da África sub-Sahariana, as queimadas fazem parte do modo de vida das populações rurais como meio de gestão da terra e dos recursos naturais. Muitas destas queimadas acabam tornando-se descontroladas, devido às proporções que atingem, por desconhecimento das melhores práticas para o seu controlo e as vezes por simples negligência dos seus autores (MICOA, 1998). Em Moçambique, as queimadas descontroladas constituem um dos problemas ambientais que preocupa toda a sociedade, agravado pelos índices elevados de pobreza em que vive a maioria da população rural e peri-urbana do país (MICOA, 2007). A combinação de falta de recursos e a necessidade de satisfação das exigências básicas de sobrevivência têm conduzido a utilização indevida dos recursos naturais disponíveis. Daí que o problema de queimadas descontroladas está relacionado com a prática de actividades agrícolas impróprias, caça, necessidade de combustível lenhoso, colheita de mel, entre outros (FAO, 1986).

No PNL, de acordo com Quenhe (2009), as queimadas normalmente são praticadas nas vésperas do tempo agrícola (Setembro), e normalmente no período da tarde. Esta têm duas (2) origens, nomeadamente, natural e antropogênica. As queimadas de ordem natural representam 12% do total de ocorrência de queimadas e podem ser relâmpagos e fâisca (descargas eléctricas provocadas pelas nuvens das tempestades.). As de origem antropogênicas representam 88% e estão relacionados com interesses agro-pecuários das comunidades que habitam o interior do

parque. Tais atividades incluem: Limpeza de campos agrícolas, abertura de caminhos para facilitar a circulação das populações e visibilidade de mata, colheita de mel, renovação das áreas de pastagem, controle de espécies vegetais indesejáveis, pragas e doenças.

III. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Descrição da área de estudo

O Parque Nacional do Limpopo (PNL) foi criado pelo decreto 38/2001 de 27 de Novembro, definido pela Lei 10/99 como zona de protecção e por um tratado trilateral designado por Parque Transfronteiriço do Grande Limpopo (PTGL), que se une ao Parque Nacional do Kruger (PNK) na África do Sul, e o Parque Nacional do Gonarezhou (PNG) no Zimbabwe.

A parte moçambicana do Parque transfronteiriço, o PNL, localiza-se a Norte da Província de Gaza, na região Sul de Moçambique (vide figura 1). Sendo limitado a Norte pelo Distrito de Chicualacuala, a Sul pela Província de Maputo (incluindo a área tampão), a Este pelos Distritos de Mabalane e Chokwé e, a Oeste, pela República da África do Sul. Ocupa uma área de aproximadamente 10,000 km², distribuídos por três distritos, onde 15% estão localizados no distrito de Massingir, 35% no distrito de Mabalane e, 50% no distrito de Chicualacuala (MAE, 2005).

3.1.2. Rios e Clima

Os principais rios que atravessam o PNL são o rio dos Elefantes e Mazimulhope (de caudal permanente) e Shinguedzi, Machampane, Benhaca, Zambalala, Chivambalane, Nhavotso, Nhapombe e Inhacozoane (de caudal temporário) (INGC, 2003). Existem dez lagoas nomeadamente: Chileusse, Vele, Dzendzenfu, Inhaphessane, Malopane, Furene, Pumbe, Nhavalungo, Nhatindzane e Namagungo (MITUR, 2003).

A média máxima de temperaturas diurnas aumenta da zona sul para norte, com máxima absoluta acima de 40 ° C sendo comum para os meses de Novembro a Fevereiro (MAE, 2005).

As médias anuais de chuvas diminuem de Sul para Norte. Por falta de uma estação meteorológica local, não existem valores de precipitação precisos e disponíveis para área do PNL. Contudo, com base nos dados do PNK, a precipitação média anual varia entre 360 mm na parte mais ao Norte para mais de 500 mm a Oeste do parque. A época chuvosa ocorre de Outubro a Abril, com um curto período seco de quatro meses (MITUR, 2003).

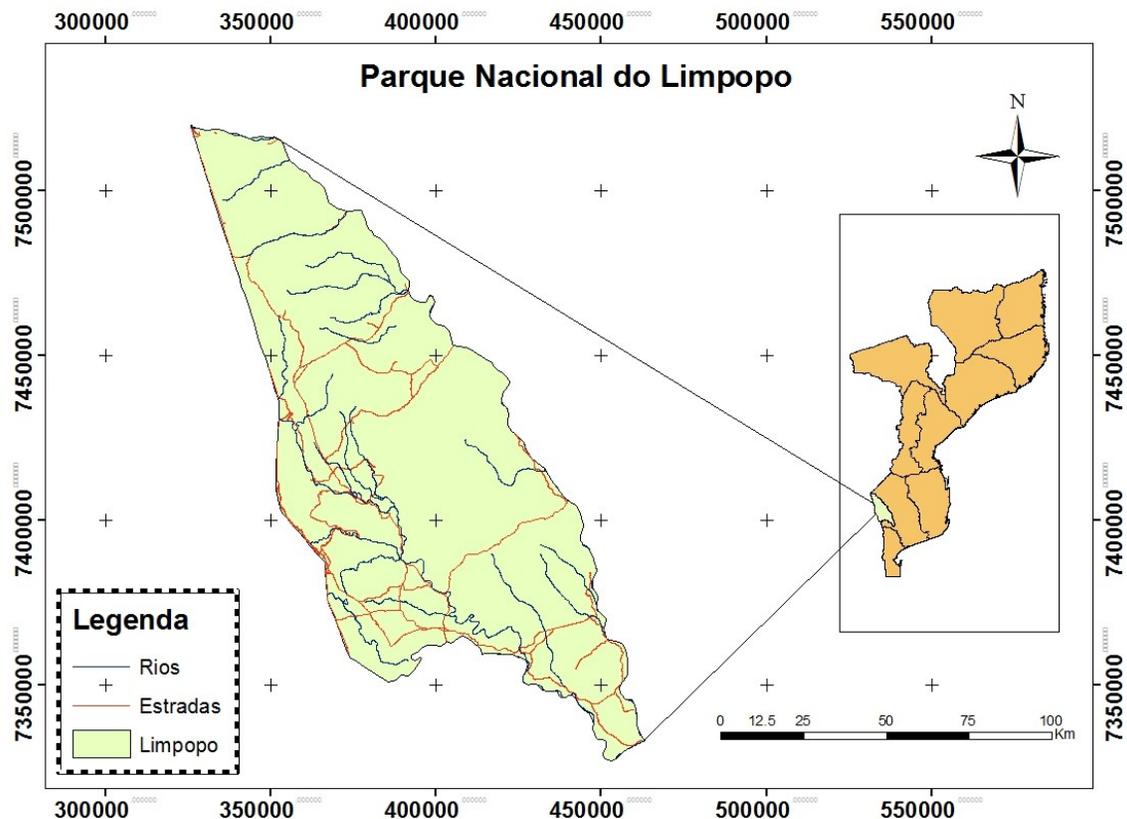


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo. Elaborado por: Autor. Fonte: CENACARTA

3.1.3. Flora

Stalmans *et al.* (2004) efectuaram um levantamento florístico das comunidades vegetais do PNL, cujo resultado culminou com a classificação deste parque em 15 comunidades vegetais distintas. A informação contida em cada comunidade e descrita abaixo faz parte da descrição dos resultados encontrados pelo mesmo autor.

Comunidade 1: *Androstachys johnsonii/ Guibourtia conjugata*

Esta comunidade é provavelmente a mais distintiva de todas as comunidades de plantas encontrada em PNL. Ela é geralmente bem demarcada e ocorre em manchas que variam de algumas dezenas de metros quadrados até grandes áreas que cobrem muitos hectares em

extensão. É constituída por uma cobertura densa e de dossel fechado de *Androstachys johnsonii*, com uma altura que varia de 5 a 10 m. Ocorrem nesta comunidade apenas quatro (4) espécies lenhosas e para além de *A. Johnsonii*, a espécie *G. conjugata* apresenta 100% de frequência. Apenas duas (2) outras espécies lenhosas foram observados, nomeadamente *Croton pseudopulchellus* e um *Vitex sp.* Na cobertura graminal as espécies *Panicum maximum*, *Brachiaria deflexa* e *Aristida sp.* apresentam maior predominância (Gertenbach, 1983) citado por Stalmans *et al.* (2004). As manchas de maior extensão de *A. johnsonii* ocorrem geralmente em solos do tipo *calcrete* na zona baixa da barragem de Massingir e na zona alta de Pafuri.

Comunidade 2: *Baphia massaiensis/ Guibourtia conjugata*

Esta comunidade ocorre em solos profundos avermelhados e consiste numa cobertura arbustiva densa de *Baphia massaiensis* de altura que varia de 2 a 5 m, intercalada da ocorrência de *G. conjugata* geralmente sob forma arbórea. As outras espécies arbóreas que também ocorrem são: *Pteleopsis myrtifolia*, *Combretum celastroides* e *Stychnos madagascariensis*. A cobertura graminal predominante é composta pelas espécies *Eragrostis pallens*, *Digitaria eriantha*, *Stipagrostis uniplumis* e *Panicum maximum*. No PNL, esta comunidade é apenas encontrada na zona de Mapai-Macandezulo. Esta comunidade é bastante similar com a Floresta de Nyandu, que ocorre no PNK em solos do tipo *Nwambia Sandveld* (Van der Schijff, 1957) citado por Stalmans *et al.* (2004).

Comunidade 3: *Terminalia sericea/ Eragrostis pallens*

Esta comunidade ocorre especificamente em solos arenosos. É caracterizada pela presença massiva de *T. sericea*, *Pogonarthria squarrosa*, *Combretum apiculatum*, *Panicum maximum* e ausência de *Colophospermum mopane*. Ocorrem também algumas espécies lenhosas com moderada frequência, tais como, *Guibourtia conjugata*, *Xeroderris stuhlmannii*, *Baphia massaiensis*, *Pteleopsis myrtifolia* e *Hugonia orientalis*.

A dificuldade de acesso aos locais de amostragem da vegetação, torna difícil ter a real extensão desta comunidade, ao que torna difícil de ser separada com a comunidade 4. Esta comunidade assemelha-se bastante com a savana arbórea de *T. sericea* e *P. squarrosa* identificada na zona de Punda Maria na área do PNK (Van Rooyen *et al.*, 1981) citado por Stalmans *et al.* (2004).

Comunidade 4: *Combretum apiculatum/ Pogonarthria squarrosa*

Esta comunidade encontra-se principalmente em solos arenosos do PNL. É bastante similar a comunidade 3, e a diferença está na ocorrência da espécie *C. mopane* nesta comunidade. Caracteriza-se pela presença também de espécies arbóreas como *Pteleopsis myrtifolia*, *Xeroderris stuhlmannii*, *Combretum celastroides* e graminal de *Eragrostis pallens*. Estas espécies também são encontradas nas comunidades 2 e 3. Esta comunidade ocorre na zona sudoeste do PNL, próximo a área de Masssingir Velho.

Comunidade 5: *Combretum apiculatum/ Andropogon gayanus*

Esta comunidade têm bastante semelhança com a comunidade 4. Esta ocorre em solos pedregosos e rasos com teor argiloso derivados de riolitos. Ocorre geralmente nas montanhas dos Lebombos próximo a região de Giriyyondo. A vegetação é caracterizada tipicamente pela ocorrência da espécie arbórea *C. apiculatum* e graminal *A. gayanus*.

Comunidade 6: *Colophospermum mopane/ Panicum maximum*

Esta comunidade representa tipicamente a floresta de mopane existente no PNL. Existe muita variação nesta comunidade, sendo que podem ser encontradas quatro formas (4) de ocorrência desta espécie, associados a diferentes tipos de solos tais como, solos do tipo *calcrete*, arenosos, riolíticos e aluvionares. Refira-se que todas variantes apresentam maior predominância das espécies *C. mopane* e graminais de *Panicum maximum* e *Urochloa mossambicensis*. Os solos *calcrete* apresentam frequente ocorrência do graminal de *Enneapogon scoparius* associada à variação enquanto que nos solos arenosos existe frequente ocorrência de *C. apiculatum*. Nos solos aluvionares a espécie *Acacia nigrescens* é muito frequente e finalmente nos solos riolitos *Acacia nigrescens* e *Heteropogon contortus* se associam com bastante frequência.

Comunidade 7: *Colophospermum mopane/ Combretum imberbe*

Esta comunidade ocorre em solos argilosos maioritariamente derivados de riolitos e em menor extensão nos derivados de calcário. Esta comunidade consiste tipicamente na ocorrência de *C. mopane* de baixo porte, também vulgarmente designado por Mopane anão. Outras espécies

arbóreas como *C. imberbe*, *Acacia nigrescens* e *Sclerocarya birrea* também ocorrem com muita frequência. Por outro lado, *Setaria incrassata* e *Ischaemum afrum* são as gramíneas mais predominantes. Esta comunidade é similar com a de *C. mopane/ Themeda triandra* encontrada na savana arbustiva de solos argilosos de origem basáltica no PNK.

Comunidade 8: *Kirkia acuminata/ Combretum apiculatum*

Esta comunidade é encontrada em solos rochosos e encostas íngremes de riolito, bem como em menor ocorrência em encostas íngremes de basalto na zona de Pafuri. A vegetação é de alto porte dominada pelas espécies *K. acuminata*, *C. apiculatum* e *Adansonia digitata*. A espécie *Commiphora tenuipetiolata* ocorre apenas nesta comunidade. Van Rooyen *et al.* (1981) citado por Stalmans *et al.* (2004) dizem que esta comunidade é similar com a de *C. mopane/ Commiphora glandulosa/ Seddera capensis* em savana aberta encontradas na zona declivosa ao norte do PNK.

Comunidade 9: *Terminalia prunioides/ Grewia bicolor*

Esta comunidade é caracterizada por um matagal denso em solos calcários pedregosos e rasos em zonas de precipitação escassa. *Terminalia prunioides* é a espécie arbórea mais proeminente, seguida pela espécie arbustiva *Grewia bicolor*. As plantas suculentas tais como, *Euphorbia grandidens* e *Cissus quadrangularis* também ocorrem com muita frequência nesta comunidade.

Comunidade 10: *Acacia tortilis/ Salvadora persica*

Esta comunidade é uma das mais importantes na perspectiva de uso humano e animal, devido ao alto nível de fertilidade dos solos e abundância de água oriunda de vários rios circundantes. Esta consiste geralmente de uma floresta aberta de *A. tortilis* com característica proeminente de copa em forma de guarda-chuva. *Salvadora persica* é uma espécie que também ocorre com muita frequência nesta comunidade. A espécie graminal mais predominante é a *Urochloa mossambicensis*. Esta comunidade ocorre estritamente em planícies aluvionares ao longo dos Rios Limpopo, Elefantes e Shingwedzi. Estas áreas tendem a ser salobres e em particular em locais adjacentes à Barragem de Massingir.

Comunidade 11: *Acacia xanthophloea/ Phragmites* sp.

Esta comunidade ocorre geralmente nas margens de pequenos rios. É geralmente constituído por uma estreita faixa de floresta dominada pela espécie *A. xanthophloea* e uma secção interior dominada por graminal de *Phragmites sp.* É notável também um contraste em curta distância entre a ocorrência de *Eriochloa meyeriana* em condições muito húmidas e *Danthaniopsis parva* em área seca e rochosa.

Comunidade 12: *Acacia xanthophloea/ Faidherbia albida*

Contrariamente à comunidade 11, esta comunidade é comumente encontrada em rios maiores do PNL. É particularmente proeminente na zona alta de Mapai ao longo do rio Limpopo, ocorrendo como floresta de árvores de grande porte. Esta comunidade ocorre em áreas que são menos propensas a inundações, diferentemente das comunidades 11, 14 e 15. Para além das espécies *A. xanthophloea* e *F. albida*, ocorrem também com muita predominância *Ficus sycomorus* em floresta de galeria ao longo dos Rios Limpopo e Levubu.

Comunidade 13: *Setaria incrassata*

Esta representa provavelmente a menor comunidade em termos de extensão no PNL. É, no entanto uma das fisionómicamente mais distintas das outras comunidades, dado que apenas ocorre graminal. O vasto graminal inundado desta comunidade assentes em solos riolíticos criam condições propícias de não ocorrência de espécies lenhosas. As espécies de gramíneas são semelhantes às encontradas em outros solos argilosos de origem riolítica.

Comunidade 14: *Sporobolus consimilis/ Setaria incrassata*

Esta comunidade é encontrada em áreas sazonalmente alagadas. Este facto é tido como resultado de inundação, por exemplo, ao longo do rio Limpopo perto da região de Pafuri. Como resultado dos solos alagados a componente lenhosa não ocorre. A cobertura graminal é muito densa e alta onde as espécies *Sporobolus consimilis* e *Setaria incrassata* são as predominantes. A espécie *Sporobolus consimilis* ocorre também em áreas de pastagens inundadas do Rio Limpopo no PNK.

Comunidade 15: *Paspalidium obtusifolium*

Esta comunidade é encontrada próxima a Barragem de Massingir em áreas que são inundadas por períodos mais longos do que a comunidade anterior. A natureza alagada dos solos também

impedem o crescimento das espécies arbóreas. *Paspalidium obtusifolium*, *Cynodon dactylon* e *Eragrostis heteromera* são as espécies graminais mais frequentes.

3.1.4. Paisagens por tipo de solos de maior ocorrência de queimadas

No PNL evidenciam-se três (3) tipos de solos em que ocorre a maior parte das queimadas, destacam-se: (i) Solos riolíticos, designados no presente trabalho por Lebombo North; (ii) Solos profundos avermelhados designados por Nwambia Sandveld e (iii) Solos Cálcidos designados por Calcrete (vide figura 2). As paisagens por cada tipo de solo caracterizam-se da seguinte forma:

3.1.4.1. Lebombo North

Este solo ocorre na zona Oeste do PNL, abrangido cerca de 39 878 ha (3,5% do Parque) ao longo do Rio Shingwedzi. A camada superficial é extremamente pedregosa com solos rasos derivados de riolito, sendo que, cerca de 80% está coberto por pedras e rochas e em muitos casos este não é considerado como um tipo de solo. A comunidade vegetal predominante é a 6, seguida da 13 e 8 (Stalmans *et al.*, 2004).

O habitat seco deste solo constitui habitat ideal para as árvores como *Adansonia digitata* e *Androstachys johnsonii* e estes ocorrem com frequência nas encostas e nas ravinas (Van Rooyen *et al.*, 1981). *Tragelaphus strepsiceros* (Kudos) são os grandes mamíferos mais abundantes que se deslocam sobre as montanhas dos Libombos. Podem ser encontrados também *Syncerus caffer* (Búfalos), *Aepyceros melampus* (Impalas), *Equus burchelli* (Zebras), e *Kobus ellipsiprymnus* (Pivas), geralmente em menores densidades (Van Rooyen *et al.*, 1981). Constitui também habitat para a reprodução de *Loxodonta africana* (Elefantes) (Gertenbach, 1983).

3.1.4.2. Nwambia Sandveld

Este solo cobre aproximadamente 458 641 ha (41,1% do PNL), estendendo-se a partir da fronteira noroeste com o PNK na direção sudeste para baixo em direção à confluência dos rios

Limpopo e Elefantes. É caracterizado por se encontrar em substratos arenosos, incluindo solos profundos avermelhados e manto de dunas do interior com um pH que varia de 4.3 a 5.5 (Van Rooyen *et al.*, 1981). Ocorre também vegetação de poucas árvores, sendo que os arbustos são na sua maioria entre dois (2) e quatro (4) metros de altura. Em termos de composição florística apresenta as comunidades 3, 4 e 2 como as que mais predominam (Stalmans *et al.*, 2004). Uma das características da geomorfologia é a ausência de canais de drenagem bem definidos (Gertenbach, 1983). O Nwambia Sandveld possui singularidade de habitats no PNK, permitindo a ocorrência de espécies raras como é o caso das espécies *Nesotragus livingstonianus* e *Calcochloris obtusirostris* (Gertenbach, 1983).

3.1.4.3. Calcrete

Este solo cobre 415 890 ha (38,8% PNL) e está distribuída em ambos lados do Vale do rio Shingwedzi, particularmente em áreas declivosas e ravinas calcárias. Os solos são rasos, composto fundamentalmente por calcário com cerca de 10 % da superfície do solo coberto por pedras e um pH que varia entre 7,9 e 8,4. A comunidade vegetal predominante deste tipo de solo é a comunidade 6. Contudo, também ocorre em pequenas dimensões as comunidades 7, 9, 14 e a comunidade 1 encontrada principalmente nas encostas íngremes acima da Barragem de Massingir (Stalmans *et al.*, 2004). A fauna ocorre em pequenas densidades destaque vai para *Equus burchelli* (Zebras), *Tragelaphus strepsiceros* (Kudos), *Tragelaphus angasi* (Nyalas), *Taurotragus oryx* (Elandes) e *Loxodonta africana* (Elefantes) (Van Rooyen *et al.*, 1981).

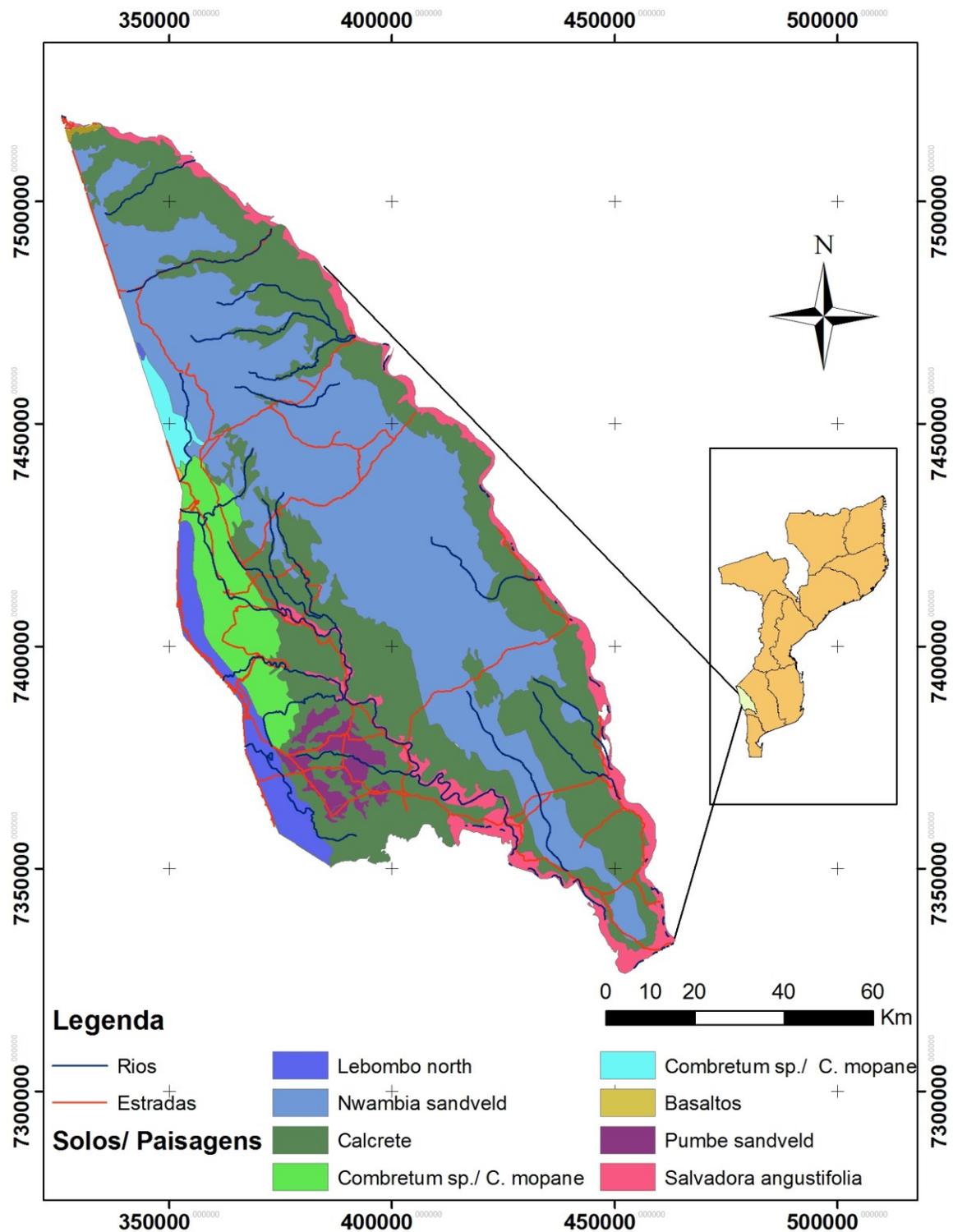


Figura 2. Solos e paisagens do PNL. Elaborado por: Autor. Fonte: Stalmans *et al.* (2004)

3.1.5. Caracterização das frequências de fogo

A análise descritiva da ocorrência de queimadas no PNL é baseada na informação histórica para um período compreendido entre os anos 2003-2013 (vide figura 3). A cartografia das áreas ardidas foi obtida através da classificação semi-automática do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Mathe, 2005).

Para a classificação de frequências de queimadas foi desenvolvido um estudo em paralelo por Ruecker (2014). Segundo este autor, foi considerado de “frequências altas” as áreas que num horizonte temporal de 10 anos (2003-2013) queimaram durante no mínimo seis (6) anos. Enquanto que as áreas de “baixa frequência” de fogo foram designadas como sendo aquelas que no mesmo horizonte temporal, terão queimado por um período de até cinco (5) anos. Existem no mapa extensas áreas em que não arderam neste período observado, o que é devido a alta densidade da rede hidrográfica associada a baixa densidade populacional naquele local (GIZ, 2014).

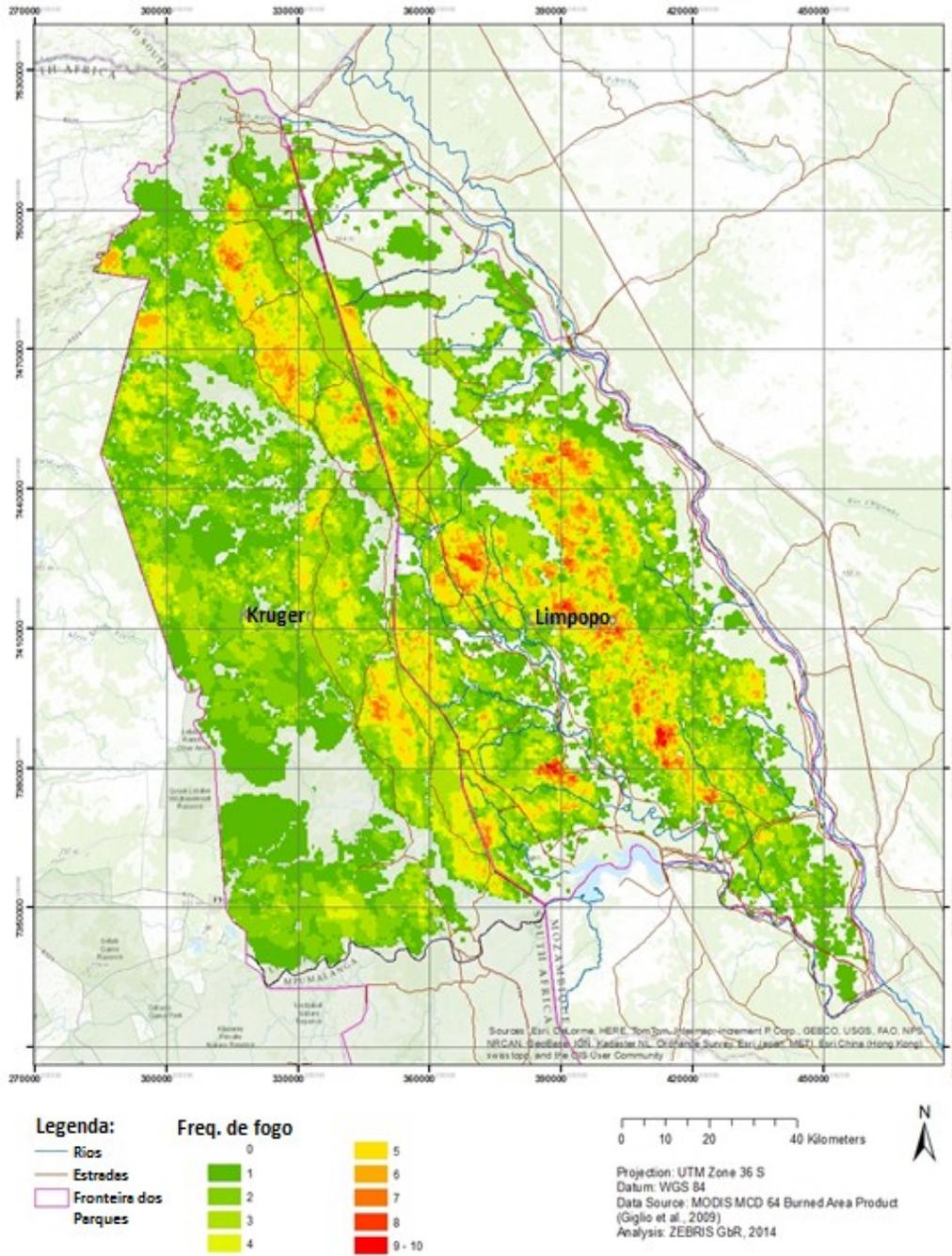


Figura 3. Caracterização da frequência de fogo no período de 10 anos (2003-2013). Fonte: Ruecker (2014).

3.2. Mapeamento do uso e cobertura de terra

3.2.1. Aquisição de imagens de satélite, pré-processamento e definição de pontos de amostragem

As imagens de satélite foram adquiridas gratuitamente no site www.glovis.usgs.gov e os seus detalhes espaciais encontram-se na tabela 2, abaixo. Pelo facto do PNL estar espacialmente localizado em várias imagens da plataforma do satélite, foram deste modo adquiridas três (3) imagens para compor o mosaico. Estas imagens foram pré-processadas com auxílio de softwares especializados para análises de imagens satélites (*Envi 5.0*) em combinação com o *ArcGIS 9.3* em que consistiu previamente no recorte da área de estudo, correções geométricas e composição de bandas. Para assegurar a qualidade da imagem, Crósta (1992) diz que a correção das distorções geométricas é um processo fundamental no pré-processamento e trata prioritariamente da remoção de erros sistemáticos presentes em todos os tipos de imagens de sensoriamento remoto. Isso é, são eliminadas as distorções geométricas sistemáticas que são introduzidas no momento de aquisição das imagens devidas à rotação, inclinação e curvatura da Terra.

Foi também feita a análise visual dos padrões de interesse, onde obteve-se as unidades de uso e cobertura de terra provisórias. Para a determinação dos usos de terra potenciais do PNL, baseou-se no mapa de uso e cobertura de terra elaborado por Marzoli (2007). Baseando-se neste autor foram identificados sete (7) tipos de uso e cobertura de terra (mais detalhes no anexo 6.1), nomeadamente: Assentamento humano (AH), corpo de água, área arbustiva (AA), pradaria (Pr), floresta aberta (FA), floresta densa decídua (FDD) e floresta densa sempreverde (FDSV).

Tabela 2. Detalhe das três (3) imagens de satélite usadas na composição do mosaico do PNL.

	Imagem I	Imagem II	Imagem III
<i>Path</i>	168	168	169
<i>Row</i>	77	76	76
Data de aquisição	5/05/2014	5/05/2014	15/04/2014
Cobertura das nuvens	0.04	0.02	0.01

3.2.2. Trabalho de campo

Após elaborado o mapa preliminar da área de estudo, foram alocados 69 pontos de confirmação no campo, por forma a confrontar a realidade do terreno permitindo maior precisão na elaboração do mapa final. Esta fase consistiu na localização dos pontos de confirmação através do instrumento GPS. Após a identificação dessas zonas procedeu-se a anotações da paisagem biofísica/florística e o registo das coordenadas dos respectivos locais com o GPS, de modo a permitir uma classificação supervisionada das imagens de satélite. Foi ainda usada uma câmara fotográfica digital para a captura de imagens da paisagem em todas as direcções da área de estudo.

3.2.3. Classificação e interpretação das imagens satélite

Esta etapa da classificação teve lugar depois do trabalho de campo como forma de ajustar o mapa anteriormente elaborado à realidade encontrada no terreno. Foi usada a classificação supervisionada, através do classificador *Maximum Likelihood* (Máxima Verossimelhança) no software *Envi 5.0*, assumindo a descrição dos tipos de cobertura florestal e uso de terra actual encontrados nos pontos de amostragem.

Para a compilação do mapa final foi feita uma combinação entre a classificação de Marzoli (2007) (vide, anexo 6.1), Stalmans *et al.* (2004) e realidade encontrada no campo. Desta combinação resultaram 13 classes de uso e cobertura de terra. Estas classes de cobertura focalizam duas (2) ênfases, nomeadamente: (i) Nível de cobertura, onde estão ilustradas a percentagem/ extensão de cobertura de cada formação florestal. Foram classificados os seguintes níveis de cobertura: Floresta aberta; Áreas arbustivas; Pradaria; Floresta densa decídua; Floresta densa sempre-verde e Assentamentos humanos. Este último, combinando habitações, infraestruturas e campos de cultivo. (ii) Paisagem florística, onde aparece descrita a composição florística de espécies associado a cada nível de cobertura. Este baseou-se no levantamento florístico de Stalmans *et al.* (2004), descrito na secção 3.1.3 do presente trabalho. Vale ressaltar que a descrição florística neste estudo teve a concentração em espécies arbóreas.

3.2.4. Validação e Precisão da classificação

Para a validação da classificação, foi construída a matriz de confusão, que representa a distribuição dos píxeis classificados de forma correta ou errada. Congalton (1991) acrescenta que, esta matriz é usada para avaliar o resultado de uma classificação, a fim de verificar a qualidade dos dados contidos nesse mapa. Ainda segundo o mesmo autor esta matriz compara informações de locais de referência com informações no mapa por um número de elementos amostrais da área. Nessa matriz, usualmente as colunas são tomadas por corretas e o dado de referência e as linhas são usadas para mostrar o que foi classificado no mapa ou na classificação gerada de dados de sensoriamento remoto (vide tabela 3, abaixo).

Para avaliar a acuracidade temática usou-se os parâmetros propostos por Landis & Koch (1977) que incluem o Índice Kappa (K), Índice de exactidão global (P_o), erros de omissão (E_o) e de comissão (E_{co}), calculadas a partir das equações indicadas a baixo.

A relação entre estes dois conjuntos de informação geralmente é resumida em uma matriz de confusão ou tabela de contingência (Lillesand & Kieffer, 1994).

Tabela 3. Esquema de matriz de confusão para a validação da classificação

Classes de imagens	Verdade de campo					X_{+j}	Erro de omissão
	P_{11}					$\Sigma(P_{11} \dots P_{15})$	
		P_{22}				$\Sigma(P_{21} \dots P_{25})$	
			P_{33}			$\Sigma(P_{31} \dots P_{35})$	
				P_{44}		$\Sigma(P_{41} \dots P_{45})$	
					P_{55}	$\Sigma(P_{51} \dots P_{55})$	
X_{+i}	$\Sigma(P_{11} \dots P_{15})$	$\Sigma(P_{21} \dots P_{25})$	$\Sigma(P_{31} \dots P_{35})$	$\Sigma(P_{41} \dots P_{45})$	$\Sigma(P_{51} \dots P_{55})$		
Erro de comissão							
Exactidão global (P_o)						Índice Kappa (K)	

Fonte: Adaptado de Mavie (2012)

	Classes obtidas das imagens de satélites
	Classes observadas no campo
	Parcelas classificadas correctamente
	Somatório da linha (X_{+i}) ou da coluna (X_{+j})

A matriz de confusão é uma representação da acurácia do mapa porque permite correlacionar a imagem classificada com dados que são tidos por verdade do campo. De acordo com Congalton & Green (1998), a estimativa de acurácia é adquirida pela exatidão global (E_g) que é a razão entre a soma de todos os elementos amostrais classificados correctamente pelo número total de elementos. Esta medida é calculada pela expressão:

$$E_g = \frac{\sum_{i=1}^l X_{ij}}{N} \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

E_g Índice de exactidão global

X_{ij} ... Número de parcelas correctamente classificadas na linha i coluna j

N Número total de parcelas contempladas na matriz

l Número de categorias analisadas na matriz

i Número da linha

j Número da coluna

A precisão pode ser analisada individualmente por meio da análise dos erros de inclusão (erros de comissão) e erros de exclusão (erros de omissão) presentes na classificação (Gongalton e Green, 1999). Um erro de comissão (E_{co}) ocorre ao incluir um objecto na classe a qual ele não pertence e o de omissão (E_o) quando um objeto é excluído da classe a que pertence. Estes são expressos pelas seguintes fórmulas:

$$E_o(\%) = \frac{X_{i+} - X_{ii}}{X_{i+}} \quad \text{(Equação 2)}$$

$$E_{co}(\%) = \frac{X_{+i} - X_{ii}}{X_{+i}} \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

E_o Erro de omissão

E_{co} Erro de comissão

X_{i+} Total marginal da linha i

X_{+j} Total marginal da coluna j

X_{ij} Número de parcelas correctamente classificados na linha i, coluna j

Índice Kappa (K)

Este índice é uma técnica multivariada discreta usada na avaliação da precisão temática e utiliza todos os elementos da matriz de confusão no seu cálculo. O coeficiente Kappa (K) é uma medida da concordância real (indicado pelos elementos diagonais da matriz de confusão) menos a concordância por chance (indicado pelo produto total da linha e coluna) (vide tabela 4, abaixo), ou seja, é uma medida do quanto a classificação está de acordo com os dados de referência (Congalton & Green,1998). Landis & Koch (1977), acrescenta que, uma das vantagens alegadas para uso do *Kappa* é que ele incorpora a informação dos píxeis mal classificados, e não apenas dos bem classificados como a exatidão global. A equação que fornece o valor de *Kappa* é dada por:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^l X_{ii} - \sum_{i=1}^l (X_{i+} * X_{+j})}{N^2 - \sum_{i=1}^l (X_{i+} * X_{+j})} \quad \text{(Equação 4)}$$

Onde:

K Índice Kappa

lNúmero de categorias analisadas na matriz

X_{ii} Número de parcelas correctamente classificados na linha i coluna i

X_{i+}Total marginal da linha i

X_{+j}Total marginal da coluna j

NNúmero total de parcelas contempladas na matriz

Tabela 4. Intervalo de classificação de imagens em função do índice Kappa (K)

Valor de Kappa	Qualidade do mapa temático
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Sartori (2006)

A figura 4 ilustra esquematicamente os passos seguidos na metodologia do presente trabalho com vista à produção do mapa final de uso e cobertura de terra do PNL.

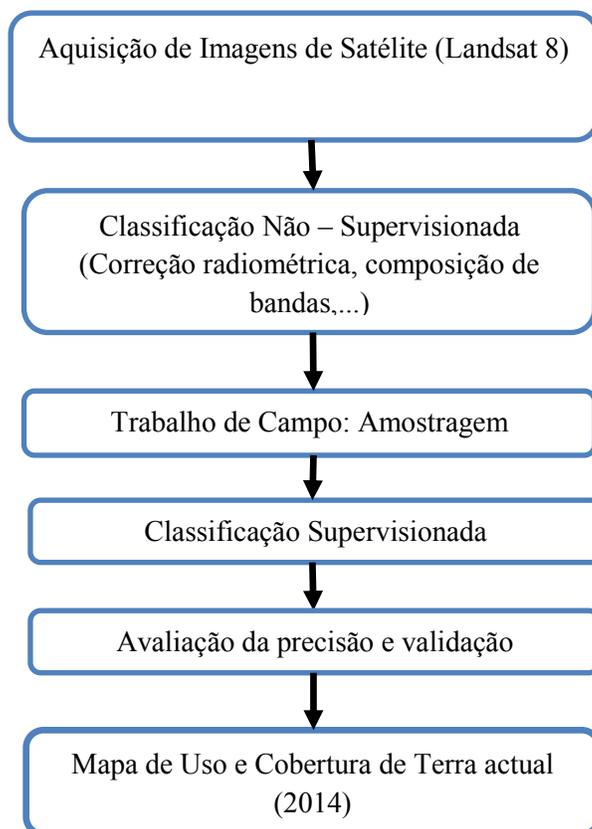


Figura 4. Diagrama do processo metodológico para produção do mapa de uso e cobertura de terra do PNL. Adaptado de Jensen (1996).

3.3. Procedimento de amostragem da vegetação

A amostragem utilizada foi estratificada por tipo de solo e frequência de fogo, e consistiu na alocação de doze pontos amostrais nos três (3) tipos de solo presentes no PNL. A alocação dos pontos amostrais foi feita usando-se o mapa de uso e cobertura florestal do PNL classificado por Stalmans *et al.* (2004) (vide figura 5), processado pelo software *Arcgis 9.3*. Para cada tipo de solo subdividiu-se por duas (2) frequências de fogo, nomeadamente, alta e baixa. Por cada frequência de fogo pertencente a cada um dos tipos de solo foram alocados dois pontos amostrais. A localização dos pontos amostrais no campo foi feita mediante o uso do instrumento GPS de marca *Garmin Etrex 20* com precisão de 5 metros.

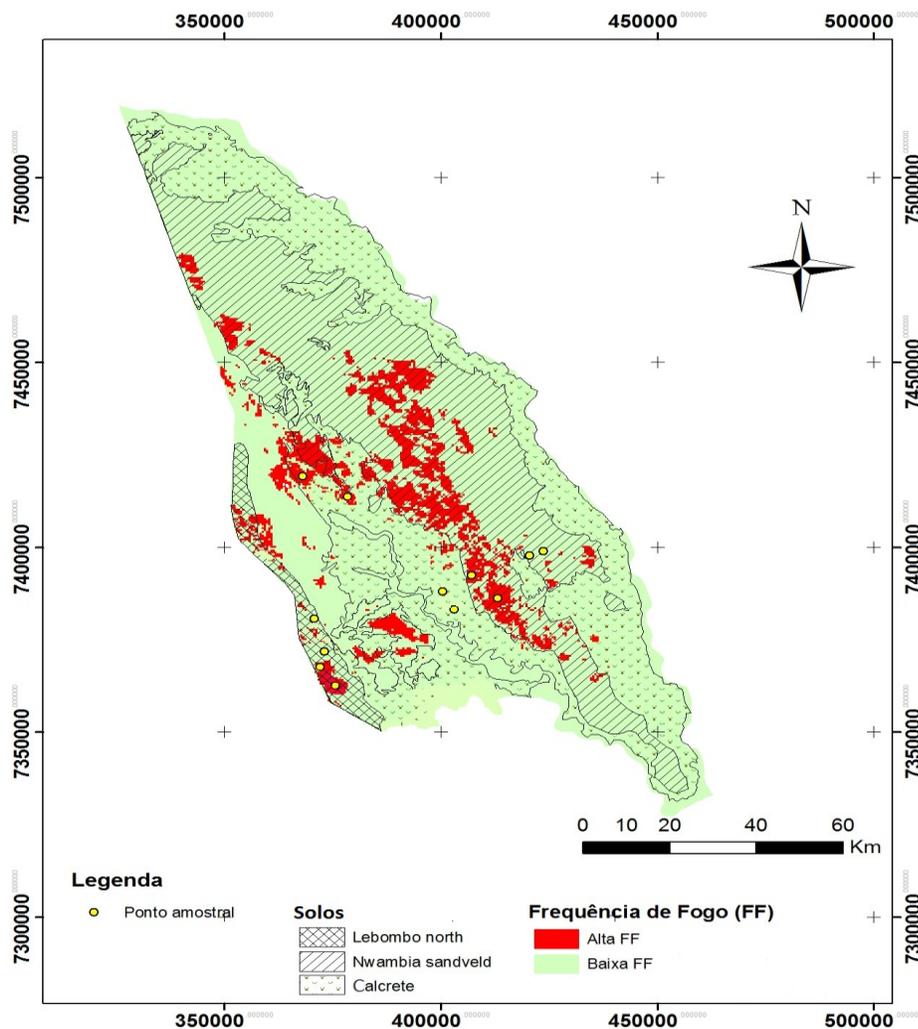


Figura 5. Localização geográfica dos pontos amostrais. Adaptado de Stalmans *et al.* (2004).

O desenho estatístico da amostragem foi em experimentos factoriais por blocos que é um delineamento experimental em que os tratamentos são combinações de níveis de dois ou mais factores (Montgomery, 2009). Segundo o mesmo autor, neste delineamento interessa muitas vezes não estudar apenas os efeitos de vários níveis de um só factor, mas estudar simultaneamente diversos factores a interagirem em simultâneo. Portanto, no presente trabalho foi considerada a existência de dois factores nomeadamente frequência de fogo e tipo de solo que podem interagir entre si na determinação de um determinado parâmetro ecológico. (vide a tabela 5)

O modelo estatístico para este delineamento é:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \tau\beta_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad \text{(Equação 5)}$$

y_{ij} = valor observado na unidade experimental que apresenta a frequência de fogo i , no tipo de solo j

μ - é a média geral;

τ_i - efeito do tipo de frequência de fogo i ;

β_j - efeito do tipo de solo j ;

$\tau\beta_{ij}$. efeito da interacção entre o tipo de frequência de fogo i com o tipo de solo j

ε_{ij} - é o erro aleatório; este deve seguir a distribuição normal (0, 1)

Tabela 5. Layout do delineamento experimental usado

	FACTOR j (Tipos de Solos)		
FACTOR i (Frequências de Fogo)	BLOCO I (Lebombo North)	BLOCO II (Nwambia Sandveld)	BLOCO III (Calcrete)
TI (alta)	TIBI	TIBII	TIBIII
TII (baixa)	TIIBI	TIIBII	TIIBIII

Onde: TI e TII- níveis do factor i ; BI, BII, BIII- níveis do factor j ; Combinação TB- interacção do fator i com o fator j .

3.3.1. Descrição do ponto amostral

A metodologia usada nesta etapa foi adaptada de Trollope (1982), trata-se do Método de Ponto-Quadrante. Neste método, cada ponto amostral apresenta seis (6) transectos de 160 metros de comprimento cada, constituído em pares, formando assim três (3) pares e separados entre si equidistantemente por 200 m. Cada transecto apresenta quatro (4) parcelas, perfazendo deste modo oito (8) parcelas por par e um total de 24 parcelas no ponto amostral (vide figura 6).

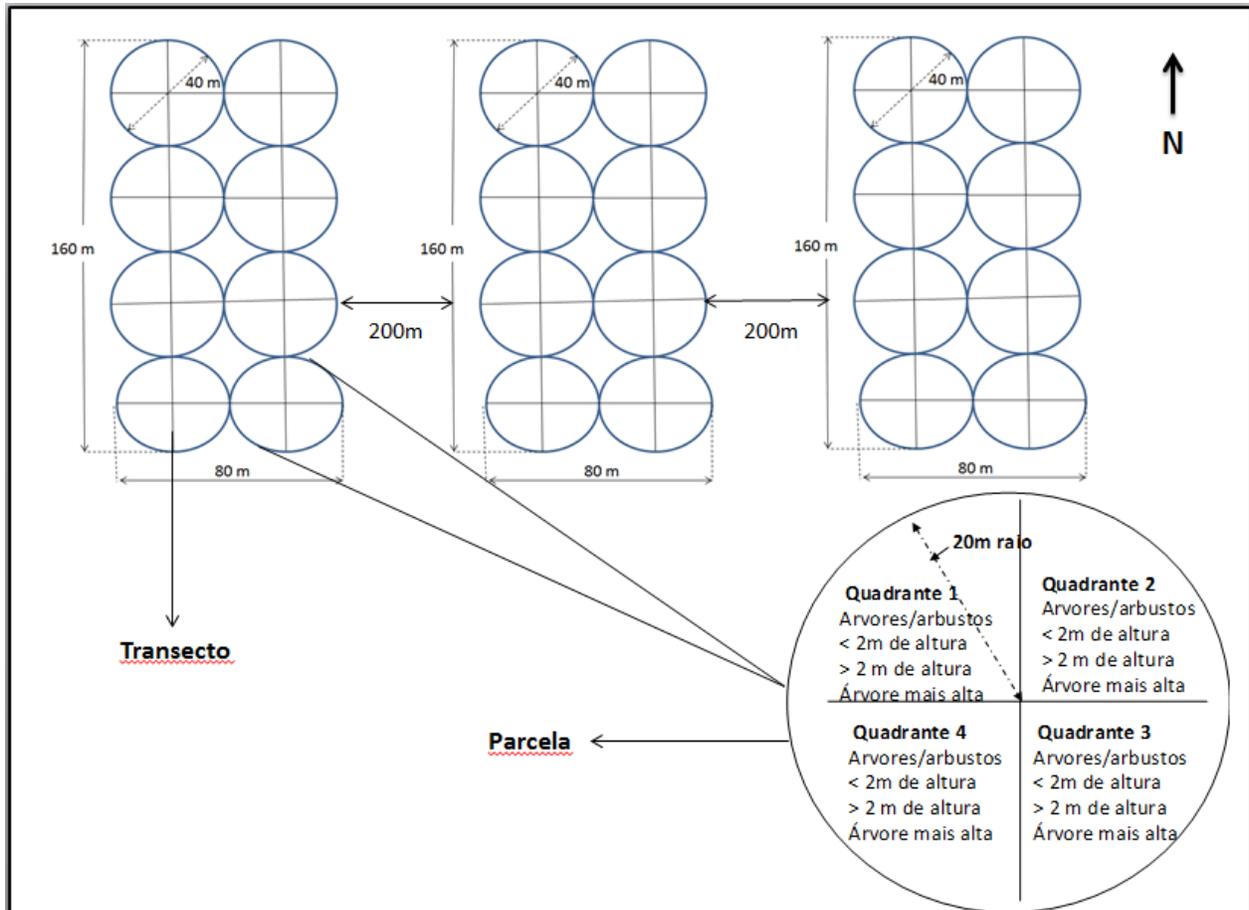


Figura 6. Formato de parcelas e transectos constituintes de um (1) ponto amostral, adaptado de Trollope (1982).

Com isto, um total de 96 parcelas amostradas cada, foram alocadas para os três (3) tipos de solo (vide tabela 6). O valor de intensidade de amostragem é maior no solo Lebombo North, pois este apresenta menor área para igual número de parcelas nos restantes tipos de solo. Higuchi (1987)

acrescenta que a intensidade de amostragem é dado pelo quociente entre o n^o de parcelas amostradas pela área total em estudo.

Tabela 6. Intensidade de amostragem por tipo de solo

	Lebombo North	Nwambia Sandveld	Calcrete
<i>n</i>	96	96	96
<i>n</i> (ha)	12.06	12.06	12.06
<i>Área</i> (ha)	39 878	458 641	415 890
IA (%)	0.03	0.003	0.003

Onde: n- n^o de parcelas amostradas, IA- intensidade de amostragem

As parcelas apresentam forma circular com um diâmetro de 40 m, e para a sua demarcação foi usada a fita métrica e o medidor electrónico de distâncias de marca *Haglof DME* com erro de aproximadamente de 1 %. Foram também usadas como duas varas de 1 m cada e dispostas em forma de cruzeta para estabelecer o centro (vide figura 7, abaixo). Estas parcelas vão de acordo com a realidade do terreno dado que se trata de uma área de planície e segundo Frost (1996) as unidades amostrais circulares são muito usadas em áreas planas ou suavemente onduladas. Sua vantagem é que o centro da unidade amostral que define o perímetro permite com que o número de árvores de bordadura seja mínimo.



Figura 7. Ponto de estabelecimento da parcela circular pelas cruzetas. Fonte: GIZ (2014)

3.3.2. Recolha de dados

A metodologia usada para recolha de dados florísticos foi adaptada de Trollope (1982) e foi feita em duas componentes, nomeadamente graminosa e arbórea-arbustiva.

3.3.2.1. Componente graminosa

Para esta componente foi usado o Disco Medidor de Pasto (DMP) com a finalidade de medição de altura das gramíneas para a determinação da biomassa (vide figura 8, abaixo). As leituras do DMP foram feitas ao longo de cada par de transecto, totalizando 100 leituras por par. Estas foram feitas com uma separação de 4m cada numa linha recta, partindo do centro da primeira parcela até ao centro da última parcela do transecto, orientados no sentido Norte, sendo que depois orientava-se para a direcção Este em direcção a outro transecto e continuava-se o mesmo procedimento no sentido oposto ao primeiro transecto.

O DMP é constituído por uma haste graduada e um disco flexível no eixo da haste. Durante o processo da medição das gramíneas, o disco foi deslocado manualmente para extremo superior

da haste graduada até ao ponto de medição e depois solto (o disco caía em queda livre em direcção ao solo). O disco ficava suspenso sobre a cobertura graminal e de seguida era feita a leitura do valor na haste graduada. A altura de suspensão do disco dependia da altura da cobertura graminal existente, sendo que maior altura da cobertura graminal implicaria na maior suspensão do disco e por consequência maior valores absolutos de leitura da haste.

Paralelamente ao uso do DMP, foi feita a medição da distância do tufo (DDT) em que consistiu em espetar uma vara de 1 m de altura na mesma equidistância em que foi lançado o DMP e de seguida foi marcado de forma aleatória um ponto em área próxima ao disco onde foi medida a distância entre o ponto aleatoriamente marcado e a base da gramínea mais próxima.



Figura 8. Medição da biomassa graminosa usando o DMP. Fonte: GIZ (2014)

3.3.2.2. Componente arbórea-arbustiva

Cada parcela circular foi dividida em quatro (4) quadrantes onde foram feitas medições de diâmetro através da suta, e paquímetro para diâmetros menores. Sendo que para a medição de altura usou-se o clinómetro *Suunto* com erro de 1 % para árvores e vara graduada para arbustos (vide figura 9, abaixo). Essas medições foram feitas em apenas três (3) indivíduos por quadrante, nas seguintes classes de altura: (i) < 2 m, (ii) > 2 m e (iii) árvore mais alta. O diâmetro medido para a classe “< 2m” foi o diâmetro da base, isto é, o diâmetro do colo da planta, sendo que para os indivíduos das classes “>2m” e “árvore mais alta” foi medida o DAP (diâmetro à altura do peito, efectuado a uma altura de 1.3 metros do solo).



Figura 9. Medição da altura da componente arbórea-arbustiva usando uma vara graduada.

Fonte: GIZ (2014)

3.3.3. Análise de dados

Os dados foram inseridos em diversas planilhas do Microsoft Excel 2007 e analisados no pacote estatístico Minitab *versão 16*, que consistia numa base de dados de indivíduos das duas (2) componentes estudadas, nomeadamente: (i) graminosa e (ii) arbórea-arbustiva; organizados por tipo de solo e por frequência de fogo. O desenho experimental consistiu num delineamento de experimentos factoriais em blocos onde os blocos consistiam nos tipos de solo representado pelo factor *j* e às frequências de fogo representado pelo factor *i*.

Foram posteriormente feitas comparações estatísticas usando análise de variância (ANOVA), obedecendo todos os pressupostos para tal, nomeadamente: (i) teste de normalidade de Shapiro-Wilk, (ii) Homogeneidade de variâncias e (iii) Independência dos resíduos, executados a um nível de significância de 5%. As análises comparativa de médias dos parâmetros ecológicos foram feitas usando o teste de Tukey, onde foi feita a comparação entre as áreas com frequências altas e baixas de fogo associadas a um determinado tipo de solo (interação solo-frequência de fogo), por forma a se avaliar se existem diferenças significativas e dependência destas variáveis nos parâmetros ecológicos abaixo descritos.

3.3.3.1. Componente graminosa

Nesta componente foram analisados dois principais parâmetros, nomeadamente: (i) biomassa e (ii) distância do tufo (DDT). A biomassa foi determinada através de uma equação de regressão em função das leituras da altura média do disco. Para o presente estudo a biomassa graminosa foi estimada usando a equação de calibração desenvolvida no PNK por Trollope & Potgieter (2006) para as savanas de África, expressa da seguinte forma:

$$y = -3.019 + 2.260 \sqrt{x} \quad \text{(Equação 6)}$$

Onde: *y* –Biomassa graminosa (kg/ha) e *x* = altura média do disco(cm)

A DDT é um parâmetro ecológico que indica a produtividade graminal e potencial do solo para resistir à erosão, ou seja, mede a cobertura graminal existente no solo e correlaciona com o seu nível de erodibilidade. (Trollope *et al.*, 2002). É obtido pela média resultante de sucessivas medições de distância entre as gramíneas, sendo que quanto menor for a média da DDT maior é

a capacidade de resistência do solo à erosão. Trollope *et al.* (2006) classificou os riscos de erosão em função das diferentes distâncias do tufo medidos, sendo que:

- Distâncias do tufo <5cm indicam baixo risco;
- Distâncias do tufo de 5-10cm indicam risco médio;
- Acima de 10cm o risco indicam como alto.

3.3.3.2. Componente arbórea-arbustiva

Nesta componente foram analisados os seguintes parâmetros ecológicos: (i) Abundância, (ii) Densidade, (iii) Frequência, (iv) Índice de valor de importância (IVI), (v) Fitomassa e (vi) Índices de diversidade.

Abundância

A abundância mede a participação das espécies de uma comunidade numa determinada área geográfica, e pode ser expressa em termos absolutos ou relativos. A abundância absoluta é expressa em termos de número de árvores por hectare e abundância relativa corresponde à participação de cada espécie em relação ao número total de árvores e expressa-se em percentagem considerando o número total de árvores igual a 100 % (Lamprecht, 1990).

$$\mathbf{Ab}_{\text{abs}} = \mathbf{ni/ha}; \quad \mathbf{Ab}_{\text{rel}} = \frac{\mathbf{ni / ha}}{\mathbf{N / ha}} \quad \text{(Equação 7)}$$

Onde:

\mathbf{Ab}_{abs} - Abundância absoluta; \mathbf{Ab}_{rel} - Abundância relativa

$\mathbf{ni/ha}$ - número de indivíduos da espécie i por unidade de área

$\mathbf{N/ha}$ - número total de indivíduos de todas as espécies por unidade de área

Densidade

Para calcular a densidade deve-se calcular primeiramente a média de todas as distâncias da planta ao centro da parcela, ou seja, é necessária a computação de dados referentes a distância média e área média ocupada por indivíduo (Martins, 1991).

$$\overline{d} = \frac{\sum di}{\sum n}; \quad \overline{A} = \overline{d^2}; \quad Di = \frac{ni * u}{\sum n * \overline{A}} \quad \text{(Equação 8)}$$

Onde:

di -distância medida entre o indivíduo *i* e o centro da parcela;

n- número de indivíduos registados;

ni- é o número de indivíduos amostrados para a espécie *i*;

u- unidade de área para a qual pretende-se realizar as inferências, no caso do presente estudo foi de 10000 m² (1ha);

Di-densidade absoluta;

\overline{d} - distância média medida entre o indivíduo *i* e o centro da parcela;

\overline{A} - área média ocupada por planta.

Frequência

A frequência expressa a presença ou ausência de uma espécie nas parcelas de amostragem, e pode ser determinada em termos absolutos ou relativos. A frequência absoluta expressa-se em termos de percentagem das parcelas de amostragem na qual uma espécie ocorreu sendo o número total de parcelas igual a 100 % . A frequência relativa expressa-se como resultado da soma de todas as frequências absolutas das parcelas que se considera igual a 100% (Weaver & Murphy, 1990).

$$\text{Freq}_{\text{abs}} = \frac{ni}{N}; \quad \text{Freq}_{\text{rel}} = \frac{\text{freq.abs}}{\sum \text{freq.abs}} * 100 \quad \text{(Equação 9)}$$

Onde: Freq_{abs} - Frequência absoluta da espécie *i*; Freq_{rel} - Frequência relativa da espécie *i*;

ni- número de parcelas que ocorreu a espécie *i*; *N*- número total de parcelas amostradas.

Dominância

Dominância é a soma da projecção horizontal da copa de todos indivíduos pertencentes a uma determinada espécie. Ela é comumente derivada da área basal específica por unidade de área. A dominância pode ser expressa em termos absolutos ou relativos. A dominância absoluta resulta do somatório da área basal dos indivíduos pertencentes a uma determinada espécie, enquanto, que a relativa corresponde à participação em percentagem de cada espécie em relação à soma total das dominâncias absolutas das espécies da área em questão (Wright *et al.*, 1982).

$$D_{abs} = \frac{\sum gi}{ha}; D_{rel} = \frac{gi/ha}{G/ha} * 100 \quad \text{(Equação 10)}$$

Onde:

D_{abs} - Dominância absoluta; D_{rel} - Dominância relativa;

gi - área basal da espécie i ; gi/ha - área basal da espécie i por unidade de área.

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

Índice de valor de importância (IVI)

A abundância, dominância e frequência são parâmetros que demonstram aspectos importantes da população, todavia, fornecem apenas indicações parciais sobre a estrutura horizontal das espécies de um determinado sítio. Uma visão geral da estrutura horizontal das espécies obtém-se através do IVI, que, se obtém somando para cada espécie os valores de abundância, dominância e frequência em termos relativos. Com base neste índice é possível comparar pesos ecológicos das espécies de um determinado sítio (Lamprecht, 1990).

$$IVI (\%) = Ab_{rel} + D_{rel} + Freq_{rel} \quad \text{(Equação 11)}$$

Onde: Ab_{rel} - Abundância relativa; D_{rel} - Dominância relativa; $Freq_{rel}$ - Frequência relativa.

Diversidade florística

A diversidade de espécie refere-se à variedade de espécies de organismos vivos de uma determinada comunidade, habitat ou região. A diversidade pode ser subdividida em dois grupos:

Riqueza e Uniformidade. Riqueza refere-se ao número de espécies presentes na flora e fauna, em uma determinada área, enquanto que a uniformidade diz respeito a distribuição de indivíduos entre as espécies em uma determinada área (Lamprecht, 1990).

A diversidade de espécies é considerada como uma medida fundamental de comunidades naturais; existindo vários índices que a quantifica. Esses índices possibilitam inclusive a comparação entre os diferentes tipos de vegetação, sendo o índice de Shannon- Weaver, um dos mais usados (Weaver & Murphy, 1990).

Para medir a diversidade da comunidade foram usados os seguintes índices:

Índice de Shannon-Weaver (H')

Este índice analisa a forma como uma espécie está distribuída no ecossistema. Para fazer esse cálculo, é preciso obter uma amostra da população examinando uma determinada área, contando as diferentes espécies na população e avaliando a sua abundância. Quanto maior o valor de H', maior a diversidade florística da área em estudo (Magurran, 1988).

Onde:

H' - índice de Shannon-Weaver;

pi - proporção do número total de indivíduos a que pertence a espécie i ($pi=ni/N$);

n = número de indivíduos.

$$H' = - \sum_{i=1}^s pi \ln(pi) \quad \text{(Equação 12)}$$

Equitabilidade de Pielou (J')

Este parâmetro expressa a maneira pela qual o número de indivíduos estão distribuído entre as diferentes espécies, isto é, indica se as diferentes espécies possuem número de indivíduos semelhantes ou divergentes (Gomes, 2004).

Equitabilidade de Pielou (J') foi calculado pela seguinte expressão:

$$J' = H' / H' \text{ máx}; \quad \text{(Equação 13)}$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver; S = número total de espécies amostradas.

Fitomassa

A estimativa de fitomassa aérea pelo método indireto consiste em correlacioná-la com alguma variável de fácil obtenção e que não requeira a destruição do material vegetal. As estimativas podem ser feitas por meio de relações quantitativas ou matemáticas, como razões ou regressões de dados provenientes de inventários florestais (DAP, Altura e Volume) (Brown, 1997).

$$Ft = \frac{\bar{h} * \bar{D}}{1.5}; \quad \text{(Equação 14)}$$

Onde: Ft - fitomassa arbórea-arbustiva acima do solo; \bar{h} - altura média e \bar{D} - Densidade média

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Mapa do uso e cobertura de terra do PNL

A figura 10 ilustra o mapeamento efectuado na escala 1: 800,000, combinando as classificações de Stalmans *et al.* (2004) & Marzoli (2007) e a realidade do campo. A combinação destas duas classificações (Stalmans & Marzoli) foi com intuito de se fornecer mais informação dando mais detalhe ao mapa produzido, dado que ambas de forma isolada apresentam limitações/insuficiência de informação. Por exemplo, a classificação de Stalmans *et al.* (2004) apresenta apenas a classificação do PNL sob ponto de vista florístico, ou seja, considera que toda a área deste parque é coberto por vegetação, excluindo outros usos de terra do PNL de origem antropogênica, como é o caso de habitações, campos de cultivo e infraestruturas. Esta classificação também não distingue os níveis de cobertura da vegetação (Floresta aberta ou densa, Pradaria, etc) existente no PNL, apenas faz menção do termo “Comunidade florística”.

Por outro lado a classificação de Marzoli (2007) discrimina os usos e níveis de cobertura de terra, bem como, incorpora os usos de terra de origem antropogênica, mas não apresenta informação que diz respeito à composição florística das espécies.

O mapa elaborado apresenta 13 classes de uso e cobertura de terra, onde a classe de FA de *T. sericea* /*C. apiculatum*/*G. conjugata*/ *C.mopane* apresentou maior área de cobertura com cerca de 2458 Km², perfazendo 24.37 % do PNL. Mais detalhes encontram-se na tabela 7, abaixo.

Tabela 7. Área ocupada por paisagem florística

Classes	Área (km²)	Cobertura (%)
FA de <i>T. sericea</i> / <i>C. apiculatum</i> / <i>G. conjugata</i> / <i>C.mopane</i>	2458	24.37
FA de <i>A. tortilis</i> / <i>C. mopane</i> / <i>T. Sericea</i> / <i>G. conjugata</i>	1533	15.20
FDD de <i>G. conjugata</i> / <i>T. prunioides</i>	1204	11.94
AA de <i>C. mopane</i> / <i>C. apiculatum</i>	1184	11.74
AA de <i>A. tortilis</i> / <i>C. mopane</i> / <i>G. conjugata</i>	1161	11.51
Pr de <i>C. mopane</i> / <i>K. acuminata</i> / <i>C. apiculatum</i>	1050	10.41
AH	425	4.21
AA de <i>T. sericea</i> / <i>C. apiculatum</i> / <i>C. mopane</i>	360	3.57
AA de <i>C. mopane</i>	250	2.48
Pr de <i>A. xanthophloea</i> / <i>F. albida</i>	243	2.41
FDSV de <i>A. johnsonii</i>	133	1.32
FA de <i>C. mopane</i>	45	0.45
AA de <i>C. mopane</i> / <i>Combretum sp.</i>	41	0.41
Total	10087	100

4.2. Avaliação da Precisão e Validação da classificação

A precisão da classificação digital do uso e cobertura da terra do PNL foi explicada usando dois principais parâmetros de análise, nomeadamente a exactidão global e o índice Kappa na tabela 8.

A exactidão global foi de 74 %, o que quer dizer que a probabilidade das classes obtidas por classificação da imagem de satélite LandSat 8 corresponderem à realidade de campo é de 74%. No entanto segundo Lillesand & Kiefer (1994), dizem que a exatidão global seria um índice que superestima a acurácia da classificação, e o índice Kappa seria uma avaliação mais adequada dado que este incorpora a informação dos píxeis mal classificados, e não apenas dos bem classificados como a exatidão global.

O erro de comissão foi maior na classe de FDSV, perfazendo cerca de 33%, o que quer dizer que dos três (3) píxeis desta classe do mapa temático, dois (2) foram classificados correctamente e um (1) foi classificado erradamente, ou seja, foram incluídos nesta classe enquanto não as pertencem. Por outro lado, este erro foi menor na classe de FA, pois dos oito (8) píxeis existentes, apenas um (1) é que foi erradamente incluído nesta classe.

O erro de omissão maior foi de 36% e este foi na classe de FA. Isto significa que dos onze píxeis existentes nesta classe, sete (7) foram classificados correctamente e os restantes quatro (4) foram classificados erradamente, ou seja foram excluídos desta classe. Contudo, este erro foi menor na classe de Pr, onde dos 14 píxeis existentes, apenas dois (2) foram excluídos desta classe.

Tabela 8. Matriz de confusão para a validação da classificação das imagens

Classificação de imagens	Verdade de campo						Total	$E_o(\%)$
	AH	Pr	AA	FA	FDD	FDSV		
AH	14	2	1	0	1	1	19	26
Pr	0	12	0	0	2	0	14	14
AA	0	1	5	0	1	0	7	29
FA	3	0	0	7	1	0	11	36
FDD	0	1	1	1	11	0	14	21
FDSV	1	0	0	0	0	2	3	25
Total	18	16	7	8	16	3	69	
$E_{co}(\%)$	22	25	29	13	31	33		
Exactidão global (P_o): 74%						Índice Kappa (K): 68%		

Onde:

	Classes obtidas por classificação das imagens de satélites
	Classes observadas no campo
	Parcelas classificadas correctamente
	Somatório da linha (X_{+i}) ou da coluna (X_{+j})

O índice Kappa foi de 68%, segundo Sartori (2006), valores deste índice que se encontram no intervalo entre 60 e 80 % indicam que a classificação é muito boa. Segundo o mesmo autor, esta

categoria (muito boa), é a segunda melhor na classificação de imagens de satélite, ficando apenas para a categoria “excelente” em que o valor de Kappa varia de 80 à 100 %.

Por outro lado, este índice poderia ser maior dado que o levantamento de dados do campo foi no mês de Julho, isto é, dois (2) meses após a elaboração do mapa preliminar (classificação supervisionada em Maio). O mês de Julho é caracterizado por uma avançada caducidade foliar se comparado ao mês de Maio em florestas de Mopane. Este facto poderá até certo ponto ter influenciado na confirmação do ponto amostral, por exemplo: uma floresta densa em época de caducidade foliar apresenta características fenológicas muito diferentes, podendo ser confundida com outro tipo de cobertura tal como floresta aberta.

Estudo feito por Quenhe (2015) numa área adjacente ao PNL e com vegetação típica de mopane, o distrito de Mabalane; encontrou o índice Kappa 97%, valor superior ao do presente trabalho, o que lhe confere uma acurácia excelente (Sartori, 2006). A acurácia depende de uma série de factores como a complexidade do terreno, as resoluções espaciais e espectrais do sistema sensor, o próprio algoritmo de classificação utilizado, a legenda utilizada no processo de classificação e o conjunto de dados que representa a verdade terrestre. No que diz respeito ao algoritmo de classificação, diferentemente do presente trabalho, Quenhe (2015) utilizou o “*Hybrid Approach for Land Use Land Cover Classification*” que significa *Abordagem Híbrida* para a classificação de Uso e Cobertura da Terra, consistindo em uso sequencial e de forma iterativa dos dois sistemas de classificação (supervisionada e não supervisionada).

Por outro lado, Quenhe (2015) usou 300 pontos amostrais para a validação da classificação, diferentemente do presente estudo que usou 69 pontos amostrais. Para Crósta (1992) o tamanho (número) de amostras a serem adquiridas nesse processo de validação é uma questão fundamental para obtenção de uma boa acurácia da classificação. Como regra geral, Congalton (1991) e Lillesand & Kiefer (1994) sugeriram que um mínimo de 50 amostras de cada classe deveria ser considerado na construção da matriz de erros.

Schowengerdt (2007) citado por Jensen (1996) definiram com base na teoria de probabilidade binomial, um número mínimo de 203 observações para um percentual de exatidão de 85% e um erro admissível de 5%. No entanto, essa regra nem sempre pode ser seguida na prática, por causa

das dificuldades de acesso à área de estudo, tempo e custos envolvidos na aquisição de vários pontos de validação (Moreira, 2003).

4.3. Análise graminal

A figura 11 ilustra a biomassa graminosa agrupada por três tipos de solos, nomeadamente: (i) Lebombo North (LN), (ii) Nwambia Sandveld (NS) e (iii) Calcrete e por frequência de fogo (FF), nomeadamente: (i) Baixa (B) e (ii) Alta (A).

A análise de variância (ANOVA) mostrou diferenças significativas ($p < 0.01$) na interação do Solo-FF, isto quer dizer que o efeito do fogo na variação da biomassa é influenciado pelo tipo de solo, vice-versa. Portanto, Rejeita-se a hipótese nula 1, pois há evidências suficientes que provam que o efeito do fogo na biomassa depende do tipo de solo. Com isto, o solo NS apresentou em relação aos demais solos, maior biomassa graminosa em ambas FF, sendo que a biomassa apresentou um valor de 4215.6 kg/ha em área de alta FF e 3046.2 Kg/ha em baixas FF. Isto vai de acordo com estudos feitos por Mathe (2015) que demonstra que o solo NS ocorre numa área de alta susceptibilidade de queimadas, diferentemente dos solos Calcrete e LN que são classificados como sendo de baixa susceptibilidade. Ruecker (2014) complementa que para estes solos (Calcrete e LN) a ocorrência de *C. mopane* arbustivo e denso associado à humidade ao longo do rio Shingwedzi reduzem o risco de queimada.

Por outro lado o solo LN apresentou menor biomassa variando de 2084 kg/ha a 2093 kg/ha de baixa para alta FF, respectivamente. Isto vai de acordo com estudos feitos por Gertenbach (1983) que demonstra que o solo LN apresenta baixa cobertura graminal devido às péssimas condições do solo para o desenvolvimento das plantas, apresentando-se de forma rasa e rochosa, perfazendo 80 % da sua extensão. O solo Calcrete apresentou biomassa intermédia variando 2900 kg/ha para 3041 kg/ha de baixa e para alta FF, respectivamente. Portanto, nota-se uma tendência de aumento de biomassa em todos os solos nas áreas de alta FF, Wright *et al.* (1982) demonstram que queimadas altamente frequentes favorecem a cobertura graminal pela sua densidade em detrimento da arbórea, dado que as espécies de gramíneas geralmente são mais tolerantes ao fogo em relação as arbóreas. Por outro lado a queima é também usada como um instrumento para manter um equilíbrio apropriado entre a cobertura de gramíneas e a vegetação lenhosa, e, portanto reduzir ou evitar a invasão arbustiva (Kennan, 1972).

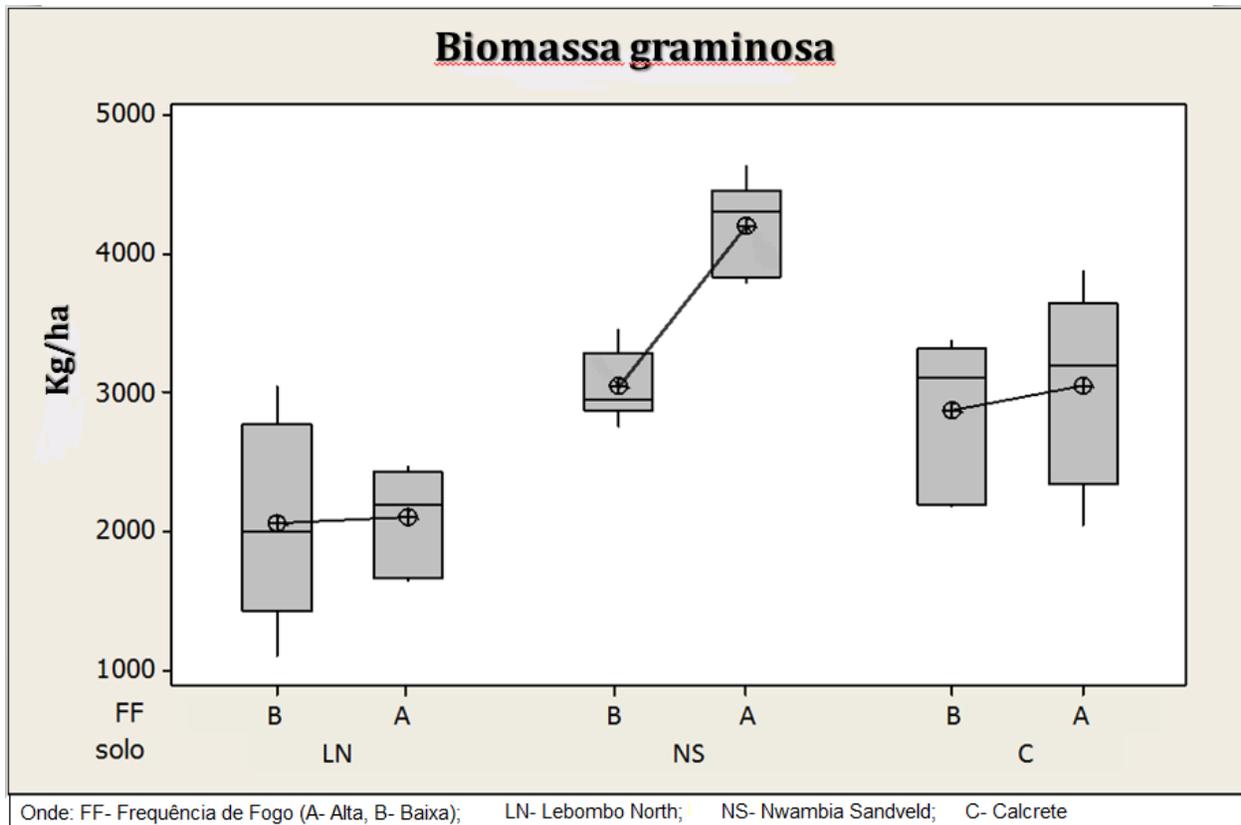


Figura 11. Biomassa graminosa agrupada por tipo de solo e FF

O efeito da interacção solo-FF na distância do tufo (DDT) não foi significativa ($p=0.864$) (vide figura 12, abaixo). Nos solos LN e NS a DDT diminui em áreas de alta FF embora esta diferença não seja significativa apresentando o correspondente a 5.1cm; 4.8 cm e 4.9cm; 4.6cm, representado baixa e alta FF, respectivamente para cada tipo de solo. Contudo os solos LN e NS apresentam um baixo risco de erosão. Segundo Trollope *et al.* (2006) valores de DDT em termos biomassa graminosa inferiores a 5cm classificam os solos como sendo de baixa erodibilidade.

Por outro lado o solo Calcrete apresentou DDT correspondente a 5.6 cm e 5.9 cm, em baixa e alta FF, respectivamente. Sendo assim, este solo apresenta médio risco de erosão, pois a DDT variou entre 5 a 10 cm, o que confere ao solo como sendo de média erodibilidade segundo o mesmo autor. Estes resultados vão de acordo com estudos feitos por GIZ (2014) numa área adjacente à do presente estudo (Parque do Kruger), em que encontrou DDT que variava entre 5 a 10 cm, sendo também atribuído médio risco de erosão (Trollope *et al.*, 2006).

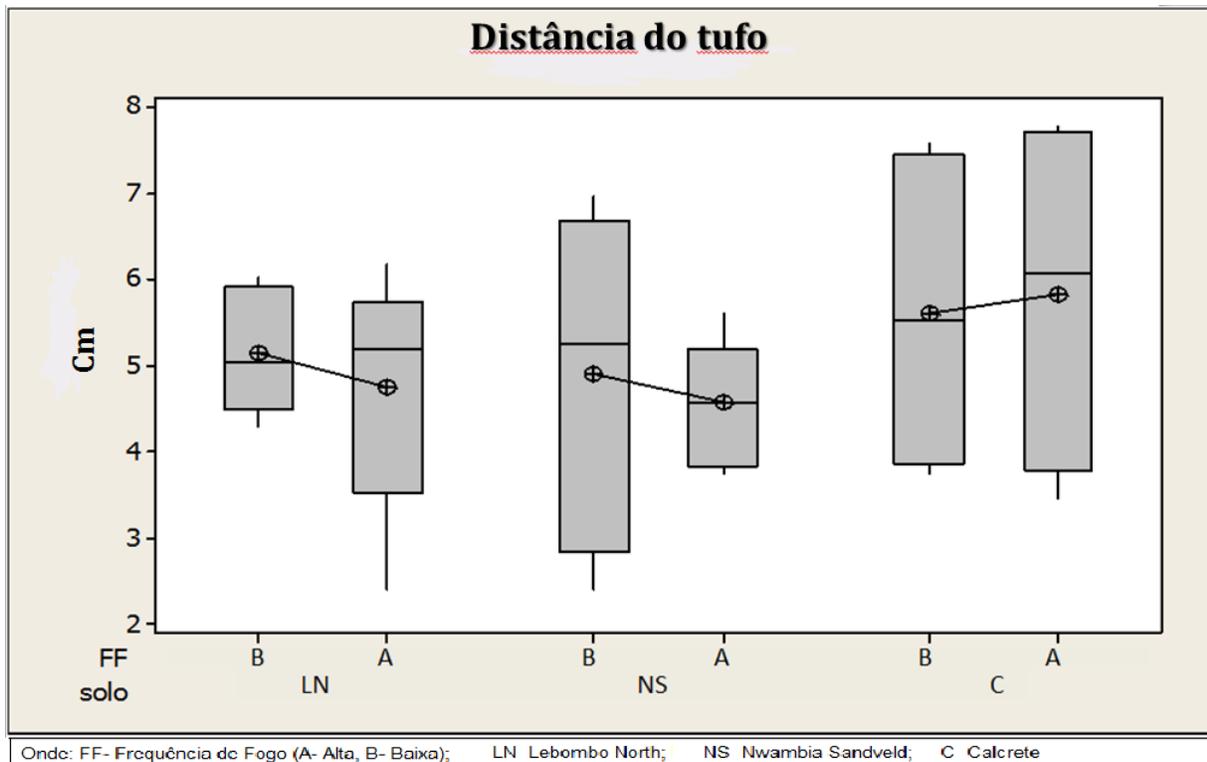


Figura 12. Medições de distância ao tufo agrupado por tipo de solo e FF

A figura 13 ilustra o índice de diversidade de Shannon (H') o qual foi maior no solo Calcrete, o que quer dizer que este solo apresenta maior diversidade graminal em relação aos outros (Lamprecht, 1990). Isto vai de acordo com Stalmans *et al.* (2004) que diz que em relação aos outros tipos de solo, o Calcrete é representado por um maior nº de comunidades florísticas perfazendo um total de 5, nomeadamente a comunidade 6, 7, 9, 14 e 1, culminando deste modo com maior riqueza de espécies graminais, diferentemente do solo NS e LN em que são representadas por apenas 3 comunidades cada. O valor de H' encontrado na baixa FF foi de 2.1; um valor inferior ao encontrado na alta frequência do mesmo solo que foi de 2.6. Portanto neste tipo de solo as altas FF culminam com o aumento da diversidade de espécies graminais. Miranda *et al.* (1996) acrescentam que baixas FF caracterizam-se por intervalos de queima maiores causando excessivas acumulações vegetação morta e restolhos, o que torna a queima mais intensa. Este acúmulo de material vegetal pode química e fisicamente inibir novo crescimento de gramíneas (West, 1972).

No LN, foi encontrado na baixa FF o valor H' de 1.9, superior quando comparado com o da alta FF em que se encontrou para o mesmo índice um valor 1.6. O NS apresentou a mais baixa diversidade graminal em relação aos outros solos. O valor H' encontrado na baixa FF foi de 1.5 sendo este superior ao encontrado na alta frequência do mesmo solo um valor de 1.3. Esta baixa diversidade pode ser explicada por Gertenbach (1983) que diz que este solo apresenta o nível de acidez bastante elevado sendo que o pH varia de 4.3 à 5.5, fazendo com que haja número restrito de espécies graminais à adaptarem-se para este tipo de solo.

Entretanto, para os solos LN e NS pode-se inferir que altas FF reduzem a diversidade graminal. O LN por apresentar na sua estrutura, bastante rochas e pedregulhos, as baixas FF podem condicionar a deposição de matéria orgânica e aumento da humidade do solo, criando mais substrato e condicionando deste modo um aumento na germinação e propagação de plantas (Medeiros, 2002). Diferentemente das altas FF que fazem com que o material vegetal morto depositado no chão seja removido, deixando o solo pedregoso plenamente exposto e conseqüentemente, não providenciando substrato e meios de germinação para as sementes caídas ao chão. Por outro lado, a diminuição da diversidade em áreas de alta FF no solo NS, pode ser devido à estrutura frondosa da componente arbórea que faz com que no decorrer da queimada estas árvores não sofram o efeito “topkill”, conseguindo sobreviver no período pós-fogo e não dando espaço à componente graminal (Kennan, 1972). Mattos (1970) acrescenta que as sementes dispersadas pelas gramíneas e caídas ao chão encontram ótimas condições para germinar depois da queima quando o terreno encontra-se limpo, com abundância de luz solar e ausência de clareiras.

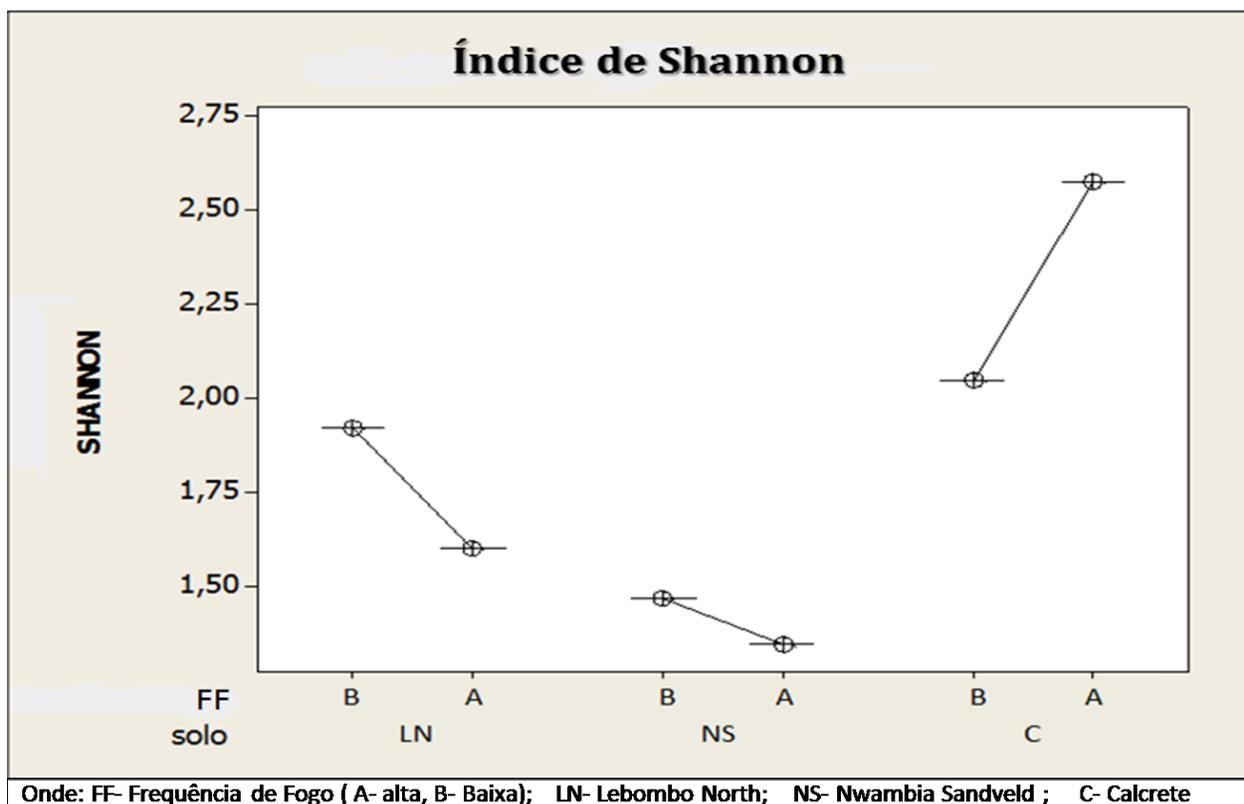


Figura 13. Índice de diversidade de Shannon (H') agrupado por tipo de solo e FF

A figura 14 ilustra a equitabilidade de Pielou (J') em que paralelamente ao índice de Shannon foi maior em solos Calcrete cujo valor encontrado em área de alta FF foi de 0.98, valor superior ao encontrado na baixa FF do mesmo solo que foi de 0.83. No solo LN em área de baixa FF o J' foi 0.73, valor superior ao encontrado para área de alta FF que foi de 0.69. Por sua vez, no solo NS o valor encontrado em ambas FF não diferiram em largas amplitudes, variou de 0.67 para 0.65 de baixa para alta FF, respectivamente.

O alto valor de J' no solo Calcrete e particularmente em áreas de alta FF indicam que a diversidade de espécies é bastante alta, pois segundo Ivanauskas & Rodrigues (2000) o valor de J' deriva de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, sendo que este varia de 0 a 1, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.

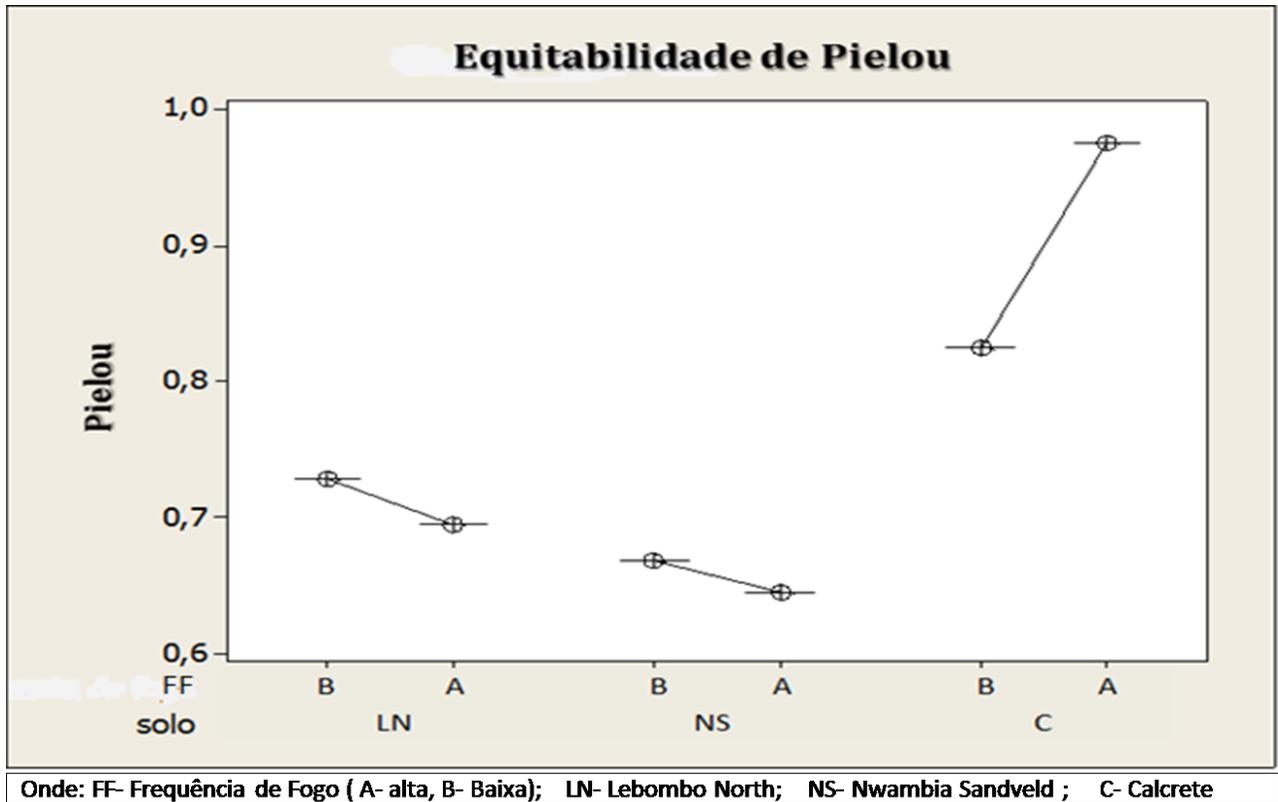


Figura 14. Equitabilidade de Pielou (J') agrupada por tipo de solo e FF

4.4. Análise arbórea-arbustiva

A figura 15 ilustra que a interação entre o tipo de solo e a FF não tem efeitos significativos ($p=0.537$) na densidade das plantas arbóreo-arbustivas. Portanto, não se rejeita a hipótese nula 2, pois há evidências suficientes que provam que o efeito do fogo na densidade não depende do tipo de solo e vice-versa. A densidade do LN em área de alta FF foi de 17973 ind./ha e 15294.5 ind/ha em áreas de baixas FF. O NS apresentou uma densidade de 11130.2 ind/ha e 7634.4 ind/ha, em áreas de alta e baixa FF respectivamente. O calcrete por sua vez apresentou valores de densidade de 29056.9 ind/ha e 53265.1 ind/ha, representando áreas de alta e baixa FF, respectivamente.

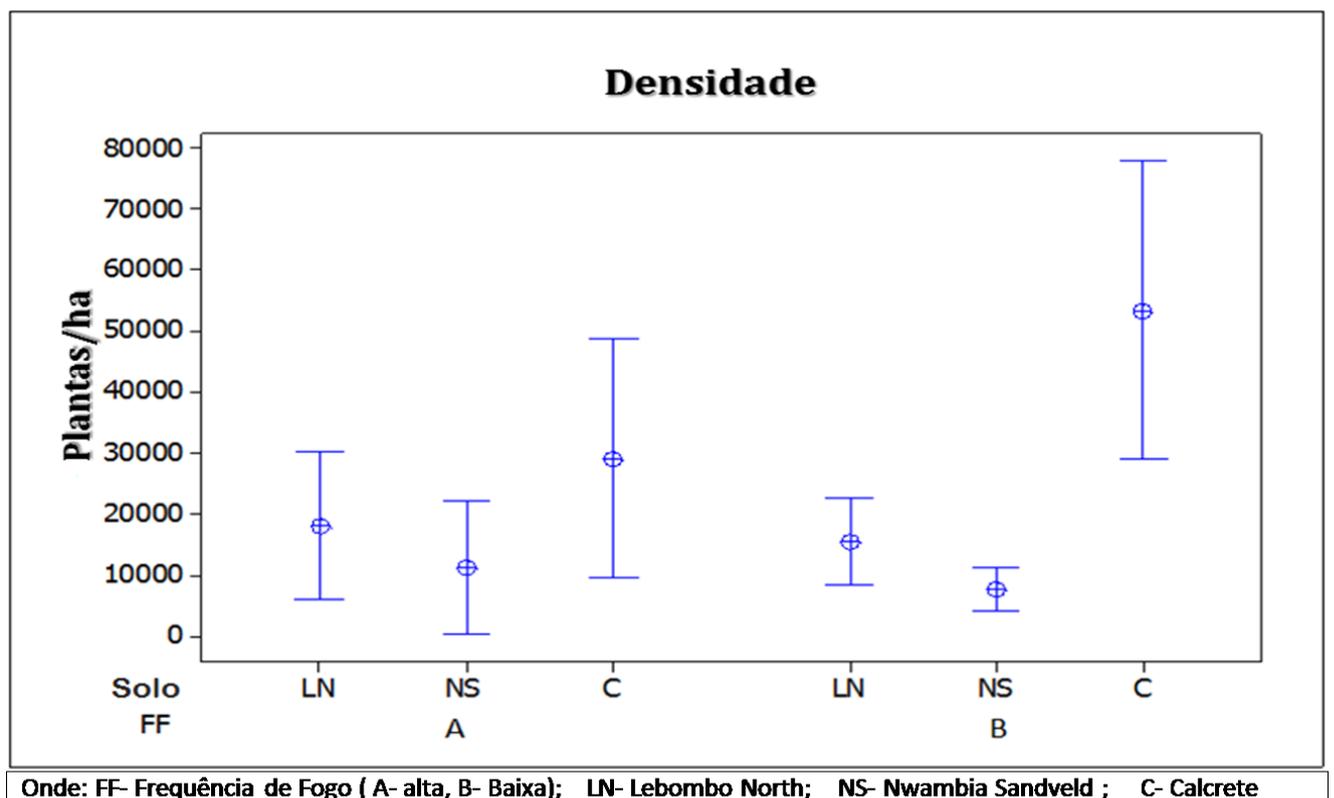


Figura 15. Densidade agrupada por tipo de solo e FF

Estudos feitos por Gandiwa & Kativu (1999) nas quais analisaram o efeito de três FF (alta, média e baixa) sobre a densidade. Estes encontraram resultados similares ao do presente estudo, concluindo que a FF não altera a densidade de árvores e arbustos. Gandiwa (2011) analisou o

efeito de fogo num período de 10 anos e constatou que a densidade não era afectada pelas FF. Segundo o mesmo autor, este facto provavelmente teria a ver com o curto período de análise do estudo (10 anos) e pelo facto da sua área de estudo ocorrer baixas precipitações não permitindo uma alta produção de biomassa e fazendo com que as intensidades de queima sejam baixas não permitindo a morte de plantas arbóreas.

A figura 16 ilustra que a interacção entre o tipo de solo e a FF não tem efeitos significativos ($p=0.484$) na fitomassa das plantas arbóreo-arbustivas. A fitomassa para o solo Calcrete foi de 17681.6 ind./ha em área de alta FF e 42468.2 ind./ha em área de baixa FF. LN apresentou um valor de fitomassa de 22378.4 ind./ha em áreas de alta FF e 16283.5 ind./ha em áreas de baixa FF. Por sua vez o solo NS apresentou fitomassa igual a 11714.3 ind./ha em áreas de alta FF e 11055.9 ind./ha em áreas de baixa FF.

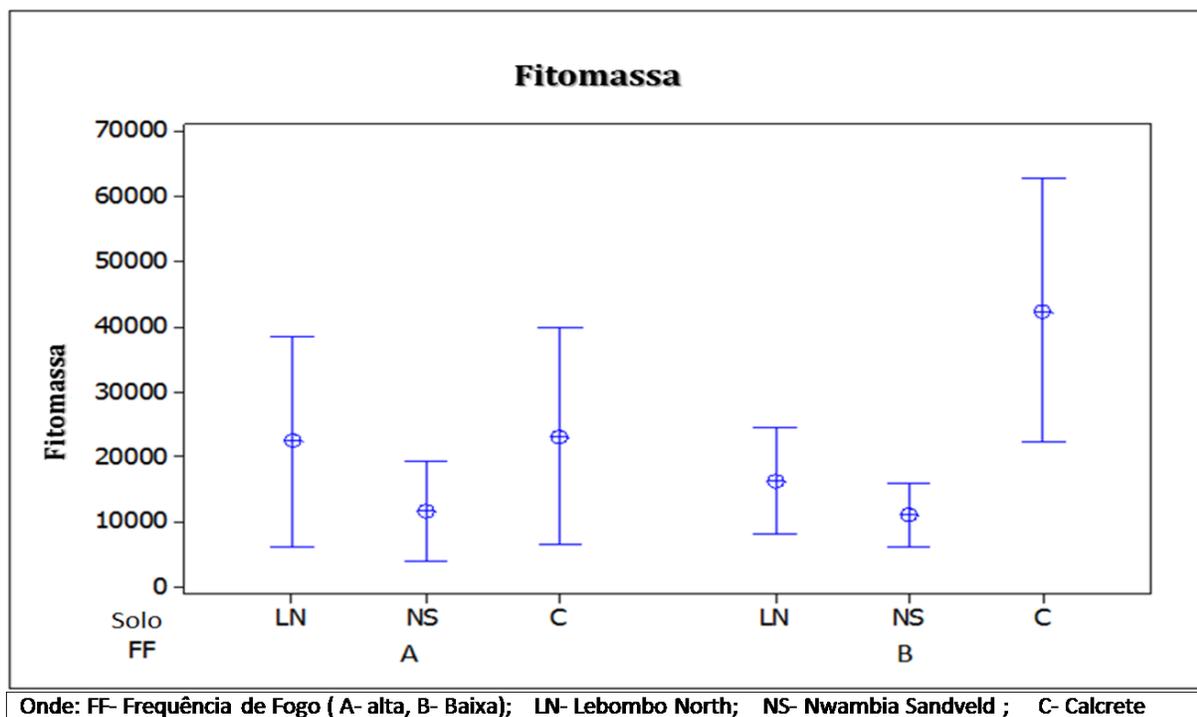


Figura 16. Fitomassa agrupada por tipo de solo e FF

Por outro lado a não significância da interacção solo-FF na fitomassa pode estar relacionado com os resultados obtidos similares aos de densidade, dado que a fitomassa é directamente

proporcional à densidade, isto é, pela equação 14. A fitomassa é resultado do produto da densidade e da altura média das plantas arbórea-arbustivas. Sendo assim, quanto maior a densidade maior será a fitomassa. De acrescentar que, as análises feitas para a densidade também são aplicáveis para a fitomassa, dado que ambos apresentam a mesma unidade de medição (ind./ha).

A interação solo-FF foi altamente significativa ($p < 0.01$) na variável altura (figura 17, abaixo), o que quer dizer que o efeito da FF na altura depende do tipo de solo, ou seja, altura das plantas é determinada pela combinação do tipo de solo e FF, e com isto rejeita-se a hipótese nula 3.

O solo NS apresentou maior valor de altura em ambas FF, apresentando valores de 4.3 m e 4.6 m em áreas de alta e baixa FF, respectivamente. Este resultado pode ser devido ao tipo de espécies que ocorrem neste tipo de solo, pois segundo Van Rooyen (1981), este tipo de solo é caracterizado pela ocorrência de árvores de alto porte e em abundâncias reduzidas. Stalmans *et al.* (2004) acrescenta que ocorrem neste tipo de solo três comunidades (2, 3 e 4), representadas pelas seguintes espécies arbóreas: (i) Comunidade 2- *Baphia massaiensis*, *Guibourtia conjugata*; (ii) Comunidade 3- *Terminalia sericea* e (iii) Comunidade 4- *Combretum apiculatum*.

O solo LN apresentou uma altura de 2.7 m em área de baixa FF e 3.1 em áreas de alta FF. Contudo não houve diferenças significativas ($p > 0.05$) entre as FF.

O Calcrete apresentou uma altura média de 1.8 m em áreas de alta FF, valor baixo se comparado em áreas de baixa FF que teve um valor de 2.7 m. Este facto pode ser devido à composição de espécies arbóreas em cada tipo de solo. Estudos feitos por Gandiwa & Kativu (2009) em ecossistemas de mopane demonstram que baixas FF aumentam a altura média das plantas, obteve como resultado do seu estudo um aumento de 4.49 m para 8.22 m de altura em áreas de alta para baixa FF, respectivamente. Hoffmann (1996) acrescenta que incêndios frequentes actuam destruindo a parte aérea das plantas, e o pequeno intervalo entre as queimadas não permite que as plantas recuperem as alturas, resultando numa fisionomia de baixo porte. Estudos feitos por Coutinho (1990) demonstram que os fragmentos florestais mais intensamente queimados possuíam quase metade de suas plantas lenhosas de baixo porte, com até 2 m de altura, facto que provavelmente ocorria devido à passagem de incêndios recorrentes nessas áreas, segundo o mesmo autor.

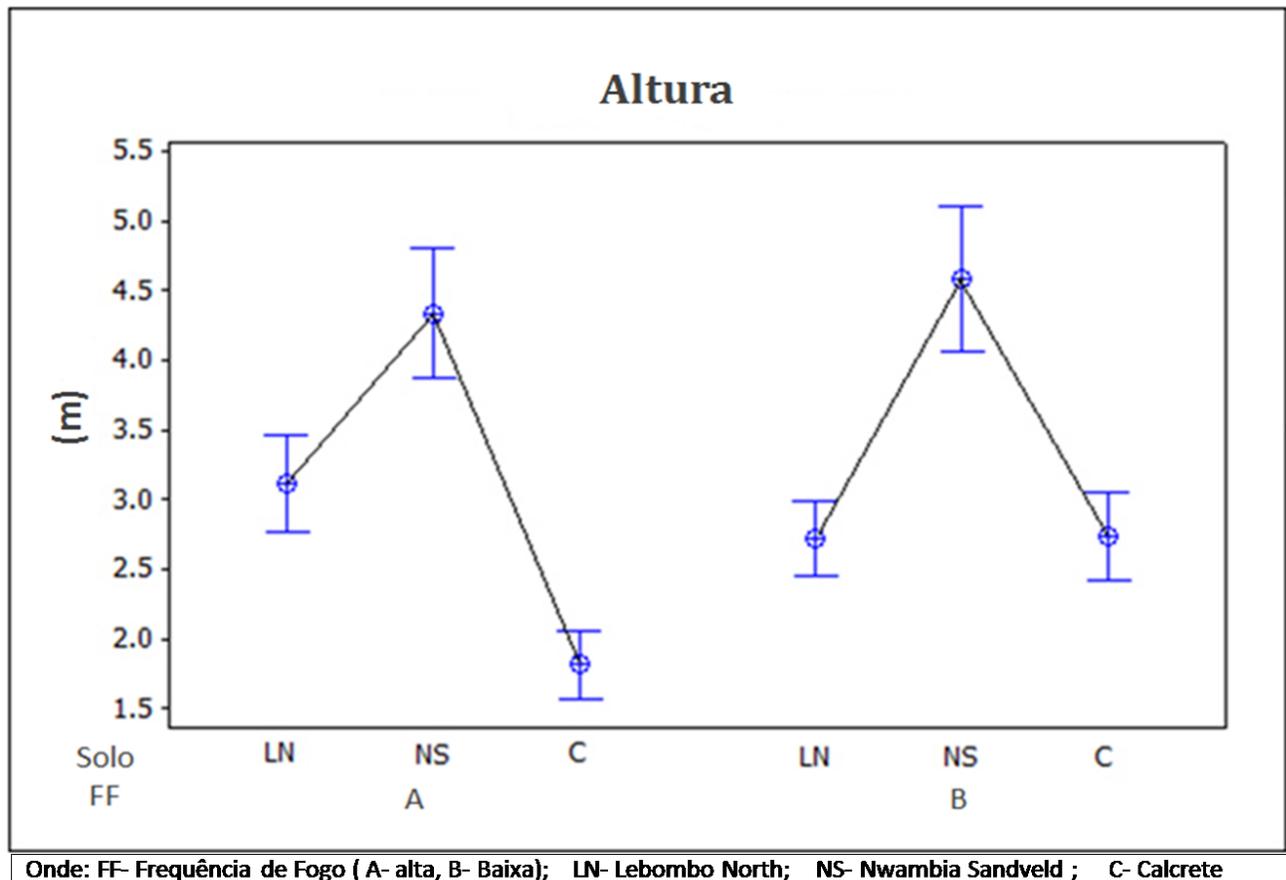


Figura 17. Altura agrupada por tipo de solo e FF

A figura 18 ilustra a densidade arbórea-arbustiva discriminada em três classes de altura (< 2m, > 2m e mais alta). À semelhança da densidade global (não estratificada em alturas) na figura 15 a interação não foi significativa e esta foi em todas as classes de altura, ou seja, o efeito da FF na densidade não depende do tipo de solo. Com isto, a classe de altura de “<2m” apresentou $p=0.087$; a classe de altura “>2m” apresentou $p=0.466$ e classe de altura “mais alta” apresentou $p=0.828$.

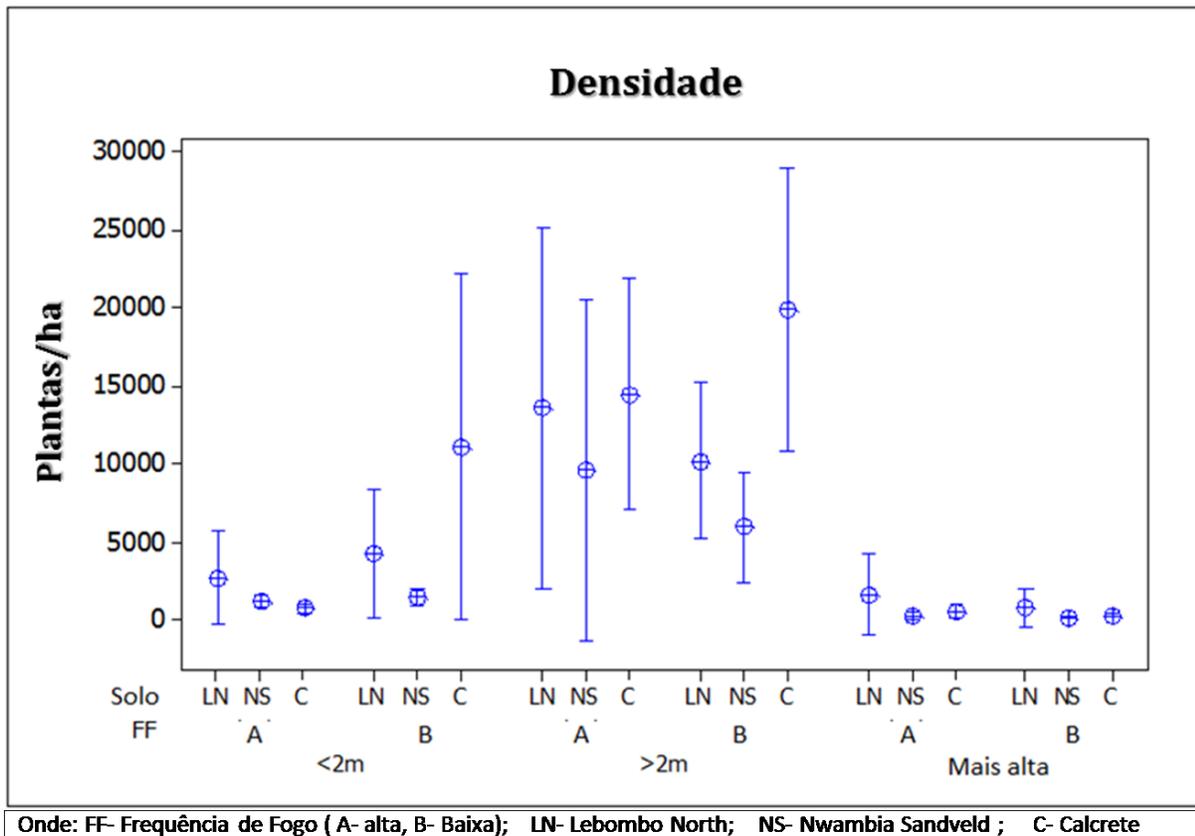


Figura 18. Densidade agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura

A figura 19 demonstra a fitomassa estratificada em três classes de altura (< 2m, > 2m e mais alta). À semelhança da fitomassa global na figura 16 a interação não foi significativa, e esta foi em todas as classes de altura, ou seja, a interação solo-FF não influenciam significativamente a fitomassa. Com isto, a classe de altura de “<2m” apresentou $p= 0.096$; a classe de altura “>2m” apresentou $p= 0.714$ e classe de altura “mais alta” apresentou $p= 0.579$.

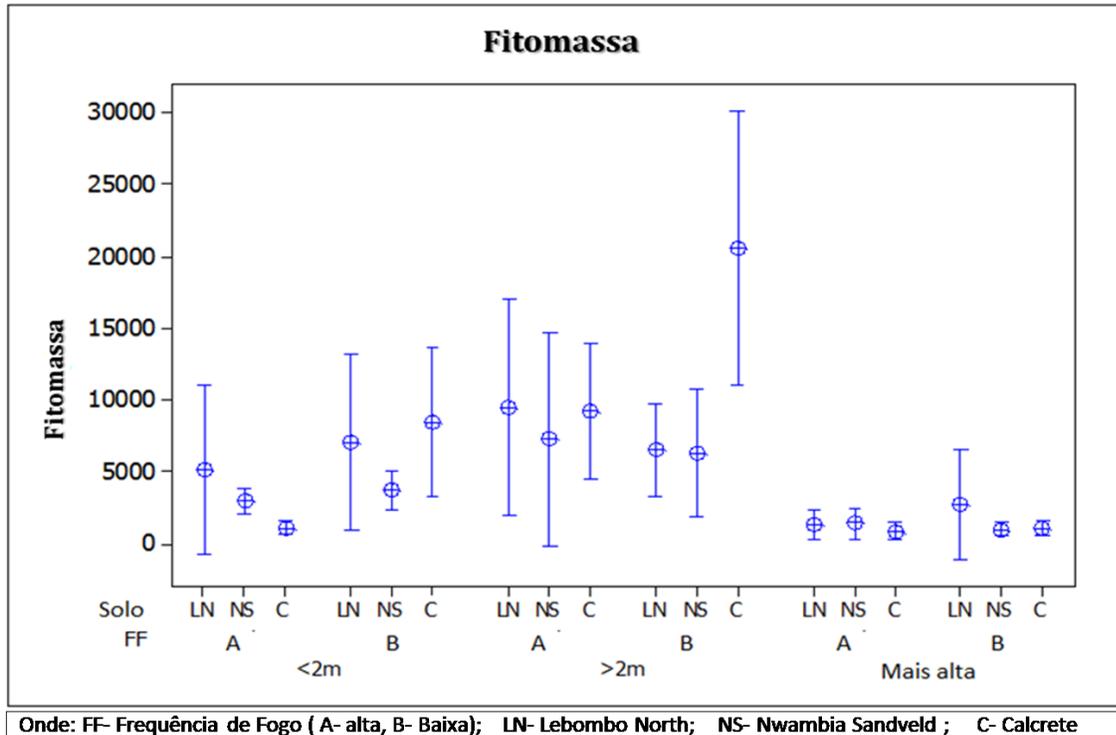
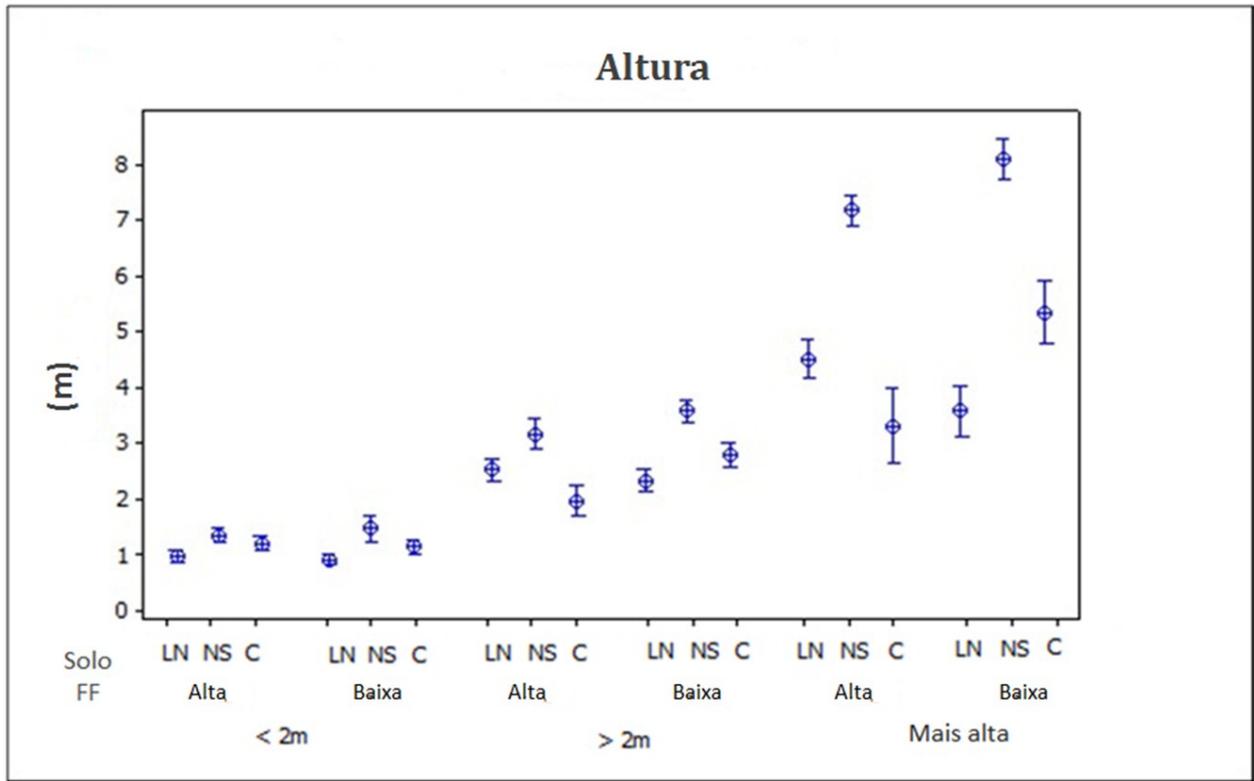


Figura 19. Fitomassa agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura

A figura 20 mostra que a interação solo-FF na variável altura foi altamente significativa ($p < 0.01$) nas classes de altura de “> 2m” e “mais alta”. O que quer dizer que nestas classes a determinação da altura depende da combinação do tipo de solo e da FF. À semelhança da altura global na figura 17. Com isto, o solo NS apresentou maior altura em relação aos demais tipos de solo e em todas as classes.

A classe de altura “< 2m” não apresentou uma interação significativa ($p = 0.328$). O que quer dizer que nesta classe o efeito da FF na determinação da altura das plantas não depende do tipo de solo e vice-versa. Este facto pode ser devido a acção do fogo no banco de sementes, que faz com que haja quebra de dormência e germinação nas áreas de alta FF (Bond *et al.*, 2005). Este facto ameniza assim a morte das plantas menores pelo efeito “topkill” e fazendo com que estas estejam ao mesmo nível de altura com as plantas menores em áreas de baixa FF. Timberlake (1999) acrescenta que a espécie *C. mopane* produz rebrotos provenientes das raízes quando danificada pela acção de fogos, seca ou pisoteio.



Onde: FF- Frequência de Fogo (A- alta, B- Baixa); LN- Lebombo North; NS- Nwambia Sandveld ; C- Calcrete

Figura 20. Altura dos indivíduos agrupada por tipo de solo, FF e classes de altura

4.5. Composição de Espécies

A figura 21 mostra que o solo LN apresenta duas espécies mais importantes, nomeadamente: *C. apiculatum* e *C. mopane*. Estes resultados vão de acordo com Stalmans (2004) que diz que neste tipo de solo ocorrem predominantemente estas duas espécies, representando as comunidades florísticas 5, 6 e 8. Analisando ainda a mesma figura, constata-se que a espécie *C. mopane* reduz o IVI quando submetido a alta FF, passando de 112% para 97%. Diferentemente de *C. apiculatum* que aumenta o IVI, este sobe de 83% para 122%, de áreas de baixa para áreas de alta FF, respectivamente. Esta variação do IVI está directamente ligado à variação de parâmetros ecológicos como abundância, frequência e dominância destas espécies, dado que este conjuga estes três (3) parâmetros. Estudos feitos por Gandiwa & Kativu (2009) no PNG no Zimbabwe, demonstram resultados similares em que o *C. apiculatum* aumenta a sua densidade em áreas de alta FF, passando de 525 ind./ha para 583 ind./ha, de baixa para alta FF, respectivamente.

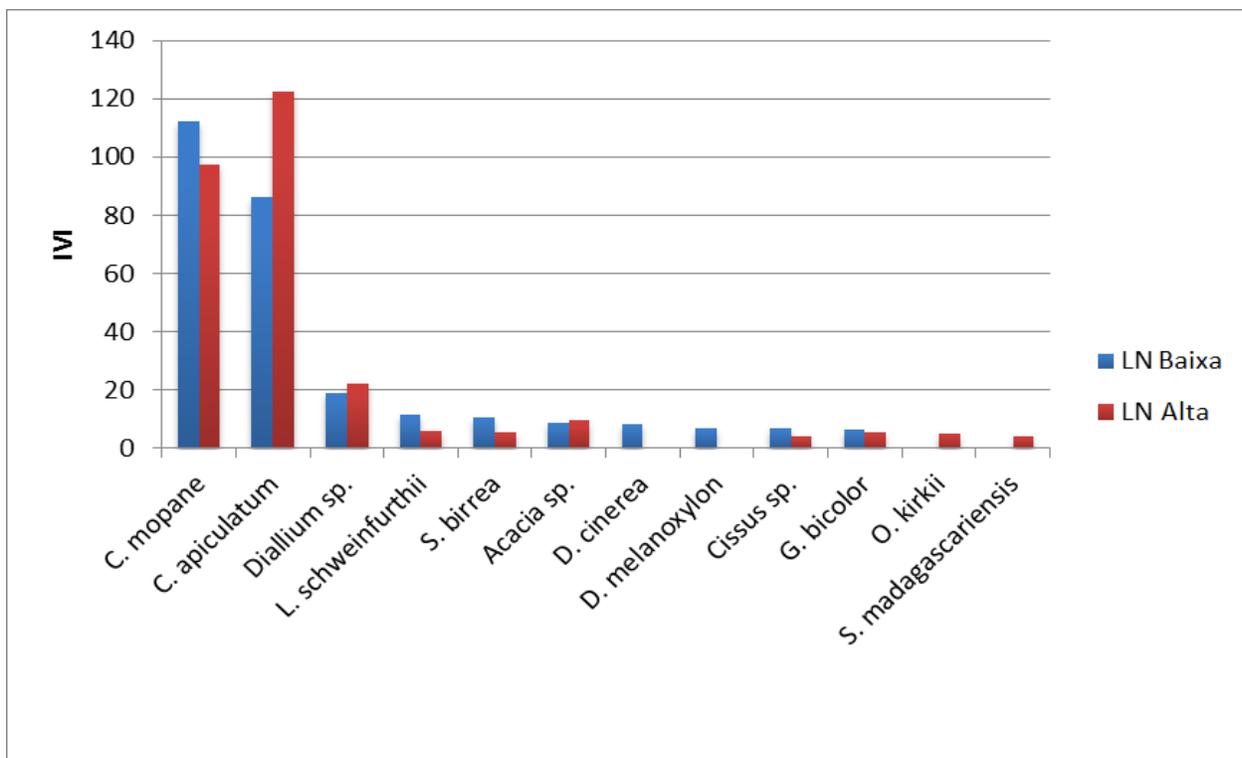


Figura 21. IVI do solo Lebombo North diferenciado por FF

Analisando a figura 22 notas-se que o solo NS apresenta *C. apiculatum* como sendo a espécie mais dominante, seguida de *Sclerocarya birrea* e *Xeroderis sthulmannii*. Estes resultados vão de acordo com Stalmans *et al.* (2004) que diz que neste tipo de solo a *C. apiculatum* é uma das espécies mais predominantes, fazendo parte das comunidades florísticas 3, 4 e 2 e nestas comunidades para este tipo de solo ocorre na ausência da espécie *C. mopane*. Observa-se ainda pela mesma figura que a espécie *C. apiculatum* apresenta o mesmo comportamento que o do LN, caracterizado pelo aumento de IVI quando submetido à alta FF. Nota-se ainda que este sobe em termos de IVI de 110% para 122%. Sendo assim, pode-se inferir que alta FF providencia o aumento da ocorrência desta espécie. Este facto pode também ser observado também para a espécie *Lannea schweinfurthii*.

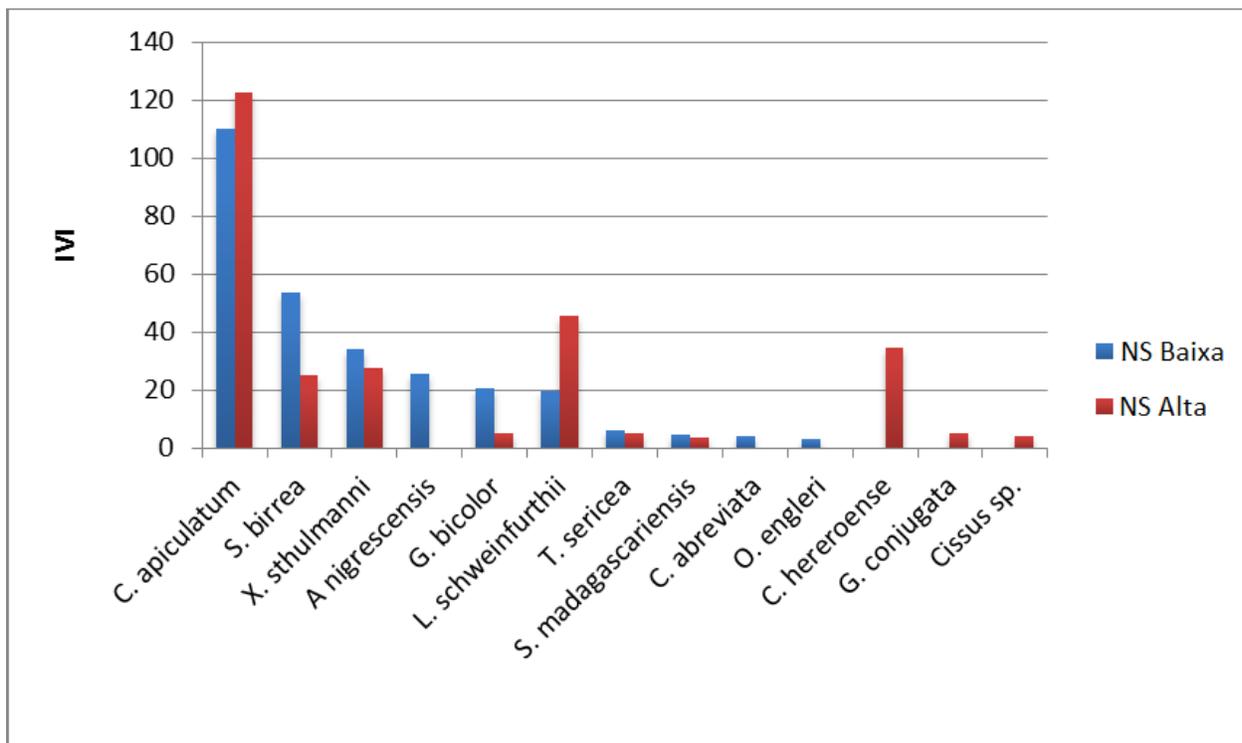


Figura 22. IVI do solo NS agrupado por FF

A figura 23 mostra *C. mopane* é a espécie dominante, isto vai de acordo com Stalmans *et al.* (2004) que diz que este tipo de solo é caracterizado por predominante ocorrência desta espécie,

representando as comunidades florísticas 6 e 7 do PNL e com ausência da espécie *C. apiculatum*, que é uma das mais abundantes noutros tipos de solos. É notável também do resultado do mapeamento na tabela 7 acima, que a espécie *C. mopane* é a que mais se encontra representada no PNL. Por sua vez Bila & Mabjaia (2012) dizem que esta espécie ocorre naturalmente e de uma forma gregária, caracterizando-se com alta predominância e homogeneização da área. Estudos feitos pelo mesmo autor encontraram valor elevado de IVI para *C. mopane* no distrito de Mabalane (área adjacente e parcialmente integrante do PNL), cerca de 100 % para esta espécie.

Nota-se ainda que *C. mopane* demonstra neste tipo de solo um efeito controverso ao solo LN, isto é, neste solo, altas FF aumentam o IVI desta espécie, passando de 156% para 202 % de baixa para alta FF, respectivamente. Portanto, nota-se que o tipo de solo associado à FF influenciam bastante no IVI da espécie *C. mopane*. Stalmans *et al.* (2004) acrescenta que este facto pode ser devido a maior abundância e consequente melhor adaptação desta espécie neste solo em relação aos demais solos. Segundo o mesmo autor estes solos são rasos, composto fundamentalmente por calcário com cerca de 10 % da superfície do solo coberto por pedras e um pH alcalino que varia entre 7,9 e 8,4. GIZ (2014) encontrou um comportamento similar no PNK, que se caracterizou pelo aumento de IVI da espécie *C. mopane* em altas FF associado a solos alcalinos.

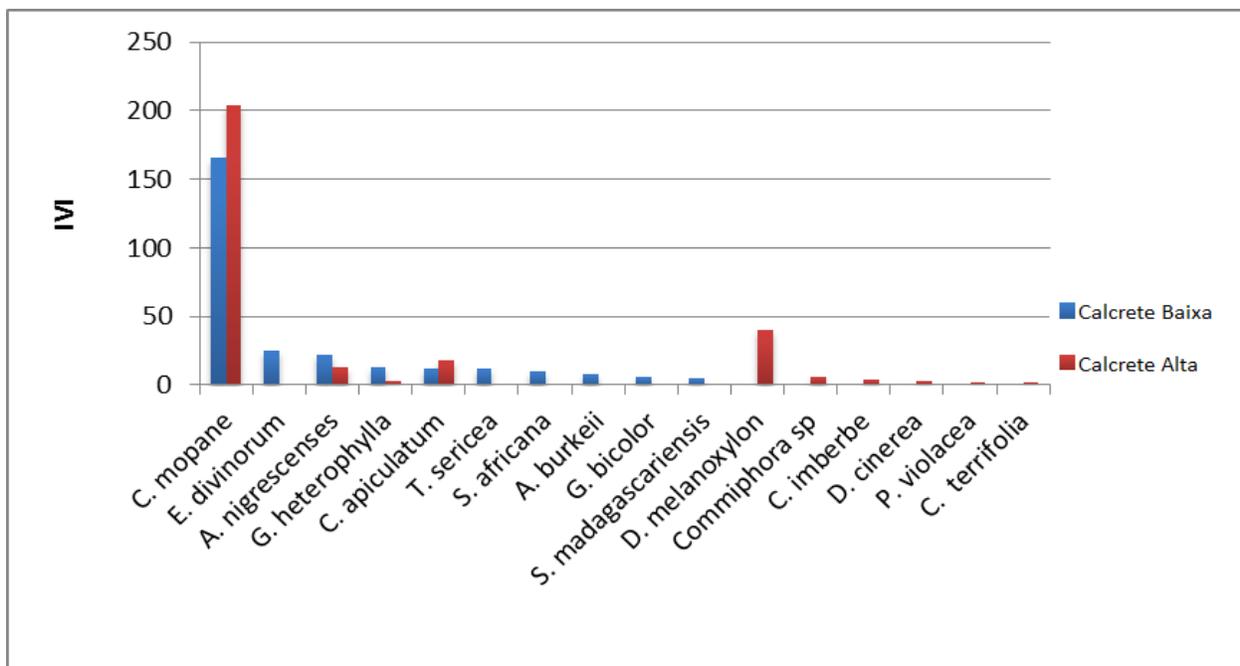


Figura 23. IVI do solo calcrete agrupado por

4.5.1. Diversidade de espécies

A tabela 9 mostra que o índice de Shannon apresentou um extremo superior no LN e inferior no Calcrete. Isto é, o solo LN tem maior diversidade de espécies do que os restantes tipos de solo.

No Calcrete apesar de ocorrer maior nº de comunidades florísticas que perfaz um total de 5, nomeadamente comunidade 6, 7, 9, 14 e 1; tem uma grande limitante na comunidade 14 e a mesma poderá ter influenciado na baixa diversidade arbórea-arbustiva deste solo em relação aos demais. Isto é, nesta comunidade os solos são bastante alagados, não permitindo o crescimento da componente lenhosa (Stalmans *et al.*, 2004). Segundo o mesmo autor nesta comunidade ocorrem apenas gramíneas e as de maior predominância são: *Sporobolus consimilis* e *Setaria incrassata*.

Tabela 9. Resultado de diversidade de espécies agrupadas por FF e tipo de solo

Solo	FF	Índice de Shannon (H')	Equitabilidade de Pielou (J')	Riqueza
LN	Baixa	1.85	0.61	21
	Alta	1.53	0.51	20
NS	Baixa	1.59	0.5	24
	Alta	1.44	0.45	24
Calcrete	Baixa	1.52	0.49	22
	Alta	1.09	0.37	19

Segundo Arruda & Daniel (2007), este é um índice relativo usado para comparar a diversidade entre diferentes tipos florestais. É ainda o índice mais usado para medir a diversidade de uma comunidade, pois incorpora tanto a riqueza quanto a equitabilidade. Por consequência disto o solo NS não apresenta alta diversidade embora possua o maior nr. de espécies dentre os solos.

Nota-se ainda neste índice que a diversidade em áreas de baixa FF é maior do que em áreas de alta FF. Gandiwa (2006) obtiveram resultados similares numa área próxima à área do presente

estudo (PNG) em que o H' aumentou em áreas de alta FF, isto é, o H' aumentou de 1.46 à 1.68, de alta para baixa FF, respectivamente.

No geral estes três tipos de solos apresentam uma diversidade arbórea-arbustiva não alta, pode-se observar isto através da equitabilidade de Pielou (J') que teve o seu máximo em 0.6, sendo que J' varia de zero (0) à um (1). Isto também significa que as espécies não apresentam uma distribuição uniforme de abundância e pode ser confirmado nos resultados de IVI na figura 23 que demonstram que as espécies *C. apiculatum* e *C. mopane* apresentam-se como espécies dominantes em todos os tipos de solos e com um IVI acima de 100%.

V. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. Conclusões

De acordo com os objectivos e análises feitas conclui-se:

O mapeamento efectuado na 1:800,000 mostra que as florestas abertas de *T. sericea*, *C. apiculatum*, *G. conjugata*, *C. mopane* constituem a maior comunidade florística do PNL, perfazendo 24.4% do parque. Por outro lado, a ocupação humana perfaz 4.2% da área total do parque, superando áreas de algumas comunidades florísticas existentes.

O actual regime de fogo não causa alteração na densidade e na fitomassa arbóreo-arbustiva. Isto fundamenta-se pelo facto da interação solo-FF não ter sido significativa na densidade e na fitomassa na componente arbóreo-arbustiva. O que quer dizer que o efeito da FF na determinação da densidade ou fitomassa arbóreo-arbustiva não depende dos tipos de solos.

A interação do Solo-FF na biomassa graminal foi significativo e com isto, o efeito do fogo na variação da biomassa é influenciado pelo tipo de solo, vice-versa. Portanto, o solo NS apresentou em relação aos demais solos, maior biomassa gramínea em ambas FF, sendo que a biomassa apresentou um valor de 4215.6 kg/ha em área de alta FF e 3046.2 Kg/ha em baixas FF. Por outro lado, a interação solo-FF foi também significativa na variável altura, com isto, o solo NS apresentou maior valor de altura em ambas FF, apresentando valores de 4.3 m e 4.6 m em áreas de alta e baixa FF, respectivamente.

A espécie *C. apiculatum* e *C. mopane* foram as espécies mais importantes em todos os tipos de solos, apresentando valores de IVI superiores à 100%, embora *C. mopane* não ter ocorrido no solo Nwambia Sandveld. A espécie *C. apiculatum* demonstrou um aumento de IVI em áreas submetidas à alta FF, o que pode-se levar a inferir que esta seja uma espécie tolerante ao fogo.

5.2. Recomendações

Com base nos aspectos analisados previamente acima, recomendaria:

- ✓ Que se dê continuidade com este estudo alargando o horizonte temporal das queimadas, dado que o tempo de 10 anos usados no estudo é um tempo considerado bastante curto para análise da frequência de queimadas e seus impactos na vegetação.
- ✓ Que nos próximos estudos se fizesse dois levantamentos de campo, nomeadamente no início e no fim da época seca, por forma a se poder aferir com maior precisão do efeito do fogo sobre a vegetação, dado que a queima em diferentes épocas responde de forma diferente no ambiente biofísico.
- ✓ Que se aumente as classes de frequências de queimadas, passando assim para pelo menos três (03) classes, nomeadamente, Baixa (1 à 3 anos), Média (4 à 6 anos) e Alta frequência de fogo (7 à 11 anos). Pois com apenas duas frequências de fogo a classificação é bastante abrupta, fazendo com que haja maior efeito das extremidades classificadas.
- ✓ Que se faça uma monitoria periódica das queimadas e seus efeitos no ambiente biofísico em parcelas permanentes, analisando não apenas a frequência, mas também outras componentes de regime do fogo tais como a intensidade, sazonalidade e padrão de distribuição.
- ✓ Que os gestores do PNL controlem eficientemente as actividades recorrentes ao uso do fogo nas comunidades que habitam o interior do parque de modo que estas não alterem o actual regime do fogo que pode por consequência causar danos à biodiversidade florística. Se deve dar especial enfoque a programas de interação com as comunidades locais para a sensibilização a respeito das queimadas, bem como criação de um comité de fiscalização participativa.

V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ✓ Arruda, L.; Daniel, O. (2007). Caracterização florística e diversidade em um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em dourados. MS. Floresta. Curitiba. Vol. 37. p. 189-199.
- ✓ Bila, M.J & Mabjaia, N. (2012). Crescimento e fitossociologia de uma floresta com *Colophospermum mopane*, em Mabalane, Província de Gaza, Moçambique. Revista Brasileira de pesquisa florestal. Vol.32 p.421-427.
- ✓ Bond, W. J. & Keeley, J. E. (2005). Fire as global herbivore: The ecology and evolution of flammable ecosystems. Journal of Ecology and Evolution. Vol.20.
- ✓ Brown, S. (1997). Estimating biomass and change of tropical forests. Forest Resources Assessment Publication. A primer. FAO nº 134. Roma. Italy. 55p.
- ✓ Burrough, P.A. (1986). Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Oxford University Press.
- ✓ Campbell, J. B. (1987). Introduction to remote sensing. New York: The Guilford Press.
- ✓ Chidumayo, E.N. (1997). Miombo ecology and management: An introduction. Stockholm Environment Institute: Stockholm.
- ✓ Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. Nature 421:913-919.
- ✓ Cochrane, M. A. & Ryan. K. C. (2009). Fire Ecology Fire and fire ecology: Concepts and principles. Vol. 10.

- ✓ Congalton, R. G. (1991). A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. Department of Forestry and Resource Management. University of California. Berkeley.
 - ✓ Congalton, R. G., Green, K. (1998). Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. New York: Lewis Publishers.
 - ✓ Coutinho, L.M. (1990). Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: Fire in the tropical biota. Springer. Berlin. p. 81-103.
 - ✓ Crósta, A.P. (1992). Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto. 3 ed. IG-UNICAMP. p. 170
 - ✓ Cunningham, P. (1996). Prospects for sustained harvesting of *Colophospermum mopane* on the Venetia Limpopo Nature Reserve and its implications for browsing ungulates. MSc Dissertation. University of Stellenbosch. Stellenbosch.
 - ✓ Delarze, R., Caldelari, D., Hainard, P. (1992). Effects of fires on forest dynamics in Southen Switzerland. Vegetation Science 3. p. 55-60.
 - ✓ De WIT, P. V. (1994). Proposals for Land Use Planning in Agricultural Pre-Program. FAO project TCP n° 6, Gaborone.
- Durigan, G.(2003). Métodos para análise da vegetação arbórea. Curitiba. UFPR. Fundação o Boticário de Protecção à Natureza.
- ✓ Enslin B.W., Potgieter A.L.F., Biggs H.C. and Biggs R (2000). Long-term effects of fire frequency and season on the woody vegetation dynamics of the *Sclerocarya birrea*/*Acacia nigrescens* savanna of the Kruger National Park. Koedoe. p. 27-37.
 - ✓ FAO (Food and Agriculture Organization) (1986). The growing by Rural people. FAO. Rome. Italy.

- ✓ Ferrão, M. (1996). Apontamentos de Teledeteção. Práticas de Investigação II. Departamento de Geografia. UEM. Maputo.
- ✓ Fonseca, M. G. (2000). Processamento digital de imagens. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). p. 105. Brasil
- ✓ Frost, P. (1996). The ecology of miombo woodlands. in: The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa. Indonesia. p. 11-57.
- ✓ Frost, P. & Robertson, F. (1977). The ecological role of fire in savannas. The International Union of Biological Sciences. IRL Press, Oxford. p. 93-140.
- ✓ Gambiza, J., Campbell, B. M., Moe, S. R. e Frost, P. G.H. (2005). Fire behaviour in a semi-arid savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. South African Journal of Science. Vol. 101 (5). P.3-5.
- ✓ Gandiwa, E (2006). Influence of fire frequency on woody vegetation structure and composition in northern Gonarezhou National Park. Zimbabwe. MSc Thesis. University of Zimbabwe. Harare. p.120
- ✓ Gandiwa, E. & Kativu, S. (2009). Influence of fire frequency on *Colophospermum mopane* and *Combretum apiculatum* woodland structure and composition in northern Gonarezhou National park, Zimbabwe. koedoe. Vol. 51 n^o. 1. p.1-13.
- ✓ Gandiwa, E. (2011). Effects of repeated burning on woody vegetation structure and composition in a semiarid Southern African savanna. International Journal Of Environmental Sciences. Vol. n^o 2. P. 4-9.
- ✓ Ghazoul, J. (2006). Mopane Woodlands and the Mopane Worm: Enhancing rural livelihoods and resource sustainability. Division of Biology, Imperial College London. UK.

- ✓ Gertenbach, W.P.D. (1983). Landscapes of the Kruger National Park. Koedoe. Vol 26 p.9.
- ✓ GIZ (Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit). (2014). Comparing two fire management strategies in the GLTP: creating the foundations for a fire management system in the LNP. Project Report. SADC.
- ✓ Gomes, A.; S. (2004). Análise de dados ecológicos. Universidade Federal Fluminense. Niterói.
- ✓ Govender, N., Trollope, W. & Van Wilgen, W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. Journal of applied ecology. Vol. 22. P. 17.
- ✓ <http://landsat.usgs.gov>, acessado no dia 14 de Janeiro de 2015.
- ✓ http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission_details.html, acessado no dia 18 de Fevereiro de 2015.
- ✓ Higuchi, N. (1987). Amostragem Sistemática Versus Amostragem Aleatória em Floresta Tropical Úmida. Acta amazônica, Manaus, v. 16/17, n. único, p. 393-400.
- ✓ Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Minette, L.; Biot, Y. (1998). Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. Acta Amazônica, Manaus, n. 28.
- ✓ Hijmans, R. J., Cameron, S., Parra, J. (2011). WorldClim- Global Climate Data. Berkeley. CA.
- ✓ Hoffmann, W.A. (1996). The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. Journal of Ecology, 84: 383-393.
- ✓ Huston, M.A. (2004). Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. Diversity and Distributions, 10: 167–178.

- ✓ INGC (Instituto Nacional para Gestão de Calamidades).(2003). Atlas para preparação e resposta contra desastres na Bacia do Limpopo. Cidade de Cabo. Creda Communication.
- ✓ Ivanauskas NM & Rodrigues RR (2000). Similaridade Florística entre Áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. Revista Brasileira de ecologia.; 4:1-2: 71-81.
- ✓ Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. (2003).Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. Forest Ecology and Management 184: 239-250.
- ✓ Jensen, J.R. (1996). Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective, 541pp, Prentice Hall, Upper Saddle River.
- ✓ Kalaf, R., Brasileiro, R., Cardoso, P., Cruz, C. (2013). Landsat 8: Avanços para mapeamento em mesoescala. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Departamento de Geografia. Rio de Janeiro.
- ✓ Keeley, J.E. & Pausas, J.G. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. BioScience, 59: 593-601.
- ✓ Kennan, T.C.D. (1972). The effects of fire on two vegetation types of Matopos, Rhodesia. Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference, 11: 53-98.
- ✓ Knox, K.J.E. (2006). Fire season and intensity affect shrub recruitment in temperate sclerophyllous woodlands. Oecologia, 149: 730-739.
- ✓ Lamprecht, H.(1990). Silvicultura nos trópicos, GTZ, República federal da Alemanha. 343pp.
- ✓ Landis & Koch (1977). The Measurement of observer agrément for categorical data. Biometrics. Vol.13.159-174 pp.

- ✓ Laterra, P. & Solbrig, O.T. (2001). Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in firemanaged grasslands. *Ecological Modelling*, 139: 17-29.
- ✓ Lillesand, T.; Kiefer, R. (1994). Remote sensing and image interpretation. 2ª edição, Chichester: John Wiley & Sons.
- ✓ MAE. (2005). Perfil dos Distritos de Massingir, Mabalane e Chicualacuala. Maputo.
- ✓ Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and Its measurement. Princeton University Press. Princeton, New York. 179 p.
- ✓ Marzoli, A.(2007). Inventário Florestal Nacional: Avaliação integrada das florestas de Moçambique. Direcção Nacional de Terra e Florestas, Ministério da Agricultura. Maputo. 92pp;
- ✓ Martins, F. R. (1991). Estrutura de uma floresta mesófila. Campinas. UNICAMP. p 246.
- ✓ Mathe, M. (2005). Modelo de risco de incêndio do Parque Nacional do Limpopo. GIZ. Maputo. 11pp.
- ✓ MATHER, P. M. (1999); Computer processing of remotely sensed images: an introduction. 2nd ed. Chichester, Inglaterra: John Wiley & Sons. p. 292
- ✓ Mattos, J.A. (1970). A influência do fogo na vegetação e o seu uso no estabelecimento e manejo de pastagens. Zootecnia. Vol.14.p. 45-58
- ✓ Mavie, E. (2012); Estimativas de Perdas de Carbono Associadas às Mudanças de Cobertura Florestal; Estudo de caso do Distrito de Gondola. Tese de Licenciatura. Maputo. UEM
- ✓ Makhado, A.; Potgieter, M. J.; Wessels. D. C. (2009). *Colophospermum mopane* wood utilisation in the Northeast of the Limpopo Province, South Africa. Ethnobotanical Leaflets, Vol. 13, p. 21-45.

- ✓ Martinelli, L. A. (1994). Incertezas associadas às estimativas de biomassa em florestas tropicais. Seminário Emissão vs Sequestro de CO₂ – Uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. Anais. Rio de Janeiro. CURD, p. 197-221.
- ✓ Mlambo, D. & Mapaure, I. (2006). Postfire resprouting of *Colophospermum mopane* saplings in a southern African savanna. Journal of Tropical Ecology. Vol. 22. P.14-19
- ✓ Medeiros, M. B. (2002). Manejo de Fogo em Unidades de Conservação do Cerrado. Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer, v. 10. p. 75-88.
- ✓ Meneses, P.R.; Madeira Netto, J.S. (2001). Sensoriamento Remoto: Reflectância dos Alvos Naturais. Editora UnB- Embrapa Cerrados. Brasília
- ✓ MICOA (Ministério para a coordenação da Acção Ambiental). (1998). The Biological Diversity of Mozambique. Maputo.
- ✓ MICOA. (2007). Plano de acção para a prevenção e controlo às queimadas descontroladas 2008-2018. Maputo. Moçambique.
- ✓ MINAG (Ministério da agricultura). (2007). Diploma ministerial no 6/2007. Maputo
- ✓ Miranda, H.; Rocha, S.; Silva, P.; Miranda, A. (1996). Impacto de queimadas em área de Cerrado e Restinga. Universidade de Brasília, Brasília. p. 187.
- ✓ Miranda, H. S. & Sato, M. N. (2005). Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- ✓ MITUR (Ministério do turismo). (2003). Plano de Maneio e desenvolvimento do Parque Nacional do Limpopo. Primeira edição. p. 33. Moçambique.
- ✓ Montgomery, D. C. (2009). Design and analysis of experiments. 7 ed. John Wiley & Sons, New York. p. 656.

- ✓ Moreira, A.G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. Journal of Biogeography. Vol. 27.p.21-23.
- ✓ Moreira, A.M. (2003). Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação. Editora UFV. 2a Ed.. Viçosa, MG.
- ✓ Palgrave, K.C. (1993). Trees of Southern Africa. 7 th Impression. Struik Publishers. Cape Town. p. 268-269.
- ✓ Páscoa, F.; Martins, F.; Gonzáles, R. S. & João, C. (2004). Estabelecimento simultâneo de equações de biomassa para o pinheiro bravo. Simpósio Iberoamericano De Gestión Y Economía Forestal. Barcelona.
- ✓ Quenhé, C. (2009). Uso de Sensoriamento Remoto para a determinação de queimadas na Zona Tampão do Parque Nacional do Limpopo. Tese de Licenciatura. Maputo. UEM
- ✓ Ribeiro, N. S., Shugart, H. H., Allen, R. W. (2008). Ecological dynamics of miombo woodlands in relationto disturbances in northern Mozambique. Journal of Forest Ecology and Management. Vol. 2. p. 7-11
- ✓ Ribeiro. D. & Nhabanga.E.(2009). Levantamento preliminar das florestas de Cabo delgado. Justiça ambiental. Maputo.
- ✓ Rowell, A., & P. F. Moore. (2000). Global Review of Forest Fires. WWF/IUCN, Gland, Switzerland.
- ✓ Ryan, C.M. & Williams, M. (2011). How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? Ecological Applications. Vol. 21 (1): 48-60.

- ✓ Ruecker, G. (2014). Fire statistics for the Kruger National Park (North) and the Limpopo National Park. Germany. Zebris GIS ans Consulting. 22 pp.
- ✓ Sartori, R. (2006). Métodos para Extracção de Informações a Partir de Imagens Multiespectrais de Escalas Grandes. Dissertação de mestrado. UNESP – Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- ✓ Silva, D.M. & Batalha, M.A. (2008). Soil–vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. Plant and Soil. p. 87-96
- ✓ Siteo, A. (2003). Bases ecológicas para agronomia e silvicultura. UEM. FAEF. Maputo.
- ✓ Stalmans, M.; Gertenbach, W.; Serfontein, F. (2004). Plant communities and landscapes of the Parque Nacional do Limpopo, Moçambique. Koedoe. Pretoria. ISSN 0075-6458.
- ✓ Schowengerdt, R. A. (2007). Remote Sensing Models and Methods for Image Processing. 3th ed. Elsevier.
- ✓ Taquidir, M. (1996). Quantificação das queimadas nos diferentes tipos de vegetação em Moçambique. DNFFB-MADER.
- ✓ Timberlake, J. (1995) *Colophospermum mopane* annotated bibliography and review. Zimbabwe Bulletin of Forestry Research No.11. Forestry Commission, Zimbabwe. p. 49
- ✓ Timberlake, J. (1999). Colophospermum mopane: an overview of current knowledge. AETFAT Congress. Harare, Zimbabwe. Royal Botanic Gardens, Kew. p. 565-571.
- ✓ Trollope, W.S.W. (1982). Ecological effects of fire in South African savannas. In eds. B. J. Huntley & B. H. Walker. Ecology of tropical savannas. Springer-Verlag. p. 293-306.
- ✓ Trollope W.S.W., Trollope, L.A. & Hartnett, D. C. (2002). Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. Forest Fire Research & Wildland Fire Safety. Viegas Mill Press.

- ✓ Trollope, W. S. W. & Potgieter, A. L. F. (2006). Estimating grass fuel loads with a disc pasture meter in the Kruger National Park. J. Grassl. Soc. Sth Afr. 3 (4): p. 148-152.

- ✓ Van Der Schijff, H.P. (1957). Ekologiese studie van die flora van die Nasionale Krugerwildtuin. Deel. D.Sc. thesis. Univ. of Potchefstroom for CHE. Potchefstroom.

- ✓ Van Rooyen, N.; Theron, G.K. & Grobbelaar, N. (1981). A floristic description and structural classification of the plant communities of the Punda Maria-Pafuri-Wambiya area in the Kruger National Park, Rep. of S.A.: Journal of South African Botany. p. 213-246.

- ✓ USGS (United States Geological Survey). (2013). Landsat Project Description. USA.

- ✓ Weaver, P.L. & Murphy, P.G. (1990). Forest Structure and Productivity in Puerto Rico's Luquillo Mountains. Biotropica. p. 69-82.

- ✓ Wessels, D.C.J. & Potgieter, M.J. (2001). Observations on the survival of *Colophospermum mopane* seedlings in Mopane-veld of the Northern Province. South Africa.

- ✓ West, O. (1972). Fire, man and wildlife as interacting factors limiting the development of climax vegetation in Rhodesia. Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference, 11. p. 121-145.

- ✓ Woods, P. (1989). Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. Biotropica 21. p. 290-298.

- ✓ Wright, H. A. & Bailey, A. W. (1982). Fire ecology. New York. Jonh wiley & sons.

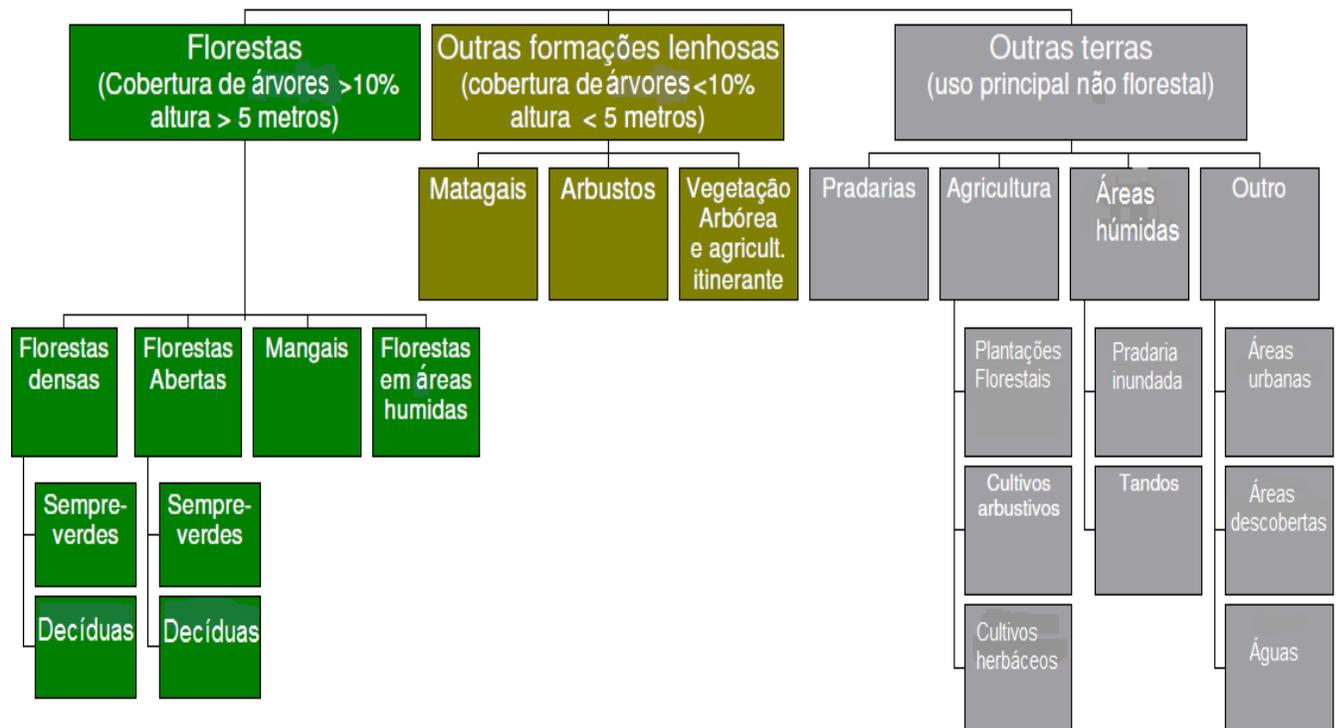
- ✓ www.glovis.usgs.gov, acessado no dia 03 de Maio de 2014.

- ✓ Younes, T. (1986). Responses of Savannas to Stresses and Disturbance. Special Issue 10-International Biological. International Union of Biological Sciences.

- ✓ Zolho, R. (2005). Effect of Fire Frequency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique. Master of Science Dissertation. University of Edinburgh. Scotland–UK.

VI. ANEXOS

Anexo 6.1: Sistema de classificação de uso e cobertura de terra adaptado de Marzoli (2007)



Anexo 6.2: Análise de variância (ANOVA) da componente graminal

Variável de resposta	Factores testados	<i>F-value</i>	P-value
Biomassa	Solo	25.94	0.000
	Frequência de fogo	3.26	0.081
	Solo*frequência de fogo	5.83	0.007
Distância do tufo	Solo	1.38	0.268
	Frequência de fogo	0.12	0.732
	Solo*frequência de fogo	0.15	0.864

Anexo 6.3: Resultado de ANOVA da DDT e Biomassa da componente graminal agrupado por tipo de solo e FF

Tipo de solo	FF	Médias (Std)	
		DDT (cm)	Biomassa (kg/ha)
Lebombo North	Alta	5,20 (1,85)a	2094,95 (378,45)a
	Baixa	5,14(0,73)a	2057,74 (761,21)a
Calcrete	Alta	5,83 (1,98)a	3055,13 (697,08)a
	Baixa	5,61(1,88)a	2881,06 (547,18)a
Nwambia Sandveld	Alta	4,57 (0,74)a	4215,59 (333,56)a
	Baixa	4,91 (1,88)a	3046,16 (263,69)b

Anexo 6.4: ANOVA da componente arbórea por parcela

Variável de resposta	Factores testados	<i>F</i> -value	p-value
Densidade	Solo	0.74	0.391
	FF	2.03	0.133
	Solo*FF	0.62	0.537
Fitomassa	Solo	2.53	0.083
	FF	0.96	0.328
	Solo*FF	0.73	0.484
Altura média	Solo	70.98	<0.01
	FF	2.81	0.094
	Solo*FF	6.09	<0.05

Anexo 6.5: ANOVA da componente arbórea por classe de altura

Variável de resposta	Classe de altura	Factores testados	<i>F</i> -value	p-value
Fitomassa	> 2m	Solo	6.88	<0.01
		FF	0.01	0.938
		Solo*FF	0.34	0.714
	< 2m	Solo	1.03	0.360
		FF	4.06	<0.05
		Solo*FF	2.36	0.096

	Mais alta	Solo	1.49	0.228
		FF	0.61	0.437
		Solo*FF	0.55	0.579
Densidade	> 2m	Solo	2.54	0.080
		FF	0.02	0.881
		Solo*FF	0.76	0.466
	< 2m	Solo	1.71	0.182
		FF	4.01	<0.05
		Solo*FF	2.46	0.087
	Mais alta	Solo	1.59	0.206
		FF	0.72	0.397
		Solo*FF	0.19	0.828
Altura	>2m	Solo	50.75	<0.01
		FF	14.28	<0.01
		Solo*FF	10.22	<0.01
	< 2m	Solo	21.93	<0.01
		FF	0.00	0.964
		Solo*FF	1.12	0.328
	Mais alta	Solo	151.91	<0.01
		FF	12.92	<0.01
		Solo*FF	21.39	<0.01

Anexo 6.6: Estrutura horizontal florística do solo Lebombo North em altas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Combretum apiculatum</i>	52.9	55.9	0.958	28.22	0.138375	38.726	122.814
<i>Colophospermum mopane</i>	20.6	21.7	0.750	22.09	0.191841	53.689	97.491
<i>Dialium sp.</i>	5.5	5.8	0.458	13.50	0.010521	2.944	22.221
<i>Acacia sp</i>	3.3	3.5	0.208	6.13	0.000255	0.071	9.709
<i>Lannea schweinfurthii</i>	1.7	1.8	0.125	3.68	0.001542	0.432	5.864
<i>Grewia bicolor</i>	1.5	1.6	0.125	3.68	0.001469	0.411	5.668
<i>Sclerocarya birrea</i>	0.8	0.9	0.083	2.45	0.007689	2.152	5.481
<i>Ormocarpum kirkii</i>	1.5	1.6	0.104	3.07	0.001055	0.295	4.939
<i>Cissus sp.</i>	1.0	1.1	0.104	3.07	0.000565	0.158	4.276
<i>Strychnos madagascariensis</i>	1.3	1.4	0.083	2.45	0.000547	0.153	4.008
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	1.0	1.1	0.083	2.45	0.000160	0.045	3.550
<i>Combretum zeyheri</i>	1.2	1.2	0.042	1.23	0.002955	0.827	3.280
<i>Ozoroa engleri</i>	0.8	0.9	0.063	1.84	0.000135	0.038	2.754
<i>Dichrostachys cinerea</i>	0.5	0.5	0.063	1.84	0.000008	0.002	2.368
<i>Pterocarpus rotundifolius</i>	0.3	0.4	0.042	1.23	0.000085	0.024	1.601
<i>Euclea divinorum</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000063	0.018	0.806
<i>Phyllanthus sp</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000022	0.006	0.795
<i>Terminalia sericea</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000016	0.004	0.793
<i>Zanthoxylum delagoense</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000016	0.004	0.793
<i>Commiphora sp.</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000001	0.000	0.789
Total	94.7	100	3.395	100	0.357318913	100	300

Anexo 6.7: Estrutura horizontal florística do solo Lebombo North em Baixas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Colophospermum mopane</i>	31.350	34.5	0.938	24.32	0.19414	53.471	112.3
<i>Combretum apiculatum</i>	33.008	36.3	0.896	23.24	0.09530	26.249	85.8
<i>Dialium sp.</i>	4.644	5.1	0.313	8.11	0.01955	5.384	18.6
<i>Lannea schweinfurthii</i>	2.322	2.6	0.188	4.86	0.01455	4.007	11.4
<i>Sclerocarya birrea</i>	1.990	2.2	0.125	3.24	0.01814	4.996	10.4
<i>Acacia sp</i>	2.654	2.9	0.208	5.41	0.00042	0.115	8.4
<i>Dichrostachys cinerea</i>	2.986	3.3	0.146	3.78	0.00425	1.170	8.2
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	2.654	2.9	0.146	3.78	0.00083	0.229	6.9
<i>Cissus sp.</i>	1.659	1.8	0.188	4.86	0.00027	0.074	6.8
<i>Grewia bicolor</i>	1.825	2.0	0.167	4.32	0.00054	0.148	6.5
<i>philanoptera violacea</i>	0.829	0.9	0.083	2.16	0.00901	2.482	5.6
<i>Commiphora sp.</i>	1.327	1.5	0.125	3.24	0.00146	0.401	5.1
<i>Newtonia sp.</i>	0.663	0.7	0.083	2.16	0.00029	0.081	3.0
<i>Combretum zeyheri</i>	0.829	0.9	0.042	1.08	0.00126	0.348	2.3
<i>Sterculia rogersii</i>	0.332	0.4	0.042	1.08	0.00203	0.560	2.0
<i>Ormocarpum kirkii</i>	0.498	0.5	0.042	1.08	0.00012	0.033	1.7
<i>Ozoroa engleri</i>	0.332	0.4	0.042	1.08	0.00078	0.215	1.7
<i>Euclea divinorum</i>	0.498	0.5	0.021	0.54	0.00005	0.013	1.1
<i>Strychnos madagascariensis</i>	0.166	0.2	0.021	0.54	0.00005	0.014	0.7
<i>Cadaba terrifolia</i>	0.166	0.2	0.021	0.54	0.00003	0.009	0.7
<i>Ehretia amoena</i>	0.166	0.2	0.021	0.54	0.00000	0.001	0.7
Total	90.897	100	3.854	100	0.363	100	300

Anexo 6.8: Estrutura horizontal florística do solo Nwambia Sandveld em Altas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Combretum apiculatum</i>	60.5	63.6	1.000	29.09	0.322232	29.4514	122.1
<i>Lannea schweinfurthii</i>	6.5	6.8	0.500	14.55	0.264474	24.1724	45.5
<i>Combretum hereroense</i>	13.6	14.3	0.458	13.33	0.074476	6.8069	34.4
<i>Xeroderis sthulmanni</i>	3.0	3.1	0.313	9.09	0.166371	15.2059	27.4
<i>Sclerocarya birrea</i>	1.5	1.6	0.167	4.85	0.201501	18.4168	24.8
<i>Grewia bicolor</i>	1.2	1.2	0.146	4.24	0.000734	0.0671	5.5
<i>Terminalia sericea</i>	1.3	1.4	0.125	3.64	0.002302	0.2104	5.2
<i>Guibourtia conjugata</i>	1.8	1.9	0.104	3.03	0.000442	0.0404	5.0
<i>Cissus sp.</i>	0.8	0.9	0.104	3.03	0.000096	0.0088	3.9
<i>Strychnos madagascariensis</i>	1.0	1.0	0.063	1.82	0.003064	0.2800	3.1
<i>Sterculia rogersii</i>	0.5	0.5	0.063	1.82	0.007995	0.7307	3.1
<i>Androstachys johnsonii</i>	0.3	0.3	0.042	1.21	0.015954	1.4581	3.0
<i>Acacia nigrescens</i>	0.3	0.3	0.042	1.21	0.015000	1.3710	2.9
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	0.7	0.7	0.063	1.82	0.000057	0.0052	2.5
<i>Hugonia orientalis</i>	0.5	0.5	0.042	1.21	0.003016	0.2756	2.0
<i>Pteleoptis mitifolia</i>	0.3	0.3	0.042	1.21	0.000010	0.0009	1.6
<i>Philanoptera violacea</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.006888	0.6296	1.4
<i>Pterocarpus rotundifolia</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.006888	0.6296	1.4
<i>Boscia sp.</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.002373	0.2169	1.0
<i>Ximenia sp.</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000160	0.0146	0.8
<i>Dalbergia melanoxydon</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000069	0.0063	0.8
<i>Cassia breviata</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000006	0.0006	0.8
<i>Ozoroa engleri</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000005	0.0004	0.8
<i>Peleopsis mitifolia</i>	0.2	0.2	0.021	0.61	0.000005	0.0004	0.8
Total	95.2	100	3.4375	100	1.09	100	300

Anexo 6.9: Estrutura horizontal florística do solo Nwambia Sandveld em Baixas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Combretum apiculatum</i>	59.0	62.13	1.000	25.95	0.00102	0.056	88.1
<i>Sterculia rogersii</i>	0.3	0.35	0.042	1.08	0.67286	36.874	38.3
<i>Acacia nigrescens</i>	3.6	3.84	0.208	5.41	0.28769	15.766	25.0
<i>Commiphora sp.</i>	0.3	0.35	0.042	1.08	0.37789	20.709	22.1
<i>Xeroderis stuhlmanni</i>	6.8	7.16	0.521	13.51	0.00462	0.253	20.9
<i>Grewia bicolor</i>	7.0	7.33	0.479	12.43	0.00219	0.120	19.9
<i>Lansea schweinfurthii</i>	4.0	4.19	0.313	8.11	0.12489	6.844	19.1
<i>Sclerocarya birrea</i>	5.3	5.58	0.375	9.73	0.00018	0.010	15.3
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.23352	12.797	13.5
<i>Terminalia sericea</i>	1.3	1.40	0.167	4.32	0.00012	0.007	5.7
<i>Strychnos madagascariensis</i>	1.3	1.40	0.125	3.24	0.00691	0.379	5.0
<i>Cassia abbreviata</i>	0.7	0.70	0.083	2.16	0.01800	0.987	3.8
<i>Combretum microphyla</i>	1.0	1.05	0.042	1.08	0.03000	1.644	3.8
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	0.5	0.52	0.063	1.62	0.02460	1.348	3.5
<i>Cissus sp.</i>	0.8	0.87	0.083	2.16	0.00010	0.006	3.0
<i>Ozoroa engleri</i>	0.8	0.87	0.083	2.16	0.00000	0.000	3.0
<i>Androstachys jhonsonii</i>	0.7	0.70	0.042	1.08	0.01205	0.660	2.4
<i>Dichrostachys cinerea</i>	0.5	0.52	0.042	1.08	0.00008	0.004	1.6
<i>Boscia sp.</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.01595	0.874	1.6
<i>Pterocarpus rotundifolia</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.00949	0.520	1.2
<i>Phinanoptera violacea</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.00253	0.139	0.9
<i>Ehretia amoena</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.00004	0.002	0.7
<i>Acacia sp</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.00001	0.001	0.7
<i>Ormocarpum kirkii</i>	0.2	0.17	0.021	0.54	0.00000	0.000	0.7
Total	95.0	100	3.854	100	1.82476	100	300

Anexo 6.10: Estrutura horizontal florística do solo Calcrete em Altas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Colophospermum mopane</i>	52.25	71.8	0.958	43.0	0.183948	84.2739	202.0
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	9.95	13.7	0.375	16.8	0.019184	8.7891	39.3
<i>Combretum apiculatum</i>	4.31	5.9	0.229	10.3	0.003887	1.7807	18.0
<i>Acacia nigrescences</i>	1.49	2.1	0.188	8.4	0.007824	3.5846	14.0
<i>Commiphora sp</i>	1.00	1.4	0.083	3.7	0.000025	0.0115	5.1
<i>Combretum imberbe</i>	1.00	1.4	0.042	1.9	0.000841	0.3851	3.6
<i>Acacia sp.</i>	0.33	0.5	0.042	1.9	0.000230	0.1055	2.4
<i>Cissus sp.</i>	0.33	0.5	0.042	1.9	0.000044	0.0202	2.3
<i>Dichrostachys cinerea</i>	0.33	0.5	0.042	1.9	0.000003	0.0015	2.3
<i>Cadaba terrifolia</i>	0.33	0.5	0.042	1.9	0.000002	0.0008	2.3
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	0.33	0.5	0.042	1.9	0.000001	0.0005	2.3
<i>Philanoptera violacea</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.002100	0.9622	2.1
<i>Combretum hereroense</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000117	0.0537	1.2
<i>Z. mucronata</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000052	0.0239	1.2
<i>Grewia bicolor</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000006	0.0029	1.2
<i>Strychnos madagascariensis</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000005	0.0021	1.2
<i>Euclea divinorum</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000003	0.0015	1.2
<i>Boissia sp.</i>	0.17	0.2	0.021	0.9	0.000001	0.0002	1.2
Total	72.82	100	2.229	100	0.218274		300

Anexo 6.11: Estrutura horizontal florística do solo Calcrete em Baixas frequências

Espécie	Ab	Ab%	Freq	Freq%	G(m2/ha)	G%	IVI
<i>Colophospermum mopane</i>	59.88	64.35	1.000	28.9	0.394408	71.9410	165.2
<i>Euclea divinorum</i>	8.63	9.27	0.500	14.5	0.000975	0.1778	23.9
<i>Acacia nigrescens</i>	2.82	3.03	0.292	8.4	0.054743	9.9853	21.4
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	4.15	4.46	0.313	9.0	0.001698	0.3097	13.8
<i>Terminalia sericea</i>	2.82	3.03	0.188	5.4	0.021484	3.9188	12.4
<i>Combretum apiculatum</i>	4.15	4.46	0.188	5.4	0.012066	2.2009	12.1
<i>Spirostachys africana</i>	1.66	1.78	0.167	4.8	0.017238	3.1442	9.7
<i>Acacia burke</i>	0.83	0.89	0.104	3.0	0.021682	3.9548	7.9
<i>Grewia bicolor</i>	1.16	1.25	0.146	4.2	0.000077	0.0140	5.5
<i>Strychnos madagascariensis</i>	1.33	1.43	0.104	3.0	0.000136	0.0249	4.5
<i>Dichrostachys cinerea</i>	1.49	1.60	0.083	2.4	0.000427	0.0779	4.1
<i>Manilkara sp.</i>	0.33	0.36	0.042	1.2	0.011693	2.1328	3.7
<i>Ximena sp.</i>	1.00	1.07	0.083	2.4	0.000009	0.0017	3.5
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	1.33	1.43	0.063	1.8	0.000454	0.0827	3.3
<i>Lannea schweinfurthii</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.010951	1.9974	2.8
<i>Zanthoxylum delagoense</i>	0.33	0.36	0.042	1.2	0.000008	0.0015	1.6
<i>Combretum hereroense</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000169	0.0308	0.8
<i>Scaophiria obliculata</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000016	0.0029	0.8
<i>Ormocarpum kirkii</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000002	0.0004	0.8
<i>Cadaba terrifolia</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000001	0.0002	0.8
<i>Dialium sp.</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000001	0.0002	0.8
<i>Eretia amuena</i>	0.17	0.18	0.021	0.6	0.000001	0.0002	0.8
Total	93.05	100	3.458	100	0.548238	100	300

Anexo 6.12: Coordenadas geográficas dos pontos amostrais

P.amostr	Solo	FF	Latitude	Longitude
1	Calcrete	baixa	7413628	374272
2	Calcrete	alta	7388178	400449
3	Calcrete	alta	7419235	368065
4	Lebombo North	alta	7375245	372730
5	Lebombo North	baixa	7380687	370802
6	Lebombo North	baixa	7371875	373109
7	Lebombo North	alta	7365400	373267
8	Nwambia sandveld	baixa	7399009	423597
9	Nwambia sandveld	baixa	7397762	420508
10	Nwambia sandveld	alta	7386243	413132
11	Nwambia sandveld	alta	7392507	407088
12	Calcrete	baixa	7383185	402968

Anexo 6.13: Ficha de levantamento de dados da componente arbórea-arbustiva no campo

Frequência de fogo _____ Parcela n° _____ Transecto n° _____ Tipo Florestal _____

Tipo de solo _____ Coordenadas: Lat. _____ Long. _____

Data: ___/___/___ Observações: _____

Quadrante		Distância (m)	Nome da espécie	Diâmetro (cm)	Altura (m)
1	< 2m				
1	> 2m				
1	Mais alta				
2	< 2m				
2	> 2m				
2	Mais alta				
3	< 2m				
3	> 2m				
3	Mais alta				
4	< 2m				
4	> 2m				
4	Mais alta				

Anexo 6.14: Ficha de levantamento de dados da componente graminal no campo

Posto administrativo.....Localidade.....Parcela.nº.....

Coordenadas: long.....lat..... Tipo de soloData ../.../201...

	DDT	Especie	Altura do disco		DDT	Especie	Altura do disco
1				38			
2				39			
3				40			
4				41			
5				42			
6				43			
7				44			
8				45			
9				46			
10				47			
11				48			
12				49			
13				50			
14							
15							
16							
17							
18							
19							
20							
21							
22							

23						
24						
25						
26						
27						
28						
29						
30						