



**UNIVERSIDADE
E D U A R D O
M O N D L A N E**

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Condição Ecológica e Diversidade das Pastagens do Parque Nacional do Gilé

Autora:

Zaina Rodrigues Muita

Supervisor: Prof. Doutor Valério Macandza

Co-supervisores:

Mestre Tancredo José Carlos

Mestre Faruk Mamugy

Maputo, Dezembro de 2023

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Condição Ecológica e Diversidade das Pastagens do Parque Nacional do Gilé

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

Autora: Zaina Rodrigues Muita

Supervisor: Prof. Doutor Valério Macandza

Co-Supervisores: Mestre Faruk Mamugy e Mestre Tancredo José Carlos

Maputo, Dezembro de 2023

DECLARAÇÃO DE HONRA

Eu, **Zaina Rodrigues Muita**, declaro por minha honra que o trabalho apresentado nesta dissertação, para a obtenção do grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade, é fruto de uma pesquisa conduzida por mim, sob orientação dos meus supervisores.

Declaro ainda que este trabalho nunca foi submetido em qualquer outra instituição de ensino para a obtenção de algum grau acadêmico, e que os documentos científicos e outras fontes de informação consultados estão devidamente indicados nas referências bibliográficas do trabalho.

Maputo, Dezembro de 2023

(Zaina Rodrigues Muita)

DEDICATÓRIA

Aos meus queridos pais, *Rodrigues Ismael Muita* e *Alice Soares Labujane* pelo amor, compreensão e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida. Para além deles, ao meu sobrinho *Kylian Ismael*.

A Todos Vós, Dedico Esta Tese de Dissertação

AGRADECIMENTOS

Um especial agradecimento ao meu supervisor Prof. Doutor Valério Macandza pela confiança, dedicação, apoio moral e material sem o qual não seria possível a concretização deste trabalho e por toda paciência demonstrada na orientação e pelas críticas e sugestões dadas durante a realização deste estudo. Meu muito Obrigada!

Aos meus co-supervisores Mestre Tancredo Carlos, Mestre Faruk Mamugy e colega Kássia Macassa pelo auxílio durante a colecta de dados no campo e a equipa do Parque Nacional do Gilé pelo apoio logístico;

Ao Programa de Liderança para a Conservação em Moçambique, da Fundação para a Conservação da Biodiversidade, pelo financiamento da pesquisa.

Ao Engenheiro Hugo Mabilana pelas correções e sugestões dadas durante a realização deste estudo;

Ao Mestre Nunes Mazivila pelo apoio moral e acompanhamento durante a elaboração da Dissertação;

Aos meus pais pela doação e dedicação em todos os momentos de minha vida.

Aos meus familiares Albano Ismael, Matilde Abdala, Icirina Malate, Kanu Daúdo, Dárcio Sualige e Filomena Fonseca pelo apoio moral prestado para a concretização deste trabalho.

Aos meus amigos Clayton Langa e Raquel Raiva pela orientação na análise estatística dos dados e acompanhamento na elaboração do trabalho final.

Ao meu colega Castigo Datizua e os demais do curso de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade, pelo companheirismo e apoio durante este percurso académico.

A Deus sobretudo!

*A todos um grande
Abraço e muito obrigada*

RESUMO

A distribuição e a diversidade de espécies de gramíneas são essenciais para a monitoria ecológica das pastagens. Este estudo investigou a relação entre a condição da pastagem e a diversidade e riqueza de espécies de gramíneas nas pastagens do Parque Nacional do Gilé. Foram estabelecidas 19 parcelas de 100 m x 100 m onde foram feitas 5 quadrículas de 1m x 1m nos quatro cantos e uma no centro da parcela, onde fez se o levantamento da composição botânica. O método *step point* ao longo dos transectos que delimitaram a parcela de 100 m x 100 m foi usado para determinar a espécie de gramínea mais próxima a ser identificada. As frequências das espécies foram analisadas usando o software Microsoft Excel, a diversidade de espécies foi determinada através do índice de Shannon-Wiener, a riqueza de espécies foi estimada usando a estimativa de jackknife de riqueza de espécies e a condição ecológica foi estimada usando o método de índice ecológico.

Com base nas coordenadas geográficas, a distribuição espacial da diversidade de espécies e da condição ecológica foi estimada usando o método de interpolação de distância ponderada inversa (IDW) em ArcGIS. Usou-se a correlação de Person para analisar a influência das variáveis diversidade e riqueza de espécies nas variações da condição ecológica por meio do pacote estatístico R versão 4.2.2. Os resultados mostram que ocorreram com maior frequência as espécies *Themeda trianda* (28,13%), *Digitaria eriantha* (18,79%), *Panicum maximum* (12,14%) e *Setaria sp* (12%). A média da cobertura graminosa na área de estudo foi de 81,59 %. A diversidade média de Shannon-Wiener foi de 3.28 considerada alta diversidade. A riqueza média das espécies foi de 8 nas parcelas da área do estudo. A média da condição ecológica foi de 767.84, este resultado indica uma boa condição ecológica do pasto. Os resultados do estudo não encontraram uma relação clara entre a diversidade e riqueza de espécies e a condição de pastagem. O estudo concluiu que a condição ecológica do pasto é considerado boa para sustentar a capacidade de carga e reintrodução de herbívoros.

Palavras chaves: condição ecológica, composição botânica, pastagem.

ABSTRACT

The distribution and diversity of grass species are essential for the ecological monitoring of pastures. This study investigated the relationship between pasture condition and the diversity and grass species diversity and richness in the pastures of Gilé National Park. Nineteen plots 100 m x 100 m were established, with five squares 1 m x 1 m in the four corners and one in the centre of the plot, where the botanical composition was surveyed. The step point method along the transects that delimited the 100 m x 100 m plot was used to determine the closest grass species to be identified. Species frequencies were analysed using Microsoft Excel software, species diversity was determined using the Shannon-Wiener index, species richness was estimated using jackknife estimate of species richness and ecological condition was estimated using the ecological index method. Based on geographical coordinates, the spatial distribution of species diversity and ecological condition was estimated using the Inverse Weighted Distance (IDW) interpolation method in ArcGIS. Person's correlation was used to analyse the influence of the diversity and species richness variables on variations in ecological condition using the statistical package R version 4.2.2. The results show that the species *Themeda trianda* (28.13%), *Digitaria eriantha* (18.79%), *Panicum maximum* (12.14%) and *Setaria sp* (12%) occurred most frequently. The average grass cover in the study area was 81.59 %. The average grass cover in the study area was 81.59 %. The average Shannon-Wiener diversity was 3.28, which is considered high diversity. The average species richness was 8 in the study area plots. The average ecological condition was 767.84, which indicates a good ecological condition of the pasture. The results of the study did not find a clear relationship between species diversity and richness and pasture condition. The study concluded that the ecological condition of the pasture is considered good for sustaining the carrying capacity and reintroduction of herbivores.

Keywords: ecological condition, botanical composition, rangeland.

ÍNDICE

DECLARAÇÃO DE HONRA.....	i
DEDICATÓRIA	ii
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE ABREVIATURAS	xi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. PROBLEMA.....	5
1.2. JUSTIFICATIVA	6
2. OBJECTIVOS	7
2.1. Geral.....	7
2.2. Específicos	7
3. HIPÓTESES	7
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
4.1. Ecologia das pastagens	8
4.1.1. Distribuição, composição e estrutura das pastagens	8
4.3. Sucessão ecológica das pastagens.....	11
4.4. Fases de sucessão ecológica.....	13
4.5. Modelos conceituais da avaliação da dinâmica da vegetação em pastagens	15
4.5.1. Modelo de alcance.....	15
4.5.2. Modelo estado e transição	16
4.6. Composição Botânica	16
4.7. Condição ecológica da pastagem	18
4.8. Relação entre a diversidade de espécies vegetais e as condições das pastagens .	19
4.9. Métodos para avaliar o estado ecológico das pastagens	19
4.9.1. Métodos agronômicos	20
4.9.1.1. Método de composição de palatabilidade ponderada (WPCM)	20
4.9.2. Métodos Ecológicos	21
4.9.2.1. Índice da condição ecológica (ICE).....	21
4.9.2.2. Método de índice de pastoreio (GIM).....	23

4.9.2.3. Método de referência (BM)	24
4.9.2.4. Técnica de composição do valor da forragem (FVCT)	25
4.9.2.5. Técnica ponderada de espécies-chave (WKST)	26
4.9.2.6. Técnica de gradiente de degradação (TGD)	26
4.9.2.7. Método subjetivo (MS)	27
4.9.2.8. Método de espécies-chave de gramíneas	28
5. MATERIAL E MÉTODOS	29
5.1. Descrição da área de estudo	29
5.1.1. História de criação do parque	29
5.2. Localização Geográfica e limites	30
5.3. Clima	31
5.4. Geologia e Solos	31
5.5. Vegetação	31
5.6. Fauna	32
5.8. Actividades humanas	34
5.9. Material do campo	34
5.10. Desenho da amostragem	35
5.11. Recolha de dados	36
5.11.1. Composição botânica	36
5.12. Análise de dados	37
5.12.1. Determinar a composição botânica e a cobertura relativa	37
5.12.2. Determinar a variação espacial da diversidade das espécies e condição ecológica	39
5.12.3. Relacionar a diversidade de espécies e a condição ecológica	40
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
6.1. Composição botânica e cobertura relativa	41
6.2. Variação espacial da diversidade de espécies e condição ecológica das pastagens	44
6.3. Relação entre a diversidade e riqueza de espécies com a condição ecológica	51
7. CONCLUSÕES	52
8. RECOMENDAÇÕES	53
9. LIMITAÇÕES DO ESTUDO	53
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

11. ANEXOS.....68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Comparação entre plantas pioneiras e plantas clímax. Fonte: (Tainton, 1999).	14
Tabela 2- Classificação funcional das gramíneas. (Fonte: van Rooyen & Bothma, 2016).	22
Tabela 3- Escalas usadas para estimar abundância das espécies de gramíneas. Fonte: (Braun-Blanquet, 1979).....	38
Tabela 4- Percentagem (%) de cobertura das gramíneas. Fonte: (Braun-Blanquet, 1979).	39
Tabela 5- Frequência absoluta (FA), frequência relativa (%), grupo ecológico, estágio sucessional e ciclo de vida.....	41
Tabela 6- Média, valores máximo e mínimo e desvio padrão da cobertura graminosa do PNAG.	43
Tabela 7- Índice de Shannon-Wiener, índice da condição ecológica (ICE) e riqueza de espécies nas áreas de pastagens do PNAG.	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização geográfica do Parque Nacional do Gilé.....	30
Figura 2- Mapa de uso e cobertura da terra do PNAG e zona tampão. Fonte: (CEAGRE, 2017).....	33
Figura 3- Mapa de localização dos pontos de amostragem. Fonte: (INIA, 1993).....	36
Figura 4- Esquema representativo das parcelas e desenho das cinco quadrículas dentro das parcelas.....	37
Figura 5- Distribuição espacial da diversidade de espécies no PNAG..	49
Figura 6- Distribuição espacial da condição ecológica no PNAG.	50

LISTA DE ABREVIATURAS

ANPP - Produtividade primária líquida acima do solo

BM - Método de referência

C - *Celsius*

CE - Condição Ecológica

CP - Composição palatabilidade

DNAC - Direção Nacional de Áreas de Conservação

FAO - *The Food and Agriculture Organization of the United Nations*

FVCT - Técnica de composição do valor da forragem

GPS - *Global Positioning System*

GIM - Método de índice de pastoreio

ICE - Índice da condição ecológica

IUCN - *International Union for Conservation of Nature*

MS - Método subjetivo

PNAG - Parque Nacional do Gilé

TGD - Técnica de gradiente de degradação

UTM - *Universal Transversa de Marcator*

WGS - *World Geodetic System*

WPCM - Método de composição de palatabilidade ponderada

ZT - Zona Tampão

1. INTRODUÇÃO

A composição botânica é uma das variáveis consideradas para estudar as mudanças ecológicas no desenvolvimento de uma pastagem (Malan & Niekerk, 2005). A variação espaço-temporal na qualidade dos recursos das pastagens são vinculados aos padrões sazonais de precipitação (Ketema et al., 2015). A disponibilidade e qualidade das diferentes espécies de arbustos e gramíneas varia de estação para estação devido à sazonalidade na distribuição das chuvas que afecta o crescimento e desenvolvimento das espécies de plantas, particularmente gramíneas e outras espécies herbáceas (Ketema et al., 2015).

Os ecossistemas das pastagens fornecem serviços que incluem a biodiversidade, sequestro de carbono, observação da vida selvagem, fotografia, projectos de pesquisa e educação, valores culturais, abastecimento de alimentos, fibras e combustível (MA, 2005; Kavana et al., 2021). Os componentes bióticos (organismos) e abióticos (solo, clima, topografia) dos sistemas ecológicos interagem entre si e são dependentes uns dos outros para o fluxo de energia, reciclagem de nutrientes, e da interação planta-animal (Mopipi, 2012). O conhecimento dos componentes bióticos e abióticos são essenciais para o manejo do ecossistema de pastagem (Holechek et al., 2001; Laughlin & Abella, 2007).

O solo é um sistema heterogêneo, diverso e dinâmico (Kavianpoor et al., 2012). As suas características e propriedades físicas, químicas e biológicas são essenciais para manter a produtividade nos ecossistemas terrestres e processos que mantêm a qualidade ambiental (Pyke et al., 2002). A precipitação e a qualidade do solo, são factores determinantes na disponibilidade de recursos alimentares para herbívoros porque determinam o crescimento e a biomassa das gramíneas, bem como, a retenção de folhas verdes que são mais nutritivas para os animais em pastoreio (Douglas, 2004).

A seca, o fogo e o pastoreio são os três principais agentes de distúrbios nas pastagens (Aguiar et al., 1996; Archibal et al., 2005). A maioria das pastagens experimentam secas periódicas e são afectadas por mudanças na precipitação e temperatura (Blair et al., 2014). A seca é o factor mais influente em regiões de baixa precipitação enquanto que o fogo, é mais frequente em regiões mais húmidas e desempenha um papel importante na manutenção dos ecossistemas de pastagens, pois, as gramíneas estão bem adaptadas ao crescimento pós-fogo (Bailey, 2004; Blair et al., 2014).

O fogo é um factor importante na ecologia e evolução dos ecossistemas de pastagens (Fuhlendorf & Engle 2004), especialmente em termos de assegurar a coexistência contínua de plantas lenhosas e herbáceas (Archibald et al., 2013). É um distúrbio natural e benéfico para a vegetação e é apontado como um factor ecológico determinante dos padrões de diversidade, estrutura, composição de comunidades bióticas, na reciclagem e distribuição dos nutrientes (Williams et al., 1994).

O efeito do fogo varia de acordo com o tipo de solo, vegetação e alteração do regime de queimadas (intensidade, frequência, intervalo de retorno) que causam grandes mudanças na estrutura da vegetação e na composição específica (Backéus et al., 2006). O grau de mudança e duração do fogo nas pastagens é geralmente muito menor do que nos ecossistemas florestais (DeBano et al., 1998). Por exemplo, solos argilosos são mais férteis e têm mais biomassa herbácea, isto é, têm mais combustível, por isso podem queimar com mais frequência e causar redução da biodiversidade, enquanto os solos arenosos são menos férteis, com quantidades reduzidas de biomassa e menos susceptíveis a queimadas (van Wilgen et al., 2014).

Os efeitos dos herbívoros no ecossistema de pastagem podem ser directos como: a remoção e consumo de forragem e a imediata queda na taxa de absorção de CO₂, água e nutrientes, por causa da redução na área e massa de folhas e raízes, pisoteio do solo e da vegetação e o retorno das excretas para o solo (Bardgett & Wardle, 2003). Ou podem ser efeitos indirectos, resultam das mudanças nas propriedades do solo, microclima, ciclo de nutrientes e nas interações competitivas entre plantas. Alguns estudos mostram que as defesas das plantas podem ser induzidas pela ação dos herbívoros. Plantas que sofrem maior herbivoria apresentam maior concentração e diversidade de compostos tóxicos (Raskin et al., 2002) que culminam com alterações nas taxas de ciclo dos nutrientes das mesmas (Bardgett & Wardle, 2003).

O pastoreio altera directamente a composição florística das comunidades de plantas (Bosch & Tainton, 1988; Metera et al., 2010) e ao influenciar na frequência, intensidade e sazonalidade de desfolhação também pode modificar o resultado da interação competitiva (luz e/ou nutrientes) entre as plantas (Rook et al., 2004). O pastoreio também altera a estrutura da comunidade influenciando, por exemplo, o intervalo de retorno de queimadas e o acúmulo de combustível inflamável ou a composição da comunidade vegetal (Kimuyu et al., 2014).

Os herbívoros desempenham um papel fundamental na construção da heterogeneidade do habitat e da comunidade vegetal da pastagem, alterando a sucessão e controlando as mudanças entre estados alternativos nos ecossistemas (Mcnaughton, 1993). Alterações da heterogeneidade espacial, por causa do pastoreio implicam alterações na diversidade do habitat, podem alterar a diversidade florística actuando directamente nos padrões de competição entre espécies vegetais (Alhamad & Alrababah, 2008).

Sob baixa heterogeneidade ambiental, a diversidade pode actuar principalmente como um factor desestabilizador, porque as comunidades com diferentes composições de espécies podem responder de forma diferente ao ambiente comum (Qiao et al., 2022). Sob alta heterogeneidade ambiental, em contraste, a diversidade pode actuar como um factor estabilizador, porque diferentes espécies podem ter um desempenho melhor em diferentes condições ambientais. A diversidade é baixa em ambientes com pouca disponibilidade de recursos e aumenta a medida que a disponibilidade se torna maior (Qiao et al., 2022).

A teoria da sucessão ecológica é um dos mais antigos conceitos descritos na ecologia por Clements (1916) que pode explicar as constantes mudanças nos ecossistemas das pastagens até atingir o estado clímax (Walker & Schaffner, 2014). Em estado clímax, a composição das espécies diminuem ou mantêm-se constante porque o ecossistema está em equilíbrio (Horn, 1974).

A biodiversidade pode ser a chave para promover a estabilidade do ecossistema (Hooper et al., 2005). Por exemplo, espécies ou grupos funcionais podem afectar as propriedades do ecossistema de maneira semelhante, mas têm respostas diferentes ao meio ambiente (Mori et al., 2013). A diversidade de resposta funcional pode ajudar a estabilizar as propriedades do ecossistema (Díaz e Cabido, 1997).

A composição de espécies em pastagens varia de acordo com sistema de pastoreio, variação sazonal, tipo de solo, topografia e intensidade de pastoreio (Abule et al., 2007). Além disso, é um dos factores que indicam a condição das pastagens porque as espécies herbáceas diferem significativamente em sua aceitabilidade, estado ecológico, forma de vida e resposta a pastoreio (Abule et al., 2007).

As pastagens na África Austral são frequentemente geridas para aumentar a produtividade e a biodiversidade (Carbutt et al., 2011) e o índice de condição ecológica é normalmente

utilizado para avaliar a condição e fornecer informações para intervenções de gestão apropriadas (Tainton et al., 1980; Vorster, 1982).

As pastagens em boas condições ecológicas suportam mais vida selvagem do que aquelas em excelentes condições devido à falta de diversidade de espécies de plantas e estrutura nestas últimas (Smith et al., 1996). A utilização excessiva das pastagens pelo pastoreio pode reduzir a cobertura e a diversidade de espécies de plantas nativas (Brady et al., 1989). A estrutura, o funcionamento e a diversidade de espécies dos ecossistemas de pastagem estão inter-relacionados e podem ser alterados pelo pastoreio (Huntly, 1991). A descrição feita por Fusari et al.(2010), nota-se que a vegetação herbácea do Parque Nacional do Gilé é dominada por gramíneas e por plantas semelhantes às gramíneas (família Cyperaceae) e esta vegetação caracteriza as zonas de miombo aberto que apresentam uma maior proporção de gramíneas em relação as zonas de miombo denso (Shelukindo et al., 2014; Ribeiro et al., 2020) apresentando também maior altura (Knoop & Walker, 1985).

A compreensão da condição ecológica das pastagens nas áreas de conservação tem implicações importantes para a gestão e conservação dos recursos naturais (Tainton, 1999). As avaliações da condição ecológica das pastagens podem fornecer uma visão geral do seu estado e da extensão da degradação, bem como auxiliar na decisão e no planeamento de medidas de reabilitação, com os objectivos de manter e aumentar os benefícios ambientais e socioeconômicos de curto e longo prazo (Tainton, 1999).

Assim, o presente estudo pretende fornecer informações relevantes sobre a biodiversidade composicional e funcional nas pastagens do PNAG de modo a contribuir com estratégias de gestão do pasto e conservação dos herbívoros e ajudar na planificação das re-introduções.

1.1. PROBLEMA

Factores naturais e humanos exercem um profundo impacto na degradação das pastagens sendo o factor humano o mais significativo no aumento da severidade da deterioração, sobretudo, através das práticas de queimadas descontroladas (Al-bukhari et al., 2018). Entre os principais desafios enfrentados no manejo de pastagem naturais, estão o impacto das mudanças climáticas, queimadas descontroladas, expansão da agricultura, degradação do habitat e mudanças na composição botânica (Deikumah et al., 2014). As ameaças são mais graves em áreas com alta sazonalidade pois a disponibilidade de alimentos muda rapidamente e está altamente relacionada à precipitação anual, especialmente para gramíneas (Stolter et al., 2018). A perda de cobertura de gramíneas perenes e o aumento de espécies anuais, espécies não palatáveis e cobertura de arbustos estão entre as principais ameaças as pastagens e afectam a disponibilidade do recurso alimentar dos herbívoros apascentadores (Stolter et al., 2018).

Apesar das pastagens serem amplamente difundidas em todo o mundo há falta de compreensão do seu funcionamento ecológico (Bond & Parr, 2010). Em parte, é devido ao fraco conhecimento da sua diversidade e valor geral, mas também porque a maior parte dos estudos no sul de África concentrou-se no uso de pastagens para a pecuária e, portanto, há poucos estudos do uso das pastagens para herbívoros selvagens (Tainton et al., 1980; Bond & Parr, 2010).

Por outro lado, o PNAG não possui dados de pesquisa científica sobre o conhecimento da biodiversidade composicional e funcional das pastagens que possam auxiliar aos gestores na tomada de decisões sobre o manejo do pasto que é o recurso alimentar das populações de herbívoros selvagens. Com o estudo pretende-se responder as seguintes questões: Como é que a diversidade de espécies e a condição ecológica se encontram actualmente distribuídas no PNAG? Qual é o estado da sucessão ecológica da composição botânica no PNAG?

1.2. JUSTIFICATIVA

As pastagens são o recurso base para os herbívoros por isso elas devem estar sujeitas a um manejo adequado por forma a evitar a sua degradação (Tomos, 1996). Um manejo adequado depende de dados precisos de monitoria ecológica para apoiar na avaliação da deterioração das mesmas (Al-bukhari et al., 2018; Stolter et al., 2018).

O levantamento de dados e monitoria ecológica são os fundamentos de uma abordagem baseada em evidências para o manejo de habitats (Al-bukhari et al., 2018; Stolter et al., 2018). As avaliações da condição ecológica permitem a tomada de decisão sobre as regras e intervenções de manejo a aplicar e podem ser usadas para a rotação de queimadas, controlo de espécies invasoras, redução do número de herbívoros por translocação ou abate (Tainton, 1999).

A distribuição e o estado das espécies de gramíneas são essenciais para o manejo sustentável das pastagens (Ravhuhali et al., 2022). Este estudo é, portanto, o primeiro a contribuir para o conhecimento da biodiversidade composicional e funcional das pastagens no PNAG, que é considerada uma peça chave para entender os factores que regulam a dinâmica das populações dos herbívoros, escolha do habitat e movimentos sazonais, questões que são relevantes para definir uma estratégia de gestão da pastagem (Mazzoli, 2006).

2. OBJECTIVOS

2.1. Geral

Avaliar a condição ecológica e diversidade das pastagens de modo a contribuir para a sua gestão sustentável no Parque Nacional do Gilé.

2.2. Específicos

- (i) Determinar a composição e a cobertura relativa das pastagens;
- (ii) Determinar a variação espacial da diversidade de espécies e condição ecológica das pastagens;
- (iii) Relacionar a diversidade e a riqueza de espécies com a condição ecológica.

3. HIPÓTESES

A avaliação da condição das comunidades de gramíneas constitui um meio importante de quantificar e observar mudanças espaciais e temporais dentro de uma determinada comunidade ou tipo de vegetação (Tainton, 1999). Padrões espaciais de diversidade de espécies têm influências importantes sobre o funcionamento de ecossistemas e o efeito do pastoreio modifica o habitat, altera a composição das espécies reduzindo a diversidade de plantas (van Klink et al., 2014). A composição e a abundância de espécies de gramíneas são componentes essenciais para avaliar a condição ecológica. A proporção entre decrescentes e crescentes é uma chave importante para entender a condição da pastagem e decidir sobre as ações apropriadas de estratégias que estejam de acordo com os objectivos de manejo (de Wet, 2015). Assim, temos as seguintes hipóteses:

- (i) Áreas com menor diversidade de espécies tem menor condição ecológica.
- (ii) A diversidade e riqueza de espécies não tem efeitos significativos na variação da condição ecológica.
- (iii) Existe relação positiva entre a diversidade e riqueza de espécies e a condição ecológica.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Ecologia das pastagens

4.1.1. Distribuição, composição e estrutura das pastagens

Pastagens naturais são definidas como o tipo de vegetação onde predominam as gramíneas verdadeiras (Poaceae), leguminosas (Fabaceae), Ciperáceas (Cyperaceae) e plantas herbáceas de outras famílias (Abate, 2008). As gramíneas e leguminosas compõem a maior parte da forragem que serve de alimento para os herbívoros domésticos e bravios (Abate, 2008).

O termo pastagens também pode ser usado num sentido mais amplo para abranger ecossistemas com uma cobertura graminal significativa intercalada com vegetação lenhosa, que incluiu savanas, florestas relativamente abertas, alguns desertos e pastagens arbustivas (também chamadas de estepes) e plantas suculentas (Blair et al., 2014). As principais pressões naturais das pastagens são: o fogo, a seca e o pastoreio de herbívoros selvagens; e as antropogênicas são: as queimadas, pastoreio de gado, agricultura, etc (Neary & Jackson, 2020).

A extensão global das pastagens varia entre 41 a 56 milhões de km², ou seja, 31 a 43% da superfície da Terra. A África Subsaariana possui cerca de 14,5 milhões de km² de áreas de pastagens (Smith, 2023), e Moçambique localizado na região Subsaariana possui uma extensão total de superfície de 788 938 km², dos quais 643 632 km² são pastagens naturais (White et al., 2000).

O clima das pastagens varia, mas no geral todas as grandes regiões de pastagens naturais são quentes e secas pelo menos no verão, embora não tanto quanto os desertos (Smith, 2023). Em geral, as pastagens tropicais recebem de 500 a 1.500 milímetros de chuva em média por ano e em cada estação apresentam temperaturas de cerca de 15 a 35°C. A estação seca pode durar até oito meses, enquanto na estação chuvosa um excesso de evaporação leva a ocorrência de um fluxo efêmero do rio, que ocorre apenas durante esta estação (Smith, 2023). O clima de pastagem tropical assemelha-se ao da savana, estes tipos de vegetação tem poucas diferenças entre si, sendo uma savana apenas uma pastagem com árvores dispersas. Mudanças pequenas no manejo e no uso podem converter um no outro ecossistema (Smith, 2023).

As plantas anuais são frequentemente espécies pioneiras em comunidades de pastagens devido as estratégias de adaptação eficazes (Bai et al., 2001). Estas plantas, estão presentes na maioria das comunidades vegetais do planeta e são um importante contribuinte para a produtividade e estrutura do ecossistema de pastagem, especialmente em áreas áridas e semiáridas (Bai et al., 2001).

O crescimento e a actividade das plantas são amplamente determinados por factores físicos, bióticos e perturbações naturais ou antropogênicas que limitam a produtividade primária (Nippert et al., 2006). A herbivoria, a precipitação (humidade disponível para as plantas), o tipo de solo (disponibilidade de nutrientes) e o fogo são importantes determinantes da estrutura das pastagens e estes são fortemente interativos (Walker, 1993).

4.2. Factores que afectam o ecossistema de pastagem

a) Clima

A produtividade das plantas e a diversidade de espécies das comunidades de pastagens relacionadas com as alterações climáticas globais são elementos-chave para a compreensão da dinâmica da comunidade, estrutura, estabilidade e funcionamento dos ecossistemas de pastagens (Bai et al., 2001). O clima, em particular os factores temperatura e a humidade do solo são os principais determinantes da produtividade das plantas (Knoop & Walker, 1985).

A precipitação é a principal variável usada para explicar a variação da produção em áreas semiáridas a nível global, regional, e local (Schlesinger, 1997). A disponibilidade de humidade do solo limita a produção primária líquida nas pastagens, na época de crescimento, a precipitação determina a produtividade primária líquida acima do solo (ANPP) ao longo do tempo (Nippert et al., 2006). A riqueza de espécies nas pastagens aumenta frequentemente com a precipitação, enquanto a abundância sofre alterações (Cleland, 2013). O aumento da incidência da seca terá um impacto negativo na ANPP nas pastagens, e na variação na composição da comunidade vegetal (Cleland, 2013).

A capacidade de retenção de água no solo e os padrões de precipitação são os principais determinantes da disponibilidade de água para as plantas, que por sua vez é o principal determinante do crescimento destas (Schlesinger, 1997). Várias pastagens sofrem secas

periódicas e uma estação de dormência em condições sazonais secas ou frias (Blair et al., 2014).

A condição da vegetação e dos solos é crítica para a resiliência das pastagens no processo de mudança do clima (Stohlgren et al., 2001). As pastagens em bom estado ecológico e com vegetação nativa podem ser mais resilientes ao aumento da temperatura, da frequência e duração das secas do que pastagens degradadas, porque as suas raízes têm acesso à humidade mais profunda do solo e são mais capazes de competir com espécies invasoras (Stohlgren et al., 2001).

b) Fogo

O fogo é um processo ecossistêmico dinâmico, geralmente previsível, mas incerto em seu momento e ocorrência nas paisagens, afecta quase todos os processos ecológicos desde a fisiologia das plantas individuais aos padrões do nível da paisagem (Neary & Leonard, 2020). A sua utilização no manejo da vegetação para melhorar as condições do pasto para a fauna é amplamente reconhecida (Tainton, 1999).

Os factores bióticos e abióticos que afectam a resposta da vegetação ao fogo incluem, entre outros o tipo de bioma, histórico de exposição ao fogo, estação do ano, quantidade de vegetação, velocidade e direcção do vento e temperatura do ar. Os efeitos do fogo variam com a produtividade das pastagens e a acumulação do material vegetal morto que é um combustível fino seco altamente inflamável (Blair et al., 2014).

Vogl (1974) descreve que a diversidade de espécies num ecossistema de pastagem não é reduzida por queimadas repetidas, mas podem ser aumentadas pela introdução de espécies de gramíneas, leguminosas, ervas e plantas anuais estimuladas pelo fogo.

c) Pastoreio

Todas as pastagens são pastoreadas ou experimentaram o pastoreio como uma força selectiva em algum ponto de sua história evolutiva (Blair et al., 2014). Os efeitos ecológicos do pastoreio variam com o clima e a produtividade das plantas, e com as alterações evolutivas associadas (Blair et al., 2014).

O pastoreio de ungulados é considerado um processo chave em muitos ecossistemas, especialmente nas pastagens (Stelljes & Senft, 1994). Algumas pesquisas indicam que as terras moderadamente pastoreadas podem ser mais saudáveis, produzir mais forragem e

ter menos materiais mortos em pé do que as pastagens onde o pastoreio é excluído (Stelljes & Senft, 1994).

As pastagens em boas condições ecológicas suportam mais a vida selvagem do que aquelas em más condições (Brady et al., 1989). A utilização inadequada das pastagens através do pastoreio excessivo pode reduzir a cobertura e a diversidade de espécies de plantas nativas (Brady et al. 1989). O sobre pastoreio leva a uma cobertura do solo reduzida, a um esgotamento de gramíneas perenes e um aumento de gramíneas anuais e não palatáveis (Cook & Pau, 2013).

4.3. Sucessão ecológica das pastagens

A mudança é a essência da pastagem, deste modo torna-se uma prioridade compreender e monitorar a sucessão e gerenciá-la quando necessário (Gayton, 2003). Sucessão é o processo ordenado de mudanças no ecossistema, resultante da modificação do ambiente físico pela comunidade biológica, culminando em um tipo de ecossistema persistente, o clímax (Clements, 1916), isto é, trata-se do processo de substituição de uma comunidade por outra, no sentido de uma menor para uma maior complexidade (Gayton, 2003).

As comunidades em equilíbrio podem se desestabilizar devido a perturbações no ambiente (Gayton, 2003). Após este período, as comunidades tendem a se reconstruir ainda que lentamente em uma sequência de mudanças nas quais as espécies competem por espaço e recursos. As mudanças ocorrem durante o desenvolvimento da sucessão no ecossistema até atingir um estado de equilíbrio, o clímax (Clements, 1916). O clímax, exibe a mais completa forma de exploração dos recursos ambientais e a ocupação de todos os nichos disponíveis (Gayton, 2003).

O conceito de Clements foi considerada a teoria monoclímax, onde a comunidade evolui de estágios iniciais de colonização de uma área por meio da substituição sucessiva de grupos florísticos, até o estágio maduro ou de equilíbrio (Clements, 1916). A teoria de Clements foi ultrapassada, mas forneceu o paradigma para a compreensão sobre sucessão (Odum, 1969). Apesar das críticas à teoria de Clements foi considerada uma das teses mais importantes da ecologia (Odum, 1969).

A sucessão é definida por Odum (1969) seguindo três parâmetros: (i) é um processo ordenado de desenvolvimento da comunidade, sendo por esta razão direcional e previsível; (ii) é resultado da modificação do ambiente físico feita pela própria

comunidade, isto é, a sucessão é controlada pela comunidade, embora o ambiente físico determine o padrão, taxa de mudança e frequentemente o conjunto limitado de como o desenvolvimento deve seguir; e (iii) culmina na estabilidade do ecossistema.

A sucessão pode ser: **primária** que ocorre em ambientes em que não há comunidades biológicas instaladas e com condições que não favoreçam o estabelecimento de vida (Gayton, 2003). Por exemplo: as dunas, que podem ser colonizadas por gramíneas; e **secundária** que ocorre em locais que tenham sido destruídos mas que já tenham sido ocupados por outra comunidade biológica anteriormente. Ainda que esteja degradado, esses ambientes proporcionam condições favoráveis à vida de novas comunidades, o que faz com que o processo de sucessão seja mais rápido. Áreas destruídas por queimadas ou desmatamento são exemplos desse tipo de sucessão (Gayton, 2003).

De acordo com Clements (1916) a sucessão ecológica passa por várias etapas:

- (i) **Nudação:** quando há o surgimento de um ambiente sem vida;
- (ii) **Migração:** quando há a chegada de propágulos ao ambiente;
- (iii) **Ecese:** estabelecimento das primeiras plantas;
- (iv) **Concorrência:** momento em que as espécies estão se estabelecendo e competindo por espaço, luz e nutrientes;
- (v) **Reação:** substituição de espécies que vão perdendo a “competição” na concorrência;
- (vi) **Estabilização:** quando a comunidade clímax se estabelece.

A teoria sucessional Clementiana como modelo das mudanças na vegetação é inconsistente com o pensamento ecológico actual em relação à sucessão em muitas pastagens (Smith, 1988). A sucessão nas pastagens é vista como um processo ordenado de desenvolvimento do ecossistema, que na ausência de perturbação anormal chega a um ponto final estável e previsível (clímax), e é usado como padrão para medir a condição (Smith, 1988). A sucessão avança para um clímax se os distúrbios forem eliminados e regride do clímax se os distúrbios continuarem (Smith, 1988). Nas pastagens a sucessão é afectada por factores abióticos e bióticos, em particular o fogo e a herbivoria, são distúrbios naturais fundamentais para o processo de mudança da vegetação (Dyksterhuis, 1948).

A teoria clássica da sucessão vegetal descreve que na ausência de factores perturbadores, há uma mudança direcional na composição botânica para um estágio de “clímax” na vegetação (Clements, 1916). Além das mudanças botânicas devido as tendências sucessionais, a vegetação também muda de acordo com a forma como é o manejo (Toit & Aucamp, 1985).

O modelo tradicional de dinâmica de pastagem usado para determinar classes de condição foi desenvolvido por Dyksterhuis (1948) baseado na teoria sucessional Clementiana. A teoria sucessional Clementiana assume que a intensidade do pastoreio poderia neutralizar a sucessão secundária e altera a composição de espécies das comunidades de plantas (Clements, 1916). A teoria da sucessão das pastagens de Dyksterhuis (1948) descreve que à medida que o número de herbívoros aumenta há declínio de biomassa, a cobertura e composição de espécies muda da dominância de gramíneas perenes e *forbs* (espécies clímax) em direção ao domínio por *forbs* desagradável e ervas daninhas anuais. Quando o pastoreio é diminuído ou removido, a biomassa e a cobertura tendem a aumentar e a composição das espécies retorna aos estágios sucessionais tardios (Dyksterhuis, 1948).

As gramíneas podem ser classificadas em espécies desejáveis, que tendem a diminuir com a forte pressão de pastoreio (decrecentes); espécies intermediárias, susceptíveis de aumentar com forte pressão de pastoreio (crescentes); e espécies indesejáveis, susceptíveis de aumentar ou invadir com forte pressão de pastoreio (pioneiros). As gramíneas decrecentes e crescentes são espécies de ambientes não perturbados e relativamente estáveis ou comunidades de plantas clímax diferente das invasoras (Dyksterhuis, 1948).

O valor da cobertura vegetativa do pasto é principalmente determinada pelo estágio de sucessão. As áreas de pastagem são distinguidos com base em diferenças na cobertura relativa no estágio clímax (Dyksterhuis, 1948).

4.4. Fases de sucessão ecológica

De acordo com Clements (1916) as espécies podem estar em três fases de sucessão: pioneira, subclímax e clímax:

1. **Pioneiras:** são as primeiras a colonizar um substrato e podem sobreviver em um habitat sem condições ideais, porque os seus sistemas de raízes reduzem o escoamento e aumentam a ingestão de nutrientes no solo. As espécies pioneiras

modificam o ambiente, permitindo que nele se estabeleçam outras espécies (Walker & Schaffner, 2014).

2. **Subclímax:** as mudanças nas condições feitas por gramíneas pioneiras tornam uma área adequada para gramíneas subclímax. As gramíneas subclímax são temporárias sobrevivem em uma área até que seja colonizada por espécies clímax (Walker & Schaffner, 2014).
3. **Clímax:** representa um estado estacionário da composição de espécies, estrutura da comunidade e fluxo de energia. Os indivíduos do estágio clímax são substituídos por outros da mesma espécie. A comunidade clímax tem as seguintes características:
 - (i) Possui uma grande diversidade de espécies e uma estrutura espacial bem definida;
 - (ii) As espécies da comunidade clímax são mais ou menos estáveis com o clima;
 - (iii) Comunidades clímax apresentam mudanças menos amplas e são mais resistentes a invasões.

Tabela 1- Comparação entre plantas pioneiras e plantas clímax. Fonte: (Tainton, 1999).

Pioneiras	Clímax
Alto rendimento reprodutivo	Mais energia investida no crescimento do que na reprodução
Muitas sementes pequenas, adaptadas a ampla dispersão	Menos sementes grandes
Semente com alta longevidade	Sementes de vida mais curta
Os mecanismos de dormência permitem a germinação em momentos favoráveis	Dormência não bem desenvolvida
Geralmente anuais	Predominantemente perenes
Estatura pequena	Tamanho variável
Crescimento rápido	Crescimento mais lento
Vida curta	Longa vida

4.5. Modelos conceituais da avaliação da dinâmica da vegetação em pastagens

4.5.1. Modelo de alcance

É o modelo convencional de dinâmica de vegetação contínua e reversível, enfatiza o pastoreio como o principal condutor da dinâmica da vegetação (Stringham et al., 2003). Supõe que na ausência do pastoreio, uma pastagem tem um único estado persistente (o clímax), enquanto a intensidade do pastoreio poderia neutralizar a sucessão secundária e alterar a composição de espécies das comunidades de plantas (Westoby et al., 1989).

O modelo de alcance descreve a dinâmica da vegetação ao longo de um único eixo definido pela sucessão e intensidade de pastoreio (Westoby et al., 1989). O pastoreio pode retardar, parar, ou reverter a sucessão secundária para produzir comunidades com várias combinações de espécies que são atribuídas a classes específicas de condição de alcance (pobre, bom, e excelente) (Westoby et al., 1989).

O modelo de alcance é baseado no paradigma do equilíbrio e enfatiza a importância da competição entre plantas e interações planta-herbívoros no comportamento do ecossistema (Westoby et al., 1989). O pastoreio representa um processo biótico que regula internamente o comportamento do sistema e estabelece uma retroalimentação negativa nos processos de vegetação, ao invés de uma perturbação que influencia externamente o comportamento do sistema (por exemplo, fogo ou variabilidade climática) (Westoby et al., 1989).

Os ecologistas começaram a criticar o paradigma do equilíbrio por várias razões, incluindo (i) evidências limitadas para apoiar a ocorrência de sistemas de equilíbrio, (ii) incapacidade de explicar o comportamento dinâmico de vários sistemas ecológicos e (iii) a implicação de que os eventos históricos desempenham apenas um papel menor na dinâmica do ecossistema (O'Neill, 2001).

A incapacidade do modelo de identificar vários processos ecológicos, incluindo períodos de seca ou precipitação favorável, regimes alterados de fogo e erosão severa do solo, que poderiam produzir uma dinâmica não linear da vegetação forneceu uma grande limitação e um forte incentivo para o desenvolvimento de um procedimento de avaliação alternativo, o modelo estado e transição (Briske et al., 2005).

4.5.2. Modelo estado e transição

É um modelo mais contemporâneo que pode acomodar a mudança não reversível da vegetação. Foi desenvolvido para se opor à teoria clímax postulada por Clements (1916), enfatiza a ideia de que a vegetação das pastagens exhibe vários estados e transições entre eles (Stringham et al., 2003). Este modelo está preocupado com o reconhecimento de “múltiplos estados estáveis” e transições entre eles (Westoby et al., 1989). Foi apresentado como um modelo qualitativo, que possui capacidade e flexibilidade para acomodar vários tipos de conhecimento e informações associadas ao manejo da vegetação em pastagens (Westoby et al., 1989).

As transições entre estados, ou seja, a mudança de uma comunidade relativamente estável para outra, são desencadeadas por grandes mudanças no clima (secas ou ciclos de precipitação incomuns), intensa pressão de pastoreio, incêndio ou combinações desses factores ecológicos (Jackson & Bartolome, 2002). Um ecossistema pode permanecer constante durante anos, ou mesmo décadas, porém, em outras situações, uma comunidade vegetativa pode mudar rapidamente (“transição”) para outra (Jackson & Bartolome, 2002).

Se os processos ecológicos forem alterados de forma que os limites de cada perturbação sejam ultrapassados, a comunidade vegetal vai transitar do estado original para um novo estado com um conjunto de processos ecológicos alterados que trabalham para reforçar a função do novo estado (Jackson & Bartolome, 2002). Como resultado dos processos alterados, a estrutura do novo estado será diferente daquela do estado anterior na composição de espécies, características da cobertura do solo e/ou produção (Jackson & Bartolome, 2002).

4.6. Composição Botânica

Composição botânica é outro termo usado para descrever a composição de espécies, refere-se à contribuição das gramíneas, leguminosas e outras espécies de forragem para a vegetação em uma determinada área (Mannetje et al., 1976). A composição de espécies é geralmente expressa em percentagem, de modo que todos os componentes de espécies somam 100% (Jacoby, 1989).

A medição da composição botânica pode ser em termos do rendimento dos componentes da mesma espécie ou grupos de espécies, a frequência de ocorrência de espécies, o

número de plantas presentes ou a área coberta por espécies que são definidos de acordo com os objectivos do inventário ou programa de monitoria (por exemplo, classificação em termos do grupo funcional) (Mannetje et al., 1976).

A composição de espécies é um atributo comum determinado no inventário e monitoria de pastagens (Jacoby, 1989). É considerado um importante indicador dos processos ecológicos e de gestão de uma área, pois são: **a) indicadores ecológicos** - a composição de espécies fornece a descrição essencial das características da vegetação num local. A contribuição relativa de uma espécie também significa o seu domínio na vegetação e a sua capacidade de capturar recursos (Jacoby, 1989).

b) Indicadores de gestão: a maioria dos objectivos na gestão de pastagens estão directamente relacionados com a avaliação ou manejo da composição de espécies (Jacoby, 1989). Por exemplo, a capacidade de suporte é influenciada pela abundância relativa de espécies forrageiras desejáveis num local. O habitat da vida selvagem também é influenciado pela contribuição relativa de várias espécies que fornecem fontes de abrigo e alimento. A composição das espécies é usada para determinar as condições e tendências da área de distribuição, que são ferramentas valiosas para avaliar o impacto da gestão anterior e orientar decisões futuras (Jacoby, 1989).

A composição de espécies, mudanças na biomassa, a distribuição da biodiversidade, os diferentes estágios de sucessão de certas espécies durante a regressão duma pastagem, espécies invasoras, podem ser usadas como indicadores da condição de pastagens (Kamau, 2004; Abule et al., 2007). As espécies em uma área de pastagens podem variar significativamente em resposta ao pastoreio e a herbivoria que também têm efeito sobre a dinâmica da vegetação (Kamau, 2004).

De acordo com O'Reagain (1996) a composição das espécies pode afectar a produção animal em dois níveis: (1) **nível da planta** - as espécies podem diferir em qualidade em termos de seu grau de nutrição animal e, portanto, na produção de energia metabólica. As espécies também podem diferir em sua potencial taxa de ingestão, devido a distinção no tamanho ou taxa da mordida decorrente das diferenças na morfologia da planta ou forma de crescimento; (2) **no nível da mancha ou da comunidade:** a produção animal também pode ser afectado pela abundância, proporção e distribuição das diferentes espécies presentes.

Segundo Timberlake (1985) no geral, as espécies gramíneas mais importantes em termos de abundância são: *Themeda triandra*, *Panicum maximum*, *Hyparrhenia spp.*, *Hyperthelia dissoluta*, *Andropogom gayannus*, *Aristida spp.*, *Cynodon dactylon*, *Digitaria eriantha*, *Diheteropogom amplexens*, *Eragrostis superba*, *Heteropogon contortus*, *Setaria spp.*, *Sporobolus spp.* e *Urochloa mosambicensis*.

4.7. Condição ecológica da pastagem

A condição da pastagem tem sido usada para descrever o "estado de saúde" das pastagens em termos de seu estado ecológico, resistência à erosão do solo e seu potencial para produzir forragem para uma produção animal ótima e sustentada. Pode ser avaliada usando: a composição das espécies, a cobertura basal, o potencial de produção da forragem (Tainton, 1999).

A determinação da pontuação da condição, é feita com base na composição das espécies seguida da classificação das espécies de acordo com sua resposta ao pastoreio. Por exemplo, as decrescentes são espécies dominantes numa boa gestão da condição, as crescentes são as espécies que se multiplicam por má gestão (Tainton, 1999). A condição da pastagem pode mudar ao longo do tempo em termos de composição de espécies, abundância e cobertura, como resultado da influência do clima (chuvas acima da média ou seca), interação entre o fogo e herbivoria (Tainton, 1999).

A avaliação da condição das pastagens constitui um meio de quantificar e observar mudanças espaciais e temporais dentro de uma determinada comunidade ou tipo de vegetação, com base na preocupação com a produtividade de curto e longo prazo, bem como com a integridade ecológica das pastagens (Tainton, 1999).

A compreensão do 'estado de saúde' das pastagens é importante para a gestão e conservação dos recursos naturais. Isso pode fornecer uma visão geral do estado do meio ambiente e da extensão da degradação, o que ajuda na decisão e no planejamento de medidas de reabilitação, com os objetivos finais de manter e aumentar o potencial das pastagens a curto e longo prazo (Beyene, 2008).

De acordo com Beyene (2008) a avaliação da condição deve integrar principalmente os dois níveis de avaliação: o herbáceo e o arbustivo. Vários métodos foram usados na África Austral para avaliar a camada herbácea. Foran (1976) e Vorster (1982) descreveram os métodos de índices ecológicos baseados na teoria da sucessão (Dyksterhuis, 1949).

4.8. Relação entre a diversidade de espécies vegetais e as condições das pastagens

A diversidade engloba dois aspectos fundamentais: a riqueza, que corresponde ao número de espécies presentes em determinada área, e a equitabilidade, que indica a homogeneidade na distribuição de indivíduos entre essas espécies (Rutherford, 2013). Dessa forma, uma comunidade pode ser relativamente rica em espécies, porém ter baixa diversidade, se a maioria dos indivíduos pertencer a poucas espécies e muitas espécies tiverem ocorrência rara (Rutherford, 2013).

A estrutura, o funcionamento e a diversidade de espécies dos ecossistemas de pastagens estão inter-relacionados (Tilman e Downing, 1994) e podem ser alterados pelo pastoreio (Huntly, 1991). A utilização inadequada das pastagens através do pastoreio excessivo pode reduzir a cobertura e a diversidade de espécies de plantas nativas (Brady et al., 1989). Embora os modelos teóricos prevejam que pastoreio moderado pode melhorar a diversidade de espécies, em comparação com terras não pastoreadas (Milchunas et al. 1988), os factores que influenciam a biodiversidade ainda são bem compreendidos. Dados experimentais de condições ambientais são necessário para prever como o pastoreio afecta a biodiversidade nos ecossistemas de pastagens (Bai et al., 2001).

Os benefícios relatados da diversidade de plantas em pastagens incluem: aumento da produção de forragem, maior estabilidade do ecossistema em resposta a distúrbios e redução da invasão de espécies exóticas, como ervas daninhas. Alguns autores, vêem a diversidade onde diferentes espécies contribuem ou podem tomar o lugar de espécies que falham por estresse ou má gestão (Bai et al., 2001).

4.9. Métodos para avaliar o estado ecológico das pastagens

As técnicas de avaliação de condição de pastagem são baseadas em princípios ecológicos e agronômicos, no entanto, todas as técnicas têm um factor comum, que é a criação de uma base a partir da qual a capacidade de pastoreio pode ser calculada (Hardy & Hurt, 1989). Os métodos baseados em princípios ecológicos pontuam condições da pastagem, de acordo com a resposta da vegetação aos impactos ambientais bióticos e abióticos (Tainton, 1999). A frequência, a intensidade do pastoreio e o fogo são variáveis ambientais importantes, e presume-se que os seus regimes podem alterar o estado da vegetação para aquele mais adequado aos objectivos da gestão (Tainton, 1999). Os factores edafoclimáticos, especificamente a precipitação também influenciam a condição das pastagens (Tainton 1999).

Os métodos baseados em princípios agronômicos referem que, a produção máxima de forragem deve ser o único critério usado para estimar a condição, isto implica que, uma área em excelentes condições ecológicas pode não ser necessariamente a mais produtiva do ponto de vista de pastoreio (Tainton, 1999).

O ideal, é um único método comum de avaliação da condição de pastagem que não só pode ser amplamente aplicado, mas também é fácil de usar (Heard et al., 1986).

As técnicas de avaliação das condições para pastagens Sul-africanas são baseadas no cálculo da composição proporcional de espécies (Hurt & Bosch, 1991). Os dados de composição proporcional de espécies são manipulados de várias maneiras, dependendo do objectivo da técnica utilizada (Hurt & Bosch, 1991). De acordo com Tainton (1988) dois objectivos podem ser distinguidos: o cálculo e o monitoramento da tendência da condição de pastagem.

Embora, todos os métodos descritos acima utilizem como base de dados a composição proporcional de espécies, a maneira como esses dados são usados para derivar um índice de condição varia de acordo com os objetivos de cada método (Hurt & Bosch, 1991). Certas técnicas indicam abundância de todas as espécies, enquanto outras usam apenas espécies que respondem ao pastoreio. Alguns métodos usam o valor forrageiro das espécies, enquanto outros usam o valor ecológico (Hurt & Bosch, 1991).

4.9.1. Métodos agronômicos

4.9.1.1. Método de composição de palatabilidade ponderada (WPCM)

Barnes et al. (1984) propuseram esta técnica que é o único método usado na África Austral que baseia-se somente nos princípios de produção de forragem. As espécies foram classificadas em três classes de palatabilidade: (classe I altamente palatável, classe II intermediário e classe III menos palatável/não palatável) (Barnes et al., 1984).

Usando os dados de pastoreio de longo prazo, avaliações foram derivadas para cada classe e, juntamente com a abundância de espécies, foram usados para calcular o índice de composição de palatabilidade ponderado que, por sua vez, está relacionada à capacidade de pastoreio (Barnes et al., 1984). Em termos dos objectivos deste método, as pastagens com um índice de 100% tem a capacidade máxima de pastoreio (Barnes et al., 1984).

Multiplicadores, ou seja, ponderações de 3, 2 e 1 para as classes I, II e III, são usados para derivar uma classificação de composição de palatabilidade (CP) para cada local de amostra. É calculado como a soma dos produtos da abundância relativa de cada espécie

e a sua ponderação, e é expressa em percentagem do CP máximo (viz.300) para produzir uma escala variando de 33,3 (todas as espécies da classe III) a 100 (todas as espécies da classe I) (Tainton, 1999).

Esses valores de PC foram então convertidos em valores WPC por meio da seguinte fórmula de Barnes et al. (1984):

$$\text{WPC} = (\text{CP} - 33.3) \times 100 \div 66.7$$

Onde: **WPC**= composição de palatabilidade ponderada;

CP= Composição palatabilidade;

O WPC máximo é 100 se todas as espécies que caem na classe I e o mínimo é 0 se todas as espécies forem na classe III. Este foi dividido em cinco categorias: muito pobre (0-20); pobre (>20-40); regular (>40-60); bom (>60-80); e excelente (>80-100) (Solomon et al., 2006).

Vantagens

- (i) Apresenta alterações nas proporções das classes de palatabilidade ao longo do gradiente de composição de palatabilidade ponderada (CPS) para cada comunidade, bem como nas distribuições de frequência dos valores de CPS e capacidade de pastoreio em áreas pastoreadas e não pastoreadas.
- (ii) Ajudam a fornecer aos departamentos agrícolas do governo uma visão geral do estado do ambiente e da extensão da degradação, o que ajudará na decisão e planeamento das medidas de reabilitação (Barnes et al., 1984; Tainton, 1999).

Desvantagem

- (i) Para testar o sistema, usa dados de pastoreio de longo prazo;
- (ii) Depende somente da produção de forragem (Barnes et al., 1984).

4.9.2. Métodos Ecológicos

4.9.2.1. Índice da condição ecológica (ICE)

O índice da condição ecológica da pastagem é uma técnica que combina dados de campo sobre a abundância relativa de gramíneas identificadas durante o levantamento de dados com conhecimento de como diferentes espécies de gramíneas respondem ao pastoreio (Tainton et al., 1980). O ICE é uma abordagem de monitoria através da qual a condição da pastagem pode ser determinada (Foran et al., 1978; Bosch & Kellner, 1991).

O ICE geralmente envolve a identificação de gramíneas ao longo de um transecto de 100 m ou 200 m. Cada espécie é atribuída a um grupo ecológico com base em seu *status* ecológico e tem um valor de pastoreio associado a cada grupo (van Oudtshoorn, 2018) (Tabela 2).

O ICE é obtido pela soma dos respectivos grupos. Este último, é obtido multiplicando a soma da frequência das espécies dentro de cada grupo ecológico pelo valor do pastoreio e, o resultado é somado para obter o valor do ICE. O valor final do ICE é classificado segundo as categorias: fraca (<400), moderada (400-599), ou boa (600+) (Tainton et al., 1980; Heard et al., 1986). Os grupos ecológicos com os valores de pastoreio são descritos na Tabela 2.

Tabela 2- Classificação funcional das gramíneas (Fonte: van Rooyen & Bothma, 2016).

Classificação funcional	Descrição	Valor de pastoreio
Decrescentes	Espécies clímax palatáveis com alta produtividade e abundante em bom estado da pastagem; diminui quando sobrepastoreado	10
Crescente I	Espécies clímax moderadamente palatáveis que aumentam em pastagens subutilizadas	7
Crescente IIa	Espécies de gramíneas que aumentam quando a pastagem é seletivamente utilizada ou subutilizada	5
Crescente IIb	Espécies pioneiras intragáveis e subclímax que aumentam em pastagens sobrepastoreadas	4
Crescente IIc	Espécies clímax intragáveis que aumentam quando a pastagem é sobrepastoreada	1

Vantagens

- (i) Poder ser realizada de forma rápida e utilizada para a tomada de decisões de curto prazo;
- (ii) O procedimento para calcular um índice de condição para um local de amostra não depende da composição de espécies do local de referência.

- (iii) Utiliza todas as espécies para calcular um índice de condição e inclui alocação de espécies nas categorias decrescente e crescente, portanto, estão sujeitos a erros durante os cálculos do índice de condição.
- (iv) O ICE difere dos outros métodos porque a contribuição do grupo ecológico é expressa em termos de cobertura real e não de cobertura relativa ou dados da planta mais próxima, enquanto a maioria das técnicas de avaliação utilizam a composição botânica e abrangem dois indicadores separados. A vantagem é que menos cálculos precisam ser feitos (Vorster, 1982; Hurt & Bosch, 1991).

Desvantagens

- (i) Dependem da distribuição de espécies por grupo funcional decrescente e crescente.
- (ii) Podem ocorrer problemas com a classificação de uma espécie no grupo ecológico correcto, na ausência de dados quantitativos suficientes.
- (iii) A dependência de espécies decrescentes e crescentes colocam problemas nas áreas semiáridas, onde muitas espécies também respondem fortemente a outras forças motrizes (particularmente estresse por humidade) e, portanto, alterações induzidas pelo pastoreio podem ser ocultadas (Hurt & Bosch, 1991).

4.9.2.2. Método de índice de pastoreio (GIM)

Este método é baseado no método do índice ecológico e foi proposto por Du Toit (1995). De acordo com este autor é uma avaliação mais directa do valor de pastagem do que o ICE. Consiste em um levantamento de 200 pontos, é usado para obter a composição de espécies botânicas. Os valores de abundância de espécies são multiplicados pelo seu valor do índice de pastoreio (GIV). Um valor de índice de pastoreio combinado para a comunidade estudada é então derivado. A relação entre a pontuação do método do índice de pastoreio e a capacidade de pastoreio é determinada pela comparação com um *benchmark* (Du Toit, 1995, 2000).

O método do índice de pastoreio é basicamente semelhante ao método do índice ecológico, com a excepção de que os valores do índice ecológico das espécies são substituídos pelos GIVs. Os valores do índice de pastoreio das espécies levam em consideração mais propriedades das espécies (Du Toit, 1995, 2000).

De acordo com Du Toit (1995, 2000) os seguintes factores foram pontuados subjetivamente para os valores do índice de pastoreio:

- (i) A produção aceitável de matéria seca;
- (ii) Valor forrageiro da matéria seca durante a estação de crescimento e, durante a estação de dormência;
- (iii) Quão fácil o material vegetal pode ser pastado (por exemplo, presença de espinhos);
- (iv) Espécie perene e a capacidade desta em defender o solo contra a erosão.

Vantagens

- (i) Fornece pontuações de condições de distribuição mais aceitáveis e estimativas mais realistas da capacidade actual de pastoreio.
- (i) A forma como é realizado o levantamento das condições de distribuição e a aplicação do método do índice de pastoreio garantem o cálculo de um valor representativo do potencial agronómico da área para apoio à pecuária.
- (ii) O valor da cobertura e a pontuação da condição de distribuição determinados para um local de amostra, podem ser empregados no monitoramento da tendência nas mudanças na vegetação provocadas por variáveis climáticas e bióticas (Du Toit, 1995; 2000).

Desvantagens

- (i) O GIM não permite o uso de chave espécies. Devido à natureza diversificada da flora, é impossível seleccionar espécies-chave. Todas espécies de ocorrência comum são ponderadas e cada espécie tem seu próprio GIV exclusivo por meio do qual a espécie dá uma contribuição definitiva para o cálculo final pontuação (Du Toit, 1995; 2000).

4.9.2.3. Método de referência (BM)

Este método proposto por Foran et al. (1978), foi um dos primeiros a ser baseado em princípios ecológicos. O método compara a composição de espécies de uma amostra local com um *benchmark* ou área de referência. No mesmo local de amostra, referência locais são seleccionados para representar a vegetação considerada em excelentes condições ecológicas (Foran et al., 1978). A definição de referência locais depende dos objectivos de manejo da área e, é baseado na estabilidade do local e na produtividade a longo prazo (Tainton et al., 1980). Todas as espécies (ou seja, no local de referência, bem como no local de amostra) são subjectivamente classificadas em decrescentes e três grupos de

crescentes, com base em respostas presumidas das espécies ao impacto do pastoreio (Tainton et al., 1980).

A abundância de espécies no local de amostragem está sujeita a limites com base na composição do local de referência (Tainton et al., 1980). Um índice de condição é derivado da soma das abundâncias ajustadas. O objectivo deste método é ajustar os valores de uma amostra de pastagens com base em seu *status* de sucessão e a suposição de que fortes pressões de pastoreio são associadas ao retrocesso da vegetação (Tainton et al., 1980).

Vantagens

- (i) É um método bastante usado nas pastagens de clímax atingidas pelo fogo;
- (ii) A capacidade do pastoreio está, portanto, intimamente associada ao *status* da sucessão do local de amostra (Tainton et al., 1980).

Desvantagens

- (i) É propenso as mudanças dinâmicas devido a alterações de curto prazo, como as flutuações sazonais da precipitação. É, portanto, necessário recharacterizar a área de referência a cada cinco a dez anos.
- (ii) Os dados da planta mais próxima registrados no BM não fornecem indicação do potencial de produção, nem a dominância da espécie vegetal (Tainton et al., 1980).

4.9.2.4. Técnica de composição do valor da forragem (FVCT)

Esta técnica foi desenvolvida por Dekker & Oosthuizen (1988) na região do Cabo Oriental na África do Sul, como o ICE, baseia-se no cálculo de um índice de condição de alcance que pode ser comparado com o *benchmark* (condição ideal). As espécies são divididas em um decrescente, um invasor e cinco grupos crescentes. Em contraste com o ICE onde o valor do índice é alocado por grupo, um factor forrageiro é alocado para cada espécie no grupo. A frequência de uma espécie é então multiplicada pelo factor forrageiro para calcular uma pontuação para cada espécie (Dekker & Oosthuizen, 1988).

Essas pontuações são somadas para obter uma pontuação para cada grupo, as pontuações dos grupos são adicionadas para obter um total final. Essa pontuação total é então comparada com a do *benchmark* (expressa em percentagem), obtendo assim um índice de intervalo para o local específico (Dekker & Oosthuizen, 1988).

Vantagem

- (i) Este índice é usado para calcular a capacidade de pastoreio ou para monitorar as tendências das condições de pastagem.

Desvantagem

- (i) Depende fundamentalmente do método *benchmark* ou área de referência (Dekker & Oosthuizen, 1988).

4.9.2.5. Técnica ponderada de espécies-chave (WKST)

Hardy & Hurt (1989) descreveram esta técnica de ordenação para identificar as espécies que reagem ao pastoreio. Os pesos das espécies são baseados no posicionamento das espécies-chave no gradiente de pastoreio. A soma das espécies-chaves e seus pesos associados são usados apenas para calcular o índice de condição da pastagem. Uma vez que, todas as espécies-chaves reagem a este impacto de pastoreio, a pontuação final é portanto, uma indicação exata da posição dos locais no gradiente de pastoreio.

A pontuação de condição da pastagem é usada para monitorar as mudanças na composição de espécies (Hardy & Hurt, 1989).

Vantagens

- (i) Fornece um meio sensível para detectar mudanças na composição de espécies;
- (ii) O índice calculado fornece uma indicação imediata da posição do local no gradiente de pastagem e menos espécies precisam ser identificadas no campo.
- (iii) O método reduz a incerteza causada pela atribuição de espécies desejáveis com as pontuações mais altas, nos métodos atualmente defendidos para avaliar as condições das pastagens e savanas (Hurt & Hardy, 1989).

Desvantagens

- (i) Requer uma amostra de dados relativamente grande para construir gradientes;
- (ii) As ponderações são referidas pontuações de ordenação (Hurt & Hardy, 1989).

4.9.2.6. Técnica de gradiente de degradação (TGD)

Stuart-Hill et al. (1986) propuseram uma abordagem pela qual a condição da vegetação poderia ser quantificada ao longo de um eixo de ordenação que representava a degradação da faixa. A TGD foi desenvolvida nos campos climáticos clímax usando procedimentos multivariados (Bosch & Kellner, 1991).

Os gradientes de degradação representam um conjunto de locais de amostragem em condições ecológicas deterioradas ao longo de um gradiente de pastoreio, e foram construídos para certas áreas de pastagem relativamente homogêneas nos campos

climáticos clímax (Bosch & Kellner, 1991). Esses gradientes foram então usados como base para avaliações objectivas e quantitativas das condições dos novos locais, incorporando os locais das antigas ordenações (Bosch & Kellner, 1991).

Os gradientes são descritos em termos de: (i) composição florística e (ii) factores do solo. É subdividido em cinco classes de acordo com Tainton (1999): (a) subutilizado; (b) subpastoreio; (c) moderadamente pastoreado; (d) moderada a gravemente degradada; (e) severamente degradado.

Vantagens

- (i) Utiliza apenas espécies-chaves e garante que a variação irregular seja reduzida dentro das espécies;
- (ii) Fornece informações sobre a tendência de degradação e, é reversível em pastagens saudáveis através de práticas de manejo, ou se métodos de recuperação física forem necessários para restaurar a terra produtividade;
- (iii) Não dependem da classificação de espécies para calcular o índice de condição;
- (iv) Se a TGD for usada, é possível testar a validade de um modelo de degradação para a avaliação da condição de alcance para um local específico fazendo uso de análises de resíduos (Bosch & Kellner, 1991; Bosch & Gauch, 1991).

Desvantagens

- (i) Não faz uso da classificação de espécies para calcular o índice de condição, usa uma pontuação de ordenação que é atribuída a cada espécie.
- (ii) Pode ser considerada uma técnica demorada e ineficaz em termos de custo.
- (iii) No caso do TGD, as ponderações são pontuações de ordenação de espécies (Bosch & Kellner, 1991).

4.9.2.7. Método subjetivo (MS)

A técnica de Van Zyl (1986) é baseada em um levantamento completo da composição de espécies. Como resultado deste levantamento, são respondidas questões relativas à composição botânica, cobertura vegetal, vigor, condição da superfície, bem como danos causados por insectos e roedores. Os pesos são atribuídos para cada pergunta e, a resposta é escalada de 1 a 10. A pontuação de cada questão é multiplicada pelo peso aplicável, após todas as pontuações são somadas para obter uma pontuação do índice de intervalo. Esse índice é usado para fins de monitoramento ou para ler as capacidades de pastoreio de uma tabela pluviométrica.

Vantagem

- (i) Realiza um levantamento ecológico completo;

Desvantagem

- (i) Depende de dados pluviométricos da área de estudo (Van Zyl, 1986).

4.9.2.8. Método de espécies-chave de gramíneas

Este método observa que nem todas as espécies de gramíneas respondem ao pastoreio, apenas as espécies sensíveis ao pastoreio são selecionadas. Cada espécie recebe um valor de acordo com seu potencial de pastagem ou valor ecológico. O valor de abundância das espécies-chaves é somado e, o total é usado para determinar a condição. Uma abordagem mais objectiva deste método usa equações de regressão para estimar mais pontuações de condição de proporções das espécies-chaves (Tainton, 1999).

Vantagens

- (i) É derivado simplesmente a partir da abundância de todas as espécies conhecidas por serem sensível ao pastoreio.
- (ii) Utiliza equações de regressão para estimar várias pontuações de condição a partir de proporções das espécies-chaves.
- (iii) A história anterior de pastoreio de uma determinada amostra local é refletido pelo método de espécies-chaves (Hurt & Bosch, 1991; Tainton, 1999).

Desvantagens

- (i) A vegetação dominada por espécies decrescentes não podem ser diferenciadas daquelas dominadas por espécies crescentes usando apenas a pontuação de condição (Hurt & Bosch, 1991).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Descrição da área de estudo

5.1.1. História de criação do parque

A Reserva Parcial de Caça como designada anteriormente foi criada a 23 de Abril de 1932 pela Comissão Central de Caça através do Diploma Legislativo n.º 4183 e estendia-se por uma área de aproximadamente 5000 km². Foi criada principalmente para proteger rinocerontes negros (*Diceros bicornis*) e elefantes (*Loxodonta africana*), mas também para a caça profissional e desportiva de outros animais de grande porte, como antílopes e búfalos (*Synkerus caffer*) (Diploma Legislativo n.º 30, 1996; Fusari e Carpaneto, 2006; Fusari et al., 2010).

A 23 de Julho de 1960, a Reserva foi reduzida aos actuais 2861 km² porque uma grande área da zona tampão, na parte norte da Reserva, foi abandonada devido à impossibilidade das autoridades governamentais administrarem a área e os seus limites eram demasiados vastos e contrariavam o desenvolvimento económico da região (Fusari e Carpaneto, 2006; Fusari et al., 2010). A sua criação como Reserva Parcial de Caça através do Diploma Legislativo n.º 4183 não foi pacífica, e culminou na transferência de população humana que residia no seu interior para os arredores da região e tornou-se na única área protegida em Moçambique que não possui população no seu interior, o que agravou o desejo das comunidades locais aos actos ilícitos (Ntumi et al., 2018). Sucessivamente, com a entrada em vigor da Lei n.º 10/99, de 07 de Julho, Lei de Florestas e Fauna Bravia, a Reserva foi contemplada com um estatuto de protecção mais elevado, a "Categoria de Gestão II" da IUCN (Fusari et al., 2010). No dia 20 de Maio 2020, o Conselho de Ministros de Moçambique reclassificou a Reserva Gilé para o status de Parque Nacional do Gilé (PNAG) para proteger a biodiversidade e promover o desenvolvimento sustentável (Boletim da República N.º 115, Decreto n.º 44/2020; PNAG, 2022).

O conflito armado entre 1976 a 1992 reduziu os recursos financeiros e humanos destinados à conservação em Moçambique em geral e, em particular à Reserva de Gilé e como resultado houve declínio dos recursos humanos e financeiros e a caça furtiva agravou-se e com ela o colapso da biodiversidade (Fusari e Carpaneto, 2006; Ntumi et al., 2018). Esta situação perdurou até à primeira reabilitação feita pelo Projecto EU/Movimondo entre 2000 e 2003, seguida mais tarde pelo envolvimento do Consórcio Fundação Internacional de Gestão de Fauna (IGF) em 2007 (Ntumi et al., 2018).

Actualmente a IGF está a implementar as actividades de conservação em modelo de co-gestão entre o Consórcio Fundação Internacional de Gestão de Fauna (IGF) / Fundação Francois Sommer e o Governo de Moçambique representado pela ANAC (DNAC, 2010; Ntumi et al., 2018).

5.2. Localização Geográfica e limites

O PNAG localiza-se na parte nordeste da Província da Zambézia, entre dois distritos Pebane (60% da área do PNAG) e Gilé (40% da área do PNAG) com uma zona tampão (ZT) de cerca de 1526 km² (Pungulanhe, 2020) (Figura 1), entre as coordenadas 16°50' 57" de latitude Sul e 38°21'10" de longitude Este (Fusari et al., 2010). Tem como limites a Norte o rio Naivocone, a Oeste os rios Lice e Melela, a Este o rio Molócuè e a sul os rios Muipige e Enrorué (Diploma Legislativo N.º. 1996 I Série, Número 30, 1996; Fusari et al., 2010). A zona tampão do PNAG tem uma coutada, denominada Coutada Oficial de Mulela, destinada à actividade de caça desportiva (Decreto n.º 43/2013 de 23 de Agosto, 2013).

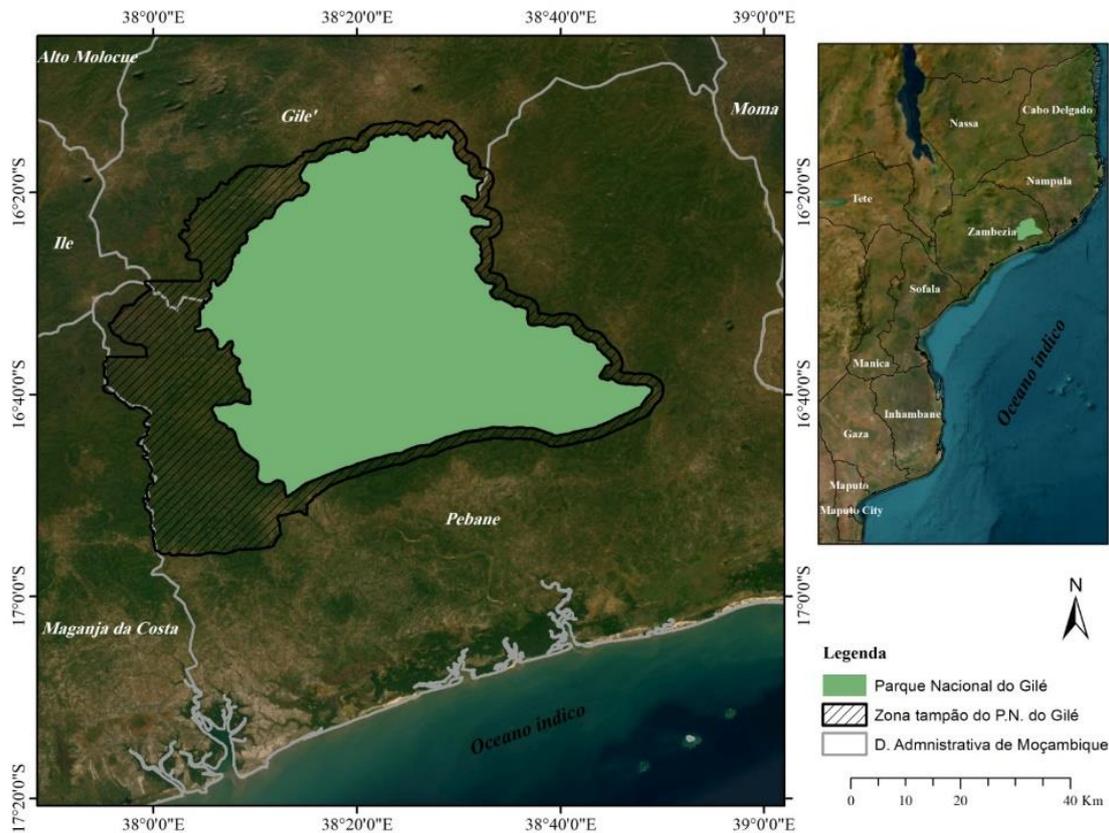


Figura 1- Localização geográfica do Parque Nacional do Gilé, Fonte: (Autora, 2023).

5.3. Clima

A área de estudo está 100-200 m acima do nível do mar e encontra-se dentro da zona climática tropical de chuvas de verão com um período húmido distinto entre Novembro e Abril e um período seco nos outros 6 meses (Maio-Outubro). O período chuvoso intenso é bem definido entre os meses de Novembro e Abril, alternado com um período seco entre os meses de Maio e Outubro (Fusari et al., 2010). A precipitação anual é de cerca de 800-1000 mm. A temperatura média máxima é de 35,7° C, no início da estação chuvosa, e a mínima é de 13,5° C durante a estação seca. A evapotranspiração potencial chega a atingir entre 1.000 e 1.400mm (MAEa, 2005; DNAC, 2010).

5.4. Geologia e Solos

A geologia da área inclui duas séries pré-cambrianas altamente metamorfoseadas e deformadas, localmente invadidas por intrusões de granito e diques de pedras básicas (Fusari et al., 2010). A primeira série (Greises Regional) representa a mais antiga e é associada com a magnetite branca, amarelada ou verde, contendo quartzito. A segunda série (meta-sedimentaria) é composta principalmente de quistos que contém paragresis, arenitos e quartzito (Dutton et al., 1973).

Dois tipos de solos diferentes são observados na área do PNAG e na ZT: 1) terra arenosa clara e 2) terra argilosa vermelha cuja distribuições são bastante irregulares (INIA, 1994). Ambos os solos têm um baixo grão de fertilidade, sendo também bastante susceptíveis à erosão pluvial, mantendo dificilmente elevados níveis de nutrientes e sais minerais (Fusari et al., 2010; DNAC, 2010).

5.5. Vegetação

A vegetação do PNAG e da sua ZT se enquadram no Centro Regional de Endemismo Zambéziaco (Zambeziian Regional Centre of Endemism/ZRCE), mas muito perto dos limites orientais do Mosaico Regional de Zanzibar-Inhambane (Zanzibar-Inhambane Regional Mosaic/ZIRM) (White, 1984). De acordo com a classificação da vegetação de Moçambique proposta por Wild e Barbosa (1967), a floresta de miombo do PNAG e da sua ZT corresponde à Unidade 24, definida como “Miombo decíduo de baixa altitude”. Este tipo de vegetação encontra-se em altitudes incluídas entre 100m e 200m, com precipitações anuais entre 800-1000 mm e geralmente as espécies dominantes são *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Pterocarpus angolensis*, com comunidades de ‘*Acacia-Combretum*’.

A floresta decídua densa ocupa cerca de 90% da área do PNAG e ZT, seguida pela floresta decídua aberta, ambas possuem uma composição específica semelhante mas se diferenciam em termos de densidade da copa das árvores. a floresta ribeirinha, pradaria arbórea, rochas e áreas agrícolas são outras formas de cobertura da terra (figura 3) (CEAGRE, 2017).

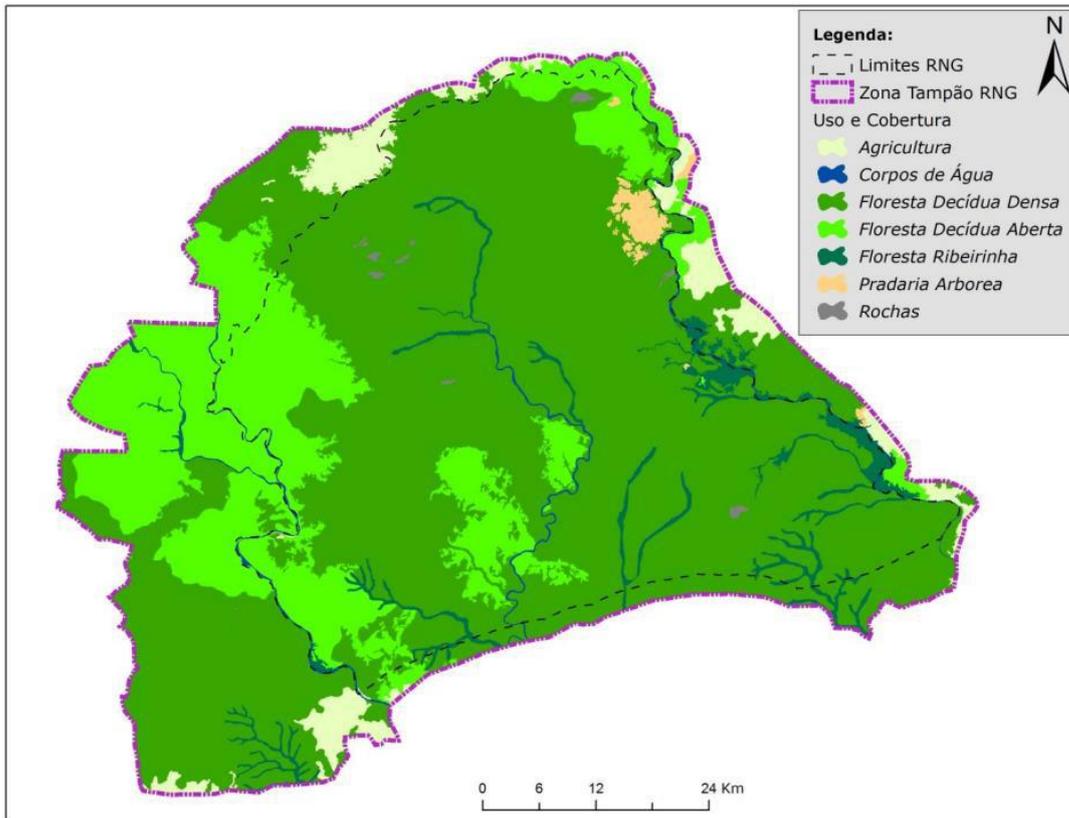


Figura 2- Mapa de uso e cobertura da terra do PNAG e zona tampão. Fonte: (CEAGRE, 2017).

5.6. Fauna

Os dados da contagem aérea realizado em 2016 pela (CEAGRE, 2017) registaram 12 espécies de mamíferos de médio e grande porte, onde as espécies mais abundantes foram o cabrito cinzento (*Sylvicapra grimmia*), a palapala (*Hippotragus niger*), o cudo (*Tragelaphus strepsiceros*), o búfalo (*Syncerus caffer*), o cabrito vermelho (*Cephalophus natalensis*) e a piva (*Kobus ellipsiprymnus*), as quais perfazem 85% do número total de animais estimados (CEAGRE, 2017). Entre 2012 e 2013, 47 búfalos, 15 zebras (*Equus quagga*) e 20 bois-cavalo (*Connochaetes taurinus*) foram reintroduzidos com vista a restaurar o funcionamento do ecossistema da floresta de miombo (Fusari et al., 2010).

O PNAG e sua zona tampão contam com 114 espécies de aves, das quais 41 são passeriformes e 72 não passeriformes. Entre estas espécies, as que apresentam maior interesse para conservação e para o ecoturismo são: a águia pesqueira africana (*Haliaeetus vocifer*), a águia pesqueira (*Pandion haliaetus*), o corvo-marinho africano (*Phalacrocorax africanus*), a garça cinzenta (*Ardea cinerea*), a garça branca grande (*Egretta alba*), a garça branca pequena (*Egretta garzetta*), o papa-ratos africano (*Butorides striatus*), a jacana africana (*Actophilornis africanus*) e o pássaro martelo (*Scopus umbreta*) (Fusari et al., 2010).

O crocodilo do Nilo (*Crocodylus niloticus*), uma das duas espécies que se encontram em África, é comum em todos os maiores rios da PNAG e da sua ZT. Este animal é considerado como um dos mais problemáticos entre o conflito Homem-Fauna bravia para as comunidades locais que vivem na beira dos cursos de água, ataques, por vezes com resultado fatal, são registados cada ano (Fusari et al., 2010).

Existem na área três espécies de tartarugas das quais, a tartaruga belliana (*Kenixis belliana*) (terrestre) e a tartaruga de casca mole *Cycloderma frenatum* e a tartaruga de carapaça serrada (*Pelusios sinuatus*) (aquático). Esta última espécie é de particular interesse para a conservação, sendo ela endémica da África oriental desde o Sul da Tanzânia até o Rio Save em Moçambique (Fusari et al., 2010). O pitão africano (*Python sebae*) é a maior espécie de serpente de toda a Região Afro-tropical e é considerada “Vulnerável” pela IUCN, sendo que é caçada para o consumo e uso da pele para medicamentos tradicionais (Fusari et al., 2010).

Entre os lagartos existem espécies do género *Mabuya*, *Gerrhosaurus*, *Platysaurus*, e *Agama*, todas bastante comuns em Moçambique. A fauna de invertebrados e dos anfíbios é pouco conhecida devido à falta de pesquisas científicas específicas (Fusari et al., 2010).

5.7. Densidade populacional

O PNAG está inserido nos Distritos do Gilé com uma população de 168.962 (densidade de 18,7 habitantes/km²) e Pebane (150.538 habitantes, densidade populacional 15,8/km²). Ambos os distritos apresentam altas taxas de crescimento populacional: Gilé (4,9%) e Pebane (3,3%), que levaram a uma estimativa de 202.668 e 189.883 habitantes em 2010, respectivamente (MAEa, 2005; DNAC, 2010).

O PNAG é o único em Moçambique que não possui população humana a residir no seu interior mas é de referir que o mesmo sofre pressão da população que habita ao redor ou nas proximidades do parque, na qual se destaca actividade agrícola praticada pelas comunidades que causa queimadas, resultando em desmatamento na área (DNAC, 2010).

A maioria das pessoas no sector norte da Província da Zambézia pertence à tribo Lomwe, uma das 20 etnias reconhecidas em Moçambique (Fusari e Carpaneto, 2006). Outros grupos étnicos na área são os Chuabo, o maior grupo dentro da província, e os Macúa, estabelecidos principalmente ao longo da costa. Tanto os Lomwé como os Chuabo são essencialmente católicos; no entanto, devido à forte influência da cultura suaáli, a maioria das pessoas que vivem na costa (tanto Lomwé como Macúa) são muçulmanas (Fusari e Carpaneto, 2006).

5.8. Actividades humanas

As actividades humanas modificaram a paisagem ao redor das aldeias, porque a prática de corte e queima para limpeza do campo e exploração de lenha reduziu visivelmente a vegetação arbórea. A maioria dos agregados familiares de Gilé e Pebane produzem como os principais alimentos básicos: mandioca, milho, arroz, batata-doce, amendoim e feijão. As culturas de rendimento são a castanha de cajú (mais importante), o amendoim, mapira e o girassol. A criação animal, é muito limitada devido a presença de doenças com várias causas, como o caso da mosca tsé-tsé (MAEa, 2005; DNAC, 2010).

5.9. Material do campo

- Aparelho *Global Positioning System* (GPS da marca Garmin);
- Fichas de registo de espécies;
- Livro de apoio de Tainton (1999), *Veld Management in South Africa*
- Quadrículas 1m x 1m;
- Sacos plásticos;
- Fita métrica de 100 m.

5.10. Desenho da amostragem

Para o desenho da amostragem foi usado um mapa que mostra a variação espacial dos solos levando em consideração que o solo é um dos factores ambientais mais comuns relacionados à distribuição de comunidades de espécies de plantas. A colecta de dados foi feita em meados do mês de Junho de 2022 no início da estação seca, antes do início de queimadas que geralmente ocorrem no PNAG nos meses mais quentes e secos do ano (Setembro-Outubro). Outro motivo para a escolha desse período é a fase de floração das gramíneas o que facilita sobremaneira a identificação das espécies. A colecta de dados no campo teve a duração de 15 dias.

A amostragem foi estratificada nos solos castanhos de textura média pedregosos (6 parcelas), solos vermelhos de textura média (11) e solos vermelhos de textura média pedregosos (2), totalizando 19 parcelas (Figura 3). Foram amostrados apenas 3 dos 4 tipos de solo que ocorrem no parque.

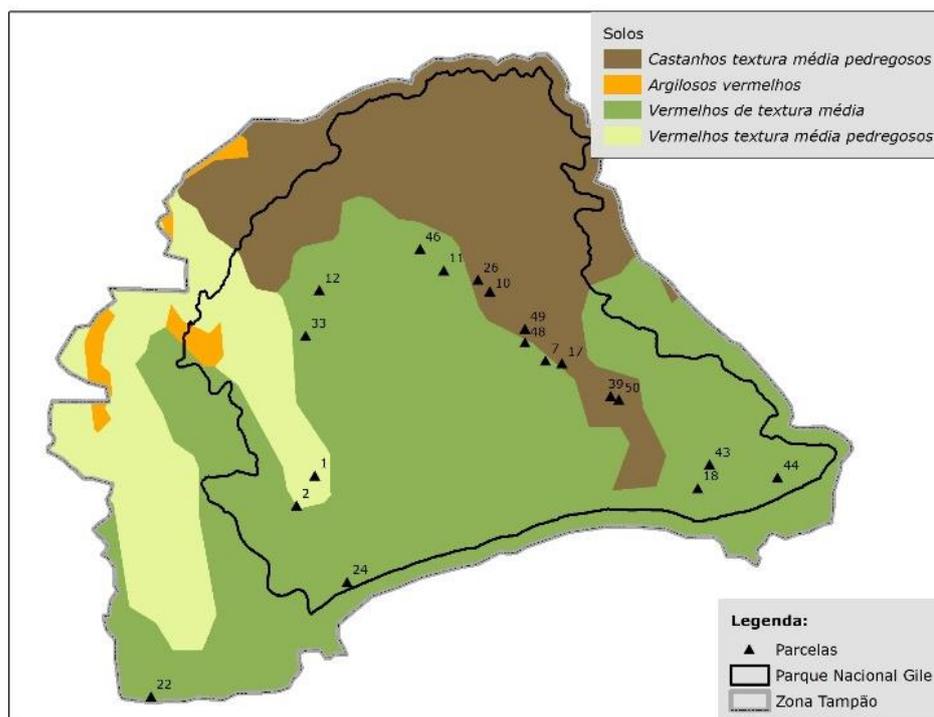


Figura 3- Mapa de localização dos pontos de amostragem. Fonte: (INIA, 1993).

Em cada estrato foram selecionados pontos de amostragem de forma aleatória usando o software de análises geoespaciais ArcMap. Apartir da delimitação das vias de acesso, gerou-se um buffer no raio de 3km para permitir que a distância da estrada até aos pontos

de amostragem fosse menor e menos tempo a percorrer a pé. Os pontos das parcelas foram localizados usando GPS e no local dos pontos foram estabelecidas parcelas de 100m x 100m para o levantamento de dados da composição botânica.

Nos quatro cantos e no centro de cada parcela de 100m x 100m foi colocada uma quadrícula de 1m x 1m e foi usado o método de relevê (Braun-Blanquet, 1979) para estimar a cobertura das espécies de gramíneas, número de indivíduos por espécie e caracterizar a abundância das espécies (Figura 3).

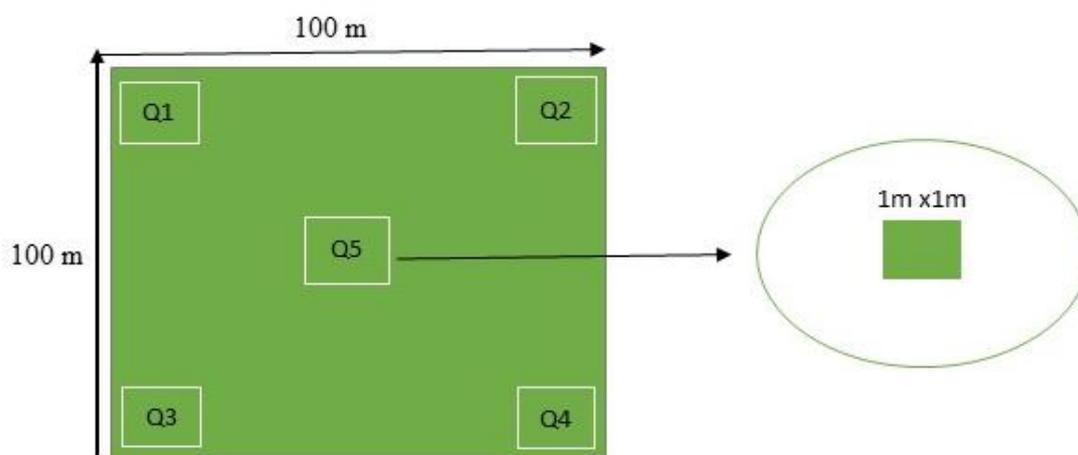


Figura 4- O esquema representa as parcelas e o desenho de marcação das cinco quadrículas para a recolha dos dados nos 4 cantos e no centro das parcelas.

5.11. Recolha de dados

5.11.1. Composição botânica

Os dados da composição de espécies foram colectados em cada parcela e foram percorridos dois transectos perpendiculares em forma de L como ilustra o esquema acima das parcelas e desenho das quadrículas (Figura 4). Ao longo do transecto em cada 2m foi identificada e registada a espécie de gramínea que estava mais próxima dos 2m da fita métrica totalizando 100 leituras. O método *step point* foi usado para determinar a espécie de gramínea mais próxima a ser identificada. Assim, foram amostrados 100 pontos por parcela, o que é considerado um tamanho de amostra mínimo suficiente para propósitos de avaliação da condição da pastagem (Everson & Clarke, 1990). Em cada quadrícula de 1m x 1m foram contabilizadas o número de indivíduos por espécie e estimada a % de cobertura relativa de cada espécie usando o método de relevê.

A maior parte das identificações das espécies foram feitas no campo. As espécies identificadas no campo foram imediatamente registadas nas fichas de registo de espécies de gramíneas enquanto que para as espécies cuja a identificação foi difícil no campo foi feita a colheita de exemplares para a sua posterior identificação no Herbário da Universidade Eduardo Mondlane, Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências. Foram igualmente registadas outras espécies de gramíneas encontradas fora das parcelas para completar a descrição da composição botânica (ANEXO 1).

5.12. Análise de dados

5.12.1. Determinar a composição botânica e a cobertura relativa

Os dados colectados no campo foram introduzidos no software Microsoft Excel, depois de sua organização, determinou-se frequência absoluta e relativa das espécies encontradas nas 19 parcelas com base nas fórmulas abaixo indicadas:

$$FA_i = \frac{n_i}{N} \times 100$$

FA_i = é o número de repetições de i-ésimas espécies de gramíneas que ocorrem na parcela.

n_i = número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre;

N = número total de unidades amostrais.

$$FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^p FA_i} \right) \times 100$$

Onde:

FR_i = é a frequência relativa de uma variável i;

FA_i = é a número de vezes que ocorre essa variável (frequência absoluta);

$\sum FA_i$ = Somatório das frequências absoluta.

Constância (C) – % entre o número de amostras (p) que contém a espécie estudada e o número total de amostragens efectuadas (P).

$C = p/P \times 100$	(De Almeida, 1978)
----------------------	--------------------

Em função do C podemos distinguir as seguintes categorias:

Espécies constantes - presentes em mais de 50% nas parcelas;

Espécies acessórias - presentes em mais de 25 - 50% nas parcelas;

Espécies acidentais - presentes em menos de 25% nas parcelas.

A estimativa da riqueza de espécies é baseada na frequência observada de espécies raras na comunidade (Heltshe & Forrester, 1983). A estimativa jackknife do número de espécies que ocorrem em cada da comunidade foi calculada por parcela de acordo com o seguinte equação em limites de confiança de 95% :

$$\hat{S} = s + \frac{(n-1)k}{n}$$

Onde: \hat{S} = estimativa de jackknife da riqueza de espécies;

s = número total observado de espécies em n parcelas;

n = número total de amostras;

k = número de espécies únicas.

Para estimar a cobertura relativa de espécies de gramíneas foi usado o método de relevê, o qual é indicado para caracterizar a vegetação em termos de grau de cobertura e abundância de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1979) representadas na Tabela 3 e 4.

Tabela 3 - Escalas usadas para estimar abundância das espécies de gramíneas. Fonte: (Braun-Blanquet, 1979).

N. Ordem	Categoria	Amplitude (Número de indivíduos)
1	Raro	1 – 5
2	Pouco comum	5 – 14
3	Comum	14 – 29
4	Abundante	30 – 99
5	Muito abundante	+ 100

Tabela 4 – Percentagem (%) de cobertura das gramíneas. Fonte: (Braun-Blanquet, 1979).

N. Ordem	Amplitude
1	0 – 5%
2	6 – 25%
3	26 – 50%
4	51 – 75%
5	76 – 100%

5.12.2. Determinar a variação espacial da diversidade das espécies e condição ecológica

Para determinar a composição botânica foi calculado o índice de Shannon Wiener de diversidade de espécies usando o *Software Ecological Methodology 7.4*, com base nos dados no número de indivíduos de gramíneas identificadas e registradas nas quadrículas conforme descrito por Krebs (1999) através da seguinte fórmula:

$$H' = \frac{\left[N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i) \right]}{N}$$

Onde:

N = número total de indivíduos amostrados;

ni = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

S = número de espécies amostradas;

ln = logaritmo natural;

Para determinar a condição ecológica da pastagem as espécies de gramíneas foram classificadas segundo o seu grupo funcional ecológico em: espécies decrescentes (a sua abundância reduz em casos de sobrepastoreio), espécies crescentes I (a sua abundância aumenta em casos de sub-pastoreio), espécies crescentes II (aumentam em abundância em casos de sobre-pastoreio) e espécies invasivas (Tainton, 1999). Cada grupo ecológico representa um valor de índice ecológico: decrescente = 10; crescente IIa = 7; crescente

I**b** = 4 e crescente I**c** = 1 (Tainton, 1999). A condição ecológica (CE) geral foi calculada com a soma da frequência das espécies em cada grupo ecológico e, a seguir, multiplicando o total pelo correspondente valor de índice ecológico de cada grupo. O resultado da multiplicação em cada grupo ecológico foi adicionado para obter o valor da CE que é classificada em três faixas: (<400 = fraca; 400-599 = moderado; ≥600 = bom (Tainton, 1999).

A seguir foi realizada a análise da variação espacial do índice de diversidade de Shannon Wiener e da condição ecológica no programa de geoprocessamento espacial ArcMap. Para o efeito, as coordenadas das parcelas foram organizadas no excel os valores do índice de diversidade e da condição ecológica de cada parcela foram adicionados à tabela de atributos das parcelas e introduzidas no ArcMap e foi feita a correção de projecção para o sistema de coordenadas UTM (World Geodetic System- WGS 1984, 36 S). Através da ferramenta Interpolação de distância ponderada inversa (IDW) do ArcMap foram gerados mapas em formato raster com os valores mínimos e máximos do índice de diversidade e da condição ecológica para a área do PNAG.

5.12.3. Relacionar a diversidade de espécies e a condição ecológica

Para saber se existe uma relação entre a diversidade de espécies (índice de Shannon Wiener) e a condição ecológica foi feita uma análise do coeficiente de correlação de Pearson (*r*) com o *software* RStudio versão 4.2.2.

A fórmula do coeficiente de correlação de Pearson é:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum (x_i - \bar{x})^2)(\sum (y_i - \bar{y})^2)}}$$

Sejam x_i e y_i os valores das variáveis x (diversidade de espécies) e y (condição ecológica). \bar{x} e \bar{y} são respectivamente as médias dos valores x_i e y_i .

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Composição botânica e cobertura relativa

Foram identificadas 26 plantas herbáceas na área de estudo das quais 25 (96%) pertencentes à família Poaceae e 1 (4%) à família Cyperaceae. As espécies *Themeda trianda* (28,13%), *Digitaria eriantha* (18,79%), *Panicum maximum* (12,14%) e *Setaria sp* (12%) foram as mais frequentes (Tabela 5).

Tabela 5- Frequência absoluta (FA), frequência relativa (%), grupo ecológico, estágio sucessional e ciclo de vida.

Espécies	FA	Fr (%)	Grupo ecológico	Estágio sucessional	Ciclo de vida
<i>Andropogon appendiculatus</i>	31	2,02	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Andropogon gyanus</i>	29	1,89	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Aristida sp</i>	9	0,58	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Brachiaria briazantha</i>	25	1,63	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Ciperáceas</i>	5	0,32	Invasora	-	Perene
<i>Digitaria eriantha</i>	288	18,79	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Diheteropogon amplexans</i>	41	2,67	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Eragrostis ciliaris</i>	1	0,06	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Anual
<i>Eragrostis rotifer</i>	8	0,52	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Eragrostis suporba</i>	1	0,06	Crescente IIb	Pioneiras	Perene
<i>Heteropogon contortus</i>	33	2,15	Crescente IIb	Pioneiras	Perene
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	3	0,19	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Hyparrhenia hirta</i>	12	0,78	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Hyperthelia dissoluta</i>	46	3	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene

<i>Loudetia simplex</i>	51	3,32	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Panicum deustum</i>	5	0,32	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Panicum sp</i>	31	2,02	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Panicum maximum</i>	186	12,14	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	6	0,39	Crescente IIc	Pioneiras	Anual
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	11	0,71	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Setaria sp</i>	183	11,94	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Sorgo bicolor</i>	3	0,19	Crescente IIa	Pioneiras	Perene
<i>Sporobolus sp</i>	5	0,32	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Themeda trianda</i>	431	28,13	Decrescente	Clímax	Perene
<i>Trachypogon spicatus</i>	87	5,67	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene
<i>Urelytrum agropyroides</i>	1	0,06	Crescente I	Sub clímax ou clímax	Perene

As espécies *Themeda trianda*, *Digitaria eriantha*, *Panicum maximum*, *Setaria sp* foram classificadas como espécies constantes (presentes em mais de 50% nas parcelas). As espécies raras (presentes em menos de 25% nas parcelas) foram *Eragrostis ciliaris*, *Eragrostis suporba*, *Hyparrhenia filipendula*, *Sorgo bicolor*, *Sporobolus sp*, *Urelytrum agropyroides*.

As espécies decrescentes dominaram em termos de frequência em todas as parcelas estudadas. Tilman et al. (1997) descrevem que os grupos funcionais podem ser um determinante mais forte dos processos ecossistêmicos do que a diversidade de espécies. O aumento da diversidade do grupo funcional está correlacionado com o aumento da estabilidade e produtividade por meio da diferenciação de nicho e aquisição de recursos (Tilman et al., 1997) e, diminui o risco de invasão por espécies indesejadas (Pokorny et al., 2004).

As gramíneas perenes foram mais dominantes (99%) em comparação com as anuais com (1%) (Tabela 5). Os resultados do estudo corroboram com os de Matshawule (2020) que encontrou 100% de espécies perenes no seu estudo sobre composição de espécies e a produção de biomassa de plantas herbáceas em duas pastagens na África do sul. A frequência de ocorrência de *Themeda triandra* foi maior nas pastagens e explica que esta espécie é mais comum e ocorre em pastagens não perturbadas com uma quantidade ideal de precipitação.

Nyakunga (2016) no seu estudo sobre a estrutura, composição e diversidade das gramíneas em resposta ao fogo e herbivoria na Tanzânia descreveu que 54% da comunidade vegetal foi dominado por espécies perenes e que a *Themeda triandra* apresentou frequência superior a 50%. Amaha (2006) sugere que a maior composição de gramíneas perenes pode indicar que a camada herbácea está em boas condições e pode implicar área de potencial produtividade da pastagem.

A cobertura média de gramíneas é de 81,59%. Os resultados do presente estudo podem ter sido influenciados pela recolha de dados que ocorreu durante o período chuvoso e no início da estação seca antes das queimadas, o cenário encontrado no PNAG foi de muita camada herbácea com alta cobertura e não queimada.

Tabela 6 - Média, valores máximo e mínimo e desvio padrão da cobertura graminosa do PNAG.

Cobertura do solo graminosa (%)	
N	19
Média	81,59
SD	25,73
Cobertura mínima	43
Cobertura máxima	99,3

Os resultados deste estudo corroboram com os de D’Onofrio (2019) no seu estudo sobre as respostas de gramíneas à precipitação na África Subsariana em que documentou que quando a precipitação aumenta, a produção vegetal aumenta, assim como a matéria orgânica do solo. Este autor relatou que a variação sazonal da precipitação tem um papel importante na determinação da cobertura e predominância relativa de gramíneas na África

Subsariana. Matshawule (2020) descreve que a mudança na composição das espécies é determinada mais pela chuva do que pela pressão do pasto. No verão há mais chuvas que promovem altura, diâmetro e cobertura basal das espécies de gramíneas. Bell (1970) descreve que quando as chuvas são suficientes há maior disponibilidade de nutrientes para o crescimento das plantas e a produtividade aumenta, a cobertura do pasto também aumenta e torna-se mais abundante para os herbívoros.

Contudo, no início da estação seca há reduções rápidas na cobertura vegetal e qualidade da forragem das gramíneas, uma vez que estas entram em senescência e também são consumidas pelos herbívoros apascentadores (Ryan et al., 2016). A seca reduz a disponibilidade de água no solo, a respiração das raízes e a actividade microbiana e, em seguida, diminui a respiração do solo e inibe o crescimento das plantas (Ru et al., 2018). Segundo Angasa & Oba (2010) a produção de biomassa durante a estação seca é menor do que durante a estação chuvosa. Por outro lado, a época de não queimadas e a fraca herbivoria no PNAG podem ter influenciado um ambiente de alta cobertura gramínea.

Das 26 plantas herbáceas, 10 espécies de gramíneas foram classificadas com estágio sucessional clímax (Tabela 5). De acordo com a teoria sucesional de Clements (1916) as espécies clímax estão mais capacitadas em suportar baixos níveis de recursos que as espécies pioneiras.

6.2. Variação espacial da diversidade de espécies e condição ecológica das pastagens

A diversidade média de Shannon-Wiener (H) foi de 3.28 (Tabela 7), demonstrando que existe alta diversidade de espécies no PNAG. Segundo Krebs (1978) e Margalef (1983) os valores do índice de Shannon-Wiener variam de 1,5 a 3,5 e quanto mais próximo de 3,5 for o valor encontrado mais alta é a diversidade e quanto mais próximo de 1,5 o valor encontrado menor é a diversidade. O H depende do número de seus componentes, no caso, de espécies (riqueza), e da proporção de cada espécie nesse conjunto (uniformidade) (Margalef, 1983).

Os resultados são semelhantes com os de Kamau (2004) no seu estudo sobre a diversidade da gramíneas forrageiras no ecossistema da pastagem no Kenya encontrou 3,8 a diversidade de Shannon-Wiener (H) no final da época chuvosa. Para o mesmo autor, a sazonalidade da precipitação pode ser mais importante que o seu volume na determinação de variações na riqueza da flora herbácea.

Tabela 7- Índice de Shannon-Wiener, índice da condição ecológica (ICE) e riqueza de espécies nas áreas de pastagens do PNAG.

Nr Parcela	ICE	Diversidade (H)	Riqueza (Ŝ)
1	571	2,84	9
2	819	3,66	7
44	830	3,12	12
12	811	3,79	12
22	669	3,07	12
46	874	3,08	7
50	679	3,26	11
39	895	3,49	11
17	760	3,29	5
7	627	3,12	5
48	900	3,31	6
49	638	3,52	7
10	735	3,87	12
11	804	2,46	6
26	628	2,90	7
24	855	3,04	9
43	909	3,78	12
18	898	3,15	7
33	687	3,53	7
Média	767,84	3,28	8,26
SD	107,44	0,354	2,40

Os resultados obtidos mostram que a parcela 1 teve o menor ICE (571) e a parcela 43 foi a que apresentou o maior valor do ICE (909). A parcela 11 teve a menor diversidade, correspondente a 2,46; a maior diversidade foi verificada na parcela 10. Por outro lado, foi verificada que as parcelas 43, 44, 12, 22 e 10 registaram a maior riqueza de espécies (12). A menor riqueza de espécies (5) foi verificada nas parcelas 7 e 17. Os resultados mostram que há parcelas com alto ICE e baixa riqueza (parcela 48) e parcelas com alto

ICE e alta riqueza (parcela 43). Por outro lado, há parcelas com baixo ICE e alta riqueza (parcela 22). A razão para estes resultados podem estar associado ao número de espécies decrescentes encontradas nas parcelas. Há parcelas que tem alto ICE e alta riqueza, isto indica que há muitas espécies na parcela mas na sua maioria são decrescentes, por outro lado, há parcelas com alto ICE a baixa riqueza, isso indica que há poucas espécies na parcela mas estas são na sua maioria decrescentes. As espécies decrescentes contribuíram com as mudanças no ICE, a mais dominante foi *Themeda triandra*, seguido de *Digitaria eriantha*, *Panicum maximum*, *Setaria sp.*

Os resultados do estudo assemelham-se com os de Ngwenya (2012) que avaliou a condição da pastagem e a riqueza de espécies de plantas herbáceas em KwaZulu-Natal e verificou que as parcelas em boas condições ecológicas tiveram o maior índice de diversidade de Shannon-Wiener; as parcelas com baixas condições ecológicas tiveram menor diversidade. No seu estudo a parcela 3 teve a menor riqueza de espécies (7 espécies) e era dominada por perenes, mas também tinha a menor de condição da pastagem (18%). As parcelas com boa condição ecológica foram dominadas pelas espécies de gramíneas decrescentess, a *Themeda triandra* com uma frequência relativa de 85%.

As diferenças observadas entre as parcelas podem ser explicadas pela diferença dos grupos funcionais em cada parcela e as propriedades do solo. Buckland *et al.* (2005) sustentam que a diferença na biodiversidade numa área pode ser devido a mudanças reais ou simplesmente refletir no facto de que as espécies eram mais detectáveis em alguns pontos do que noutros ou devido ao esforço variável do observador, época do ano, habitat, onde a florescência e a sucessão pode afectar a facilidade com que as espécies podem ser detectadas. O tipo do solo, a topografia do terreno exercem uma forte influência sobre os padrões de distribuição, crescimento e abundância das espécies de gramíneas nas pastagens através da regulação da humidade (Archer *et al.*,2004).

A razão para alta diversidade de espécies (3.28) pode esta associada à baixa densidade de herbívoros no PNAG (CEAGRE, 2017). Resultados de Mligo (2006) no seu estudo sobre os efeitos do pastoreio na composição e diversidade das pastagens semiáridas na Tanzânia, mostraram maior diversidade de espécies em áreas sob menor pressão de pastoreio que em áreas com elevada densidade de animais em pastoreio.

O pastoreio de baixa intensidade gera mudanças na heterogeneidade ambiental e cria múltiplos padrões de perturbação em várias escalas espaciais, resultando em alta diversidade de habitat (Jacobs & Naiman, 2008). Oba et al. (2001) descreve que a riqueza de espécies pode aumentar ou diminuir dependendo da intensidade do pastoreio e da quantidade de biomassa. Em baixa e alta pressão de pastoreio, a riqueza vegetal é baixa, em pressão intermediária há máxima diversidade de espécies. Este resultado é sustentado pela clássica Hipótese do Distúrbio Intermediário de Connell (1978), que formulou a ideia de que a riqueza de espécies nas comunidades é maximizada em níveis moderados de distúrbio.

Em termos de distribuição espacial, a maior área do PNAG possui em média um alto índice de diversidade de espécies (3,28) como ilustra o mapa abaixo (figura 5). As parcelas que tem maior diversidade 43, 10, 12 são as áreas onde a riqueza de espécies é maior (tabela 7). A distribuição dos nutrientes do solo na área do estudo pode ser um dos motivos da distribuição espacial das espécies. Macassa (2023) descreve que as pastagens do PNAG são muito pobres em minerais o que influencia na disponibilidade de um pasto de alta qualidade nutricional, e como consequência, os herbívoros podem concentrar-se em certas áreas do parque onde há maior disponibilidade de pastos de qualidade.

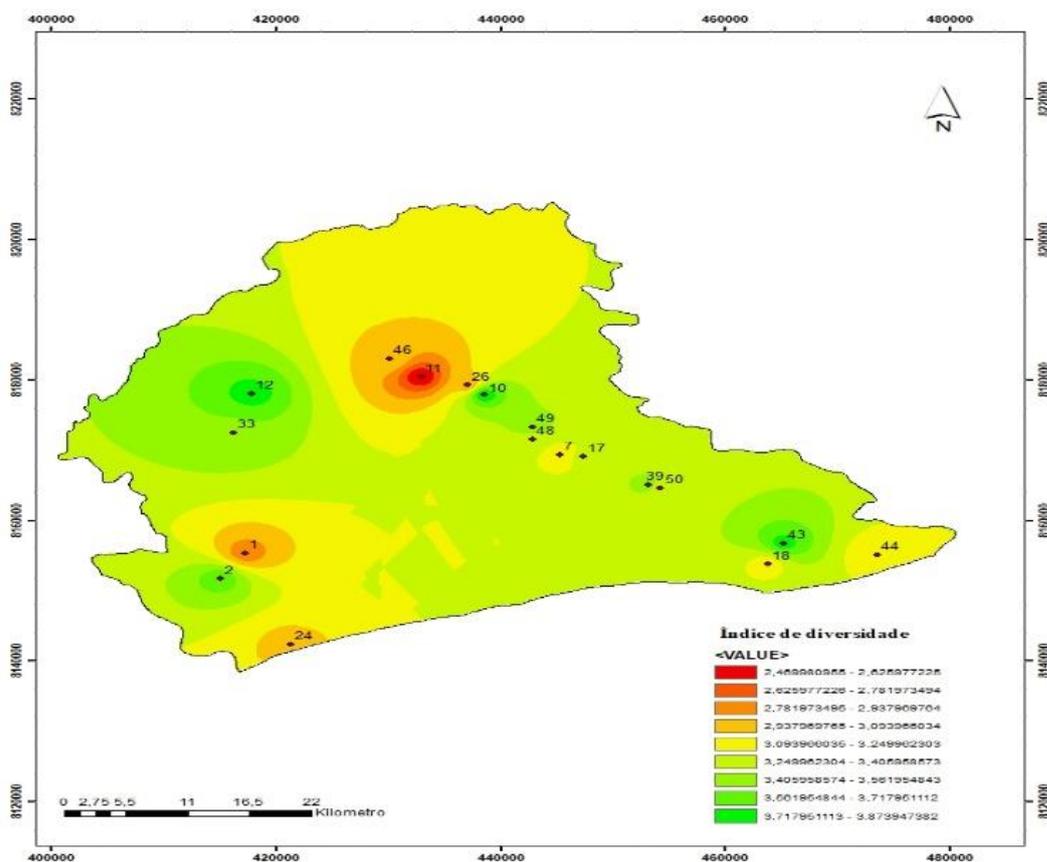


Figura 5- Distribuição espacial da diversidade de espécies no PNAG. A cor vermelha representa a área com menor diversidade e a cor verde a área com maior diversidade de espécies gramíneas.

Supõe-se que a pressão dos herbívoros seja um dos principais factores que pode explicar a distribuição espacial das espécies herbáceas no PNAG. Barker et al. (2006) descreve que através do consumo de biomassa e pisoteio os herbívoros podem alterar os padrões espaciais de riqueza de espécies.

O índice da condição ecológica (ICE) no PNAG teve uma média de 767.84 (Tabela 7), este resultado indica uma boa condição ecológica do pasto (Tainton, 1999). Resultados semelhantes foram encontrados por Beyene et al. (2008) que obteve 714,5 a média na avaliação do ICE nas pastagens na Suazilândia sendo que as espécies decrescentes foram as mais abundantes e indicadores do bom estado ecológico das pastagens.

Resultados diferentes foram encontrados por Gomane et al. (2013) no Parque Nacional de Maputo (PNM), num estudo sobre a determinação da capacidade de carga na antiga designada Reserva Especial de Maputo (REM) verificou-se que nas pastagens higrófilas as espécies crescente 2 (46%) e crescente 1 (33,4%) foram as mais dominantes. As

espécies decrescentes apresentaram 10.90%. O ICE condição de pastagem nesta vegetação foi de 52.7, considerado um índice razoável para o pasto. Por outro lado, as pastagens arborizadas apresentaram maior parte das espécies crescente 1 e 2 com 54.86% e 21.14% respectivamente. As espécies decrescentes apresentaram 19.29%, esta percentagem influenciou para um bom índice de condição de pastagem que foi de 66.6%. Ainda de acordo com os resultados, a maioria das espécies de gramíneas encontradas na floresta aberta foram decrescentes (56%), o que influenciou num alto ICE (84.4), considerada excelente para o pasto. De acordo com van Oudtshoorn (2002), a maior percentagem das espécies decrescentes que são considerados palatáveis neste tipo de vegetação é devido a presença de sombras.

Foran et al. (1978) numa avaliação da condição da pastagem em Natal (RSA) descreveram que boas pastagens são dominadas por espécies decrescentes, sendo a *Themeda triandra* a espécie dominante. De Wet (2015) acrescenta que a *Themeda triandra* é a espécie decrescente conhecida por crescer em diferentes condições ambientais, o que foi verificado nos resultados do presente estudo.

A distribuição espacial da condição ecológica no PNAG é heterogênea, como ilustra o mapa abaixo (figura 6). As áreas que tiveram maior ICE foram as parcelas com maior número de espécies decrescentes (ANEXO 1).

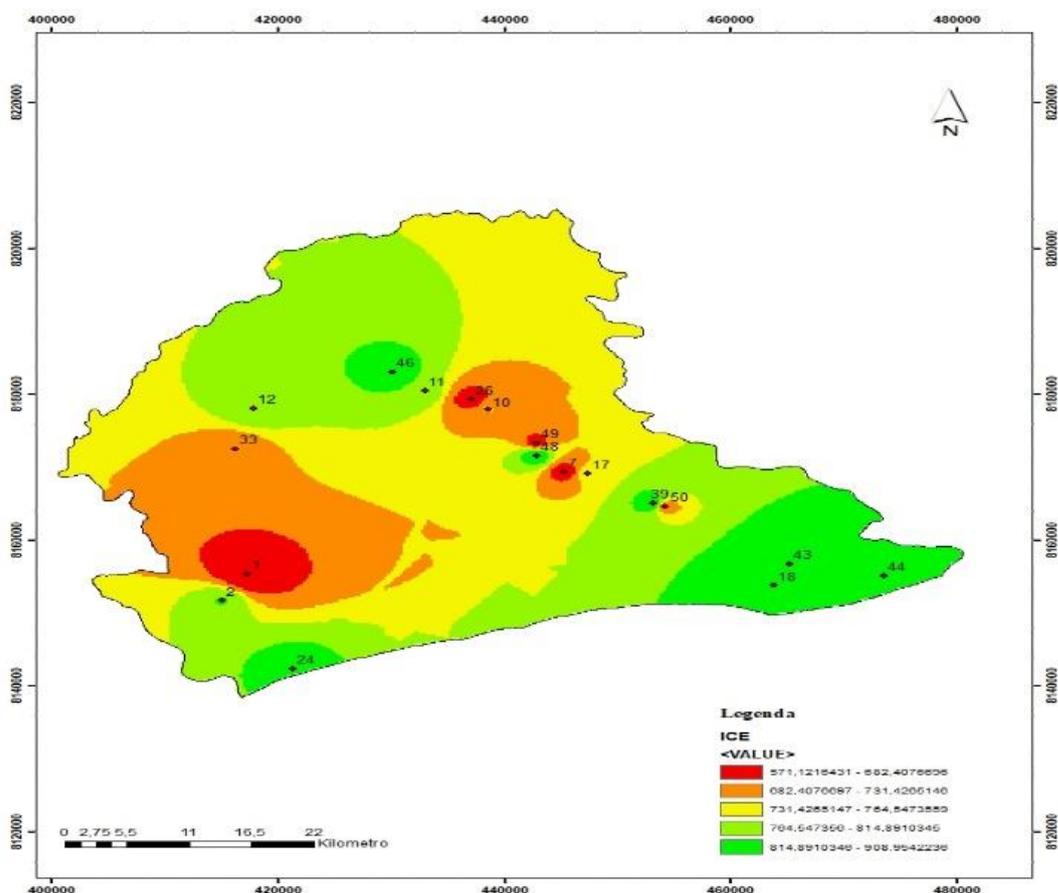


Figura 6- Distribuição espacial da ICE no PNAG. A cor vermelha escura representa a área com condição ecológica moderada e a cor verde mais escuro representa a área com boa condição ecológica.

De acordo com Trollope et al. (2014) & O'Connor (2015) em termos de condição de pasto, o grupo funcional é particularmente valioso, especialmente gramíneas perenes palatáveis consideradas com boa concentração de nutrientes essenciais para a qualidade do pasto no ecossistemas de pastagens. Guretzky et al. (2005) & van Wilgen (2014) acrescentam que a produtividade das pastagens depende em parte de sua diversidade de espécies e composição funcional. Madolo & Lewu (2022) descrevem que a composição de espécies e a cobertura basal são alguns dos factores que determina a condição da pastagem.

A distribuição espacial da condição ecológica pode ser explicada pela heterogeneidade ambiental. Daleo et al. (2023) no seu estudo sobre o efeito da heterogeneidade ambiental e da diversidade de plantas na variabilidade espacial da biomassa das pastagens descreveram que o aumento da heterogeneidade ambiental espacial enfraqueceu o efeito das comunidades com maior riqueza de espécies de plantas e demonstraram que a

diversidade das comunidades locais pode simultaneamente diminuir e aumentar a variabilidade espacial da produtividade e conseqüentemente pode ter efeitos na variação da condição ecológica do ecossistema de pastagem.

De acordo com Trollope (2004) a condição ecológica do pasto é influenciada pelas principais fontes de variabilidade da vegetação dentre as quais a herbivoria, precipitação, queimadas e a época do ano e também pela fertilidade do solo (Mabunda et al., 2003).

6.3. Relação entre a diversidade e riqueza de espécies com a condição ecológica

O teste de correlação de Pearson mostrou que existe uma correlação positiva fraca entre a diversidade e riqueza de espécies com a condição ecológica da pastagem ($r = 0.29$, $p > 0.05$; $r = 0.03$; $p > 0.05$, respectivamente). A fraca relação confirmada pelo coeficiente de Pearson que está próximo de 0 significa que as variáveis diversidade e riqueza de espécies não influenciam as variações da condição ecológica. Estes resultados concidem com os de Ngwenya (2012) e Bai et al. (2001) que também não encontraram uma relação clara entre a riqueza de espécies herbáceas e a condição da pastagem. Segundo estes autores a diversidade e riqueza de espécies de plantas precisa ser medida separadamente da condição da pastagem.

7. CONCLUSÕES

- As espécies *Themeda trianda* (28,13%), *Digitaria eriantha* (18,79%), *Panicum maximum* (12,14%) e *Setaria sp* (12%) foram as mais frequentes. Todas estas espécies são decrescentes, o que indica um bom estado ecológico das pastagens.
- A cobertura média graminosa foi alta estimada em 81,59%. Os resultados podem ter sido influenciados pela recolha de dados que ocorreu durante o período chuvoso e no início da estação seca antes das queimadas.
- No PNAG, o índice de condição ecológica foi de 767.84, sendo considerada boa para a reintrodução de herbívoros, porque o pasto apresenta na sua maioria espécies decrescentes, portanto, altamente desejáveis, embora, os efeitos do pastoreio a longo prazo devem ser considerados na formulação de futuros planos de gestão.
- A distribuição espacial mostra que existe áreas de pastagens com fraca condição ecológica mas com alta diversidade e riqueza de espécies e vice versa, porém, o presente estudo não encontrou uma relação clara entre a diversidade e riqueza de espécies e a condição de pastagem.

8. RECOMENDAÇÕES

- Os resultados do presente estudo constituem a primeira identificação da composição botânica e condição ecológica das pastagens no PNAG, fornecendo uma linha de base para futuras avaliações nas mesmas posições de parcela. Assim, devem ser feitas monitoria das mudanças ecológicas em intervalos de aproximadamente cinco anos nas mesmas parcelas para determinar a variação espacial e se a diversidade vegetal herbácea aumentou, diminuiu ou permaneceu constante.
- Os ecossistemas naturais têm uma capacidade de carga em termos do número de animais que uma unidade de área pode suportar. Para facilitar a gestão de habitats, recomenda-se que seja feito um estudo sobre a densidade populacional dos herbívoros em paralelo com um estudo para determinar a capacidade de carga ecológica das pastagens para a re-introdução da fauna no PNAG e em outras áreas de conservação do País.
- Recomenda-se a realização de um estudo similar com um maior número de amostras, que inclua os quatro tipos de solo do PNAG para garantir maior representatividade da área do parque.

9. LIMITAÇÕES DO ESTUDO

- As vias de acesso condicionaram a colecta de dados nos pontos de amostragem de difícil acesso e nos solos argilosos vermelhos. Este facto, influenciou o número de parcelas percorridas por dia e na recolha de dados nos quatro tipo de solos do PNAG. A colecta de dados foi heterogénea, realizou-se em 3 dos 4 tipos de solo que ocorrem no parque e, na sua maioria foram colectadas nos solos vermelhos de textura média porque estavam mais acessíveis as vias de acesso.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abate, A. (2008). *Effect of Nitrogen Fertilizer and Harvesting Stage on Yield and Quality of Natural Pasture in Fogera District, North Western Ethiopia*. Thesis requirement for the Degree of Master of Science in Agriculture (Range Ecology and Management). Haramaya University.
- Abule, E., Snyman, H. A., Smit, G. N. (2007). Rangeland evaluation in the middle Awash valley of Ethiopia: II. Woody vegetation. *Journal of Arid Environments*, 70: 272-292. 10.1016/j.jaridenv.2007.01.007.
- Almeida, F. F. (1978). *Ecologia: notas breve*. Universidade de Coimbra. Edição GEP, Lisboa, 88p.
- Al-bukhari, A., Hallett, S., Brewer, T. (2018). A review of potential methods for monitoring rangeland degradation in Libya. *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, 8: 13. DOI: 10.1186/s13570-018-0118-4.
- Alhamad, M. N., & Alrababah, M. A. (2008). Defoliation and competition effects in a productivity gradient for a semiarid Mediterranean annual grassland community. *Basic and Applied Ecology*, 9 (3): 224-232.
- Aguiar, M. R., Paruelo, J. M., Sala, O. E., & Lauenroth, W. K. (1996). Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: an example from the Patagonian Steppe. *Journal Vegetation Science*, 7: 381-390.
- Amaha, K. (2006). *Characterization of rangeland resources and dynamics of the pastoral Production system in the Somali region of Eastern Ethiopia*. A PhD Thesis Presented to the University of the Free State, Bloemfontein, South Africa. 232p.
- Angasa, A., Oba, G. (2010). Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*.74: 111 – 120.
- Archer, S., T. W. Boutton, and C. R. McMurtry. 2004. *Carbon and nitrogen accumulation in a savanna landscape: field and modeling perspectives*. Pages 359 - 373 in M. Shiyomi, H. Kawahata, H. Koizumi, A. Tsuda, and Y. Awaya, editors. Global environmental change in the ocean and on land. Terrapub, Tokyo, Japan.

- Archibald, S., Bond, W., William, S., & Dean, F. (2005). Shaping the landscape: Fire-grazer interactions in an African savanna. *Ecological Applications*, 15: 96-109. 10.1890/03-5210.
- Archibald, S., Lehmann, C. E. R., Gómez-Dans, J. L., & Bradstock, R. A. (2013). Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (16): 6442-6447. doi: 10.1073/pnas.1211466110.
- Bai, Y., Abouguendia, Z., & Redmann, R. E. (2001). Relationship between plant species diversity and grassland condition. *Journal of Range Management*, 54: 177-183.
- Bailey, D.W. (2004). Management strategies for optimal grazing distribution and use of arid rangelands. American Society of Animal Science. *Journal. Animal. Science*. 82: 147-153.
- Backeus, I., Pettersson, B., Stromquist, L., & Ruffod, C. (2006). Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230: 171-178.
- Blair, J., Nippert, J., & Briggs, J. (2014). *Grassland Ecology*. In: Monson, R. (eds) *Ecology and the Environment. The Plant Sciences*. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14
- Bakker, E. S., Ritchie, M. E., Olf, H., Milchunas, D. G., & Knops, J. M. (2006). Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9:780-788. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00925.x>
- Bardgett, R., & Wardle, D. (2003). Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology*, 84: 2258-2268. 10.1890/02-0274.
- Barnes D.L., Rethman N.F.G., Beukes B.H. & Kotze O.D. (1984). Veld composition in relation to grazing capacity. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 1: 16-19.
- Brady, W. W., Stromberg, M. R., Aldon, E. F., Bonham, C. D., & Henry, S. H. (1989). Response of a semidesert grassland to 16 years of rest from grazing. *Journal Range Management*, 42: 284-288.

- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. 3ª edição. Madrid: Aum. Blume. 82p.
- Bell, R. H. V. (1970). *The use of the herb layer by grazing ungulates in the Serengeti*. In: *Animal populations in relation to their food resources*: ed. A. Watson, pp. 111-124. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Beyene, S., Dlamini, B., Dlamini, A., & Mlambo, V. (2008). Current range condition in relation to land management systems in semi-arid savannas of Swaziland. *African Journal of Ecology*, 46: 158 - 167. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2007.00829.x.
- Briske, D. D; Fuhlendorf, S. D; F. E. Smeins, F. E. (2005). State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives Rangeland, *Ecology e Management*, 58 (1).
- Bond, W. J., & Parr, C.L. (2010). Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143: 2395-2404.
- Boletim da República Nº 115. (2020) - I Serie: Decreto n.º44/2020.*
- Boletim da República Nº 68. (2013) - I Serie: Decreto n.º43/2013.*
- Bosch, O. J. H., & Tainton, N. M. (1988). Ecological principles and their application to rangeland management practice in South Africa. In: Tueller, P.T. (eds) *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3085-8_15.
- Bosch, O. J. H., & Kellner, K. (1991). The use of a degradation gradient for the ecological interpretation of condition assessments in the western grassland biome of southern. *Africa Journal of Arid Environments*, 17: 21-29.
- Bosch, O. J. H., & Tainton, N. M. (1988). Ecological principles and their application to rangeland management practice in South Africa. In: Tueller, P.T. (eds) *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3085-8_15.
- Buckland S. T., Magurran A. E, Green R. E., & Fewster R. M. (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indicesPhil. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. <http://doi.org/10.1098/rstb.2004.1589>

Carbutt, C., Tau, M., Stephens, A., & Escott, B. (2011). The conservation status of temperate grasslands in southern Africa. *Grassroots*, 11:17-23.

CEAGRE. (2017). *Relatório da Contagem Aérea de Fauna Bravia na Reserva Nacional do Gilé*. 56. Universidade Eduardo Mondlane. Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais (CEAGRE). Unpublished report to ANAC. MOZBIO project. Maputo.

Cleland, E. E., Collins, S. L., Dickson, T. L., Farrer, E. C., Gross, L. K., Gherardi, L. A., Hallett, L. M., Hobbs, R. J., Hsu, J. S., & Turnbull, L. (2013). Sensitivity of grassland plant community composition to spatial vs. temporal variation in precipitation. *Ecology*, 94: 1687-1696.

Clements, F.E. (1916). *Plant succession an analysis of the development of vegetation*.

Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Succession mechanisms in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111: 1119-1144.

Cook, B., & Pau, S. (2013). A Global Assessment of Long-Term Greening and Browning Trends in Pasture Lands Using the GIMMSLAI3g Dataset. *Remote Sensing*, 5: 2492-2512.

Daleo, P., Alberti, J., & Chaneton, E. J. (2023). Environmental heterogeneity modulates the effect of plant diversity on the spatial variability of grassland biomass. *Nature Communications*, 14: 1809. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37395-y>.

DeBano, L. F., Neary, D. G., & Ffolliott, P. F. (1998). *Fire's Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, Inc. 333 p.

Deikumah, J. P., Mcalpine, C. A., & Maron, M. (2014). Biogeographical and Taxonomic Biases in Tropical Forest Fragmentation Research. *Conservation Biology*, (28) 6:1522-1531.

Dekker, D. A., & Oosthuizen, H. (1988). *Veld condition assessment manual*. Stutterheim Eastern Cape Region, South Africa: Department of Agriculture. 36 p.

De Wet, F. (2015). *Veld Condition Assessment and Management Bezuidenhoutshoek Nature Reserve*. 46p.

Díaz, S., & Cabido, M. (1997) Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal Vegetation Science*, 8: 463-474. doi:10.2307/3237198.

Diploma Legislativo N.º 1996 I Série, Número 30. (1996).

Doglas, A. K. (2004). *Climatic determinants of global patterns of biodiversity*. In: Moyle & D. Kelt (Eds.), *Essays of wildlife*.

Dutton, T. P., Dutton, E. A. R., & Balsinhas, A. (1973). *Preliminary ecological reconnaissance of the “Reserva Especial do Gilé” and the adjoining “Regime de Vigilância”, District of Zambézia. Report for the “Serviço de Veterinária de Moçambique”*, Maputo.

Du Toit, P.C.V. (1995). The grazing index method of range condition assessment. *African Journal of Range & Forage Science*, 12 (2): 61-67, DOI: 10.1080/10220119.1995.9647865

DNAC. 2010. *Plano de Maneio Reserva Nacional do Gilé 2012-2021*. Ministério do Turismo. Moçambique.

Dyksterhuis, E. J. (1949). Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*, 2(3), 104-115.

Faria, T. (1999). *Pastos naturais*. Apontamentos. Maputo 26pp.

Foran, B. D., Tainton, N. M., & Booysen, P. de V. (1978). The development of a method for assessing the condition of the savannah into three types of savannah in Natal. *Proceedings of the Grassland Society of Southern Africa*, 15: 37-42. DOI:10.1080/00725560.1978.9648829 .

Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2004). Application of the fire–grazing interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass prairie. *Journal of Applied Ecology*, 41: 604-614. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00937.x>.

Fusari, A., Lamarque, F., Chardonnet, P., & Boulet, H. (2010). *Reserva Nacional do Gilé: Plano de Maneio 2012 - 2021*. 1-143.

Fusari, A., & Carpaneto, G. M. (2006). Subsistence hunting and conservation issues in the game reserve of Gile, Mozambique. *Biodiversity & Conservation*, 15: 2477-2495.

Gayton, D. (2003). British Columbia grasslands: Monitoring vegetation change. FORREX–Forest Research Extension Partnership, Kamloops, B.C. FORREX Series No.

7. *Grassland Conservation Council of British Columbia*.
http://www.forrex.org/forrex_series/forrex-series-7.

Gibson, D., & Newman, J. (Eds.). (2019). *Grasslands and Climate Change (Ecological Reviews)*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/978110816394.

Gomane, A., Sevene, A., Ubisse, A., Pagule, C., Langa, E., Tchaúque, F., Nhamussa, R., Buramuge, V. (2013). *Determinação da Capacidade de Carga na Reserva Especial de Maputo (REM)*. Curso de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade, Universidade Eduardo Mondlane, 72p.

Guretzky, J. A., Moore, K. J., Brummer, E. C., & Burras, C. L. (2005). "Species Diversity and Functional Composition of Pastures that Vary in Landscape Position and Grazing Management". *Agronomy & Horticulture - Faculty Publications*. 542. <https://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/542>.

Hardy, M. B., & Hurt, C. R. (1989). An assessment of Highland savanna condition assessment techniques Sourveld. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa*, 6: 51-58.

Heard, C. A. H., Tainton, N. M., Clayton, J., & Hardy, M. B. (1986). A comparison of five methods for assessing condition of the savannah in Natal Midlands. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa*, 3: 70-76.

Holechek, J. L., Gomes, H., Molinar, F., Galt, D., & Valdez, R. (2000). "Short duration grazing: the facts in 1999." *Rangelands*, 22:18-22.

Horn, H. S. (1974). The Ecology of Secondary Succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 25-37. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174>.

Hooper D.U., Chapin, F.S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., & Symstad, A. J. (2005). "Effects Of Biodiversity On Ecosystem Functioning: A Consensus Of Current Knowledge." *Ecological Monographs*, 75(1): 3-35.

Huntly, N. (1991). Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22 (1): 477-503.

- Hurt, C. R., & Bosch, O. J. H. (1991). A comparison of some range condition assessment techniques used in southern African pastures. *Journal of the Grasslands Society of Southern Africa*, 8 (4): 131-137.
- INIA. (1993). *Moçambique, carta de solos*. INIA., Departamento de Terra e Água, Ministério da Agricultura.
- Jackson, R., & Bartolome, J. (2002). A state-transition approach to understanding nonequilibrium plant community dynamics in Californian grasslands. *Plant Ecology*, 162: 49-65.
- Jacobs, S. M., & Naiman, B. (2008). Large African herbivores decrease herbaceous plant biomass while increasing plant species richness in a semi-arid savanna toposequence. *Journal of Arid Environments*, 72: 891-903.
- Jacoby, P. W. (1989). *A Glossary of Terms Used in Range Management: a Definition of Terms Commonly Used in Range Management*. 3rd ed. Denver, Colo: The Society, Print. <https://rangelandsgateway.org/glossary>.
- Kavana, P.Y., Bukombe, J.K., Kija, H., Nindi, S., Nkwabi, A., Lipende, I., Maijo, S., Naftali, B., Kakengi, V.M., Ntalwila, J., Ndimuligo, S., & Fyumagwa, R. (2021). *Interaction of Grassland Ecosystem with Livelihood and Wildlife Sustainability: Tanzanian Perspectives*. <https://cdn.intechopen.com/pdfs/79504.pdf>
- Kavianpoor, H., Ouri A .E., Jeloudar Z .J., & Kavian A. (2012). Spatial variability of some chemical and physical soil properties in Nesho mountainous rangelands. *American Journal of Environmental Engineering*. 2: 34-44. doi: 10.5923/j.ajee.20120201.06.
- Ketema, G. T. (2015). *Seasonal Dynamics In Botanical Composition, Nutritive Value Of Vegetation And Soil Nutrient Status Of Gambella Rangelands, Southwestern Ethiopia*. PhD Dissertation. Addis Ababa University, 186 p.
- Kimuyu, D. K., Sensenig, R. L., Riginos, C., Veblen, K. E., & Young, T. P. (2014). Wild and domestic browsers and grazers reduce fuels, fire temperatures, and acacia ant mortality in an African savanna. *Ecological Applications*, 24: 741-749.
- Kamau, P. (2004). *Forage diversity and impact of grazing management on rangeland ecosystems in Mbeere District, Kenya*. LUCID Working Paper Series No. 36.

- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*. Addison-Welsey Publisher, Inc. California.
- Knoop, W. T., & Walker, B. H. (1985). Interactions of Woody and Herbaceous Vegetation in a Southern African Savanna. *The Journal of Ecology*, 73(1): 235 <https://doi.org/10.2307/2259780>.
- Laughlin, D. C., & Abella, S. R. (2007). Abiotic and biotic factors explain independent gradients of plant community composition in ponderosa pine forests. *Ecological Modelling*, 205: 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.02.018>.
- Mabunda, D. Pienaar, D. J., & Verhoef, J. (2003). The Kruger National Park: A Century of Management and Research. In: *The Kruger Experience: ecology and management of savanna heterogeneity*. (pp. 242-262). Eds. J.T. Du Toit, K.H. Rogers & H.C. Biggs, Island Press.
- Macassa, K. S. A. (2023). *Variação Espacial e Sazonal da Biomassa e do Valor Nutricional das Pastagens do Parque Nacional do Gilé*. Dissertação de Mestrado. Universidade Eduardo Mondlane. Maputo, 130p.
- Madolo, N., & B. Lewu, F. (2022). *Effects of Veld Degradation on Biomass Production in the Arable Lands of South Africa*. IntechOpen. doi: 10.5772/intechopen.102605.
- MAE. (2005a). *Perfil do Distrito de Gilé, Província da Zambézia*. Ministério da Administração Estatal, República de Moçambique. Maputo, Moçambique.
- Malan, P.W., & Niekerk, S. (2005). The extent of grass species composition in Braklaagte, Zeerust District, North-West Province, South Africa. *African Journal of Range and Forage Science*, 22. 10.2989/10220110509485877.
- Mannetje, L., Jones, R. J., & Stobbs, T. H. (1976). *Pasture evaluation by grazing experiments*. In: *Tropical pasture research: principles and methods*. Hurley: CAB, 194-234 p.
- Matshawule, S. (2020). Species Composition and Biomass Production in Two Communal Coastal Rangelands of the Eastern Cape Province, South Africa. *Advance in Biological Research*, (1): 1-10. 10.26855/abr.2020001.
- Mazzoli, M. (2006). *Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro*. Tese de doutoramento. Universidade Federal do Rio do Grande do Sul. Brasil. 105 p.

- Metera, E., Sakowski, T., Sloniewski, K., & Romanowicz, B. (2010). Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland - a review. *Animal Science Papers and Reports*, 28: 315-334.
- Mligo, C. (2006). Effects of Grazing Pressure on Plant Species Composition and Diversity in the Semi-Arid Rangelands of Mbulu District, Tanzania. *Agricultural Journal*, 1: 277-283.
- Mopipi, K. (2012). *The role of competition, disturbance and nutrients on species composition, light interception and biomass production in a south african semi-arid savanna*. Submitted in fulfilment of the academic requirements for the degree of Doctor of Philosophy (Grassland Science).
- Mori, A.S., Furukawa, T., Sasaki, T. (2013), Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biol Rev*, 88: 349-364. <https://doi.org/10.1111/brv.12004>
- Morris, Craig. (2019). *Review of: Grasslands and Climate Change*: Edited by David, J .G., Jonathan, A. N. Cambridge University Press, Cambridge, UK 348 p. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781108163941>.
- Mcnaughton, S. J. (1993). Biodiversity and function of grazing ecosystems. In: Schulze, E. D., Mooney, H. A. (Ed.). *Biodiversity and ecosystem function*. (pp. 361-383). Berlin: Springer-Verlag.
- Neary, D., & Leonard, J. (2020). Effects of Fire on Grassland Soils and Water: A Review. *Grasses and Grassland Aspects*, 1 (22). DOI:10.5772/intechopen.90747.
- Ngwenya, P. (2012). Herbaceous plant species richness and composition in moist Midlands Mistbelt Grasslands in KwaZulu-Natal: is there a relationship to veld condition? *African Journal of Range & Forage Science*, 29: 75-83.
- Ntumi, C., Nhambe C., & Simoni P. (2018). *Projecto "Conservação de Recursos Naturais na Reserva Nacional de Gilé e suas Áreas Periféricas por meio do Fortalecimento das Actividades Económicas e Produtivas das Comunidades Rurais"* (AID010164/COSV/MOZ). Relatório Final. http://www.cosv.org/wp-content/uploads/2019/03/MAE-GILE_Valutazione-Finale.pdf

Nippert, J. B., Knapp, A. K., & Briggs, J. M. (2006). Intra-annual rainfall variability and grassland productivity: can the past predict the future? *Plant Ecology*, 184: 65–74. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9052-9>

Nyakunga, O. C. (2016). *Fire and grazing effects on herbaceous structure, composition and diversity, and plant functional responses to management regimes in Mkomazi, Tanzania*, Tese de Doutorado. Universidade Cá Foscari da Venezia, 70p.

Oba, G., Vetaas, O. R., & Stensteth, N. C. (2001). Relationships between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. *Journal of Applied Ecology*, 38: 836 - 846.

Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 164: 262-270.

O'Connor, T. G. (2015). Long-term response of an herbaceous sward to reduced grazing pressure and rainfall variability in a semi-arid South African savanna. *African Journal of Range & Forage Science*, 32 (4): 261-270. DOI: 10.2989/10220119.2015.1015052.

O' Neill, R. V. (2001). Is It Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military Honors of Course!). *Ecology*, 82 (12): 75-84.

O'reagain, P. J., & Owen-Smith, R. N. (1996). Effect of species composition and sward structure on dietary quality in cattle and sheep grazing South African sourveld, *Journal of Agricultural Science*. 127: 261-270.

Pyke, D., Herrick, J., Shaver, P., Pellant, M. (2002). Rangeland Health Attributes and Indicators for Qualitative Assessment. *Journal of Range Management*, 55. 10.2307/4004002.

Pokorny, M. L., Sheley, R. L., Zabinski, C. A., Engel, R. E., Svejcar, T. J., Borkowski, J. J. (2005). Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restor. Ecol.* 13:448–459.

Pungulanhe, L A. (2020). *Caracterização da Vegetação Arbórea sob Diferentes Regimes de Queimadas na Floresta de Miombo, Reserva Nacional do Gilé. Província da Zambézia*. Universidade Eduardo Mondlane.

Qiao, X. et al. (2022). Spatial asynchrony matters more than alpha stability in stabilizing ecosystem productivity in a large temperate forest region. *Global Ecology and Biogeography*, 31: 1133-1146.

Tainton, N. M., Edwards, P. J., & Mentis, M. T (1980). A revised method for assessing veld disease. *Proceedings of the Grassland Society of Southern Africa*, 15: 37-42.

Tainton, N. M. (1999). *Veld Management in South Africa*. Pietermaritzburg, University of Natal Press.

Tainton, N. M. (1988). A consideration of techniques for assessing savannah condition for production commercial livestock farming in South Africa. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa*, 5: 76-79.

Tilman, D., Lehman, C. L., & Thomson, K. T. (1997). *Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94: 1857-1861.

Timberlake, J. (1985). *Pastagens naturais em Moçambique. Anais dos trabalhos apresentados no seminário de Produção Animal 2-7 de Dezembro*. Agricultura/FAO.

Toit, P. F., & Aucamp, A. J. (1985). Effect of continuous grazing in the Dohne Sourveld on species composition and basal cover. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa*, 2: 41-45. 10.1080/02566702.1985.9648018.

Tomo, Luís. (1996). *Estudo das pastagens naturais em duas zonas do sector privado no distrito de Boane – Análise florística e ecológica e determinação da produtividade das pastagens naturais*. Monografia. Universidade Eduardo Mondlane. Maputo, 72p.

Thurrow, T. L., Blackburn, W. H., Warren, S. D., & Taylor, Jr. C. A. (1987). *Journal of Range Management*, 40 (5): 455-460.

Trollope W.S.W. (2004). *Prescribed burning in African grasslands and savannas for domestic livestock systems*. Department Livestock and Pasture Science, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, University Fort Hare, Alice: pp 1-16.

Trollope, W. S. W., van Wilgen, B., Trollope, L. A., Govender, N., & Potgieter, A. L. (2014). The long-term effect of fire and grazing by wildlife on range condition in

moist and arid savannas in the Kruger National Park. *African Journal of Range & Forage Science*, 31 (3) : 199-208, DOI: 10.2989/10220119.2014.884511.

Raskin, I. et al. (2002). Plants and Human Health in the Twenty-First Century. *Trends Biotechnology*. 20 (12): 522-531.

Ravhuhali, K. E., Msiza, N. H., & Mudau, H. S. (2022). Seasonal dynamics on nutritive value, chemical estimates and in vitro dry matter degradability of some woody species found in rangelands of South Africa. *Agroforestry Systems*, 96 (1): 23-33.

Ribeiro, N. S., Miranda, P. L. S., Timberlake, J. (2020). Biogeography and Ecology of Miombo Woodlands. In N. S. Ribeiro, Y. Katerere, P. W. Chirwa, & I. M. Grundy (Eds.), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands* (1st ed., pp. 36–80). Springer International Publishing.

Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallisdevries, M., Parente, G., & Mills, Jane. (2004). Matching type of grazing animal to desired biodiversity outcomes – a review. *Biological Conservation*. 119: 137-150. 10.1016/j.biocon.2003.11.010.

Ru, J. , Zhou, Y. , Hui, D. , Zheng, M. , & Wan, S. (2018). Shifts of growing-season precipitation peaks decrease soil respiration in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, 24 (3): 1001–1011.

Ryan, C. M., Williams, M., Grace, J., Woollen, E., & Lehmann, C. E. R. (2016). Pre-rain green-up is ubiquitous across southern tropical Africa: Implications for temporal niche separation and model representation. *New Phytologist*, 213, 625–633. <https://doi.org/10.1111/nph.14262>

Schlesinger, W. H. (1997). *Biogeochemistry: an analysis of global change*. San Diego: Academic Press, 588 p.

Shelukindo, H. B., Msanya, B., Semu, E., Mwangi, S., Singh, B. R., & Munishi, P. (2014). Characterization of some typical soils of the miombo woodland ecosystem of Kitonga Forest Reserve, Iringa, Tanzania: physico-chemical properties and classification. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 4(3): 224-234. <http://acascipub.com/Journals.php>.

- Smith, G., Holechek, J. L., & Cárdenas, M. (1996). Wildlife Numbers in Excellent and Good Lands of the Chihuahuan Desert Ridge: An Observation. *Journal Range Management*, 49:489-493.
- Smith, J. M. B. (2023). "Grassland". Encyclopedia Britannica, <https://www.britannica.com/science/grassland>.
- Smith, E. L. (1988). Successional concepts in relation to range condition assessment. In: P.T. Tueller (ed.) *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. Kluwer Academic Publishing, Boston.
- Stolter, C., Joubert, D. F., Schwarz, K., & Finckh, M. (2018). Impact of bush encroachment management on plant response and animal distribution. *Biodiversity & Ecology*. 6. 10.7809/b-e.00327.
- Stuart-Hill, G. C, Aucamp, A. J., Le Roux, C. G. J., & Teague, W. R. (1986). For a condition assessment method of the Bushveld Valley savannah of the Eastern Cape. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa*, 3: 19-24.
- Stohlgren, T., Geneva, C., Lisa, S., Kelly, R., Yuka, O., M, L., Mohammed, K., Cynthia, V. (2002). Assessing Vulnerability to Invasion by Nonnative Plant Species at Multiple Spatial Scales. *Environmental management*. 29. 566-77. 10.1007/s00267-001-0006-2.
- Stelljes, K. B., & Senft, D. (1994). Sciences at home on the range. *Agricultural Research*, 4-8.
- Stringham, T. K., krueger, W. C., & Shaver, P. L. (2003). State and transition modeling: An ecological process approach. *Journal of Range Management*, 56: 106-113.
- Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75:3-35.
- van Klink, R., Van der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E., Wallisdevries, M., & Olf, H. (2014). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90. 10.1111/brv.12113.
- Van Rooyen, N., & Bothma, J. Du P. (2016). *Veld Management. In: Game Ranch Management (6th edition)*. VanSchaik Publishers, Pretoria, South Africa.

- Van Oudtshoorn, F. (2018). *Guide to Grasses of Southern Africa*. Briza Publications, Pretoria, South Africa.
- van Wilgen, B. W., Govender, N., Smit, I. P. J., & MacFadyen, S. (2014). The ongoing development of a pragmatic and adaptive fire management policy in a large African savanna protected area. *Journal of Environmental Management*, 132: 358-368.
- Van Zyl, E. A. (1986). *Veldtoestandbepaling (assessment of the condition of the Veld)*. Potchefstroom, South Africa: Department of Agriculture. 7 p.
- Vorster M. (1982). The development of the ecological index method for assessing veld condition in the Karoo. *Proceedings of the Annual Congresses of the Grassland Society of Southern Africa*, 17: 84-89.
- Walker, B. H. 1993. Rangeland ecology-understanding and managing change. *Biological Conservation* 22 (2-3): 80-87.
- Walker, R., & Schaffner, T. (2014). "*Stars, Long Fingers, and Signals: A Study on Grass Species Diversity, Density, Frequency, and Veld Analysis at Ndarakwai Wildlife Ranch*". *Independent Study Project (ISP) Collection*. 1770. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/1770
- Westoby, M., Walker, B. H., & Noy-Meir, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42: 266 - 274.
- Williams, J. E., Whelan, R. J., & Gill, A. M. (1994). Fire and environmental heterogeneity in southern temperate ecosystems implications for management. *Australian Journal of Botany*, 42: 125-137.
- White, F. (1984). *The Vegetation of Africa: A Descriptive Memoir to Accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa*. United Nations Educational. <https://doi.org/10.2307/633318> .
- White, R.; Murray, S., Rohweder, M. (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*, World Resources Institute, Washington D.C.
- Wild, H., & Barbosa, G. L. A. (1967). *Vegetation Map (1:2,500,000 in Colour) of the Flora Zambesiaca Area, Descriptive Memoir*. Supplement to Flora Zambesiaca, M.O. Collins Ltd., Salisbury.

ANEXOS

Anexo 1. Leitura das espécies encontradas nas parcelas.

Parcela	Espécie	FA	Fr (%)	Data	Observações
1	<i>Brachiaria briazantha</i>	3	4,22	11/06/2022	<i>Andropogon appendiculatus</i>
1	<i>Digitaria eriantha</i>	4	5,63	11/06/2022	
1	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	1	1,4	11/06/2022	
1	<i>Panicum sp</i>	1	1,4	11/06/2022	
1	<i>Panicum maximum</i>	20	28,16	11/06/2022	
1	<i>Pogonarthria squarrosa</i>	5	7,03	11/06/2022	
1	<i>Setaria sp</i>	29	40,84	11/06/2022	
1	<i>Themeda trianda</i>	8	11,26	11/06/2022	
1	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	1,4	11/06/2022	
2	<i>Digitaria eriantha</i>	29	35,5	11/06/2022	
2	<i>Diheteropogon amplexans</i>	8	9,75	11/06/2022	<i>Perotis patens</i>
2	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	3	3,65	11/06/2022	<i>Ctenium concinnum</i>
2	<i>Loudetia simplex</i>	3	3,65	11/06/2022	
2	<i>Setaria sp</i>	1	0,4	11/06/2022	
2	<i>Themeda trianda</i>	32	39	11/06/2022	
2	<i>Trachypogon spicatus</i>	11	13,41	11/06/2022	
12	<i>Andropogon gayanus</i>	1	1,17	07/06/2022	
12	<i>Brachiaria briazantha</i>	3	3,52	07/06/2022	
12	<i>Digitaria eriantha</i>	13	15,29	07/06/2022	
12	<i>Diheteropogon sp.</i>	2	2,35	07/06/2022	
12	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	1	1,17	07/06/2022	
12	<i>Panicum deustum</i>	5	5,88	07/06/2022	
12	<i>Panicum maximum</i>	30	35,29	07/06/2022	
12	<i>Pogonarthria squarrosa</i>	1	1,17	07/06/2022	
12	<i>Setaria sp.</i>	5	5,88	07/06/2022	
12	<i>Themeda triandra</i>	15	17,64	07/06/2022	
12	<i>Trachypogon spicatus</i>	9	10,58	07/06/2022	
22	<i>Andropogon appendiculatus</i>	1	1,28	08/06/2022	
22	<i>Digitaria eriantha</i>	9	11,53	08/06/2022	
22	<i>Eragrostis ciliaris</i>	1	1,28	08/06/2022	
22	<i>Heteropogon contortus</i>	7	8,97	08/06/2022	
22	<i>Hyparrhenia filipendula</i>	1	1,28	08/06/2022	
22	<i>Hyparrhenia hirta</i>	5	6,41	08/06/2022	
22	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	2	2,56	08/06/2022	
22	<i>Loudetia simplex</i>	3	3,84	08/06/2022	
22	<i>Panicum maximum</i>	25	32,02	08/06/2022	
22	<i>Schizachyrium sanguineum</i>	11	14,1	08/06/2022	

22	<i>Setaria sp.</i>	3	3,84	08/06/2022	
22	<i>Themeda triandra</i>	10	12,82	08/06/2022	
46	<i>Digitaria eriantha</i>	6	6,1	06/06/2022	
46	<i>Heteropogon contortus</i>	11	11,34	06/06/2022	
46	<i>Hyparrhenia filipendula</i>	1	1,03	06/06/2022	
46	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	8	8,24	06/06/2022	
46	<i>Panicum maximum</i>	3	3,09	06/06/2022	
46	<i>Themeda triandra</i>	67	69,09	06/06/2022	
46	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	1,03	06/06/2022	
50	<i>Andropogon gayanus</i>	17	17,5	07/06/2022	<i>Andropogon gayanus</i>
50	<i>Aristida sp</i>	3	3,09	07/06/2022	
50	<i>Digitaria eriantha</i>	4	4,12	07/06/2022	
50	<i>Digitaria sp</i>	2	2,06	07/06/2022	
50	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	1,03	07/06/2022	
50	<i>Eragrostis rotifer</i>	8	8,24	07/06/2022	
50	<i>Loudetia simplex</i>	27	27,83	07/06/2022	
50	<i>Setaria sp</i>	9	9,27	07/06/2022	
50	<i>Themeda triandra</i>	2	2,06	07/06/2022	
50	<i>Trachypogon spicatus</i>	8	8,24	07/06/2022	
50	<i>Urelytrum agropyroides</i>	1	1,03	07/06/2022	
39	<i>Aristida sp</i>	4	4,25	07/06/2022	
39	<i>Digitaria eriantha</i>	12	12,76	07/06/2022	
39	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	1,06	07/06/2022	
39	<i>Eragrostis sp</i>	2	3,18	07/06/2022	<i>Urocloa mossambiquenses</i>
39	<i>Hyperthelia sp</i>	1	1,06	07/06/2022	
39	<i>Panicum maximum</i>	25	26,59	07/06/2022	
39	<i>Setaria sp</i>	15	15,95	07/06/2022	
39	<i>Sezaquirium sanguineo</i>	1	1,06	07/06/2022	
39	<i>Themeda triandra</i>	26	27,65	07/06/2022	
39	<i>Trachypogon spicatus</i>	6	6,38	07/06/2022	
17	<i>Heteropogon contortus</i>	1	1,49	07/06/2022	
17	<i>Panicum sp</i>	25	37,31	07/06/2022	
17	<i>Panicum maximum</i>	27	40,29	07/06/2022	
17	<i>Setaria sp</i>	2	2,98	07/06/2022	
17	<i>Themeda triandra</i>	12	17,91	07/06/2022	
7	<i>Andropogon appendiculatus</i>	2	3,17	07/06/2022	
7	<i>Heteropogon contortus</i>	1	1,58	07/06/2022	
7	<i>Panicum sp</i>	1	1,58	07/06/2022	
7	<i>Panicum maximum</i>	24	38,09	07/06/2022	
7	<i>Themeda triandra</i>	35	55,55	07/06/2022	
48	<i>Andropogon gayanus</i>	10	10,75	08/06/2022	
48	<i>Digitaria eriantha</i>	32	34,4	08/06/2022	<i>Panicum sp</i>
48	<i>Heteropogon contortus</i>	5	5,37	08/06/2022	

48	<i>Panicum maximum</i>	1	1,07	08/06/2022	
48	<i>Setaria sp</i>	11	11,82	08/06/2022	
48	<i>Themeda trianda</i>	34	36,55	08/06/2022	
49	<i>Andropogon appendiculatus</i>	22	38,84	08/06/2022	
49	<i>Digitaria eriantha</i>	4	6,1	08/06/2022	
49	<i>Heteropogon contortus</i>	2	3,07	08/06/2022	
49	<i>Panicum maximum</i>	2	3,07	08/06/2022	
49	<i>Panicum sp</i>	5	7,69	08/06/2022	
49	<i>Setaria sp</i>	9	13,84	08/06/2022	
49	<i>Themeda trianda</i>	21	32,3	08/06/2022	
10	<i>Aristida sp</i>	2	2,1	10/06/2022	<i>Andropogon gayanus</i>
10	<i>Digitaria eriantha</i>	9	9,6	10/06/2022	<i>Heteropogon contortus</i>
10	<i>Diheteropogon amplexans</i>	5	5,37	10/06/2022	<i>Andropogon gayanus</i>
10	<i>Eragrostis sp1</i>	2	2,1	10/06/2022	<i>Hyperthelia dissoluta</i>
10	<i>Eragrostis sp2</i>	1	1,07	10/06/2022	<i>Hyparrhenea hirta</i>
10	<i>Hyparrhenea hirta</i>	7	7,52	10/06/2022	<i>Hyparrhenea filinpendula</i>
10	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	8	8,6	10/06/2022	<i>Urochloa mosambicensis</i>
10	<i>Loudetia simplex</i>	5	5,37	10/06/2022	
10	<i>Panicum maximum</i>	2	2,1	10/06/2022	
10	<i>Setaria sp</i>	16	17,2	10/06/2022	
10	<i>Sorgo bicolor</i>	3	3,22	10/06/2022	
10	<i>Themeda trianda</i>	17	18,27	10/06/2022	
10	<i>Trachypogon spicatus</i>	10	10,75	10/06/2022	
11	<i>Digitaria eriantha</i>	49	53,84	10/06/2022	
11	<i>Heteropogon contortus</i>	2	2,19	10/06/2022	
11	<i>Hyparrhenea filinpendula</i>	1	1,09	10/06/2022	
11	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	17	18,68	10/06/2022	
11	<i>Themeda trianda</i>	11	12,08	10/06/2022	
11	<i>Trachypogon spicatus</i>	10	10,98	10/06/2022	
26	<i>Brachiaria briazantha</i>	1	1,56	10/06/2022	
26	<i>Digitaria eriantha</i>	16	25	10/06/2022	
26	<i>Eragrostis suporba</i>	1	1,56	10/06/2022	
26	<i>Heteropogon contortus</i>	1	1,56	10/06/2022	
26	<i>Panicum maximum</i>	3	4,68	10/06/2022	
26	<i>Setaria sp</i>	13	20,31	10/06/2022	
26	<i>Themeda trianda</i>	29	45,31	10/06/2022	
24	<i>Andropogon gayanus</i>	1	1,14	11/06/2022	<i>Andropogon appendiculatus</i>
24	<i>Brachiaria briazantha</i>	18	20,68	11/06/2022	<i>Heteropogon contortus</i>
24	<i>Digitaria eriantha</i>	17	19,54	11/06/2022	<i>Hyparrhenea filinpendula</i>
24	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	4	4,59	11/06/2022	
24	<i>Panicum sp</i>	3	3,44	11/06/2022	
24	<i>Panicum maximum</i>	14	16,09	11/06/2022	
24	<i>Setaria sp</i>	17	19,54	11/06/2022	

24	<i>Sporobolus sp</i>	1	1,14	11/06/2022	
24	<i>Themeda trianda</i>	12	13,79	11/06/2022	
44	<i>Andropogon appendiculatus</i>	5	5,6	06/06/2022	<i>Hyperthelia sp.</i>
44	<i>Ciperaceas</i>	5	5,6	06/06/2022	<i>Diheteropogon amplexans</i>
44	<i>Digitaria eriantha</i>	48	54,5	06/06/2022	
44	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	1,13	06/06/2022	
44	<i>Heteropogon contortus</i>	3	3,4	06/06/2022	
44	<i>Hyparrhenia sp</i>	5	5,68	06/06/2022	
44	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	2	2,27	06/06/2022	
44	<i>Loudetia simplex</i>	8	9,09	06/06/2022	
44	<i>Panicum sp</i>	1	1,13	06/06/2022	
44	<i>Panicum maximum</i>	3	3,4	06/06/2022	
44	<i>Setaria sp</i>	1	1,13	06/06/2022	
44	<i>Themeda trianda</i>	6	6,81	06/06/2022	
43	<i>Digitaria eriantha</i>	11	12,5	06/06/2022	
43	<i>Digitaria sp</i>	7	7,95	06/06/2022	
43	<i>Diheteropogon amplexans</i>	12	13,6	06/06/2022	
43	<i>Eragrostis sp</i>	1	1,13	06/06/2022	
43	<i>Hyparrhenia sp</i>	1	1,13	06/06/2022	
43	<i>Panicum maximum</i>	3	3,4	06/06/2022	
43	<i>Setaria sp</i>	25	28,4	06/06/2022	
43	<i>Sporobolus sp</i>	4	4,54	06/06/2022	
43	<i>Themeda trianda</i>	28	31,81	06/06/2022	
43	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	1,13	06/06/2022	
18	<i>Digitaria eriantha</i>	5	5,49	08/06/2022	
18	<i>Digitaria sp</i>	5	5,49	08/06/2022	
18	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	1,09	08/06/2022	
18	<i>Panicum maximum</i>	4	4,39	08/06/2022	
18	<i>Setaria sp</i>	35	38,46	08/06/2022	
18	<i>Themeda trianda</i>	37	40,65	08/06/2022	
18	<i>Trachypogon spicatus</i>	4	4,39	08/06/2022	
33	<i>Andropogon appendiculatus</i>	1	1,16	13/06/2022	<i>Schizachyrium sanguineum</i>
33	<i>Digitaria eriantha</i>	6	6,97	13/06/2022	<i>Hyperthelia dissoluta</i>
33	<i>Diheteropogon amplexans</i>	10	11,62	13/06/2022	
33	<i>Loudetia simplex</i>	5	5,81	13/06/2022	
33	<i>Panicum maximum</i>	1	1,16	13/06/2022	
33	<i>Themeda trianda</i>	29	33,72	13/06/2022	
33	<i>Trachypogon spicatus</i>	26	30,23	13/06/2022	

Anexo 2. Coordenadas geográficas das parcelas

Parcela	X	Y	Tipo de solo
1	8155390	417292	vermelhos castanhos de textura média pedregosos
2	8151710	415082	Vermelhos de textura média pedregosos
44	8155130	473487	Vermelhos de textura média
12	8178050	417849	Vermelhos de textura média
22	8128370	397441	Vermelhos de textura média
46	8183070	430080	Vermelhos de textura média
50	8164640	454229	Castanhos de textura média pedregosos
39	8165080	453187	Castanhos de textura média pedregosos
17	8169090	447315	Castanhos de textura média pedregosos
7	8169410	445316	Vermelhos de textura média
48	8171610	442814	Vermelhos de textura média
49	8173300	442784	Castanhos de textura média pedregosos
10	8177910	438529	Castanhos de textura média pedregosos
11	8180430	432947	Vermelhos de textura média
26	8179300	437079	Castanhos de textura média pedregosos
24	8142370	421240	Vermelhos de textura média
43	8156740	465198	Vermelhos de textura média
18	8153830	463761	Vermelhos de textura média
33	8172490	416164	Vermelhos de textura média

Anexo 3. Categoria da espécie, % da cobertura relativa e % cobertura gramínea total

Data	Parcela	Quadrícula	spp de gramínea	Nr indivíduos	Categoria da espécie	Cobertura da spp/relativa	% Cobertura gramínea
11/06/2022	1	1	<i>Digitaria eriantha</i>	1	Raro	2	10
11/06/2022	1	1	<i>Brachiaria briazantha</i>	2	Pouco comum	8	10
11/06/2022	1	2	<i>Andropogon gayanus</i>	5	Pouco comum	10	25
11/06/2022	1	2	<i>Panicum maximum</i>	7	Pouco comum	15	25
11/06/2022	1	3	<i>Panicum maximum</i>	5	Pouco comum	25	25
11/06/2022	1	4	<i>Themeda Triandra</i>	1	Raro	5	50
11/06/2022	1	4	<i>Setaria sp</i>	5	Pouco comum	45	50
11/06/2022	1	5	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	8	10
11/06/2022	1	5	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	2	10
11/06/2022	2	1	<i>Diheteropogon amplexans</i>	3	Raro	10	15
11/06/2022	2	1	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	5	15
11/06/2022	2	2	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	4	15
11/06/2022	2	2	<i>Trachypogon spicatus</i>	2	Raro	8	15
11/06/2022	2	2	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	1,5	15
11/06/2022	2	2	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	1,5	15
11/06/2022	2	3	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	8	15
11/06/2022	2	3	<i>Diheteropogon amplexans</i>	2	Raro	2	15

11/06/2022	2	3	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	1	15
11/06/2022	2	3	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	4	15
11/06/2022	2	4	<i>Trachypogon spicatus</i>	5	Pouco comum	20	30
11/06/2022	2	4	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	5	30
11/06/2022	2	4	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	5	30
11/06/2022	2	5	<i>Diheteropogon amplexans</i>	3	Raro	7	10
11/06/2022	2	5	<i>Trachypogon spicatus</i>	2	Raro	3	10
07/06/2022	7	1	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	45	45
07/06/2022	7	2	<i>Themeda triandra</i>	14	Comum	5	10
07/06/2022	7	2	<i>Panicum maximum</i>	2	Raro	5	10
07/06/2022	7	3	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	5	20
07/06/2022	7	3	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	5	20
07/06/2022	7	3	<i>Themeda triandra</i>	5	Raro	10	20
07/06/2022	7	4	<i>Themeda triandra</i>	6	Pouco comum	15	25
07/06/2022	7	4	<i>Digitaria eriantha</i>	5	Pouco comum	5	25
07/06/2022	7	4	<i>Panicum maximum</i>	5	Pouco comum	5	25
07/06/2022	7	5	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	5	15
07/06/2022	7	5	<i>Heteropogon contortus</i>	4	Raro	10	15
10/06/2022	10	1	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	25	50
10/06/2022	10	1	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	10	50
10/06/2022	10	1	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	5	50
10/06/2022	10	1	<i>Trachypogon spicatus</i>	2	Raro	5	50
10/06/2022	10	1	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	5	50
10/06/2022	10	2	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	4	10
10/06/2022	10	2	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	4	10
10/06/2022	10	2	<i>Setaria sp</i>	3	Raro	2	10
10/06/2022	10	3	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	10	25

10/06/2022	10	3	<i>Setaria sp</i>	5	Pouco comum	10	25
10/06/2022	10	3	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	5	25
10/06/2022	10	4	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	15	35
10/06/2022	10	4	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	15	35
10/06/2022	10	4	<i>Digitaria eriantha</i>	5	Pouco comum	5	35
10/06/2022	10	5	<i>Themeda triandra</i>	8	Pouco comum	2,5	30
10/06/2022	10	5	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	2,5	30
10/06/2022	10	5	<i>Setaria sp</i>	6	Pouco comum	10	30
10/06/2022	10	5	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	10	30
10/06/2022	11	1	<i>Digitaria eriantha</i>	6	Pouco comum	10	10
10/06/2022	11	2	<i>Hypertelia dissoluta</i>	2	Raro	30	50
10/06/2022	11	2	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	20	50
10/06/2022	11	3	<i>Digitaria eriantha</i>	8	Pouco comum	20	30
10/06/2022	11	3	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	10	30
10/06/2022	11	4	<i>Digitaria eriantha</i>	22	Comum	65	75
10/06/2022	11	4	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	5	75
10/06/2022	11	4	<i>Hypertelia dissoluta</i>	1	Raro	5	75
10/06/2022	11	5	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	5	15
10/06/2022	11	5	<i>Digitaria eriantha</i>	4	Raro	10	15
07/06/2022	12	1	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	1	10
07/06/2022	12	1	<i>Digitaria eriantha</i>	5	Pouco comum	6	10
07/06/2022	12	2	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	10	30
07/06/2022	12	2	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	19	30
07/06/2022	12	2	<i>Hyparrhenia filipendula</i>	1	Raro	1	30
07/06/2022	12	3	<i>Panicum deustum</i>	11	Pouco comum	55	55
07/06/2022	12	4	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	10	30
07/06/2022	12	4	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	5	30

07/06/2022	12	4	<i>Trachypogon spicatus</i>	3	Raro	15	30
07/06/2022	12	5	<i>Trachypogon spicatus</i>	3	Raro	17	20
07/06/2022	12	5	<i>Panicum sp</i>	1	Raro	1	20
07/06/2022	12	5	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	2	20
07/06/2022	17	1	<i>Panicum sp</i>	3	Raro	10	10
07/06/2022	17	2	<i>Themeda triandra</i>	7	Pouco comum	25	35
07/06/2022	17	2	<i>Panicum maximum</i>	2	Raro	10	35
07/06/2022	17	3	<i>Panicum maximum</i>	3	Raro	30	45
07/06/2022	17	3	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	5	Pouco comum	5	45
07/06/2022	17	3	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	10	45
07/06/2022	17	4	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	6,5	13
07/06/2022	17	4	<i>Setaria sp</i>	3	Raro	2	13
07/06/2022	17	4	<i>Panicum maximum</i>	3	Raro	4,5	13
07/06/2022	17	5	<i>Panicum maximum</i>	5	Pouco comum	12	15
07/06/2022	17	5	<i>Panicum maximum</i>	7	Pouco comum	3	15
08/06/2022	18	1	<i>Digitaria eriantha</i>	4	Raro	11	25
08/06/2022	18	1	<i>Setaria sp</i>	9	Pouco comum	12	25
08/06/2022	18	1	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	2	25
08/06/2022	18	2	<i>Themeda triandra</i>	4	Raro	35	55
08/06/2022	18	2	<i>Setaria sp</i>	5	Pouco comum	20	55
08/06/2022	18	3	<i>Themeda triandra</i>	4	Raro	5	15
08/06/2022	18	3	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	10	15
08/06/2022	18	4	<i>Panicum maximum</i>	2	Raro	5	5
08/06/2022	18	5	<i>Pogonatria sporousas</i>	4	Raro	5	12
08/06/2022	18	5	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	4	12
08/06/2022	18	5	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	3	12
08/06/2022	22	1	<i>Panicum maximum</i>	4	Raro	75	75

08/06/2022	22	2	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	2	Raro	7	10
08/06/2022	22	2	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	3	10
08/06/2022	22	3	<i>Urochloa mossambicensis</i>	1	Raro	15	30
08/06/2022	22	3	<i>Schizachyrium sanguineum</i>	6	Pouco comum	10	30
08/06/2022	22	3	<i>Eragrostis ciliaris</i>	2	Raro	5	30
08/06/2022	22	4	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	3	Raro	20	45
08/06/2022	22	4	<i>Panicum maximum</i>	3	Raro	25	45
08/06/2022	22	5	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	10	50
08/06/2022	22	5	<i>Panicum maximum</i>	5	Pouco comum	40	50
11/06/2022	24	1	<i>Digitaria eriantha</i>	12	Pouco comum	20	20
11/06/2022	24	2	<i>Panicum maximum</i>	2	Raro	25	50
11/06/2022	24	2	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	10	50
11/06/2022	24	2	<i>Brachiaria benzinica</i>	2	Raro	15	50
11/06/2022	24	3	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	5	30
11/06/2022	24	3	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	3	30
11/06/2022	24	3	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	1	30
11/06/2022	24	3	<i>Brachiaria benzinica</i>	8	Pouco comum	20	30
11/06/2022	24	3	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	1	30
11/06/2022	24	4	<i>Andropogon gayanus</i>	2	Raro	5	10
11/06/2022	24	4	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	3	10
11/06/2022	24	4	<i>Hipogonatus sp</i>	2	Raro	2	10
11/06/2022	24	5	<i>Digitaria eriantha</i>	17	Comum	5	15
11/06/2022	24	5	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	8	15
11/06/2022	24	5	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	2	15
10/06/2022	26	1	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	25	25
10/06/2022	26	2	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	15	15
10/06/2022	26	3	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	25	75

10/06/2022	26	3	<i>Brachiaria benzinica</i>	3	Raro	50	75
10/06/2022	26	4	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	28	30
10/06/2022	26	4	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	2	30
10/06/2022	26	5	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	10	20
10/06/2022	26	5	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	10	20
13/06/2022	33	1	<i>Loudetia simplex</i>	1	Raro	15	60
13/06/2022	33	1	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	10	60
13/06/2022	33	1	<i>Perotis patens</i>	3	Raro	5	60
13/06/2022	33	1	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	5	60
13/06/2022	33	1	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	25	60
13/06/2022	33	2	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	25	40
13/06/2022	33	2	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	15	40
13/06/2022	33	3	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	5	20
13/06/2022	33	3	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	15	20
13/06/2022	33	4	<i>Themeda triandra</i>	6	Pouco comum	20	25
13/06/2022	33	4	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	5	25
13/06/2022	33	5	<i>Diheteropogon amplexans</i>	2	Raro	10	25
13/06/2022	33	5	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	5	25
13/06/2022	33	5	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	10	25
07/06/2022	39	1	<i>Trachypogon spicatus</i>	3	Raro	20	55
07/06/2022	39	1	<i>Digitaria eriantha</i>	1	Raro	30	55
07/06/2022	39	1	<i>Eragrostis sp</i>	1	Raro	5	55
07/06/2022	39	2	<i>Panicum maximum</i>	2	Raro	20	22
07/06/2022	39	2	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	2	22
07/06/2022	39	3	<i>Themeda triandra</i>	6	Pouco comum	30	75
07/06/2022	39	3	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	5	Pouco comum	35	75
07/06/2022	39	3	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	10	75

07/06/2022	39	4	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	5	25
07/06/2022	39	4	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	10	25
07/06/2022	39	4	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	1	Raro	10	25
07/06/2022	39	5	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	10	50
07/06/2022	39	5	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	20	50
07/06/2022	39	5	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	20	50
06/06/2022	43	1	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	10	15
06/06/2022	43	1	<i>Diheteropogon amplexans</i>	1	Raro	2,5	15
06/06/2022	43	1	<i>Panicum maximum</i>	1	Raro	2,5	15
06/06/2022	43	2	<i>Digitaria eriantha</i>	8	Pouco comum	25	45
06/06/2022	43	2	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	10	45
06/06/2022	43	2	<i>Setaria sp</i>	5	Pouco comum	10	45
06/06/2022	43	3	<i>Themeda triandra</i>	6	Pouco comum	25	40
06/06/2022	43	3	<i>Digitaria eriantha</i>	4	Raro	15	40
06/06/2022	43	4	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	9	26
06/06/2022	43	4	<i>Hyparrhenia dissoluta</i>	1	Raro	1	26
06/06/2022	43	4	<i>Themeda triandra</i>	4	Raro	15	26
06/06/2022	43	4	<i>Digitaria eriantha</i>	1	Raro	1	26
06/06/2022	43	5	<i>Digitaria eriantha</i>	1	Raro	1	26,5
06/06/2022	43	5	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	2	26,5
06/06/2022	43	5	<i>Eragrotis sp</i>	3	Raro	12,5	26,5
06/06/2022	43	5	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	5,5	26,5
06/06/2022	43	5	<i>Trachypogon spicatus</i>	2	Raro	5,5	26,5
06/06/2022	44	1	<i>Loudetia Simplex</i>	2	Raro	15	50
06/06/2022	44	1	<i>Digitaria Eriantha</i>	12	Pouco comum	33	50
06/06/2022	44	1	<i>Digitaria sp</i>	2	Raro	2	50
06/06/2022	44	2	<i>Andropogon gayanus</i>	2	Raro	11	25

06/06/2022	44	2	<i>Panicum Maximum</i>	7	Pouco comum	14	25
06/06/2022	44	3	<i>Digitaria Eriantha</i>	9	Pouco comum	45	45
06/06/2022	44	4	<i>Andropogon gayanus</i>	5	Pouco comum	10	10
06/06/2022	44	5	<i>Andropogon gayanus</i>	10	Pouco comum	10	20
06/06/2022	44	5	<i>Themeda Triandra</i>	1	Raro	1	20
06/06/2022	44	5	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	1	20
06/06/2022	44	5	<i>Panicum Maximum</i>	2	Raro	8	20
06/06/2022	46	1	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	75	75
06/06/2022	46	2	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	40	40
06/06/2022	46	3	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	60	80
06/06/2022	46	3	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	5	80
06/06/2022	46	3	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	5	80
06/06/2022	46	3	<i>Hyperthelia dissoluta</i>	1	Raro	10	80
06/06/2022	46	4	<i>Themeda triandra</i>	4	Raro	50	55
06/06/2022	46	4	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	5	55
06/06/2022	46	5	<i>Heteropogon contortus</i>	2	Raro	20	30
06/06/2022	46	5	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	5	30
06/06/2022	46	5	<i>Themeda triandra</i>	1	Raro	5	30
08/06/2022	48	1	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	45	55
08/06/2022	48	1	<i>Heteropogon contortus</i>	4	Raro	5	55
08/06/2022	48	1	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	5	55
08/06/2022	48	2	<i>Heteropogon contortus</i>	2	Raro	5	35
08/06/2022	48	2	<i>Themeda triandra</i>	3	Raro	30	35
08/06/2022	48	3	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	10	15
08/06/2022	48	3	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	2,5	15
08/06/2022	48	3	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	2,5	15
08/06/2022	48	4	<i>Digitaria eriantha</i>	5	Pouco comum	20	25

08/06/2022	48	4	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	5	25
08/06/2022	48	5	<i>Digitaria eriantha</i>	8	Pouco comum	35	40
08/06/2022	48	5	<i>Heteropogon contortus</i>	2	Raro	5	40
08/06/2022	49	1	<i>Panicum sp</i>	3	Raro	10	15
08/06/2022	49	1	<i>Trachypogon spicatus</i>	1	Raro	5	15
08/06/2022	49	2	<i>Andropogon gayanus</i>	3	Raro	5	15
08/06/2022	49	2	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	10	15
08/06/2022	49	3	<i>Digitaria eriantha</i>	2	Raro	5	40
08/06/2022	49	3	<i>Themeda triandra</i>	5	Pouco comum	10	40
08/06/2022	49	3	<i>Setaria sp</i>	3	Raro	20	40
08/06/2022	49	3	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	5	40
08/06/2022	49	4	<i>Heteropogon contortus</i>	1	Raro	1	30
08/06/2022	49	4	<i>Themeda triandra</i>	2	Raro	9	30
08/06/2022	49	4	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	20	30
08/06/2022	49	5	<i>Andropogon gayanus</i>	1	Raro	2	10
08/06/2022	49	5	<i>Setaria sp</i>	2	Raro	8	10
07/06/2022	50	1	<i>Loudetia simplex</i>	4	Raro	25	45
07/06/2022	50	1	<i>Digitaria eriantha</i>	3	Raro	18	45
07/06/2022	50	1	<i>Impertata cylindrica</i>	1	Raro	2	45
07/06/2022	50	2	<i>Digitaria eriantha</i>	1	Raro	5	20
07/06/2022	50	2	<i>Loudetia simplex</i>	2	Raro	15	20
07/06/2022	50	3	<i>Setaria sp</i>	6	Pouco comum	50	55
07/06/2022	50	3	<i>Eragrostis superba</i>	1	Raro	5	55
07/06/2022	50	4	<i>Themeda triandra</i>	4	Raro	18	20
07/06/2022	50	4	<i>Setaria sp</i>	1	Raro	1	20
07/06/2022	50	4	<i>Perotis patens</i>	1	Raro	1	20
07/06/2022	50	5	<i>Loudetia simplex</i>	1	Raro	2	20