



NATÁLIA ROSA ALEXANDRE AVELINO

**PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE HERBÍVOROS EM
RELAÇÃO À HETEROGENEIDADE DA COBERTURA
VEGETAL NO COMPLEXO DE MARROMEU,
MOÇAMBIQUE**

Lavras – MG

2026

NATÁLIA ROSA ALEXANDRE AVELINO

**PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE HERBÍVOROS EM RELAÇÃO À
HETEROGENEIDADE DA COBERTURA VEGETAL NO COMPLEXO DE
MARROMEU, MOÇAMBIQUE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

Doutor Hugo Adriano Mabilana
Co-orientador

Lavras – MG

2026

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Avelino, Natália Rosa Alexandre.

Padrões de Ocupação de Herbívoros ao longo do tempo em relação à
heterogeneidade da cobertura vegetal no Complexo de Marromeu, Moçambique /
Natália Rosa Alexandre Avelino. - 2026.

85 p. : il.

Orientador: Marcelo Passamani

Coorientador: Hugo Adriano Mabilana

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2026.
Bibliografia.

1. Fitofisionomias. 2. Réplicas espaciais. 3. Censo aéreo. 4. Complexo de
Marromeu. 5. Modelos de ocupação. I. Passamani, Marcelo. II. Mabilana, Hugo
Adriano. III. Universidade Federal de Lavras. IV. Título.

NATÁLIA ROSA ALEXANDRE AVELINO

**PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE HERBÍVOROS EM RELAÇÃO À
HETEROGENEIDADE DA COBERTURA VEGETAL NO COMPLEXO DE
MARROMEU, MOÇAMBIQUE**

**HERBIVORE OCCUPANCY PATTERNS IN RELATION TO VEGETATION
COVER HETEROGENEITY IN THE MARROMEU COMPLEX, MOZAMBIQUE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 10 de Março de 2026.

Prof. Dr. Daniel Augusta Zacarias, UEM

Prof. Dr. Marconi Souza Silva, UFLA

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

Doutor Hugo Adriano Mabilana
Co-orientador

Lavras – MG

2026

Aqueles que, como eu, buscam incessantemente a superação e a prova de sua própria capacidade. Que esta jornada inspire e motive a acreditar que a dedicação e o empenho são os pilares para transformar sonhos em realidade.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradecer a Deus todo poderoso por ter me protegido e me guardado no decorrer desta caminhada que se demonstrou tão desafiadora e única.

Agradeço ao Grupo de Cooperação Internacional de Universidades Brasileiras (GCUB) pela oportunidade de realização deste mestrado fora do meu país de origem (Moçambique). O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e igualmente agradeço

Igualmente agradeço a UFLA, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada no geral e ao LECOM, pela elevada qualidade do ensino aferido. De forma especial a você Passa, por ter sido um excelente orientador e conselheiro. De igual modo agradeço ao meu co-orientador Hugo Mabilana por ter tornado possível o desenvolvimento desta pesquisa.

Por toda ajuda técnica com o desenvolvimento e emparelhamento da metodologia, agradeço imenso a vocês, queridos Marcelo Levene e Marina Sallum.

Agradeço a minha mãe, Etelvina Manhique por todo o suporte, pois sem seu apoio não teria conseguido fazer a viagem que tornaria a realização deste mestrado possível. Agradeço aos meus irmãos: Matias Siueia, por ter sido a minha vida toda meu maior exemplo de perseverança e por me mostrar que o melhor sempre será o que nós fazemos de coração e não necessariamente o que nos deixa mais confortáveis (hahah obrigada por ter compartilhado o edital) e Benvinda Siueia, que com seu jeito super protetor sempre esteve ali presente, não deixando que a distância fosse um impedimento para qualquer tipo de demonstração de carinho, afeto e estima que esteve sempre presente em nossa família.

As minhas amigas (Helena, Jane, Neidy e Petricilia), pela amizade incondicional e um agradecimento especial aos amigos que tive a oportunidade de fazer no DEC (Léo e Luana), os levarei sempre em meu coração. E com muito apreço e carinho a você querida nanãe Emelda muito obrigada pelo carinho e por me lembrar que devemos fazer com maestria tudo que nos propomos fazer.

Muchas gracias!!

RESUMO

Este estudo avaliou os padrões de ocupação de grandes herbívoros em relação à heterogeneidade da cobertura vegetal no Complexo de Marromeu, em Moçambique, integrando sensoriamento remoto e modelagem de ocupação. O trabalho foi desenvolvido em duas partes complementares. Na primeira, realizou-se o mapeamento das fitofisionomias da paisagem com imagens Sentinel-2 de 10 m de resolução, classificadas pelo algoritmo de máxima verossimilhança. Foram discriminadas 14 classes temáticas, evidenciando uma paisagem em mosaico, com predomínio da Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, do Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma, do Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma, da Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze e da Floresta Arenosa de Inhamitanga. O mapeamento apresentou acurácia global de 93,53%. Na segunda parte, os dados do censo aéreo de 2021 foram organizados em 349 sítios amostrais de 5×5 km, subdivididos em duas réplicas espaciais, para ajuste de modelos de ocupação de estação única aplicados ao búfalo (*Syncerus caffer*), chango (*Redunca arundinum*) e piva (*Kobus ellipsiprymnus*). Os modelos permitiram estimar separadamente a probabilidade de ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p), considerando covariáveis ambientais e antrópicas, como fitofisionomia, NDVI, extensão de rios, população humana e focos de incêndio. Os resultados indicaram forte associação entre a ocorrência das espécies, os componentes hidrológicos e o mosaico de habitats. O chango apresentou $\psi = 0,576 \pm 0,041$ e $p = 0,560 \pm 0,040$, com aumento da ocupação em áreas com maior extensão de rios. O búfalo também apresentou relação positiva entre ocupação e rios, além de aumento da detectabilidade ao longo desse gradiente. Para a piva, a detectabilidade foi explicada principalmente pela extensão de rios, enquanto a ocupação variou em função das fitofisionomias e do fogo. Conclui-se que a heterogeneidade da cobertura vegetal, a disponibilidade hídrica e os distúrbios da paisagem são fatores centrais na distribuição espacial dos grandes herbívoros no Complexo de Marromeu, e que os produtos gerados oferecem base robusta para o monitoramento, a conservação e o manejo espacial da fauna no delta do Zambeze.

Palavras-chave: Fitofisionomias; detectabilidade imperfeita; réplicas espaciais; modelos de ocupação; censo aéreo.

ABSTRACT

This study evaluated the occupancy patterns of large herbivores in relation to vegetation cover heterogeneity in the Marromeu Complex, Mozambique, by integrating remote sensing and occupancy modeling. The work was conducted in two complementary parts. In the first, the landscape physiognomies were mapped using 10 m resolution Sentinel-2 imagery classified with the maximum likelihood algorithm. Fourteen thematic classes were identified, revealing a mosaic landscape dominated by the Zambezi Delta Floodplain Grassland, the Cheringoma Coastal Humid Miombo, the Cheringoma Plateau Humid Miombo, the Zambezi Delta Lowland Forest, and the Inhamitanga Sandy Forest. The mapping achieved an overall accuracy of 93.53%. In the second part, data from the 2021 aerial census were organized into 349 sampling sites of 5×5 km, subdivided into two spatial replicates, for fitting single-season occupancy models applied to buffalo (*Syncerus caffer*), reedbuck (*Redunca arundinum*), and waterbuck (*Kobus ellipsiprymnus*). The models allowed separate estimation of occupancy probability (ψ) and detection probability (p), considering environmental and anthropogenic covariates such as physiognomy, NDVI, river extent, human population, and fire hotspots. The results indicated a strong association between species occurrence, hydrological components, and the habitat mosaic. Reedbuck showed $\psi = 0.576 \pm 0.041$ and $p = 0.560 \pm 0.040$, with higher occupancy in areas with greater river extent. Buffalo also showed a positive relationship between occupancy and rivers, along with increased detectability along this gradient. For waterbuck, detectability was explained mainly by river extent, whereas occupancy varied according to physiognomies and fire. It is concluded that vegetation cover heterogeneity, water availability, and landscape disturbances are key factors shaping the spatial distribution of large herbivores in the Marromeu Complex, and that the products generated provide a robust basis for wildlife monitoring, conservation, and spatial management in the Zambezi Delta.

Keywords: Vegetation physiognomies; imperfect detectability; spatial replicates; occupancy models; aerial census.

INDICADORES DE IMPACTO

Esta dissertação analisa como a heterogeneidade da cobertura vegetal e variáveis ambientais e antrópicas influenciam a ocupação e a detectabilidade de três grandes herbívoros (o Búfalo, o Chango e a Piva) no Complexo de Marromeu, combinando dados de censo aéreo (com replicação por visitas) com métricas derivadas de sensoriamento remoto e SIG, como fitofisionomias, NDVI, extensão de rios e indicadores de pressão humana. O trabalho consolida um procedimento reprodutível de organização espacial em grade amostral e modelagem de ocupação (separando probabilidade de ocorrência e de detecção), gerando mapas e estimativas corrigidas por detectabilidade que aumentam a confiabilidade de diagnósticos populacionais e tornam mais eficiente o desenho de monitoramentos futuros. Os resultados apoiam o planejamento de conservação e manejo da Reserva Nacional de Marromeu e áreas adjacentes, ao indicar zonas prioritárias para proteção, vigilância e esforços de amostragem, reduzindo o risco de subestimar espécies por limitações de detecção. Os produtos do estudo (mapas, sínteses e interpretações) podem ser apropriados por gestores, técnicos, estudantes e atores locais em ações de capacitação e comunicação científica, traduzindo dados complexos em informação aplicável à tomada de decisão e à sensibilização sobre a conservação da megafauna e das planícies alagáveis. Como impacto econômico (direto ou potencial), a otimização do direcionamento de esforços de campo e a priorização espacial tendem a reduzir custos operacionais e a aumentar a eficiência de intervenções, com possíveis reflexos positivos em atividades legais associadas à conservação, como turismo de natureza e gestão territorial. Os impactos se inserem sobretudo nas áreas temáticas de Meio ambiente, Educação, Comunicação e Tecnologia e produção, estando alinhados também aos ODS 15 (Vida terrestre), 13 (Ação climática) e 6 (Água potável e saneamento), ao contribuir para o monitoramento baseado em evidências, a proteção de habitats e a gestão sustentável de uma paisagem-chave do delta do Zambeze.

IMPACT INDICATORS

This dissertation examines how vegetation-cover heterogeneity and environmental and anthropogenic variables influence the occupancy and detectability of three large herbivores (Buffalo, Chango, and Piva) in the Marromeu Complex, combining aerial census data (with replicated visits) with metrics derived from remote sensing and GIS, such as vegetation types, NDVI, river extent, and indicators of human pressure. As a technological and scientific impact, the study consolidates a reproducible workflow for spatial organization using a sampling grid and occupancy modeling (separating probability of occurrence from probability of detection), producing maps and detectability-corrected estimates that increase the reliability of population assessments and improve the efficiency of future monitoring design. As an environmental impact, the results support conservation planning and management in the Marromeu National Reserve and surrounding areas by identifying priority zones for protection, surveillance, and sampling effort, thereby reducing the risk of underestimating species due to detection limitations. As a social and educational impact, the study outputs (maps, syntheses, and interpretations) can be adopted by managers, technicians, students, and local stakeholders in capacity-building and science-communication actions, translating complex data into information applicable to decision-making and to raising awareness about megafauna conservation and floodplain ecosystems. As an economic impact (direct or potential), optimizing the targeting of field efforts and spatial prioritization is expected to reduce operational costs and increase the efficiency of interventions, with possible positive effects on legal conservation-related activities such as nature-based tourism and territorial management. These impacts fall mainly within the thematic areas of Environment, Education, Communication, and Technology and Production, and are also aligned with SDGs 15 (Life on Land), 13 (Climate Action), and 6 (Clean Water and Sanitation), say contributing to evidence-based monitoring, habitat protection, and the sustainable management of a key landscape in the Zambezi Delta.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	13
SEGUNDA PARTE.....	16
ARTIGO 1- Estrutura Fitofisionômica da Paisagem no Complexo de Marromeu	16
ARTIGO 2 - Análise de Ocupação de Herbívoros no Complexo de Marromeu.....	43
TERCEIRA PARTE.....	82
2 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	82
REFERÊNCIAS.....	84

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

A distribuição espacial de grandes herbívoros em paisagens naturais resulta de interações complexas entre disponibilidade de recursos, estrutura do habitat, sazonalidade ambiental e pressões antrópicas. Em ecossistemas savânicos e sistemas alagáveis, esses processos tornam-se particularmente dinâmicos, uma vez que variações espaço-temporais na vegetação e na disponibilidade hídrica influenciam diretamente o uso do habitat, o comportamento das espécies e sua detectabilidade em levantamentos ecológicos (Hopcraft *et al.*, 2010; Deng *et al.*, 2020).

Nesse contexto, a heterogeneidade da cobertura vegetal constitui um componente central na ecologia de paisagens, pois reflete variações espaciais na composição e estrutura da vegetação, afetando a distribuição de recursos, a conectividade entre habitats e a organização da biodiversidade em diferentes escalas (Tonetti *et al.*, 2023). Em ambientes caracterizados por forte sazonalidade hidrológica, como planícies de inundação, a heterogeneidade é amplificada pelos pulsos de inundação, que modulam a produtividade primária, a estrutura da vegetação e a disponibilidade de áreas acessíveis para a fauna (Junk *et al.*, 1989; Tockner *et al.*, 2000).

O Complexo de Marromeu, localizado na porção sul do delta do rio Zambeze, em Moçambique, representa um exemplo emblemático desse tipo de sistema. A área é caracterizada por extensas planícies sazonalmente inundáveis, formações florestais, miombos e ambientes ribeirinhos, compondo um mosaico ambiental altamente heterogêneo que sustenta populações expressivas de grandes herbívoros e outras espécies de importância ecológica (Stalmans; Beilfuss, 2008; Beilfuss; Brown, 2006). Além disso, trata-se de uma área reconhecida internacionalmente como sítio Ramsar, evidenciando sua relevância para a conservação de ecossistemas de zonas húmidas e da biodiversidade associada (Pritchard, 2009; ANAC, 2016).

Em sistemas como o delta do Zambeze, a dinâmica hidrológica exerce papel estruturante na organização ecológica, influenciando a distribuição de nutrientes, a

produtividade vegetal e a acessibilidade dos habitats ao longo do ano. Esses fatores, por sua vez, determinam padrões de movimentação, seleção de habitat e ocupação de grandes herbívoros, especialmente durante períodos de escassez hídrica (Beilfuss; dos Santos, 2001; Hopcraft et al., 2010). Paralelamente, distúrbios como o fogo e a herbivoria interagem na modulação da biomassa vegetal e na estrutura da paisagem, influenciando a disponibilidade de recursos e a configuração do mosaico de habitats (Karp et al., 2024).

Apesar da relevância desses processos, a compreensão dos padrões de distribuição da fauna em paisagens complexas depende de uma representação espacial confiável da cobertura vegetal. Nesse sentido, o sensoriamento remoto tem se consolidado como uma ferramenta fundamental para o mapeamento de fitofisionomias e análise da heterogeneidade da paisagem, permitindo a obtenção de informações espaciais consistentes em diferentes escalas (Drusch et al., 2012; Horning et al., 2010). Contudo, a qualidade desses produtos depende de decisões metodológicas rigorosas e de avaliação de acurácia, uma vez que erros de classificação podem comprometer interpretações ecológicas subsequentes (Congalton; Green, 2019; Olofsson et al., 2014).

Além da caracterização do habitat, a inferência sobre a distribuição de espécies enfrenta outro desafio central: a detectabilidade imperfeita. Em levantamentos de fauna, a não detecção de uma espécie não implica necessariamente sua ausência, o que pode gerar vieses significativos nas estimativas de ocorrência (MacKenzie et al., 2002). Modelos de ocupação foram desenvolvidos justamente para lidar com esse problema, permitindo estimar separadamente a probabilidade de ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p), a partir de dados com réplicas espaciais ou temporais (MacKenzie et al., 2006). Essa abordagem é particularmente relevante em ambientes heterogêneos e dinâmicos, nos quais fatores como estrutura da vegetação e condições ambientais influenciam diretamente a detectabilidade das espécies.

Diante desse contexto, esta dissertação tem como objetivo analisar os padrões de ocupação de grandes herbívoros em relação à heterogeneidade da cobertura vegetal no Complexo de Marromeu, integrando mapeamento de fitofisionomias e modelagem de ocupação. Especificamente, buscou-se: mapear e descrever a distribuição espacial das fitofisionomias com base em imagens Sentinel-2; avaliar a qualidade do produto

cartográfico por meio de métricas de acurácia; e estimar a ocupação e a detectabilidade de três espécies de grandes herbívoros, búfalo (*Syncerus caffer*), chango (*Redunca arundinum*) e piva (*Kobus ellipsiprymnus*), em função de covariáveis ambientais e antrópicas.

Para atender a esses objetivos, o trabalho foi estruturado em duas partes complementares. A primeira aborda o mapeamento das fitofisionomias do Complexo de Marromeu, estabelecendo a base espacial para análise da heterogeneidade da paisagem. A segunda parte analisa os padrões de ocupação das espécies-alvo, integrando variáveis ambientais e antrópicas à modelagem ecológica. Em conjunto, essas abordagens permitem avançar na compreensão da relação entre estrutura da paisagem e distribuição da fauna, contribuindo para o monitoramento, a conservação e o manejo de ecossistemas alagáveis tropicais.

SEGUNDA PARTE**ARTIGO 1- Estrutura Fitofisionômica da Paisagem no Complexo de Marromeu**

Artigo 1 - Elaborado conforme a norma NBR 6022	
Título do artigo:	Estrutura fitofisionômica da paisagem no Complexo de Marromeu
Autores:	Natália Rosa Alexandre Avelino, Marcelo Passamani, Hugo Adriano Mabilana

RESUMO

Este estudo teve como objetivo mapear e descrever as fitofisionomias do Complexo de Marromeu, em Moçambique. A área de estudo, com aproximadamente 9.413,41 km², localiza-se na metade sul do delta do rio Zambeze e na escarpa adjacente de Cheringoma, sendo caracterizada por forte sazonalidade hidrológica, extensas planícies inundáveis e mosaico de formações vegetais. Para o mapeamento, foi utilizada uma imagem multiespectral do satélite Sentinel-2, referente ao ano de 2025, com resolução espacial de 10 m, empregando-se as bandas azul, verde, vermelha e infravermelho próximo. As amostras de referência foram delimitadas no Google Earth Pro em áreas homogêneas e posteriormente convertidas para formato compatível com sistemas de informação geográfica. A classificação supervisionada foi realizada por meio do algoritmo de Máxima Verossimilhança, seguida de pós-processamento e generalização cartográfica. A qualidade temática do mapa foi avaliada por matriz de confusão, com estimativas de acurácia global, acurácia do produtor, acurácia do usuário e erros de omissão e comissão. O mapeamento permitiu discriminar 14 classes temáticas, revelando uma paisagem em mosaico composta por formações florestais, miombos, pradarias, ambientes aquáticos e unidades costeiras. As classes de maior representatividade espacial foram a Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, com 23,62% da área total, o Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma, com 20,89%, o Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma, com 12,89%, a Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, com 12,48%, e a Floresta Arenosa de Inhamitanga, com 10,71%. A classificação apresentou acurácia global de 93,53%, indicando elevado desempenho e boa confiabilidade do produto cartográfico. Embora algumas classes associadas à dinâmica hídrica tenham apresentado maior incerteza temática, os resultados demonstram que a integração entre imagens Sentinel-2, classificação supervisionada e avaliação de acurácia foi eficiente para representar a heterogeneidade fitofisionômica do Complexo de Marromeu. Conclui-se que o mapa gerado constitui uma base robusta para estudos ecológicos, monitoramento ambiental, planejamento territorial e manejo da fauna no delta do Zambeze.

Palavras-chave: fitofisionomias; sensoriamento remoto; classificação supervisionada; acurácia cartográfica; Complexo de Marromeu; delta do Zambeze.

1 INTRODUÇÃO

A distribuição espacial de grandes herbívoros em paisagens naturais resulta de interações complexas entre disponibilidade de recursos, estrutura do habitat, sazonalidade ambiental e pressões antrópicas, a própria interação entre herbívoros e a vegetação é um processo ecológico estruturante, capaz de alterar a composição, a biomassa e a dinâmica de comunidades vegetais e, por consequência, modificar condições de habitat e recursos disponíveis na paisagem (Xu *et al.*, 2023).

Nesse cenário, a heterogeneidade da cobertura vegetal, entendida como a variação espacial na composição e na configuração de unidades de vegetação, é frequentemente tratada como um atributo central para explicar padrões ecológicos, pois influencia a distribuição de recursos, a conectividade e a diversidade de habitats em diferentes escalas (Tonetti *et al.*, 2023).

A descrição espacial dessa heterogeneidade depende de uma base cartográfica coerente e verificável, na qual mapas temáticos de cobertura e uso do solo funcionam como insumos diretos para diagnóstico ambiental, planejamento territorial e definição de prioridades de conservação. Em aplicações ecológicas, a robustez desses mapas não se resume à produção do produto final: ela também exige decisões metodológicas transparentes sobre fonte de dados, resolução espacial e procedimentos de validação, porque erros de classificação podem se propagar para análises posteriores (Congalton; Green, 2019; Olofsson *et al.*, 2014).

Essa necessidade torna-se ainda mais evidente em paisagens complexas e dinâmicas, como planícies de inundação com mosaicos de habitat, a exemplo do Complexo de Marromeu (Stalmans; Beilfuss, 2008). O Complexo de Marromeu é um segmento do Rio Zambeze em Moçambique, uma área de conservação que inclui as Coutadas Oficiais 10, 11, 12 e 14 e a Reserva Nacional de Marromeu (Biofund, 2024). Este é reconhecido como sítio Ramsar devido à sua importância como zona húmida, caracterizada por um mosaico de paisagens que inclui pradarias aluviais, floresta pantanosa e sistema deltaico de mangue, abrigando savana lenhosa e plantas aquáticas (CEAGRE, 2015).

A Reserva Nacional de Marromeu que junto das coutadas que servem de área tampão para a mesma, foi criada em 1960 pelo Diploma Legislativo n.º 1995, inicialmente como Reserva Especial de Protecção de Búfalos de Marromeu, com cerca de 1.500 km² (≈

1.558,8 km²), tendo como objetivo primário proteger o búfalo africano (*Syncerus caffer* (Sparman, 1779); posteriormente, no contexto da adesão de Moçambique à Convenção Ramsar, o Complexo de Marromeu (do qual a RNM faz parte) foi designado como a primeira Terra Úmida de Importância Internacional do país, ampliando o enfoque de gestão para a conservação de ecossistemas e serviços ecossistêmicos associados (ANAC, 2016).

Neste trabalho, utiliza-se o termo fitofisionomia como unidade de vegetação definida principalmente por sua fisionomia, isto é, pelo conjunto de formas de vida dominantes e pela estrutura da cobertura vegetal, tal como empregado em manuais e sínteses clássicas de vegetação (Coutinho, 2006; IBGE, 2012). Para representar espacialmente esse mosaico, o sensoriamento remoto e os Sistemas de Informação Geográfica oferecem meios eficientes de observação da paisagem em escala regional, permitindo discriminar classes por diferenças espectrais e padrões espaciais, com capacidade de repetição temporal para monitoramento (Horning *et al.*, 2010; Drusch *et al.*, 2012). A partir de imagens de satélite, é possível identificar e discriminar unidades de paisagem com base em atributos como resposta espectral, forma, textura, cor e tonalidade, delimitando classes relativamente homogêneas que, em conjunto, compõem o mosaico de habitats (Florenzano, 2011).

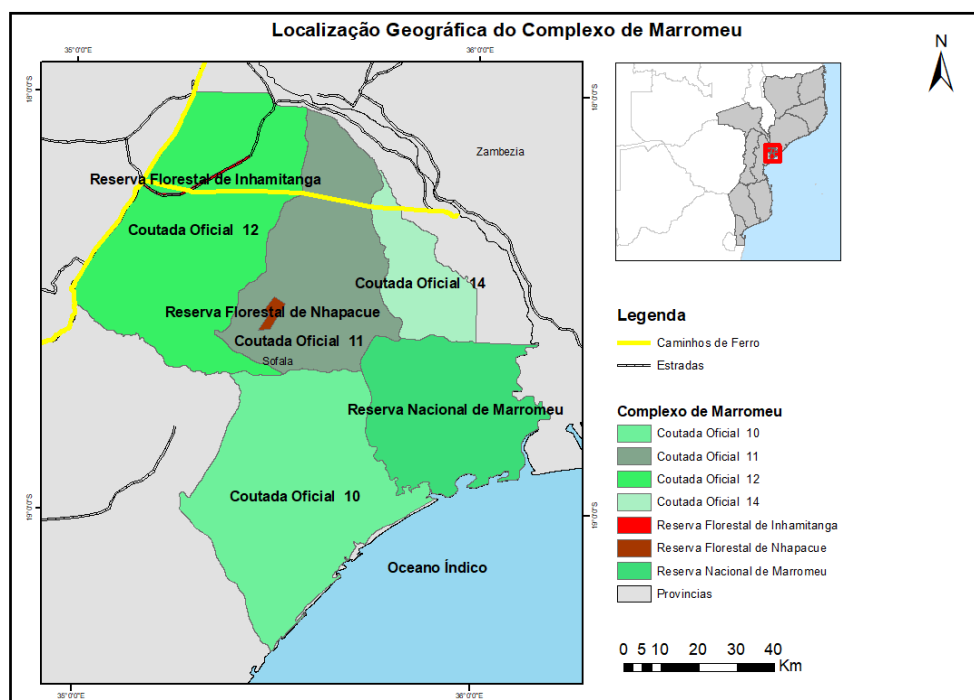
Dessa forma, o objetivo deste trabalho é mapear e descrever a distribuição espacial das fitofisionomias do Complexo de Marromeu, produzindo um mapa temático que consolide as classes de ecossistemas relevantes à área e uma avaliação objetiva da qualidade do produto cartográfico por meio de procedimentos de validação e métricas de acurácia (Congalton; Green, 2019; Olofsson *et al.*, 2014). Esse mapa constitui a base espacial para as análises ecológicas desenvolvidas no segundo artigo desta dissertação, ao fornecer uma representação padronizada do mosaico de habitats sobre o qual serão avaliados padrões ecológicos e processos associados

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado no Complexo de Marromeu (Figura 1), inserido na porção oriental da paisagem de conservação Gorongosa–Marromeu, localizada na metade sul do delta do rio Zambeze e na extremidade sul do sistema do Grande Vale do Rift, que se estende da Etiópia até Moçambique (Stalmans; Beilfuss, 2008; Parque Nacional da Gorongosa, 2018).

Figura 1 – Localização geográfica da Área de Estudo



Fonte: Autora (2026)

O Complexo de Marromeu abrange a metade sul do delta do Zambeze e a escarpa adjacente de Cheringoma (Figura 1), situando-se aproximadamente entre as latitudes 19,336021° S e 17,999801° S e as longitudes 34,990465° E e 36,189750° E (WGS84), na província de Sofala, abrangendo os distritos de Marromeu, Cheringoma e Muanza (CEAGRE, 2022). A área total considerada neste estudo corresponde a aproximadamente 9.413,41 km², estimada em SIG a partir do polígono do Complexo de Marromeu.

Em termos de composição e uso do território, o Complexo inclui a Reserva Nacional de Marromeu e as coutadas oficiais n.º 10, 11, 12 e 14, além das Reservas Florestais de Nhampacué e de Inhamitanga (Figura 1), grandes áreas agrícolas comerciais e terras comunitárias (Beilfuss *et al.*, 2010).

As coutadas oficiais em Moçambique são definidas na legislação como áreas de conservação de uso sustentável, de domínio público do Estado, delimitadas e destinadas a actividades cinegéticas e à protecção das espécies e ecossistemas, nas quais o direito de caçar só é reconhecido por via de contrato de concessão celebrado entre o Estado e o operador, em conformidade com o respectivo plano de manejo e com as quotas anuais fixadas em diploma específico (Pritchard, 2009; Moçambique, 2017, arts. 18, 21 e 28). Neste enquadramento, a caça desportiva constitui uma das modalidades de caça previstas na lei e pode ser exercida nas coutadas oficiais, fazendas do bravio e noutras áreas de conservação de uso sustentável e zonas tampão, nos termos da legislação aplicável e do plano de manejo (Moçambique, 2017, arts. 27, 28, 30 e 35). De acordo com a ANAC, a validade da licença de caça desportiva coincide com o período venatório de 1 de abril a 30 de novembro, salvo indicação diferente no diploma que publica a quota anual de abate da respectiva época venatória (ANAC, 2026).

Complementarmente, o relatório da Ramsar Advisory Mission registra um exemplo de evento ou pressão localizado ao apontar que um local específico de perfuração exploratória foi estabelecido dentro do sítio Ramsar numa área conhecida como Coutada 12, reforçando que impactos e intervenções podem estar associados a coutadas particulares (Pritchard, Bamba; Rilla, 2009).

A Reserva Nacional de Marromeu (RNM) localiza-se no distrito de Marromeu, província de Sofala, ocupando a porção mais baixa e pantanosa do Complexo de Marromeu, no delta do Zambeze; no Plano de Maneio, seus limites são descritos, em linhas gerais, como: a norte, a Coutada 14 e parte da Coutada 11; a sul, o Oceano Índico; a leste, o rio Zambeze; e a oeste, a Coutada 10 e parte da Coutada 11 (ANAC, 2016).

Em documentos técnicos e de gestão do Complexo de Marromeu, existe informação específica para cada uma das quatro coutadas oficiais: no Relatório do Censo da Fauna Bravia no Complexo de Marromeu, Edição de 2021, as áreas são discriminadas por unidade de conservação:

Tabela 1 – Áreas (km²) e operadores das coutadas oficiais associadas à Reserva Nacional de Marromeu

Unidade	Área (km ²)	Operador
Coutada 10	2.605	Marromeu Safaris, Lda
Coutada 11	1.868	Promotur, Lda
Coutada 12	2.732	Companhia de Moçambique / Nyala Safaris, Lda
Coutada 14	942	Nyati Safaris
Reserva Nacional de Marromeu	1.556	ANAC

Fonte: ANAC (2016); CEAGRE (2022).

No âmbito Ramsar, o Complexo é descrito como um sítio de grande escala no delta do Zambeze, cuja relevância deriva do mosaico de habitats inundáveis e costeiros e da sua importância para biodiversidade e meios de vida locais, sendo reconhecida por sustentar grandes manadas de búfalos e elevada importância para aves aquáticas (Pritchard; Bamba; Rilla, 2009).

A região apresenta marcada sazonalidade climática, em escala distrital (Marromeu), o Ministério da economia e finanças, a Agência de desenvolvimento do vale do Zambeze e o Ministério da terra, ambiente e desenvolvimento rural (MEF *et al.*, 2015) indicam precipitação média anual de aproximadamente 1.428 mm e temperatura média anual em torno de 25,2 °C, com maior concentração de chuvas entre novembro e abril (cerca de 84%) e um período mais seco entre junho e outubro, sendo maio e novembro meses de transição (MEF *et al.*, 2015). Em escala mais local, no âmbito da Reserva Nacional de Marromeu, a Administração nacional das áreas de conservação (ANAC, 2016) descreve duas estações operacionais (seca e fria, abril–agosto; quente e chuvosa, setembro–março) e destaca que a precipitação anual média (910 mm) se concentra sobretudo entre dezembro e março (Anac, 2016).

Essa sazonalidade, associada à dinâmica hidrológica do Zambeze e da planície de inundação, condiciona a disponibilidade de água e a distribuição espacial da fauna; na estação seca, os movimentos e a distribuição tendem a ser determinados pela

disponibilidade de água e pela manutenção de pasto verde ao longo das linhas de drenagem, o que pode influenciar padrões de ocupação e detectabilidade em levantamentos de fauna (ANAC, 2016; CEAGRE, 2022).

Do ponto de vista ambiental, o Complexo de Marromeu insere-se em uma planície aluvial ampla e sazonalmente inundável do delta do Zambeze, incluindo áreas adjacentes de relevo mais elevado associadas à escarpa de Cheringoma, o que favorece uma paisagem em mosaico e gradientes hidráulicos, reunindo diferentes tipos de habitats, como áreas abertas de planície de inundação, zonas alagadas e formações florestais em porções mais altas (Beilfuss; Brown, 2006). Para fins analíticos, a variação espacial dos habitats foi representada por classes de cobertura vegetal obtidas por sensoriamento remoto (Figura 2).

2.2 Métodos

2.2.1 Aquisição de imagens de satélite

Para o mapeamento, foi utilizada uma imagem multiespectral do satélite Sentinel-2 (sensor MSI – *MultiSpectral Instrument*), referente ao ano de 2025, com resolução espacial de 10 m. A imagem foi organizada como um produto multibanda contendo quatro bandas na resolução de 10 m (tipicamente correspondentes às bandas do visível B2–B4 e ao infravermelho próximo B8), permitindo composições coloridas e a extração de informação espectral para discriminação de classes de cobertura/uso do solo.

As bandas B2 (azul), B3 (verde), B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo) foram selecionadas por apresentarem resolução espacial de 10 m e elevada capacidade de discriminação da cobertura do solo, especialmente na diferenciação entre vegetação, solo exposto e corpos de água, devido às distintas respostas espectrais dos alvos nessas faixas do espectro eletromagnético, conforme é possível observar na Tabela 2 (Donatien *et al.*, 2024; Copernicus, 2025).

O arquivo foi importado e inspecionado no ENVI Classic, versão 5.0 (Exelis Visual Information Solutions, Inc., 2012), mantendo as características espaciais do produto: sistema de referência em WGS-84 e coordenadas geográficas (Lat/Lon), com tamanho de pixel de aproximadamente 10 m (no cabeçalho: 0,00009°) e dimensões de 13353 × 14877 pixels.

Tabela 2 – Características das bandas do sensor MSI do Sentinel-2 utilizadas no estudo.

Banda	Comprimento de onda central (nm)	Faixa espectral (nm)	Resolução espacial (m)	Principais aplicações	Justificativa no estudo
B2 (Azul)	490	458–523	10	Água, turbidez, solo	Discriminação água/solo/vegetação
B3 (Verde)	560	543–578	10	Vigor da vegetação	Diferenciação de formações vegetais
B4 (Vermelho)	665	650–680	10	Clorofila, cobertura do solo	Identificação da vegetação
B8 (Infravermelho próximo)	842	785–899	10	Biomassa, vigor, NDVI	Discriminação precisa da vegetação

Fonte: Adaptado de ESA (European Space Agency), Sentinel-2 User Handbook (2026).

2.2.2 Pré-processamento e preparação das imagens

Antes do mapeamento, a imagem Sentinel-2 foi preparada para garantir compatibilidade espacial e qualidade radiométrica nas análises. A cena foi inspecionada quanto à presença de nuvens/sombras e artefatos, e então recortada ao limite da área de estudo. Em seguida, as bandas de interesse foram organizadas em um único arquivo multibanda, preservando a resolução espacial de 10 m.

2.2.3 Definição das classes e delineamento das amostras na imagem

O mapeamento da cobertura do solo do Complexo de Marromeu foi estruturado em consonância com a tipologia nacional de ecossistemas e unidades de vegetação apresentada no *Mapa histórico de vegetação e avaliação da lista vermelha de ecossistemas de Moçambique*, que fornece um referencial padronizado para descrição, comparação e comunicação de classes de vegetação no país (Lötter *et al.*, 2023).

A partir da classificação, foi possível distinguir 14 classes temáticas: Brenha das Dunas Frontais da Foz do Zambeze; Canais Distributários Sazonais; Charcos Sazonais; Corpos de água; Floresta Arenosa de Inhamitanga; Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze; Mangal do Índico Ocidental; Mata das Terras Baixas do Vale do Rift; Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma; Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma; Pradaria

Arbórea do Palmar de Cheringoma; Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze; Sapais Tropicais; e Vegetação da Orla Marítima. Dessas, 11 correspondem efetivamente a fitofisionomias, enquanto Corpos de água, Charcos Sazonais e Canais Distributários Sazonais foram mantidos como classes temáticas não fitofisionômicas, por representarem feições hídricas e ambientes alagados. Na tabela 3 é possível ver uma breve descrição de cada uma delas.

As amostras de referência para cada classe foram delineadas inicialmente no Google Earth Pro, com base na interpretação visual de uma imagem de alta resolução disponível na plataforma. Os polígonos vectorizados em áreas espacialmente homogêneas, evitando-se zonas de transição e feições com mistura evidente de alvos, de modo a reduzir ruído espectral e aumentar a consistência interna de cada classe. As amostras foram distribuídas ao longo de toda a área do Complexo, buscando representar a variabilidade espacial de cada classe (por exemplo, diferenças de textura, tonalidade e contexto paisagístico).

Os polígonos foram organizados por classe e exportados em formato KML/KMZ, sendo posteriormente convertidos para formato compatível com o ambiente SIG (*shapefile*) e utilizados como base para as etapas subsequentes de classificação da imagem e geração do mapa temático final. As amostras foram separadas em subconjuntos destinados ao treinamento e à validação do mapeamento, garantindo independência entre os dados usados para ajustar o modelo/classificador e aqueles empregados na avaliação da qualidade do mapa.

Tabela 3 – Classes Temáticas Mapeadas (continua)

Código	Classe temática	Descrição
BDFZ	Brenha das Dunas Frontais da Foz do Zambeze	Vegetação arbustiva e arbórea densa associada às dunas frontais costeiras.
CDS	Canais Distributários Sazonais	Canais de drenagem com fluxo sazonal, ativos sobretudo no período chuvoso.
CHS	Charcos Sazonais	Depressões temporariamente alagadas, com forte sazonalidade hídrica.
CAG	Corpos de água	Superfícies de água permanente (rios, lagoas...).
FAI	Floresta Arenosa de Inhamitanga	Formação florestal sobre solos arenosos, condicionada pela baixa retenção hídrica.
FTBD	Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze	Floresta de baixa altitude associada à planície e à dinâmica hidrológica deltaica.
MANG	Mangal do Índico Ocidental	Vegetação de mangue.
MTBV	Mata das Terras Baixas do Vale do Rift	Mata de terras baixas associada a condições edáficas e topográficas.
MHCC	Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma	Miombo de zona costeira úmida, com cobertura arbórea típica.
MHPC	Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma	Miombo de planalto, com estrutura arbórea característica e variação edáfica e altitudinal.
PAPC	Pradaria Arbórea do Palmar de Cheringoma	Formação campestre com componente arbóreo disperso em mosaico savânico/palmar.
PIDZ	Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze	Vegetação herbácea de planície inundável controlada pelo pulso de inundação.

VOM	Vegetação da Orla Marítima	Vegetação litorânea adaptada à salinidade, ventos e substrato arenoso.
-----	----------------------------	--

Fonte: Autora (2026)

2.2.4 Processamento, classificação e pós-processamento no ENVI (Maximum Likelihood)

O mapeamento foi obtido por classificação supervisionada com o algoritmo *Maximum Likelihood* (Máxima Verossimilhança). Esse método atribui cada pixel à classe mais provável com base na distribuição estatística das assinaturas espectrais das amostras de treinamento, assumindo que, dentro de cada classe, as respostas espectrais possam ser aproximadas por uma distribuição normal multivariada (gaussiana). Ao final, é produzido um mapa temático (raster) de cobertura/uso do solo com as classes definidas (Jensen, 2015).

Após a classificação, foi realizado pós-processamento para reduzir ruídos típicos de classificação pixel a pixel (efeito *salt-and-pepper*).

2.2.5 Avaliação da Acurácia do Mapeamento

A avaliação da acurácia do mapeamento foi realizada com base em uma matriz de confusão (ou matriz de erros), construída a partir da comparação, para cada amostra de validação, entre a classe atribuída no mapa e a classe de referência (Congalton; Green, 2019; Tyukavina *et al.*, 2025). Nessa matriz, a diagonal principal representa as classificações corretas, enquanto os elementos fora da diagonal quantificam as confusões entre classes, permitindo identificar padrões sistemáticos de erro relevantes para a interpretação ecológica do produto cartográfico (Congalton; Green, 2019; Stehman; Foody, 2019).

A partir da matriz, calculou-se a acurácia global (overall accuracy, OA), definida como a proporção total de amostras corretamente classificadas em relação ao total de amostras avaliadas (Congalton; Green, 2019; Tyukavina *et al.*, 2025). Adicionalmente, foram estimadas métricas por classe, essenciais para avaliar a confiabilidade temática do mapa: a acurácia do produtor (producer's accuracy, PA) expressa a probabilidade de uma amostra de referência de determinada classe ter sido corretamente mapeada, sendo seu

complemento ($1 - PA$) o erro de omissão (ocorrências reais da classe que “faltaram” no mapa); a acurácia do usuário (user’s accuracy, UA) indica a confiabilidade do rótulo no mapa, isto é, a probabilidade de uma unidade classificada como uma classe realmente pertencer a ela na referência, sendo seu complemento ($1 - UA$) o erro de comissão (inclusões indevidas naquela classe) (Congalton; Green, 2019; Tyukavina *et al.*, 2025).

A qualidade temática do mapa foi definida pela interpretação conjunta da OA e das acurácias por classe (UA e PA), pois a OA isoladamente pode ocultar desempenhos contrastantes entre classes, especialmente em cenários com desbalanceamento (classes dominantes versus raras) e diferentes consequências ecológicas associadas a erros de omissão e comissão (Stehman; Foody, 2019; Farhadpour; Warner; Maxwell, 2024). Desse modo, além de reportar as métricas, a matriz foi usada para identificar as confusões mais frequentes e apontar classes com maior incerteza temática, fundamentando a discussão sobre limitações e a adequação do mapa aos objetivos analíticos do estudo (Stehman; Foody, 2019; Tyukavina *et al.*, 2025).

2.2.6 Elaboração cartográfica e generalização dos mapas no ArcGIS

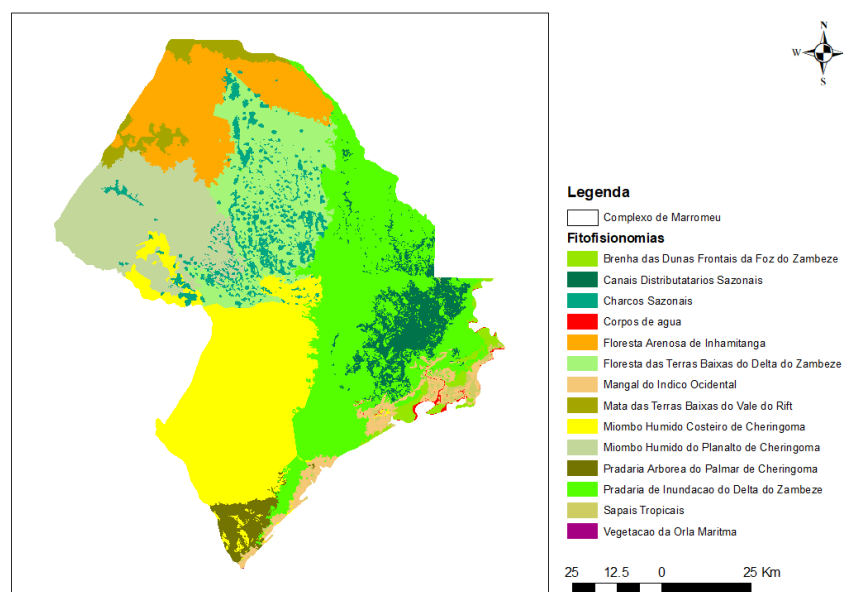
O *raster* temático resultante da classificação supervisionada no ENVI foi exportado e importado no ArcGIS (ArcMap) versão 10.8 para a finalização cartográfica e geração dos mapas. Para melhorar a legibilidade do produto final e reduzir ruídos remanescentes de classificação pixel a pixel, foi realizada uma generalização cartográfica. O raster classificado foi convertido para vetor seguido de Dissolve por classe, visando consolidar polígonos contíguos com a mesma categoria. Polígonos muito pequenos e isolados (artefatos) foram tratados com Eliminate (com base em limiar de área).

3 RESULTADOS

3.1 Mapeamento das fitofisionomias do Complexo de Marromeu

O mapeamento das fitofisionomias do Complexo de Marromeu permitiu discriminar 14 classes temáticas (Figura 2), abrangendo formações florestais, miombos, pradarias, ambientes aquáticos e unidades costeiras.

Figura 2 – Mapa das principais fitofisionomias do Complexo de Marromeu, Moçambique, obtido a partir de classificação supervisionada de imagens Sentinel-2.



Fonte: Dados da pesquisa.

O produto cartográfico evidencia uma paisagem em mosaico, com grandes manchas contínuas intercaladas por áreas sazonalmente alagáveis e elementos lineares associados à rede hídrica (canais e corpos de água).

De forma geral, entre as fitofisionomias mapeadas no Complexo de Marromeu, a classe dominante foi a Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, que ocupou cerca de 24% da área total. Em seguida, destacaram-se as formações florestais e de miombo, especialmente as associadas à região de Cheringoma, com o Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma representando cerca de 21% e o Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma

cerca de 13%, além da Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze (cerca de 12%) e da Floresta Arenosa de Inhamitanga (cerca de 11%). Em conjunto, essas cinco classes somam cerca de 81% da cobertura mapeada do complexo. Para uma visão geral de todas as fitofisionomias, incluindo área e percentuais, ver Tabela 3.

Tabela 4 – Área e proporção das fitofisionomias mapeadas no Complexo de Marromeu

Código	Área (ha)	Percentual (%)
BDFZ	12097,254966	1,268436
CDS	61119,389366	6,408565
CHS	40343,928488	4,230191
CA	1889,451618	0,198115
FAI	102147,076604	10,710451
FTBDZ	118994,409154	12,476948
MIO	23947,865402	2,511011
MTBVR	21504,812689	2,254849
MHCC	199211,595472	20,887979
MHPC	122888,547131	12,885261
PAPC	17363,240675	1,820592
PIDZ	225256,468195	23,618868
ST	6935,902994	0,727252
VOM	14,146054	0,001483

Fonte: Autora (2026)

2.2 Avaliação da Acurácia do Mapeamento

Tal como é possível observar na Tabela 4, A matriz de confusão por área indicou acurácia global de 93,53%, demonstrando bom desempenho geral da classificação. As maiores consistências foram observadas para Brenha das Dunas Frontais da Foz do Zambeze, Floresta Arenosa de Inhamitanga, Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, Pradaria Arbórea do Palmar de Cheringoma e Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, todas com elevados valores de acurácia do produtor e/ou do usuário. Mangal do Índico Ocidental e os dois tipos de Miombo também apresentaram desempenho satisfatório. Em contraste, Corpos de água e Canais Distributários Sazonais exibiram baixa acurácia do usuário, indicando maior erro de comissão, enquanto Mata das Terras Baixas do Vale do Rift apresentou alta acurácia do usuário, mas menor acurácia do produtor, sugerindo maior erro de omissão. Sapais Tropicais apresentou desempenho intermediário, e Vegetação da Orla Marítima não registrou acerto na diagonal da matriz, indicando baixa concordância com as amostras de referência.

Tabela 5 – Métricas de acurácia da classificação derivadas da matriz de confusão (baseadas em área) (continua)

Sigla	PA (%)	UA (%)	Erro de omissão (%)	Erro de comissão (%)
BDFZ	97,86%	99,82%	2,14%	0,18%
CAG	98,99%	33,91%	1,01%	66,09%
CDSZ	97,24%	60,58%	2,76%	39,42%
CHSA	94,08%	74,06%	5,92%	25,94%
FAI	99,84%	88,99%	0,16%	11,01%
FTBD	94,68%	99,29%	5,32%	0,71%
MANG	95,91%	90,99%	4,09%	9,01%
MHCC	96,54%	81,93%	3,46%	18,07%

Tabela 5 – Métricas de acurácia da classificação derivadas da matriz de confusão, baseadas em área (conclusão)

Sigla	PA (%)	UA (%)	Erro de omissão (%)	Erro de comissão (%)
MHPC	92,10%	96,63%	7,90%	3,37%
MTBV	72,16%	100,00%	27,84%	0,00%
PAPC	99,18%	92,54%	0,82%	7,46%
PIDZ	92,96%	99,46%	7,04%	0,54%
SATR	79,20%	98,86%	20,80%	1,14%
VOM	0,00%	0,00%	100,00%	100,00%
Acurácia global (OA)			93,53%	

Nota. PA = acurácia do produtor; UA = acurácia do usuário; erro de omissão = $100 - PA$; erro de comissão = $100 - UA$. Acurácia global (OA) = 93,53%. Métricas calculadas a partir da matriz de confusão baseada em área.

4 DISCUSSÃO

O mapeamento da cobertura e uso do solo a partir do Sentinel-2 (10 m) fornece uma representação espacial detalhada do mosaico de fitofisionomias do Complexo de Marromeu, permitindo descrever a heterogeneidade ambiental em escala compatível com análises ecológicas espaciais e com a modelagem de ocupação. A resolução espacial e a disponibilidade espectral do MSI favorecem a discriminação de unidades fisionômicas e gradientes de vegetação, sobretudo quando o objetivo é caracterizar padrões de estrutura e configuração da paisagem, que são atributos diretamente relevantes para a distribuição de recursos e a utilização de habitat por grandes herbívoros (Drusch *et al.*, 2012).

Em termos ecológicos, a predominância e o arranjo espacial das classes principais mapeadas, como miombos associados ao Planalto de Cheringoma e formações de planície de inundação do delta, são coerentes com a ideia de que sistemas deltaicos e de várzea são governados por gradientes hidrológicos e geomorfológicos, nos quais pulsos de inundação e duração do alagamento modulam a produtividade, a composição florística e a estrutura da vegetação ao longo do espaço (Junk *et al.*, 1989; Tockner *et al.*, 2000; Beilfuss & Brown, 2006).

Esse mecanismo de pulso atua como força organizadora, produzindo alta variabilidade espacial e temporal e, por consequência, forte contraste entre unidades mais estáveis e unidades sazonalmente inundáveis (Junk *et al.*, 1989; Tockner *et al.*, 2000). No contexto do Marromeu, essa organização é particularmente importante porque sustenta uma matriz de habitats que varia de forma marcante em biomassa, palatabilidade e acessibilidade ao longo do ano, exatamente o tipo de heterogeneidade que tende a influenciar padrões de ocupação de herbívoros e sua detectabilidade em levantamentos (Beilfuss & dos Santos, 2001; Beilfuss; Brown, 2006; Hopcraft *et al.*, 2010; Deng *et al.*, 2020).

Funcionalmente, a inundação não representa apenas aumento do nível da água, mas altera a velocidade do fluxo, o tempo de permanência da água na planície e o contacto com o solo e a vegetação. Essas condições influenciam a produção de biomassa em áreas alagadas e a transferência de matéria para o canal principal e trechos a jusante, evidenciando o papel da planície de inundação como zona de produção e transformação de energia e matéria (Junk *et al.*, 1989; Tockner *et al.*, 2000; Beilfuss; Brown, 2006).

Além da inundação, fogo e pastoreio interagem fortemente para reorganizar o mosaico. Em savanas e planícies sazonalmente inundáveis, a inundação modula a inflamabilidade ao controlar umidade do combustível e continuidade da biomassa ao longo do ano; já a herbivoria altera diretamente a quantidade de biomassa herbácea disponível para queimar e, portanto, a probabilidade e a intensidade do fogo. Uma síntese recente em savanas africanas mostra que herbívoros pastadores reduzem biomassa herbácea e atividade de fogo em escala continental, indicando que a distribuição espacial do uso por herbívoros pode desenhar padrões de combustível e, por consequência, de queima (Karp *et al.*, 2024).

Em bacias transfronteiriças como a do Zambeze, pressões de desenvolvimento e mudanças climáticas aparecem explicitamente como desafios à segurança hídrica e à manutenção de dinâmicas naturais que sustentam a integridade ecológica do sistema, reforçando a necessidade de entender o mosaico como resultado de múltiplos forçantes (Lourenco *et al.*, 2025). As planícies de inundação não são “áreas homogêneas”, mas paisagens pulsantes em que inundação, fogo, pastoreio e uso humano produzem heterogeneidade espaço-temporal. A heterogeneidade da paisagem (ou da cobertura vegetal) é um conceito central em ecologia de paisagens e conservação, por expressar variações espaciais em atributos bióticos e abióticos que influenciam processos ecológicos e a distribuição das espécies. No entanto, a literatura recente destaca que o termo é empregado com diferentes significados e métodos de quantificação, muitas vezes sem definição operacional explícita, o que dificulta comparações entre estudos e pode gerar sobreposição com conceitos correlatos (por exemplo, fragmentação, conectividade e complexidade espacial). Tonetti *et al.* (2023) sintetizam esses desafios e reforçam a necessidade de explicitar, de forma consistente, o que está sendo mensurado e como, essa medida se relaciona às hipóteses ecológicas do estudo.

A avaliação da matriz de confusão indicou um bom desempenho geral do mapeamento temático para as classes avaliadas. Ainda assim, a literatura recomenda que a interpretação da qualidade do mapa não seja baseada apenas na acurácia global, pois esse índice pode mascarar erros importantes em classes específicas, especialmente quando há classes com áreas muito diferentes entre si. Por isso, a análise conjunta da acurácia do produtor (PA) e da acurácia do usuário (UA) é mais informativa para interpretar padrões de omissão e comissão por classe (Maxwell *et al.*, 2021).

De modo geral, várias classes apresentaram desempenho elevado e consistente, com valores altos de PA e UA, indicando boa separabilidade temática na classificação. Esse padrão foi observado, por exemplo, em Brenha das Dunas Frontais da Foz do Zambeze, Floresta Arenosa de Inhamitanga, Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, Mangal do Índico Ocidental, Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma e Pradaria Arbórea do Palmar de Cheringoma, cujas métricas sugerem simultaneamente baixa omissão e baixa comissão. Em termos práticos, isso indica que essas classes foram, em geral, bem reconhecidas no mapa e pouco confundidas com outras na amostragem de validação. A literatura destaca justamente que essa combinação (PA e UA altas) é o cenário mais desejável na avaliação de mapas temáticos, porque reflete maior confiabilidade tanto para a classe de referência quanto para a classe mapeada (Maxwell *et al.*, 2021).

Por outro lado, algumas classes exibiram assimetria entre PA e UA, o que é muito importante de discutir. Em Corpos de água, a PA foi alta, mas a UA foi substancialmente menor, indicando que a maior parte das áreas de referência dessa classe foi corretamente identificada, porém parte das áreas mapeadas como Corpos de água correspondeu, na prática, a outras classes (erro de comissão mais elevado). Esse padrão é compatível com situações em que alvos associados à água e umidade apresentam transições espaciais graduais, mistura espectral e/ou variação sazonal nas condições de inundação, o que pode aumentar confusões na borda entre classes hidrologicamente relacionadas (Maxwell *et al.*, 2021; Du *et al.*, 2023).

Situação semelhante (embora com magnitudes distintas) pode ser observada em classes como Canais Distributários Sazonais e Charcos Sazonais, que tendem a compartilhar características ambientais e espectrais ligadas à dinâmica hídrica sazonal. Em ambientes úmidos e deltáicos, a literatura aponta que a natureza dinâmica, diversa e frequentemente fragmentada das áreas úmidas, somada à variabilidade espaço-temporal, dificulta a representação cartográfica e pode aumentar discrepâncias entre produtos e classes mapeadas, especialmente quando há forte influência do pulso de inundação e mudanças sazonais na cobertura superficial (Du *et al.*, 2023).

Em contraste, a classe Mata das Terras Baixas do Vale do Rift apresentou UA, muito alta e PA mais baixa, indicando um padrão inverso: quando o mapa classificou um pixel nessa classe, ele foi geralmente correto (baixa comissão), mas uma parcela relevante

das áreas de referência dessa classe foi atribuída a outras classes (maior omissão). Esse comportamento costuma indicar classe mais conservadora no mapeamento (isto é, pouco “superestimada”), porém parcialmente sub detectada, o que pode ocorrer em classes com transições ecológicas para formações vizinhas ou com heterogeneidade interna da assinatura espectral (Maxwell *et al.*, 2021).

A classe Sapais Tropicais também apresentou diferença entre PA e UA (PA menor que UA), sugerindo que houve omissão mais expressiva do que comissão. Em termos interpretativos, isso indica que parte das áreas de referência de sapal foi absorvida por outras classes no mapa, ainda que as áreas efetivamente rotuladas como sapal tenham sido majoritariamente corretas. Em paisagens costeiras e úmidas, esse tipo de resultado é plausível devido à elevada variabilidade local, à fragmentação e à complexidade de transições entre classes vegetadas e classes influenciadas por umidade e salinidade, fatores amplamente discutidos na literatura de mapeamento de áreas úmidas (Du *et al.*, 2023).

Um ponto que merece destaque é Vegetação da Orla Marítima, que apresentou métricas nulas na matriz. Trata-se de uma classe com representação espacial extremamente reduzida no mapeamento, o que pode tornar as estimativas de acurácia mais instáveis e sensíveis à ausência de acertos na diagonal. A literatura de avaliação de acurácia enfatiza que classes raras/minoritárias podem ter métricas fortemente influenciadas pelo tamanho amostral e pela distribuição das amostras de validação, razão pela qual a leitura da acurácia deve sempre considerar o contexto da classe e não apenas o valor isolado do índice (Maxwell *et al.*, 2021).

5 CONCLUSÃO

O mapeamento das fitofisionomias do Complexo de Marromeu permitiu discriminar 14 classes temáticas e evidenciar a organização da paisagem em um mosaico de formações florestais, miombos, pradarias, ambientes aquáticos e unidades costeiras. As classes mais representativas foram a Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, o Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma, o Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma, a Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze e a Floresta Arenosa de Inhamitanga. A classificação supervisionada com imagens Sentinel-2 e o algoritmo de Máxima Verossimilhança apresentou elevado desempenho, com acurácia global de 93,53%, indicando boa confiabilidade do produto cartográfico. Embora algumas classes tenham apresentado maior incerteza temática, especialmente aquelas associadas à dinâmica hídrica e de menor representatividade espacial, o mapa final mostrou-se adequado para a caracterização da heterogeneidade fitofisionômica da área de estudo. Concluindo-se assim que a abordagem adotada foi eficiente para representar a estrutura espacial da cobertura vegetal do Complexo de Marromeu, fornecendo uma base robusta para estudos ecológicos, monitoramento ambiental, planejamento territorial e subsídio às análises de ocupação de grandes herbívoros desenvolvidas na segunda parte desta dissertação.

6 REFERÊNCIAS

ADMINISTRAÇÃO NACIONAL DAS ÁREAS DE CONSERVAÇÃO (ANAC). **Plano de Maneio da Reserva Nacional de Marromeu (2016-2025)**. Maputo: ANAC/MITADER, 2016.

ADMINISTRAÇÃO NACIONAL DAS ÁREAS DE CONSERVAÇÃO (ANAC). **Turismo cinegético**. [s.d.].

BEILFUSS, R.; DOS SANTOS, D. **Patterns of hydrological change in the Zambezi Delta, Mozambique**. Working Paper n. 2. Program for the Sustainable Management of Cahora Bassa Dam and the Lower Zambezi Valley, 2001.

BEILFUSS, R. D.; BENTO, C. M.; BROWN, C. F.; *et al.* The biodiversity and conservation status of the Zambezi Delta and adjacent areas. In: HIRJI, R.; DAVIS, R. (eds.). **Environmental flows in water resources policies, plans, and projects: findings and recommendations**. Washington, DC: The World Bank, 2010. p. 51-64.

BEILFUSS, R. D.; BROWN, C. F. **Assessing environmental flow requirements for the Marromeu Complex of the Zambezi Delta: application of the DRIFT model**. Maputo: WWF International, 2006. 206 p.

BIOFUND. **MozBio II: componente 1 - complexo de Marromeu: gestão de áreas de conservação e biodiversidade**. Biblioteca Virtual BIOFUND, 2024.

CENTRO DE ESTUDOS EM AGROPECUÁRIA E GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS (CEAGRE). **Mapeamento e inventário de habitats no Complexo de Marromeu**. Beira: CEAGRE, 2015. 98 p.

CENTRO DE ESTUDOS EM AGROPECUÁRIA E GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS (CEAGRE). **Relatório do Censo da Fauna Bravia no Complexo de Marromeu: edição de 2021**. Beira: Centro de Estudos em Agropecuária e Gestão de Recursos Naturais, 2022.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2019.

COPERNICUS. **Sentinel-2 Mission Overview**. European Commission, 2025.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 1-11, 2006.

DONATIEN, L. M. B.; CLOBITE, B. B.; MERIS MIDEL, M. L. Comparing Sentinel-2 and Landsat 9 for land use and land cover mapping assessment in the north of Congo Republic: a case study in Sangha region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 45, n. 9, p. 1-22, 2024.

DRUSCH, M.; *et al.* Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 25-36, 2012.

DU, Y.; ZHANG, Y.; LI, W.; HUANG, C.; JIN, H.; CHAI, Y.; GUO, Z. Comparison and Evaluation of Multiple Global Wetland Products in the Zoige Plateau. **Geosciences**, v. 13, n. 12, 353, 2023.

EXELIS VISUAL INFORMATION SOLUTIONS, INC. **ENVI**. Version 5.0. Boulder: Exelis Visual Information Solutions, Inc., 2012.

FARHADPOUR, S.; WARNER, T. A.; MAXWELL, A. E. Selecting and Interpreting Multiclass Loss and Accuracy Assessment Metrics for Classifications with Class Imbalance: Guidance and Best Practices. **Remote Sensing**, v. 16, n. 3, 533, 2024.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

HOPCRAFT, J. G. C.; OLFF, H.; SINCLAIR, A. R. E. Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 2, p. 119-128, 2010.

HORNING, N.; ROBINSON, J. A.; STERLING, E. J.; TURNER, W.; SPECTOR, S. **Remote sensing for ecology and conservation: a handbook of techniques**. New York: Oxford University Press, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JENSEN, J. R. **Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective**. 4. ed. Boston: Pearson, 2015.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium**. Ottawa: NRC Research Press, 1989. p. 110-127.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 7. ed. Hoboken: Wiley, 2015.

LOURENCO, M.; *et al.* Assessment of source regions of the Zambezi River: implications for regional water security. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 29, p. 4557-4583, 2025.

LÖTTER, M.; *et al.* **Historical vegetation map and red list of ecosystems assessment for Mozambique - Version 2.0 - Final report**. Maputo: Wildlife Conservation Society - Mozambique; USAID/SPEED+; AFD/FFEM, 2023. 481 p.

LORENZEN, E. D.; *et al.* Impacts of wetlands on ungulate distribution in African floodplains. **Journal of Zoology**, v. 312, p. 1-12, 2020.

MAXWELL, A. E.; WARNER, T. A.; GUILLÉN, L. A. Accuracy Assessment in Convolutional Neural Network-Based Deep Learning Remote Sensing Studies - Part 2: Recommendations and Best Practices. **Remote Sensing**, v. 13, n. 13, 2591, 2021.

MINISTÉRIO DA ECONOMIA E FINANÇAS; AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO ZAMBEZE; MINISTÉRIO DA TERRA, AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL. **Perfil ambiental distrital de Marromeu**. Avaliação Ambiental Estratégica, Plano Multisectorial, Plano Especial de Ordenamento Territorial do Vale do Zambeze e Modelo Digital de Suporte a Decisões. [Dezembro 2015].

MOÇAMBIQUE. **Lei n.º 5/2017, de 11 de maio**. Lei da Protecção, Conservação e Uso Sustentável da Diversidade Biológica. 2017.

OLOFSSON, P.; *et al.* Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote Sensing of Environment**, v. 148, p. 42-57, 2014.

PARQUE NACIONAL DA GORONGOSA. **Relatório anual 2017**. Gorongosa: PNG, 2018.

PRITCHARD, D. (Ed.). **Mission report: Zambezi Delta Ramsar Site, Mozambique**. Gland: Ramsar Secretariat, 2009.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction**. 4. ed. Berlin: Springer, 2006.

STALMANS, M.; BEILFUSS, R. **A rapid ecological assessment of the Marromeu Complex, Zambezi Delta, Mozambique**. Maputo: Instituto de Investigação Agrária de Moçambique / WWF, 2008.

STEHMAN, S. V.; FOODY, G. M. Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. **Remote Sensing of Environment**, v. 231, 111199, 2019.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the flood pulse concept. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 16-17, p. 2861-2883, 2000.

TONETTI, V.; PENA, J. C.; SCARPELLI, M. D. A.; *et al.* Landscape heterogeneity: concepts, quantification, challenges and future perspectives. **Environmental Conservation**, v. 50, n. 2, p. 83-92, 2023.

TYUKAVINA, A.; *et al.* **Land Cover and Change Map Accuracy Assessment and Area Estimation Good Practices Protocol**. CEOS WGCV LPV, 2025.

XU, C.; SILLIMAN, B. R.; CHEN, J.; *et al.* Herbivory limits vegetation restoration success globally. **Science**, v. 382, n. 6670, p. 589-594, 2023.

ARTIGO 2 - Análise de Ocupação de Herbívoros no Complexo de Marromeu

Artigo 2 - Elaborado conforme a norma NBR 6022	
Título do artigo:	Análise de Ocupação de Herbívoros no Complexo de Marromeu
Autores:	Natália Rosa Alexandre Avelino, Marcelo Passamani, Hugo Adriano Mabilana.

RESUMO

Este estudo avaliou os padrões de ocupação de grandes herbívoros no Complexo de Marromeu, Moçambique, em relação à heterogeneidade da cobertura vegetal e a covariáveis ambientais e antrópicas. Foram utilizados dados do censo aéreo de 2021, organizados em 349 sítios amostrais de 5×5 km, subdivididos em duas réplicas espaciais, para ajuste de modelos de ocupação de estação única aplicados ao búfalo (*Syncerus caffer*), chango (*Redunca arundinum*) e piva (*Kobus ellipsiprymnus*). Os modelos permitiram estimar separadamente a probabilidade de ocupação (ψ) e a probabilidade de detecção (p), considerando como covariáveis a fitofisionomia, a extensão total de rios, o NDVI, a população humana e os focos de incêndio. Os resultados evidenciaram forte influência dos componentes hidrológicos e do mosaico de habitats sobre a distribuição das espécies. Para o chango, a ocupação estimada foi de $\psi = 0,576 \pm 0,041$ e a detectabilidade de $p = 0,560 \pm 0,040$, com aumento da ocupação em sítios com maior extensão de rios. O búfalo apresentou ocupação estimada de 0,26 após correção pela detectabilidade, sendo tanto a ocupação quanto a probabilidade de detecção positivamente associadas à extensão total de rios. Para a piva, a ocupação estimada foi de $\psi = 0,31$ (SE = 0,037; IC95% = 0,244–0,386), a detectabilidade foi explicada principalmente pela extensão de rios, e a ocupação esteve associada sobretudo à fitofisionomia e ao fogo. Conclui-se que a heterogeneidade da cobertura vegetal, a disponibilidade hídrica e os distúrbios da paisagem são fatores centrais na organização espacial dos grandes herbívoros no Complexo de Marromeu, fornecendo subsídios relevantes para o monitoramento, a conservação e o manejo da fauna no delta do Zambeze.

Palavras-chave: fitofisionomias; detectabilidade imperfeita; réplicas espaciais; modelos de ocupação; censo aéreo.

1 INTRODUÇÃO

A distribuição de herbívoros de grande porte em paisagens heterogêneas resulta da interação entre disponibilidade de recursos, gradientes ambientais e variações espaciais e temporais do habitat, que modulam processos de forrageamento, risco e uso do espaço (Hopcraft *et al.*, 2010; Sianga; Fynn, 2017, Provenza, 2023). Em ecossistemas de savana e alagáveis, essa dinâmica tende a ser particularmente marcada, uma vez que a qualidade e a quantidade de forragem, a disponibilidade de água e a acessibilidade de áreas variam entre estações e entre anos, influenciando deslocamentos e seleção de habitat por herbívoros (Sianga; Fynn, 2017; Provenza, 2023).

Nesse contexto, as fitofisionomias, ou unidades de vegetação, são centrais para a compreensão do uso do espaço, pois sintetizam diferenças em composição vegetal, textura e fertilidade do solo, umidade, regime de inundação e atributos funcionais do habitat relevantes para a fauna (Sianga; Fynn, 2017). Em savanas africanas, a paisagem tende a se organizar como um mosaico dinâmico de fisionomias mais abertas e mais lenhosas, cuja estrutura resulta de gradientes de água e nutrientes e é fortemente modulada por distúrbios e sazonalidade (Deng *et al.*, 2020). Em particular, a interação entre fogo e herbivoria pode reconfigurar rapidamente a estrutura da vegetação e, conseqüentemente, os padrões de uso do habitat (Ngugi *et al.*, 2022; Croker *et al.*, 2023).

A perda acelerada de biodiversidade torna cada vez mais necessário estimar onde as espécies ocorrem e como se distribuem no espaço, de modo a subsidiar ações de conservação e manejo (Ripple *et al.*, 2015). Em Moçambique, evidências de sistemas comparáveis mostram que a heterogeneidade ambiental se relaciona a padrões espaciais de ocorrência e a respostas da fauna em escala de paisagem (Gaynor *et al.*, 2020; Massad *et al.*, 2024). Do ponto de vista amostral, essa heterogeneidade ambiental, somada à heterogeneidade de observação, tende a se traduzir em variação na probabilidade de detecção dos animais entre sítios e réplicas, tornando plausível registrar não detecções mesmo quando a espécie está presente, isto é, falsas ausências (Guillera-Arroita, 2017; DiRenzo *et al.*, 2022; Schmidt *et al.*, 2023).

Assim, abordagens que explicitam o processo de observação e corrigem a detecção imperfeita, como os modelos de ocupação, tornam-se particularmente apropriadas para inferir padrões de ocorrência a partir de dados de detecção/não detecção com amostragens

repetidas (Hochachka *et al.*, 2023). Esses modelos separam a probabilidade de o sítio estar ocupado (ψ) da probabilidade de detectar a espécie quando presente (p), reduzindo vieses associados a falsas ausências e permitindo incluir covariáveis tanto para ψ quanto para p , o que torna as inferências espaciais mais robustas para uso em monitoramento e manejo (MacKenzie *et al.*, 2002; MacKenzie *et al.*, 2006).

Essa distinção entre ocorrência e detectabilidade torna-se ainda mais crítica em sistemas alagáveis, nos quais a dinâmica hidrológica reorganiza sazonalmente a disponibilidade de habitat e a acessibilidade e visibilidade dos animais para diferentes métodos de amostragem (Beilfuss; dos Santos, 2001). O Complexo de Marromeu se insere nesse contexto, por integrar um amplo conjunto de habitats associados ao delta do Zambeze e por ter importância reconhecida como zona úmida de relevância internacional, o que reforça a necessidade de avaliações espaciais robustas para gestão (Ramsar Sites Information Service, 2015).

Diante disso, esta pesquisa tem como foco avaliar a associação entre a riqueza de herbívoros e as fitofisionomias, bem como analisar a distribuição espacial de três grandes herbívoros amplamente registrados no Complexo de Marromeu, o Búfalo (*Syncerus caffer*), a Piva (*Kobus ellipsiprymnus*) e o Chango (*Redunca arundinum*), em função de sua relevância ecológica e de sua recorrência em censos e diagnósticos recentes da fauna bravia na paisagem (CEAGRE, 2022).

Para isso, o estudo aplica modelos de ocupação de estação única no Complexo de Marromeu, estimando padrões de ocupação (ψ) ajustados pela detecção (p) e testando suas relações com covariáveis ambientais e antrópicas.

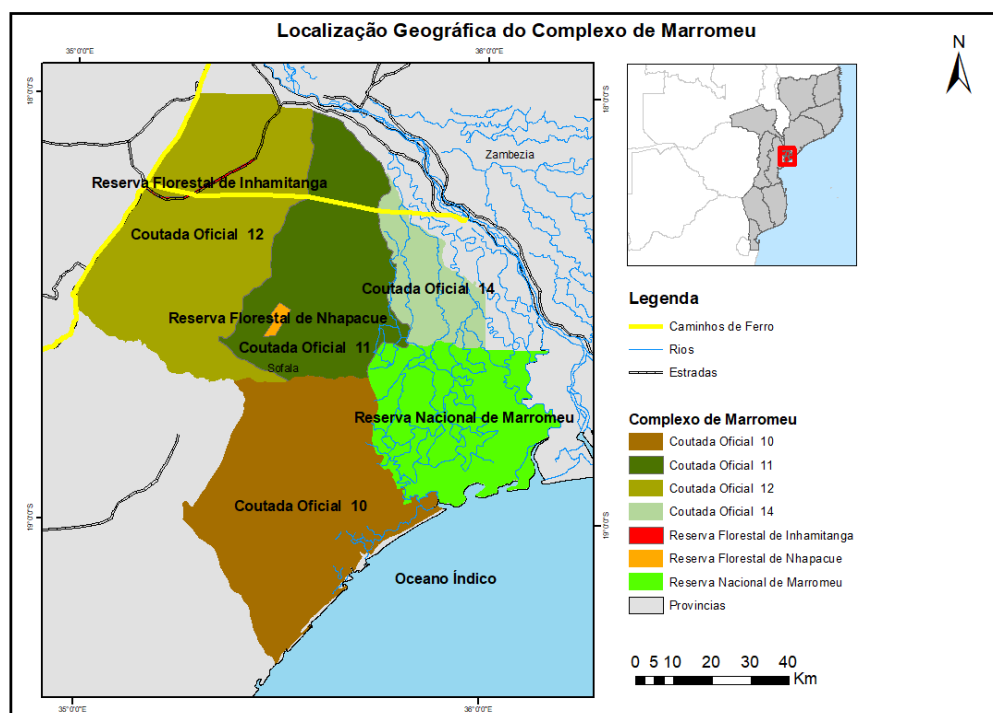
À luz do referencial apresentado, parte-se do pressuposto de que a ocupação dos grandes herbívoros no Complexo de Marromeu varia entre fitofisionomias em função da disponibilidade de recursos e da estrutura do habitat. Pressupõe-se, ainda, que covariáveis ambientais, especialmente aquelas relacionadas à hidrologia e à produtividade vegetal, expliquem parcela importante da variação em ψ , e que covariáveis associadas à detectabilidade (p), incluindo condições de habitat e fatores antrópicos, influenciem a probabilidade de registro das espécies.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado no Complexo de Marromeu (Figura 1), inserido na porção oriental da paisagem de conservação Gorongosa–Marromeu, na metade sul do delta do rio Zambeze, província de Sofala, Moçambique (Stalmans; Beilfuss, 2008; Parque Nacional da Gorongosa, 2018). O recorte espacial adotado abrange a metade sul do delta do Zambeze e a escarpa adjacente de Cheringoma, incluindo áreas dos distritos de Marromeu, Cheringoma e Muanza (CEAGRE, 2022).

Figura 1 – Localização geográfica da Área de Estudo



Fonte: Autora (2026)

A área considerada neste estudo corresponde ao polígono do Complexo de Marromeu utilizado nas análises em SIG, com aproximadamente 9.413,41 km². Em termos de organização territorial, o Complexo inclui a Reserva Nacional de Marromeu (RNM), as coutadas oficiais n.º 10, 11, 12 e 14, além das Reservas Florestais de Nhampacué e de

Inhamitanga, bem como áreas agrícolas e terras comunitárias (Beilfuss *et al.*, 2010; ANAC, 2016).

Do ponto de vista ambiental, o Complexo de Marromeu insere-se em uma planície aluvial ampla e sazonalmente inundável do delta do Zambeze, associada a gradientes topográficos e hidrológicos que incluem áreas mais elevadas na escarpa de Cheringoma. Essa configuração favorece uma paisagem em mosaico, com diferentes tipos de habitats, incluindo áreas abertas de planície de inundação, zonas alagadas e formações florestais em porções mais elevadas (Beilfuss; Brown, 2006).

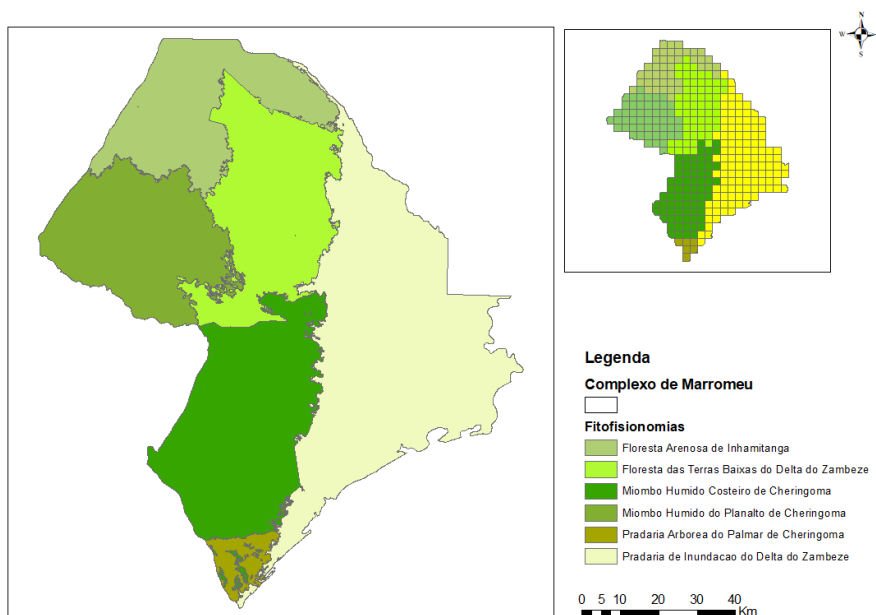
A região apresenta marcada sazonalidade climática e hidrológica, com período chuvoso concentrado entre novembro e abril e período mais seco entre junho e outubro (MEF *et al.*, 2015; ANAC, 2016). Essa sazonalidade, associada à dinâmica da planície de inundação do Zambeze, influencia a disponibilidade de água e recursos forrageiros, afetando potencialmente a distribuição espacial da fauna e os padrões de detectabilidade em levantamentos (ANAC, 2016; CEAGRE, 2022).

2.2 Métodos

2.2.1 Mapear as fitofisionomias

Embora o mapeamento temático inicial tenha distinguido 11 classes de cobertura vegetal, a modelagem de ocupação foi conduzida com 6 fitofisionomias, selecionadas por sua maior representatividade espacial e relevância ecológica para as espécies-alvo. Essa decisão metodológica buscou alinhar a definição das covariáveis de habitat ao recorte biológico e amostral do estudo, uma vez que inferências sobre uso e seleção de habitat são condicionadas à forma como a disponibilidade ambiental é definida e operacionalizada (Johnson, 1980; Beyer *et al.*, 2010; Northrup *et al.*, 2022). A literatura destaca que escolhas analíticas relacionadas à definição de habitat, escala e variáveis ambientais influenciam diretamente a interpretação ecológica e podem introduzir incertezas ou inferências espúrias quando não são compatíveis com a pergunta biológica e com os dados disponíveis (Northrup *et al.*, 2022).

Figura 2 – Principais Fitofisionomias do Complexo de Marromeu



Fonte: Autora (2026)

Além de preservar o gradiente estrutural e funcional dominante na paisagem, esta redução ao mesmo tempo em que minimiza ruídos associados a classes raras, geralmente restritas a pequenas manchas e com baixa contribuição relativa para a composição da área de estudo.

A seleção das seis classes resultou de uma análise da representatividade espacial (percentual de ocupação) de cada classe no recorte da área de estudo, de modo que as classes com maior cobertura foram mantidas como categorias próprias, enquanto as demais foram incorporadas a grupos tematicamente equivalentes (Figura 2). Assim, a legenda final utilizada nas análises e na representação cartográfica prioriza as fitofisionomias mais extensas e recorrentes, refletindo de forma mais robusta o mosaico ambiental predominante na paisagem. Tendo sido consideradas as seguintes fitofisionomias: Floresta Arenosa de Inhamitanga, Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma, Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma, Pradaria Arbórea do Palmar de Cheringoma e Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze.

O fluxo metodológico incluiu a obtenção e pré-processamento de imagens Sentinel-2, a classificação de fitofisionomias e a avaliação de acurácia do mapa temático (conforme observado na Primeira Parte desta dissertação), seguida da organização espacial dos dados do censo aéreo em uma grade amostral e da derivação de covariáveis ambientais e antrópicas para ajuste de modelos de ocupação.

2.2.3 Análise de Ocupação

Os dados biológicos foram provenientes do Relatório do Censo de Fauna Bravia no Complexo de Marromeu, Edição 2021 (CEAGRE, 2022).

Para a análise, a área foi disposta em células de 5×5 km e cada célula foi subdividida em duas réplicas espaciais ($5 \times 2,5$ km) para compor históricos de detecção binários (0/1) por espécie e sua associação com as fitofisionomias dominantes.

A Tabela 1 apresenta as espécies registradas no censo e consideradas na triagem inicial para esta pesquisa; as análises de ocupação focaram em três espécies-alvo (Búfalo, Chango e Piva), por sua relevância ecológica e representatividade nos censos, enquanto os demais táxons registrados foram utilizados para contextualização do esforço e do escopo do levantamento.

Tabela 1 – Lista de Espécies consideradas no censos

Nome comum	Nome da espécie (nome científico)
Búfalo	<i>Syncerus caffer</i>
Imbalabala (<i>bushbuck</i>)	<i>Tragelaphus sylvaticus</i>
Bushpig (porco do mato)	<i>Potamochoerus larvatus</i>
Cabrito cinzento (common duiker)	<i>Sylvicapra grimmia</i>
Cabrito vermelho (<i>red duiker</i>)	<i>Cephalophus natalensis</i>
Elande	<i>Taurotragus oryx</i>

Elefante	<i>Loxodonta africana</i>
Gondonga (<i>hartebeest</i>)	<i>Alcelaphus lichtensteinii</i>
Impala	<i>Aepyceros melampus</i>
Nyala	<i>Tragelaphus angasii</i>
Chango (<i>reedbuck</i>)	<i>Redunca arundinum</i>
Palapala (<i>sable</i>)	<i>Hippotragus niger</i>
Facocero	<i>Phacochoerus africanus</i>
Piva (<i>waterbuck</i>)	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>
Zebra	<i>Equus quagga</i>

Fonte: Autora (2026)

Embora o modelo de ocupação exija observações replicadas para estimar a probabilidade de detecção (p), neste estudo as réplicas não correspondem a visitas em diferentes momentos. Em vez disso, a replicação foi incorporada por meio de réplicas espaciais, obtidas pela subdivisão de cada unidade amostral. Assim, cada célula de 5×5 km (site) foi segmentada em duas subunidades de $2,5 \times 5$ km, gerando duas réplicas espaciais por *site*, observadas no mesmo ano (censo aéreo de 2021). Essa estratégia permite construir um histórico de detecção (0/1) por réplica dentro de cada site, fornecendo a repetição necessária para estimar p e, conseqüentemente, obter estimativas de ψ corrigidas pela detectabilidade possibilitando utilizar a análise de ocupação pelo modelo de MacKenzie *et al.* (2002). A estratégia metodológica adotada neste estudo foi baseada na abordagem descrita por Crego *et al.* (2020), com adaptações ao contexto do Complexo de Marromeu e aos dados disponíveis.

Deste modo a área de estudo foi então representada em uma grade regular de células de 5×5 km tratada como um site (unidade amostral primária), totalizando 349 sites após o recorte pelos limites do Complexo de Marromeu.

Espécies alvo

Considerou-se que o estado de ocupação do site se mantém constante durante a janela amostral do censo de 2021, de modo que diferenças entre as réplicas espaciais reflitam principalmente variação na detectabilidade e ou na distribuição da espécie dentro do site, e não mudanças reais no estado de ocupação naquele período.

Embora o censo aéreo de 2021 tenha registrado 15 espécies na área de estudo, a modelagem de ocupação foi conduzida apenas para Búfalo (*Syncerus caffer*), Chango (*Redunca arundinum*) e Piva (*Kobus ellipsiprymnus*).

Figura 3 – Espécies em estudo



Legenda: Búfalo (*Syncerus caffer*), Chango (*Redunca arundinum*) e Piva (*Kobus ellipsiprymnus*).

Fonte: National Geographic; inaturalist.org (2026)

Do ponto de vista estatístico, modelos de ocupação exigem número suficiente de detecções e uma detectabilidade compatível com a escala de amostragem; espécies com poucos registros, distribuição muito restrita ou baixa visibilidade em levantamentos tendem a gerar estimativas instáveis, com ampla incerteza e baixa robustez inferencial (Lauret *et al.*, 2021; Solà *et al.*, 2025). Em contextos de baixa taxa de detecção, as estimativas de ocupação tornam-se frequentemente imprecisas, indicando a necessidade de aumentar o esforço/eficiência de detecção para melhorar a precisão (van Strien *et al.*, 2026).

Assim, embora as demais espécies sejam relevantes para caracterizar a comunidade, parte delas apresentou baixa frequência de detecção e ou número insuficiente de registros por célula, o que inviabiliza inferências confiáveis sobre a ocupação espacial.

Dentro desse conjunto, as três espécies selecionadas combinam: amostra suficiente (ocorrem em número de células adequado para estimar a probabilidade de ocupação e a detectabilidade), detectabilidade relativamente consistente no contexto do censo aéreo e elevado valor ecológico para interpretar o gradiente ambiental do sistema.

O Búfalo foi incluído por apresentar alta detectabilidade em levantamentos aéreos, coerente com o fato de que a detectabilidade em censos aéreos varia entre espécies e tende a ser explicada por traços como tamanho corporal e tamanho de grupo (schlossberg *et al.*, 2018; schlossberg *et al.*, 2016). Na Reserva Nacional de Marromeu, este é descrito como espécie dominante, observando-se manadas numerosas nas planícies, o que favorece estimativas mais precisas em escala de paisagem (beilfuss *et al.*, 2010). Além disso, a RNM foi criada originalmente como “Reserva Especial de Protecção de Búfalos”, evidenciando o papel do búfalo como espécie focal de conservação local (Biofund, 2017)

O Chango, por sua vez foi selecionado por ser característico de habitats abertos associados à planície de inundação e a linhas de drenagem, ocorrendo com maior frequência onde há cobertura herbácea alta (gramíneas e juncais) e água disponível, o que o torna informativo para discriminar ambientes de várzea no mosaico de fitofisionomias (Du plessis *et al.*, 2016). Além disso, apresentou registros suficientes e contribui para contrastar o uso de habitats ao longo do mosaico de fitofisionomias.

Por fim, a piva (*Kobus ellipsiprymnus*) foi escolhida por sua forte dependência de ambientes, o que a torna um bom indicador do gradiente hidrológico (canais, áreas encharcadas e capins úmidos): a espécie é tipicamente registrada em margens de lagos e rios, formações ribeirinhas e pradarias abertas, devido à sua maior suscetibilidade à desidratação e ao superaquecimento em comparação a outros bovídeos (Becker *et al.*, 2021; Deng *et al.*, 2020).

Além disso, no Complexo de Marromeu, levantamentos aéreos registram a piva sobretudo na margem da planície de inundação e no ecótono, com variação sazonal no número e na distribuição, reforçando sua utilidade para contrastar respostas associadas ao pulso de inundação e à disponibilidade hídrica (Beilfuss *et al.*, 2010). Por ser um antílope de médio a grande porte frequentemente observado em áreas relativamente abertas, tende a apresentar detectabilidade adequada em censos aéreos; ainda assim, a detectabilidade pode variar entre espécies e é influenciada por traços como massa corporal e tamanho de grupo,

o que justifica tratá-la explicitamente no componente de detecção do modelo (Schlossberg *et al.*, 2018).

Dados de ocorrência e construção do histórico de detecção

Os registros de ocorrência das espécies foram obtidos a partir do censo aéreo de 2021 e organizados em ambiente SIG. As observações foram atribuídas às células da grade e, em seguida, às respectivas subunidades ($2,5 \times 5$ km) por operações de interseção espacial. Para cada espécie, foi construída uma matriz de detecção com 349 linhas (sites) e duas colunas (réplicas espaciais), em que um (1) indica que a espécie foi registrada em uma subunidade e 0 indica não registro. Quando houve mais de um registro na mesma subunidade, o valor permaneceu 1, representando apenas a presença detectada naquela réplica.

Como medida descritiva, foi calculada a ocupação *naive* como proporção de sites com pelo menos uma detecção em qualquer uma das duas réplicas. Essa medida foi utilizada apenas para fins comparativos, uma vez que não corrige o viés associado à detecção imperfeita.

Covariáveis ambientais e antrópicas

Procedimentos gerais (aplicar a todas as covariáveis): Todas as covariáveis foram harmonizadas em um mesmo sistema de referência cartográfica e recortadas ao limite do Complexo de Marromeu. Em seguida, cada camada foi resumida por site (célula 5×5 km) por estatísticas zonais (zonal statistics), garantindo que os valores usados na modelagem correspondessem exatamente à unidade amostral do modelo de ocupação.

1) Fitofisionomia

Representa o tipo dominante de cobertura vegetal ou formação da paisagem em cada célula amostral, usada para caracterizar a heterogeneidade ambiental e estrutural do habitat. A classificação por Sentinel-2 é adequada para mapeamento de uso e cobertura da terra em alta resolução espacial (Phiri *et al.*, 2020).

A fitofisionomia foi derivada do mapa temático de cobertura/uso do solo produzido a partir de imagens sentinel-2 msi resolução de 10 m (Gascon *et al.*, 2017). O raster final de classes foi recortado ao Complexo de Marromeu e, para cada site (5×5 km), a

fitofisionomia foi atribuída como a classe dominante (100%) dentro da célula, calculada por estatística zonal sobre os pixels de 10 m.

2) NDVI

Índice espectral que expressa o vigor, a densidade e a atividade fotossintética da vegetação, calculado pela relação entre o infravermelho próximo e o vermelho. É amplamente usado para avaliar condição e estrutura da vegetação por sensoriamento remoto (Rouse *et al.*, 1974; Main-Knorn *et al.*, 2017).

O NDVI foi calculado a partir da mesma imagem sentinel-2 msi de refletância de superfície (level-2a), correspondente ao ano de 2025, para o período sincronizado com o censo aéreo de 2021 de modo a reduzir ruído temporal e representar condições de vigor e estrutura da vegetação próximas à amostragem (Main-knorn *et al.*, 2017; Gascon *et al.*, 2017). Em cada cena, o NDVI foi estimado pela razão normalizada entre o infravermelho próximo e o vermelho. O valor de NDVI por site foi obtido por estatística zonal (média dos pixels dentro de cada célula 5×5 km).

3) Extensão de rios

Corresponde ao comprimento total da rede hidrográfica dentro de cada célula amostral, representando a disponibilidade e proximidade de ambientes aquáticos na paisagem. (Lehner & Grill, 2013).

A covariável extensão de rios, foi derivada de uma base vetorial de hidrografia nacional, recortada ao Complexo de Marromeu (Lehner; Grill, 2013). A rede foi reprojeta para um sistema métrico (UTM) e intersectada com a grade de sites (5×5 km). Para cada site, calculou-se o comprimento total de canais (soma do comprimento dos segmentos) contidos na célula, expresso em km por site. Quando necessário, segmentos coincidentes foram dissolvidos previamente para evitar dupla contagem.

4) População

Representa a densidade populacional humana por célula amostral, usada como proxy de pressão antrópica sobre a paisagem. Dados populacionais em grade, como WorldPop, são aplicados para representar a distribuição espacial da população em alta resolução (Tatem, 2017; WorldPop, 2021).

A população foi incorporada como proxy de pressão antrópica a partir de um raster de distribuição populacional (worldpop), selecionando o ano 2021 de modo a convergir com o censo (Tatem, 2017; Ciesin, 2018). O raster foi recortado ao Complexo de Marroméu e reprojetoado. Em seguida, a população por site foi obtida por estatística zonal, pela média da densidade (hab/km²) dentro da célula.

5) Focos de fogo

Representam a ocorrência de anomalias térmicas associadas a queimadas ou incêndios, indicando perturbação ambiental e pressão antrópica ou natural sobre os habitats. Produtos MODIS e VIIRS de fogo ativo são baseados em algoritmos contextuais de detecção térmica amplamente validados (Giglio *et al.*, 2016; Schroeder *et al.*, 2014).

Os focos de fogo foram obtidos a partir das detecções de active fire (anomalias térmicas) do modis (terra e aqua), disponibilizadas pelo nasa firms (produto de hotspots/vetores, coleção 6/6.1), para o ano de 2021, ou seja, janela sincronizada ao censo. Essas detecções derivam do algoritmo contextual do produto modis de fogo/anomalias térmicas, amplamente validado e atualizado na coleção 6, e incluem atributos que permitem controle de qualidade das detecções (Giglio *et al.*, 2016). Essas detecções são geradas por algoritmos contextuais consolidados para modis e viirs, e incluem atributos de qualidade e confiança que permitem filtrar eventos mais prováveis de fogo (giglio et al., 2016; schroeder et al., 2014).

Os pontos de focos foram importados para o ambiente sig, reprojetoados (UTM) e recortados ao Complexo de Marroméu. A variável foi resumida por site (5 × 5 km) por operações de interseção espacial, calculando-se o número de focos por célula (contagem de pontos dentro do site).

Antes do ajuste dos modelos de ocupação no *software R*, utilizando o pacote *unmarked* (Fiske; Chandler, 2011), com execução em ambiente RStudio, as covariáveis contínuas foram padronizadas por meio da transformação $z\text{-score} = (x - \text{média}) / \text{desvio padrão}$, de forma que cada variável passasse a apresentar média igual a 0 e desvio-padrão igual a 1. Essa etapa foi adotada para reduzir diferenças de escala entre os preditores, contribuindo para a estabilidade numérica do processo de otimização e favorecendo a convergência dos modelos. Além disso, a padronização melhora a interpretabilidade dos

parâmetros e torna mais comparáveis as magnitudes dos coeficientes entre covariáveis contínuas, uma vez que cada estimativa passa a representar o efeito de um aumento de 1 desvio-padrão na covariável, na escala do preditor linear (Schielzeth, 2010). Ressalta-se que essa transformação não elimina colinearidade entre preditores, mas facilita a estimação numérica e a interpretação dos efeitos.

Especificação do modelo e seleção de modelos

Os modelos de ocupação de estação única foram ajustados utilizando função de ligação logit para detectabilidade (p) e ocupação (ψ). A estrutura geral do modelo considerou ψ como função de covariáveis ambientais e antrópicas do site e p como a probabilidade de registrar a espécie em cada réplica espacial dentro do *site*.

Foi adotada uma abordagem de seleção de modelos em duas etapas, com base em um conjunto de modelos candidatos ecologicamente plausíveis previamente definido, de modo a respeitar a estrutura hierárquica dos modelos de ocupação e reduzir a influência de estratégias ad hoc sobre a inferência multimodelo (Lebreton *et al.*, 1992; Morin *et al.*, 2020).

Na primeira etapa, a ocupação foi mantida constante ($\psi(.)$), e foram ajustados modelos candidatos para avaliar a influência de covariáveis de sítio e/ou de ocasião sobre a detectabilidade (p). As estruturas de detectabilidade foram comparadas com base no critério de informação AIC, considerando como competitivos os modelos com ΔAIC (ou ΔAIC_c) ≤ 2 . O suporte relativo foi avaliado por meio de pesos de Akaike, permitindo identificar quais combinações de covariáveis melhor explicaram padrões de ocupação e detectabilidade para cada espécie.

Na segunda etapa, as estruturas de detectabilidade com maior suporte pelos dados, identificadas na etapa anterior, foram mantidas nos modelos, e passou-se a testar a influência das covariáveis de sítio sobre a probabilidade de ocupação (ψ). Dessa forma, a seleção dos modelos de ocupação foi realizada de maneira condicionada às estruturas mais plausíveis para p , permitindo separar de forma mais consistente os efeitos relacionados à detectabilidade daqueles associados à ocupação.

Estimativas finais e produtos espaciais

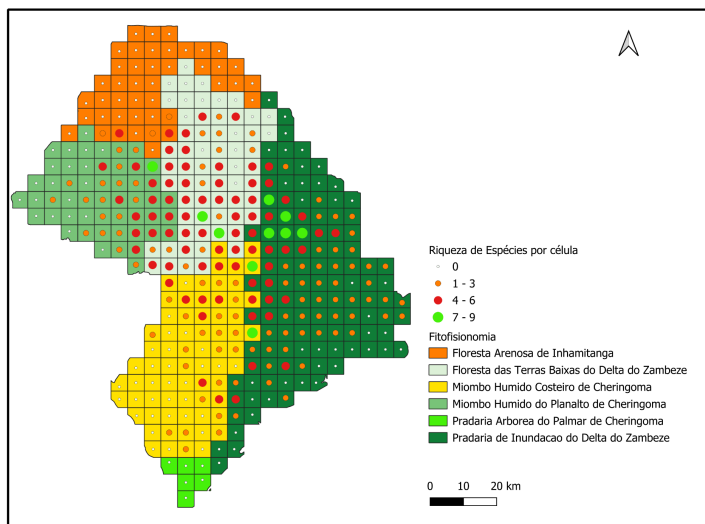
Para cada espécie, foram obtidas estimativas de ψ (ocupação corrigida pela detectabilidade) e p (probabilidade de detecção), acompanhadas de medidas de incerteza (erro-padrão e/ou intervalos de confiança). As estimativas finais de ocupação foram derivadas do modelo selecionado (ou, quando apropriado, a partir de abordagem de média por modelos entre modelos competitivos). Em seguida, as previsões de ψ foram espacializadas para toda a grade, permitindo a geração de mapas de ocupação estimada que auxiliam a interpretação ecológica e o planejamento de monitoramento e manejo na área de estudo.

Organização do processamento e reprodutibilidade

O processamento espacial (construção da grade, subdivisão em réplicas, atribuição de ocorrências e extração/sumarização de covariáveis) foi realizado no ArcGIS ArcMap 10.8. A etapa estatística (ajuste dos modelos de ocupação, seleção de modelos e obtenção das estimativas de ψ e p) foi conduzida no R, utilizando o RStudio como ambiente de desenvolvimento.

3 RESULTADOS

Figura 3 – Riqueza de espécies por célula (5×5 km) no Complexo de Marromeu



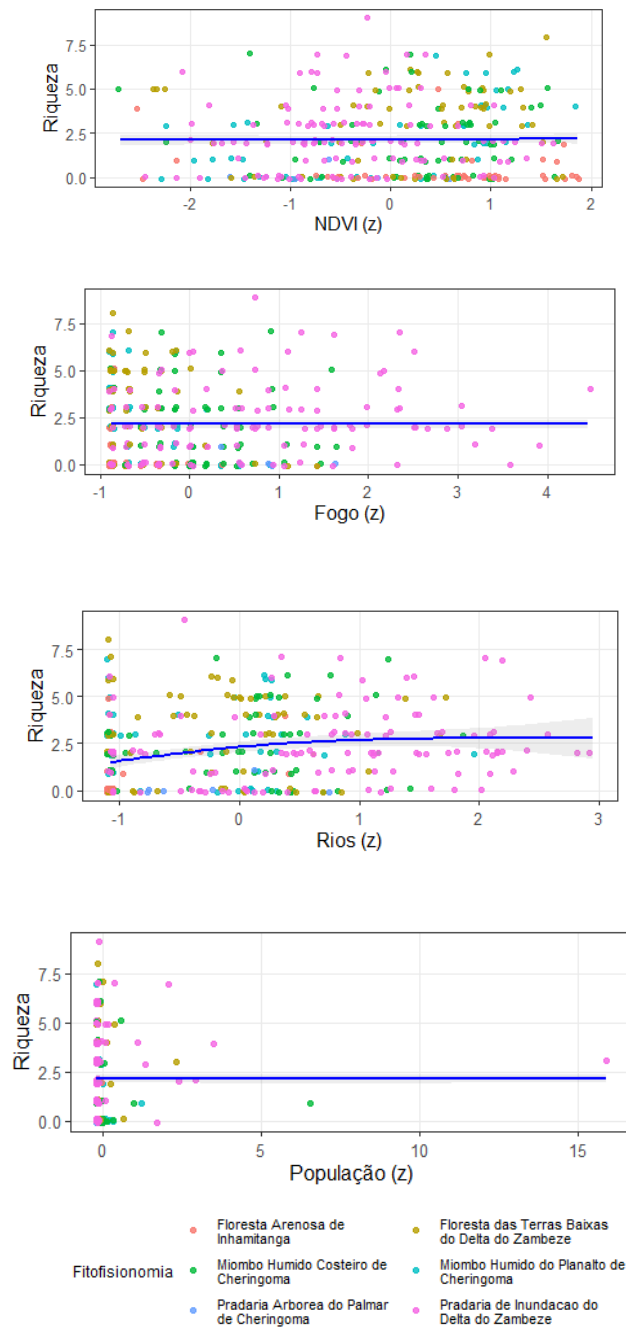
Fonte: Autora (2026)

O padrão espacial de riqueza por célula (5×5 km), estimado a partir de censo aéreo, sugere associação com as fitofisionomias e, sobretudo, com zonas de transição na paisagem. As maiores riquezas (7–9 espécies) e parte das riquezas intermediárias (4–6 espécies) tendem a se concentrar no contato entre a Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze e a Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, enquanto valores baixos (0–3 espécies) predominam em porções mais homogêneas, como a Floresta Arenosa de Inhamitanga e parte das formações de miombo.

Os gráficos bivariados (Figura 3) indicam ampla dispersão da riqueza ao longo de todos os gradientes, sugerindo que a variabilidade intra-fitofisionomia é elevada e que eventuais efeitos dos preditores tendem a ser modestos no nível exploratório. Para NDVI, a curva suavizada permanece praticamente horizontal, sem evidência visual de aumento consistente da riqueza ao longo do gradiente de vegetação, o que aponta para associação fraca quando considerada isoladamente. Em contraste, para rios, observa-se uma tendência positiva mais clara, sobretudo em valores baixos do gradiente, com posterior estabilização, padrão compatível com um efeito não linear/saturante. Para o fogo, a suavização também é essencialmente plana, sugerindo ausência de relação bivariada marcada com a riqueza na

escala analisada. Por fim, para a população, a tendência geral é igualmente fraca, mas a interpretação é limitada pela forte assimetria do preditor.

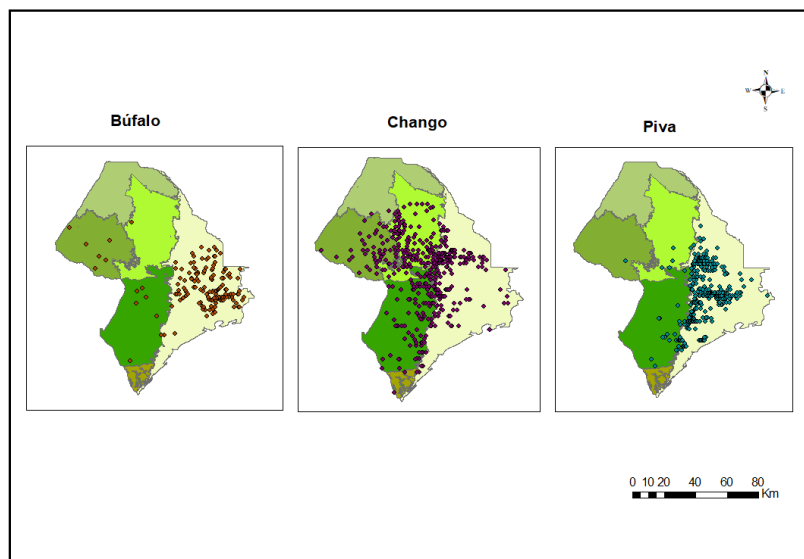
Figura 4 – Riqueza de espécies em função de variáveis ambientais padronizadas (z). Relações bivariadas entre riqueza e NDVI, fogo, rios e população. Pontos = células amostrais (cores = fitofisionomia); linha azul = suavização por GAM; faixa = IC 95%.



Fonte: Dados de Pesquisa.

Os mapas da Figura 4 apresentam a distribuição espacial dos registros do Búfalo (*Syncerus caffer*), do Chango (*Redunca arundinum*) e da Piva (*Kobus ellipsiprymnus*) sobre as fitofisionomias do complexo, onde é possível observar um padrão heterogêneo entre as espécies. Os registros de búfalo mostraram maior agregação predominantemente na Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze, com poucos pontos dispersos em outras fitofisionomias, sobretudo no Miombo Húmido Costeiro de Cheringoma e no Miombo Húmido do Planalto de Cheringoma. Em geral, o Búfalo apresentou maior ocorrência na Reserva Nacional de Marromeu. O Chango apresentou distribuição mais ampla e numerosa, com maior densidade no setor central-oeste (idem), principalmente nas áreas de Miombo Húmido (Costeiro e do Planalto de Cheringoma), e ocorrências também na Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze e na Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze. A Piva exibiu distribuição mais concentrada, com um núcleo principal de registros no setor associado sobretudo à Pradaria de Inundação do Delta do Zambeze e à Floresta das Terras Baixas do Delta do Zambeze, com menor ocorrência fora dessa região; a Piva apresentou que nem o Búfalo também maior ocorrência na Reserva Nacional de Marromeu.

Figura 4 – Distribuição do Búfalo, do Chango e da Piva nas fitofisionomias do complexo de Marromeu



Fonte: Autora (2026)

1. Para Chango

Com base no histórico de detecção em 349 sítios amostrais (duas réplicas por sítio), O Chango foi detectado em 162 dos 349 sítios amostrados (duas réplicas por sítio), resultando em uma ocupação naive de 0,464. Ao corrigir a detecção imperfeita pelo modelo de ocupação, a ocupação estimada aumentou para $\psi = 0,576 \pm 0,041$ (SE=; IC95%: 0,493–0,654). A probabilidade média de detecção foi $p = 0,560 \pm 0,040$ (SE=; IC95%: 0,481–0,636).

Tabela 2 - Modelos de detectabilidade para o chango

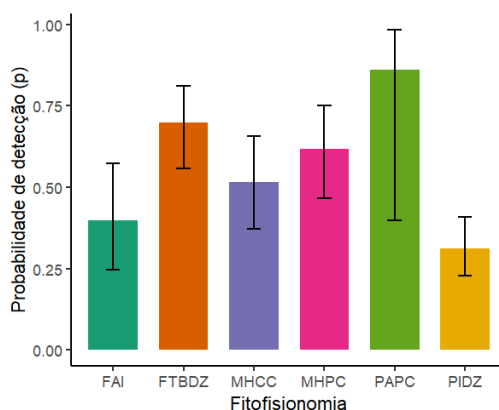
Modelo	AICc	ΔAICc	Peso AICc
$\Psi(\cdot)$, p(fitofisionomia)	820,3	0,00	0,999
$\Psi(\cdot)$, p(NDVI)	834,0	13,71	0,001
$\Psi(\cdot)$, p(rios)	838,5	18,19	0,000
$\Psi(\cdot)$, p($\cdot$)	839,8	19,50	0,000
$\Psi(\cdot)$, p(população)	841,6	21,28	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Quanto à detectabilidade, um único modelo foi claramente selecionado (Δ AICc < 2; peso AICc = 0,999), indicando que p varia entre fitofisionomias (Tabela 1), com valores previstos aproximadamente entre ~0,31 e ~0,86, dependendo da classe.

Para a ocupação, também houve suporte inequívoco para um único modelo (peso AICc = 0,994), mostrando que a probabilidade de ocupação do Chango aumenta positivamente com a extensão de rios no sítio ($\beta = 0,760 \pm 0,286$; $z = 2,66$; $p = 0,0078$; (Ver Tabela 2 e Figura 5). Ao longo do gradiente observado de rios (covariável padronizada), as probabilidades previstas de ψ variaram aproximadamente de ~0,49 (menor valor observado) a ~0,95 (maior valor observado).

Figura 4 – Probabilidade de detecção (p) do Chango por fitofisionomia Negativo ou positivo (Ver beta).



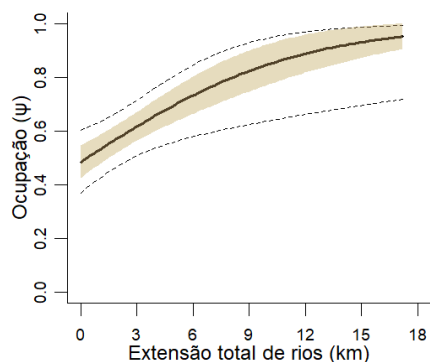
O mais plausível modelo explicando a ocupação do Chango inclui rios na ocupação e Fitofisionomia na detecção (Tabela 2). apresentou relação positiva com a extensão total de rios nas células (Figura 5), com ψ aumentando de 0,487 em áreas com menor extensão de rios para 0,953 em áreas com maior extensão de rios.

Tabela 3 - Modelos de ocupação do chango

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc
$\Psi(\text{rios}),$ $p(\text{fitofisionomia})$	808,6	0,00	0,994
$\Psi(.),$ $p(\text{fitofisionomia})$	820,3	11,71	0,003
$\Psi(\text{população}),$ $p(\text{fitofisionomia})$	821,9	13,28	0,001
$\Psi(\text{fogo}),$ $p(\text{fitofisionomia})$	822,1	13,45	0,001
$\Psi(\text{NDVI}),$ $p(\text{fitofisionomia})$	822,4	13,75	0,001
$\Psi(\text{fitofisionomia}),$ $p(\text{fitofisionomia})$	829,1	20,50	0,000
$\Psi(\text{rios}), p(.)$	830,6	21,95	0,000
$\Psi(\text{fitofisionomia}),$ $p(.)$	831,8	23,15	0,000
$\Psi(\text{NDVI}), p(.)$	839,5	30,90	0,000
$\Psi(.), p(.)$	839,8	31,21	0,000
$\Psi(\text{fogo}), p(.)$	841,2	32,64	0,000
$\Psi(\text{população}), p(.)$	841,8	33,18	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 5 – Relação entre extensão total de rios (km) e ocupação (ψ) do Chango; linha indica predição do modelo e a faixa/tracejadas o IC 95%.



2. Para Búfalo

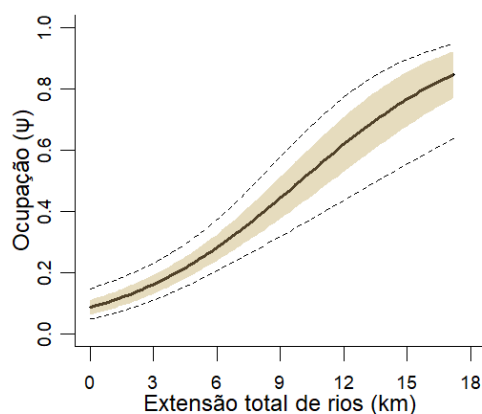
O Búfalo foi detectado em 68 sítios dos 349 amostrados, resultando em uma ocupação naive de 0,20, e uma estimada de 0,26 após a correção pela detectabilidade. Um único modelo de ocupação foi selecionado (apresentou $\Delta AICc < 2$), indicando que a probabilidade de ocupação do búfalo varia positivamente com a extensão total de rios no sítio, com um forte poder explicativo (73%). Possível observar na tabela 4 e Figura 7 respetivamente.

Tabela 4 - Modelos de ocupação do búfalo

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc
$\Psi(\text{rios}), p(.)$	459,2	0,00	0,729
$\Psi(\text{rios}), p(\text{rios})$	461,2	2,00	0,268
$\Psi(\text{fogo}), p(\text{rios})$	472,9	13,67	0,001
$\Psi(\text{NDVI}), p(\text{rios})$	473,1	13,89	0,001
$\Psi(.), p(\text{rios})$	474,0	14,84	0,000
$\Psi(\text{população}), p(\text{rios})$	474,1	14,92	0,000
$\Psi(\text{fogo}), p(.)$	486,8	27,57	0,000
$\Psi(\text{NDVI}), p(.)$	494,9	35,72	0,000
$\Psi(\text{população}), p(.)$	496,2	37,05	0,000
$\Psi(.), p(.)$	497,7	38,47	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 6 – Relação entre extensão total de rios (km) e ocupação (ψ) do Búfalo; linha indica predição do modelo e a faixa/tracejadas o IC 95%.



O Búfalo apresentou uma detectabilidade de $p = 0,987 \pm 0,049$. Da mesma forma que para a ocupação, apenas um modelo de detectabilidade foi selecionado ($\Delta AICc < 2$), correspondente à extensão total de rios (Tabela 1), indicando uma relação positiva: quanto maior a extensão de rios, maior a probabilidade de detecção do búfalo. Ao longo do gradiente observado (Figura 6), a detectabilidade variou aproximadamente de $p = 0,11 \pm 0,03$ (valores mais baixos de extensão de rios) até $p = 0,82 \pm 0,08$ (valores mais altos de extensão de rios).

Tabela 5 - Modelos de detectabilidade para o búfalo

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc
$\Psi(\cdot), p(\text{rios})$	474,0	0,00	0,001
$\Psi(\cdot), p(\text{NDVI})$	497,3	23,27	0,000
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	497,7	23,63	0,000
$\Psi(\cdot), p(\text{população})$	499,7	25,67	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 6 – Probabilidade de detecção (p) do Búfalo em função da Extensão Total dos Rios (km)

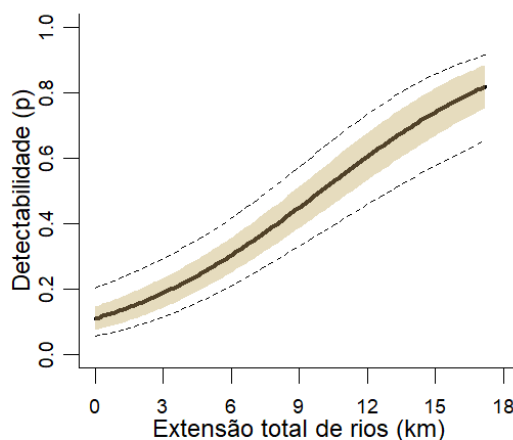
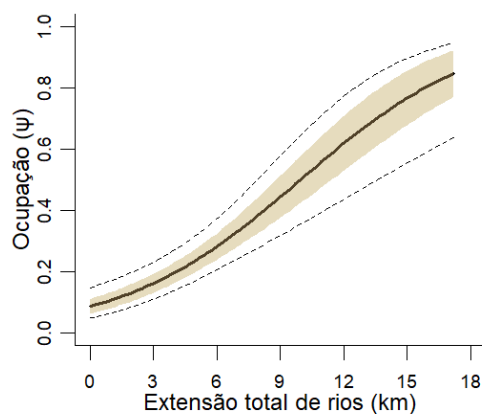


Figura 7 – Relação entre extensão total de rios (km) e ocupação (ψ) do Búfalo; linha indica predição do modelo e a faixa/tracejadas o IC 95%.



3. Para Piva

A Piva (*Kobus ellipsiprymnus*) foi detectada em 84 sítios dos 349 amostrados (duas réplicas por sítio), resultando em uma ocupação naive de 0,24 e uma ocupação estimada de $\psi = 0,31$ (SE = 0,037; IC95% = 0,244–0,386) após a correção pela detectabilidade. A seleção de modelos de detectabilidade indicou suporte exclusivo para um efeito positivo da extensão de rios sobre a probabilidade de detecção ($\beta = 1,176 \pm 0,142$), sugerindo que a

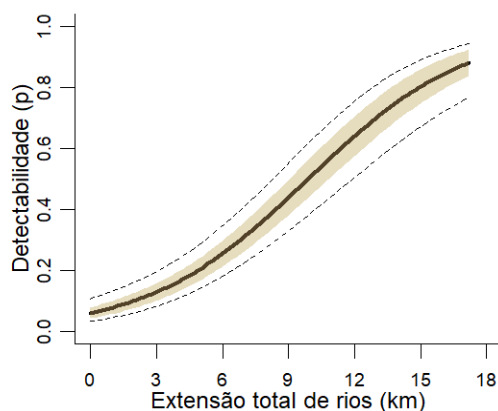
chance de registrar a espécie aumenta substancialmente em sítios com maior influência de drenagens.

Tabela 6 - Modelos de detectabilidade para a piva

Modelo	AICc	ΔAICc	Peso AICc
$\Psi(\cdot), p(\text{rios})$	509,5	0,00	1,000
$\Psi(\cdot), p(\text{NDVI})$	570,7	61,18	0,000
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	571,2	61,71	0,000
$\Psi(\cdot), p(\text{população})$	573,6	64,06	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 7 – Probabilidade de detecção (p) da Piva em função da Extensão Total dos Rios (km)



Considerando esse modelo de detecção, dois modelos de ocupação foram selecionados (Δ AICc < 2), indicando que a probabilidade de ocupação da Piva está associada principalmente à fitofisionomia (peso = 0,54) e ao fogo (peso = 0,44), com evidência de um efeito positivo do fogo sobre a ocupação ($\beta = 1,180 \pm 0,446$; $p = 0,008$). Esses resultados podem ser observados na Tabela 6 e Figura 9 e 10, respectivamente.

Tabela 7 - Modelos de ocupação da piva

Modelo	AICc	ΔAICc	Peso AICc
$\Psi(\text{fitofisionomia}), p(\text{rios})$	493,5	0,00	0,540
$\Psi(\text{fogo}), p(\text{rios})$	493,9	0,41	0,441
$\Psi(\text{rios}), p(\text{rios})$	500,3	6,89	0,017
$\Psi(\text{rios}), p(.)$	507,2	13,75	0,001
$\Psi(\text{NDVI}), p(\text{rios})$	507,7	14,23	0,000
$\Psi(.), p(\text{rios})$	509,5	16,08	0,000
$\Psi(\text{população}), p(\text{rios})$	510,1	16,59	0,000
$\Psi(\text{fogo}), p(.)$	537,9	44,45	0,000
$\Psi(\text{fitofisionomia}), p(.)$	546,6	53,11	0,000
$\Psi(\text{NDVI}), p(.)$	569,0	75,54	0,000
$\Psi(\text{população}), p(.)$	573,1	79,62	0,000
$\Psi(.), p(.)$	573,6	80,14	0,000

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 9 – (A) Contribuição das covariáveis para os modelos de ocupação (ψ) do búfalo, baseada em pesos AICc. (B) Estimativas de ψ por fitofisionomia (média $\pm$ IC 95%).

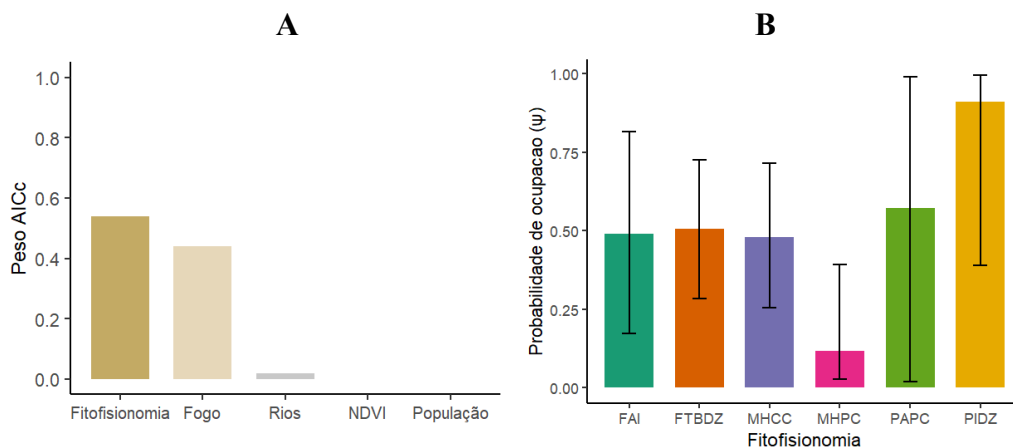
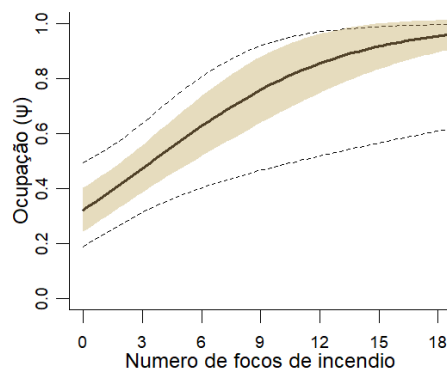


Figura 10 – Relação entre extensão total de rios (km) e ocupação (ψ) da Piva; linha indica predição do modelo e a faixa/tracejadas o IC 95%.



4 DISCUSSÃO

A Figura 2 evidencia variação espacial associada às fitofisionomias onde do ponto de vista ecológico, o padrão apresentado é compatível com a ideia de efeito de borda, no qual interfaces entre unidades de vegetação podem concentrar espécies por complementaridade de recursos e uso de múltiplos habitats, embora a direção e a magnitude do efeito dependam do contraste entre fisionomias e do contexto regional (Willmer *et al.*, 2022). Em planícies aluviais, a dinâmica de inundação e a conectividade hidrológica reorganizam habitats e fluxos de matéria e energia, gerando mosaicos espaço-temporais que, podem favorecer maior ocorrência em áreas sazonalmente conectadas (Wohl, 2025; Dwivedi *et al.*, 2025; Funk *et al.*, 2023).

Como os registros derivam de censo aéreo, é importante reconhecer que o gradiente espacial de riqueza pode refletir, ao menos em parte, erros de detecção, contagem e identificação que variam com cobertura vegetal, complexidade visual, contraste com o fundo e condições operacionais (Davis *et al.*, 2022; Brusa *et al.*, 2024). Evidências recentes mostram que a detectabilidade tende a cair com maior cobertura de dossel/vegetação e que fatores ambientais como estação e condições de observação podem alterar a probabilidade de detecção em levantamentos aéreos, o que ajuda a explicar por que áreas de florestas podem apresentar riqueza observada menor sem que isso signifique necessariamente menor riqueza real (Davis *et al.*, 2022). Além disso, desenho amostral e esforço importam:

mudanças de cobertura/espçamento de transectos e esforço por subáreas afetam a precisão e podem gerar heterogeneidade espacial nos resultados (Montalvo *et al.*, 2022 ; Davis *et al.*, 2022). No próprio Reserva Nacional de Marromeu, há recomendações explícitas para realizar censos antes das primeiras chuvas porque a expansão da água pode dispersar animais na paisagem, alterando a detectabilidade e a distribuição observada (Macandza *et al.*, 2020). Por isso, a interpretação espacial da riqueza deve ser feita com cautela e, quando possível, fortalecida por validação complementar, tais como amostragem terrestre em habitats de baixa visibilidade ou correções ou ajustes para detectabilidade.

Esse viés é consistente com revisões metodológicas que destacam a não detecção e o erro de contagem como limitações centrais de levantamentos aéreos, frequentemente moduladas por características do habitat e da cobertura vegetal (Davis *et al.*, 2022).

Evidências empíricas recentes também indicam que a probabilidade de detecção em levantamentos aéreos tende a diminuir com maior cobertura de dossel, reforçando que valores de riqueza mais baixos em miombos ou florestas podem refletir, ao menos em parte, limitações de visibilidade e não apenas menor riqueza real, como verificado por Batter *et al.*, 2022 no seu estudo realizado em na Califórnia e por Macandza *et al.*, 2020 a quando da realização do relatório de gestão do complexo.

Convém destacar que formações abertas e inundáveis continuam sendo habitats-chave para herbívoros específicos: em savanas úmidas, a planície de inundação pode oferecer dieta de melhor qualidade e maior desempenho energético para espécies dependentes de água (Becker *et al.*, 2021), e no próprio Complexo de Marromeu há evidências de preferência de antílopes por campos, campos inundáveis e arbustos (Mangueze *et al.*, 2026).

Adicionalmente, ressalta-se que, em levantamentos aéreos, a detectabilidade tende a ser imperfeita e pode ser reduzida pela formação de grupos menores e pelo ocultamento pela vegetação, o que reforça a necessidade de modelar explicitamente o processo de detecção para minimizar subestimação de ocorrência e riqueza quando se utilizam apenas contagens brutas (Davis *et al.*, 2022). Nesse contexto, a inferência sobre padrões espaciais torna-se mais robusta quando se separa o processo ecológico (presença e uso do espaço) do processo observacional (probabilidade de registro), evitando que limitações de visibilidade sejam interpretadas diretamente como ausência.

Essa distinção é particularmente relevante porque, em modelos de estação única, um pressuposto central é o fechamento durante a janela amostral, isto é, a condição de que o estado de ocupação não se altere de maneira relevante entre ocasiões (MacKenzie et al., 2002; MacKenzie et al., 2006). Assim, variações temporais dentro do período amostral que alterem a disponibilidade de recursos ou a detectabilidade podem violar esse pressuposto e influenciar as estimativas, especialmente em ambientes sazonais e dinâmicos.

Dessa forma, as diferenças nos padrões de ocupação entre o Búfalo (*Syncerus caffer*), o Chango (*Redunca arundinum*) e a Piva (*Kobus ellipsiprymnus*) não se mostraram muito grandes o que pode ser interpretado como o resultado combinado de preferências ecológicas por recursos e viés de observação.

As semelhanças observadas entre Búfalo e Chango podem refletir, em parte, requerimentos ecológicos compartilhados, uma vez que ambos são predominantemente pastadores e tendem a concentrar o uso do espaço em áreas onde água e forragem de maior qualidade estão mais disponíveis, frequentemente associadas a drenagens e planícies inundáveis. Em sistemas africanos, o Búfalo ajusta fortemente sua distribuição sazonal em função da disponibilidade hídrica, mantendo-se mais associado a rios e fontes permanentes durante a estação seca (Rougier *et al.*, 2020).

De modo compatível, o Chango que teve variação relacionada a fitofisionomia na detecção e proximidade de rios na detecção, é descrito como dependente de água e de cobertura em capim alto, o que favorece o uso de ambientes úmidos e bordas estruturais no mosaico de habitats (Du Plessis *et al.*, 2016; Junker *et al.*, 2024). Assim, uma relação semelhante com a extensão de rios pode representar sobreposição parcial de nicho (água–forragem), embora diferenças na necessidade de refúgio e na estrutura da vegetação provavelmente gerem contrastes finos no padrão de ocupação espacial entre as duas espécies (Rougier *et al.*, 2020; Junker *et al.*, 2024).

A inclusão de fogo como covariável competitiva para a ocupação da Piva sugere que a espécie pode ajustar o uso do espaço em função de mosaicos pós-fogo, possivelmente por mudanças na disponibilidade ou qualidade de forragem e na estrutura de cobertura (Allred *et al.*, 2011). No entanto, como o modelo com fitofisionomia também foi o melhor suportado, é plausível que o fogo esteja parcialmente atuando como proxy de condições

ambientais associadas à dinâmica sazonal e à abertura da paisagem (Archibald *et al.*, 2012; Archibald *et al.*, 2013; Alvarado *et al.*, 2020; Karp *et al.*, 2024).

A ocorrência de grandes focos de incêndio no Complexo de Marromeu, mesmo este sendo reconhecido como uma área úmida de importância internacional (sítio Ramsar), pode parecer, à primeira vista, contraditória. No entanto, essa aparente incoerência se dissolve quando se considera a dinâmica sazonal da paisagem.

Embora o complexo seja caracterizado por extensas planícies sazonalmente inundáveis, a marcada sazonalidade climática da região, com um período chuvoso concentrado entre novembro e abril e uma estação seca pronunciada de junho a outubro, cria uma janela anual de disponibilidade de biomassa herbácea seca, que atua como combustível para queimadas (MEF *et al.*, 2015; ANAC, 2016). Durante a estação seca, a redução do nível de água nas planícies de inundação e a dessecação da vegetação graminosa transformam extensas áreas anteriormente alagadas em ambientes altamente inflamáveis. Esse fenômeno é amplamente documentado em savanas e sistemas alagáveis tropicais, onde o pulso de inundação e o regime de fogo interagem de forma complexa, e não mutuamente excludentes (Junk *et al.*, 1989; Archibald *et al.*, 2012; Karp *et al.*, 2024). Dessa forma, a condição de área úmida não confere imunidade ao fogo; antes, a própria dinâmica hidrológica que define o sistema também modula a inflamabilidade sazonal da paisagem, tornando a ocorrência de incêndios um processo ecologicamente esperado e não uma contradição.

5 CONCLUSÃO

A análise de ocupação aplicada ao Complexo de Marromeu permitiu separar o processo ecológico (ocupação, ψ) do processo observacional (detecção, p) onde os resultados indicam que padrões espaciais de ocorrência dos grandes herbívoros avaliados estão fortemente associados a componentes hidrológicos (rios) e ao mosaico de habitats do sistema (fitofisionomias), com evidências consistentes de aumento de ocupação quanto maior a extensão de rios, especialmente para o Chango e o Búfalo. Para a Piva, a detectabilidade foi explicada principalmente pela extensão de rios, enquanto a ocupação apresentou suporte para variação por fitofisionomia e por fogo, sugerindo que a espécie responde a heterogeneidade estrutural e a mosaicos de distúrbio na paisagem. Em conjunto, os mapas de ψ e p produzidos aqui oferecem uma base espacialmente explícita para orientar monitoramento e priorização de áreas, destacando a necessidade de considerar a detectabilidade em levantamentos aéreos e de refinar inferências futuras com desenho amostral que incorpore replicação temporal e validação em ambientes de baixa visibilidade.

REFERÊNCIAS

ADMINISTRAÇÃO NACIONAL DAS ÁREAS DE CONSERVAÇÃO (ANAC). **Plano de Maneio da Reserva Nacional de Marrómeu (2016-2025)**. Maputo: ANAC/MITADER, 2016.

ALLRED, B. W. *et al.* **Ungulate preference for burned patches reveals strength of fire-grazing interaction**. Ecology and Evolution, 2011. DOI: 10.1002/ece3.12.

ALVARADO, S. T. *et al.* **Thresholds of fire response to moisture and fuel load differ between tropical savannas and grasslands across continents**. Global Ecology and Biogeography, v. 29, n. 2, p. 331-344, 2020. DOI: 10.1111/geb.13034.

ARCHIBALD, S. *et al.* **Evolution of human-driven fire regimes in Africa**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 109, n. 22, p. 847-852, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1118648109.

ARCHIBALD, S. *et al.* **Defining pyromes and global syndromes of fire regimes**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 110, n. 16, p. 6442-6447, 2013. DOI: 10.1073/pnas.1211466110.

BATTER, T. J.; LANDERS, R. H.; DENRYTER, K.; BUSH, J. P. **Use of aerial distance sampling to estimate tule elk population size across a gradient of canopy cover**. California Fish and Wildlife Journal, v. 108, e17, 2022. DOI: 10.51492/cfwj.108.17.

BECKER, J. A. *et al.* **Density-dependent habitat expansion and recovery of African ungulate populations**. Ecological Monographs, v. 91, n. 2, e01476, 2021. DOI: 10.1002/ecm.1476.

BEILFUSS, R.; DOS SANTOS, D. **Patterns of hydrological change in the Zambezi Delta, Mozambique**. Working Paper n. 2. Program for the Sustainable Management of Cahora Bassa Dam and the Lower Zambezi Valley, 2001.

BEILFUSS, R. D.; BENTO, C. M.; BROWN, C. F. *et al.* **The biodiversity and conservation status of the Zambezi Delta and adjacent areas**. In: HIRJI, R.; DAVIS, R.

(ed.). **Environmental flows in water resources policies, plans, and projects: findings and recommendations**. Washington, DC: The World Bank, 2010. p. 51-64.

BEILFUSS, R. D.; BROWN, C. F. **Assessing environmental flow requirements for the Marromeu Complex of the Zambezi Delta: application of the DRIFT model**. Maputo: WWF International, 2006.

BEYER, H. L. *et al.* **The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs**. Philosophical Transactions of the Royal Society B, v. 365, n. 1550, p. 2245-2254, 2010. DOI: 10.1098/rstb.2010.0083.

BIOFUND. **MozBio II: componente 1, complexo de Marromeu: gestão de áreas de conservação e biodiversidade**. Biblioteca Virtual BIOFUND, 2017.

BIOFUND. **MozBio II: componente 1, complexo de Marromeu: gestão de áreas de conservação e biodiversidade**. Biblioteca Virtual BIOFUND, 2024.

BRUSA, J. L. *et al.* **Correcting for measurement errors in a long-term aerial survey with auxiliary photographic data**. Ecosphere, v. 15, e4961, 2024. DOI: 10.1002/ecs2.4961.

CEAGRE. **Mapeamento e inventário de habitats no Complexo de Marromeu**. Beira: CEAGRE, 2015.

CEAGRE. **Relatório do Censo da Fauna Bravia no Complexo de Marromeu: edição de 2021**. Beira: Centro de Estudos em Agropecuária e Gestão de Recursos Naturais, 2022.

CIESIN. **Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Density, Revision 11**. New York: Columbia University, 2018. DOI: 10.7927/H49C6VHW.

CROKER, A. R.; WOODS, J.; KOUNTOURIS, Y. **Changing fire regimes in East and Southern Africa's savanna-protected areas: opportunities and challenges for indigenous-led savanna burning emissions abatement schemes**. Fire Ecology, v. 19, 63, 2023. DOI: 10.1186/s42408-023-00215-1.

DAVIS, K. L.; SILVERMAN, E. D.; SUSSMAN, A. L.; WILSON, R. R.; ZIPKIN, E. F.; GARDNER, B. **Errors in aerial survey count data: identifying pitfalls and solutions.** Ecology and Evolution, v. 12, e8733, 2022. DOI: 10.1002/ece3.8733.

DENG, G. T.; DEMISSE, G. B.; MORALES, L. V. *et al.* **Landscape structure shapes habitat selection for African buffalo in a heterogeneous savanna.** Journal of Mammalogy, 2020. DOI: 10.1093/jmammal/gyaa006.

DIRENZO, G. V.; MILLER, D. A. W.; GRANT, E. H. C. **Ignoring species availability biases occupancy estimates in single-scale occupancy models.** Methods in Ecology and Evolution, v. 13, n. 8, p. 1790-1804, 2022. DOI: 10.1111/2041-210X.13881.

DU PLESSIS, J. J.; AVENANT, N. L.; DE WAAL, H. O. **Redunca arundinum (Southern reedbuck).** In: CHILD, M. F.; ROXBURGH, L.; DO LINH SAN, E.; RAIMONDO, D.; DAVIES-MOSTERT, H. T. (ed.). **The Red List of Mammals of South Africa, Swaziland and Lesotho.** South African National Biodiversity Institute and Endangered Wildlife Trust, 2016.

DWIVEDI, D. *et al.* **Hydrological connectivity: a review and emerging strategies for integrating measurement, modeling, and management.** Frontiers in Water, v. 7, 1496199, 2025. DOI: 10.3389/frwa.2025.1496199.

FISKE, I.; CHANDLER, R. **unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance.** Journal of Statistical Software, v. 43, n. 10, p. 1-23, 2011. DOI: 10.18637/jss.v043.i10.

FUNK, A.; BALDAN, D.; BONDAR-KUNZE, E.; RECINOS, S.; KOWAL, J.; HEIN, T. **Connectivity as a driver of river-floodplain functioning: a dynamic, graph theoretic approach.** Ecological Indicators, v. 154, 110588, 2023. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110588.

FYNN, R. W. S.; PROVENZA, F. D. **Functional adaptive resources for large herbivores in African savannas: an ecological-gradient based framework.** Frontiers in Conservation Science, v. 4, 1133329, 2023. DOI: 10.3389/fcsc.2023.1133329.

GASCON, F. *et al.* **Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status.** Remote Sensing, v. 9, n. 6, 584, 2017. DOI: 10.3390/rs9060584.

GAYNOR, K. M.; BRANCO, P. S.; LONG, R. A.; GONÇALVES, D. D.; GRANLI, P. K.; POOLE, J. H. **Postwar wildlife recovery in an African savanna: evaluating patterns and drivers of species occupancy and richness.** Animal Conservation, v. 24, n. 3, p. 450-461, 2020. DOI: 10.1111/acv.12661.

GIGLIO, L.; SCHROEDER, W.; JUSTICE, C. O. **The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products.** Remote Sensing of Environment, v. 178, p. 31-41, 2016. DOI: 10.1016/j.rse.2016.02.054.

GUILLERA-ARROITA, G. **Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities.** Ecography, v. 40, n. 2, p. 281-295, 2017. DOI: 10.1111/ecog.02445.

HOCHACHKA, W. M.; FINK, D.; HUTCHINSON, R. A.; SHELDON, D.; WONG, W. K.; KELLING, S. **Considerations when fitting occupancy models with autocorrelated detections.** Ornithology, v. 140, n. 4, ukad035, 2023. DOI: 10.1093/ornithology/ukad035.

HOPCRAFT, J. G. C.; OLFF, H.; SINCLAIR, A. R. E. **Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas.** Trends in Ecology & Evolution, v. 25, n. 2, p. 119-128, 2010. DOI: 10.1016/j.tree.2009.08.001.

JOHNSON, D. H. **The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference.** Ecology, v. 61, n. 1, p. 65-71, 1980.

JUNKER, K.; BOOMKER, J.; HORAK, I. G.; KRASNOV, B. R. **Ecto- and endoparasites of common reedbuck, *Redunca arundinum*, at two localities in KwaZulu-Natal Province, South Africa: community and network structure.** Parasitology, v. 151, n. 7, p. 657-670, 2024. DOI: 10.1017/S0031182024000532.

KARP, A. T. *et al.* **Grazing herbivores reduce herbaceous biomass and fire activity across African savannas.** Ecology Letters, v. 27, e14450, 2024. DOI: 10.1111/ele.14450.

LAURET, V.; LABACH, H.; AUTHIER, M.; GIMENEZ, O. **Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs.** Ecology, v. 102, n. 12, e03535, 2021. DOI: 10.1002/ecy.3535.

LEBRETON, J. D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. **Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies.** Ecological Monographs, v. 62, n. 1, p. 67-118, 1992.

LEHNER, B.; GRILL, G. **Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems.** Hydrological Processes, v. 27, n. 15, p. 2171-2186, 2013. DOI: 10.1002/hyp.9740.

MACANDZA, V. A.; NTUMI, C. P.; MAMUGY, F. P. S.; BENTO, C. M. **Marromeu Complex Wildlife Census Report.** Maputo/Beira: BIOFUND/ANAC/CEAGRE, 2020.

MACANDZA, V. A.; OWEN-SMITH, N.; CAIN, J. W. **Habitat and resource selection by African buffalo in the late dry season in two landscapes.** South African Journal of Wildlife Research, v. 42, n. 2, p. 177-190, 2012.

MACKENZIE, D. I. *et al.* **Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.** Ecology, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.** San Diego: Elsevier/Academic Press, 2006.

MAIN-KNORN, M. *et al.* **Sen2Cor for Sentinel-2.** In: **Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIII.** Proceedings of SPIE, v. 10427, 1042704, 2017. DOI: 10.1117/12.2278218.

MANGUEZE, A. N.; MACANDZA, V. A.; MAMUGY, F. P. S. *et al.* **Home range dynamics and habitat preferences of sable antelope in a recovering post-war population.** African Journal of Ecology, 2026. DOI: 10.1111/aje.70140.

MASSAD, T. J. *et al.* **Ecosystem-wide responses to fire and large mammal herbivores in an African savanna.** *Biotropica*, v. 56, n. 1, e13338, 2024. DOI: 10.1111/btp.13338.

MONTALVO, A.; BRENNAN, L. A. *et al.* **The efficacy of video cameras to account for northern bobwhite during aerial surveys.** *National Quail Symposium Proceedings*, v. 9, art. 53, 2022.

MORIN, D. J.; YACKULIC, C. B.; DIFFENDORFER, J. E.; LESMEISTER, D. B.; NIELSEN, C. K.; REID, J.; SCHAUER, E. M. **Is your ad hoc model selection strategy affecting your multimodel inference?** *Ecosphere*, v. 11, n. 1, e02997, 2020. DOI: 10.1002/ecs2.2997.

NGUGI, M. W. *et al.* **Fire and herbivory interactively suppress the survival and re-growth of trees in an African savanna ecosystem.** *Fire*, v. 5, n. 5, 169, 2022. DOI: 10.3390/fire5050169.

NORTHROP, J. M. *et al.* **Conceptual and methodological advances in habitat-selection modeling: guidelines for ecology and evolution.** *Ecological Applications*, v. 32, n. 1, e02470, 2022. DOI: 10.1002/eap.2470.

PARQUE NACIONAL DA GORONGOSA. **Relatório anual 2017.** Gorongosa: PNG, 2018.

PHIRI, D. *et al.* **Sentinel-2 data for land cover/use mapping: a review.** *Remote Sensing*, v. 12, n. 14, 2291, 2020. DOI: 10.3390/rs12142291.

RIPPLE, W. J. *et al.* **Collapse of the world's largest herbivores.** *Science Advances*, v. 1, n. 4, e1400103, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1400103.

ROUG, A.; MUSE, E. A.; CLIFFORD, D. L. **Seasonal movements and habitat use of African buffalo in Ruaha National Park, Tanzania.** *BMC Ecology*, v. 20, 6, 2020. DOI: 10.1186/s12898-020-0274-4.

ROUSE, J. W. *et al.* **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS.** In: **Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium.** Washington, DC: NASA, 1974. v. 1, p. 309-317. NASA SP-351.

SCHIELZETH, H. **Simple means to improve the interpretability of regression coefficients.** *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, n. 2, p. 103-113, 2010. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2010.00012.x.

SCHLOSSBERG, S.; CHASE, M. J.; SUTCLIFFE, R.; SEONYATSENG, E.; KEITSILE, A. **Testing the accuracy of aerial surveys for large mammals: an experiment with African savanna elephants (*Loxodonta africana*).** *PLOS ONE*, v. 11, n. 10, e0164904, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0164904.

SCHLOSSBERG, S.; CHASE, M. J.; GRIFFIN, C. R. **Using species traits to predict detectability of animals on aerial surveys.** *Ecological Applications*, v. 28, n. 4, p. 1063-1075, 2018. DOI: 10.1002/eap.1632.

SCHMIDT, B. R.; CRUICKSHANK, S. S.; BÜHLER, C.; BERGAMINI, A. **Observers are a key source of detection heterogeneity and biased occupancy estimates in species monitoring.** *Biological Conservation*, v. 283, 110102, 2023. DOI: 10.1016/j.biocon.2023.110102.

SCHROEDER, W. *et al.* **The New VIIRS 375 m active fire detection data product: algorithm description and initial assessment.** *Remote Sensing of Environment*, v. 143, p. 85-96, 2014. DOI: 10.1016/j.rse.2013.12.008.

SIANGA, K.; FYNN, R. W. S. **Fire and grazing interact to shape vegetation structure and habitat use by herbivores.** *African Journal of Range & Forage Science*, v. 34, n. 4, p. 223-233, 2017. DOI: 10.2989/10220119.2017.1377046.

SOLÀ, O.; VILLERO, D.; BROTONS, L.; GUILLERA-ARROITA, G. **Sampling effort required for fitting spatially explicit models of species distribution dynamics.** *Ecological Modelling*, v. 499, 110886, 2025. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2024.110886.

STALMANS, M.; BEILFUSS, R. **A rapid ecological assessment of the Marromeu Complex, Zambezi Delta, Mozambique**. Maputo: Instituto de Investigação Agrária de Moçambique/WWF, 2008.

TATEM, A. J. **WorldPop, open data for spatial demography**. Scientific Data, v. 4, 170004, 2017. DOI: 10.1038/sdata.2017.4.

VALENTE, C. R. *et al.* **Comparação de modelos de ocupação para estimar a ocorrência de espécies em paisagens antropizadas**. Neotropical Biology and Conservation, v. 19, p. 651-669, 2024. DOI: 10.3897/neotropical.19.e123456.

VAN STRIEN, A. J.; MEIJAARD, E.; NARDIYONO; SUIEF, S.; ZAINI, S. **Occupancy estimation of wild species in a palm oil plantation using unstructured data**. PLOS ONE, v. 21, n. 2, e0328960, 2026. DOI: 10.1371/journal.pone.0328960.

WILLMER, J. N. G.; PÜTTKER, T.; PREVEDELLO, J. A. **Global impacts of edge effects on species richness**. Biological Conservation, v. 272, 109654, 2022. DOI: 10.1016/j.biocon.2022.109654.

WOHL, E. **Conceptualizing river floodplains**. Earth's Future, v. 13, n. 3, e2024EF005681, 2025. DOI: 10.1029/2024EF005681.

WORLDPOP. **WorldPop Global Population Data**. Southampton: University of Southampton, 2021. Disponível em: <https://www.worldpop.org/>. Acesso em: 25 abr. 2026.

TERCEIRA PARTE

2 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo analisou os padrões de ocupação de grandes herbívoros no Complexo de Marromeu em relação à heterogeneidade da cobertura vegetal, integrando mapeamento de fitofisionomias, sensoriamento remoto e modelagem de ocupação. A pesquisa retomou a problemática apresentada na introdução, segundo a qual paisagens alagáveis, sazonalmente dinâmicas e estruturalmente heterogêneas exigem abordagens capazes de representar tanto a organização espacial do habitat quanto a influência da detectabilidade imperfeita sobre os registros de fauna.

Os objetivos propostos foram atendidos. O primeiro artigo permitiu mapear e descrever 14 classes temáticas no Complexo de Marromeu, evidenciando um mosaico composto por pradarias de inundação, formações de miombo, florestas de terras baixas, áreas alagáveis e ambientes costeiros. A classificação apresentou acurácia global de 93,53%, indicando boa confiabilidade do produto cartográfico. Esse resultado constitui uma contribuição importante para a caracterização espacial da paisagem e fornece uma base consistente para estudos ecológicos, planejamento territorial e monitoramento ambiental.

O segundo artigo demonstrou que a ocupação e a detectabilidade dos herbívoros avaliados variaram em função de componentes ambientais e antrópicos da paisagem. A extensão de rios destacou-se como uma variável importante para o chango e o búfalo, reforçando o papel da disponibilidade hídrica na organização espacial dessas espécies. Para a piva, os resultados indicaram maior influência da fitofisionomia e do fogo sobre a ocupação, enquanto a detectabilidade esteve relacionada principalmente à extensão de rios. Assim, os resultados reforçam que a distribuição observada das espécies não depende apenas da presença real dos organismos, mas também da probabilidade de detectá-los em uma paisagem complexa.

Do ponto de vista científico, o trabalho contribui ao aplicar uma abordagem integrada entre sensoriamento remoto e modelos de ocupação em uma paisagem de elevada importância ecológica e ainda pouco estudada. Do ponto de vista aplicado, os produtos

gerados podem subsidiar o planejamento de censos futuros, a definição de áreas prioritárias para conservação e o manejo espacial da fauna no Complexo de Marromeu, especialmente por permitirem interpretar os registros de ocorrência considerando a detectabilidade imperfeita.

Apesar dessas contribuições, algumas limitações devem ser reconhecidas. A utilização de dados provenientes de um único censo aéreo restringe a avaliação de variações temporais mais amplas. Além disso, o uso de réplicas espaciais, embora adequado às condições dos dados disponíveis, pode não capturar integralmente a variação sazonal na ocupação e na detectabilidade. A dinâmica hidrológica do delta, os efeitos do fogo, a estrutura da vegetação e possíveis limitações inerentes ao levantamento aéreo também podem ter influenciado as estimativas obtidas.

Como perspectiva para pesquisas futuras, recomenda-se ampliar o monitoramento para diferentes períodos sazonais e anos consecutivos, incorporar maior número de réplicas e explorar modelos dinâmicos de ocupação. Também seria relevante integrar outras fontes de informação, como armadilhas fotográficas, telemetria, dados de campo sobre disponibilidade de pastagem e séries temporais de inundação e fogo. Essas abordagens permitiriam compreender com maior detalhe os mecanismos que estruturam a distribuição dos grandes herbívoros no Complexo de Marromeu.

Conclui-se que a heterogeneidade da cobertura vegetal, a disponibilidade hídrica e os distúrbios da paisagem constituem fatores fundamentais para compreender os padrões de ocupação dos grandes herbívoros no Complexo de Marromeu. A integração entre mapeamento ambiental e modelagem de ocupação mostrou-se adequada para produzir informações ecológicas relevantes e aplicáveis à conservação, ao monitoramento e ao manejo de uma das paisagens alagáveis mais importantes de Moçambique.

REFERÊNCIAS

- ADMINISTRAÇÃO NACIONAL DAS ÁREAS DE CONSERVAÇÃO (ANAC). **Plano de Maneio da Reserva Nacional de Marrromeu (2016–2025)**. Maputo: ANAC/MITADER, 2016.
- BEILFUSS, R.; BROWN, C. F. **Assessing environmental flow requirements for the Marrromeu Complex of the Zambezi Delta: application of the DRIFT model**. Maputo: WWF International, 2006.
- BEILFUSS, R.; DOS SANTOS, D. **Patterns of hydrological change in the Zambezi Delta, Mozambique**. Working Paper n. 2. Program for the Sustainable Management of Cahora Bassa Dam and the Lower Zambezi Valley, 2001.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2019.
- DENG, G. T. *et al.* **Landscape structure shapes habitat selection for African buffalo in a heterogeneous savanna**. Journal of Mammalogy, 2020. DOI: 10.1093/jmammal/gyaa006.
- DRUSCH, M. *et al.* **Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services**. Remote Sensing of Environment, v. 120, p. 25–36, 2012. DOI: 10.1016/j.rse.2011.11.026.
- HOPCRAFT, J. G. C.; OLFF, H.; SINCLAIR, A. R. E. **Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas**. Trends in Ecology & Evolution, v. 25, n. 2, p. 119–128, 2010. DOI: 10.1016/j.tree.2009.08.001.
- HORNING, N.; ROBINSON, J. A.; STERLING, E. J.; TURNER, W.; SPECTOR, S. **Remote sensing for ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2010.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. **The flood pulse concept in river-floodplain systems**. In: DODGE, D. P. (ed.). **Proceedings of the International**

Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989. p. 110–127.

KARP, A. T. *et al.* **Grazing herbivores reduce herbaceous biomass and fire activity across African savannas.** Ecology Letters, v. 27, e14450, 2024. DOI: 10.1111/ele.14450.

MACKENZIE, D. I. *et al.* **Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.** Ecology, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.** San Diego: Elsevier/Academic Press, 2006.

OLOFSSON, P. *et al.* **Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change.** Remote Sensing of Environment, v. 148, p. 42–57, 2014. DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.015.

PRITCHARD, D. E. **Ramsar sites: ecological character and changes in ecological character.** In: FINLAYSON, C. M.; MILTON, G. R.; PRITCHARD, D.; DAVIDSON, N. C. (ed.). **The Ramsar Convention on Wetlands: its history and development.** Gland: Ramsar Convention Secretariat, 2009.

STALMANS, M.; BEILFUSS, R. **A rapid ecological assessment of the Marromeu Complex, Zambezi Delta, Mozambique.** Maputo: Instituto de Investigação Agrária de Moçambique/WWF, 2008.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. **An extension of the flood pulse concept.** Hydrological Processes, v. 14, p. 2861–2883, 2000.

TONETTI, V. R. *et al.* **Landscape heterogeneity and biodiversity conservation: a review of concepts and applications.** Ecological Indicators, 2023.