



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de estudos II

Trabalho de Investigação

**Influência de Queimadas na Densidade Populacional de Mamíferos de  
Médio e Grande Porte no Parque Nacional de Maputo**

**Autor**

Camilson Guilambe

Maputo, Maio de 2024



Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de estudos II

Trabalho de Investigação

**Influência de Queimadas na Densidade Populacional de Mamíferos de  
Médio e Grande Porte no Parque Nacional de Maputo**

**Autor:**

Camilson Guilambe

**Supervisor:**

Prof. Doutor Valério Macandza

**Co- supervisor**

Doutor Hugo Mabilana

Maputo, Maio de 2024

## **Agradecimentos**

Primeiramente agradecer a Deus pela vida, saúde, sabedoria e por ter iluminado o meu caminho durante formação.

Á minha querida mãe Rute André Matsinhe, pelo amor e carinho, conselhos, incentivo e pelo suporte incondicional.

Aos meus supervisores, o Prof. Doutor Valério Macandza e ao Doutor Hugo Mabilana pela orientação, incansável apoio e paciência na realização do presente trabalho.

Á Lic. Carmen Nhambe pelo carinho, pela sua simplicidade e disponibilidade especialmente, durante a análise de dados deste estudo.

A todo o grupo de campo, em especial aos motoristas e aos fiscais do Parque Nacional de Maputo pela ajuda durante as actividades de campo.

A todos docentes do Departamento de Ciências Biológicas, especialmente o Prof. Doutor Cornélio Ntumi, Prof. Doutor Salomão Bandeira, Mestre Isaltina Tafula, Mestre Núria Monjane e Mestre Felda Langa vai o meu agradecimento pelo ensino. E aos meus colegas Makaryos Manuel, Binty Buque, Jessica Pondeca, Edimila Chiau e o Horácio Cossa vai o meu agradecimento pelo carinho, companheirismo, auxílio mútuo e contribuições.

Ao meu pai Camilo Guilambe, ao meu tio Sérgio Tamele agradeço pelo encorajamento, força e preocupação. Sem esquecer dos meus irmãos Amonique Guilambe, Célia Guilambe e Alberto Guilambe que constantemente me auxiliaram nos momentos de aflição e necessidade.

Finalmente, à família Mandlate, a todos os meus amigos e a todos que directa ou indirectamente me ajudaram ou contribuíram na realização deste trabalho bem como na minha carreira estudantil o meu **“Muito obrigado”**.

### **Declaração de Honra**

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

Maputo, 10 de Maio de 2024

-----

(Camilson Camilo Guilambe)

## **Dedicatória**

Este trabalho dedico,

A minha mãe Rute André Matsinhe pelo amor, confiança e força e pelos conselhos e ensinamentos por ela transmitidos e ainda pela aposta na minha formação superior, e também aos meus irmãos.

## **Resumo**

A frequência de queimadas afecta a estrutura e a composição da vegetação nas savanas e florestas, causando alterações na quantidade e qualidade de forragem, afectando assim a escolha e a utilização do habitat por mamíferos. A compreensão destas respostas pode ajudar na elaboração de estratégias de manejo e conservação da vida selvagem. No entanto, existem poucos estudos sobre o efeito da frequência de queimadas sobre a abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte. No presente estudo mapeou-se a frequência de queimadas no PNAM no período de 2011 a 2021, o mapa de queimadas foi sobreposto ao mapa de vegetação. Considerou-se como frequência baixa ( $n < 4$ ), média ( $n > 3$  e  $< 7$ ) e alta ( $n > 6$ ) vezes queimadas durante os 10 anos. Comparou-se a abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte entre áreas de vegetação florestal e não florestal e entre áreas sob diferentes frequências de queimadas. Para a colecta de dados de mamíferos de médio e grande porte, recorreu-se ao método de observação directa em trilhas pré-existentes através de um veículo. Usando o número de observações das espécies estimou-se a abundância relativa como taxa de avistamento a cada 10 km e a densidade no programa DISTANCE. Foram percorridos 132.23 km de trilhas, sendo para o estrato florestal 38.25 km e para não florestal 93.98 km distribuídos em cada frequência de queimadas. Cerca de 74% da extensão do PNAM foi afectada por queimadas durante os 10 anos. Um total de 16 espécies foram registadas em toda área de estudo. Os resultados mostraram que existem diferenças significativas na abundância relativa assim como na densidade de mamíferos de médio e grande porte entre as áreas de vegetação florestal e não florestal, sendo que grande parte das espécies foram mais abundantes no estrato não florestal que no florestal. As espécies comuns entre as áreas de baixa, média e alta frequência de queimadas tanto no estrato florestal assim como no não florestal diferiram significativamente na sua abundância, tendo mostrado preferência por áreas de média frequência que áreas de alta e baixa frequência, com excepção da impala que mostrou preferência por áreas de alta frequência de queimadas. Os resultados mostram que diferentes frequências de queimadas causam diferentes respostas de mamíferos de médio e grande porte, e que embora a teoria de distúrbio intermédio seja geralmente relacionada com a riqueza ou diversidade de espécies, ela também pode explicar a abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte.

**Palavras chaves:** Frequência de queimadas, distúrbio intermédio, composição da vegetação, PNAM, mamíferos de médio e grande porte, densidade e abundância relativa.

## **Lista de Abreviaturas**

**AVHRR** - Advanced Along Track Scanning Radiometer

**ANAC** - Administração Nacional das Áreas de conservação

**DNAC** - Direcção Nacional de Áreas de Conservação

**KBAs** - Áreas-Chave para a Biodiversidade

**LANP** - Loka Abaya National Park

**MIF** - Manejo Integrado de Fogo

**MODIS** - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

**NASA** - National Aeronautics and Space Administration

**NOAA** - National Oceanic and Atmospheric Administration

**PNAM** - Parque Nacional de Maputo

**RNG** - Reserva Nacional de Gilé

**RNN** - Reserva Nacional de Niassa

**RMPPPO** - Reserva Marinha Parcial da Ponta d'Ouro

**UTM** - Universal Transversa de Mercator

**WGS** - World Geodetic System.

## **Lista de Figuras**

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.....	16
Figura 2 - Frequência de Queimadas no Parque Nacional de Maputo no período entre 2011 a 2021. ....	24
Figura 3 - Área (em %) ocupada por diferentes frequências de queimadas no PNAM no período entre 2011 a 2021. ....	25
Figura 4 - Frequência de queimadas em áreas de vegetação florestal e não florestal no PNAM no período entre 2011 a 2021.....	25
Figura 5 - Gráfico de comparação da densidade (indivíduos/ há) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e vegetação não florestal do PNAM. Os pontos indicam os valores de densidade de cada espécie e as barras fornecem seus respectivos intervalos de confiança ( $p < 0,05$ ). ....	29
Figura 6 - Gráfico de comparação da densidade (indivíduos/ há) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas. Os pontos indicam os valores de densidade de cada espécie e as barras fornecem seus respectivos intervalos de confiança ( $p < 0,05$ ). ....	33

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1 - Esforço amostral.....	19
Tabela 2 - Área de vegetação florestal e não florestal ocupada por diferentes frequências de queimadas em km <sup>2</sup> (de 2011 a 2021) no PNAM. ....	26
Tabela 3 - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em diferentes tipos de vegetação (florestal e não florestal) no PNAM.....	26
Tabela 4 - Estimativas de densidade populacional (indivíduos/ha) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal do PNAM. D – Densidade (indivíduos/ha); N – Tamanho da população; %CV – Coeficiente de variância (%); e IC – intervalo de confiança, com probabilidade de 95%.....	28
Tabela 5 - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em áreas vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas correspondente ao período de (2011 – 2021) no PNAM.....	30

Tabela 6 - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas correspondente ao período de (2011 – 2021) no PNAM..... 32

Tabela 7 - Estimativas de densidade populacional (indivíduos/ha) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas, correspondentes ao período de (2011 – 2021) no PNAM. N – Tamanho da população; %CV– intervalo ou limite de confiança, com probabilidade 95%..... **Erro! Indicador não definido.**

### **Lista de Anexos**

Anexo 1 - Ficha de recolha de dados.....	54
Anexo 2 - Curvas de Probabilidade de detecção das espécies .....	55
Anexo 3 - Fotografias de mamíferos observados no campo .....	59
Anexo 4 - Fotografias de algumas áreas queimadas.....	60

## Índice

Agradecimentos .....	i
Declaração de Honra .....	ii
Dedicatória.....	iii
Resumo .....	iv
Lista de Abreviaturas.....	v
Lista de Figuras .....	vi
Lista de Tabelas .....	vi
Lista de Anexos .....	vii
1 Introdução.....	1
1.1 Problema e Justificação de Estudo.....	3
2 Objectivos: .....	4
2.1 Objectivo geral.....	4
2.2 Objectivos específicos .....	4
3 Hipóteses .....	4
3.1 Hipótese Nula .....	4
3.2 Hipóteses Alternativas: .....	4
4 Revisão da literatura.....	5
4.1 Influência do habitat na densidade populacional de mamíferos .....	5
4.2 Fogo .....	5
4.2.1 Regime de queimadas .....	5
4.2.2 Efeito de alteração do regime de queimadas nos ecossistemas .....	6
4.3 Efeitos dos distúrbios intermédios na dinâmica das florestas.....	7
4.4 Efeitos do fogo sobre a fauna .....	8
4.4.1 Efeitos directos do fogo.....	9
4.4.2 Efeitos indirectos do fogo.....	9
4.4.3 Fogo e mamíferos de médio e grande porte .....	10

4.5	Maneio e Técnicas de gestão de queimadas prescritas no PNAM.....	11
4.5.1	Factores responsáveis pela ocorrência de queimadas no PNAM .....	11
4.6	Detecção Remota de Queimadas .....	11
4.6.1	Características dos Produtos MODIS .....	12
4.7	Parâmetros analisados.....	13
4.7.1	Densidade .....	13
4.7.2	Abundância relativa.....	15
5	Área de estudo.....	16
5.1	Clima.....	16
5.2	Solo .....	17
5.3	Hidrografia.....	17
5.4	Vegetação.....	17
5.5	Fauna.....	17
5.6	População.....	17
5.7	Actividades humanas .....	18
6	Metodologia .....	18
6.1	Materiais e Equipamentos.....	18
6.2	Amostragem.....	18
6.3	Aquisição e Processamento de Dados de Queimadas.....	19
6.4	Colecta dos dados .....	19
6.5	Análise de dados .....	21
6.5.1	Mapeamento da frequência de queimadas entre 2011 a 2021 .....	21
6.5.2	Parâmetros populacionais .....	21
7	Resultados .....	24
7.1	Frequência de Queimadas no Parque Nacional de Maputo .....	24
7.2	Abundância relativa e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal.....	26

7.2.1	Abundância.....	26
7.2.2	Densidade .....	28
7.3	Áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas.....	29
7.3.1	Abundância.....	29
7.4	Áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas....	31
7.4.1	Abundância.....	31
7.4.2	Densidade .....	31
8	Discussão.....	33
8.1	Frequência de queimadas .....	33
8.2	Parâmetros populacionais .....	34
8.2.1	Abundância relativa e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal. ....	35
8.2.2	Áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas. ...	37
8.2.3	Áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas. 38	
9	Conclusão .....	41
10	Limitações .....	42
11	Recomendações .....	43
12	Referências bibliográficas .....	44
13	ANEXOS.....	54

## 1 Introdução

Entre os vários agentes de distúrbios naturais, o fogo é uma poderosa força de mudanças na natureza, influenciando fortemente tanto a flora quanto a fauna em ecossistemas de todo o mundo (Henriques *et al.*, 2006). Segundo Goldammer e De Ronde (2004) cerca de 168 milhões de hectares queimam por ano na África Austral, onde cerca de 50% representa as savanas que anualmente queimam. Nas savanas o fogo é um distúrbio natural e benéfico para a vegetação e é um factor ecológico que determina os padrões de diversidade, estrutura, a reciclagem e distribuição dos nutrientes (Williams *et al.*, 2003). Nos ecossistemas florestais o fogo é crucial para determinar a estrutura da composição vegetal, mas a ocorrência excessiva provoca grandes alterações na sua estrutura e composição (Ribeiro *et al.*, 2015). A intensidade, frequência e a duração do fogo, possui um papel chave na dinâmica, composição da estrutura florestal e do microbioma do solo a ele associado (Pereira *et al.*, 2018).

Segundo Backéus *et al.* (2006), o efeito do fogo na biodiversidade varia de acordo com quantidade de biomassa vegetação, maior biomassa herbácea tende a queimar com mais frequência, enquanto que, quando a biomassa é reduzida é menos susceptível a queimadas (van Wilgen *et al.*, 2014).

O fogo pode ter efeitos directos e indirectos sobre a fauna. Os efeitos que ocorrem de imediato após o fogo são directos, esses estão relacionados com a morte, queimaduras e intoxicação (Frizzo *et al.*, 2011). Dependendo da sensibilidade e mobilidade de cada espécie e da intensidade do fogo, podem causar morte de animais, reduzindo assim a densidade e riqueza de espécies (Rocha e Silva 2009). Os efeitos indirectos são tardios e diversos, estão associados a destruição do habitat por modificar a estrutura e composição da vegetação, e reduzir a fertilidade dos solos, causam mudanças no ecossistema o que pode influenciar na distribuição da fauna (Rocha e Silva 2009).

Segundo De Ronde *et al.* (2004) existe relação entre o regime de queimadas e os danos causados pelas queimadas. O regime de queimadas é descrito em termos de frequência, intensidade, época do ano, forma, extensão, e velocidade de propagação (Soares e Batista, 2007), que refletem o grau de severidade sobre a população de animais (Morgado e Moreira, 2010).

A teoria de distúrbio intermédio, prevê que a diversidade é elevada em níveis intermédios de perturbação e baixa em ambos os extremos de uma perturbação contínua (Roxburgh *et al.*, 2004; Shea *et al.*, 2004; Svensson *et al.*, 2010). Sendo assim, áreas que queimam com frequência e intensidade média podem ter maior diversidade de espécies que áreas que queimam a baixa ou alta frequência e intensidade (Roxburgh *et al.*, 2004; Burkepile *et al.*, 2016).

Em Moçambique as queimadas tendem a aumentar, ameaçando a integridade e a biodiversidade em muitos ecossistemas (MICOA, 2007). Segundo WCS e USAD (2021), as KBAs cobrem cerca de 10% de todo o território nacional, e na sua grande maioria sofrem pressões antrópicas e, como consequência, anualmente são sujeitas às queimadas, comprometendo desta forma o sucesso da conservação (MICOA, 2007). Entre 6 a 10 milhões de hectares de florestas e 9 a 15 milhões de vegetação não florestal são queimados anualmente devido a pratica agrícola e actividades de caça (MICOA, 2007).

No Parque Nacional de Maputo (PNAM), as queimadas são maioritariamente de origem antropogênica, provocadas pelas comunidades residentes no interior e na zona tampão do Parque. Segundo Bond (2001) as queimadas causadas por factores antropogênicos tem vindo a aumentar devido as queimadas feitas para estimular o crescimento do pasto, actividades de caça, prática da agricultura entre outros, causando alterações drásticas nos ecossistemas.

Vários estudos são realizados em Moçambique e em outras regiões em ecossistemas de savanas, com objectivo de compreender a dinâmica dos ecossistemas em resposta ao fogo, com a finalidade de elaborar estratégias de manejo do fogo (Govender *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2019). Contudo, estudos sobre o efeito da frequência de queimadas sobre a densidade e abundancia de fauna, principalmente mamíferos de médio e grande porte são escassos. Portanto, dependendo do regime, as queimadas podem ter um efeito determinante na diversidade e abundancia da fauna (Shea *et al.*, 2004; Burkepile *et al.*, 2013; Nieman *et al.*, 2022). Por isso, é fundamental compreender a dinâmica dos regimes de queimadas para o manejo efectivo dos ecossistemas.

De acordo com Bowman e Murphy (2010), o regime de queimadas pode servir de indicador para a determinação de estratégias de controlo de queimadas, e o uso das mesmas como estratégia ou instrumento de manejo e de conservação da biodiversidade, assim sendo

o presente estudo tem como objectivo avaliar a influência de queimadas sobre a densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte no PNAM.

### **1.1 Problema e Justificação de Estudo**

As queimadas têm sido uma das principais ameaças à biodiversidade em várias áreas de conservação, pois causam a perda e fragmentação de habitats. Além disso as queimadas têm causado a perda de espécies de fauna comprometendo assim os objectivos da conservação e contribuindo para o aumento da sensibilidade e diminuição da capacidade de resposta às alterações ambientais por parte da fauna (Bond, 2001). Com isso surge a questão, como é que diferentes frequências de queimadas influenciam na densidade e abundância de mamíferos de médio e grande porte.

Em todo mundo, incluindo África, o efeito de queimadas sobre a fauna tem sido objecto de estudos, como por exemplo; (Briani *et al.*, 2004; Henriques *et al.*, 2006; Ubisse, 2015). Em Moçambique a maioria dos estudos são sobre o efeito de queimadas sobre a flora (por exemplo, Cangela, 2014 e Maúnze, 2016). Apesar de vários estudos realizados nas áreas de conservação sobre os efeitos de queimadas, ainda prevalecem lacunas do conhecimento sobre influência de queimadas na densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte (Ribeiro *et al.*, 2019).

Em algumas áreas de conservação inclusive no PNAM as queimadas são induzidas para aumentar a heterogeneidade de habitats, aumentar a biodiversidade, melhorar a fertilidade do solo, estimular o crescimento de pastagens fora da época e controlar a invasão arbustiva (DNAC, 2009; van Wilgen *et al.*, 2014). No entanto, ainda há poucos estudos sobre o efeito da frequência de queimadas na densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte.

Estudos sobre populações são importantes no processo de avaliação do estado de conservação das espécies de mamíferos, servindo de fundamento para a formulação de estratégias para a conservação (Costa *et al.*, 2005).

O estudo foca-se ao grupo de mamíferos de médio e grande porte, para entender como as queimadas influenciam esse grupo. Este estudo vai contribuir para reduzir estas lacunas de conhecimento e com isso contribuir para a elaboração de planos e estratégias de manejo de diferentes regimes de fogo no PNAM. O que vai aumentar a eficiência no manejo e gestão do PNAM.

## **2 Objectivos:**

### **2.1 Objectivo geral**

- Avaliar a Influência de queimadas na densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional de Maputo

### **2.2 Objectivos específicos**

- Determinar a frequência de queimadas no Parque Nacional de Maputo no período (2011-2021);
- Comparar a abundância relativa e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em diferentes tipos de vegetação (florestal e não florestal);
- Comparar a abundância relativa e a densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em áreas sob diferentes frequências de queimadas (baixa, média e alta frequência).

## **3 Hipóteses**

### **3.1 Hipótese Nula**

- i. As queimadas não influenciam na abundância e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte.

### **3.2 Hipóteses Alternativas:**

- i. A abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte é maior em áreas de vegetação não florestal comparativamente a áreas florestais.
- ii. Áreas que queimam com frequência média apresentam maior abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte que áreas que queimam a baixa ou alta frequência.

## **4 Revisão da literatura**

### **4.1 Influência do habitat na densidade populacional de mamíferos**

Factores do habitat, referem-se a aspectos como qualidade do habitat, complexidade e heterogeneidade, tamanho da área, grau de conectividade, e disponibilidade e distribuição de recursos alimentares (Fahrig, 2003; Norris *et al.*, 2011).

A qualidade de uma área é uma variável que impõe restrições ecológicas a cada espécie, de modo que os fatores de influência variam, em efeito, para cada táxon (Mittelbach *et al.*, 2001). Dentre os factores do habitat, a heterogeneidade e complexidade indicam a diversidade de condições e de disponibilidade de recursos de um ambiente sendo, portanto, determinantes no número de espécies que encontrarão condições favoráveis ao seu estabelecimento e sobrevivência numa dada área (Fortunato, 2013).

O aumento na complexidade ambiental geralmente está relacionado ao aumento da diversidade de uma determinada área (Chave *et al.*, 2001; Mittelbach *et al.*, 2001), portanto é preferível que os ambientes florestais sejam mais complexos e heterogêneos. Remanescentes florestais muito reduzidos ou perturbados, embora possam favorecer a densidade de algumas espécies pela ausência de predadores, diminuem a riqueza da comunidade uma vez que não suportam mamíferos de grande porte, extinguindo relações ecológicas importantes na regulação das populações (Galetti *et al.*, 2009).

### **4.2 Fogo**

Fogo é uma designação atribuída ao processo de combustão gasosa envolvendo elevadas temperaturas. Essa combustão pode ocorrer tanto em ambiente abertos assim como fechados (Saito, 2001). O fogo é proveniente da combustão de material combustível na presença de oxigênio e calor (Gonçalves, 2012). O fogo é um processo natural em muitos ecossistemas e, tem exercido um papel de grande importância, moldando a ecologia e a evolução de espécies, assim como ajudar a manter a composição de espécies e integridade de alguns ecossistemas (Nieman *et al.*, 2022). Denomina-se incêndio quando o fogo propaga-se sobre qualquer forma de vegetação de uma forma descontrolada, e possui uma intensidade que dificulta a sua pronta extinção. Causado por factores antropogênicos ou por factores naturais (Soares e Batista, 2007).

#### **4.2.1 Regime de queimadas**

O regime de fogo é considerado como um conjunto de condições recorrentes do fogo que caracterizam um dado ecossistema. Essas condições podem ser sumarizadas como a frequência, o comportamento do fogo, a severidade, a época de queima e a extensão da

queimada, o padrão de propagação do fogo e da distribuição da queimada (Myers, 2006). O regime de queimadas é caracterizado pelo tipo, intensidade, extensão, frequência, intervalo de retorno e características espaciais dos fogos que ocorreram num determinado lugar num passado histórico recente (Keeley *et al.*, 2011).

Apesar do fogo ter efeitos benéficos a alguns ecossistemas, quando o regime natural do fogo supera a sua faixa de variabilidade, alterando assim o regime, este pode impactar negativamente a cobertura, bem como a dinâmica da comunidade, levando desta forma a vários danos, podendo quando frequente, resultar em perda de habitat, fragmentação florestal, mudança na composição, bem como levar à redução de pequenos mamíferos que é também acompanhada pela perda de predadores (Maúnze, 2016).

A interacção entre os componentes do regime de queimadas reflectem-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). 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 (Frizzo *et al.*, 2011).

#### **4.2.2 Efeito de alteração do regime de queimadas nos ecossistemas**

A manifestação mais evidente da alteração do regime de queimadas nos ecossistemas é o aumento da frequência e intensidade das queimadas. Vários estudos realizados sobre o fogo demonstram o impacto negativo do aumento da frequência e intensidade de queimadas sobre a biodiversidade (Zolho, 2005; Ryan e Williams, 2011).

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 (Yarnell *et al.*, 2007). Queimadas frequentes podem reduzir a densidade da população de várias espécies de microfauna do solo por exemplo, espécies dos géneros Annelida, Chilopoda, Arachnidae Hexapoda (Sileshi e Mafongoya, 2005) com forte impacto no balanço dos nutrientes do solo. A alteração na frequência e intensidade de queimadas modifica também a estrutura e composição da vegetação, podendo transformar florestas densas em áreas de vegetação aberta dominada por espécies tolerantes ao fogo (Zolho, 2005; Ribeiro *et al.*, 2019).

A ausência de queimadas favorece o crescimento das espécies arbóreas que através da cobertura das suas copas poderão eliminar gradualmente as gramíneas e herbáceas. De acordo com Burkepile *et al.* (2016), uma total supressão das queimadas conduz ao aumento da densidade da vegetação e reduz a disponibilidade do pasto para os herbívoros.

Magadzire (2013), subdividiu a sazonalidade das queimadas em 3 grupos nomeadamente, período seco tardio (Agosto a Outubro) início do período seco (Maio a Julho) e época chuvosa (Novembro a Abril). Nas suas análises constataram que o período de maior incidência de queimadas corresponde aos meses entre Agosto e Outubro. Também observaram que os anos mais afectados pelas queimadas, isto é, com maior extensão da área queimadas, são seguidos por anos com baixa incidência de queimadas provavelmente devido à redução da quantidade de biomassa disponível para queimar-se.

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) (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 (Gambiza *et al.*, 2005).

No entanto, há níveis de frequência e intensidade de queimadas capazes de sustentarem a integridade dos ecossistemas e da biodiversidade em áreas susceptíveis ao fogo (Govender *et al.*, 2006). 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).

### **4.3 Efeitos dos distúrbios intermédios na dinâmica das florestas**

Perturbação ecológica é qualquer evento relativamente discreto no tempo que altera a estrutura da população, comunidade ou ecossistema e que resulta em mudanças nos recursos, disponibilidade de substrato ou ambiente físico (Persha *et al.*, 2011). As

perturbações são processos ecológicos que tem efeitos tanto sobre a diversidade biológica, a nível dos processos evolutivos e nos ecossistemas (Svensson *et al.*, 2010).

Os distúrbios podem ser causados tanto por agentes físicos (fogo, temperatura, secas, tempestades, inundações, etc.) assim como por agentes biológicos (doenças, predação, pastagem, etc.), que afectam os padrões de biodiversidade em grande escala, numa variedade de sistemas terrestres e aquáticos (Svensson *et al.*, 2007, 2010). Os distúrbios 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). Os distúrbios têm sido sugeridos como um dos principais factores que influenciam a estrutura das comunidades, onde a acção da hipótese do distúrbio intermédio regularia a diversidade de espécies em um ambiente (Shea *et al.*, 2004). A teoria de distúrbio intermédio, prevê que a diversidade será maior em níveis intermédios de perturbação e baixa em ambos os extremos de uma perturbação (Svensson *et al.*, 2010). Esta relação é baseada no facto de as perturbações intermédias alterarem a disponibilidade de recursos e serem a fonte de múltiplos níveis de heterogeneidade ambiental, e assim, produzirem ambientes diversos no habitat que formam a base para partição de recursos entre as espécies coexistentes (Kwabena, 2009).

A níveis muito baixos ou altos de perturbação, o ecossistema tende a homogeneizar-se e a relação competitiva tende a beneficiar espécies que são melhor adaptadas para o ambiente predominante produzido enquanto que, quando um nível de perturbação intermédia é alcançado, toma lugar uma máxima diferenciação de nichos e uma máxima oportunidade para a coexistência de espécies competidoras (Kwabena, 2009).

#### **4.4 Efeitos do fogo sobre a fauna**

O fogo é um distúrbio de grande influência na dinâmica de comunidades de animais em diferentes ecossistemas ao redor do mundo, incluindo os mamíferos (Ubisse, 2015). O fogo afecta a estrutura e composição vegetal e por sua vez a composição de espécies animais, ameaçando assim a conservação da biodiversidade (de Ronde *et al.*, 2004).

Um dos efeitos mais severos dos incêndios florestais que pode atingir a fauna é a extinção, uma redução da população abaixo de um nível crítico de resiliência, ou à eliminação total de todos os indivíduos dessa população (Bowman e Murphy, 2010). Caso o efeito não seja tão severo havendo sobrevivência dos indivíduos, um cenário de situação pós fogo trará consequências para a fauna com relação à disponibilidade de recursos, exposição a

predadores, desidratação, entre outros fatores (Green *et al.*, 2015). O fogo apresenta uma forte relação com a sobrevivência das espécies, transformando habitats preciosos em impróprios para sobrevivência ou fornecendo vantagens para espécies adaptadas às condições mais xéricas (Pereira *et al.*, 2018). Isso ressalta o fato de que uma mesma situação de incêndio pode modificar a estrutura de uma comunidade, beneficiando alguns indivíduos e prejudicando outros (Frizzo *et al.*, 2011). De acordo com Frizzo *et al.* (2011) o efeito das queimadas actua de diferentes maneiras sobre a riqueza das comunidades ecológicas, exercendo efeitos directos e indirectos sobre diversidade faunística em função das características de cada espécie e regime do fogo.

#### **4.4.1 Efeitos directos do fogo**

Os efeitos directos ocorrem logo após o fogo e estão relacionados a mortes, queimaduras e intoxicações, os efeitos directos obrigam os animais a efectuar movimentos de migração (Pyne *et al.*, 2004). A fim de analisar esses efeitos faz-se necessária a contagem de indivíduos mortos após o fogo, ou também a realização de um censo das populações antes e após a queimada (Frizzo *et al.*, 2011).

A mortalidade é considerada um dos grandes efeitos directos do fogo. A mortalidade é maior em grupos com distribuição ou mobilidade limitada ou espécies com hábitos reprodutivos especializados, tais como pequenos mamíferos, répteis, anfíbios e insectos em estágios vulneráveis do seu ciclo de desenvolvimento (de Ronde *et al.*, 2004). Os efeitos directos são maioritariamente considerados negativos para o grupo de fauna atingido, mas dependem das características do incêndio, principalmente da intensidade do mesmo e da vulnerabilidade de cada espécie, de forma que os impactos na comunidade podem ser de redução, aumento ou não alteração da riqueza local (Frizzo *et al.*, 2011).

#### **4.4.2 Efeitos indirectos do fogo**

Os efeitos indirectos tem efeito a médio e longo prazo, através de alterações na vegetação e disponibilidade de recursos, estes efeitos estão relacionados a alterações na paisagem, influenciando a disponibilidade e qualidade dos alimentos, com impacto na estrutura e composição das espécies, afectando positivamente ou negativamente, as condições do habitat (Morgado e Moreira 2010). Esses efeitos podem causar a desestruturação e alteração dos locais de abrigo, reprodução, protecção e descanso (Pereira *et al.*, 2018). Consequentemente estas alterações ambientais, afectam a riqueza específica e abundância das populações de espécies faunísticas. Dessa forma, observa-se que esses efeitos tendem

a se apresentar de forma ampla, diversa e tardia, quando comparados com os efeitos directos (Frizzo *et al.*, 2011).

#### **4.4.3 Fogo e mamíferos de médio e grande porte**

A frequência, a intensidade das queimadas, as características 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). Características comportamentais e morfológicas da fauna fazem com que alguns grupos tenham baixa sensibilidade aos efeitos directos do fogo (Frizzo *et al.*, 2011).

Animais com maior mobilidade como aves, mamíferos de médio e grande porte e grupos de insectos, conseguem escapar dos locais de incêndio rapidamente e, assim, buscar refúgio em áreas adjacentes que não estejam queimando (Frizzo *et al.*, 2011). Espécies com alta mobilidade, como os mamíferos de médio e grande porte ou que façam uso de abrigos subterrâneos tem maiores chances de sobrevivência e são mais expostos aos efeitos indirectos do fogo (Frizzo *et al.*, 2011). A especificidade no uso de recursos é também um factor relevante na sensibilidade aos efeitos indirectos do fogo Green *et al.* (2015), espécies generalistas tendem a se adaptar e ocupar habitat após fogo com maior facilidade, uma vez que possuem uma grande chance de oportunidade de uso de recursos assim como de terem suas necessidades supridas. Já espécies especialistas tendem a ser sensíveis caso a disponibilidade desse recurso seja alterada.

De acordo com Pina, (2019) animais maiores talvez tenham uma baixa dependência de habitats florestais adjacentes para a recolonização do que os pequenos mamíferos. No entanto, devido ao tamanho do corpo o tempo de recolonização tende a ser mais dependente do estágio de sucessão. Para Pina, (2019) alguns mamíferos, como ungulados e carnívoros, podem recolonizar áreas distantes. Algumas espécies de primatas estão adaptadas a florestas primárias, porém tendem a ocorrer em florestas secundárias heterogêneas ou em florestas primárias com heterogeneidade espacial. Com isso, distúrbios causados pelo fogo estimulariam o aumento da diversidade de espécies desse grupo em áreas de florestas primárias (Pina, 2019). O fogo também pode suprir a baixa disponibilidade de alimento para grandes herbívoros durante a estação seca uma vez que a disponibilidade de ervas e folhas aumenta após as queimadas (Eby *et al.*, 2014).

#### **4.5 Maneio e Técnicas de gestão de queimadas prescritas no PNAM**

O Manejo Integrado de Fogo (MIF) é uma abordagem utilizada em diferentes continentes do mundo (Myers, 2006; Silva *et al.* 2010). Segundo Schmidt *et al.* (2016) designa-se por queimadas prescritas (ou controladas) o fogo controlado e provocado com a finalidade de manejo, sendo que estas são feitas mediante um plano e observando todas as regras previstas para o efeito.

Segundo Utui (2021), no Parque Nacional de Maputo as queimadas prescritas são geridas pelo departamento de Conservação que é responsável pelo desenho dos planos e identificação dos locais para realização da queima controlada. As queimadas prescritas e controladas são realizadas como forma de manejo da vegetação e renovação do pasto (Myers, 2006). No PNAM anualmente realizam-se queimadas frias para reduzir o combustível vegetal na vegetação. No PNAM por ano efectua-se a queima de cerca de 30% da área total do parque, e antes de se efectuar as queimadas, faz-se um estudo para aferir o impacto das mesmas ao meio ambiente (Utui, 2021).

##### **4.5.1 Factores responsáveis pela ocorrência de queimadas no PNAM**

Segundo Bond (2001), os principais factores responsáveis pela ocorrência de queimadas podem ser de carácter natural ou antrópico. Para van Wilgen *et al.* (2014), a dinâmica dos ecossistemas 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.

O PNAM tem sido afectado por queimadas descontroladas de diferentes origens nos últimos anos. Segundo, Utui (2021) as principais causas de queimadas que ocorrem no PNAM partem desde micros até macros baseando-se no seu nível de incidência e influência no início de focos de incêndio florestal, essas causas são os seguintes: acções de vandalismo; descarte de beatas acesas de cigarros; fogos acidentais; utilização do fogo na limpeza de campo para facilitar a caça, agricultura, controlo de fiscais e eliminação de carraças (Dias, 2008; Utui, 2021).

#### **4.6 Detecção Remota de Queimadas**

A monitoria das queimadas ganhou um avanço considerável com o surgimento de imagens de satélite, actualmente, existem vários sensores (Justice *et al.*, 2002). Há alguns anos atrás, as avaliações das áreas afectadas por queimadas era feita como base na calibração de dados relativos a fogos activos, esses dados eram disponibilizados a partir de AVHRR (Advanced Along Track Scanning Radiometer) regional e dados globais, NOAA (National Oceanic

and Atmospheric Administration) (Justice *et al.*, 2002; Boschetti *et al.*, 2013). No entanto, alguns factores relacionados com o comportamento das queimadas, factores ambientais e características dos satélites limitavam significativamente a exactidão do conjunto de dados por estes derivados. Estes satélites não conseguiam cobrir a extensão espacial e temporal das queimadas, uma vez que não podiam passar no momento em que a queima ocorria, mas também aspectos como nuvens podiam dificultar a detecção (Justice *et al.*, 2002).

Portanto, houve a necessidade de desenvolver algoritmos que não dependem apenas da detecção de pontos quentes, mas sim algoritmos que conseguissem examinar as mudanças espectrais após fogo (as áreas queimadas são caracterizadas por depósitos de cinzas e carvão, pela alteração da estrutura e remoção da vegetação) (Justice *et al.*, 2002). Desta feita, desenvolveu-se a última geração do MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) que, permite a disponibilização de dados robustamente calibrados, georreferenciados, com correcção atmosférica, o que permitiu um avanço no mapeamento de áreas afectadas pelas queimadas via satélite.

#### **4.6.1 Características dos Produtos MODIS**

Os produtos de dados globais de fogos da NASA sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), são mapas digitais provenientes de dados dos sensores Terra e Aqua MODIS que, foram desenhados primeiramente com intuito de suprir necessidades de modelagem de emissões. Os algoritmos foram criados para fornecer um produto global abrangente e bom desempenho durante o intervalo de variação das condições do fogo (Roy *et al.*, 2002).

Os satélites Terra e Aqua fazem observações diárias de um mesmo local em períodos diferentes do dia o que lhe confere aptidão e pertinência para estudos de dinâmicas ecológicas à escala global. Os produtos do MODIS possuem uma resolução espacial que varia de 250m a 1000m (Roy *et al.*, 2002). A grelha sinusoidal MODIS é dividida por tiles, com coordenadas horizontal (h) e vertical (v), cobrindo uma área de cerca de 1200 km x 1200 km (10°x10° no equador) (Roy e Boschetti, 2008;).

O desenho deste produto tinha como objectivo a maximização da precisão e minimizar os erros e omissões. Este produto é constituído por dois produtos, o MCD14 que possuem uma resolução espacial de 1km e cartografam os fogos activos diários durante 24h e, o MCD45A1 possuem uma resolução espacial de 500m e correspondem a áreas queimadas,

também chamadas áreas afectadas pelo fogo num determinado tempo (Roy e Boschetti, 2008; Boschetti *et al.*, 2009, 2013).

## **4.7 Parâmetros analisados**

### **4.7.1 Densidade**

Segundo Rocha, (2010), a densidade pode ser classificada em: densidade bruta que é o número de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área em todo local de estudo; e densidade ecológica que é o número de indivíduos de uma determinada espécie por área de habitat que é utilizada pela espécie.

A densidade ecológica é mais utilizada em estudos sobre mamíferos, especialmente em amostras de áreas heterogêneas onde a espécie de interesse pode ocupar apenas certo tipo de habitat (Rocha, 2010).

Cuidados devem ser tomados para aspectos importante, como precisão e acurácia, independência entre unidades amostrais, estratificação da área de estudo e, finalmente a biologia e o comportamento da espécie de interesse (Tomas *et al.*, 2004).

Os principais métodos usados para estimar a densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte são: amostragem de distâncias em transectos lineares; modelos de captura e recaptura; e método de remoção.

#### **4.7.1.1 Amostragem de distâncias em transectos lineares**

A amostragem de distâncias (Distance Sampling) em transectos lineares foi desenvolvida por meio de rigorosos princípios de interferência estatística, iniciados desde 1968 (Buckland *et al.*, 2001), de acordo com esses autores, em 1979 e 1980 foram apresentados os primeiros softwares de computador para análise de dados de transectos lineares, sendo eles TRANSECT e LINETRAN, respectivamente (Buckland *et al.*, 2001). Até meados de 1995, os programas TRANSECT, TRANSAN, LINETRAN, SIZETRAN, entre outros, eram os mais usados nas estimativas de densidade populacional (Culler Jr. e Rudran, 2003). No entanto, todos esses softwares caíram em desuso a partir do lançamento do programa DISTANCE, principalmente as versões 3.5 e 4.0 disponíveis na plataforma Windows (Buckland *et al.*, 2001).

Levantamentos são conduzidos ao longo de transectos lineares, no intuito de visualizar os animais. Neste sentido, Cullen e Rudran (2003), recomendam um esforço mínimo de 80 km percorrido em cada transecto, incluindo ida e volta em cada percurso ou 320 km

somando esforço de todos os transectos (inda e volta), ou 40 detecções independentes para cada espécie de interesse (Culler Jr. e Rudran, 2003).

O comprimento de cada transecto percorrido deve ser registado e cada detecção. Para cada avistamento regista-se dia e hora do avistamento, espécie observada, tamanho do grupo (contagem directa dos indivíduos avistados), número do transecto e posição do grupo no mesmo, através da sua coordenada geográfica, distância perpendicular, distância de avistamento, ângulo de avistamento e outras informações como tipo de habitat, comportamento do grupo, condições climáticas entre outras (Chiarello e Melo, 2000; Rodrigues e Vidal, 2011; Ross e Reeve, 2011).

A amostragem de distâncias em transectos lineares consideram as seguintes premissas: a) Todos os animais presentes no transecto foram observados; 1) todos os animais posicionados directamente na linha do transecto devem ser detectados; (2) todos os animais são detectados na sua posição inicial, antes de qualquer movimento em resposta ao observador; (3) as distancias perpendicular são medidas correctamente; e (4) as detecções são eventos independentes (Buckland *et al.*, 2001; Bernardo e Galetti, 2004).

Estimativas de densidade populacional, baseando-se nos princípios da metodologia DISTANCE para transectos lineares (Buckland *et al.*, 2001; Bernardo e Galetti, 2004), tem sido amplamente utilizado em estudos sobre mamíferos, principalmente de animais que são relativamente fáceis de visualizar na natureza, tais como os primatas e alguns cervídeos. (Chiarello e Melo, 2001; Bernardo e Galetti, 2004). Animais que são raros e possuem densidades populacionais muito baixas, tais como a maioria dos carnívoros, podem requerer um esforço amostral impraticável para que se obtenha um número mínimo de registos necessários para permitir estimativas acuradas e precisas (Tomas *et al.*, 2004). Outra questão a ser considerada é que muitas espécies de mamíferos possuem hábitos noturnos requerendo assim grande esforço amostral para a obtenção de dados suficientes para gerar estimativas de densidade populacional robustas.

O software DISTANCE, analisa dados separadamente para cada espécie. O fundamento da análise consiste em encontrar um modelo, ou uma função de detecção que melhor representa o comportamento das distâncias observadas. Depois, utiliza-se esta função para estimar a proporção de indivíduos que não foram detectados durante os levantamentos e, a partir daí, pode-se obter uma estimativa da densidade da população de interesse (Cullen Jr. e Rudran, 2003; Bernardo e Galetti, 2004).

#### 4.7.2 Abundância relativa

Quando a amostragem é realizada numa única área em diferentes períodos, a abundância relativa reflecte mudanças temporais na população e quando diferentes áreas são amostradas ao mesmo tempo, a abundância reflecte mudanças espaciais nos tamanhos populacionais de espécies que são comuns aos diferentes sítios (Rocha, 2010).

Os índices de abundância têm sido uma solução frequentemente usada por biólogos de campo, isso devido à dificuldade na obtenção de estimativas acuradas de suas densidades. Um índice é geralmente uma contagem estatística que é obtida e que fornece informações sobre a população. Um índice geralmente aumenta com o aumento do tamanho da população e diminui quando a população reduz (Rocha, 2010). Segundo Tomas *et al.* (2004), quando mais forte for a relação linear entre um índice e a abundância real da população, melhor é o índice.

A precisão de uma estimativa de índices depende fundamentalmente da consistência e rígida padronização de técnicas de amostragem (Tomas e Miranda, 2003). A detectabilidade considerada probabilidade de um animal ser detectado em uma unidade amostral, não importando se avistado, ouvido, capturado ou sua presença registada através de outros meios (Tomas *et al.*, 2004), é uma das limitações do índice de abundância (Rocha, 2010).

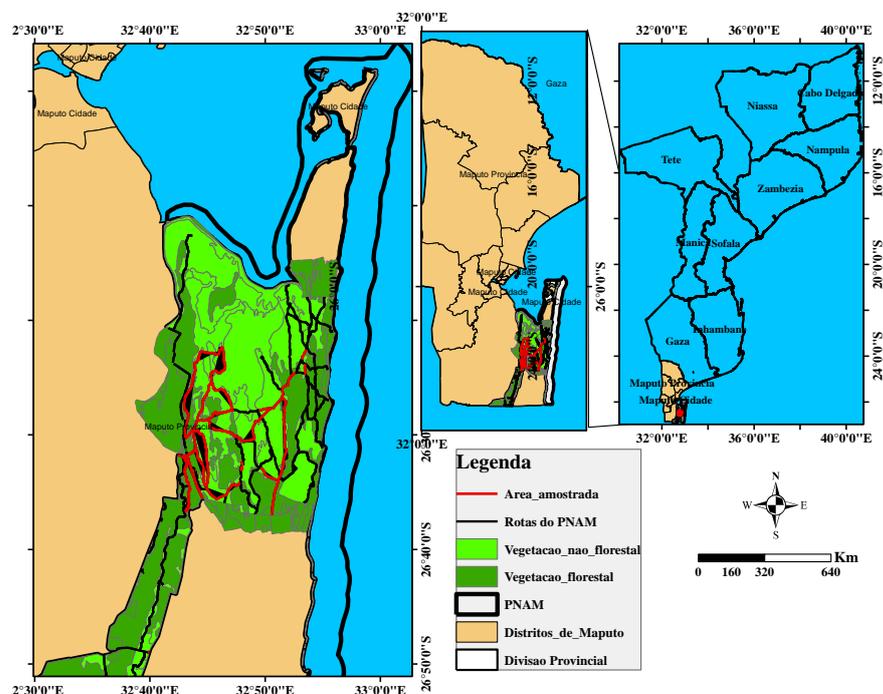
A abundância relativa das espécies pode ser obtida por meio de índices directos e indirectos. Observações directas são usadas para gerar índice de abundância geralmente para todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte. Neste caso, os índices são relacionados com um dado esforço amostral, como o tempo despendido, distância amostrada em transectos e assim por diante (Tomas *et al.*, 2004).

Geralmente, a taxa de encontro (número de registos obtidos por unidade de esforço amostral, é o índice mais utilizado para o qual correcções de erros de visibilidade (detectabilidade) não são feitas (Tomas *et al.*, 2004). Assim, não se tem nenhuma ideia sobre a abundância real, o que não impede que a taxa de encontro seja utilizada para detectar tendências ou para comparar duas ou mais áreas de estudo.

A contagem de pegadas tem sido usada como índice indirecto de abundância, sobre tudo para as espécies que são de difícil visualização ou captura (Rocha, 2010; Rocha e Silva, 2009).

## 5 Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Maputo que encontra-se a 26,5048 ° S, 32,7157 ° E. Localizado na província de Maputo, no distrito de Matutuíne. O PNAM tem como fronteiras a Baía de Maputo no norte, o oceano Índico a este, os rios Maputo e Futi, e uma linha de 2 km da estrada Salamanga - Ponta d'Ouro a oeste, e o extremo sul dos lagos Xingute e Piti. O PNAM consiste na expansão da antiga REM (inclusão do Corredor de Futi (240 km<sup>2</sup>) e a Reserva Marinha Parcial da Ponta d'Ouro (RMPPPO) (cerca de 700 km<sup>2</sup>) (Zunguze, 2020). O PNAM está inserido no Centro de Endemismo de Maputaland, uma das 25 eco-regiões terrestres mais em perigo do mundo (Zunguze, 2020). A sua integração na área de conservação transfronteiriça de Lubombo proporciona ligações marítimas, costeiras e terrestres críticas entre os parques nacionais em Moçambique, África do Sul e eSwatini (DNAC, 2009).



**Figura 1** - Mapa de localização da área de estudo.

### 5.1 Clima

O clima do distrito de Matutuíne é classificado como subtropical com duas estações (Chuvosa-Quente e Seca-Fria). A Chuvosa e Quente vai desde Maio à (Setembro). A Seca e Fria vai de Outubro à (Abril). A precipitação é variável diminuindo na medida em que se caminha para o interior. O valor médio da precipitação é de 1000 mm na costa e no interior é de 600 mm (Macamo, 2016).

## 5.2 Solo

Os solos são principalmente arenosos e de iodo ao longo do estuário (Zunguze, 2020). Tem um baixo conteúdo de nutrientes, excepto ao longo do rio Futi e na planície de inundação do Rio Maputo, onde os solos são aluviais, com argila e matéria orgânica e são relativamente férteis (Macamo, 2016).

## 5.3 Hidrografia

A hidrografia do PNAM é constituída pelos rios Maputo e Futi. Tem como os principais lagos Piti, Chingute e Mundi (Macamo, 2016).

## 5.4 Vegetação

O solo, a presença de curso de água e de lagoas constituem factores de variação da vegetação. Segundo De Boer *et al.* (2000). A vegetação do PNAM pode ser agrupada em seis comunidades vegetais: Mangais, vegetação das dunas, planícies de gramíneas, planície pantanosa, floresta e vegetação ribeirinha.

## 5.5 Fauna

No PNAM encontra-se uma variedade de espécie de animais que incluem 62 mamíferos, 30 de anfíbios, 43 de repetíeis e 337 espécies de aves, o que reflecte níveis altos de diversidade biológica (DNAC, 2009). O PNAM é caracterizado por uma vida selvagem e alguns dos gigantes mais gentis do continente, constituída por grandes manadas de elefantes (*Loxodonta africana*), girafas (*Giraffa camelopardalis*), boi cavalo (*Conchochaetes taurinus*), cudos (*Tragelaphus strepsiceros*), zebras (*Equus quagga*), crocodilo (*Crocodylus niloticus*) e hipopótamos (*Hippopotamus amphibius*) (DNAC, 2009).

No PNAM são incluídos entre outros, facoceiros (*Phocochoerus africanus*), pivas (*Kobus ellipsiprymnus*), inhalas (*Tragelaphus angasii*), imbabalas (*Tragelaphus scriptus*), impalas (*Aepyceros melampus*) cabritos vermelho (*Cephalopus natalensis*), cabritos cinzento (*Sylvicapra grimmia*), macacos-de-cara-preta (*Chlorocebus aethiops*), artrópodes, aracnídeos, batráquios, coleópteros, diversas aves, moluscos, platelmintas, diversos répteis, tais como: jiboias (*Python natalensis*), mambas (*Dendroaspis polylepis*) e câgados (*Geochelone pardalis*), entre outros (Cillie, 2004; Marulo, 2012). Dos mamíferos de médio e grande porte o chango (*Redunca arendinum*) é a espécie mais abundante (Hanekom, 2022).

## 5.6 População

O Distrito de Matutuine ocupa uma área de cerca de 5 340 km<sup>2</sup> e possui uma população com 40701 habitantes (Zunguze, 2020). A população residente no PNAN está organizada

em comunidades, sendo que uma parte dela localiza-se no interior e a outra na zona tampão (Zunguze, 2020). Muitas populações concentram-se ao longo do rio Futi, em Massuane, na Fábrica de Cal, Salamanga, Machia e Chia (Zunguze, 2020).

### **5.7 Actividades humanas**

Muitas propriedades ainda permanecem ocupadas dentro do PNAM, e os sinais de impacto humano são evidentes na forma de parcelas agrícolas, redes de emalhar nas bacias e a manutenção contínua de currais de peixe e caranguejo nas áreas de maré da Baía de Maputo Hanekom (2022).

A actividade agrícola e o elevado número de gado no interior do parque continuam a resultar na queima descontrolada de vastas extensões de pastagens. Estas queimadas descontroladas também danificam as manchas de floresta arenosa encontradas neste mosaico, cujo impacto pode ser irreversível a longo prazo Hanekom (2022).

## **6 Metodologia**

### **6.1 Materiais e Equipamentos**

- ❖ Viatura (Land Cruiser);
- ❖ Binóculos (PENTAX SP 10x50);
- ❖ Máquinas fotográficas (Canon EOS 12000D);
- ❖ GPS (GARMIN 66S);
- ❖ Fichas de campo
- ❖ Bloco de notas;
- ❖ Caneta;
- ❖ Guias de identificação de mamíferos (Stuart e Stuart, 2001; Cillié, 2004).

### **6.2 Amostragem**

O levantamento de dados da densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte foi realizado durante a época chuvosa, na primeira quinzena do mês de Dezembro de 2022, durante 5 dias. Para a identificação da amostra foi usada uma amostragem estratificada. A partir do mapa de cobertura do PNAM, foi produzido no ArcMap um mapa de vegetação categorizado em áreas florestais e áreas não florestais, sendo, floresta composta por: floresta densa sempre verde, floresta aberta sempre verde, floresta de mangal, floresta densa decídua e floresta aberta decídua; O estrato não floresta foi constituído por: Matagal, Pradaria arborizada (incluindo pradaria arbustiva), pradaria inundada, cultivos arbóreos, plantações de eucaliptus, áreas agrícolas, e corpos de água (FNDS, 2016). Foi também

produzido um mapa de frequência de queimadas do PNAM, correspondentes a um período de 10 anos de (2011-2021), o qual foi sobreposto ao mapa de vegetação, com classes de floresta e não floresta.

### **6.3 Aquisição e Processamento de Dados de Queimadas**

O mapeamento da frequência de queimadas no Parque Nacional de Maputo no período de (2011 - 2021), foi feito usando o produto da MODIS de fogos activos, por correlacionar-se muito bem com a ocorrência de incêndios, especialmente para grandes incêndios e, para tal foram adquiridos estes dados em produtos (2011 a 2021) de forma gratuita no endereço da NASA: <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov> (Bowman e Murphy, 2010). Este produto é diário, à escala global e com uma resolução espacial de 1 km, que detecta a ocorrência de fogos activos através da forte emissão de radiação no comprimento de onda correspondente ao infravermelho médio, em 4  $\mu\text{m}$  (Bowman e Murphy, 2010).

Esses dados foram projectados para um sistema de coordenadas UTM (World Geodetic System- WGS 1984, 36 S) e usando a ferramenta clip do programa ArcGIS 10.8 extraiu-se os focos pertencentes a área de estudo. Em seguida fez-se a junção dos focos de queimadas correspondentes ao período de 2011- 2021 usando a ferramenta Data Management Tools (General – Merge) no mesmo software (Tiemann, 2012).

Para os dados dos fogos activos, foram considerados para este estudo todos os dados existentes sobre queimadas a partir de 31 Dezembro de 2011 a 31 de Dezembro de 2021, dos quais consideraram-se como áreas queimadas, áreas que queimaram pelo menos uma vez durante o período em questão. Foram também seleccionados para o estudo apenas os focos que apresentarem um nível de confiança de detecção maior ou igual a 75%, um nível de confiança elevado, isto para evitar erros de comissão relacionados com pequenos sinais de queimadas e alta temperatura de solos (Boschetti *et al.*, 2009, 2013).

### **6.4 Colecta dos dados**

O inventário de mamíferos de médio e grande porte, foi realizado através de observações directas, ao longo de trilhas pré-existentes do PNAM, as quais foram percorridas usando um veículo (Land Cruiser).

A colecta de dados foi realizada durante cinco dias consecutivos de manhã entre as 6h30 e as 10h00 e de tarde entre as 14h00 e as 17h30, período de maior actividade da fauna (Rosse e Reeve, 2011). Esta foi conduzida por três observadores, dois registadores um fiscal e um motorista.

Com o auxílio de um GPS marcava-se o início e final de cada rota. As amostragens foram feitas uma vez por cada rota não se permitindo a repetição da amostragem durante o regresso. O veículo moveu-se suficientemente lento para detectar animais na linha de transecto e a maioria dos que estavam por perto. A velocidade variou de 10 a 20km/h. Sempre que necessário o veículo era parado.

Ao longo das rotas, para cada avistamento registou-se o dia de avistamento, espécie observada, número de indivíduos, a posição do animal na trilha, através da sua coordenada geográfica, com o auxílio do GPS (Garmin&Trex 10), e outras informações como tipo de habitat (Rodrigues e Vidal, 2011). Usando estimativa visual, estimou-se a distância de avistamento, o ângulo e a distância perpendicular. Todos os animais vistos pelos observadores ao longo das rotas foram anunciados para registo pelos registadores. Para as espécies que ocorrem em grupos sociais, foi considerada apenas a posição do primeiro indivíduo detectado do grupo (Buckland *et al.*, 2001). Posteriormente, com base no tamanho médio dos grupos avistados foi feita a correcção das estimativas geradas multiplicando-se as estimativas geradas pelo valor do tamanho médio dos grupos avistados (Buckland *et al.*, 2001).

As coordenadas colectadas ao longo das trilhas foram posteriormente introduzidas e processadas no software ArcGis 10.8. Onde foram sobrepostas ao mapa de vegetação do PNAM categorizado em áreas florestais e áreas não florestais. As coordenadas foram também sobrepostas ao mapa de frequência de queimadas do PNAM correspondentes ao período de (2011- 2021). Com o auxílio da ferramenta “**Create feature**” do Arcmap foram calculadas as distâncias percorridas em diferentes tipos de vegetação e sob diferentes frequências de queimadas. Foi percorrido um total de 132.23 km em toda a área de estudo. O esforço amostral variou para cada tipo de vegetação e para cada frequência de queimada como ilustrado na tabela 1.

**Tabela 1** - Esforço amostral

<b>Vegetação</b>	<b>Sem queimadas (km)</b>	<b>Baixa frequência (km)</b>	<b>Média frequência (km)</b>	<b>Alta frequência (km)</b>	<b>Total (km)</b>
<b>Florestal</b>	1.67	22.43	9.48	6.58	38.25
<b>Não florestal</b>	3.79	18.4	17.71	52.17	93.98

## **6.5 Análise de dados**

### **6.5.1 Mapeamento da frequência de queimadas entre 2011 a 2021**

Segundo Keeley *et al.* (2011), frequência de queimadas é dada pelo número de vezes que um determinado pixel é afectado pelo fogo durante um período de tempo, e neste caso durante um período de 10 anos (2011 a 2021). O mapa de frequência de queimadas foi obtido a partir dos focos anuais de áreas queimadas que através da ferramenta raster calculator do software ArcGis 10.8/Arcmap foram combinadas para determinar o número de vezes que cada pixel foi afectado pelo fogo durante os 10 anos. O mapa de frequência de queimadas foi sobreposto ao mapa de vegetação do PNAM usando a ferramenta de sobreposição do ArcGis.

Foram consideradas áreas não queimadas áreas com frequência de queimadas igual a 0, baixa frequência áreas queimadas abaixo de 4 vezes, média frequência áreas queimadas entre 4- 6 vezes e alta frequência áreas queimadas acima de 6 vezes num período de controlo de 10 anos (Ruecker, 2014).

### **6.5.2 Parâmetros populacionais**

A abundância relativa das espécies de mamíferos de médio e grande porte foi determinada para todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte visualizadas no censo, e foi calculada como taxa de avistamento a cada 10 km (Chiarello, 2000). Este cálculo é bastante utilizado principalmente quando há espécies com baixo número de registos durante as amostragens do censo (Chiarello, 2000). Gurnell *et al.* (2004); Moura (2007), têm sugerido o uso de índices de abundância relativa para monitoramentos da fauna e para a avaliação das tendências das populações ao longo do tempo.

A abundância para cada espécie foi calculada a partir do esforço amostral aplicado em cada tipo de vegetação (florestal e não florestal), e em diferentes frequências de queimadas (baixa, média e alta) em cada tipo de vegetação. A abundância relativa foi calculado a partir da seguinte equação (Chiarello, 2000):  $A = TA * 10 \text{ km/EA}$

Onde: A- Abundância, TA- número total de avistamentos para determinada espécie e EA- distância total percorrida (em cada esforço amostral).

Para comparar a abundância relativa em diferentes tipos de vegetação (florestal e não florestal), e em áreas sob diferentes frequências de queimadas (baixa, média e alta) os dados foram testados quanto à normalidade através do teste Shapiro-Wilk e verificou-se que estes não apresentavam uma distribuição normal. Portanto, o teste Mann-Whitney U,

foi utilizado para detectar o grau de diferenças de duas amostras independentes e o teste Kruskal-Wallis, utilizado para detectar diferenças significativas em mais de duas amostras independentes. O nível de significância foi definido em 5%. Todas as análises foram realizadas no software STATISTICA 7.0.

A densidade de indivíduos/ha foi estimada para as espécies que apresentaram no mínimo 20 observações ao longo de cada esforço amostral aplicado em cada estrato (florestal e não florestal), e em diferentes frequências de queimadas (baixa, média e alta) em cada estrato (veja a tabela 1), através do programa DISTANCE, versão 7.5 para Windows (Thomas *et al.*, 2010; Buckland *et al.*, 2015). Segundo Cullen Jr. e Rudran, (2003) o número de detecções recomendável deve ser superior a 40 registros. No entanto, em algumas situações, amostras de 40 detecções (Ross e Reeve, 2011) ou até mesmo 20 (tendo em conta a experiência e senso comum do observador) são suficientes (Albuquerque, 2016), e podem produzir estimativas adequadas se a distribuição dos dados facilitar o ajuste da função de detecção (Marshall *et al.*, 2008).

A estimativa da densidade consistiu na escolha do modelo de probabilidade de detecção de melhor ajuste. Para isso, foram considerados os menores valores de AIC (Critério de Informação de Akaike) e de CV (Coeficiente de Variância), (Cullen Jr. e Rudran, 2003). A partir dessa função e das distâncias perpendiculares, são estimados os indivíduos não visualizados durante o censo (Buckland *et al.*, 2015).

Foi usado o DISTANCE 7.5 para determinar a densidade e abundância (tamanho da população) de cada espécie, e teve-se como princípio as seguintes equações (Buckland *et al.*, 2015):

$$D = \frac{\text{Número de avistamentos}}{2*(ESW)*L}$$

**Onde:**

D = Densidade em ha;

ESW = largura efetiva da trilha;

L = esforço amostral aplicado para cada área (veja a tabela 1).

$$N = D*A$$

**Onde:**

N= abundância

D = densidade de indivíduos;

A= Tamanho da área de cada estrato (florestal e não florestal) e de cada frequência de queimadas em cada estrato (veja a tabela 2).

Para que os dados fossem correctamente analisados através do programa foi necessário seguir as seguintes premissas: a) todos os animais presentes no transecto foram observados; b) os animais foram detectados em sua posição inicial, antes de qualquer movimento em resposta ao observador; c) a contagem de um indivíduo não influencia a contagem dos demais no transecto; d) as detecções foram eventos independentes, isto é, um animal ou um grupo de animais não foi observado mais de uma vez durante o mesmo esforço amostral (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2002).

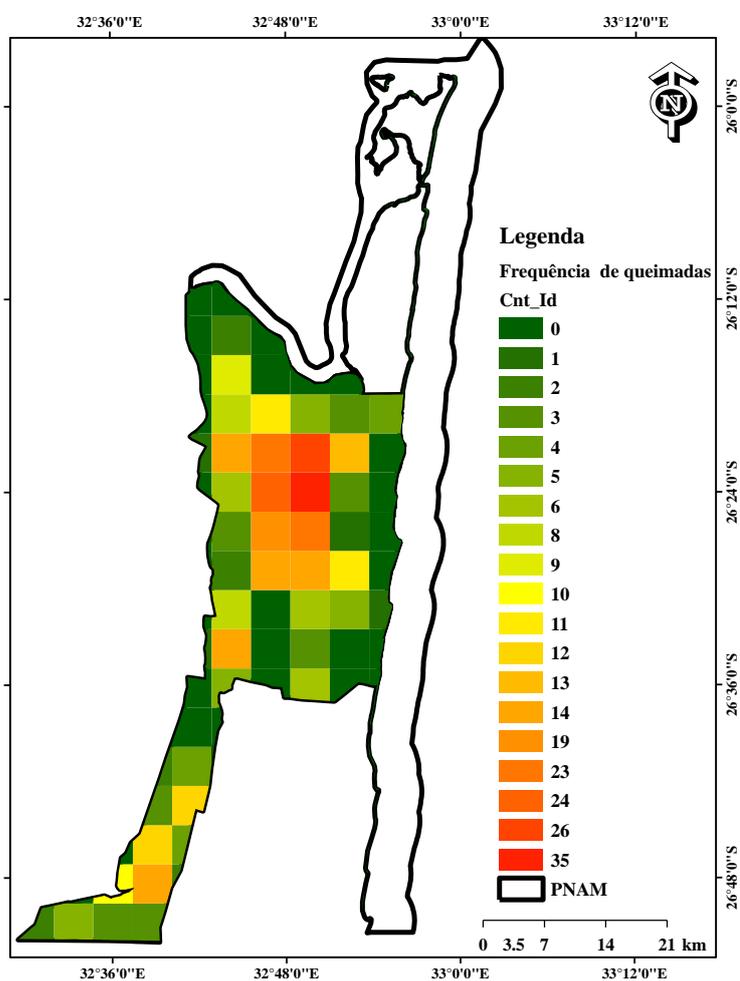
Para comparar a densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em diferentes tipos de vegetação (florestal e não florestal), e em áreas sob diferentes frequências de queimadas (baixa, média e alta) em cada tipo de vegetação, foi usado a técnica de inferência por intervalo de confiança, observando-se a sobreposição em seus intervalos de confiança, se é ou não considerável.

## 7 Resultados

### 7.1 Frequência de Queimadas no Parque Nacional de Maputo

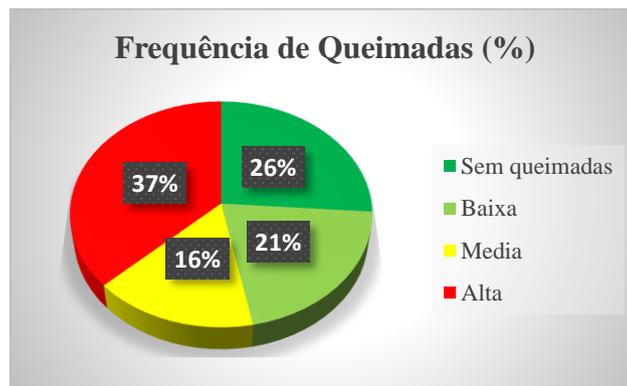
A frequência de queimadas no PNAM correspondente ao período entre 2011 a 2021 variou de 1 a 35 vezes. No entanto, há algumas áreas do PNAM que não foram afectadas por queimadas durante todo o período em análise.

Para este estudo, (n = 0) representa as áreas que não sofreram queimadas, (n=1) refere-se a ocorrência de apenas uma queimada e (n > 1) representa áreas que foram afectadas por queimadas ou a incidência de queimadas no mesmo local (pixel) mais de uma vez durante o período em análise (Figura 2).

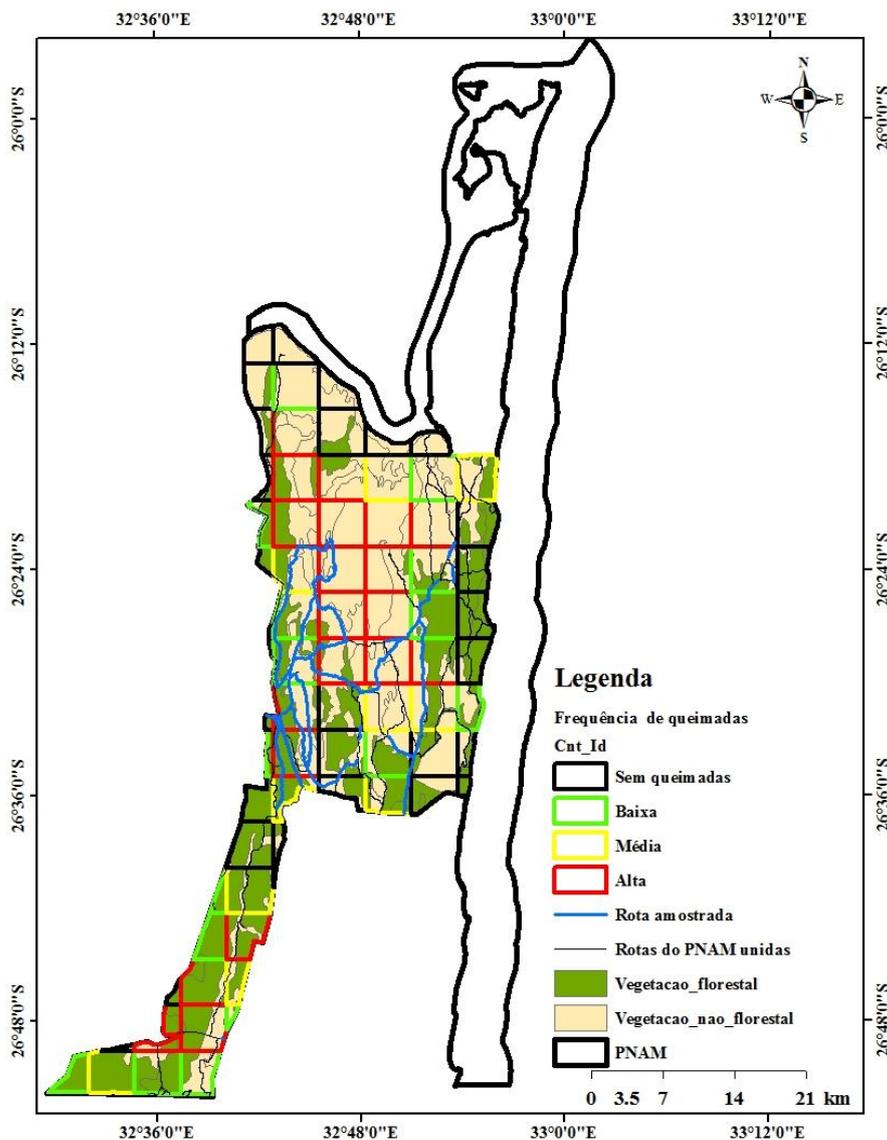


**Figura 2** - Frequência de Queimadas no Parque Nacional de Maputo no período entre 2011 a 2021.

Durante o período em análise cerca de 74% de todo o PNAM foi afectado por queimadas. Destas, as queimadas de alta frequência ocuparam cerca de 37% de toda a área do parque, representando a maior parte da área afectada por queimadas no PNAM no período em análise (Figura 3).



**Figura 3** - Área (em %) ocupada por diferentes frequências de queimadas no PNAM no período entre 2011 a 2021.



**Figura 4** - Frequência de queimadas em áreas de vegetação florestal e não florestal no PNAM no período entre 2011 a 2021.

O mapa na figura 4, mostra a frequência de queimadas em áreas de vegetação florestal e não florestal no PNAM no período entre 2011 a 2021, onde a frequência de queimada foi classificada em áreas sem queimadas, baixa frequência, média frequência e alta frequência de queimadas. A área de vegetação não florestal é que sofreu maior incidência de queimadas (Figura 4).

Cerca de 67.02% de toda área de vegetação florestal e 78.03% de toda área de vegetação não florestal foi afectada por queimadas durante o período em análise. Desta, as queimadas de alta frequência ocuparam a maior área na vegetação não florestal, enquanto que queimadas de baixa frequência ocuparam a maior área na vegetação florestal (Tabela 2).

**Tabela 2** - Área de vegetação florestal e não florestal ocupada por diferentes frequências de queimadas em km<sup>2</sup> (de 2011 a 2021) no PNAM.

<b>Frequência de queimadas</b>	<b>Floresta (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Não Floresta (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área total (km<sup>2</sup>)</b>
<b>Sem queimadas</b>	136.16	135.82	271.98
<b>Baixa</b>	103.62	112.45	216.07
<b>Média</b>	76.20	91.03	167.23
<b>Alta</b>	96.92	288.04	384.96
<b>Total</b>	412.85	627.39	1040.24

## **7.2 Abundância relativa e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal.**

No total, foram percorridos 132.23 km de trilhas em toda área de estudo, sendo para área de vegetação florestal 38.25 km e para área de vegetação não florestal 93.98 km, distribuídos em cada frequência de queimadas do PNAM.

### **7.2.1 Abundância**

Em toda área de estudo foram registradas 535 observações totalizando 1925 indivíduos de mamíferos de médio e grande porte contados em todo o censo. Estas observações correspondem a 16 espécies de mamíferos. Sendo que o maior número de espécies de mamíferos assim como o maior número de observações foi registrado nas áreas de vegetação não florestal com 16 espécies e 410 observações comparativamente a 14 espécies e 125 observações nas áreas de vegetação florestal. Das 16 espécies observadas em toda área de

estudo, apenas o hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*) e Chengane (*Neotragus moschatus*) não foram registadas na área de vegetação florestal.

Na área de vegetação florestal o cabrito vermelho (*Cephalophus natalensis*, n = 40) foi a espécie mais observada enquanto que o elefante (*Loxodonta africana*, n = 1) e girafa (*Giraffa camelopardalis*, n = 1) foram as menos observadas. No estrato não florestal a espécie com maior número de registos foi a impala (*Aepyceros melampus*, n = 76). As espécies mais abundantes foram cabrito vermelho e a impala na vegetação florestal e na não florestal, respectivamente (Tabela 3).

**Tabela 3** - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em diferentes tipos de vegetação (florestal e não florestal) no PNAM.

Espécies	Floresta			Não floresta			Teste
	Obs	Total	TA (10km)	Obs	Total	TA (10km)	P - value
<i>Aepyceros melampus</i>	6	9	2.35	76	455	48.41	0.000021
<i>Cephalophus natalensis</i>	40	40	10.46	19	19	2.02	0.0003
<i>Cercopithecus aethiops</i>	6	12	3.14	1	1	0.11	0.0026
<i>Connochaetes taurinus</i>	4	12	3.14	71	394	41.92	0.001
<i>Equus quagga</i>	3	7	1.83	45	278	29.58	0.000001
<i>Giraffa camelopardalis</i>	1	1	0.26	18	176	18.73	0.0008
<i>Hippopotamus amphibius</i>			0.00	1	7	0.74	
<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	2	5	1.31	21	100	10.64	0.000001
<i>Loxodonta africana</i>	1	12	3.14	17	159	16.92	0.000011
<i>Neotragus moschatus</i>			0.00	1	1	0.11	
<i>Phacochoerus africanus</i>	3	7	1.83	14	40	4.26	0.142311
<i>Redunca arundinum</i>	12	12	3.14	66	66	7.02	0.000001
<i>Sylvicapra grimmia</i>	3	3	0.78	1	1	0.11	0.033896
<i>Tragelaphus angasii</i>	37	37	9.67	51	51	5.43	0.0006
<i>Tragelaphus scriptus</i>	2	2	0.52	7	7	0.74	0.040425
<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	5	5	1.31	1	6	0.64	0.083265
<b>Total</b>	125	164	42.88	410	1761	187.38	

O teste estatístico mostrou que existem diferenças significativas na abundância relativa de grande parte de mamíferos de médio e grande porte entre as áreas de vegetação florestal e não florestal com ( $P < 0.05$ ) a um nível de confiança de 95%. A abundância relativa de impala, boi cavalo (*Connochaetes taurinus*), zebra (*Equus quagga*), girafa, piva (*Kobus ellipsiprymnus*), elefante, chango (*Redunca arundinum*), e de imbabala (*Tragelaphus scriptus*) foi significativamente maior na vegetação não florestal que na florestal. Também foram detectadas diferenças significativas para cabrito vermelho, cabrito cinzento (*Sylvicapra grimmia*), inhala (*Tragelaphus angasii*) e macaco-de-cara-preta

(*Cercopithecus aethiops*), que apresentaram abundância significativamente maior em áreas de vegetação florestal em comparação a áreas de vegetação não florestal. No entanto, a abundância relativa de cudo (*Tragelaphus strepsiceros*,  $P= 0.083265$ ) e facocero (*Phacochoerus africanus*,  $P= 0.142311$ ) não diferiu significativas entre as duas áreas.

Chengane foi a espécie mais rara, em todo o estudo tendo sido registada apenas uma vez e na área de vegetação não florestal, apresentando assim a taxa de avistamento mais baixa de (0.12 ind/10 km). Por outro lado, a impala foi a espécie mais abundante (Tabela 3).

### 7.2.2 Densidade

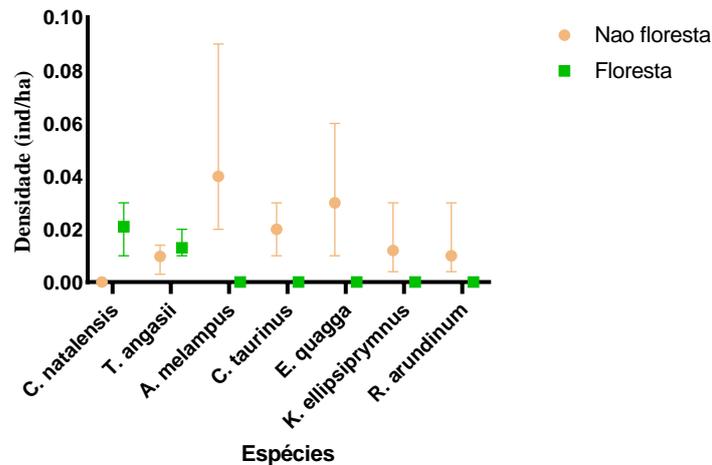
A densidade foi estimada para todas as espécies com um número de registos maior ou igual a 20 registos. No estrato não florestal a espécie com maior densidade foi impala enquanto que no estrato florestal o cabrito vermelho teve a maior densidade. A largura efectiva (EWS) variou de (0.05 – 0.23 km) na área não florestal e de (0.06 – 0.08 km) na área florestal. Os valores de coeficiente de variância foram altos ( $\%CV > 20\%$ ) para todas espécies nas duas áreas (Tabela 4).

Para estimativas de densidade, apenas a inhala foi comum entre as duas áreas. A sobreposição de intervalos de confiança não foi considerável para esta espécie, tendo apresentado maior densidade no estrato florestal que no estrato não florestal (Figura 5).

**Tabela 4** - Estimativas de densidade populacional (indivíduos/ha) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal do PNAM. D – Densidade (indivíduos/ha); N – Tamanho da população; %CV – Coeficiente de variância (%); e IC – intervalo de confiança, com probabilidade de 95%.

Vegetação Florestal	Espécies	D (ind/ha)	IC / %CV	N (IC)
	<i>Cephalophus natalensis</i>	0.021	0.01 - 0.03/ 24.76%	867 (518 - 1452)
	<i>Tragelaphus angasii</i>	0.013	0.01 - 0.02/ 20.43%	537 (350 - 823)
Vegetação Não Florestal	<i>Aepyceros melampus</i>	0.04	0.02 - 0.09/ 35.29%	2744(1350 - 5496)
	<i>Connochaetes taurinus</i>	0.02	0.01 - 0.03/ 29.41%	1172 (932 - 3156)
	<i>Equus quagga</i>	0.03	0.01 - 0.06/ 42.97%	1735 (752- 4003)
	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	0.012	0.004 - 0.03/ 55.63%	753 (259 - 2190)
	<i>Redunca arundinum</i>	0.01	0.004 - 0.03/ 55.82%	727 (252 - 2094)
	<i>Tragelaphus angasii</i>	0.0097	0.003 - 0.014/ 32.21%	690 (363 - 1311)

**Comparação da Densidade (ind/ha) de Mamíferos de Médio e Grande Porte em áreas de Vegetação Florestal e não Florestal do PNAM.**



**Figura 5** - Gráfico de comparação da densidade (indivíduos/ há) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e vegetação não florestal do PNAM. Os pontos indicam os valores de densidade de cada espécie e as barras fornecem seus respectivos intervalos de confiança ( $p < 0,05$ ).

### 7.3 Áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas.

#### 7.3.1 Abundância

Foram registadas 14 espécies de mamíferos de médio e grande porte nessas áreas. A área de alta frequência de queimadas apresentou maior número de espécies (10 espécies) e maior número de observações ( $n = 43$ ) que em a áreas de média frequência com 8 espécies e 35 observações e áreas de baixa frequência com 8 espécies e 33 observações. Em todas as três áreas as espécies mais abundantes foram inhala e cabrito vermelho (Tabela 5).

Das 14 espécies registadas em todas áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas, apenas cabrito vermelho, inhala e macaco-de-cara-preta foram registadas nos três níveis de frequência de queimadas (baixa, média e alta). Todas essas espécies, tiveram abundância relativa significativamente maior em áreas de média frequência que em áreas de baixa e alta frequência de queimadas.

A densidade não foi determinada nesta área, pois, nenhuma espécie apresentou um número de registos maior ou igual a 20 observações.

**Tabela 5** - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em áreas vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas correspondente ao período de (2011 – 2021) no PNAM.

Espécies	Baixa		Media		Alta		Teste
	Obs	TA (10km)	Obs	TA (10km)	Obs	TA (10km)	<i>P - value</i>
<i>Cephalophus natalensis</i>	11	5.98	13	13.71	9	13.68	P =0.0009
<i>Cercopithecus aethiops</i>	3	2.17	2	7.38	1	1.52	P =0.01688
<i>Tragelaphus angasii</i>	12	6.52	12	12.66	6	9.12	P =0.0176
<i>Connochaetes taurinus</i>			1	1.05	3	13.68	
<i>Phacochoerus africanus</i>	1	1.63			1	4.56	
<i>Redunca arundinum</i>			7	7.38	5	7.6	
<i>Sylvicapra grimmia</i>			1	1.05	2	3.04	
<i>Tragelaphus strepsiceros</i>			2	2.11	3	4.56	
<i>Tragelaphus scriptus</i>	1	0.54	1	1.05			
<i>Aepyceros melampus</i>					6	13.68	
<i>Equus quagga</i>					3	10.64	
<i>Giraffa camelopardalis</i>	1	0.54					
<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	2	2.72					
<i>Loxodonta africana</i>	1	6.52					
<b>Total</b>	33	26.63	39	46.41	43	82.07	

## **7.4 Áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas**

### **7.4.1 Abundância**

Nesta área foi registrado um total de 16 espécies de médio e grande porte, sendo que áreas de média frequência de queimadas apresentaram maior número de espécies ( $n = 14$ ) em comparação a áreas de alta com 12 espécies e baixa com 9 espécies. No entanto, áreas de alta frequência de queimadas apresentaram maior número de observações ( $n = 231$ ) comparativamente a áreas de média ( $n = 116$ ) e baixa frequência de queimadas ( $n = 34$ ) (tabela 7).

Grande parte das espécies foram encontradas tanto nas áreas de baixa assim como nas áreas de média e alta frequência de queimadas. O boi cavalo e a impala foram as espécies mais abundantes nas três áreas. As espécies menos abundantes foram macaco-de-cara-preta, cabrito cinzento, hipopótamo e chengane, que foram observadas apenas nas áreas de média frequência de queimadas (tabela 7).

Dentre as 9 espécies comuns entre as três áreas, 8 apresentaram diferenças significativas na sua abundância relativa e apenas a imbabala ( $H(2, N=9) = 0.6850153$   $p = 0.7100$ ) não apresentou diferenças significativas na sua abundância relativa entre as três áreas. A abundância relativa de cabrito vermelho, boi cavalo, zebra, piva, facocero, chango e inhala foi significativamente maior em áreas de média frequência que em áreas de alta e baixa frequência de queimadas. Enquanto que a abundância de impala foi significativamente maior em áreas de alta frequência que em áreas de média e baixa frequência.

### **7.4.2 Densidade**

Não foi estimada a densidade para nenhuma espécie da área de baixa frequência de queimadas, devido ao baixo número de observações. A impala apresentou a maior densidade nas áreas de alta frequência e o boi cavalo nas áreas de média frequência, enquanto que chango apresentou a menor estimativa de densidade nas duas áreas. Na área de média frequência de queimadas a largura efectiva (EWS) variou de (0.06 – 0.12 km) enquanto que na área de alta frequência de queimadas variou de (0.07 – 0.29 km). Os valores de coeficiente de variância foram altos ( $\%CV > 20\%$ ) para todas espécies nas duas áreas (Tabela 8).

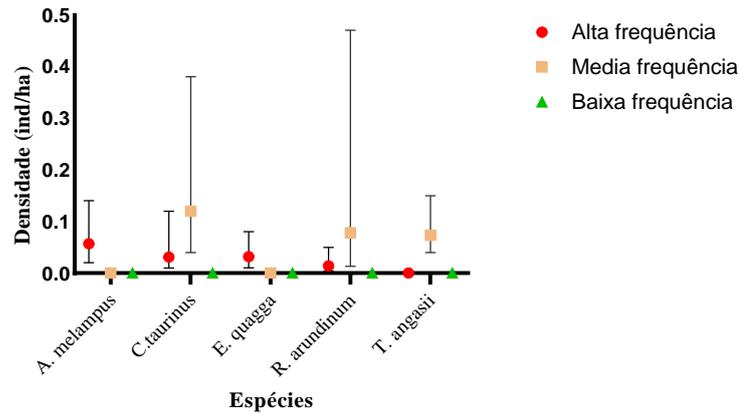
**Tabela 6** - Abundância (Avistamento/10 km) e número de observações de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas correspondente ao período de (2011 – 2021) no PNAM.

Espécies	Baixa		Media		Alta		Teste
	Obs	TA (10km)	Obs	TA (10km)	Obs	TA (10km)	P - value
<i>Aepyceros melampus</i>	8	4.98	3	4.52	65	83.38	P =0.00075
<i>Cephalophus natalensis</i>	1	0.41	16	9.03	1	0.19	P =0.0001
<i>Connochaetes taurinus</i>	9	11.2	20	60.42	41	49.84	P =0.0004
<i>Equus quagga</i>	1	3.73	13	43.48	33	36.8	P =0.0000
<i>Redunca arundinum</i>	4	1.66	39	22.02	23	4.41	P =0.00021
<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	3	6.22	13	33.88	5	4.79	P =0.0206
<i>Phacochoerus africanus</i>	1	1.24	5	9.03	8	4.03	P =0.0283
<i>Tragelaphus angasii</i>	6	2.49	2	12.42	17	3.26	P =0.00006
<i>Tragelaphus scriptus</i>	1	0.83	1	0.56	3	0.77	P =0.7100
<i>Cercopithecus aethiops</i>			1	0.56			
<i>Giraffa camelopardalis</i>			1	5.08	17	32.01	
<i>Hippopotamus amphibius</i>			1	3.95			
<i>Loxodonta africana</i>					17	30.48	
<i>Sylvicapra grimmia</i>			1	0.19			
<i>Neotragus moschatus</i>			1	0.56			
<i>Tragelaphus strepsiceros</i>					1	1.15	
<b>Total</b>	34	32.78	116	205.72	231	251.1	

**Tabela 7** - Estimativas de densidade populacional (indivíduos/ha) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas, correspondentes ao período de (2011 – 2021) no PNAM. N – Tamanho da população; %CV– intervalo ou limite de confiança, com probabilidade 95%.

Vegetação Não floresta	Frequência	Espécies	D (ind/ha)	IC / %CV	N (IC)
	Alta		<i>Aepyceros melampus</i>	0.057	0.02 - 0.14/ 39.29%
		<i>Connochaetes taurinus</i>	0.031	0.01 - 0.12/ 43.63%	893 (359 - 2224)
		<i>Equus quagga</i>	0.032	0.01 - 0.08/ 55.12%	921 (296 - 2869)
		<i>Redunca arundinum</i>	0.014	0.004 - 0.05/ 52.82%	403 (135 - 1204)
Media		<i>Connochaetes taurinus</i>	0.12	0.04 - 0.38/ 56.28%	1092 (322 - 3700)
		<i>Redunca arundinum</i>	0.078	0.013 - 0.47/ 85.03%	710 (117 - 4294)
		<i>Tragelaphus angasii</i>	0.073	0.04 - 0.15/ 29.81%	665 (328 - 1349)
Baixa					

### Comparação da Densidade (ind/ha) de Mamíferos de Médio e Grande Porte em áreas de Vegetação Não Florestal sob Diferentes Frequências de Queimadas



**Figura 6** - Gráfico de comparação da densidade (indivíduos/ há) de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas. Os pontos indicam os valores de densidade de cada espécie e as barras fornecem seus respectivos intervalos de confiança ( $p < 0,05$ ).

Só foi comparada a densidade de boi cavalo e chango, pois, tiveram mais de 20 observações em áreas de média e alta frequência de queimadas. O gráfico 6, mostra que existem diferenças significativas na densidade populacional das duas espécies entre as diferentes frequências de queimadas, pois a sobreposição em seus intervalos de confiança não é considerável. A densidade das duas espécies foi relativamente maior em áreas de média frequência de queimadas (Figura 6).

## 8 Discussão

### 8.1 Frequência de queimadas

Os resultados mostram que durante o período de 2011 a 2021, cerca de 74% da extensão total do PNAM foi afetada por queimadas. A frequência de queimadas variou de 1 a 35 focos no mesmo pixel. Isso mostra que existem áreas dentro do Parque que sofreram queimadas mais de uma vez por ano, resultado que se assemelha ao obtido por Cangela (2014) na RNN e Maúnze (2016) na RNG, analisando regime de queimadas num período de 10 anos.

Os resultados mostram também que o estrato não florestal sofreu maior incidência de queimadas durante o período em análise com cerca de 79% de sua área total afetada que área de vegetação florestal com cerca de 68% da sua área afetada por queimadas. De acordo Backéus *et al.* (2006), o efeito do fogo na biodiversidade varia de acordo com quantidade de biomassa vegetal, sendo que maior biomassa herbácea tende a queimar com

mais frequência, enquanto que, quando a biomassa é reduzida é menos susceptível a queimadas. Segundo Cangela (2014), áreas de vegetação não florestal dominadas por vegetação aberta e pradaria e com baixa precipitação favorecem a inflamabilidade do combustível lenhoso, sendo assim frequentemente afectadas pelas queimadas. Enquanto que a vegetação fechada e húmida sofre uma menor frequência de queimadas através da redução da inflamabilidade do combustível pela baixa disponibilidade de estrato herbáceo. A baixa exposição à radiação solar reduz a disponibilidade, continuidade e inflamabilidade do material combustível, aumentando desta forma o período de retorno das queimadas nessas áreas (Keleey *et al.*, 2011).

## **8.2 Parâmetros populacionais**

Em toda área de estudo foram registadas 535 observações totalizando 1925 indivíduos de 16 espécies de mamíferos de médio e grande porte contados em todo o censo. O número de espécies e o total de indivíduos contados neste estudo são menores quando comparados a outros estudos realizados nesta área, como por exemplo Hanekom (2022) registou um número total de 9582 indivíduos de 22 espécies. Estas diferenças devem-se ao baixo esforço amostral e o método de recolha de dados empregados no presente estudo, o qual é limitado pela fraca cobertura de vias de acesso (ANAC, 2021). De acordo com Colwell *et al.* (2012), o número de espécies detectadas numa determinada área de estudo durante um determinado período de levantamento é uma função do esforço de amostragem, mais espécies podem ser registadas quando unidades amostrais adicionais são pesquisadas.

As espécies mais abundantes neste estudo foram impala (n= 464), boi cavalo (n= 406) e zebra (n= 285) indivíduos contados em todo o estudo. Essas espécies fazem parte das mais abundantes do PNAM (Hanekom, 2022).

O chengane e o hipopótamo foram as espécies mais raras, em todo o estudo, as duas foram registadas apenas uma vez. Outros estudos realizados no PNAM mostram que chengane tem sido raramente observado, tendo sido observada uma vez por Hanekom (2019) e não foi observado por Hanekom (2022) em censos aéreos.

Os coeficientes de variância obtidos nas estimativas de densidades nesse estudo foram altos, quando comparados à literatura, o ideal é que sejam inferiores à 20%. Segundo Cullen Jr. e Rudran (2003), esse resultado é um reflexo do número baixo de avistamentos em relação ao tamanho amostral, e ainda segundo Buckland (2001), o método DISTANCE

requer elevados números de observações, pois os erros associados ao método, assim como altos coeficientes de variância, geralmente advém do baixo número de registos em campo.

### **8.2.1 Abundância relativa e densidade populacional de mamíferos de médio e grande porte em áreas de vegetação florestal e não florestal.**

No presente estudo, maior número de espécies assim como maior número de observações foram registados em áreas de vegetação não florestal que em áreas de vegetação florestal. Este resultado assemelha-se ao obtido por Lemma e Tekalign (2020), comparando três habitats (floresta ribeirinha, mata nativa e grassland aberto) em diferentes estações, na floresta comunitária de Humbo, sul da Etiópia, e por Diriba *et al.* (2020) no LANP, também no sul da Etiópia, para espécies de mamíferos de médio e grande porte. Hülle (2006) também constatou que a riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte em áreas de cerrado brasileiro, são maiores em áreas de cerrado aberto quando comparados com áreas mais fechadas.

Foram detectadas diferenças significativas na abundância relativa de grande parte de mamíferos de médio e grande porte entre as áreas de vegetação florestal e não florestal. A abundância relativa de impala, boi cavalo, zebra, girafa, piva, elefante, chango, e de imbabala foi maior no estrato não florestal que no estrato florestal. Enquanto que cabrito vermelho, cabrito cinzento, inhala e macaco-de-cara-preta, apresentaram maior abundância em áreas de vegetação florestal. Este resultado mostra que a abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte nesse estudo foi influenciada pela cobertura vegetal, concordando assim com Lemma e Tekalign (2020) que constataram que os mamíferos de sua área de estudo não se distribuíram uniformemente entre os diferentes tipos de habitat, e a sua abundância variou significativamente. Nesse estudo grande parte das espécies foram mais abundantes no estrato não florestal que no estrato florestal, aceitando assim a hipótese de que áreas não florestais apresentariam maior abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte em comparação a áreas florestais (Hülle, 2006; Diriba *et al.*, 2020).

A razão para esta distribuição de espécies de mamíferos pode ser devido à disponibilidade de recursos. De acordo com Mekonen *et al.* (2011); Yimer e Yirga (2013) a abundância de recursos e sua qualidade são determinantes para os mamíferos preferirem um determinado habitat em detrimento de outros, e ainda Segundo Hülle (2006), ambientes abertos como as savanas tendem a ser mais heterogêneos, disponibilizando mais recursos, o que acarreta em maior número de nichos, suportando maior número de espécies de mamíferos de médio e grande porte do que ambientes mais simples.

Este resultado também pode ser devido ao maior tamanho da área de vegetação não florestal e maior esforço amostral empregado nesta área em comparação a área de vegetação florestal na área de estudo. Segundo Bantihun e Bekele (2015), habitats com maior área tendem a conter maior número de espécies em comparação com habitats com área menor. Habitats com grandes áreas geralmente possuem micro habitats diversos e estrutura de vegetação mais heterogênea que fornecem recursos para espécies com diferentes necessidades de alimentação e micro habitat (Girma *et al.*, 2012).

A maior abundância relativa de cabrito vermelho, cabrito cinzento, inhala e macaco-de-cara-preta, em áreas de vegetação florestal em comparação a áreas de vegetação não florestal, mostra que essas espécies têm maior preferência por essas áreas, concordando assim com o resultado obtido por ANAC (2021), que constatou que as áreas de grande concentração dessas espécies, são cobertas por florestas secas e florestas decíduas húmidas densas e abertas. De acordo com Smit e Prins (2015), a abundância dessas espécies aumenta com o aumento da cobertura lenhosa.

Das espécies comuns entre as duas áreas o macaco-de-cara-preta, cabrito cinzento, imbabala e cudo, apresentaram os menores números de registos e consecutivamente as mais baixas taxas de abundância relativa nas duas áreas. Isso deve-se ao facto dessas espécies ocorrerem em áreas de baixa visibilidade, dificultando assim a sua detecção. Segundo Chiarello (2000), as abundância e densidades estimadas para mamíferos, podem ser tendenciosamente baixas, principalmente para espécies que são de difícil detecção ou que são susceptíveis a barulhos e podem ser facilmente assustadas, o que leva os indivíduos a passar despercebidos do observador.

Em relação a densidade os resultados mostram que das 7 espécies para as quais foi estimada a densidade, apenas inhala foi comum entre as duas áreas. Assim como a abundância relativa, a densidade de inhala diferiu significativamente entre as duas áreas. A inhala mostrou preferência por áreas de vegetação florestal, concordando assim com Nieman *et al.* (2022), que constataram que essa espécie tinha maior preferência por habitats densamente arborizados.

Assim como a abundância relativa, as maiores densidades foram registadas no estrato não floresta. Comprovando a preferência de grande parte de espécies de mamíferos de médio e grande porte por essas áreas.

## **8.2.2 Áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas.**

### **8.2.2.1 Abundância e densidade**

Das 14 espécies registradas em todas áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas, apenas cabrito vermelho, inhala e macaco-de-cara-preta foram registrados nos três níveis de frequência de queimadas. Essas três espécies apresentaram abundância significativamente maior em áreas de média frequência que em áreas de baixa e alta frequência de queimadas. Este resultado mostra que a abundância dessas espécies foi influenciada pela frequência de queimadas. Segundo Kimuyu *et al.* (2017), diferentes espécies podem responder de forma diferente aos efeitos do fogo a longo prazo, e também vários estudos confirmaram isso (Kingdon *et al.*, 2013; Burkepile *et al.*, 2013, 2016; Mandinyenya *et al.*, 2020; Nieman *et al.*, 2022).

A maior abundância de cabrito vermelho, inhala e macaco-de-cara-preta em áreas de média frequência de queimadas que em áreas de baixa e alta frequência de queimadas, pode ser explicada pela teoria de distúrbio intermediário. A hipótese de perturbação intermediária (IDH) prevê que a diversidade de espécies locais seja máxima em um nível intermediário de perturbação (Roxburgh *et al.*, 2004), essas áreas produzem qualidade periodicamente alta da forragem (Burkepil *et al.*, 2016), favorecendo assim a manutenção da diversidade de espécies na população de mamíferos pela disponibilidade dos recursos em seus habitats (Yarnell *et al.*, 2007), o que pode aumentar a abundância dessas espécies.

No estrato florestal, áreas de alta frequência de queimadas apresentaram maior número de espécies que áreas de média e baixa frequência de queimadas. Impala, zebra e boi cavalo apresentaram valores altos de abundância relativa, e quase todas foram restritas as áreas de alta frequência de queimadas. Alguns autores relacionam maiores abundâncias dessas espécies com altas frequências de queimadas (Kingdon *et al.*, 2013; Burkepile *et al.*, 2013, 2016; Mandinyenya *et al.*, 2020).

De acordo com Eby *et al.* (2014); Anderson *et al.* (2020), o fogo frequente remove continuamente material moribundo e estimula o novo crescimento da grama com níveis aumentados de N, P, K, Mg e Cu, atraindo frequentemente espécies pastoris (Burkepile *et al.*, 2013). Os incêndios frequentes também podem resultar no aumento dos níveis de azoto foliar e na diminuição dos compostos de defesa dos hidratos de carbono não estruturais (Ferberda *et al.*, 2006), atraindo potencialmente espécies herbáceas para locais frequentemente queimados.

Este estudo não encontrou suporte para diferenças no uso de áreas de vegetação florestal sob diferentes frequências de queimadas por cudo, chango, cabrito cinzento, facocero, piva, elefante e imbabala entre as três áreas. Pois, foram obtidas baixas abundâncias relativas para essas espécies. Também não foi possível estimar a densidade para nenhuma das espécies registradas nesta área, devido ao baixo número de observações (Buckland, 2001). Amostragens adicionais poderiam fornecer mais informações sobre as respostas dessas espécies à frequência do fogo nessas áreas.

### **8.2.3 Áreas de vegetação não florestal sob diferentes frequências de queimadas.**

#### **8.2.3.1 Abundância e densidade**

As áreas de média frequência apresentaram maior número de espécies de mamíferos de médio e grande porte que áreas de alta e baixa frequência de queimadas. Esse resultado concorda com Roxburgh *et al.* (2004) áreas sob níveis médios de frequência de queimadas aumentam a heterogeneidade dos habitats e criam condições para a coexistência entre espécies herbáceas e lenhosas, geralmente resultando na maior diversidade de espécies devido à coexistência de espécies pioneiras e de espécies competitivamente dominantes (Shea *et al.*, 2004), favorecendo assim a manutenção da diversidade de espécies na população de mamíferos pela disponibilidade dos recursos em seus habitats (Yarnell *et al.*, 2007).

Os resultados também mostraram que existem diferenças significativas na abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte entre as áreas de vegetação não florestal sob baixa, média e alta frequência de queimadas para todas as espécies comuns nas três áreas, excepto para imbabala que não apresentou diferenças significativas na sua abundância relativa entre as três áreas. Mostrando assim que a abundância de espécies de mamíferos de médio e grande porte é influenciada pela frequência de queimadas. Este resultado assemelha-se ao obtido por Burkepil *et al.* (2016) no Parque Nacional Kruger, estudando o efeito de queimadas nas comunidades de herbívoros.

De acordo com Burkepile *et al.* (2013), a intensidade ou frequência do distúrbio pode influenciar os processos comunitários e regular a diversidade de espécies. Em alguns casos, o regime de perturbação determina a pressão descendente dos consumidores, impactando a abundância ou a identidade do consumidor (Archibald *et al.*, 2005)

Cabrito vermelho, boi cavalo, zebra, piva, facocero, chango e inhala apresentaram abundâncias relativas significativamente maiores em áreas de média frequência que em

áreas de baixa e alta frequência de queimadas. Enquanto que o impala apresentou abundância relativa significativamente maior em áreas de alta frequência que em outras duas áreas. Esses resultados mostram que grande parte das espécies registradas no presente estudo preferiram áreas de média frequência, apenas a impala apresentou preferência por áreas de alta frequência e nenhuma espécie apresentou preferência por áreas de baixa frequência de queimadas. Este resultado mostra que a hipótese de que áreas de média frequência apresentariam maior abundância comparativamente a áreas de baixa e alta frequência de queimadas testada no presente trabalho é positiva.

Este resultado pode estar relacionado com teoria de distúrbio intermediário (Roxburgh *et al.*, 2004; Shea *et al.*, 2004), e concorda com Burkepile *et al.* (2016) que constataram que queimadas trienais (nível intermediário de perturbação), atraíram um conjunto diversificado de herbívoros devido à qualidade periodicamente alta da forragem e uma diversidade de recursos alimentares (como, gramíneas, ervas, pastagens lenhosas), o que justifica o maior número de espécies e a maior abundância relativa registrada nestas áreas.

Se as perturbações forem demasiado raras, os dominantes competitivos eliminarão outras espécies, e podem levar as espécies pioneiras à extinção (Shea *et al.*, 2004), reduzindo a diversidade à medida que as condições de equilíbrio se desenvolverem. Áreas que recebem baixa frequência de queimadas podem levar 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), o que pode justificar o baixo número de espécies e baixas abundâncias relativas das espécies registradas nessa área.

Se as perturbações forem demasiado frequentes, a maioria das espécies serão extintas localmente, o que diminui a diversidade, porque não toleram perturbações repetidas (Roxburgh *et al.*, 2004), nesse nível de perturbação as espécies de vida mais longa não podem persistir (Shea *et al.*, 2004). O que justifica o baixo número de espécies e a baixa abundância em comparação a áreas de media frequência. No entanto alguns estudos mostraram que muitos herbívoros são atraídos pelo aumento da qualidade da forragem ou pela redução do risco de predação que acompanha as queimadas frequentes (Burkepile *et al.*, 2013; Eby *et al.*, 2014). Herbívoros mais pequenos podem seleccionar áreas queimadas com mais frequência devido à sua necessidade de forragem de maior qualidade e menor risco de predação (Burkepile *et al.*, 2016), ainda segundo Ford *et al.* (2014), a impala tem

uma forte preferência por áreas frequentemente queimadas, o que justifica a preferência da impala por áreas de alta frequência de queimadas nesse estudo, e também pode explicar o elevado número de observações de mamíferos de médio e grande porte registadas nessa área.

A densidade de boi cavalo e chango foi significativamente maior em áreas de média frequência. Esses resultados mostram que tanto a abundância assim como a densidade dessas espécies são favorecidas por queimadas de média frequência. Essas áreas oferecem foragem de alta qualidade e uma diversidade de recursos alimentares, atraindo desta forma muitos herbívoros (Burkepil *et al.*, 2016).

## **9 Conclusão**

Conclui-se que de 2011 a 2021 cerca de 74% da extensão total do PNAM foi afetada por queimadas, a frequência variou de 1 a 35 focos no mesmo pixel. O estrato não florestal foi o mais afetado por queimadas.

Os resultados mostram que existem diferenças significativas na abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte entre as áreas de vegetação florestal e não florestal, grande parte das espécies foram mais abundantes no estrato não florestal que no estrato florestal, aceitando assim a hipótese de que áreas não florestais apresentariam maior abundância de espécies em comparação a áreas florestais.

Tanto no estrato florestal assim como no não florestal sob diferentes frequências de queimadas, todas as espécies comuns entre as áreas de baixa, média e alta frequência de queimadas apresentaram diferenças significativas na sua abundância relativa e na sua densidade entre as três áreas, tendo mostrado maior abundância relativa e maior densidade em áreas de média frequência que áreas de alta e baixa frequência de queimadas, com exceção da impala que mostrou preferência por áreas de alta frequência de queimadas.

Conclui-se assim que a frequência do fogo, determina a forma como espécies de mamíferos de médio e grande porte utilizam diferentes habitats, influenciando desta forma na sua densidade e abundância relativa, e que níveis intermediários de fogo favorecem a riqueza, a abundância e densidade de mamíferos de médio e grande porte. Conclui-se ainda, que queimadas frequentes removem continuamente material moribundo e estimulam o novo crescimento da grama com níveis altos de nutrientes, podendo também atrair algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte.

## **10 Limitações**

Por questões logísticas e financeiras a colecta de dados foi feita num período de cinco dias. O que exigiu mais esforço do grupo de campo, no entanto, não foi possível percorrer um esforço amostral de 320 km nem registar números de observações recomendados por Culle e Rudran (2003), para estimativas de densidade ancoradas para grande parte das espécies aqui registadas.

Devido ao baixo número de registos das espécies no presente trabalho, optou-se por estimar a abundância relativa para todas as espécies registadas e a densidade para espécies com o número mínimo de 20 observações, o que pode ter contribuído para amplos intervalos de confiança e coeficientes de variância maiores que 20%, para as densidades estimadas. E também não foi possível comparar a densidade entre muitas espécies.

A fraca cobertura da rede de vias de acesso também foi um constrangimento, impossibilitando a exploração de algumas áreas do parque durante a colecta de dados.

## **11 Recomendações**

Com base nos resultados recomenda-se:

A realização de estudos mais detalhados sobre a caracterização dos regimes de queimadas e analisando maiores períodos de incidência de queimadas no PNAM.

A realização de estudos adicionais em condições similares, envolvendo maior tamanho de amostragem e o período noturno com vista a obter estimativas mais robustas de densidade populacional, e resultados mais detalhados da preferência e uso de habitats por mamíferos de médio e grande porte em resposta a diferentes frequências de queimadas.

## 12 Referências bibliográficas

- Administração Nacional das áreas de conservação - ANAC (2018). *Plano de Gestão para Uso de Recursos Extractivos na Costa Ocidental da Reserva Marinha Parcial da Ponta do Ouro 2018-2022*. Maputo, Moçambique.
- Administração Nacional das áreas de conservação- ANAC (2021). *Relatório do Censo da Fauna Bravia no Complexo de Marromeu*. Moçambique.
- Albuquerque, N.M. (2016). *Densidade e Preferência de Habitat de Mamíferos em um Fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil*. Tese de Mestrado. 58pp. São Cristóvão, Universidade Federal de Sergipe.
- Anderson, T. M., P.M. Ngoti, M.L. Nzunda, D.M. Griffith, J.D.M. Speed, F. Fossøy Røskift, e B.J. Graae (2020). The burning question: Does fire affect habitat selection and forage preference of the black rhinoceros *Diceros bicornis* in East African savannahs? *Oryx*, 54(2): 234– 243.
- Archibald, S., W.J. Bond, W.D. Stock e D.H.K. Fairbanks (2005). Shaping the landscape: Fire– grazer interactions in an African savanna. *Ecological Applications*, 15(1): 96– 109.
- Backéus, I., B. Pettersson, L. Stromquist e C. Ruffod (2006). Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230: 171-178.
- Bernardo, C.S.S e M. Galetti (2004). Abundância, densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revisão Brasileira de zoologia*, 21(4): 827-832.
- Bantihun, G. e A. Bekele (2015). Diversidade e associação de habitat de Pequenos mamíferos na floresta Aridtsy, zona Awi Etiópia. *Pesquisa Zoológica*, 36 (2): 88–94.
- Bond, W.J. (2001). *Fires, Ecological Effects of*. Volume 2. Cape Town, University of Cape Town, Encyclopedia of Biodiversity.
- Bowman, D. M., e B. P. Murphy (2010). *Fire and Biodiversity*. Oxford University Press (Conservation Biology for All). [<http://www.fireecology.net>]. Consultado a 22 de Fevereiro de 2022.
- Boschetti, L., D. Roy e A.A. Hoffmann (2009). *MODIS Collection 5 Burned Area Product-MCD45\_Version 2*. 30pp. Maryland, University of Maryland.
- Boschetti, L., D. Roy, A.A. Hoffmann e M. Humber (2013). *MODIS Collection 5.1 Burned Area (Product - MCD45) - User Guide*. Vol. 3.0. 30pp.

- Briani, D.C. A.R.T. Palma, E.M. Vieira e R.P.B. Henriques (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13:1023-1037.
- Burkepile, D.E., C.E. Burns, C.J. Tambling, E. Amendola, G.M. Buis, N. Govender, V. Nelson, D.I. Thompson, A.D. Zinn e M.D. Smith (2013). Seleção de habitat por grandes herbívoros numa savana da África Austral: Os papéis relativos das forças de baixo para cima e de cima para baixo. *Ecosfera*, 4 (11): 1–19.
- Burkepile, D.E., D.I. Thompson, R.W.S. Fynn, S.E. Koerner, S. Eby, N. Govender, N. Hagenah, N.P. Lemoine, K.J. Matchett, K.R. Wilcox, S.L. Collins, K.P. Kirkman, A.K. Knapp e M.D. Smith (2016). A frequência dos incêndios impulsiona a seleção de habitats por uma diversificada guilda de herbívoros, impactando o controle de cima para baixo das comunidades de plantas em uma savana africana. *Oikos*, 125 (11): 1636–1646.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers e L. Thomas (2001). *Introduction to Distance Sampling*. 568p. Oxford, Oxford University Press.
- Buckland, S.T., E.A. Rexstad, T.A. Marques e C.S. Oedekoven (2015). *Distance Sampling: Methods and Applications*. 262pp. Springer International, Switzerland.
- Cangela, A.C.N.P. (2014). *Caracterização e Mapeamento do Regime de Queimadas na Reserva Nacional de Niassa*. Tese de Mestrado. 62pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Cillié, B. (2004). *Mammal Guide of Southern Africa*. Pretoria: Briza Publications.
- Colwell, R.K., A. Chao, N.J. Gotelli, S.Y. Lin, C.X. Mao, R.L. Chazdon, e J.T. Longino (2012). Modelos e estimadores que ligam rarefação, extrapolação e comparação de assemblagens baseadas em indivíduos e em amostras. *Jornal de Ecologia Vegetal*, 5: 3–21.
- Costa, L.P., Y.L.R. Leite, S.L. Mendes e A.B. Ditchfield (2005) Mammal conservation in Brazil. *Conserv Biol*, 19(3): 672-679.
- Chave, J., B. Riéra e M.A. Dubois (2001). Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *J Trop Ecol*, 17: 79–96.
- Chiarello, AG. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv Biol*, 14(6): 1649-1657.
- Chiarelo, A.G e F.R. Melo (2001). Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brasil. *International Journal of Primatology*, 4: 143-149.

- Cullen jr, L e R. Rudran (2003). Transectos Lineares na Estimativa de densidade de Mamíferos e Aves de médio e grande porte. In: Cullen jr, L e R. Rudran (editores), Métodos de Estudos em Biologia de Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Pp 169-179. Curitiba, UFPR, Fundação O Boticário de Protecção à Natureza.
- De Boer, W. F., C.P. Ntumi, A.U. Correia e J.M. Mafuca. (2000). Diet and distribution of elephants in the Maputo elephant reserve, Mozambique. *African Journal of Ecology*, 38(3): 188–201
- De Ronde C., W.S.W. Trollope, C.L. Parr, B. Brockett e C.J. Geldenhuys (2004). Fire effects on flora and fauna. In: Goldammer, J.G. e C. De Ronde (editores). *Wildland, Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. Pp 60-87. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC).
- DNAC (2009). Plano de Gestão da Reserva Especial de Maputo: 2010-2014. 108pp.
- Diriba, G., S. Tamene, G. Mengesha e A. Asefa (2020). Diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional Loka Abaya, sul da Etiópia. *Ecologia e Evolução*, 10: 9896–9905.
- Eby, S. L., T.M. Anderson, E.P. Mayemba e M.E. Ritchie (2014). The effect of fire on habitat selection of mammalian herbivores: The role of body size and vegetation characteristics. *Journal of Animal Ecology*, 83(5): 1196– 1205.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Ferwerda, J. G., W. Siderius, S.E. Van Wieren, C.C. Grant, M. Peel, A.K. Skidmore e H.H.T. Prins (2006). Parent material and fire as principle drivers of foliage quality in woody plants. *Forest Ecology and Management*, 231: 178– 183.
- Ford, A.T., J. R. Goheen, T.O. Otieno, L. Bidner, L.A. Isbell. T. M. Palmer, D. Ward, R. Woodroffe e R.M. Pringle (2014). Large carnivores make savanna tree communities less thorny. *Science*, 346(6207): 346– 349.
- Fortunato, D.S. (2013). *Importância da heterogeneidade de habitats na estruturação da diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  de morcegos Phyllostomidae no Cerrado*. Tese de Mestrado. 40pp. Brasília, Universidade de Brasília.
- Frizzo, T.L.M., C. Bonizário, M.P. Borges e H.L. Vasconcelos (2011). Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15: 365-379.
- Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável- FNDS (2020). *Mapa de Cobertura Florestal de Moçambique 2016*. Draft completo versão 2. Maputo. Moçambique.

- Galetti, M., H.C. Giacomini, R.S. Bueno, C.S.S. Bernardo e R.M. Marques (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol Conserv*, 142: 1229–1241.
- Gambiza, J., B.M. Campbell, S. R. Moe e P.G.H. Frost (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.
- Girma, Z., Y. Mamo e M. Ersado (2012). Composição de espécies, distribuição e abundância relativa de grandes mamíferos dentro e ao redor de Wondo Genet Forest Patch, sul da Etiópia. *Revista Asiática de Ciência Aplicada*, 5 (8): 538–551.
- Goldammer, J.G. e C. De Ronde (2004). *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. Pp 1-10. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC).
- Gonçalves, B.L. (2012). *Impactos do Fogo sobre a Entomofauna na Região de Alegre, Espírito Santo*. Tese de Mestrado. 51 pp. Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo Centro de Ciências Agrárias.
- Govender, N., S. W. Winston, B. Trolloppe e B.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.
- Green, D.S., G.J. Roloff, K.E. Holekamp e B.R. Heath (2015). Temporal Dynamics of the Responses by African Mammals to Prescribed Fire. *The Journal of Wildlife Management*, 79(2): 235–242.
- Gurnell, J., L.A. Wauters, P.W.W. Lurz e G. Tosi (2004). Alien species and interspecific competition: effect of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 73(1): 26-35.
- Hanekom, C.C. (2019). *Aerial Census Report for Maputo Special Reserve, Futi Corridor & the Sanctuary Area 2019*. 16pp. District Ecologist, Ezemvelo KZN Wildlife, Tembe Elephant Park unpublished report.
- Hanekom, C.C. (2022). *Aerial Census Report for Maputo Special Reserve, Futi Corridor & the Sanctuary Area 2022*. 17pp. District Ecologist, Ezemvelo KZN Wildlife, Tembe Elephant Park unpublished report.
- Henriques, R.P.B., D.C. Briani, A.R.T. Palma, e E.M. Vieira (2006). A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. *Mammalia*, 70: 226-230.

- Hopcraft, J.G.C., A.R.E. Sinclair e C. Packer (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74: 559– 566.
- Hulle, N.L. (2006). *Mamíferos de médio e grande porte num remanescente de Cerrado no sudeste do Brasil*. Tese de Mestrado. 65pp. Itirapina, SP, Instituto de Biociências.
- Huxham, M.I., Roberts, e J. Bremner (2000). A field-test of the intermediate disturbance hypothesis in the soft-bottom intertidal. *International Review of Hydrobiology*, 85: 379-394.
- IUCN (2021). *UCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.1. Obtido em 22 de Fevereiro de 2022, de <www.iucnredlist.org>: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Justice, C.O., L. Giglio, S. Korontzi, J. Owens, J.T. Morisette e D. Roy (2002). The MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*, 83: 244-262.
- Kimuyu, D. M., R.L. Sensenig, R.M. Chira, J.M. Githaiga e T.P. Young (2017). Spatial scales influence long- term response of herbivores to prescribed burning in a savanna ecosystem. *International Journal of Wildland Fire*, 26(4): 287– 295.
- Kingdon, J., D. Happold, T. Butynski, e M. Happold (2013). Mammals of Africa. *Choice Reviews Online*, 50: 50– 4188.
- Keeley, J.E., J.G. Pausas, P.W. Rundel, W.J. Bond e R.A. Bradstock (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16(8): 406-411.
- Kwabena, A, E. (2009). *Integrating GIS and Remote Sensing for Assessing the Impact of Disturbance on Habitat Diversity and Land Cover Change in a Post-Mining Landscape*. Tese de doutoramento. 93pp. Alemanha, Brandenburg University of Technology.
- Lemma, A. e W. Tekalign (2020). Abundance, species diversity, and Distribution of Diurnal Mammals in Humbo Community-Based Forest Area, Southern Ethiopia. *International Journal of Zoology*, volume 2020, Article ID 5761697, 5 pages. <https://doi.org/10.1155/2020/5761697>.
- Lyon, L.J. J.K. Brown, M.H. Huff e J.K. Smith (2000). *Wildland Fire in Ecosystems Effects of Fire on Fauna*. 83pp. United States, Department of Agriculture, Forest Service.
- Macamo, M. F. (2016). *Desafios do Turismo para o Desenvolvimento Local das Comunidades Costeiras do Distrito de Matutuine, Província de Maputo*. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

- Magadzire, N. (2013). *Reconstruction of a fire regime using MODIS burned area data: Charara Safari Area, Zimbabwe*. Tese de Mestrado. 67pp. South Africa, Faculty of Science, Stellenbosch University.
- Marshall, A.R., J.C. Lovett e P.C.L. White (2008). Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: lessons from the primates. *American Journal of Primatology*, 70: 1-11.
- Mandinyenya, B., N. Monks, P.J. Mundy, A. Sebata e A. Chirima (2020). Habitat choices of African buffalo (*Syncerus caffer*) and plains zebra (*Equus quagga*) in a heterogeneous protected area. *Wildlife Research*, 47(2): 137– 145.
- Maúnze, C.R. (2016). *Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014)*. Tese de Licenciatura. 71pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Myers, R. L. (2006). *Convivendo com o Fogo - Manutenção dos Ecossistemas e Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo*. (M. Batalha, Trad.) Tallahassee, United States Of America, The Nature Conservancy/Iniciativa Global para o Manejo do Fogo.
- Mekonnen, T., M. Yaba, A. Bekele e J. Malcolm (2011). Seleção de alimentos e associação de habitat da lebre de Stark (*Lepus straki* Petter, 1963) no Parque Nacional Bale Mountain, Etiópia. *Jornal Asiático de Ciência Aplicada*, 4: 728-734.
- MICOA (2007). *Plano de Acção para a Prevenção e Control às Queimadas Descontroladas 2008-2018: Queimadas Descontroladas, soluções para um problema global*. Maputo. Moçambique.
- Mittelbach, G.G., C.F. Steiner, S.M. Scheiner, K.L. Gross, H.L. Reynolds, R.B Waide, M.R. Willig, S.I. Dodson e L. Gough (2001). What Is the Observed Relationship between Species Richness and Productivity? *Ecology*, 82(9): 2381-2396.
- Morgado, R e F. Moreira (2010). Efeitos do fogo na fauna. In: Moreira, F (editores). *Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidadas*. Pp 87-119. Brasil.
- Moura, A.C.D.A. (2007). Primate group size and abundance in the Caatinga dry forest, Northeastern Brazil. *Int J Primatol*, 28(6): 1279-1297.
- Nieman, W.A., A.J. Leslie, B.W. van Wilgen, F.G.T. Radloff e C.J. Tambling (2022). The effects of fire frequency on vegetation structure and mammal assemblages in a savannah- woodland system. *African Journal of Ecology*, 0: 1–16.
- Norris D., F. Rocha-Mendes, R. Marques, R.A. Nobre e M. Galetti (2011). Density and spatial distribution of buffy-tufted-ear marmosets (*Callithrix aurita*) in a continuous Atlantic Forest. *Int J Primatol* 32: 811–829.

- Pereira, P., M. Francos, E.C. Brevik, X. Ubeda e I. Bogunovic (2018). Post-fire soil management. *Current Opinion in Environmental Science and Health Elsevier, Ltd*, 5:26–32.
- Pina, T.E.N. (2019). *Influência da Estrutura da Vegetação e da Paisagem na Ocorrência e Abundância de Mamíferos de Médio e Grande Porte em um Mosaico de Plantações de Eucalipto, Savana e Remanescentes Florestais no Norte do Brasil*. Tese de Mestrado. 43Ppp. MACAPÁ, AP, Universidade Federal do Amapá.
- Persha, L., A. Agrawal e A. Chhatre (2011). Social and ecological synergy: local rule making, forest livelihoods, and biodiversity conservation. *Science*, 331: 1606-1608.
- Pyne, S.J., G. Goldammer, C. de Ronde, C. J. Geldenhuys, W.J. Bond, e W.S.W. Trollope, (2004). Hominid hearth: An introduction to the human History of fire in africa. In: Goldammer, G e C. de Ronde (editores). *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. Pp 1-10. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC).
- Ribeiro, N.S., S. Syampungani, N.M. Matakala, D. Nangoma e A.I. Ribeiro-barros (2015). Miombo woodlands research towards the sustainable use of ecosystem services in Southern Africa. *Intech*, 0:19.
- Ribeiro, N.S., A. Pais, D. Machava, V. Macandza, A. Chauque, Sá N. Lisboa, R. Bandeira, G. Ruecker e N. Govender (2019). A influência da frequência dos incêndios na estrutura e composição botânica dos ecossistemas de savana. *Ecologia e Evolução*, 9: 8253–8264.
- Rocha, E.C e E. Silva (2009). Composição da mastofauna de médio e grande porte na Reserva Indígena Parabubure, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 33: 451-459.
- Rocha, E.C. (2010). *Mamíferos em Unidades de Conservação na Região do Cristalino, Mato Grosso- Composição, Estrutura e Avaliação de Impactos Ambientais*. Tese de Doutorado. 105pp. Minas Gerais, Universidade Federal de Viçora.
- Rodrigues, L. F. e M.D. Vidal (2011). Densidade e tamanho populacional de primatas em uma área de terra firme na Amazônia Central. *Neotropical Primates*, 18(1): 9-16.
- Ross, C. e N. Reeve (2011). Survey and census methods: population distribution and density. In Setchell, J. M. e D.J. Curtis (editors). *Field and laboratory methods in primatology: a practical guide*. eds. Pp 111-131. New York, Cambridge University Press.
- Roxburgh, S., K. Shea e J.B. Wilson (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85: 359-371.

- Roy, D. P., P. E. Lewis e C.O. Justice (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data - a bi-directional reflectance model based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*, 83: 263-286.
- Roy, D. e L. Boschetti (2008). *MODIS Collection 5 Burned Area Product MCD45 User's Guide*. Version 1.1. 40pp. Maryland, University of Maryland.
- Ruecker, G. (2014). *Fire Statistics for the Kruger National Park (North) and the Limpopo National Park*. Germany, Zebris GIS and Consulting, 28pp.
- Ryan, CM e M. Williams (2011). How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass?. *Ecological Applications*, 21 (1): 48-60.
- Saito, K. (2001). Flames. In: *Forest fires behavior and ecological effect*. Academic Press A Harcourt Science and Technology Company. *San Diego-California-USA*, 9: 2101-4495.
- Schmidt, I.B., C.B. Fonseca, M.C. Ferreira<sup>1</sup> e M.N. Sato (2016). Experiências Internacionais de Manejo Integrado do Fogo em Áreas Protegidas – Recomendações para Implementação de Manejo Integrado de Fogo no Cerrado. *Biodiversidade Brasileira*, 6(2): 41-54.
- Sileshi, G e P.L. Mafongoya (2005). The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity & Conservation*, 15: 3153-3160.
- Silva, J.S.; F. Rego, P. Fernandes e E. Rigolot (2010). *Towards Integrated Fire Management – Outcomes of the European Project Fire Paradox*. 244p. European Forest Institute Reports.
- Silva, D. A. (2016). *Comunidade de Mamíferos de Médio e Grande Porte em Fragmentos Florestais da Amazônia Meridional*. Tese de PH. D. 84pp. Brasil, Universidade do Estado de Mato Grosso.
- Soares, R.V e A.C. Batista (2007). *Incêndios Florestais, Controle, Efeitos e Uso de Fogo*. 247 pp. Paraná, Universidade Federal de Paraná.
- Shea K., SH. Roxburgh e ESJ. Rauschert (2004). Moving from pattern to process: Coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecol Lett*, 7(6):491-508.
- Smit, I. P. J. e H.H.T. Prins (2015). Predicting the effects of woody encroachment on mammal communities, grazing biomass and fire frequency in African Savannas. *PLoS One*, 10(9): 1– 16.
- Stuart, C., e T. Stuart (2001). *Field Guide to Mammals of Southern Africa*. Cape Town, Struik Publishers.

- Svensson, J.R., M. Lindegarth, M. Siccha, M. Lenz, M. Molis, M. Wahl, e H. Pavia, (2007). Maximum species richness at intermediate frequencies of disturbance: consistency among levels of productivity. *Ecology*, 88: 830-838.
- Svensson, J.R., M. Lindegarth e H.P. Pavia (2010). Physical and biological disturbances interact differently with productivity: effects on floral and faunal richness. *Ecology*, 91: 3069– 3080.
- Tabarelli, M., L.P. Pinto, J.M.C. Silva, M. Hirota e L. Bede (2005). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conserv Biol*, 19(3): 695– 700.
- Thomas, L., S.T. Buckand, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques e K.P, Burnham (2010). Siatance software: desing and analysis of distance sampling surveryrs for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.
- Tiemann, G. R. (2012). Project Report: *Eleven Years of MODIS Burned Area - A GIS Analysis for the Territory of the United Republic of Tanzania*. Dar Es-Salam, Tanzania: ZEBRI GIS and Consulting.
- Tomas, W.M e G.H.B. Miranda (2003). Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen jr, L e R. Rudran (editores). *Métodos de Estudos em Biologia de Conservação e Maneio de Vida Silvestre*. Pp 243-267. Curitiba, UFPR, Fundação O Boticário de Protecção à Natureza.
- Tomas, W.M., F.H.G. Rodrigues, e R. Fusco (2004). *Tecnicas de Levantamento e Monitoramento de Populações de Carnívoros*. 34pp. Corumba, EMBRAPA.
- Ubisse, A.V. N. (2015). *Avaliação do Impacto da Frequência de Queimadas na Diversidade de Pequenos Mamíferos no Parque Nacional do Kruger, África do Sul*. Tese de Mestrado. 68pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Utui, A.A. (2021). *Avaliação do Enquadramento Teórico e Prático da Educação Ambiental na Gestão das Queimadas na Reserva Especial de Maputo*. Tese de Licenciatura. 44pp Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- van Wilgen, B.W., N. Govender, I.P.J. Smit e S. MacFadyen (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.
- Vera y Conde, C. F. e C.F.D. Rocha (2006). Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology*, 66: 983-990.

- Williams, R.J., A.M. Gill, e P.H.R. Moore (2003). Fire behaviour. In: Andersen, A.N., G.D. Cook e R.J. Williams. (The Kapalga Experiment). *Fire in Tropical Savannas*. Pp. 33-46. New York, Springer.
- WCS, Governo de Moçambique e USAID (2021). *Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas, Ecossistemas, Identificação e Mapeamento de Áreas-chave para a Biodiversidade (KBAs) em Moçambique – Relatório final (VOL. I)*, 98pp. Maputo.
- Yarnell, R.W., D.M. Scott, C.T. Chimimba e D.J. Metcalfe (2007). Untangling the roles of fire, grazing and rainfall on small mammal communities in grassland ecosystems. *Oecologia*, 154: 387-402.
- Yimer, D. e S. Yirga (2013). Mamíferos do Parque Nacional Mazie, sulern, nação, nacionalidades e povos, estado regional, Etiópia. *SINET: Jornal Etíope de Ciência*, 36 (1): 55–61.
- Zolho, R. (2005). *Effect of Fire Frequency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique*. Master of Science Dissertation. 89pp. Scotland –UK, University of Edinburgh.
- Zunguze, C.P. (2020). *Mapeamento da Localização de Espécies Relevantes para o Turismo de Contemplação na Reserva Especial de Maputo*. Tese de Mestrado. 92pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

### 13 ANEXOS

#### Anexo 1 - Ficha de recolha de dados

Ficha de Levantamento de Dados de Mamíferos de Médio e Grande Porte

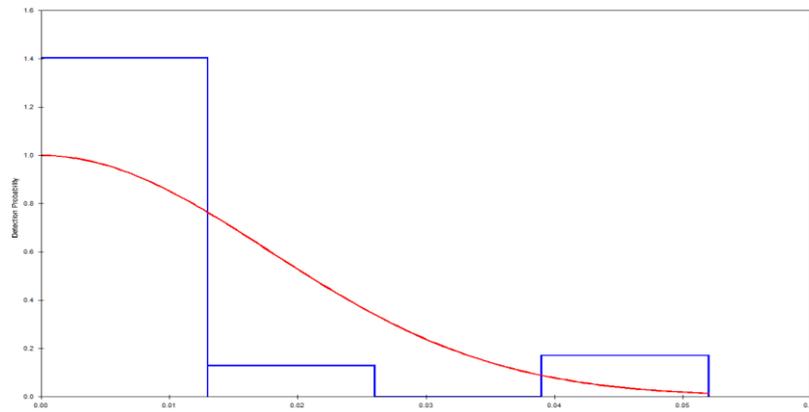
Park \_\_\_\_\_ Nome da trilha \_\_\_\_\_ Frequência de queimada \_\_\_\_\_ Hora de início \_\_\_\_\_

Hora de término \_\_\_\_\_ Ponto inicial \_\_\_\_\_ Ponto final \_\_\_\_\_

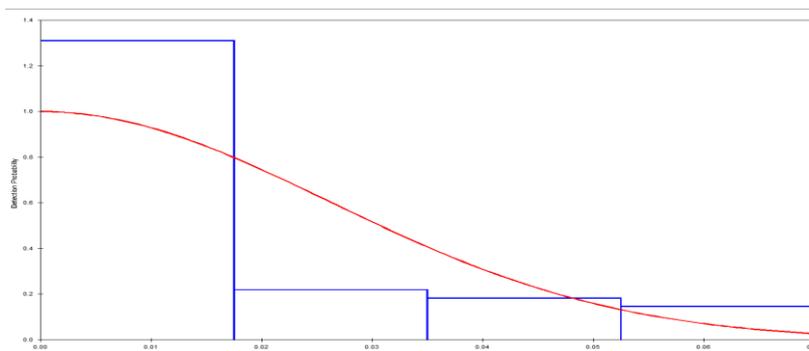
Observações \_\_\_\_\_

Data	Espécie	N de indivíduos	Ponto	Habitat	D. de Avistamento	D. perpendicular	Angulo
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							
14							
15							
16							
17							
18							
19							
20							

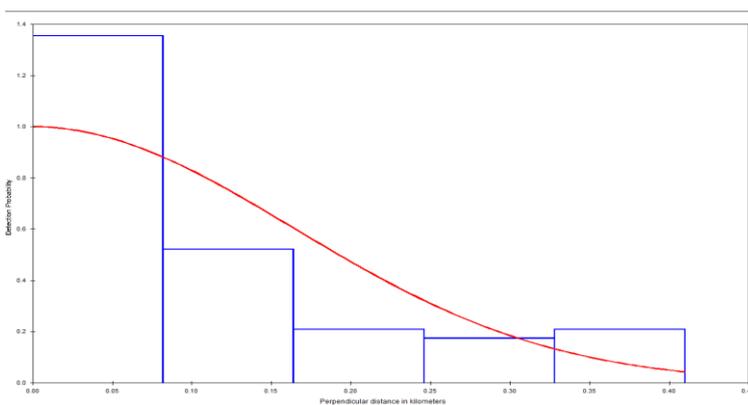
## Anexo 2 - Curvas de Probabilidade de detecção das espécies



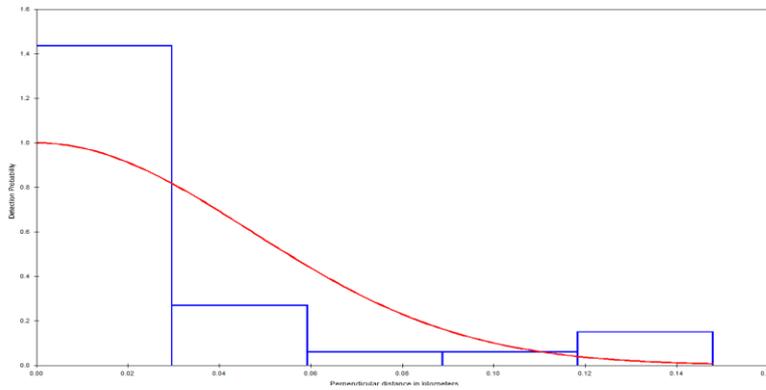
**Figura 7.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de cabrito vermelho no estrato florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



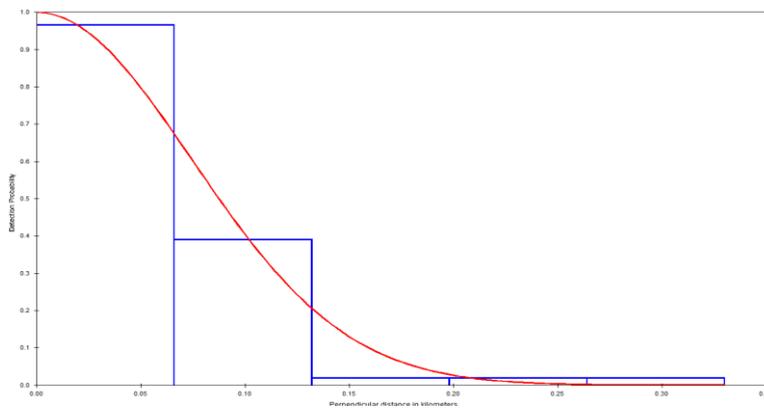
**Figura 8.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de inhala no estrato florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



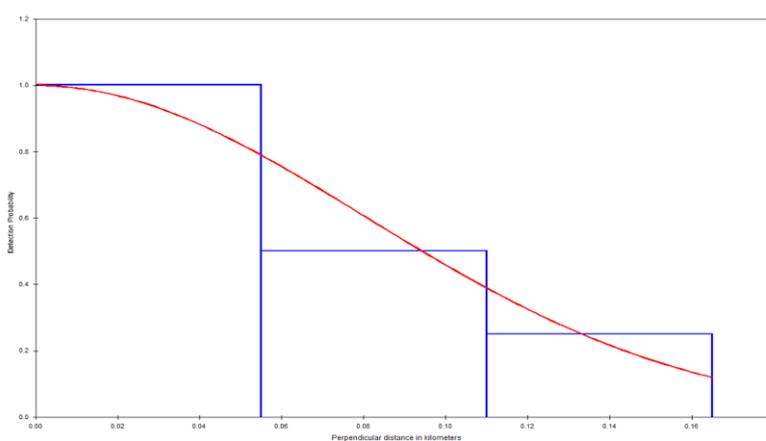
**Figura 9.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de boi cavalo no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



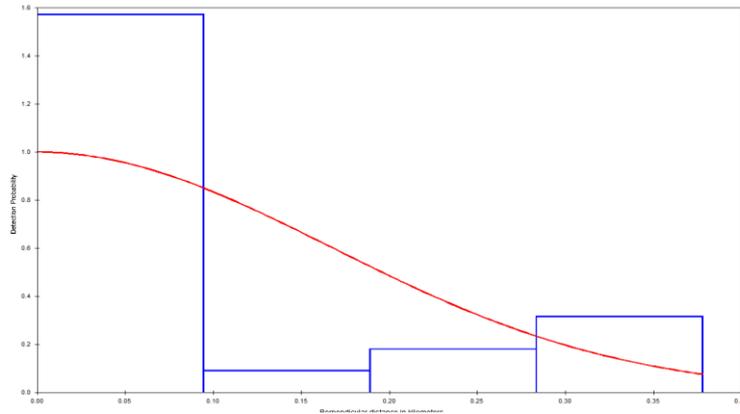
**Figura 10.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de chango no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



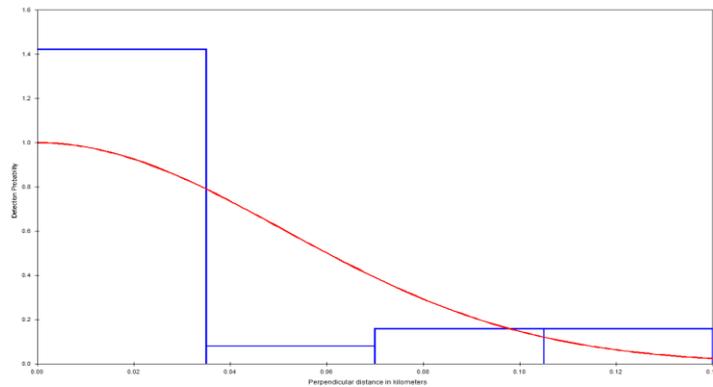
**Figura 11.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de impala no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal coseno.



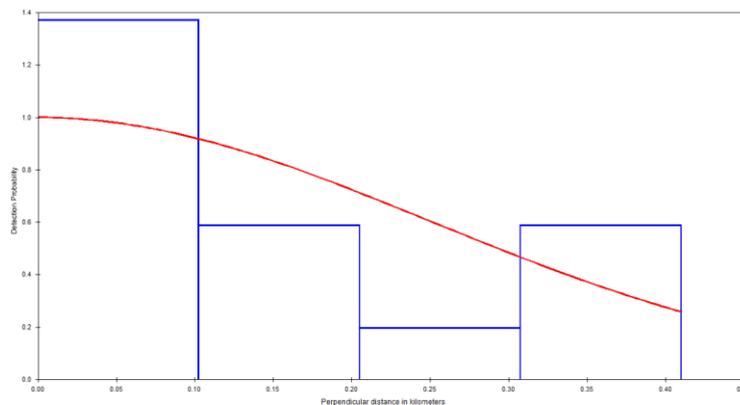
**Figura 12.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de piva no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal coseno.



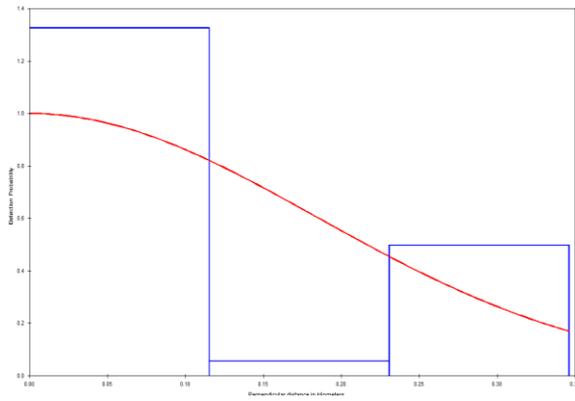
**Figura 13.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de zebra no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



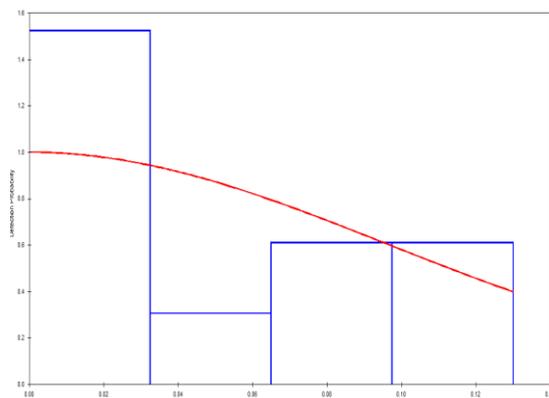
**Figura 14.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de chango em áreas de alta frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



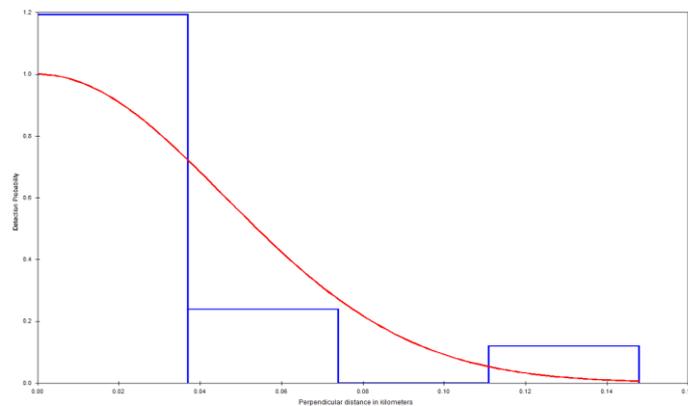
**Figura 15.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de boi cavalo em áreas de alta frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal simple polinomial.



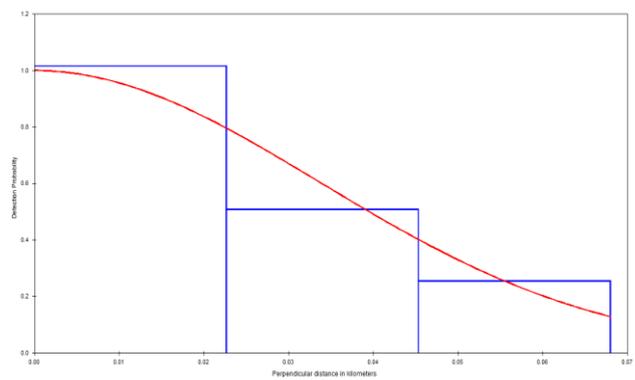
**Figura 16.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de zebra em áreas de alta frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



**Figura 17.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de boi cavalo em áreas de média frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal coseno.



**Figura 18.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de chango em áreas de média frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal hermite polinomial.



**Figura 20.** Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em km) dos registros de inhala em áreas de média frequência de queimadas no estrato não florestal no PNAM. Modelo de detecção: Half-normal simple polinomial.

**Anexo 3 - Fotografias de mamíferos observados no campo**



**Figura 21. Algumas espécies observadas: A - Elefante (*Loxodonta africana*); B - Zebra (*Equus quagga*); C - Piva (*Kobus ellipsiprymnus*) e D - Chango (*Redunca arundinum*)**

**Anexo 4 - Fotografias de algumas áreas queimadas.**

