



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade

**Avaliação do Impacto da Frequência de Queimadas na Diversidade de Pequenos
Mamíferos no Parque Nacional do Kruger, África do Sul**

Autor:

Agnaldo Viriato Nhumbate Ubisse

Supervisor:

Prof. Doutor Valério Macandza

Maputo, Outubro de 2015

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

**Avaliação do Impacto da Frequência de Queimadas na Diversidade de Pequenos
Mamíferos, no Parque Nacional do Kruger, África do Sul**

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, da Universidade Eduardo Mondlane, como parte das exigências para obtenção do Grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade

Agnaldo Viriato Nhumbate Ubisse

Supervisor: Valério Macandza (PhD)

DECLARAÇÃO DE HONRA

Declaro por minha honra que o presente trabalho de investigação nunca foi apresentado, na sua essência, para a obtenção de qualquer grau em nenhuma Universidade e que ele constitui o resultado de investigação pessoal, é um produto da minha inteira responsabilidade com base em dados recolhidos por mim e que constituem a mais perfeita realidade.

(Agnaldo Viriato Nhumbate Ubisse)

Maputo, Outubro de 2015

DEDICATÓRIA

A minha esposa Marta José Massango pelo amor, compreensão e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida

Ao meu filho Wesley Ubisse, que embora novo, soube partilhar o tempo que seria só dele para que hoje este trabalho esteja concretizado

Aos meus pais Viriato Ubisse e Izilda Solomão Nhumbate e aos meus irmãos, pelo afecto e encorajamento com que sempre presentearam durante a minha formação.

A Todos Vós, Dedico Esta Tese de Dissertação

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força de vida, saúde, sabedoria e pela paz espiritual, pelos sucessos e fracassos tidos ao longo da minha vida;

Ao Projecto Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit (GIZ) pelo financiamento do trabalho, a Doutora Navashni Govender e a senhora Khanyi, pelo apoio prestado durante a realização das actividades de campo;

Ao meu supervisor, Prof. Doutor Valério Macandza, pela confiança, dedicação e paciência demonstrada na orientação deste trabalho e pelas críticas e sugestões dadas durante a realização deste estudo;

À Prof. Doutora Natasha Ribeiro, Prof. Doutor Almeida Siteo e Prof. Doutor Daniel Chongo pelo acompanhamento durante a elaboração da Dissertação;

A todos os Professores e funcionários do curso de mestrado da FAEF da UEM, pela contribuição na minha formação, em particular aos que directa ou indirectamente acompanharam-me ao longo do curso;

Aos meus familiares, pela paciência, compreensão e apoio prestado para a concretização deste trabalho;

À minha esposa Marta José Massango pela presença incondicional em todos os momentos da minha vida e pelo apoio no processo da minha formação;

Aos meus colegas e amigos, em especial Hélder Manjate, Nelson Rafael, Remígio Nhamussua, Victorino Buramuge, Gildo Massuanganhe, Rafael Tangune, pelo carinho, amizade e apoio prestado nos momentos mais difíceis da minha formação.

A todos quantos não mencionei, mas que directa ou indirectamente contribuíram para que este momento passasse de sonho à realidade, devo o meu apreço e imensa gratidão.

A todos um grande

Abraço e muito obrigado

ÍNDICE

DECLARAÇÃO DE HONRA	i
DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
ÍNDICE	iv
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	ix
RESUMO	x
I. INTRODUÇÃO	1
1.1 Problema e Justificação de Estudo	3
1.2. Objectivos.....	5
1.2.1. <i>Geral</i>	5
1.2.2. <i>Específicos</i>	5
1.3. HIPÓTESES.....	5
II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. Ecologia das savanas.....	6
2.1.1. Distribuição, composição e estrutura das savanas.....	6
2.2. Fogo.....	7
2.2.1. Regime de queimadas.....	7
2.2.2. Efeitos de alteração do regime de queimadas nos ecossistemas de savanas	8
2.3. Efeitos do fogo sobre a fauna.....	10
2.3.1. Efeitos directos do fogo.....	10
2.3.2. Efeitos indirectos do fogo.....	11
2.4. Maneio de Fogo nas Áreas de Conservação.....	11
2.4.1. Queimadas prescritas no KNP, África do Sul	11

2.4.2. Factores que influenciam as queimadas no KNP	11
2.5. Efeitos e respostas dos Pequenos Mamíferos às queimadas.....	13
2.6. Efeitos dos distúrbios intermédios na dinâmica das florestas	15
2.7. Influência dos solos na riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos	16
2.8. Influência das variáveis do habitat na abundância dos pequenos mamíferos	17
2.9. Parâmetros analisar	18
2.9.1. Riqueza de espécies	18
2.9.2. Diversidade de espécie	18
2.9.3. Índice de diversidade de Shannon-Weaver	19
H²- índice de Shannon-Wiener;	20
2.9.4. Índice de similaridade de Jaccard	20
2.9.5. Abundância	21
III. MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
3.1. Localização da área de estudo	22
3.1.1. Solos	23
3.1.2. Clima	23
3.1.3. Hidrologia	24
3.1.4. Vegetação	24
3.1.5. Fauna	25
3.2. Desenho da amostragem.....	25
3.3. Recolha de dados.....	27
3.3.1. Descrição dos métodos de recolha de dados dos pequenos mamíferos.....	28
3.3.2. Esforço de captura	31
3.3.3. Recolha de dados sobre variáveis do habitat	32
3.4. Análise de dados.....	34
3.4.1. Determinação do esforço e sucesso de captura	34

3.4.2. Determinação da riqueza, índice de diversidade de Shannon-Wiener e o índice de Similaridade de Jaccard	35
3.4.3. Avaliação da condição ecológica de pasto e da distância ao tufo	35
3.4.4. Determinação da biomassa graminal	36
3.5. Limitações do estudo.....	36
IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
4.1. Composição específica e abundância de pequenos mamíferos em áreas de solos graníticos e basálticos.....	37
4.1.1. Riqueza de espécies	37
4.1.2. Diversidade de espécies.....	38
4.1.3 Similaridade de espécies.....	39
4.2. Riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos em áreas sob diferentes frequências de queimadas.....	41
4.2.1. Riqueza de espécies.....	41
4.2.2. Diversidade de espécies.....	44
4.2.3 Similaridade de espécies.....	44
4.2.4. Sucesso de captura.....	45
4.3. Influência das variáveis do habitat na abundância dos pequenos mamíferos	46
4.3.1 Relação entre o sucesso de captura e a Biomassa graminal (kg/ha)	46
4.3.2. Relação entre o sucesso de captura e a distância ao tufo.....	48
4.3.4. Relação entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto	50
V. CONCLUSÕES	53
VI. RECOMENDAÇÕES	54
XII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55
VIII ANEXOS	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Esforço de amostragem realizado em cada réplica de levantamento de dados nas regiões de Punda Maria e Vlaktplaas.....	32
Tabela 2. Lista das espécies de pequenos mamíferos: registrados em solos graníticos e basálticos.	37
Tabela 3. Índice de Shannon-Wiener nas áreas sob baixa e alta frequência de queimadas e em diferentes tipos de solos	38
Tabela 4. Matriz de comparação entre solos graníticos e basálticos e áreas que receberam alta e baixa diferentes frequência de queimadas.	39
Tabela 5. Sucesso de captura de pequenos mamíferos expresso em número de indivíduos capturado por 100 trapnights em diferentes tipos de solos nas regiões em estudo.....	40
Tabela 6. Composição de espécies e sucesso de captura de pequenos mamíferos expressos em número de indivíduos capturado por 100 trapnights em áreas que receberam diferentes frequências de queimadas no Norte de KNP nas regiões de Punda Maria e Vlaktplaas.	42

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relação entre a intensidade e frequência das queimadas e seus efeitos sobre as comunidades biológicas (Fonte, Frizzo et al., 2011).	9
Figura 2. Mapa de localização das áreas de estudo (Fonte de dados SANParks, 2008).....	23
Figura 3. Localização das réplicas em solos graníticos e basálticos sob alta e baixa frequência de queimadas (Fonte de dados SANParks, 2008).....	26
Figura 4. Representa os estratos em função do tipo de solos, 4 blocos e 12 réplicas nomeadamente: GB-1, 2 e 3_ Solos granitos de baixa frequência de queimadas e GA-1, 2 e 3_ Solos granitos de alta frequência de queimadas BB-1, 2 e 3_ Solos basálticos de baixa frequência de queimadas.	27
Figura 5. Disposição de diferentes armadilhas de levantamento de pequenos mamíferos.....	28
Figura 6. Armadilha Pitfall a) e b). Habitats que receberam baixa e alta frequência de queimadas respectivamente em solos basálticos.....	29
Figura 7. Gaiolas Sherman, em habitat que receberam alta frequência de queimadas em solos graníticos e basálticos	30
Figura 8. Gaiola Tomahawk	31
Figura 9. a) Disco medidor do pasto; b) Medição da distância ao tufo	33
Figura 10. Correlação linear de pearson entre o sucesso de captura e a biomassa (Kg/ha).	47
Figura 11. Correlação linear de Pearson entre o sucesso de captura e a distância ao tufo.	49
Figura 12. Relação entre sucesso de captura, distância ao tufo e a biomassa herbácea	50
Figura 13. Correlação linear de Pearson entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto	51

LISTA DE ABREVIATURAS

ACTF	Área de Conservação Transfronteiriça
CPUE	Captura por unidade de esforço
DNAC	Direcção Nacional de Áreas de Conservação
GIZ	Gesellschaft fuer International Zusammenarbeit
GLTP	Parque Transfronteiriço do Grande Limpopo
GNP	Parque Nacional de Gonarezhou
KNP	Parque Nacional de Kruger
PNL	Parque Nacional do Limpopo
SANParks	Parques Nacionais Sul-africanas
RSA	República Sul-africana

RESUMO

Nos ecossistemas de savanas o fogo é um distúrbio natural e importante na manutenção e conservação de ecossistemas. Contudo, vários estudos realizados nos ecossistemas de savanas demonstram que ainda prevalecem lacunas do conhecimento sobre impacto da frequência de queimadas sobre os elementos da biodiversidade particularmente na diversidade de pequenos mamíferos. O estudo foi realizado nas regiões de Punda Maria e Vlaktplaas, no Norte do Parque Nacional do Kruger, África do Sul. O objectivo do estudo foi de avaliar o impacto da frequência de queimadas na diversidade e abundância de pequenos mamíferos e em diferentes tipos de solos e avaliar associação entre as variáveis do habitat e o sucesso de captura, um indicador da abundância de pequenos mamíferos. Foram identificadas áreas sob alta e baixa frequência de queimadas nos solos graníticos e basálticos. Em cada tipo de solo foram estabelecidas seis réplicas, três nas áreas sob baixa frequência e as outras três nas áreas sob alta frequência de queimadas, totalizando 12 réplicas nos dois tipos de solos. Em cada réplica foi colocada uma armadilha Pitfall de cerca de 70m de comprimento, 20 gaiolas Sherman e quatro gaiolas Tomahawks, tendo-se empenhado um esforço de 18 armadilhas por noite, 60 armadilhas por noite e 12 armadilhas por noite respectivamente, com excepção dos solos basálticos onde empenhou-se 40 armadilhas por noite para as gaiolas Sherman. Para o levantamento das variáveis do habitat (biomassa graminal, distância ao tufo e condição ecológica do pasto), estabeleceu-se dois transectos contíguos de 160m de comprimento, onde com o disco medidor de pasto foram feitas 100 leituras e em distâncias separadas de 3 em 3 metros foi medida a distância ao tufo. Para o cálculo da diversidade de espécies, similaridade entre as áreas com solos graníticos e basálticos e em diferentes frequências de queimadas, foi usado *Software Microsoft Excel 2010* e o programa estatístico *Stata10* foi usado para analisar a correlação de *person* entre o sucesso de captura e as variáveis dos habitats. Os solos graníticos apresentaram maior número de espécies, diversidade e abundância que os solos basálticos. As áreas sob altas frequências de queimadas apresentaram maior número de espécies, diversidade e abundância que as áreas sob baixas frequências de queimadas. Altas frequências de queimadas têm efeitos positivos sobre a riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos no KNP. O sucesso de captura não foi associado significativamente com as variáveis do habitat testadas no presente estudo (biomassa graminal, distância ao tufo e condição ecológica do pasto).

Palavras-chave: savana, pequenos mamíferos, queimadas, solos

I. INTRODUÇÃO

O fogo é um fenómeno comum no continente Africano (Goldammer e de Ronde, 2004), por isso é considerado o continente do fogo em relação a outros continentes (Pyne *et al.*, 2004). No Sul do equador no continente Africano, estimativas indicam que aproximadamente 168 milhões de hectares queimam anualmente. Desse total 50% representa os ecossistemas de savanas que anualmente queimam (Goldammer e de Ronde, 2004) e o fogo é, considerado factor determinante para a produtividade dos ecossistemas de savanas (Bond e Archibald, 2003).

Williams *et al.* (2003), Nepstad (2001) referem que nos ecossistemas de savanas o fogo é um distúrbio natural e benéfico para a vegetação e é tido como um factor ecológico determinante dos padrões de diversidade, estrutura, composição de comunidades bióticas, na reciclagem e distribuição dos nutrientes.

De acordo com Bond (2001) e de Ronde *et al.* (2004), as queimadas são iniciadas tanto por factores naturais assim como por factores antropogénicos. Contudo, a ocorrência de queimadas causadas por factores antropogénicos está a aumentar devido as queimadas feitas para estimular o crescimento do pasto, actividades de caça, prática da agricultura e a extração de mel, causando alterações drásticas nos ecossistemas. Isto reduz a frequência de ocorrência de queimadas naturais devido a baixa disponibilidade de combustível.

No Parque Nacional de Kruger (KNP), na África do Sul as queimadas são aplicadas com objectivo de criar um mosaico de habitats (aumentar a heterogeneidade de habitats no ecossistema e aumentar a biodiversidade), melhorar a fertilidade do solo que influencia o crescimento das gramíneas com alto valor nutricional e das árvores, estimular o crescimento de pastagens fora da época e controlar a invasão arbustiva (van Wilgen *et al.*, 2003; van Wilgen, 2009; Yarnell *et al.*, 2007). No entanto, queimadas frequentes, reduzem a altura da vegetação, degradam os solos, substituem a vegetação arbórea e arbustiva por vegetação herbácea causando a perda da biodiversidade, promove espécies graminais crescentes II, reduzem a biomassa lenhosa e torna os ecossistemas menos resilientes aos eventos climáticos (van Wilgen, 2003; de Ronde *et al.*, 2004).

Os efeitos do fogo sobre a fauna podem ser directos e indirectos. Os efeitos directos ocorrem imediatamente após o fogo e são negativos para a fauna, estão relacionados com a morte, queimaduras e intoxicação (de Ronde *et al.*, 2004; Frizzo *et al.*, 2011). Dependendo da

intensidade do fogo, da sensibilidade e mobilidade de cada espécie animal, reduzem a abundância e riqueza de espécie, devido a morte dos animais (Rocha e Silva 2009).

Os efeitos indirectos das queimadas tendem a ser tardios e diversos, estão associados a destruição do habitat por modificar a estrutura e composição da vegetação, reduzir a fertilidade dos solos, poluir o ambiente e por influenciar na distribuição dos animais devido a mudanças que ocorrem no ecossistema (Fearnside, 1999; de Ronde *et al.*, 2004; Rocha e Silva 2009).

O efeito do fogo na biodiversidade varia conforme o tipo de solo/vegetação (Backéus *et al.*, 2006). Por exemplo, solos argilosos são mais férteis e têm mais biomassa herbácea, isto é, têm mais combustível, por isso podem queimar com mais frequência e causar redução na biodiversidade, enquanto os solos arenosos são menos férteis, com quantidades reduzidas de biomassa e menos susceptíveis a queimadas (Davis, 1959; van Wilgen *et al.*, 2014).

Os danos causados pelas queimadas, estão directamente relacionados com o regime de queimadas (de Ronde *et al.*, 2004). Normalmente o regime de queimadas é descrito em termos de frequência, intensidade, época do ano, forma, extensão, e velocidade de propagação (Soares e Batista 2007; de Ronde *et al.*, 2004; Govender *et al.*, 2006), que reflectem o grau de severidade sobre a população de animais (Morgado e Moreira, 2010).

Para Kauffman *et al.* (1994); Trollope (2004), queimadas com alta frequência são de baixa intensidade, pois não há tempo suficiente para acumulação de combustível e favorecem a abundância de espécies gramíneas produtivas e palatáveis (*Themeda triandra*), enquanto áreas que queimam com baixa frequência, acumulam elevadas quantidades de biomassa e causam alta intensidade de queimadas prejudiciais a fauna e a flora.

Queimadas de alta intensidade podem destruir totalmente o habitat e causar morte dos indivíduos devido a temperaturas elevadas, enquanto queimadas de baixa intensidade não destroem totalmente o habitat, remanesce sempre vegetação que serve de refúgio para a fauna (Prodon, 2000; Frizzo *et al.*, 2011). A teoria de distúrbio intermédio, prevê que a diversidade é elevada em níveis intermedios de perturbação e baixa em ambos os extremos de uma perturbação contínua (Svensson *et al.*, 2010), isto é, áreas que queimam com frequência e intensidade média podem resultar em mais diversidade de espécies que áreas que queimam a baixa ou alta frequência e intensidade.

Os grupos taxonómicos de fauna respondem de forma diferente ao impacto das queimadas (Frizzo *et al.*, 2011). Por exemplo, grandes mamíferos são menos afectados devido a sua rápida mobilidade e uso de extensas áreas comparativamente a pequenos mamíferos (de Ronde *et al.*, 2004). A taxa de mortalidade é provavelmente maior em anfíbios e insectos vulneráveis principalmente na fase larval do seu estágio de desenvolvimento (de Ronde *et al.*, 2004).

Nas regiões caracterizadas por ecossistemas de savanas, são realizados vários experimentos que visam melhorar a compreensão da dinâmica dos elementos do ecossistema em resposta ao fogo, com a finalidade de elaborar planos de manejo do fogo (Parr e Chown, 2003 e Govender *et al.*, 2006). Por exemplo, o Kruger National Park (KNP), na África do Sul, mantém uma série de parcelas experimentais de fogo por mais de 50 anos (van Wilgen *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2003; Govender *et al.*, 2006). Contudo, o efeito da frequência de queimadas sobre a diversidade de fauna ainda não foi determinado. Portanto, dependendo do regime, as queimadas podem ter um efeito determinante na diversidade animal.

O estudo do efeito do fogo na diversidade faunística, torna-se pertinente na medida em que vai permitir definir melhor as estratégias de manejo de fogo na ACTF do Grande Limpopo, a qual integra o PNL em Moçambique, KNP na África do Sul e GNP no Zimbabwe. Assim, o presente estudo vai avaliar a diversidade de pequenos mamíferos sob a influência da frequência de queimadas no KNP, para aprimorar os conhecimentos sobre o impacto do fogo no ecossistema.

1.1 Problema e Justificação de Estudo

A acção do fogo sobre as comunidades animais e vegetais durante milhões de anos independentemente da sua origem (natural ou humana), constituiu não só um importante factor ecológico mas também uma força evolutiva que terá influenciado o surgimento dessas comunidades (Williams *et al.*, 2003).

A perda de espécies de animais nos ecossistemas causado pelos efeitos do fogo constitui actualmente, uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade nas áreas de conservação, contribuindo para o aumento da sensibilidade e diminuição da capacidade de resposta às alterações ambientais por parte das espécies faunísticas (Bond, 2001).

A importância de criar o GLTP prende-se com a necessidade de sempre que possível uniformizar o manejo para manter a biodiversidade, processos ecológicos dos ecossistemas, facilitar a

conservação de ecossistemas complementares, aumentar a viabilidade genética das espécies, facilitar pesquisas, partilhar experiências entre os países vizinho e permitir livre circulação de pessoas e animais (SANParks, 2008; DNAC, 2009).

O KNP tem mais de 50 anos de experiência no uso do fogo para o manejo do ecossistema, tendo para o efeito adoptado várias abordagens do manejo de queimadas, incluindo (a) Queimadas ocasional (21 anos desde 1926 à 1947); (b) Proteção contra as queimadas (8 anos desde 1948 à 1956); (c) Fogo prescrito com retorno fixo (35 anos desde 1957 à 1992) e (d) Fogo natural (9 anos desde 1992 à 2001) (van Wilgen *et al.*, 2003, 2004; 2008). A nova política recentemente aprovada em 2012 divide a gestão do parque em cinco zonas de manejo do fogo com base em diferenças de precipitação média anual, dos períodos históricos de retorno do fogo e geologia (van Wilgen *et al.*, 2014).

Apesar da larga experiência do KNP no uso de queimadas e de vários estudos realizados nas áreas de conservação da biodiversidade sobre os efeitos das queimadas, ainda prevalecem lacunas do conhecimento sobre o efeito da frequência de queimadas na diversidade de pequenos mamíferos nos ecossistemas de savanas. Pesquisas realizadas nas savanas no Brasil e Austrália também apresentam limitações de informações a respeito de comunidade de animais nas áreas queimadas (Drummond, 2009; Frizzo *et al.*, 2011).

O estudo restringe-se ao grupo dos pequenos mamíferos, por serem sensíveis e vulneráveis às queimadas, uma vez que apresentam mobilidade limitada (de Ronde *et al.*, 2004); com hábitos específicos (Fuller e Perrin, 2001); associado ao seu papel na dinâmica e no funcionamento dos ecossistemas (Frizzo *et al.*, 2011). O mesmo vai contribuir para reduzir estas lacunas de conhecimento e com isso contribuir para a elaboração de planos e estratégias de diferentes regime do fogo de alta e baixa frequência de queimadas no KNP. Este facto, vai reduzir a mortalidade de pequenos mamíferos com baixa mobilidade, promover a biomassa graminal verde e palatável, estimular o crescimento de pastagens fora da época, controlar espécies invasivas, aumentar a heterogeneidade dos habitats e reduzir queimadas intensas e perigosas (van Wilgen, 2003; 2004; de Ronde *et al.*, 2004; Trollope, 2004).

1.2. Objectivos

1.2.1. Geral

Avaliar o impacto da frequência de queimadas na diversidade de pequenos mamíferos no KNP, África do Sul

1.2.2. Específicos

- (i) Comparar a riqueza, diversidade e abundância de espécies de pequenos mamíferos entre áreas de solos graníticos e basálticos;
- (ii) Comparar a riqueza, diversidade e abundância de espécies de pequenos mamíferos, entre áreas sob diferentes frequências de queimadas;
- (iii) Determinar a influência das variáveis do habitat sobre a abundância dos pequenos mamíferos.

1.3. HIPÓTESES

- (i) A riqueza, diversidade e abundância dos pequenos mamíferos é maior em solos graníticos que em solos basálticos.
- (ii) Áreas sob alta frequência de queimadas são mais ricas em riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos que áreas que recebem baixa frequência de queimadas.
- (iii) As variáveis do habitat (biomassa graminal, distância ao tufo e a condição ecológica do pasto) nos ecossistemas de savanas influenciam positivamente a abundância dos pequenos mamíferos.

II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Ecologia das savanas

2.1.1. Distribuição, composição e estrutura das savanas

As savanas são caracterizadas por uma paisagem com extrato graminal contínuo e um dossel descontínuo de árvores e arbustos (Moustakas *et al.*, 2010), podendo evoluir para florestas devido ao aumento das árvores sobre a componente herbácea, num gradiente fitofisionômico (Ribeiro e Tabareli, 2002).

As formações de savana ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais em todos continentes (Williams *et al.*, 2002; Parr e Chown, 2003). Esses ecossistemas cobrem, cerca de 20% da superfície terrestre (Richards, 1952). No continente Africano as savanas ocupam a maior superfície com aproximadamente 1014 milhões de hectares correspondente a aproximadamente 50%, a restante percentagem é distribuída na América do Sul, Índia e Austrália (Goldammer e de Ronde, 2004); Shorrocks, 2007). Na região da África Austral a vegetação de savana ocupa cerca de 54% enquanto na África Sub-sahariana ocupa aproximadamente 60% (Scholes e Walker, 1993).

As savanas são caracterizadas por uma vasta diversidade biológica. As espécies herbáceas com maior distribuição pertencem as gramíneas e as espécies arbustivas-arbóreas presentes diferem em cada continente. Nas formações de savanas Africanas predominam espécies do gênero *Acacia*; nas sanavas Brasileiras, gêneros *Qualea* e *Vochysia*; savanas Asiáticas, do gênero *Dipterocarpus*; e nas savanas Australianas, do gênero *Eucalyptus* (Tohill e Mott, 1985), a fauna neste ecossistema é limitada, isto é, encontra-se ausente nos outros continentes, com exceção dos grandes herbívoros que caracterizam as savanas Africanas (Mistry, 2000).

A manutenção da biodiversidade em savanas é dependente da variabilidade temporal e espacial dos principais determinantes desta formação vegetal nomeadamente: precipitação, solo, nutrientes, queimadas, herbivoria e factores antropogénicos (Frost *et al.*, 1986; Sankaran *et al.*, 2005; Govender *et al.*, 2006). Na sua maioria os ecossistemas de savanas são dependentes do fogo e herbivoria, fenómenos comum nestes ecossistemas, que influenciam a dinâmica da biomassa graminal, composição e a estrutura destes ecossistemas (Andersen *et al.*, 2003; van

Wilgen *et al.*, 2004). Estima-se que 2700-6800 milhões de toneladas de carbono vegetal são consumidas anualmente através da queima da vegetação nas savanas (Pyne *et al.*, 2004), consumindo grandes quantidades de biomassa nos ecossistemas florestais. Desta forma, as queimadas são consideradas como factores estruturadores da vegetação (Williams, 2003; Goldammer e de Ronde, 2004; Nepstad *et al.*, 2007), essenciais para a estabilidade física e biológica dos seus componentes. No entanto, a sua utilização no manejo da vegetação, para melhorar as condições do pasto para a fauna é amplamente reconhecida (Tainton, 1999). Assim, o comportamento do fogo determina o padrão de distribuição das espécies na paisagem, pois as espécies florestais variam a sua resposta em função das características do fogo e algumas espécies florestais dependem deste para a sua regeneração (Geldenhuys, 1994).

Entretanto, nos ecossistemas de savanas se o fogo for extinto, com o tempo parte das savanas puderam evoluir para florestas fechadas sob o clima actual, como consequência, maior acúmulo de biomassa seca que influenciará a ocorrência de queimadas intensas e catastróficas (Bond e Keeley, 2005). Portanto, o uso apropriado de fogo na savana é imprescindível na gestão desses ecossistemas.

2.2. Fogo

O fogo caracteriza-se por ser uma fonte natural de energia, proveniente da combustão de material combustível na presença de oxigênio e calor (triângulo do fogo) (Soares e Batista, 2007; Gonçalves, 2012). Considera-se queimada prescrita uma prática florestal onde o fogo é utilizado de forma racional e circunscrito actuando como factor de produção e/ou de manejo. Denomina-se incêndio quando o fogo incide sobre qualquer forma de vegetação de uma forma descontrolada, causado por factores antropogénicos ou por factores naturais (da Silva, 1998, Soares e Batista, 2007).

2.2.1. Regime de queimadas

Os efeitos ecológicos do fogo dependem do seu regime. Considera-se regime do fogo o padrão de ocorrência das queimadas numa região, caracterizado pelo tipo, intensidade, frequência, extensão e época do ano (Bond, 2001; Keeley *et al.*, 2009; Frizzo *et al.*, 2011). A interação entre as componentes do regime de queimadas refletem-se no grau de severidade sobre os ecossistemas florestais, com efeitos nas populações de animais e na relação ecológica das comunidades biológicas (Bond, 2001, Morgado e Moreira, 2010; Frizzo *et al.*, 2011). No entanto,

os efeitos do fogo sobre a diversidade faunística estão directamente relacionados com a frequência e intensidade das queimadas, apesar de serem dependentes um do outro, seus efeitos são ligeiramente diferentes.

2.2.2. Efeitos de alteração do regime de queimadas nos ecossistemas de savanas

Os ecossistemas de savanas resultam da acção interativa de diversos factores que determinam a dinâmica e heterogeneidade das savanas em termos espaciais e temporais (Frost *et al.*, 1986). A frequência de queimadas corresponde ao número de queimadas registadas num dado lugar dentro de um determinado período de tempo (Cochrane e Ryan, 2009). O intervalo de retorno é o tempo compreendido entre duas queimadas consecutivas.

No entanto, a mudança na frequência do fogo é a principal causa da mudança na estrutura e função do ecossistema, com efeitos permanentes nas comunidades animais (Frizzo *et al.*, 2011). Porém, queimadas menos frequentes acarretam maior acúmulo de biomassa combustível, tornando o ambiente predisposto a um fogo mais intenso, em relação a queimadas frequentes (Hoffmann, 1996; Whelan, 1997).

A intensidade do fogo é a temperatura atingida, pelo tempo que o fogo dura e pela altura das chamas, medido como energia liberta por metros de frente do fogo (Batista, 1990; Bond, 2001). É influenciada pela quantidade de combustível, temperatura, humidade do ar, vegetação, velocidade do vento, topografia e por espécies vegetais que contêm óleos e resinas, que quando queimadas libertam mais calor e conseqüentemente aumentam a intensidade (Whelan, 1997).

Assim, queimadas de alta intensidade destroem totalmente o habitat e o alimento de uma espécie e provocam altos índices de mortalidade, enquanto queimadas de baixa intensidade destroem parcialmente o habitat, mantendo algumas áreas não queimadas que servem de refúgio para a fauna (Prodon, 2000; Yarnell *et al.*, 2007).

Entretanto, existem níveis de frequência e intensidade de queimadas (Figura 1) capazes de sustentarem a integridade dos ecossistemas e da biodiversidade nas áreas susceptíveis ao fogo (Govender *et al.*, 2006; Frizzo *et al.*, 2011). Desta forma, é pertinente determinar o ponto de equilíbrio entre a frequência e a intensidade do fogo que causaria mudanças menos drásticas na comunidade. Tendo em conta as condições locais, espécies que habitam no ecossistema,

objectivos do manejo de queimadas, relacionando-os com os factores abióticos que influenciam na manutenção e recuperação das áreas afectadas (Frizzo *et al.*, 2011).

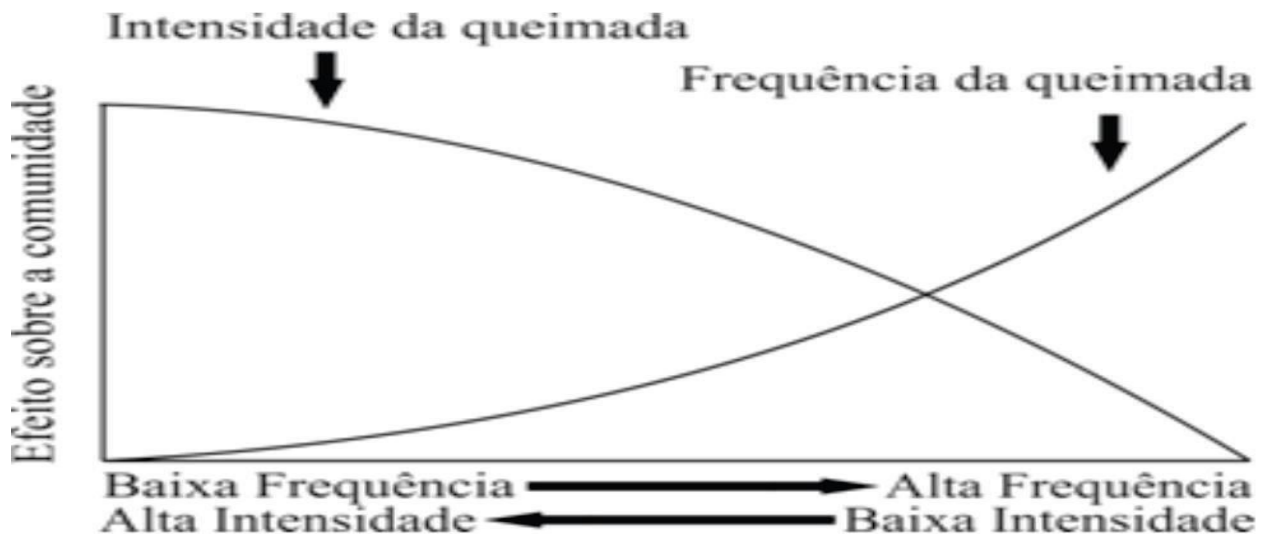


Figura 1. Relação entre a intensidade e frequência das queimadas e seus efeitos sobre as comunidades biológicas (Fonte, Frizzo *et al.*, 2011).

No entanto, existe ainda uma relação entre intensidade do fogo e a época do ano, sendo maior na estação seca e menor na estação chuvosa. Nos ecossistemas de savanas, a intensidade de queimadas é influenciada pela sazonalidade e por factores climático (precipitação e temperatura) (Oelofse, 2005; Govender *et al.*, 2006). As queimadas mais intensas ocorrem entre Agosto e Outubro, em relação as que ocorrem entre Maio à Julho e Novembro à Abril, onde a precipitação é reduzida, causado pelo baixo teor de humidade que influencia na secagem da biomassa e aumenta o poder calorífico do combustível, tornando extremamente inflamável. Os meses de Novembro à Abril coincidem com a época chuvosa e devido à elevada quantidade de precipitação, a biomassa lenhosa torna-se difícil de queimar, o que reduz a intensidade da queima (Oelofse, 2005; Gambiza *et al.*, 2005).

Todavia, queimadas feitas em diferentes épocas do ano podem gerar heterogeneidade e garantir manutenção da biodiversidade (Frost *et al.*, 1986; Parr e Chown 2003). Pivello *et al.* (2010) reitera que as queimadas prescritas sejam realizadas no fim da estação seca e no início da estação chuvosa, em função das condições climáticas (temperatura, humidade do ar e a precipitação dos anos anteriores) e biomassa das gramíneas mais abundantes, para decidir quanto e quando queimar.

A extensão da área queimada é tão importante quanto a frequência e época da queima, por permitir a sobrevivência de muitas espécies, especialmente as menos móveis (de Ronde *et al.*, 2004). Em muitas áreas, as queimadas não atingem grandes áreas contínuas, deixam mosaico de manchas de refúgio queimadas e não queimadas, correspondentes a áreas menos propensas ao fogo devido à variação do relevo, presença de curso de água, que funcionam como aceiros naturais que poderão conduzir a (re) colonizar as áreas queimadas (Morgado e Moreira, 2010). De Ronde *et al.* (2004) e Yarnell *et al.* (2008) afirmam que essas manchas são, inclusive, frequentemente utilizadas pela fauna como refugio durante a passagem do fogo, o que facilita o restabelecimento de populações em alguns locais após o fogo e conservação da biodiversidade.

2.3. Efeitos do fogo sobre a fauna

O fogo é considerado como uma força ecológica natural e integral, em todos os ecossistemas de savanas (Scholes e Walker, 1993). De acordo com de Ronde *et al.* (2004), o fogo afecta a sucessão vegetal e por sua vez a composição de espécies animais, ameaçando desta forma a preservação da biodiversidade. Por exemplo, desde que o fogo ocorreu na África subsariana há milhões de anos, a fauna em áreas propensas ao fogo encontra-se bem adaptada para o efeito, e por conseguinte, desenvolve uma variedade de respostas ao fogo (Frost, 1984).

Portanto, o efeito das queimadas actua de diferentes maneiras sobre o padrão de distribuição da biodiversidade, exercendo efeitos directos e indirectos sobre diversidade faunística em função das características do regime do fogo.

2.3.1. Efeitos directos do fogo

Esses efeitos fazem-se sentir a curto prazo e são imediatamente observados a nível do indivíduo. A mortalidade é um dos grandes efeitos directos do fogo, para além de provocar ferimentos, obriga os animais a efectuar movimentos de migração ou imigração (Pyne *et al.*, 2004; Morgado e Moreira, 2010).

Contudo, a taxa de mortalidade é provavelmente maior em grupos taxonómicos com mobilidade baixa, tais como pequenos mamíferos, répteis, anfíbios e insectos em estágios vulneráveis do seu ciclo de desenvolvimento (por exemplo, estágios larvais) (de Ronde *et al.*, 2004). Lyon *et al.* (2000) acrescentam que as temperaturas altas também influenciam a taxa de mortalidade provocadas pelas queimadas, com efeitos principalmente em espécies com distribuição ou mobilidade limitada ou espécies com hábitos reprodutivos especializados.

2.3.2. Efeitos indirectos do fogo

Esses efeitos fazem-se sentir a médio e longo prazo, através de alterações na vegetação, com impacto na estrutura e composição das espécies, afectando de forma positiva ou negativa, as condições do habitat (disponibilidade alimentar e cobertura/abrigo contra predadores) (Pyne *et al.*, 2004; Morgado e Moreira 2010; Frizzo *et al.*, 2011). Estas alterações ambientais, em seguida, afectam a riqueza específica e abundância das populações de espécies de fauna. Outro efeito indirecto do fogo é que algumas espécies utilizam as áreas abertas por queimadas para reduzir o risco de predação, visto que, os predadores (carnívoros) durante a sua actividade de caça usam vegetação para camuflagem, por outro lado, outras espécies podem se tornar mais vulneráveis à predação (de Ronde *et al.*, 2004).

Nas áreas afectadas pelas queimadas pode haver uma diminuição na disponibilidade dos recursos e degradação das condições do habitat (diminuição da quantidade de abrigo e sítio de reprodução). Entretanto, a escassez de alimento também acontece como consequência do fogo e pode levar à redução significativa de espécies animais ou à extinção local (Newsome *et al.*, 1975). Porém, logo após o fogo intensifica-se a competição pelos recursos, principal factor que causa a mortalidade na população de fauna (Newsome *et al.*, 1975).

2.4. Maneio de Fogo nas Áreas de Conservação

2.4.1. Queimadas prescritas no Parque Nacional de Kruger (KNP), África do Sul

O Parque Nacional de Kruger (KNP) faz parte da Área de Conservação Transfronteiriça (ACTF) do Grande Limpopo (GLTP), criado em Dezembro de 2002, com cerca de 4 milhões de hectares e cobre o KNP na África do Sul, o Parque Nacional do Limpopo (LNP) em Moçambique e o Parque Nacional Gonarezhou (GNP) no Zimbabwe (SANParks, 2008; DNAC, 2009). A ACTF foi estabelecida com o objectivo de promover o intercâmbio entre os países vizinhos na área de pesquisa, partilha de experiências, preservação da biodiversidade em ecossistemas similar e complementares, manter os processos ecológicos e aumentar a viabilidade genética das espécies (SANParks, 2008; DNAC, 2009).

O KNP tem uma longa história de gestão de fogo, a mais de 50 anos. Actividade que reflete a evolução e compreensão do papel do fogo nos ecossistemas de savanas (van Wilgen *et al.*, 2004).

Desde a sua proclamação, o manejo de gestão do fogo no KNP, passou por várias fases ao longo das últimas décadas. De 1926 à 1947, eram feitas queimadas ocasionais, para melhorar as condições do pasto. De 1948 à 1956, foram feitas tentativas para reduzir os impactos do fogo, devido aos efeitos negativos sobre o ecossistema, garantindo, sempre que possível, que nenhuma área queimasse mais de uma vez em cada cinco anos. De 1957 à 1980, foram realizadas queimadas prescritas regulares, num ciclo de três anos, após as primeiras chuvas, em áreas fixas de cerca de 4000 ha (blocos de queimada), estabeleceu-se uma rede de aceiro para delimitar os blocos em chama. De 1981 à 1991, foi realizada a queima prescrita flexível, as queimadas eram feitas em blocos em função da carga de combustível, idade pós-fogo, e da média anual de precipitação. De 1992 à 2001, foi realizado fogo natural, em que todas as queimadas causadas por relâmpago foram autorizadas a queimar livremente, e foram feitas tentativas para prevenir, suprimir ou conter todas as outras queimadas (van Wilgen *et al.*, 2004; 2008; 2014).

A mudança da queima prescrita para políticas de fogo natural (relâmpago), surgiu em resposta às preocupações sobre os efeitos negativos das queimadas prescritas regular sobre a vegetação, incluindo diminuição das árvores de grande porte e baixa diversidade de espécies em curto intervalo de tempo e a dominância de espécies de gramíneas para a pastagem com característica crescente II, resultado de queimadas frequentes e muito intensas (van Wilgen *et al.*, 2004). No entanto, foi sugerido pelos gestores do Parque que a estratégia de fogo natural devia desempenhar um papel fundamental no KNP, não necessariamente para dominar ou substituir as queimadas prescritas, mas para permitir que as queimadas ocorressem naturalmente (van Wilgen *et al.*, 2004).

Essa estratégia não foi mantida por longo tempo, uma vez que era impossível evitar queimadas antropogênicas. As queimadas prescritas também foram revistas quando 75% do KNP sofreu queimadas e perdas de vidas humanas. De 2002 à 2012, iniciou-se a elaboração e implementação de um Plano Integrado de Maneio do fogo, que reconhecia tanto o papel do fogo natural assim como das queimadas controladas, recomendava a queimar áreas onde fosse necessário, tolerando todos fogos naturais (de Ronde *et al.*, 2004; van Wilgen *et al.*, 2004).

2.4.2. Factores que influenciam as queimadas no KNP

A dinâmica dos ecossistemas de savanas é definida pelo regime do fogo, por sua vez, influenciada pelos factores naturais: climáticos (temperatura e precipitação), relâmpagos e raios; factores antropogénicos (imigração e caça furtiva) e a herbivoria principalmente os elefantes (van Wilgen *et al.*, 2008; 2014).

Por exemplo, as condições climáticas influenciam de diversas formas as queimadas no KNP, visto que, o regime de chuvas é caracterizado por longos períodos húmidos e secos, em que a precipitação no período seco nos meses de Agosto à Outubro é baixa, permitindo que haja maior quantidade de biomassa, altamente inflamável, enquanto no período chuvoso nos meses de Novembro à Abril, há altos níveis de precipitação, tornando-se difícil queimar a biomassa. Contudo, estes períodos húmidos e secos prolongados têm efeitos sobre a ocorrência das queimadas, devido a quantidade de material combustível disponível (van Wilgen *et al.*, 2004; Govender *et al.*, 2006).

Para além dos factores naturais, as queimadas no KNP, são causadas principalmente pelos imigrantes ilegais Moçambicanos que entram para África do Sul, caça furtiva e agricultura de subsistência, desta forma, mais de 75% do parque foi queimado pelos imigrantes ilegais, causando uma trágica perda de vidas humanas e da biodiversidade (de Ronde *et al.*, 2004; van Wilgen *et al.*, 2004).

A herbivoria principalmente os elefantes (*Loxodonta africana*) influencia de certa maneira na ocorrência de queimadas em ecossistemas de savanas, através do consumo de combustíveis arbustivos e derrubo das árvores criando abertura de clareiras, alterando a composição e abundância das espécies, favorecendo deste modo o crescimento das gramíneas altamente inflamáveis (van Wilgen *et al.*, 2003; de Ronde *et al.*, 2004).

2.5. Efeitos e respostas dos Pequenos Mamíferos às queimadas

A resposta dos diferentes grupos taxonómicos aos distúrbios causados pelo fogo varia em função das características de cada espécie. Contudo, a frequência, a intensidade das queimadas, as características espaciais do local (extensão da área, o nível de fragmentação e a heterogeneidade da paisagem), o comportamento e a morfologia de cada espécie, determinam quais espécies são mais ou menos susceptíveis aos efeitos das queimadas (Lyon *et al.*, 2000; Gonçalves, 2012).

Portanto as mudanças físicas no habitat e/ou na disponibilidade de recursos causadas pelo fogo tendem a ser prejudiciais em populações com mobilidade limitada e com altas taxas de reprodução, os impactos tendem a ser mais severos quando há elevada acumulação de biomassa combustível, o que origina queimadas de alta intensidade, em função do tamanho e duração do fogo (Lyon *et al.*, 2000 e Gonçalves, 2012).

Na sua maioria os pequenos mamíferos sobrevivem ou evitam os efeitos do fogo refugiando nas manchas de vegetação remanescentes, no subsolo, tocas, túneis, vias sob serapilheira, raízes em buracados, espaços sob rochas e madeira morta (Yarnell, 2006 e Yarnell *et al.*, 2008).

As condições nos locais de refúgio como, ventilação adequada no interior das tocas e múltiplas entradas são essenciais para a sobrevivência dos animais (Lyon *et al.*, 2000). Geluso *et al.* (1986) acrescentam que essas condições contribuem para a sobrevivência de muitos animais, por exemplo de ratazanas em áreas queimadas. Contudo, nem todos conseguem sobreviver. Por exemplo, estudos realizados na América do Norte por Steeg *et al.* (1983) revelam que inúmeras ratazanas foram encontradas mortas após início de fogo na primavera em áreas de pradaria.

De acordo com Simons (1991) pequenos roedores que constroem ninhos a nível da superfície do solo, tais como coelhos (*Lepus sp.*), ratos de colheita (*Peromyscus boylii*), são vulneráveis a mortalidade causada pelas queimadas, especialmente porque seus ninhos são construídos com materiais inflamáveis e secos.

Estudos realizado por Meester *et al.* (1979) África do Sul, revelam que espécies que vivem nas tocas, como: *Mus minutoides*, *Mastomys natalensis* e *Myosorex varius*, parecem mais capazes de sobreviver a queimadas e a subsequente predação intensiva, devido ao aumento de exposição à predadores antes da restauração da vegetação.

Rowe-Rowe e Lowry (1982) em Drakensberg KwaZulu-Natal, África do Sul, verificaram que as queimadas reduziram a abundância de pequenos mamíferos com apenas uma espécie. Briani *et al.* (2004) e Henriques *et al.* (2006) nas savanas Brasileira observaram que, após o fogo inicia o processo sucessional, algumas espécies de pequenos mamíferos são dominantes e com o tempo essas espécies passam a ter suas abundâncias diminuídas.

Por outro lado, Kern (1981) no KNP, África do Sul, constatou diferenças de respostas na comunidade de pequenos mamíferos às queimadas dentro e entre habitats, em diferentes

frequências de queimadas. Por exemplo, em habitats cuja vegetação é dominada por *Terminalia sericea* e *Dichrostachys sicerea* (região de Pretoriuskop), a queima anual reduziu a diversidade de espécies, promovendo a dominância de uma espécie (*Tatera leucogaster*), em virtude da remoção frequente da cobertura e litéria, enquanto em áreas não queimadas foi encontrada elevada diversidade de espécies. Nos habitats dominados por *Acácia sp.* e *Sclerocarya birrea* (região de Satara), na queima anual foi encontrada alta diversidade de espécies, e na área não queimada mantida alta densidade populacional de duas espécies (*Lemniscomys griselda* e *Praomys natalensis*).

Assim apesar das queimadas nas savanas causarem drástica mudança na paisagem no primeiro momento, registos de extinções locais de espécies animais são raros, o que sugere que a maioria das espécies de fauna nas savanas é resiliente ao fogo. No entanto, a utilização de queimadas prescritas em unidades de conservação pode ser uma forma de garantir a diversificação de habitats garantindo uma maior diversidade de espécies animais (Gonçalves, 2012).

2.6. Efeitos dos distúrbios intermédios na dinâmica das florestas

As perturbações têm sido reconhecidas como uma força importante na estruturação das comunidades ecológicas (Svensson *et al.*, 2010), são processos ecológicos que não só têm efeitos sobre a diversidade biológica, mais também a nível dos processos evolutivos e nos ecossistemas (Benmayor *et al.*, 2008).

Os distúrbios são causados por agentes físicos (fogo, temperatura, secas, tempestades, inundações, etc.) e biológicos (doenças, predação, pastagem, etc.), que afectam os padrões de biodiversidade em enorme escala, numa variedade de sistemas terrestres e aquáticos (Svensson *et al.*, 2007 e 2010).

Entretanto, as perturbações não só apenas causam a morte ou danos nos indivíduos e na disponibilidade dos alimentos, também directa ou indirectamente criam oportunidades para estabelecimento de novos indivíduos (Sousa, 2001). Desempenham um papel fundamental no recrutamento das espécies, por criarem oportunidades para novas espécies ocuparem áreas perturbadas, sem a qual não se poderia aumentar a diversidade biológica (Huxham *et al.*, 2000).

No entanto, alguns modelos são usados para prever a diversidade nas comunidades naturais, por exemplo, a teoria de distúrbio intermédio, prevê que a diversidade será elevada em níveis

intermédios de perturbação e baixa em ambos os extremos de uma perturbação (Svensson *et al.*, 2010). Sheil e Burslem (2003) sustentam que alta perturbação conduz à perda de espécies subclimax, enquanto baixa perturbação leva à exclusão de espécies adaptadas para colonizar locais mais jovens e por último, um regime de distúrbio intermédio permite a coexistência das espécies.

Entretanto, a coexistência é promovida quando os distúrbios se repetem ao longo do tempo em frequências intermédias, onde numa área com condições adequadas ambas espécies coexistem indefinidamente, ocupando sítios recentemente perturbados (Roxburgh, *et al.*, 2004).

A capacidade das árvores e gramíneas de coexistir é fundamental para a compreensão da ecologia das savanas (Govender *et al.*, 2006). A teoria de distúrbio intermédio propõe que a coexistência entre gramíneas e árvores é possível, devido ao requerimento pela água, isto é, pelo facto das árvores terem acesso exclusivo a água em mais profundos horizontes do solo e as gramíneas sendo concorrentes da água em horizontes do solo superficial, bem como suas interações complexas com o clima, fogo, herbivoria e actividades humanas (Sankaran *et al.*, 2004).

2.7. Influência dos solos na riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos

O tipo de solo (por exemplo: graníticos/arenosos ou basálticos/argilosos) é um factor indispensável nos ecossistemas terrestres, pois, determina os principais tipos de vegetação/habitats, que influenciam a distribuição, abundância e diversidade de espécies faunísticas (Massawe *et al.*, 2008).

Yeboah e Akyeampong (2001) sustentam que as propriedades do solo são determinantes para a ecologia dos pequenos mamíferos. Segundo Massawe *et al.* (2008), a textura do solo influencia outras propriedades, tais como: drenagem, fertilidade, produtividade, capacidade de retenção de humidade, taxas de infiltração de água, e a consistência do solo. Provavelmente a textura do solo seja o principal factor que limita a distribuição de alguns pequenos mamíferos nos ecossistemas (Hardy, 1945).

O outro factor que afecta negativamente os pequenos mamíferos é a compactação do solo, causado pelo impacto de grandes herbívoros, reduzindo o fornecimento de alimentos e abrigo,

dificultando de certa maneira a abertura de tocas, das espécies escavadoras tornando-as susceptíveis a predação devido à remoção da cobertura vegetal (Fuller e Perr, 2001).

Massawe *et al.* (2008) constatou que, a textura do solo é um factor importante que influencia a abundância e distribuição de pequenos mamíferos. Por exemplo, *M. natalensis* prefere solos de textura argilosos-arenoso para escavação e nidificação, em relação aos solos argilosos. A menor preferência pelos solos argilosos, provavelmente está relacionada com a má aeração e por serem susceptíveis ao alagamento durante a estação chuvosa. Por sua vez, Odhiambo (2005), na Tanzânia, observou, que os solos arenosos-argilosos tinham menor número da espécie *T. leucogaster* em comparação com solos arenoso, ele atribuiu as diferenças da abundância de espécies as condições de solos para construção de tocas.

2.8. Influência das variáveis do habitat na abundância dos pequenos mamíferos

A resposta dos pequenos mamíferos às variações ambientais é determinada por vários factores, dentre os quais sua biologia, grau de especialização pelos recursos e presença de competidores (Passamani, 2003). Para além das características biológicas das espécies, os factores ambientais tais como: a biomassa vegetal, cobertura graminal, litéria, condição do pasto, distância ao tufo, temperatura, humidade dentre outros, influenciam directamente na abundância e distribuição da população dos pequenos mamíferos (Muck e Zeller, 2006; van Deventer e Nel, 2006; Yarnell *et al.*, 2007).

Os pequenos mamíferos, especialmente roedores, ocorrem em áreas semi-áridas ou áridas, são uma componente fundamental nos ecossistemas terrestres (Kerley, 1992). Na sua maioria alimentam-se de sementes de *Acacia sp.*, *Burkea Africana*, *Colophospermum mopane*, *Ziziphus mucronata*, forragem e insectos (Skinner e Chimimba, 2005). No entanto, a riqueza e abundância dos pequenos mamíferos é influenciada pela cobertura vegetal, composição de espécies de gramíneas e a competição inter-específica e intra-específica (Fuller e Perr, 2001; Kutt *et al.*, 2004; Muck e Zeller, 2006; van Deventer e Nel, 2006 e Yarnell *et al.*, 2007). Portanto, a estrutura da vegetação é um factor importante que influencia na seleção de habitats pelos pequenos mamíferos, por conseguinte, a mudança na qualidade e disponibilidade de alimentos determina as preferências alimentares e influência na dinâmica populacional dos pequenos mamíferos (Curtis e Perrin, 1979 e van Deventer e Nel, 2006).

Adicionalmente, a cobertura basal (distância ao tufo) é uma variável indispensável para compreender as relações entre a vegetação e o solo (Trollope, 2004). É proporcional a mudança na abundância relativa de espécies de gramíneas e pode influenciar na produtividade dos solos, no potencial de erosão do solo e na capacidade de pastagens para as populações de herbívoros (Jacobs e Schloeder, 2003). Por conseguinte, é um dos indicadores usados para conservar e melhorar as condições do solo, pela adição da matéria orgânica, através da redução da velocidade de escoamento da água, interceptação das gotas da chuva e prática de actividade de pastoreio e é considerado ser um dos mais fiáveis indicadores para estimar a tendência do nível de perturbação nos habitats (Jacobs e Schloeder, 2003).

Os pequenos mamíferos são considerados uma componente importante nos ecossistemas, uma vez que, servem de presa para os predadores (Monadjem, 1997 e Skinner e Chimimba, 2005); e determinam em parte a composição da vegetação através do seu consumo selectivo assim como das sementes (Keesing, 2000); sendo considerados como indicador da integridade dos ecossistemas (Avenant e Cavallini, 2007; Avenant, 2011).

2.9. Parâmetros analisados

2.9.1. Riqueza de espécies

É o número total de espécies numa dada área geográfica em determinado tempo, é uma variável descritiva dos padrões espaciais de distribuição de espécies no terreno e importante para a apreciação da diversidade de espécies de uma determinada área (Kent e Coker, 1992). A riqueza de espécies é muito dependente do tamanho da amostra, isto é, quanto maior for a amostra, maior o número de espécies que poderão ser amostradas.

2.9.2. Diversidade de espécie

Diversidade de espécies é uma medida do nível de complexidade de uma determinada comunidade. Para uma grande variedade de espécies deduz-se uma grande quantidade de interações entre populações (predação, competição, mutualismo, entre outras), que, teoricamente são mais complexas e variadas em comunidades com alta diversidade de espécies.

Para Buckland *et al.* (2005) a diversidade de espécies é influenciada principalmente por factores climáticos e edáficos. Entretanto, Magurran (2004) acrescenta que os principais factores usualmente correlacionados à alta diversidade das espécies é a precipitação, a sazonalidade

climática e a qualidade do solo associados as formações florística; estas por sua vez a fauna. Uma comunidade é dita ter alta diversidade de espécies se todas espécies presentes são igualmente abundantes ou se a abundância das espécies é quase igual (Brower *et al.*, 1997).

De acordo com Krebs (1999), pode-se distinguir três tipos de diversidade: alfa (α), beta (β) e gama (γ). A diversidade α , ou local, corresponde à diversidade dentro de um habitat ou comunidade. A diversidade β corresponde à diversidade entre habitats ou outra variação ambiental qualquer, isto é, mede o quanto a composição de espécies varia de um lugar para outro. A diversidade γ , ou regional, corresponde à diversidade entre habitats das diferentes regiões geográficas (exemplo de uma grande área, bioma, continente e ilha). Assim, a análise da diversidade de espécies de uma área visa estabelecer referência que permitam avaliar quanto a área é totalmente diversificada em termos de espécies. Entre os índices de diversidade, o mais empregue é o índice de diversidade de Shannon-Weaver (Magurran, 2004; Buckland *et al.*, 2005).

2.9.3. Índice de diversidade de Shannon-Wiener

O índice de Shannon é uma medida da diversidade biológica frequentemente usada na determinação da diversidade de espécies (Krebs, 1999; Magurran, 2004). Este índice é sensível a variações na abundância das espécies e também nas espécies raras no habitat, isto é, maior percentagem de espécies rara, menor será o valor (Magurran, 2004; Buckland *et al.*, 2005). Pode ser calculado através do número total de indivíduos e das espécies amostradas.

Na prática, para as comunidades biológicas o índice não excede 5.0, portanto, os seus valores encontram-se entre 1.5 e 3.5, em casos excepcionais pode exceder 4.5, onde o seu valor máximo é $\ln S$ (logaritmo natural de espécies) que indica uma competição ou uma coexistência estável entre as espécies (Krebs, 1999).

Buckland *et al.* (2005) sustentam que o índice de Shannon-Wiener é afectado com a mudança no número de indivíduos, se todas as espécies dentro da comunidade estiverem a diminuir na mesma proporção, em seguida, torna o índice estável e um elevado número de espécies aumenta a diversidade de espécies, assim como uma distribuição mais homogênea. As deficiências do índice são, possivelmente, de pouca importância e tendem a ser expostas quando algumas espécies não estiverem representadas em cada réplica.

É expresso pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum P_i \cdot \ln P_i \quad (1)$$

Onde:

H' - índice de Shannon-Wiener;

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

n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados.

2.9.4. Índice de similaridade de Jaccard

Os índices de similaridade ou coeficiente de similaridade são considerados centrais em ecologia, usados no estudo de comunidades. É usado para avaliar a similaridade dos habitats em termos de composição específica, varia de 0-100%, quando o coeficiente é maior que 50% representa a mesma associação (Kent e Coker, 1992). Contudo, o índice de similaridade dos habitats raramente ultrapassa os 60%, habitats com semelhança em torno de 25% são considerados similares (Gaines *et al.*, 1999). Em geral os seus valores variam de $0 \leq 1$, quando a espécie não ocorre num dos habitats, o índice é igual a zero quando varia de 0,5 à 1 significa que os habitats se associam, ou seja um elevado número de espécies é encontrado em ambos habitats (Oliveira *et al.*, 1982).

Este índice permite analisar a homogeneidade entre os habitats, em termos de espécies presentes. Os factores que promovem resultados de índice muito baixos entre alguns habitats podem ser causados por: diferença de práticas do solo, exploração concentrada em determinadas áreas ou em áreas diferentes (Oliveira *et al.*, 1982). O valor do Índice de Similaridade de Jaccard é dado pela seguinte fórmula:

$$CC_j = \frac{C}{(S_1 + S_2 - C)} \quad (2)$$

Onde:

C = número total de espécies comuns às duas parcelas ou comunidade s ;

S_1 e S_2 = correspondem ao número de espécies da comunidade 1 e 2.

2.9.5. 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 expressa o número de indivíduos de uma dada espécie em relação à unidade de área amostrada por hectare, enquanto a abundância relativa corresponde à proporção entre o número de indivíduos de uma espécie em relação a todas as espécies amostradas, expressa-se em percentagem considerando o número total de indivíduos igual a 100 % (Muller-Dombois e Ellenberg 1974).

III. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Localização da área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Kruger (KNP), que faz parte do Parque Transfronteiriço do Grande Limpopo (GLTP), que inclui o LNP em Moçambique, GNP no Zimbabwe. O KNP localiza-se na parte Oriental das Províncias do Limpopo e de Mpumalanga na África do Sul. A Leste faz fronteira com Moçambique e a Norte com Zimbabwe. O KNP foi criado em 1926, cobre uma área de 1.948.528 ha, situa-se entre 22° 32' e 25° 32' latitude Sul e entre 30° 50' e 32° 02' longitude Leste (Figura 2), (Kern, 1981; van Wilgen, *et al.*, 2003, 2004).

A recolha de dados foi realizada no Norte de KNP, nas regiões de Punda Maria (22° 68' S; 31° 018' E) e Vlaktplaas, limitadas no extremo Norte pelo rio Luvuvhu e Sul pelo rio Mphongolo (Figura 2). A área é caracterizada por alta altitude que varia entre 420 à 580 metros (Gertenbach, 1983). A paisagem de Punda Maria abrange 79246 ha da área do KNP, e Vlaktplaas abrange uma área de 107624 ha, equivalente a 9,6 % da área total do KNP (Govender *et al.*, em curso). As duas regiões foram selecionadas para o estudo devido a proximidade geográfica e por apresentarem condições agroecológicas, edáficas e climáticas similares ao LNP que também é parte do GLTP.



Figura 2. Mapa de localização das áreas de estudo (Fonte de dados SANParks, 2008).

3.1.1. Solos

Geologicamente no Norte de KNP predominam dois tipos de solos nomeadamente: basálticos e graníticos. A região de Punda Maria a Oeste é caracterizado por solos graníticos/arenosos, enquanto Vlakplaas a Este é caracterizado por solos basálticos/argilosos, e reolíticos-libombos (Gertenbach, 1983) (Figura 3). A Oeste os solos graníticos são relativamente pobres em nutrientes que leva a um declínio na palatabilidade do pasto na ausência de queimadas frequentes enquanto a Este predominam solos basálticos e férteis, onde as gramíneas são mais palatáveis e nutritivas (van Wilgen *et al.*, 2000; 2004; 2014).

3.1.2. Clima

Segundo Gertenbach (1983) KNP é caracterizado por um clima subtropical, com duas estações do ano, sendo uma estação seca que inicia no mês de Abril ou Maio e termina em Setembro ou Outubro e outra estação chuvosa que se estende de Outubro a Março. A precipitação média anual varia de 750 mm no Sul de KNP à 350 mm no Norte. Na região de Punda Maria a precipitação média anual é de ± 600 mm, enquanto em Vlakteplaas, a precipitação média anual é de 490 mm.

O padrão de distribuição da precipitação ao longo do ano é caracterizado por períodos húmidos e secos prolongados, que influenciam a ocorrência das queimadas (van Wilgen *et al.*, 2000; 2004). A temperatura máxima ao longo do ano varia de 32.3°c à 25.2°c e mínima varia de 20.8°c à 12.2°c (Venter *et al.*, 2003).

3.1.3. Hidrologia

A região de estudo é percorrida por vários rios e cursos de água natural na sua maioria de regime permanente, que servem como fontes de água para os animais, dentre os quais destacam-se os seguintes rios: Luvuvhu à Norte e Mphongolo à Sul (van Wilgen *et al.*, 2000; 2004) (Figura 2). Além das fontes naturais, no KNP foram construídos pontos artificiais de água, sobretudo para animais de grande porte (Pople e Page, 2002). Estas fontes de água presumivelmente permitem o aumento do tamanho das populações e alteram a distribuição de algumas espécies (Pople e Page, 2002). Por conseguinte, aumentam a pressão de pastoreio que altera a composição botânica das pastagens, degradam a vegetação e os solos ao redor dos pontos de água (efeito da piosfera), influenciam na homogenização dos habitats, comprometendo a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas (Pople e Page, 2002; Smit *et al.*, 2007). Este factor, contribui para maior acúmulo de cargas de combustível em áreas sem fontes alternativas de água, devido a ausência ou baixa densidade de herbívoros, e aumenta o risco de queimadas de alta intensidade, prejudiciais à flora e a fauna.

3.1.4. Vegetação

Gertenbach (1983) descreveu a vegetação da área de estudo com base na classificação fisionómica e composição de espécies vegetais, tendo agrupado as formações vegetais em: região de Punda Maria predominada por florestas abertas de *Combretum apiculatum*, *Colophospermum mopane*; formações de pradaria, *Burkea africana*, *Kirkia acumunata*, *Combretum apiculatum*; floresta de *Colophospermum mopane*; florestas de *Androstachys johnsonii* em solos graníticos. A camada graminal é dominada por *Andropogon gayanus*, *Themeda triandra*, *Panicum maximum*, *Digitaria eriantha*, *Aristida congesta*, *Pogonarthria squarrosa*, *Setaria holstii* (Gertenbach, 1983).

A vegetação de Vlaktplaas consiste predominantemente de formações arbustivas de *Colophospermum mopane*, em solos basálticos, com espécies com altura que varia de 1-2 metros. A composição de espécies graminais que ocorrem nesta formação é dominada por *Themeda*

triandra, *Panicum coloratum*, *P. maximum*, *D. eriantha*, *Aristida congesta*, *Heteropogon contortus*, *Eragrostis superba*, dentre outras (Gertenbach, 1983).

3.1.5. Fauna

O KNP é caracterizado por alta diversidade de espécies de animais, dentre as quais 147 espécies de mamíferos e 492 espécies de aves (van Wilgen, *et al.*, 2000). A região Norte de KNP, é relativamente pobre em fauna, apresentando baixa densidade de animais de grande porte. O búfalo (*Syncerus caffer*), elefante (*Loxodonta africana*), cudo (*Tragelaphus strepsiceros*) e impala (*Aepyceros melampus*) são as espécies animais mais comuns (Gertenbach, 1983). Porém, nesta região ocorrem espécies raras e ameaçadas na RSA, tais como matagaíças (*Hippotragus niger*), mzanzes (*Damaliscus lunatus*), palapalas (*Hippotragus niger*) e elande (*Tragelaphus oryx*) (Gertenbach, 1983).

Os herbívoros têm uma influência importante sobre o regime das queimadas, através do consumo de gramíneas que são o principal material combustível, especialmente os elefantes (van Wilgen *et al.*, 2000; 2004). Devido à baixa densidade de espécies de presas, carnívoros de grande porte tais como o leão (*Panthera leo*) ocorrem a baixa densidade que na zona Central e Sul do parque, assim como, hiena (*Crocuta crocuta*) e chita (*Acinonyx jubatus*) são escassos, mas leopardo (*Panthera pardus*) pode ser encontrado com frequência (Gertenbach, 1983).

3.2. Desenho da amostragem

Para o desenho da amostragem foi produzido um mapa que mostra a variação espacial da frequência de queimadas nos últimos 10 anos no KNP e sobreposto ao mapa de solos e de vegetação. As áreas de estudo foram estratificadas com base no tipo de solo (graníticos a Oeste e basálticos a Leste) que determinam os principais tipos de vegetação/habitats para fauna (Gertenbach, 1983; Massawe *et al.*, 2008). Dentro de cada tipo de solo/vegetação foram identificadas áreas que receberam alta e baixa frequência de queimadas. Considera-se baixa frequência áreas queimadas abaixo de 6 anos e alta frequência áreas queimadas acima de 6 anos num período de controlo de 10 anos (Ruecker, 2014) (Figura 3).

Cada estrato (granítico e basáltico) foi subdividido em dois blocos, totalizando quatro blocos (granítico baixo, granítico alto, basáltico baixo e basáltico alto) (Figura 4). Em cada bloco os

dados foram colhidos em 3 réplicas, com a finalidade de reduzir o erro de amostragem para melhorar a precisão do experimento, o que resultou em 12 réplicas nos dois estratos.

A distância entre os estratos foi de aproximadamente 40 km, entre os blocos dentro do mesmo estrato foi de 15 km e a distância entre as réplicas dentro de cada bloco foi em média de 2 km. Para a locação dos blocos e as respectivas réplicas foi usado o mapa das áreas queimadas, dos registos dos últimos 10 anos do KNP, produzidos pelo Ruecker (2014). Assim, foram feitas 6 réplicas em função de frequência de queimadas e tipo de solos, das quais 3 em áreas de alta e baixa frequência de queimadas (Figura 3). A localização das réplicas na área de estudo foi feita com ajuda de GPS (Global Positioning System) que tinha a orientação das coordenadas UTM (Universal Transversal Mercator), previamente introduzidas.



Figura 3. Localização das réplicas em solos graníticos e basálticos sob alta e baixa frequência de queimadas (Fonte de dados SANParks, 2008).

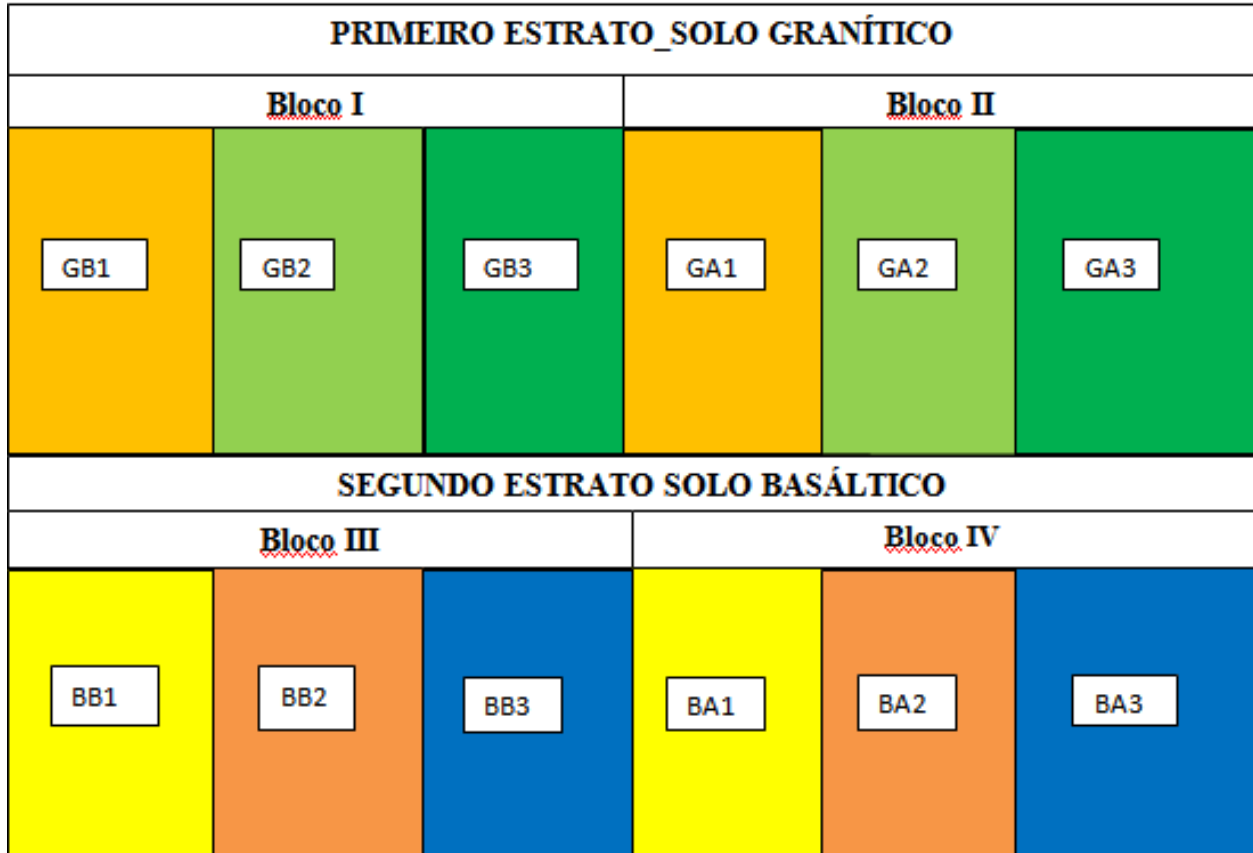


Figura 4. Representa os estratos em função do tipo de solos, 4 blocos e 12 réplicas nomeadamente: GB-1, 2 e 3-Solos granitos de baixa frequência de queimadas e GA-1, 2 e 3-Solos granitos de alta frequência de queimadas BB-1, 2 e 3- Solos basálticos de baixa frequência de queimadas.

3.3. Recolha de dados

Os levantamentos de pequenos mamíferos foram realizados na estação seca, na segunda quinzena do mês de Maio de 2014, durante 15 dias. Em cada réplica nos solos graníticos foram colocados 20 gaiolas Sherman (20 cm x 7,5cm x 7,5 cm), em duas faixas durante uma noite, uma faixa de 6 Pitfall que permaneceu 3 noites e uma faixa de 4 gaiola Tomahawks (60 cm x 20 cm x 20) durante uma noite (Figura 5). O mesmo foi feito nos solos basálticos com a excepção das réplicas BB2, BB3 (Bloco III) e BA1 e BA2 (Bloco IV), onde foram colocados em cada réplica 10 gaiolas Sherman durante um dia, devido ao tempo limitado para a condução do estudo.

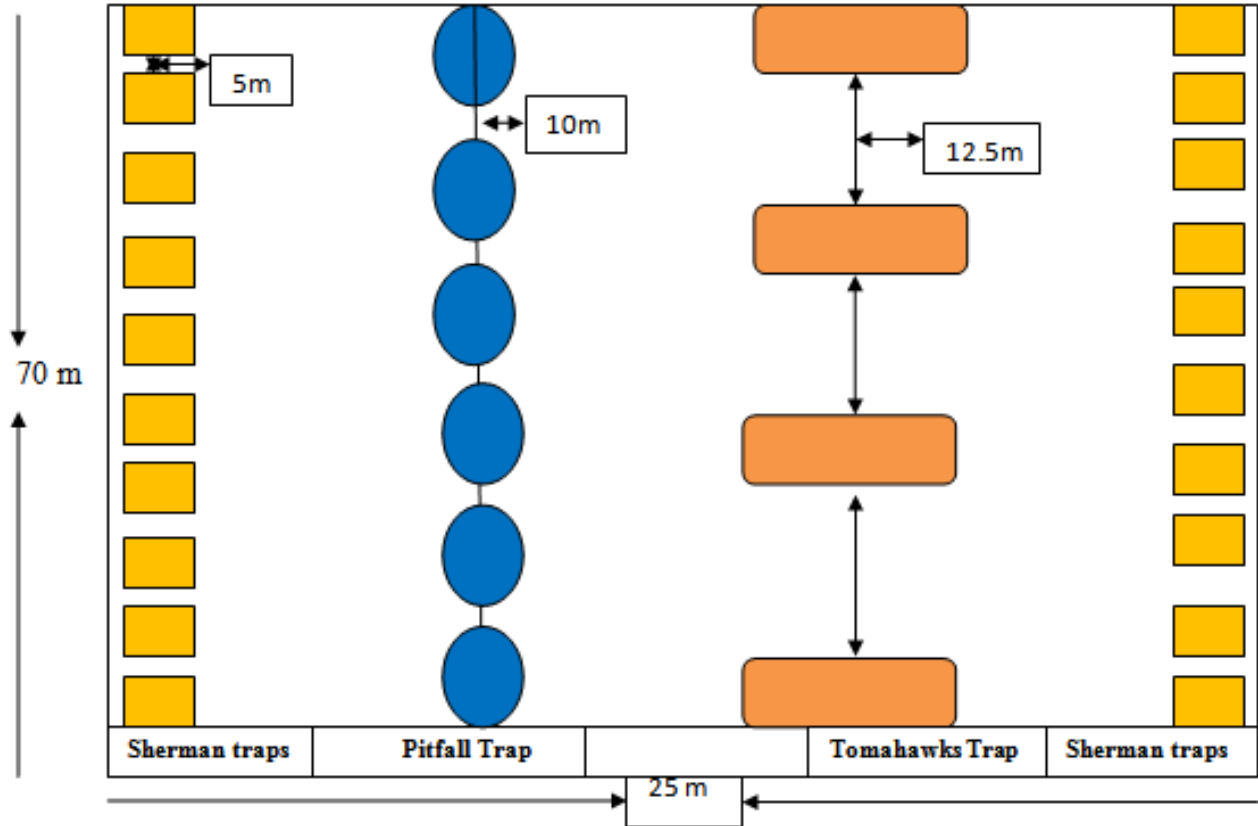


Figura 5. Disposição de diferentes armadilhas de levantamento de pequenos mamíferos

3.3.1. Descrição dos métodos de recolha de dados dos pequenos mamíferos

a) Armadilhas de interceptação e queda (Pitfall Trap)

Trata-se de um método directo, muito utilizado para capturar diversos animais, sendo eficiente na captura de vários grupos como pequenos mamíferos (roedores e insectívoros) (Jones *et al.*, 1996; Umetsu *et al.*, 2006), répteis (serpentes, lagartos e cágados), anfíbios (rãs e sapos) (Greenberg *et al.*, 1994; Cechin e Martins, 2000) e invertebrados terrestres como insectos não voadores (Parr e Chown, 2001; Work *et al.*, 2002) (Figura 6).

Ao longo dum transecto de 70 m, foram enterrados 6 baldes, separados por uma distância de 10 metros (Figura 6). A instalação da armadilha consistiu em enterrar baldes perfurados (para permitir a percolação de água em caso das chuvas), de 30 cm de diâmetro e 50 cm de profundidade, de forma que a parte superior fique rente á superfície do solo.

Com auxílio de uma rede de 30 cm de altura fez-se uma vedação, segurada por arrame de forma a permitir que não seja arrastado pelos animais e ventos forte. A rede atravessa radialmente cada

balde, estendendo-se 5 metros depois dos baldes. O princípio é que a vedação, quando encontrada pelo animal em movimento, dirige o animal para a próxima cova e desta forma aumenta consideravelmente a probabilidade de capturar os animais. As armadilhas Pitfall permaneceram 3 dias em 4 réplicas de cada tipo de solo em função da frequência de queimadas. No total foram feitas 36 trapnights (número dos baldes vezes o número de noites) em cada estrato, totalizando 72 trapnights (Tabela 1).



Figura 6. Armadilha Pitfall a) e b). Habitats que receberam baixa e alta frequência de queimadas respectivamente em solos basálticos.

b) Armadilhas de gaiola Sherman e Tomahawk

Este método foi usado para capturar pequenos mamíferos como roedores e insectívoros (Jones *et al.*, 1996). Foram colocadas 20 gaiolas Sherman de 20 cm x 7,5cm x 7,5 cm de tamanho (Sherman Lda., Tallahassee, E.U.A) (Figura 7), e 4 gaiolas Tomahawk com dimensão de 60 cm x 20 cm x 20 cm (Tomahawk Lda., Tomahawk, E.U.A.) (Figura 8), em cada réplica, separados por 5 e 12,5 m, respectivamente na direção Norte à Sul, ao longo dos transectos (Figura 5). Estas possuem duas portas, onde quando o animal entra para apanhar a isca colocada no fundo, acciona um sistema específico de fecho, impossibilitando-o de sair. Para proteger os animais capturados de temperaturas elevadas, as gaiolas foram colocadas em lugares sombreados.

A posição de cada unidade amostral (gaiola) foi sinalizada com fita de marcação para facilitar a localização. Ao longo do transecto as gaiolas eram colocadas próximo de locais com sinais de presença de pequenos mamíferos (tocas, fezes, pegadas, troncos caídos e cepos). Nas gaiolas Sherman foi usada como isca uma massa feita a partir da mistura de manteiga de amendoim e aveia, milho e amendoim torado, substituídos diariamente para manter a capacidade de atracção

aos animais, enquanto, as gaiolas Tomahawks foram iscadas com pedaço de laranja, maçã, bananas e frutas silvestres tais como: *Cucumis zeyheri* e *Cucumis metoliferus*.

As gaiolas permaneceram uma noite em cada réplica. O esforço não foi balanceado entre as réplicas, tendo sido colocadas 20 gaiolas Sherman em cada réplica num total de 8 réplica em solos graníticos e basáltico respectivamente e 10 gaiolas Sherman em cada réplica num total de 4 réplicas em solos basálticos (Tabela 1). No total foram feitas 200 trapnights de gaiolas Sherman e 48 trapnights de gaiolas Tomahawk.

As gaiolas eram verificadas todos os dias no período de manhã depois de nascer do sol. Para evitar stress que podia levar até a morte, os animais capturados eram libertados imediatamente após a identificação. Para a identificação dos animais foram usadas guias faunísticos apropriadas (Stuart e Stuart, 2001). Para minimizar os riscos de mordedura e transmissão de doenças durante o trabalho do campo foram usadas luvas de couro.

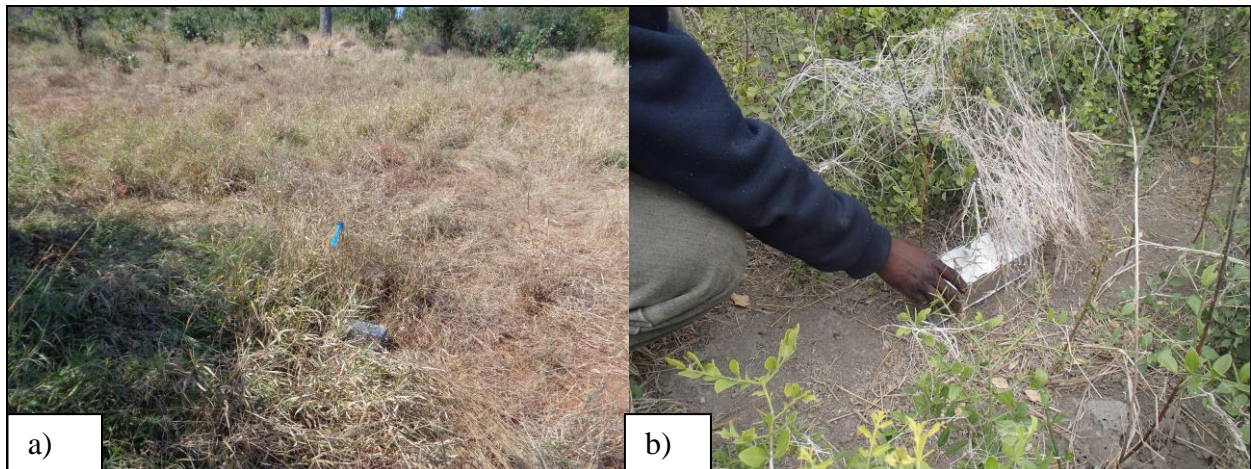


Figura 7. Gaiolas Sherman, em habitat que receberam alta frequência de queimadas em solos graníticos (a) e basálticos (b)



Figura 8. Gaiola Tomahawk

Durante o levantamento em todas as unidades amostrais (gaiolas e baldes) foram colhidos dados quantitativos, que consistiram na contagem dos indivíduos das espécies capturadas em diferentes tipos de solos em função de frequência de queimadas, em todas as réplicas.

3.3.2. Esforço de captura

O esforço de captura está representado em número de unidades amostrais (armadilhas Sherman, Tomahawk e Pitfall) por noite. Durante as actividades de captura, o esforço de captura não foi balanceado. O esforço total foi de 320 trapnights nos dois estratos (Tabela 1).

Tabela 1. Esforço de amostragem realizado em cada réplica de levantamento de dados nas regiões de Punda Maria e Vlaktplaas.

Área de estudo	Fre. Queim.	Pitfall	Noite	Sherman	Noite	Tomahawks	Noite
Solos graníticos (Punda Maria)	GA1	6	3	20	1	4	1
	GA2			20	1	4	1
	GA3			20	1	4	1
	Subtotal	18 trap nights		60 trap nights		12 trap nights	
	GB1	6	3	20	1	4	1
	GB2			20	1	4	1
	GB3			20	1	4	1
Subtotal	18 trap nights		60 trap nights		12 trap nights		
Solos basálticos (Vlaktplaas)	BB1	6	3	20	1	4	1
	BB2			10	1	4	1
	BB3			10	1	4	1
	Subtotal	18 trap nights		40 trap nights		12 trap nights	
	BA1	6	3	10	1	4	1
	BA2			10	1	4	1
	BA3			20	1	4	1
Subtotal	18 trap nights		40 trap nights		12 trap nights		
Total	12	72 trap nights		200 trap nights		48 trap nights	
Grande total	12	320 trap nights					

Freq. queim: Frequência de queimadas

3.3.3. Recolha de dados sobre variáveis do habitat

a) *Condição ecológica do pasto e biomassa graminal*

Em cada estrato, foram localizados as réplicas, a partir das quais estabeleceu-se dois transectos contíguos de 160 m com orientação Norte, cujas coordenadas geográficas foram registadas usando GPS. Onde foi feito o levantamento da componente graminal, para avaliação da condição ecológica do pasto usando o método step-point (Bothma *et al.*, 2004). Partindo do ponto do início de cada transecto, em intervalos de aproximadamente 3 m foram feitas 50 leituras em cada transecto, onde era registada a gramínea mais próxima.

Os dados da biomassa foram colhidos no mesmo transecto com auxílio do disco medidor de pasto, introduzindo a ponta da haste do disco no dossel de forma perpendicular, do topo para a base até o nível do solo. O disco é mantido suspenso, e após a haste ter atingido o solo é solto de forma a acomodar-se no topo do dossel (Figura 9a). Nesse ponto onde o disco estaciona é tomada a leitura, com vista a estimar a biomassa graminal e o potencial do combustível acumulado (Taiton, 1999).

A condição ecológica da pastagem e a biomassa graminal são imprescindíveis na ecologia dos pequenos mamíferos, pois, servem de abrigo/esconderijo, refugio quando ocorre distúrbios no ecossistema, e de altas temperaturas e fornecem a diversos roedores alimentos na base de folhagem e grãos (Monadjem, 1997; Kotler *et al.*, 2004; van Deventer e Nel 2006; Muck e Zeller 2006; Yarnell *et al.*, 2007; Happold, 2013).

b) Distância ao tufo

Para estimar a distância média entre as gramíneas, foi medida a distância entre a espécie de gramínea mais próxima de uma haste de 1m, ao longo de dois transectos de 160 m. Em intervalos de aproximadamente 3m, foi colocada uma haste vertical de 1 m sistematicamente no chão mais próximo da espécie graminal dentro dum raio de 50 cm, em seguida mediu-se a distância entre a espécie de gramínea mais próxima da haste (Figura 9b).

De acordo com Hardy e Tainton (1993); Trollope (2004) o ponto de medição da distância ao tufo serve como um índice de cobertura de base da cobertura graminal, e permite avaliar o seu potencial de resistência à erosão acelerada do solo. Esta variável do habitat influencia na abundância dos pequenos mamíferos através da condição da cobertura graminal que serve de alimento e abrigo aos pequenos mamíferos (van Deventer e Nel, 2006); também de resistência à erosão do solo (Trollope, 2004).

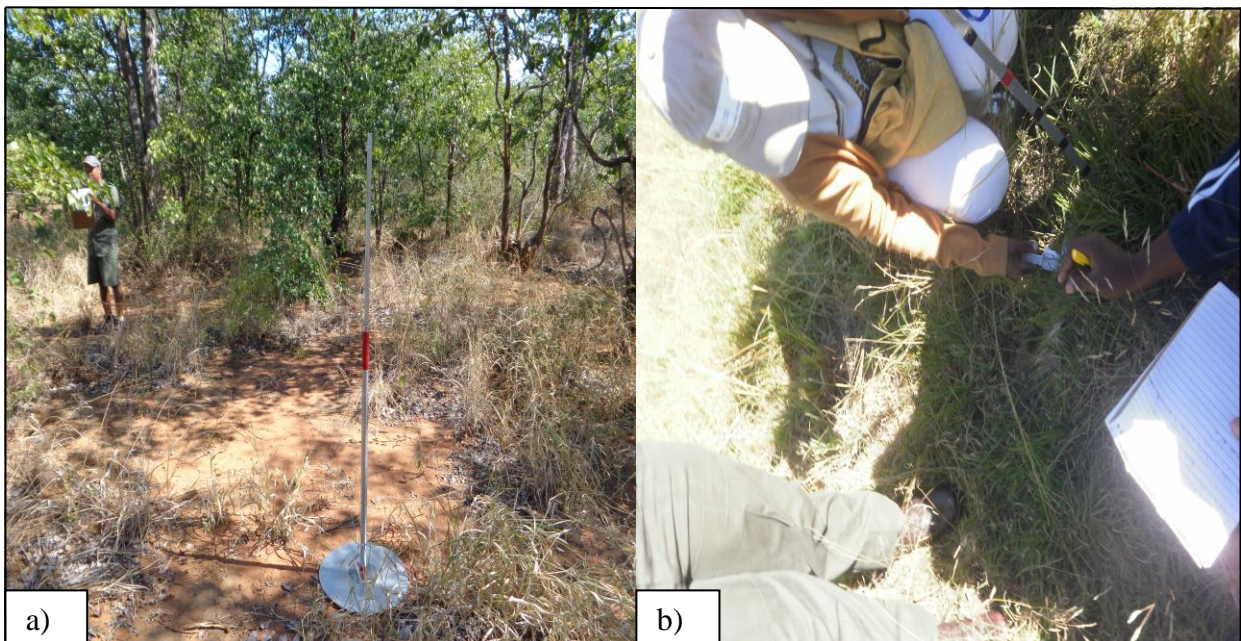


Figura 9. a) Disco medidor do pasto; b) Medição da distância ao tufo

3.4. Análise de dados

A análise dos dados foi feita com o auxílio do *software Microsoft Excel 2010* e o programa estatístico *Stata10*, onde a normalidade dos dados foi verificada através do Teste Jarque Bera (Bera e Jarque, 1980). O nível de confiança de 95% ($P < 0,05$), foi considerado como estatisticamente significativo para todos os testes.

No entanto, o número de indivíduos capturados por espécies não foi suficientemente alto para permitir o uso de vários métodos de estimativa populacional. Esta situação é semelhante à verificada no estudo realizado por Muck e Zeller (2006) no Norte da Namíbia, onde usando os mesmos métodos de captura de pequenos mamíferos com este estudo, o número de indivíduos capturados foi baixo para qualquer comparação estatística entre as parcelas de estudo.

3.4.1. Determinação do esforço e sucesso de captura

O esforço de captura foi calculado como sendo o número das gaiolas usadas multiplicado pelo número das noites. O sucesso de captura (indicador da abundância) foi calculado como a razão entre o número de indivíduos capturados e o esforço amostral, multiplicando o resultado pelo valor padronizado de 100 trap nights (van Deventer *et al.*, 2006; Fitzherbert *et al.*, 2006; MacFadyen *et al.*, 2012). Cada gaiola ou balde foi considerado uma unidade amostral independente em cada réplica. O esforço amostral e o sucesso de captura foram calculados separadamente nos dois tipos de solos em função da frequência de queimadas. Para entender como o sucesso de captura de pequenos mamíferos, se relaciona com as variáveis do habitat (biomassa graminal, distância ao tufo e a condição ecológica do pasto) fez-se o teste de *correlação de Pearson*.

$$\text{Esforço de captura} = \text{Número de armadilhas} \times \text{noites de armadilhamento} \quad (3)$$

$$\text{Sucesso de captura} = \text{Número de de capturas} / \text{Esforço de captura} \quad (4)$$

$$\text{Sucesso de captura (\%)} = \text{Número de capturas} / \text{Esforço de captura} * 100 \quad (5)$$

3.4.2. Determinação da riqueza, índice de diversidade de Shannon-Wiener e o índice de Similaridade de Jaccard

Os dados foram analisados para mostrar a riqueza, a diversidade e a abundância das várias espécies entre solos graníticos e basálticos e áreas que receberam diferentes frequências de queimada.

A determinação da riqueza de espécies consistiu na contagem do número total de espécies (S) em cada réplica. A comparação da diversidade de espécies de pequenos mamíferos, foi feita através do índice de diversidade de Shannon-Wiener. De acordo com Buckland *et al.* (2005) o índice de diversidade de Shannon-Wiener, é afectado pela variação na abundância das espécies e dá maior peso as espécies raras. Estima a diversidade específica e expressa a heterogeneidade faunística, mostrando o quão os habitats estão diversificados nos ecossistemas florestais. É expresso pelo número de espécies e dos indivíduos das espécies (Magurran, 2004; Buckland *et al.*, 2005). Por conseguinte, o índice de similaridade de Jaccard, foi usado para comparar o quão os dois tipos de solo sob alta e baixa frequência de queimadas são similares ou não entre si e, para comparar a composição de espécies. É expresso pelo número de espécies (Magurran, 2004).

3.4.3. Avaliação da condição ecológica de pasto e da distância ao tufo

A avaliação da condição de pasto graminal envolve o procedimento que foi desenvolvido no KNP (Trollope, 1990), que indica as características funcionais que são o potencial para a produção da condição do pasto para os animais e combustível graminal para sustentar as queimadas e a resistência do estrato herbáceo à erosão do solo.

A condição do pasto, foi estimada com base no índice ecológico, segundo o qual a condição do pasto de um local específico é comparada com uma pastagem de máxima condição ecológica possível, equivalente a 1000 (van Rooyen, 1999), baseada na composição das espécies de gramíneas em cada réplica (100 pontos do transecto), agrupadas em 5 classes ecológicas: decrescente, crescente 1, crescente 2, crescente 3 e invasivas (van Oudtshoorn, 1999).

A condição ecológica de pasto foi avaliada com base na composição das espécies de gramíneas em cada réplica, a partir dos 100 pontos marcados nos dois transectos. As espécies de gramíneas registadas foram agrupadas de acordo com a sua categoria e o seu respectivo factor de foragem. Multiplicado pela frequência das espécies de cada categoria com o respectivo factor de foragem. O valor calculado foi relacionado com o máximo valor da condição ecológica padronizado 1000.

O cálculo da distância ao tufo foi feito a partir das leituras da distância entre a haste de 1m e a gramínea mais próxima ao longo de dois transecto (100 pontos marcados), posteriormente foi achada a média para os 100 pontos em cada réplica.

3.4.4. Determinação da biomassa graminal

A determinação da biomassa herbácea nas áreas que receberam diferentes frequências de queimadas foi feita através da transformação da leitura da altura da biomassa medida usando o disco medidor de pasto, com base na equação calibrada e desenvolvida no KNP (Equação 6) para estimar a quantidade de combustível de gramíneas para fins de gestão nas savanas (Trollope, 1990). Primeiramente a equação foi desenvolvida para as savanas sul-africanas, podendo ser válida para qualquer área de savana (Taiton, 1999).

Equação:
$$Y = -3019 + 2260 * \sqrt{x} \quad (6)$$

Onde: Y - é a média da biomassa (Kg/ha);

X - é a média da altura (cm).

3.5. Limitações do estudo

O tempo para a condução do estudo foi curto, o que reduziu o esforço amostral, por sua vez, o número de armadilhas/noite nas áreas sob alta e baixa frequência de queimadas. Este factor contribuiu para o baixo sucesso de captura de pequenos mamíferos e na recolha de outras variáveis do habitat;

O levantamento de dados sobre a diversidade de pequenos mamíferos foi feito em paralelo com o levantamento de dados da vegetação. Assim sendo, devido a dependência das equipas de levantamento em função do tempo a permanência das armadilhas nas áreas de amostragem tornou-se reduzida, condicionando a procura de sinais dos pequenos mamíferos para o estabelecimento das gaiolas Sherman e Tomahawks.

Houve dificuldade de interpretação do conceito de alta e baixa frequência de queimadas durante o levantamento de dados, pois, alguns pontos sob alta frequência de queimadas apresentavam características de áreas sob baixas frequências e vice-versa. Este facto deveu-se a falta de uma frequência intermédia que relaciona as duas frequências durante a elaboração do mapa de frequência de queimadas do KNP.

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Composição específica e abundância de pequenos mamíferos em áreas de solos graníticos e basálticos

4.1.1. Riqueza de espécies

Foram capturadas diferentes espécies de pequenos mamíferos, distribuídos em duas famílias: Soricidae e Muridae, pertencentes a ordem Insectívora e Rodentia, respectivamente, sendo um insectívoro e seis roedores. Os solos graníticos apresentaram maior número de espécies (sete espécies), que os solos basálticos (três espécies) (Tabela 2).

Tabela 2. Lista das espécies de pequenos mamíferos: registados em solos graníticos e basálticos.

Tipo de Solos	Região	Riqueza em espécie	Nome Português
Graníticos (Arenosos)	Punda Maria	Ordem:Família	
		Insectívora: Soricidae	
		<i>Crocidura sp.</i>	Musaranho-almiscarado
		Rodentia: Muridae	
		<i>Aethomys chrysophilus</i>	Rato-vermelho-da-savana
		<i>Lemniscomys rosalia</i>	Rato-uniraiado
		<i>Mastomys sp.</i>	Rato multimammate
Basálticos (Argilosos)	Vlaktplaas	<i>Mus sp.</i>	Rato-pigmeu
		<i>Saccostomus campestris</i>	Rato-bochechudo
		<i>Tatera leucogaster</i>	Gerboa de Peters
		Rodentia: Muridae	
		<i>Aethomys chrysophilus</i>	Rato-vermelho-da-savana
		<i>Mastomys sp.</i>	Rato-multimamilado de Natal
		<i>Tatera leucogaster</i>	Gerboa de Peters

Conforme o esperado, maior número de espécies foi encontrado em solos graníticos, que em solos basálticos. Este resultado é semelhante ao obtido por Kern (1981) no KNP, nas regiões de Pretoriuskop (solos graníticos) e Satara (solos basálticos), África do Sul e por Massawe *et al.* (2008), em Morogoro, Tanzânia na população de pequenos mamíferos.

O maior número de espécies nos solos graníticos é devido a sua textura e constituição que influenciam na escavação e construção de tocas, drenagem da água e nidificação de muitas espécies que escavam as suas próprias tocas por serem solos leves e soltos com alto teor de areia (Yeboah e Akyeampong, 2001; Massawe *et al.*, 2008). Adicionalmente, os solos graníticos retem melhor a humidade e a água do subsolo do que solos basálticos, podendo reter gramíneas com folhas verdes por mais tempo na estação seca (Scholes e Walker, 1993); o que favorece melhores

condições de habitat (disponibilidade alimentar e proteção contra predadores) para os pequenos mamíferos (Skinner e Chimimba, 2005; Happold 2013). A menor preferência por solos basálticos está relacionada com a má aeração dos solos, difícil escavação para a construção das tocas, maior susceptibilidade de alagamento durante a estação chuvosa e pelo facto de serem facilmente compactados devido ao maior teor de argila (Odhiambo, 2005; Massawe *et al.*, 2008).

Porém, MacFadyen *et al.* (2012) no estudo realizado no Norte de KNP em solos basálticos, observaram maior número de espécies (cinco espécies) de pequenos mamíferos em relação ao presente estudo (três espécies). O maior número de espécies capturadas por MacFadyen *et al.* (2012) é pelo facto do estudo ter sido conduzido nas duas estações do ano, o que terá contribuído no maior esforço de captura e conseqüentemente maior número de espécies capturadas que neste estudo. Por outro lado, o baixo número de espécies capturadas neste tipo de solo pode estar associado em parte aos seus hábitos, especificamente por abrigarem-se em tocas escavadas por outras espécies, sob rochas, troncos ou de baixo das cascas das árvores caídas por serem solos duros e difíceis de serem escavados (Skinner e Chimimba, 2005; Happold, 2013).

Contudo, na sua maioria as espécies capturadas toleram diversos tipos de habitats e são utilizadas como indicadores de perturbação por exemplo o gênero *Mastomys* é tido como generalista e pioneira com alta capacidade para colonizar áreas perturbadas causadas por actividades antropogénicas e fenómenos naturais (Monadjem 1997; Skinner e Chimimba, 2005; Happold, 2013).

4.1.2. Diversidade de espécies

O índice de diversidade de Shannon-Wiener mostra que existe maior diversidade de espécies em solos graníticos que nos solos basálticos (Tabela 3).

Tabela 3. Índice de Shannon-Wiener nas áreas sob baixa e alta frequência de queimadas e em diferentes tipos de solos

Parâmetros	Norte de Kruger National Park (Punda Maria e Vlaktpaas)			
	Tipo de solo		Frequência de queimadas	
	Graníticos	Basálticos	Alta	Baixa
Índices de Shannon-Wiener (H')	1.33	0.94	1.42	0.64

Os resultados do presente estudo semelham-se aos obtidos por Kern (1981), no KNP e Timbuka e Kabigumila (2006), em Serengeti, na Tanzânia. Estas semelhanças devem-se ao maior número de espécies e de indivíduos capturados com uma distribuição uniforme em solos graníticos, o que influenciou no maior valor do índice de diversidade de espécies, por conseguinte, o menor valor do índice em solos basálticos, é devido ao menor número de espécies, de indivíduos capturados e pelo facto de não se encontram uniformemente distribuídos (Krebs, 1999; Magurran, 2004 e Buckland *et al.*, 2005).

Para além do tipo de solo, Kern (1981) e Timbuka e Kabigumila (2006) sustentam que o índice de diversidade de espécies, também é influenciado pela heterogeneidade do habitat, visto que, promove maior abundância de espécies e permite uma maior taxa de sobrevivência das espécies. Buckland *et al.* (2005) acrescentam que a tendência dos índices para estimar a biodiversidade, pode variar entre os locais, refletido através das diferenças entre os habitats, usos do solo e condições climáticas.

2.1.3 Similaridade de espécies

Registou-se uma baixa similaridade na comunidade de pequenos mamíferos entre os dois tipos de solos (graníticos e basálticos) (Tabela 4). Das sete espécies capturadas, três ocorrem nos dois tipos de solos (*Aethomys chrysophilus*, *Mastomys sp.* e *Tatera leucogaster*), as restantes quatro somente foram registadas em solos graníticos (Tabela 2).

Tabela 4. Matriz de comparação entre solos graníticos e basálticos e áreas que receberam alta e baixa diferentes frequência de queimadas.

Local	Graníticos	Basálticos	Local	Alta freq.	Baixa freq.
Graníticos	*		Alta freq.	*	
Basálticos	0,43	*	Baixa freq.	0,29	*

Freq – Frequência

A composição de espécies de pequenos mamíferos, nos dois tipos de solos, apresenta similaridade abaixo de 50%, demonstrando que os dois tipos de solos não possuem mesma composição, pelo facto de algumas espécies terem sido capturadas exclusivamente em solos graníticos. Segundo Kent e Coker (1992); Krebs (1999) e Magurran (2004), os valores do índice de similaridade variam de 0 a 1 e quando mais próximo de 1 for o valor encontrado mais similares serão as áreas e mais dissimilares quando o valor encontrado for mais próximo de zero.

A baixa similaridade, é atribuída ao menor número de espécies de pequenos mamíferos capturadas, devido as restrições de ocorrência de certas espécies em solos basálticos, associadas as suas especificidades pelo habitat (Skinner e Chimimba, 2005; van Deventer e Nel 2006).

4.1.4. Sucesso de captura

No total, foram capturados 63 indivíduos, sendo 61 roedores e dois insectívoros. Nos solos graníticos registou-se maior sucesso de captura (29,44%) que nos solos basálticos (7,14%), sendo que, os solos graníticos apresentaram maior número de indivíduos capturados em particular de duas espécies *Mastomys sp.* e *Mus sp.* em relação aos solos basálticos (Tabela 5).

Tabela 5. Sucesso de captura de pequenos mamíferos expresso em número de indivíduos capturado por 100 trapnights em diferentes tipos de solos nas regiões em estudo

Tipo de Solos	Espécies	Sucesso de captura (%) / espécie	Total de Sucesso de captura (%)
Graníticos	<i>Aethomys chrysophilus</i>	1,67	29,44
	<i>Crocidura sp.</i>	1,11	
	<i>Lemniscomys rosalia</i>	0,56	
	<i>Mastomys sp.</i>	13,33	
	<i>Mus sp.</i>	10,56	
	<i>Saccostomus campestris</i>	1,10	
Basálticos	<i>Tatera leucogaster</i>	1,11	7,14
	<i>Aethomys chrysophilus</i>	3,57	
	<i>Mastomys sp.</i>	0,71	
	<i>Tatera leucogaster</i>	2,86	

Estes resultados mostram que nos solos graníticos registou-se maior sucesso de captura de pequenos mamíferos que nos solos basálticos. Os resultados deste estudo são semelhantes aos encontrados por Massawe *et al.* (2008); Timbuka e Kabigumila (2006) e Odhiambo (2005) na Tanzânia. Esta semelhança é atribuída as condições que os solos graníticos apresentam em relação aos solos basálticos, por possuírem capacidade de reter níveis mais adequados de temperatura e humidade nos abrigos tornando as tocas consistentes para que estas não entrem em colapso (Hardy, 1945; Massawe *et al.*, 2008). Por outro lado, os solos basálticos são duros, defíceis de serem escavados por possuírem alto teor de argila (textura do solo), factor que limita a abundância dos pequenos mamíferos em particular na estação chuvosa (Odhiambo, 2005 e Massawe *et al.*, 2008).

Para além da textura do solo (Massawe *et al.*, 2008), a estrutura do habitat, precipitação, produtividade primária, predação e pastoreio, são outros factores que influenciam a distribuição dos pequenos mamíferos nos ecossistemas (Avenant, 2000a). A textura e o tipo de solo influenciam no crescimento das gramíneas e das árvores, com capacidade de retenção de humidade, por sua vez, a precipitação influencia o crescimento e desenvolvimento da biomassa herbácea e a herbivoria influencia na qualidade do alimento (Mabunda *et al.*, 2003; van Wilgen *et al.*, 2004; Yarnell *et al.*, 2007), potenciando o aumento da abundância dos pequenos mamíferos nos solos graníticos em relação aos solos basálticos.

Porém, MacFadyen *et al.* (2012), ao avaliar a influência do fogo na abundância dos pequenos mamíferos no Norte de KNP em solos basálticos, teve um valor médio de sucesso de captura que se encontra no intervalo de $39,3 \% \pm 24,3\%$. O menor sucesso de captura neste estudo em solos basálticos pode ser atribuída a curta duração de recolha de dados, em relação a outros estudos da mesma natureza, o que terá influenciado no menor sucesso de captura de pequenos mamíferos.

4.2. Riqueza, diversidade e abundância de pequenos mamíferos em áreas sob diferentes frequências de queimadas

4.2.1. Riqueza de espécies

O maior número de espécies de pequenos mamíferos (sete espécies) foi registado em áreas sob alta frequência de queimadas do que nas áreas que receberam baixa frequência de queimadas (duas espécies), apesar do tamanho da amostragem não ter sido suficiente para realizar uma análise estatística mais robusta (Tabela 6).

Tabela 6. Composição de espécies e sucesso de captura de pequenos mamíferos expressos em número de indivíduos capturado por 100 trapnights em áreas que receberam diferentes frequências de queimadas no Norte de KNP nas regiões de Punda Maria e Vlaktplaas.

Frequência de queimada	Espécies	Sucesso de captura (%) / espécie	Sucesso de captura (%)
Alta	<i>Aethomys chrysophilus</i>	1,88	
	<i>Crocidura sp.</i>	1,25	
	<i>Lemniscomys rosalia</i>	0,63	
	<i>Mastomys sp.</i>	13,75	33,75
	<i>Mus sp.</i>	11,88	
	<i>Saccostomus campestris</i>	1,23	
	<i>Tatera leucogaster</i>	3,13	
Baixa	<i>Aethomys chrysophilus</i>	3,75	5,63
	<i>Mastomys sp.</i>	1,88	

Este resultado é semelhante ao obtido por Yarnell *et al.* (2007), na África do Sul, ao avaliar a influência do fogo, do pastoreio e da precipitação na comunidade de pequenos mamíferos e por MacFadyen *et al.* (2012), no Norte de KNP.

A razão da semelhança, está associada as características (comportamento e a morfologia) das espécies capturadas (van Deventer e Nel, 2006), que permitem que se adaptem as novas condições do habitat criadas pelo efeito das altas frequências de queimadas sobre a vegetação (Frizzo *et al.*, 2011; MacFadyen *et al.*, 2012). Por conseguinte, pela capacidade de recorrerem às manchas de vegetação remanescente em diferentes estágios de sucessão (Yarnell, 2006; Yarnell *et al.*, 2008). Segundo Yarnell *et al.* (2007) áreas sob altas frequências de queimadas associadas à baixa pressão do pastoreio proporcionam um aumento do número de espécies de pequenos mamíferos, pois, estas aumentam a produtividade primária dos habitats, melhoram a palatabilidade (rejuvenescimento) e disponibilidade dos recursos que servem como alimento (quantidade e qualidade) e cobertura contra predadores.

Áreas sob níveis intermédios de frequentes de queimadas aumentam a heterogeneidade dos habitats e criam condições para a coexistência entre espécies herbáceas e lenhosas (Roxburgh *et al.*, 2004), favorecendo a manutenção da diversidade de espécies na população de pequenos mamíferos pela disponibilidade dos recursos em seus habitats (Yarnell *et al.*, 2007). Svensson *et al.* (2010) sustentam que perturbações não só causam impacto negativo no ecossistema, como

também criam condições para o estabelecimento e recrutamento de novas espécies, que por sua vez influenciam na distribuição das espécies faunísticas, em particular de pequenos mamíferos.

O resultado do presente estudo é explicado pela teoria de distúrbio intermediário (Roxburgh *et al.*, 2004), observado através do maior número de espécies registadas nas áreas sob alta frequência de queimadas no KNP. No entanto, apesar das frequências serem consideradas altas, o distúrbio na comunidade dos pequenos mamíferos pode ser considerado de natureza intermédia, segundo a qual os níveis intermédios de perturbação aumentam a heterogeneidade do habitat, permitem que espécies de diferentes nichos ecológicos coexistem numa dada área e aumentam a biodiversidade (Roxburgh *et al.*, 2004), o que influenciou para maior captura de espécies de pequenos mamíferos.

Por conseguinte, áreas que recebem baixa frequência de queimadas podem estar relacionadas com baixos níveis de perturbação que leva à exclusão de espécies adaptadas para colonizar locais mais jovens, visto que, as espécies tendem a não coexistir no mesmo nicho ecológico, devido ao efeito da competição que leva as espécies a ocupar diferentes nichos (Roxburgh *et al.*, 2004; Svensson *et al.*, 2010; Fox, 2013). Christensen *et al.* (1981) sustentam que queimadas de baixa frequência, por vezes, não têm efeitos directos (morte dos indivíduos) sobre as populações de pequenos mamíferos, as perdas são atribuídas aos efeitos indirectos das queimadas, através da redução da disponibilidade de alimentos devido ao estabelecimento de alta densidade arbórea e arbustiva, limitando o desenvolvimento da vegetação herbácea, resultando em altas taxas de predação sobre os pequenos mamíferos.

Os resultados do presente estudo são contrários ao estudo de Kern (1981), no KNP, na região de Pretoriuskop e Satara, onde encontrou maior número de espécies de pequenos mamíferos em áreas sob baixas frequências de queimadas que em áreas sob altas frequências. O mesmo autor atribui essas diferenças aos efeitos indirectos, induzidos pelo fogo na estrutura e composição da vegetação, associada a alta pressão de pastoreio, que reduz a quantidade e qualidade da biomassa herbácea. Letnic (2004) sustenta que a recuperação da vegetação é frequentemente afectada pela pressão do pastoreio, uma vez que grandes herbívoros concentram-se em áreas recentemente queimadas, consequentemente reduzem a disponibilidade e qualidade dos alimentos; fazendo com que os animais migrem para outras áreas (Clark e Kaufman, 1990); ou facilitam um

aumento de predação antes da restauração da vegetação, o que afecta a riqueza dos pequenos mamíferos (Meester *et al.*, 1979).

4.2.2. Diversidade de espécies

O índice de diversidade de *Shannon-Wiener* mostra que as comunidades de pequenos mamíferos nas áreas sob alta frequência de queimadas, são mais diversificadas em espécies que as áreas sob baixa frequência de queimadas (Tabela 3), o que indica um efeito positivo das queimadas. Este resultado é semelhante ao obtido por Yarnell *et al.* (2007).

Esta semelhança pode estar associada às queimadas frequentes combinadas com baixa pressão de actividade pastoreio, que actuam como perturbação moderada, resultando em maior diversidade de pequenos mamíferos (Fuller e Perrin 2001; Yarnell *et al.*, 2007). Para Buckland *et al.* (2005), a diversidade faunística é influenciada pela variação do número de indivíduos e das espécies, por sua vez, pela estrutura e composição da vegetação (Fuller e Perrin 2001; Frizzo *et al.*, 2011).

Os resultados do presente estudo são contrários aos obtidos por Kern (1981), onde encontrou que a diversidade de pequenos mamíferos foi maior em áreas sob baixa frequência de queimadas que nas áreas sob altas frequências. As diferenças observadas podem ser explicadas pela diferença no esforço amostral, do manejo dos habitats entre as regiões de estudo, da actividade pastoreiro e da heterogeneidade dos habitats, assim como dos factores edáficos (Yarnell *et al.*, 2007; 2008; MacFadyen *et al.*, 2012).

Buckland *et al.* (2005) sustentam que a diferença na biodiversidade numa área pode ser devido a mudanças reais ou simplesmente refletir no facto de que as espécies eram mais detectáveis em alguns pontos do que noutros ou devido ao esforço variável do observador, época do ano, habitat, onde a sucessão pode afectar a facilidade com que as espécies podem ser detectadas.

4.2.3 Similaridade de espécies

O índice de similaridade de Jaccard, mostra que há baixa similaridade entre as áreas sob alta e baixa frequência de queimadas, por apresentar valor inferior a 50% (Tabela 4). A baixa similaridade entre as áreas, em relação a composição das espécies (Tabela 6), provavelmente, tenha sido influenciado pelo efeito diferenciado das frequências de queimadas sobre a vegetação, que posteriormente influencia na população dos pequenos mamíferos (Yarnell *et al.*, 2007) e pelo facto do estudo não ter contemplado todo o ciclo sazonal característico do KNP.

4.2.4. Sucesso de captura

Maior sucesso de captura foi registado nas áreas sob alta frequência (33,75 %) que em áreas sob baixa frequência de queimadas (5,63%) (Tabela 6). Resultados similares foram encontrados por Salvatori *et al.* (2001); Yarnell *et al.* (2007) e MacFadyen *et al.* (2012).

O maior sucesso de captura de pequenos mamíferos registado nas áreas sob alta frequência de queimadas pode ser resultado do surgimento e aumento da composição graminal e aparecimento de rebroto dos cepos (produtividade primária), que criam condições na disponibilidade e qualidade dos alimentos (palatabilidade e nutritividade das gramíneas) e abrigo em relação as áreas sob baixa frequência (Yarnell *et al.*, 2007), permitindo assim que a sua abundância aumente. Medeiros e Fiedler (2011) e Frizzo *et al.* (2011) acrescentam que, as queimadas frequentes aumentam a heterogenidade dos habitat, resultando na formação de novos nichos (Louman *et al.*, 2001; Stephen *et al.*, 1980), modificando a estrutura da vegetação e influenciando no aumento do tamanho da população de pequenos mamíferos.

Este resultado mostra que as queimadas tem impacto positivo na abundância de pequenos mamíferos quando ocorrem em níveis intermédios (Svensson *et al.*, 2010), pois, influenciam no rejuvenescimento da componente graminal (van Wilgen, 2003; 2004; de Ronde *et al.*, 2004); que serve de alimento e abrigo para os pequenos mamíferos (Yarnell *et al.*, 2007). Rowe-Rowe e Lowry (1982) em Drakensberg KwaZulu-Natal na África do Sul, observaram que as queimadas reduzem a abundância de pequenos mamíferos apenas nas espécies que não toleram perturbações, sem efeito para outras como por exemplo *Myosorex varius*.

Govender *et al.* (em curso) constataram que habitats que frequentemente queimam sofrem efeitos indirectos do fogo, através da redução da densidade de espécies arbustivas e arbóreas, devido a fraca expansão das copas, o que estimula o crescimento da componente graminal. Desta forma, a disponibilidade de alimentos e abrigo, atrai a componente faunística particularmente de pequenos mamíferos, o que terá contribuído para maior sucesso de captura (Timbuka e Kabigumila, 2006; van Deventer e Nel, 2006; Yarnell *et al.*, 2007). Por conseguinte, em áreas sob baixa frequência de queimadas, há presença da componente graminal alta, fibrosa, de valor nutricional baixo e não palátavel (Govender *et al.*, em curso), o que terá influenciado no menor sucesso de captura dos pequenos mamíferos.

No presente estudo *Mastomys sp.* foi a espécie mais abundante seguido de *Mus sp.*. Os dois gêneros toleram diversos tipos de habitat como florestas abertas, florestas secundárias, campos cultivados ou em pousio (Skinner e Chimimba, 2005; Happold, 2013). De acordo com Avenant *et al.* (2008) e Avenant (2011), o género *Mastomys* é tido como um indicador de perturbação em ecossistemas florestais, os seus números consistentemente dominam comunidades de pequenos mamíferos em áreas com influência antrópica e distúrbios como queimadas ou longos períodos de seca.

Os resultados do presente estudo são contrários aos obtidos por Kern (1981) onde encontrou maior abundância de pequenos mamíferos em áreas sob baixa frequência que em áreas sob alta frequência de queimada. Kern (1981); Keesing (1998) e Yarnell *et al.* (2007) sustentam que, essa diferença é devido a intensa actividade do pastoreio associado a queimadas frequentes que afectam negativamente a abundância dos pequenos mamíferos, por reduzirem a vegetação herbácea, arbustiva e conseqüentemente a qualidade e quantidade de alimentos.

As queimadas têm efeitos directos e indirectos sobre populações de pequenos mamíferos, podendo eliminar os indivíduos ou tornar a área inabitável devido a uma grande redução da cobertura e escassez de alimentos. No entanto, na sua maioria alguns indivíduos sobrevivem à passagem inicial do fogo fugindo da área (ex: *Lemniscomys rosalia*) ou por se refugiarem nas manchas de vegetação remanescentes e por se retirarem para tocas subterrâneas (ex: *M. natalensis*) (Yarnell *et al.*, 2007; 2008). Kern (1981) sustenta que a redução na abundância de pequenos mamíferos em áreas sob alta frequência de queimadas é causada pelo aumento da predação, redução de alimentos e do pastoreio intensivo.

4.3. Influência das variáveis do habitat na abundância dos pequenos mamíferos

4.3.1 Relação entre o sucesso de captura e a Biomassa graminal (kg/ha)

Observou-se uma correlação fraca, positiva e não significativa entre o sucesso de captura e a biomassa graminal ($r = 0,1198$; $Gl = 10$ e $p = 0,7108$) (Figura 10). O coeficiente de determinação é muito baixo ($r^2=0,01$), isto, mostra que somente 1% do sucesso de captura é explicada pela biomassa e a restante percentagem por outras variáveis que não foram mensuradas no presente estudo.

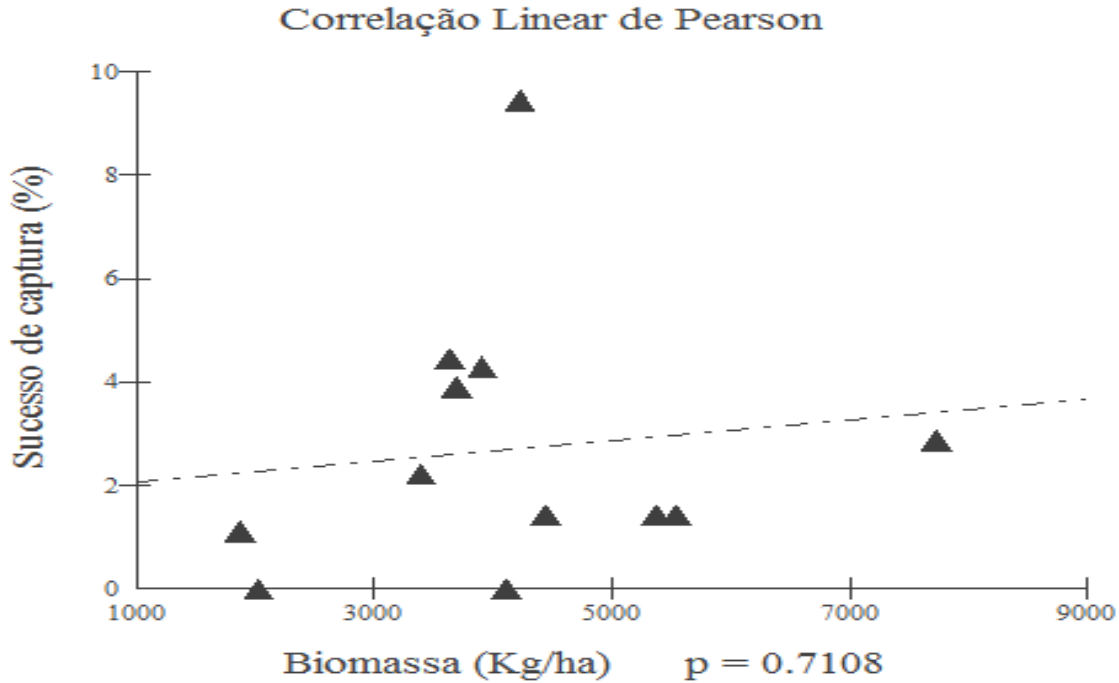


Figura 10. Correlação linear de Pearson entre o sucesso de captura e a biomassa (Kg/ha).

Estes resultados são contrários aos obtidos por Yarnell *et al.* (2007) onde constatou que a abundância de pequenos mamíferos foi significativamente correlacionada com a biomassa graminal. Kern (1981) também observou que maior biomassa graminal promove alta abundância de pequenos mamíferos. Este facto é sustentado por Keesing (1998; 2000) ao referir que a biomassa graminal é uma variável do habitat indispensável para os pequenos mamíferos através do consumo selectivo da biomassa vegetal.

Tal como neste estudo, Caro (2002) na Tanzânia, constatou que a abundância de pequenos mamíferos não foi significativamente associada à biomassa graminal. O mesmo autor atribuiu como razão, a época do ano em que os dados foram colectados, caracterizada pela baixa precipitação nos meses anteriores ao armadilhamento, resultando na escassez da biomassa graminal factor que concorre na redução da abundância de pequenos mamíferos.

Entretanto, o resultado do presente estudo provavelmente, tenha sido influenciado pelos hábitos alimentares das espécies capturadas, visto que, não só se alimentam da biomassa graminal, consomem em parte material vegetal (vagens e folhas), sementes (*Sclerocarya birrea*, *Ziziphus mucronata*) e alguns insectos (Coleopteros e Orthopteros) (Skinner e Chimimba, 2005; Muck e

Zeller, 2006; Happold, 2013). É de salientar que as espécies capturadas na sua maioria possuem vários hábitos alimentares como onívoros (*Mastomys sp.*), com tendência para herbivoria (*Lemniscomys sp.*) e granivoria (*Aethoms chrysohilus*) (Kern, 1981; Monadjem, 1997; Fox *et al.*, 2003; Skinner e Chimimba, 2005).

No entanto, era de esperar maior sucesso de captura nas áreas com maior biomassa graminal, pois, na sua maioria os pequenos mamíferos preferem habitat com cobertura graminal denso, considerado fonte principal de alimento e de refúgio (Keesing, 1998; Yarnell *et al.*, 2007). Menor sucesso de captura era esperado nas áreas com menor biomassa graminal causado pela escassez de alimentos e altos níveis de predação (Yarnell, 2006; Yarnell *et al.*, 2008). Além disso, habitats abertos podem restringir os movimentos dos indivíduos (Yarnell *et al.*, 2008), fazendo com que levem menos tempo nesses habitats devido a baixa cobertura, tornando-os susceptíveis ao ataque dos predadores, obrigando-os a migrar para locais com boas condições de habitat (Kotler *et al.*, 2004).

4.3.2. Relação entre o sucesso de captura e a distância ao tufo

Os resultados mostram uma correlação fraca positiva e não significativa, entre o sucesso de captura e a distância ao tufo ($r = 0.19$; $gl = 10$; $p = 0.55$) (Figura 11). Isso significa que o incremento de uma das variáveis, não causa incremento significativo noutra e vice-versa; o coeficiente de determinação é muito baixo ($r^2=0,04$), isto, mostra que somente 4% do sucesso de captura é explicado pela distância ao tufo e a restante percentagem pode ser explicada por outros factores não medidos.

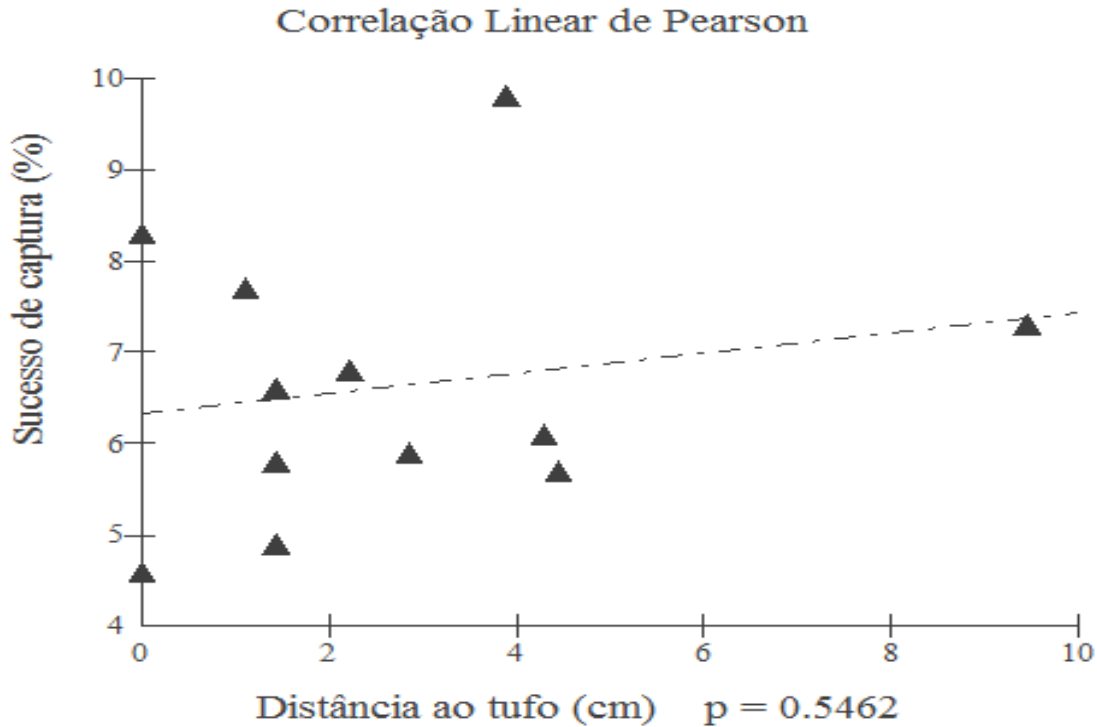


Figura 11. Correlação linear de Pearson entre o sucesso de captura e a distância ao tufo.

Estes resultados são contrários aos obtidos por van Deventer e Nel (2006) no Namaqua National Park (NNP), na África do Sul, onde ao avaliar o efeito dos diferentes habitats e a disponibilidade de alimentos para os pequenos mamíferos, encontraram que a abundância de pequenos mamíferos foi correlacionada de forma positiva e significativa com a distância ao tufo.

A diferença encontrada pode ser explicada por estas áreas possuírem características do habitat (tipo de vegetação, condições edafo-climáticas) e valores da distância ao tufo diferentes, que por sua vez influenciam na cobertura graminal (van Deventer e Nel 2006); que serve de alimento e abrigo para os pequenos mamíferos (Keesing, 1998; Yarnell *et al.*, 2007).

A distância ao tufo é um indicador do estado de cobertura graminal (Hardy e Tainton 1993); que indica o comportamento da cobertura basal das gramíneas (Trallope, 2004). Apesar da não correlação significativa entre o sucesso de captura e a distância ao tufo, Trallope (2004) considera o valor determinado da distância ao tufo (6,6 cm), como sendo moderado para a ocorrência da erosão do solo. No entanto, a redução da cobertura graminal como resultado do aumento da distância entre as gramíneas reduz a taxa de infiltração da água no solo, a capacidade de interceptação das gotas da chuva e aumenta a velocidade de escoamento da água da chuva

(Jacobs e Schloeder, 2003); tornando os solos mais compactos o que dificulta a construção e manutenção de tocas pelos pequenos mamíferos reduzindo desta forma a sua abundância (Keesing, 1998; van Deventer e Nel, 2006).

A inexistência de correlação significativa entre o sucesso de captura e as variáveis testadas, é ilustrada pela Figura 12. Valores diferentes da biomassa e distância ao tufo podem ter valores similares do sucesso de captura. Na mesma ordem, também verifica-se que valores de biomassa e distância ao tufo quase similares com maior diferenças no sucesso de captura. Portanto, há evidências que as variáveis testadas não influenciaram no sucesso de captura.

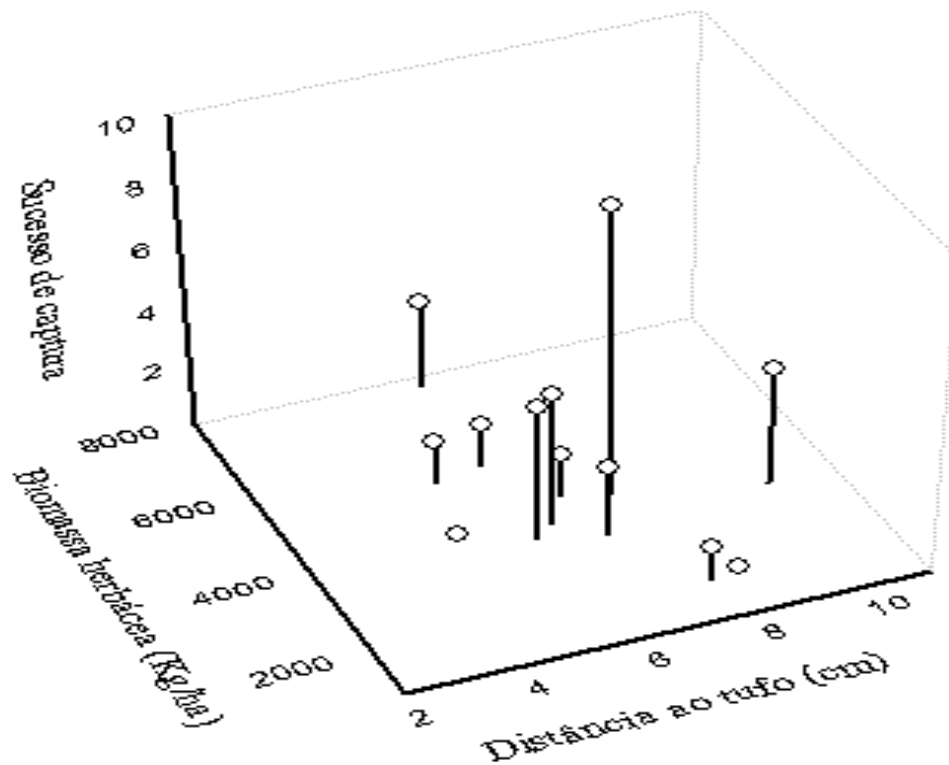


Figura 12. Relação entre sucesso de captura, distância ao tufo e a biomassa herbácea

4.3.4. Relação entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto

Os resultados mostram uma correlação média e negativa entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto e não significativa ($r = -0.50$; gl; 10; $p = 0,0944$) (Figura 13). Isso significa que o incremento de uma das variáveis, não causa incremento significativo noutra e vice-versa.

O coeficiente de determinação é relativamente baixo ($r^2=0.25$), isto, mostra que somente 25% do sucesso de captura é explicado pela condição ecológica do pasto e a restante percentagem pode ser explicada por outros factores não mensurados.

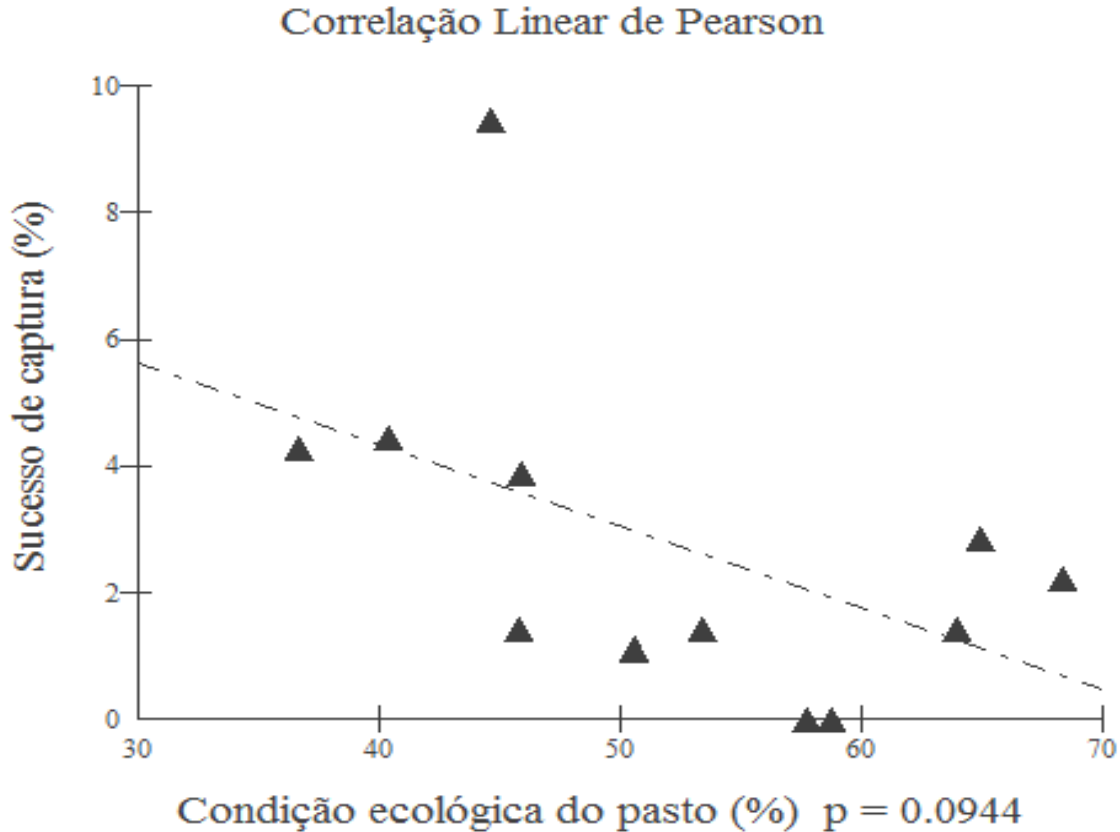


Figura 13. Correlação linear de Pearson entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto

De acordo com Trollope (2004) a condição ecológica do pasto é influenciada pelas principais fontes de variabilidade da vegetação dentre as quais a herbivoria, precipitação, queimadas e a época do ano; também pela fertilidade do solo (Mabunda *et al.*, 2003). No entanto, a qualidade de pasto é influenciada pela frequência de queimadas, precipitação e pressão de pastoreio (van Wilgen *et al.*, 2004; 2014).

Nas áreas de estudo, o índice de condição ecológica do pasto é considerado moderado (51%), sendo razoável para o pasto (Bothma *et al.*, 2004). Esse índice de condição de pasto, contribui para presença de herbívoros de médio e grande porte (Owen-Smith, 2002; Traill 2004), que afectam significativamente as condições do habitat (Keesing, 1998); destroem tocas que servem

de escoderijo para os pequenos mamíferos por pisoteio (Yarnell *et al.*, 2007), com efeitos negativos na abundância dos pequenos mamíferos.

Porém, a falta de correlação entre o sucesso de captura e a condição ecológica do pasto, provavelmente tenha sido influenciado pelo facto, da condição ecológica do pasto ter sido desenvolvida com o objectivo de avaliar a qualidade ecológica do pasto para os herbívoros de médio e grande porte (Trollope *et al.*, 1990; van Rooyen, 1999; Bothma *et al.*, 2004), e não para pequenos mamíferos.

V. CONCLUSÕES

O presente estudo permite concluir que os solos graníticos registaram maior número de espécies, diversidade e abundância de pequenos mamíferos que os solos basálticos. Foi verificada baixa similaridade na comunidade de pequenos mamíferos entre os solos graníticos e basálticos.

As altas frequências de queimadas no KNP têm impacto positivo (maior diversidade, riqueza e abundância de espécies) em relação as baixas frequências de queimadas na comunidade de pequenos mamíferos.

As variáveis do habitat analisadas (biomassa graminal, distância ao tufo e a condição ecológica do pasto) não influenciaram na abundância dos pequenos mamíferos no KNP.

VI. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se que se façam estudos adicionais em condições similares, envolvendo maior tamanho de amostragem, extensas áreas e longos períodos de tempo em diferentes estações do ano. Adicionalmente, recomenda-se aos investigadores o uso de outras variáveis de habitat no KNP tais como: cobertura graminal, litéria, sementes, cobertura arbustiva, de modo a melhorar a capacidade preditiva das análises pela influência destas na dinâmica do ambiente dos pequenos mamíferos.

O regime de queimadas é um fenómeno complexo, a sua dinâmica pode não ser compreendida somente com o factor analisado (frequência de queimadas), daí que estudos adicionais que envolvem outras componentes do regime de queimadas tais como: a intensidade, extensão e a sazonalidade são necessários, por exercerem efeitos distintos nas relações ecológicas na comunidade de pequenos mamíferos;

Por fim, recomenda-se aos gestores do KNP, que façam estudos semelhantes avaliando as interações entre o regime de queimadas e a herbivoria por grandes mamíferos na diversidade de pequenos mamíferos. Na mesma ordem, recomenda-se que se avalie o efeito do regime de queimadas sobre outros grupos taxónomicos (ex: avifauna, anfíbios, répteis), por serem componentes fundamentais nos ecossistemas e influenciarem a dinâmica dos habitats.

XII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, A.N. Cook, G.D. e Williams, R.J. 2003. *Fire in tropical savannas: The Kapalga experiment*, Springer Verlag, New York.
- Avenant, N.L. 2000a. Small mammal community characteristics as indicators of ecological disturbance in the Willem Pretorius Nature Reserve, Free State, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 30: 26-33.
- Avenant, N.L. Watson, J. P. and Schulze, E. 2008. Correlating small mammal community characteristics and ecosystem integrity in the Caledon Nature Reserve, South Africa. *Mammalia*, 72: 186-191.
- Avenant, N.L. 2011. The potential utility of rodents and other small mammals as indicators of ecosystem integrity of South African grasslands. *Wildlife Research*, 38: 626-639.
- Avenant, N.L. e P. Cavallini. 2007. Correlating rodent community structure with ecological integrity, Tussen-die-Riviere Nature Reserve, Free State province, *South Africa. Integrative Zoology*, 2: 212-219.
- Backéus, I. Pettersson, B. Stromquist, L. e Ruffod, C. 2006. Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230: 171-178.
- Batista, A.C. 1990. *Incêndios florestais*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 115p.
- Beauchamp, G. 2000. Learning rules for social foragers: Implications for the producer-scrounger game and ideal free distribution theory. *Journal of Theoretical Biology*, 207: 21-35
- Benmayor, R.A. Buckling, M.B. Bonsall, M.A. Brockhurst, and D.J. Hodgson. 2008. The interactive effects of parasites, disturbance, and productivity on experimental adaptive radiations. *Evolution*, 62: 467-477.
- Bera, A. e Jarque, C. 1980. Efficient test for normality, heteroscedasticity and serial independence of regression residuals. *Econometric Letters*, 6: 255–259.
- Bond W.J. 2001. *Fires, Ecological Effects of*. University of Cape Town. Encyclopedia of Biodiversity, Volume 2.

- Bond, W.J. e Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 387-394.
- Bond, W.J. e Archibald, S. 2003. Confronting complexity: fire policy choices in South African savanna parks. *International Journal of Wildland Fire*, 12: 381-389.
- Bothma J. du P. van Rooyen N. e van Rooyen M.W. 2004. Using diet and plant resources to set wildlife stocking densities in African savannas - *Wildlife Society Bulletin*, 32: 840-85
- Briani, D.C. Palma, A.R.T. Vieira, E.M. e Henriques, R.P.B. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13:1023-1037.
- Brower, J.E. Zar, J.H. e von Ende, C.N. 1997. *Field and laboratory methods for General Ecology*. 4th edition. WCB/McGraw-Hill. USA. 273p.
- Buckland, S.T. Magurran, A.E., Green, R.E., Fewster, R. M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite Indices. *Biological Sciences*, 360: 243-254.
- Caro, T.M. 2002. Factors Affecting the Small Mammal Community Inside and Outside Katavi National Park, Tanzania. *Biotropica*, 34: 310-318.
- Cechin, S.Z. e Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 729-740.
- Christensen, P. Recher, H. and Hoare, J. 1981. Responses of open forest (dry sclerophyll forest) to fire regimes. In 'Fire and the Australian Biota'. (Eds A. M. Gill, R. H. Groves and I. R. Noble.) pp. 367-93. (Australian Academy of Science: Canberra)
- Clark, B.K. e Kaufman, D.W. 1990. Short term responses of small mammals to experimental fire in tallgrass prairie. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 2450-2454.
- Curtis, B.A e Perrin, M.R. 1979. Food preferences of the vlei rat (*Otomys irroratus*) and the four-striped mouse (*Rhabdomys pumilio*). *South African Journal of Zoology*, 14: 224-229.
- Da Silva, R.G. 1998. *Manual de prevenção e combate aos incêndios florestais*. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 80 p.

- Davis, K.P. 1959. *Forest fire – control and use*. McGraw Hill, New York, 584 p.
- De Ronde C. Trollope, W.S.W. Parr, C.L. Brockett, B. Geldenhuys, C.J. 2004. Fire effects on flora and fauna. In: Goldammer, J.G. e de Ronde, C. *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC), pp 60-87.
- DNAC. 2009. *Plano de Gestão da Reserva Especial de Maputo, 2010-2014*. vi + 108pp.
- Drummond, L.O. 2009. *Efeitos do fogo na composição, distribuição e dieta de uma taxocenose e de anfíbios anuros de campos rupestres em Ouro Preto, MG*. Pp 92. Ecology. 4th edition. WCB/McGraw-Hill. USA. 273p.
- Fearnside, P.M. Barbosa, R.I. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98). *Acta Amazônica*, 29: 513-534.
- Fitzherbert, E. Gardner, T. Caro, T. e Jenkins, P. 2006. Habitat preferences of small mammals in the Katavi ecosystem of western Tanzania. *African Journal of Ecology* 45: 249-257.
- Fox, B.J. Taylor, J.E. Thompson, P.T. 2003. Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. *Journal of Animal Ecology*, 72: 927-940.
- Fox, J.W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 86-92.
- Frizzo, T.L.M. Bonizário, C. Borges, M.P. e Vasconcelos, H.L. 2011. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15: 365-379.
- Frost, P. Medina, E. Menaut, J.C. Solbrig, O.T. Swift, M. e Walker, B.H. 1986. Responses of savannas to stress and disturbance. *Biology International*, 10:1-82.
- Frost, P.G.H. 1984. The responses and survival of organisms in fire-prone environments. In: *Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems* (P. de V. Booysen and N.M. Tainton, eds.), 273-310. *Ecological Studies* 48, Springer, Verlag, Berlin, 462 p.

- Fuller, J.A. e Perrin, M.R. 2001. Habitat assessment of small mammals in the Umvoti Vlei Conservancy, KwaZulu-Natal, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 31: 1-12.
- Gaines, W. Harrod, R.J. Lehmkuhl, F. 1999. *Monitoring Biodiversity Quantification and Interpretation*. USDA. Califórnia. 150 pp.
- Gambiza, J. Campbell, B.M. Moe, S. R. e Frost, P.G.H. 2005. Fire behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science*, 101: 239-244.
- Geldenhuis, C.J. 1994. Bergwind fires and the location pattern of forest patches in the southern Cape landscape. *South Africa. Journal of Biogeography*, 21: 49-62.
- Geluso, Kenneth N. Schroder, Gene D. Bragg, Thomas, B. 1986. Fire-avoidance behavior of meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). *American Midland Naturalist*, 116: 202-205.
- Gertenbach, W.P.D. 1983. Landscapes of the Kruger National Park. *Koedoe*, 26: 9-122.
- Godin, J.G.J. e Keenleyside, M.H.A 1984. Foraging on patchily distributed prey by a cichlid fish (Teleostei, Cichlidae): A test of the ideal free distribution theory. *Animal Behaviour*, 32: 120-131.
- Goldammer, J.G. e De Ronde, C. 2004. *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Saharan Africa*. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC). pp 1-10.
- Gonçalves, B.L. 2012. *Impactos do fogo sobre a entomofauna na região de Alegre, espírito santo*. Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Universidade Federal do Espírito Santo Centro de Ciências Agrárias. 51 p.
- Govender, N. Winston, S. W. Trolloppe e Brian W. van Wilgen. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43: 748-758.
- Greenberg, C.H. Neary, D.G. Harris, L.D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. *Journal of Herpetology*, 28: 319-324.

- Happold, D.C.D. 2013. *Mammals of Africa*. Volume III: Rodents, Hares and Rabbits. London: Bloomsbury Publishing. 784 pp.
- Hardy, R. 1945. The influence of types of soil upon the local distribution of some mammals in South-western Utah. *Ecological Monographs*, 15: 73-108.
- Hardy, M.B e Tainton, N.M. 1993. Towards a technique for determining basal cover in tufted grasslands. *African Journal of Range and Forage Science*, 10: 77-81.
- Henriques, R.P.B. Briani, D.C. Palma, A.R.T. e Vieira, E.M. 2006. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. *Mammalia*, 70: 226-230.
- Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a Neotropical savanna. *Journal of Ecology*, 84: 383-393.
- Huxham, M.I. Roberts, and J. Bremner. 2000. A field test of the intermediate disturbance hypothesis in the soft-bottom intertidal. *International Review of Hydrobiology*, 85:379-394.
- Jacobs, M.J. e Schloeder C. A. 2003. Defoliation effects on basal cover and productivity in perennial grasslands of Ethiopia. *Ecology*, 169: 245-257.
- Jones, C. McShea, W.J. Conroy, M.J. e Kunz, T.H, 1996. Capturing Mammals. In: Wilson, D. E. Cole, R.F. Nichols, J.D. Rudran, R. e Foster, M.S. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press; Washington, London.
- Kauffman, J.B. Cummings, D.L. e Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, 82: 519-531.
- Keesing, F. 2000. Cryptic consumers and the ecology of an African savanna. *BioScience*, 50: 205-215.
- Keesing, F. 1998. Impacts of ungulates on the demography and diversity of small mammals in central Kenya. *Oecologia*, 116: 381-389.

- Kent, M. e Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach*. John Wiley and Sons Ltd. 363p.
- Kerley, G.I.H. 1992. Ecological correlates of small mammal community structure in the semi-arid Karoo, South Africa. *Journal Zoology*, 227:17-27.
- Kern, N.G. 1981. The influence of fire on populations of small mammals of the Kruger National Park. *Koedoe*, 24:125-157.
- Kotler, B.P. Brown, J.S. e Bouskila, A. 2004. Apprehension and time allocation in gerbils: the effects of predatory risk and energetic state. *Ecology*, 85: 917-922.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Addison-Welsey Publisher, Inc. California.
- Krebs, J.R. e Davies, N.B. 1981. *An introduction to behavioural Ecology*. Oxford: Blackwell.
- Kutt, A.S. Thurgate, N.Y. Hannah, D.S. 2004. Distribution and habitat of the desert mouse (*Pseudomys desertor*) in Queensland. *Wildlife Research*, 31: 129-142.
- Letnic, M. 2004. Cattle grazing in a hummock grassland regenerating after fire: the short-term effects of cattle exclusion on vegetation in south-western Queensland. *Rangeland Journal*, 26: 34-48.
- Lyon, L.J. Brown, J.K. Huff, M.H. e Smith, J.K. 2000. *Wildland Fire in Ecosystems Effects of Fire on Fauna*. United States, Department of Agriculture, Forest Service. 83 p.
- Mabunda, D. Pienaar, D.J. e Verhoef, J. 2003. The Kruger National Park: A Century of Management and Research. In: *The Kruger Experience: ecology and management of savanna heterogeneity*. Eds. J.T. Du Toit, K.H. Rogers & H.C. Biggs, pp. 242 – 262. Island Press, Washington.
- MacFadyen, D.N. Avenant, N.L. van der Merwe, M. e Bredenkamp G. J. 2012. The Influence of Fire on Rodent Abundance at the N'washitshumbe Enclosure Site, Kruger National Park, South Africa. *African Zoology*, 47: 138-146.
- Magurran A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Publishing. 215p.

- Massawe A.W, Rwamugira, W. Leirs, H. Makundi, R.H. Mulungu, L.S. 2005. Influence of land preparation methods and vegetation cover on population abundance of *Mastomys natalensis* in Morogoro, Tanzania. *Belgian Journal of Zoology*, 135: 187–90.
- Massawe, A.W. Rwamugira, W. Leirs, H. Makundi, R.H. Mulungu, L. Ngowo, V. e Machang'U, R. 2008. Soil type limits population abundance of rodents in crop fields: case study of the multimammate rat *Mastomys natalensis* Smith, 1834 in Tanzania. *Integrative Zoology*, 3: 27–30.
- Meester, J. Lloyd, C.N.V e Rowe-Rowe, D.T. 1979. A note on the ecological role of *Praomys natalensis*. *South African Journal of Science*, 75: 183-184.
- Mistry, J. 2000. *World savannas: Ecology and human use*. New York: Prentice Hall. 344p.
- Monadjem, A. 1997. Habitat preferences and biomasses of small mammals in Swaziland. *African Journal of Ecology*, 35: 64–72.
- Monjeau, J.A., R.S. Sikes, E.C. Birney, N. Guthmann and C.J. Phillips. 1997. Small Mammal community composition within the major landscape divisions of Patagonia, southern Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 2: 113-127.
- Morgado, R. Moreira, F. 2010. Efeitos do fogo na fauna: in Morreira *et al.*, *Ecologia do fogo e gestão de áreas aridas*, pp 87-119. Brasil
- Moustakas, A. Wiegand, K. Meyer, K.M. Ward, D. Sankaran, M. 2010. Learning new tricks from old trees: revisiting the savanna question. *Frontiers of biogeography*, 22: 47-53.
- Muck, C. e Zeller, U. 2006. Small mammal communities on cattle and game grazing areas in Namibia. *African Zoology*, 41:215-223.
- Mueller-Dombois, D. e Ellenberg, H. 1974. *Aims and Methods Vegetation Ecology*. New York: John Wiley E Sons, 547p.
- Nepstad, D. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of amazon Forests. *Forest ecology e management*, v.154, p.395-407.

- Newsome, A.E. McIlroy, J. e Catling, P. 1975. The effect of an extensive wildfire on populations of 20 ground vertebrates in S-E Australia. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 9: 107-23.
- Odhiambo R.O. 2005. *Community structure and diet preference of rodent pests of maize (Zea mays L.) in Central and Southwestern Tanzania* (PhD Thesis). Sokoine University of Agriculture, Morogoro, Tanzania.
- Oelofse, J. 2005. *The effects of system drivers and management intervention on vegetation dynamics of the tsendze plains, kruger National Park*. Department of Nature Conservation. Faculty of Agricultural Sciences, Tshwane University of Technology.
- Oliveira, Y.M.M. e Rotta, E. 1982. *Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária no primeiro planalto paranaense*. Bol. Pesq. Florestal.Colombo, n. 4. 1-45p.
- Parr C.L. e Chown S.L. 2003. Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Salvatori, V., Eguny, F., Skidmore, A.K., DE Leeuw, J. e van Gils, H.A.M. 2001. The effects of fire and grazing pressure on vegetation cover and small mammal populations in the Maasai Mara National Reserve. *African Journal of Ecology*, 39: 200–204.
- Parr, C.L. e Chown, S. L. 2001. Inventory and bioindicator sampling: testing pitfall and Winkler methods with ants in a South African savanna. *Journal of Insect Conservation*, 5: 27-36.
- Passamani, M. 2003. *O Efeito da fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Pivello, V.R. Oliveras, I. Miranda, H.S. Haridasan, M., Sato, M.N. e Meirelles, S.T. 2010. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant and Soil*, 337: 111-123.
- Pople, A. e Page, M. 2001. *Management of artificial water points on National Parks in western Queensland*. Queensland Parks and Wildlife Service. 47pp.
- Prodon, R., 2000. Effects of fire and prescribed burning on mammals in the Mediterranean: a tentative overview. In: Botelho. *Fire Torch Deliverable E1–State of the art on prescribed*

- burning ecological effects: public concerns versus scientific results: Review of the existing research results on prescribed fire effects on Mediterranean ecosystems. Fire Torch Project Contrat N° ENV4-CT98-0715, pp. 47-60.*
- Pyne, S.J. Goldammer, J. G., de Ronde, C., Geldenhuys, C. J., Bond, W. J. e Trollope, W.S.W. 2004. Hominid hearth: An introduction to the human History of fire in africa. In: Goldammer e de Ronde, *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC), pp 1-10.
- Ribeiro, L.F. e Tabareli, M. 2002. A structural gradient in cerrado vegetation of Brazil: changes in woody plant density, species richness, life history and plant composition. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 775-794.
- Rocha, E.C. e Silva, E. 2009. Composição da Mastofauna de Médio e Grande Porte na Reserva Indígena Parabubure, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 33: 451-459.
- Rowe-Rowe D.T and Lowry P.B 1982. Influence of fire on small mammal populations in the Natal Drakensberg. *South African Journal of Wildlife Research*, 12: 130-139.
- Roxburgh, S. Shea, K. and Wilson J.B. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85: 359-371.
- Ruecker, G. 2014. *Fire Statistics for the Kruger National Park (North) and the Limpopo National Park*. Germany, Zebris GIS and Consulting, 28pp.
- Salvatori, R. Eguny, F. Skidmore, A.K. de Leeuw, J., van Gils, H. A. M 2001. The effects of fire and grazing pressure on vegetation cover and small mammal populations in the Maasai Mara National Reserve. *African Journal of Ecology*, 39: 200–204.
- Sankaran, M. Ratnam, J. e Hanan, N.P. 2004. Tree-grass coexistence in savannas revisited- insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters*, 7: 480-490.
- Scholes, R.J. e Walker, B.H. 1993. *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley Study*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Sheil, D. and Burslem David, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical Forests. *Ecology and Evolution*, 18: 18-26.
- Shorrocks B. 2007. *The Biology of African Savannahs*. Oxford University Press, Oxford.
- Smit, I.P.J. Grant, C. C., Devereuxa, B.J. 2007. Do artificial waterholes influence the way herbivores use the landscape? Herbivore distribution patterns around rivers and artificial surface water sources in a large African savanna park. *Biological Conservation*, 136:85-99.
- Simons, Lee H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72: 518-524.
- Skinner, J.D. e Chimimba, C.T. 2005. *Mammals of the Southern African Subregion* (3rd edn). Cambridge University Press, Cape Town.
- Soares R.V. e Batista A. C. 2007. *Incêndios Florestais, Controle, Efeitos e Uso de Fogo*. Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Paraná. 247 pp.
- Sousa, W.P. 2001. *Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- South African National Parks (SANParks), 2008. *Management Plan Kruger National Park*.
- Steeg, V. Jeffrey, M. Harty, Francis M. Harty, Lorree. 1983. *Prescribed fire kills meadow voles (Illinois)*. Restoration and Management Notes. 1:21.
- Stephenson, P.J. 1994. Small mammal species richness in a Madagascar rainforest. *African Journal of Ecology*, 32: 255-258.
- Stuart, C. e Stuart, T. (2001)³. *Mammals of Southern Africa, Field Guide*. Struik Publishers, Cape Town (19)
- Svensson, J.R. Lindegarth, M. e Pavia, H.P. 2010. Physical and biological disturbances interact differently with productivity: effects on floral and faunal richness. *Ecology*, 91: 3069–3080.

- Svensson, J.R. M. Lindegarth, M. Siccha, M. Lenz, M. Molis, M. Wahl, e Pavia, H. 2007. Maximum species richness at intermediate frequencies of disturbance: consistency among levels of productivity. *Ecology*, 88:830-838.
- Tainton N.M 1999. *Veld Management in South Africa*. University of Natal Press Pietermaritzburg.
- Timbuka, C.D e Kabigumila, J. 2006. Diversity and abundance of small mammals in the Serengeti kopjes, Tanzania, *Tanz. J. Sci.*, 32: 1-12.
- Tothill, J.C. Mott, J.J. 1985. *Ecology and management of the word savannas*. Canberra: Australian Academy Sciences. 384p.
- Trollope W.S.W. 2004. *Prescribed burning in African grasslands and savannas for domestic livestock systems*. Department Livestock and Pasture Science, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, University Fort Hare, Alice: pp 1-16.
- Trollope, W.S.W. 1990. Development of a technique for assessing veld condition in the Kruger National Park. *Journal of the grassland society of Southern Africa*, 1: 46-51.
- Umetsu, F. Naxara, L. Pardini, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87: 757-765.
- van Deventer, M. e Nel, J.A.J. 2006. Habitat, food, and small mammal community structure in Namaqualand. *Koedoe*, 49: 99 -109.
- van Oudtshoorn, F. 1999. *Guide to grasses of southern Africa*, 2nd edition. Briza; Pretoria. South Africa.
- van Rooyen in Tainton N. 1999. *Veld Management in South Africa*. University of Natal Press Pietermaritzburg.
- van Wilgen, B.W. Govender, N. Biggs, H.C. Ntsala, D. e Funda, X.N. 2004. Response of savanna fire regimes to changing fire management policies in a large African National Park. *Conservation Biology*, 18: 1533-1540.

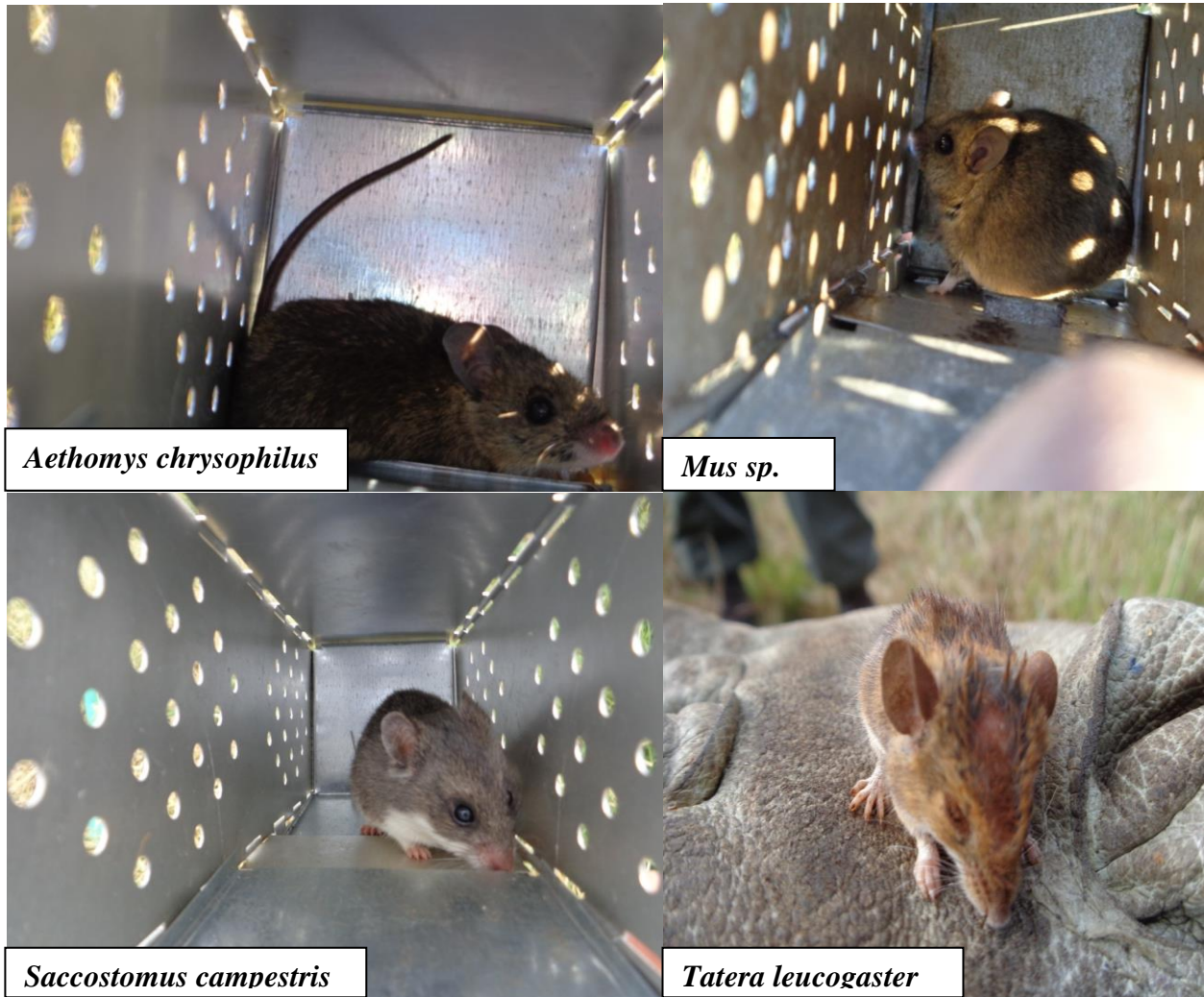
- van Wilgen, B.W. Trollope, W.S.W. Biggs, H.C. Potgieter, A.L.E. e Brockett, B.H. 2003. *Fire as a driver of ecosystem variability*: In du Toit, J.T., Rogers, K.H., e Biggs H.C. *The Kruger Experience* pp. 149-170. Island Press, London, UK.
- van Wilgen, B.W. 2009. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. *South African Journal of Science* 105: 343-349.
- van Wilgen, B.W. Biggs, H.C. O'Regan, S.P. e Mare, N. 2000. A fire history of the savanna ecosystems in the Kruger National Park, South Africa between 1941 and 1996. *South African Journal of Science* 96: 167-178.
- van Wilgen, B.W. Govender, N. MacFadyen, S. 2008. An assessment of the implementation and outcomes of recent changes to the fire management of the Kruger National Park. *Koedoe*, 50: 22-31.
- van Wilgen, B.W. Govender, N. Smit, I.P.J. and MacFadyen, S. 2014. The ongoing development of a pragmatic and adaptive fire management policy in a large African savanna protected area. *Journal of Environmental Management*, 132: 358-368.
- Venter, F.J. Scholes, R.J. e Eckhart, H. 2003. 'The abiotic template and its associated vegetation patterns'. In: du Toit, J., Rogers, K.H. e Biggs, H.C. (eds.), *The Kruger experience: Ecology and management of savanna heterogeneity*, pp. 83–129, Island Press, New York.
- Whelan, R.J. 1997. *The ecology of fire*. Cambridge Study in Ecology. Cambridge University Press, 346 p.
- Willan, K. e Bigalke, R.C. 1982. The effects of fire regime on small mammals in South Western Cape Montane Fynbos (Cape Macchia). USDA. *For. Serv. Gen. Tech. Rep.* 58: 207-212.
- Williams, R.J. Gill, A.M. e Moore, P.H.R. 2003. Fire behaviour. Fire in Tropical Savannas. The Kapalga Experiment (eds A.N. Andersen, G.D. Cook e R.J. Williams), pp. 33-46. Springer, New York, NY.
- Williams, R.J. Griffiths A.D. Allan, G. 2002. Fire regimes and biodiversity in the wet-dry tropical savanna landscapes of northern Australia. In *Flammable Australia: The fire*

- regimes and biodiversity of continent*. (Eds RS Bradstock, J.A Williams and AM Gill) pp.281-304. (Cambridge University Press: Cambridge, UK).
- Wolda, H. e Chandler, D. 1996. Diversity and seasonality of Tropical Pselaphidae and Anthicidae (Coleoptera). *Proc. Kon. Ned. Acad. Wetensch. C*. 99: 313-333.
- Work, T.T. Buddle, C.M. Korinus, L. M. Spence, J.R. 2002. Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology*, 31: 438-448.
- Yarnell, R.W. 2006. *The effect of game ranch management on small mammal communities in a bushveld area of South Africa*. PhD thesis, University of Brighton, UK.
- Yarnell RW, Scott D.M. Dunstone N, Burnside, N.G. Metcalfe D.J. 2008. *The impact of fire on habitat use by the short-snouted elephant shrew (Elephantulus brachyrhynchus)*, in South Africa.
- Yarnell, R.W. Scott, D.M. Chimimba, C.T. e Metcalfe, D.J. 2007. Untangling the roles of fire, grazing and rainfall on small mammal communities in grassland ecosystems. *Oecologia* 154: 387-402.
- Yeboah, S. Akyeampong, S. 2001. Factors influencing the distribution of the mole rat, *Crptomys zechi* (Rodentia, Bathyergidae) in Ghana. *African Journal of Ecology*, 39: 233-40.

VIII ANEXOS



a) Animais capturados com as armadilhas Pitfall



b) Animais capturados nas gaiolas Sharman



Formação de Mopane em áreas que receberam alta frequência de Queimadas em solos basálticos



Formação de Mopane áreas que receberam baixa frequência de Queimadas em solos basálticos



Formação de *Combretum sp* / *Acacia nigrescens* em áreas que receberam baixa frequência de queimadas em solos graníticos



Formação de *Combretum sp* / *Acacia nigrescens* em áreas que receberam alta frequência de queimadas em solos graníticos

Ficha de Levantamento de dados de Pequenos Mamíferos, reptéis e Anfíbios

Park _____ Tipo de Solo _____ Frequência de queimada _____ Bloco Nr _____ Nr Ponto _____
 Loca _____ Latitude _____ Longitude _____
 Tipo de Formação Vegetal _____ Registrador _____ Data _____

Id	Nome		Data de captura	Nr. Total das espécies	Armadilha	Tipos de gaiolas		Observações	Número da Fotografia
	Local	Científico			Pitfall	Sherman	Tomahawk		
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									
26									
27									
28									
29									
30									