

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE (CCTS)
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS (PPGPUR)

Castigo David Augusto Machava

DINÂMICA DA PAISAGEM E CONECTIVIDADE ECOLÓGICA: UMA ABORDAGEM
ESPAÇO-TEMPORAL APLICADA AO PLANEJAMENTO TERRITORIAL NA BACIA
DO BÚZI – MOÇAMBIQUE

Sorocaba

Estado de São Paulo – Brasil

2026

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE (CCTS)
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS (PPGPUR)

Castigo David Augusto Machava

DINÂMICA DA PAISAGEM E CONECTIVIDADE ECOLÓGICA: UMA ABORDAGEM
ESPAÇO-TEMPORAL APLICADA AO PLANEJAMENTO TERRITORIAL NA BACIA
DO BÚZI – MOÇAMBIQUE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis - PPGPUR, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, Campus Sorocaba, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis.

Orientação: Profa. Dra. Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini

Co-orientação: Prof. Dr Timothy O. Randhir

Sorocaba

Estado de São Paulo – Brasil

2026

Machava, Castigo David Augusto

Dinâmica da paisagem e conectividade ecológica: uma abordagem espaço-temporal aplicada ao planejamento territorial na bacia do Búzi – Moçambique / Castigo David Augusto Machava -- 2026.
212f.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini

Banca Examinadora: Adriana Cavalieri Sais, Ivan

Vanderley Silva, Milton Vinícius Morales, Inocêncio Pereira

Bibliografia

1. Uso e cobertura do solo. 2. Corredores ecológicos. 3. Modelagem de cenários. I. Machava, Castigo David Augusto. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

Folha de Aprovação

Defesa de Tese Doutorado do candidato Castigo David Augusto Machava, realizada em 19/06/2026.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra Roberta Avena Valente Botezelli Tolini (UFSCar)

Prof. Dr Ivan Vanderley Silva (Prefeitura de Barueri)

Prof. Dr Inocência Pereira (UEM)

Profa. Dra. Adriana Cavalieri Sais (UFSCar)

Prof. Dr Milton Vinícius Morales (UFSCar)

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte suprema da vida, por sustentar meus passos mesmo quando o caminho parecia incerto. Foi Sua graça que me fortaleceu nos dias difíceis, iluminou minhas escolhas e renovou minha fé ao longo desta jornada. Cada conquista aqui alcançada carrega, antes de tudo, a marca do Seu amparo.

À minha mãe, Cristina João, mulher de sabedoria rara e grandeza silenciosa. Mesmo sem ter tido a oportunidade de aprender a ler e escrever, compreendeu como poucos o verdadeiro valor da educação. Sua força, coragem e dignidade moldaram minha existência. Tudo o que sou carrega um pouco da mulher extraordinária que ela sempre foi.

Ao meu pai, Augusto Machava (in memoriam), cuja ausência física jamais apagou sua presença em minha vida. A saudade transformou-se em memória permanente, em ensinamentos silenciosos e em inspiração para continuar seguindo em frente.

Ao Brasil, minha segunda casa, terra que me acolheu com generosidade e se tornou espaço de crescimento humano e acadêmico. No Brasil encontrei não apenas formação científica, mas também amizade, diversidade, aprendizado e esperança. Levo comigo marcas profundas desta experiência que transformou minha maneira de ver o mundo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pelo apoio financeiro concedido, fundamental para a realização deste sonho e para que eu pudesse me dedicar integralmente à construção desta tese.

À minha esposa, Meves Chapo Machava, companheira de todas as horas, pela paciência, compreensão e amor demonstrados ao longo desta caminhada. Nos momentos mais difíceis, sua presença silenciosa foi abrigo, força e equilíbrio. Nenhuma palavra será suficiente para expressar a profundidade da minha gratidão.

Aos meus filhos, Ângela, Yuna, Arnaldo, Ailin e Benvinda, razão maior da minha luta diária. À minha netinha Yussimara, símbolo de continuidade. Vocês são a luz que dá sentido às minhas conquistas e a inspiração que me impulsiona a nunca desistir. Que esta trajetória também lhes ensine que os sonhos podem ser alcançados com perseverança, humildade e fé.

Aos meus irmãos e irmãs, pelo apoio constante, pelo carinho e pela certeza de que nunca caminho sozinho. Somos frutos da mesma história, das mesmas raízes e dos mesmos sonhos compartilhados.

De maneira muito especial, aos meus orientadores, Profa. Dra. Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini e Prof. Dr. Timothy O. Randhir, por toda a confiança, paciência, acompanhamento e humanidade. Mais do que uma orientadora, encontrei na Professora Roberta acolhimento, sensibilidade e inspiração. Sua generosidade intelectual e humana marcou profundamente minha trajetória. Tive o privilégio de aprender não apenas com sua competência acadêmica, mas também com sua sinceridade, empatia e grandeza como ser humano. Ter partilhado esta caminhada com ela transformou a UFSCar e a cidade de Sorocaba nos melhores lugares onde eu poderia viver esta etapa tão importante da minha vida acadêmica. Ao Professor Timothy, agradeço pelas contribuições, incentivo e apoio ao longo do doutorado, especialmente pelas reflexões e conhecimentos compartilhados, que enriqueceram significativamente minha formação e ampliaram minha visão científica. Em meus orientadores, foi como encontrar braços de Deus estendidos, guiando meus passos, acolhendo minhas fragilidades e tornando mais leves os desafios desta caminhada.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis - UFSCAR, pelos conhecimentos compartilhados e pela contribuição valiosa à minha formação acadêmica e científica.

Aos colegas do laboratório GEOPLAN, pelas trocas de experiências, pelos desafios compartilhados e pelos momentos de convivência que tornaram esta caminhada mais leve e significativa.

Aos amigos africanos em Sorocaba, por transformarem a distância de casa em laços de fraternidade, acolhimento e pertencimento. Em especial, ao Mussa Issufo Jeque, amigo-irmão, pelos momentos vividos, pela amizade sincera e pelo apoio ao longo desta jornada.

A todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte desta caminhada, deixo meu mais profundo e sincero agradecimento. Esta conquista jamais será apenas individual. Ela é construída pelas mãos, pelos afetos, pelas palavras e pelos gestos de todos aqueles que caminharam comigo ao longo desta trajetória.

RESUMO

MACHAVA, Castigo David Augusto Machava. Dinâmica da Paisagem e Conectividade Ecológica: Uma abordagem Espaço-Temporal aplicada ao Planejamento Territorial na Bacia do Búzi – Moçambique. Defesa de Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) - Centro de Ciências e Tecnologia para Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 212 f, 2026.

O presente trabalho analisa a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade ecológica na Bacia do Búzi, Moçambique, integrando abordagens espaço-temporais, métricas de paisagem e modelagem de cenários futuros. O Capítulo I estabelece a base conceitual por meio de uma revisão sistemática da literatura, evidenciando que a fragmentação da paisagem, impulsionada por mudanças no uso e cobertura do solo, é o principal fator de redução da conectividade estrutural. O Capítulo II avalia a evolução da paisagem entre 1990 e 2024, revelando aumento significativo da fragmentação associado à expansão agrícola e pressões antrópicas. No Capítulo III, a modelagem de cenários prospectivos demonstra que a continuidade das tendências atuais tende a intensificar a perda de conectividade, enquanto estratégias sustentáveis podem mitigar esses impactos. O Capítulo IV integra variáveis ambientais e superfícies de resistência para modelar a conectividade ecológica, identificando áreas prioritárias para conservação e delimitando corredores ecológicos por meio de caminhos de menor custo. Por fim, o Capítulo V analisa a conectividade sob cenários futuros, destacando corredores estratégicos para conservação ecológica. Os resultados demonstram que a conectividade da paisagem é um processo dinâmico, fortemente condicionado pelas trajetórias de uso do solo, e reforça a necessidade de abordagens preditivas e integradas para subsidiar o planejamento territorial e a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Uso e cobertura do solo; Corredores ecológicos; Modelagem de cenários; Planejamento territorial; Bacia do Búzi.

ABSTRACT

MACHAVA, Castigo David Augusto Machava. Landscape Dynamics and Ecological Connectivity: A Spatiotemporal Approach to Territorial Planning in the Buzi River Basin, Mozambique. Thesis Defense (Doctorate in Planning and Use of Renewable Resources) – Center for Science and Technology for Sustainability, Federal University of São Carlos, Sorocaba, 212 p, 2026.

This study analyzes landscape dynamics and their effects on ecological connectivity in the Búzi River Basin, Mozambique, integrating spatio-temporal approaches, landscape metrics, and future scenario modeling. Chapter I establishes the conceptual foundation through a systematic literature review, demonstrating that landscape fragmentation, driven by land-use and land-cover changes, is the primary factor reducing structural connectivity. Chapter II evaluates landscape evolution from 1990 to 2024, revealing a significant increase in fragmentation associated with agricultural expansion and anthropogenic pressures. In Chapter III, prospective scenario modeling indicates that continuing current trends is likely to intensify connectivity loss, whereas sustainable strategies may mitigate these impacts. Chapter IV integrates environmental variables and resistance surfaces to model ecological connectivity, identifying priority areas for conservation and delineating ecological corridors using least-cost path analysis. Finally, Chapter V assesses connectivity under future scenarios, highlighting strategic corridors for ecological conservation. The results demonstrate that landscape connectivity is a dynamic process strongly shaped by land-use trajectories and emphasize the need for predictive and integrated approaches to support territorial planning and biodiversity conservation.

Keywords: Land use and land cover; Ecological corridors; Scenario modeling; Territorial planning; Búzi River Basin.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS.....	15
1. CAPÍTULO I.....	18
DINÂMICA DA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NA CONECTIVIDADE	
ESTRUTURAL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA DE LITERATURA.....	18
RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	18
1.1 INTRODUÇÃO.....	19
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
1.2.1 Coleta de dados.....	21
1.2.2 Critérios de busca.....	21
1.2.3 Critérios de seleção.....	21
1.2.4 Estratégias de análise de dados.....	23
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
1.3.1 Evolução temporal das publicações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural entre 2015 e 2024.....	24
1.3.2 Distribuição geográfica das publicações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural entre 2015 e 2024.....	25
1.3.3 Periódicos de maior influência nas publicações.....	27
1.3.4 Autores mais relevantes e sua rede de colaboração.....	28
1.3.5 Artigos com mais citações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural 2015 - 2024.....	28
1.3.6 Palavras-chaves de autores em artigos sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural.....	31
1.3.7 Afiliações dos 15 artigos mais relevantes de artigos analisados.....	32
1.3.8 Principais métodos e métricas aplicados nos estudos avaliados.....	33
1.3.9 Vantagens e limitações dos métodos e métricas na dinâmica da paisagem e conectividade estrutural (2015–2024).....	37
1.3.10 Efeitos da dinâmica da paisagem na conectividade estrutural.....	39
1.3.11 Principais Limitações dos estudos relacionados a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural.....	41
1.3.12 Recomendações para estudos futuros em dinâmica da paisagem e conectividade estrutural.....	42
1.4 CONCLUSÃO.....	43

REFERÊNCIAS	44
2. CAPÍTULO II.....	54
ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO DA BACIA DO BÚZI – MOÇAMBIQUE	54
RESUMO.....	54
ABSTRACT.....	54
2.1 INTRODUÇÃO	55
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	57
2.2.1 Área de estudo.....	57
2.2.2 Material	58
2.2.3 Métodos.....	59
2.2.4 Avaliação da acurácia	63
2.2.5 Análise de uso e cobertura do solo e da estrutura da paisagem	63
2.3 RESULTADOS.....	66
2.3.1 Uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi - Moçambique.....	66
2.3.2 Dinâmica e mudanças de uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi	67
2.3.3 Análise das matrizes de transição entre classes de uso e cobertura 1990 - 2024.....	68
2.3.4 Análises da estrutura da paisagem da bacia do Búzi – 1990 - 2024	70
2.3.5 Análise da fragmentação florestal na bacia do Búzi 1990 - 2024.....	74
2.4 DISCUSSÃO	76
2.4.1 Principais limitações e lacunas do estudo	81
2.5 CONCLUSÃO	82
REFERÊNCIAS	83
3. CAPÍTULO III	92
MODELAGEM DINÂMICA E CENÁRIOS FUTUROS DA PAISAGEM NA BACIA DO BÚZI – MOÇAMBIQUE	92
RESUMO.....	92
ABSTRACT.....	92
3.1 INTRODUÇÃO	93
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	96
3.2.1 Procedimentos metodológicos	96
3.3 RESULTADOS.....	104
3.3.1 Dinâmica da paisagem na bacia do Búzi - Moçambique entre 2000 - 2024.....	104
3.3.2 Análise de variáveis explicativas pelo método dos Pesos de Evidência.....	105
3.3.3 Validação do modelo de uso e cobertura do solo	108

3.3.4	Simulação de Cenários futuros da paisagem	109
3.3.5	Cenário Business as Usual (BAU).....	110
3.3.6	Cenário Policy-Driven Scenario (PDS)	111
3.3.7	Análise comparativa entre cenários	112
3.4	DISCUSSÃO	113
3.4.1	Dinâmica multitemporal do uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi (2000-2024)	113
3.4.2	Projeções futuras de mudanças no uso e cobertura do solo (2050)	115
3.4.3	Limitações metodológicas e incertezas das projeções	117
3.4.4	Implicações para a gestão territorial e conservação em Moçambique.....	118
3.5	CONCLUSÃO	120
	REFERÊNCIAS	120
4.	CAPÍTULO IV.....	128
	PRIORIZAÇÃO ESPACIAL E MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM.....	128
	RESUMO.....	128
	ABSTRACT.....	128
4.1	INTRODUÇÃO	129
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	131
4.2.1	Base cartográfica e critérios para modelagem ecológica.....	131
4.2.2	Delimitação de áreas prioritárias para conservação ambiental	134
4.2.3	Delimitação de corredores ecológicos (CEs).....	137
4.2.4	Análise de sensibilidade do modelo de delimitação de áreas de conservação e corredores ecológicos na Bacia do Búzi – Moçambique.....	142
4.3	RESULTADOS.....	142
4.3.1	Áreas prioritárias para conservação	142
4.3.2	Delimitação de Corredores Ecológicos.....	145
4.3.3	Análise de sensibilidade do modelo de delimitação de áreas prioritárias para conservação e corredores ecológicos na bacia do Búzi - Moçambique	149
4.4	DISCUSSÃO	150
4.4.1	Áreas prioritárias para conservação na Bacia do Búzi - Moçambique	150
4.4.2	Corredores ecológicos e conectividade da paisagem na Bacia do Búzi - Moçambique	153
4.4.3	Robustez metodológica, limitações do estudo e perspectivas para a modelagem	156
4.4.4	Implicações para conservação e planejamento da conectividade da paisagem	158

4.5	CONCLUSÃO	160
	REFERÊNCIAS	161
5.	CAPÍTULO V	171
	CONECTIVIDADE FUTURA DA PAISAGEM SOB CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA DO BÚZI, MOÇAMBIQUE: INTEGRANDO MODELAGEM DINÂMICA E ANÁLISE POR MENOR CUSTO.....	171
	RESUMO.....	171
	ABSTRACT.....	171
5.1	INTRODUÇÃO	172
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	174
5.2.1	Modelagem de uso e cobertura do solo e da superfície de resistência.....	174
5.2.2	Delimitação dos corredores ecológicos futuros	176
5.2.3	Análise de sensibilidade.....	181
5.3	RESULTADOS.....	181
5.3.1	Cenários futuros da paisagem da bacia do Búzi - Moçambique.....	181
5.3.2	Superfície de Resistência – Cenário BAU e PDS	184
5.3.3	Geometria e composição dos corredores ecológicos para cada cenário	184
5.3.4	Análise da evolução, estrutura e composição dos corredores.....	187
5.3.5	Priorização de corredores ecológicos para conservação	191
5.4	DISCUSSÃO	192
5.4.1	Mudanças na resistência da paisagem e implicações para conectividade.....	192
5.4.2	Alterações na geometria dos corredores e resposta à resistência da paisagem..	194
5.4.3	Estrutura interna dos corredores e qualidade ecológica.....	195
5.4.4	Conectividade funcional e papel estrutural dos corredores (PC e IIC).....	196
5.4.5	Principais limitações e lacunas do estudo	197
5.4.6	Implicações para o planejamento da conservação	198
5.5	CONCLUSÃO	199
	REFERÊNCIAS	200
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	205

INTRODUÇÃO GERAL

As paisagens terrestres encontram-se em permanente transformação, impulsionadas sobretudo pelas mudanças no uso e cobertura do solo decorrentes de atividades antrópicas (Fahrig, 2003; Hansen *et al.*, 2020; Theobald *et al.*, 2024). Esse processo tem provocado alterações profundas na estrutura espacial dos ecossistemas, resultando em fragmentação de habitats e comprometimento da conectividade ecológica, responsável pela manutenção dos fluxos biológicos, da biodiversidade e da funcionalidade dos sistemas naturais (Haddad *et al.*, 2015; Zeller *et al.*, 2020). Compreender a dinâmica da paisagem e suas implicações sobre a conectividade ecológica torna-se fundamental para subsidiar estratégias eficazes de planejamento territorial e conservação ambiental (Liu *et al.*, 2023; Morin *et al.*, 2024).

No contexto da Ecologia da Paisagem, a dinâmica da paisagem constitui um conceito abrangente que se refere ao conjunto de mudanças espaciais e temporais na composição, configuração e funcionamento dos mosaicos paisagísticos, resultantes da interação entre processos naturais e antrópicos (Hersperger *et al.*, 2021; Hesselbarth *et al.*, 2024). Esses processos expressam a natureza dinâmica das paisagens, cujos padrões espaciais evoluem continuamente em função das perturbações naturais e das intervenções humanas, influenciando a distribuição dos habitats, a heterogeneidade espacial e o funcionamento dos ecossistemas (Hersperger *et al.*, 2021; Hesselbarth *et al.*, 2024). Nessa perspectiva, a análise da dinâmica da paisagem transcende a simples descrição das alterações na superfície terrestre, incorporando a avaliação dos padrões espaciais, da fragmentação, da conectividade ecológica e de suas implicações sobre os processos ecológicos (Cramer *et al.*, 2023; Hesselbarth *et al.*, 2024; Zeller *et al.*, 2020).

A expressão espacial desses processos corresponde à transformação da paisagem, entendida como a reorganização estrutural e funcional dos mosaicos paisagísticos decorrente das alterações acumuladas em sua composição, configuração e conectividade ao longo do tempo (Chen *et al.*, 2023). Essas transformações podem resultar tanto da ação de processos naturais quanto das atividades humanas e refletem a contínua reorganização da estrutura da paisagem, modificando a disposição espacial, a extensão e a interação entre seus diferentes elementos.

Entre as principais manifestações observáveis da transformação da paisagem destacam-se as mudanças de uso e cobertura do solo (*Land Use and Land Cover Change* – LULCC), que correspondem às alterações na ocupação e na cobertura biofísica da superfície terrestre ao

longo do tempo (Afuye *et al.*, 2024; Chen *et al.*, 2023; Siddik; Islam, 2024; Verburg *et al.*, 2015). Essas mudanças são impulsionadas por fatores socioeconômicos, demográficos, políticos, tecnológicos e ambientais, sendo atualmente reconhecidas como um dos principais vetores das transformações ambientais em escala local, regional e global, em razão de seus efeitos sobre a biodiversidade, os ciclos biogeoquímicos, o clima e a provisão de serviços ecossistêmicos (Allan *et al.*, 2022; Hansen *et al.*, 2020; Wan *et al.*, 2024). Sob essa perspectiva, as LULCC representam uma das formas mais evidentes pelas quais a dinâmica e a transformação da paisagem se materializam no espaço, promovendo alterações na composição, na configuração e na conectividade dos mosaicos paisagísticos (Chen *et al.*, 2023; Hesselbarth *et al.*, 2024).

As consequências ecológicas dessas transformações, entretanto, dependem da magnitude, da intensidade e da direção das mudanças ocorridas na paisagem. Nem toda transformação ou mudança de uso e cobertura do solo resulta em degradação ambiental, uma vez que processos como regeneração natural, restauração ecológica e ampliação de áreas protegidas podem promover o aumento da integridade ecológica da paisagem (Mansourian; Stephenson, 2023). A degradação ambiental ocorre quando as transformações comprometem a funcionalidade ecológica dos mosaicos paisagísticos, intensificando a fragmentação, reduzindo a conectividade ecológica, promovendo a perda de habitats, o empobrecimento da biodiversidade, a degradação dos solos e a diminuição da capacidade dos ecossistemas de sustentar seus processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (AbdelRahman, 2023; Cramer *et al.*, 2023; Zeller *et al.*, 2020). Dessa forma, estabelece-se uma relação conceitual na qual a dinâmica da paisagem representa o processo abrangente de reorganização espaço-temporal dos mosaicos paisagísticos; a transformação da paisagem constitui sua expressão estrutural acumulada; as mudanças de uso e cobertura do solo configuram uma de suas principais manifestações observáveis; e a degradação ou a restauração ecológica representam possíveis desdobramentos dessas transformações, dependendo de seus efeitos sobre a estrutura, a conectividade e a funcionalidade da paisagem.

Entre os principais atributos estruturais da paisagem, a conectividade ecológica ocupa posição central por representar o grau em que a configuração da paisagem facilita ou restringe os fluxos de organismos, genes, matéria e energia entre habitats (Cramer *et al.*, 2023; Zeller *et al.*, 2020). Como atributo emergente da interação entre a composição, a configuração espacial e a permeabilidade da matriz, a conectividade ecológica é continuamente modificada pelas mudanças que caracterizam a dinâmica da paisagem, influenciando diretamente a manutenção

da biodiversidade, a resiliência dos ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos (Erdoğan, 2025; Hesselbarth *et al.*, 2024). Nesse contexto, compreender como as transformações da paisagem afetam a conectividade ecológica constitui um dos principais desafios da Ecologia da Paisagem e um requisito essencial para orientar estratégias de planejamento territorial, conservação e restauração ecológica.

Esses desafios tornam-se ainda mais relevantes em países em desenvolvimento, como Moçambique, onde a forte dependência dos recursos naturais, o crescimento populacional e a expansão da agricultura de subsistência e da exploração florestal intensificam as transformações da paisagem (Curtis *et al.*, 2018; Feurer *et al.*, 2025). A Bacia do Búzi insere-se nesse cenário como uma área de elevada relevância ecológica e socioeconômica, mas também marcada por intensas pressões antrópicas que têm modificado significativamente sua configuração espacial ao longo das últimas décadas. Além das pressões antrópicas, a região é frequentemente afetada por eventos climáticos extremos, como ciclones e inundações, que ampliam a vulnerabilidade ecológica da paisagem (Eilander *et al.*, 2023; Singh; Schoenmakers, 2023). Tais mudanças podem comprometer a conectividade entre habitats naturais, afetando a integridade ecológica da paisagem e sua capacidade de sustentar processos ecológicos essenciais (López *et al.*, 2024; Murillo-Sandoval; Clerici; Correa-Ayram, 2022).

Apesar do avanço das pesquisas sobre dinâmica da paisagem e conectividade ecológica, persistem importantes limitações científicas, especialmente em regiões tropicais africanas. Grande parte dos estudos concentra-se em ecossistemas temperados e em análises estáticas da paisagem, com reduzida integração entre mudanças temporais do uso do solo, modelagem prospectiva e conectividade ecológica. Além disso, bacias hidrográficas tropicais altamente pressionadas, como a Bacia do Búzi, permanecem pouco investigadas sob abordagens integradas capazes de subsidiar estratégias territoriais de conservação e restauração ecológica. Como consequência, muitos modelos ainda representam a conectividade de forma estática, limitando a compreensão dos efeitos acumulativos das transformações da paisagem sobre os fluxos ecológicos ao longo do tempo.

Esta tese analisa os efeitos das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a conectividade ecológica na Bacia do Búzi, integrando análise temporal da dinâmica da paisagem, modelagem prospectiva e métricas de conectividade em uma abordagem aplicada ao contexto tropical africano. Além da contribuição metodológica, os resultados podem apoiar estratégias de planejamento territorial, conservação e restauração ecológica.

Considerando a paisagem como um sistema dinâmico, no qual transformações passadas e presentes influenciam sua configuração futura e funcionalidade ecológica (Goicolea; Mateo-Sánchez, 2022; Morin *et al.*, 2024), a tese parte da hipótese de que as mudanças no uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi têm reduzido progressivamente a conectividade estrutural da paisagem. Assume-se ainda que essa redução poderá intensificar-se sob cenários futuros de expansão antrópica.

A tese está organizada de forma progressiva e integrada. O Capítulo I apresenta uma revisão sistemática da literatura sobre dinâmica da paisagem e conectividade estrutural, permitindo identificar tendências científicas, os principais métodos empregados e as métricas utilizadas, bem como lacunas de pesquisa. Esse capítulo estabelece a base conceitual e metodológica que orienta os estudos empíricos subsequentes.

O Capítulo II analisa a estrutura da paisagem na Bacia do Búzi ao longo do período de 1990 a 2024, utilizando métricas de paisagem para identificar padrões de fragmentação, mudanças no uso e cobertura do solo e seus principais vetores. Os resultados evidenciam uma crescente fragmentação da paisagem, associada principalmente à expansão agrícola e à pressão antrópica, fornecendo um diagnóstico espacial detalhado da área de estudo.

Com base nesses fundamentos, o Capítulo III avança na análise ao incorporar a dimensão temporal prospectiva, por meio da simulação de cenários futuros de uso e cobertura do solo. Utilizando modelos preditivos, são construídos cenários contrastantes que permitem avaliar possíveis trajetórias da paisagem, considerando tanto a continuidade das tendências atuais quanto alternativas de uso sustentável. Os cenários simulados possibilitam avaliar possíveis padrões futuros de fragmentação, bem como áreas potencialmente vulneráveis à perda de conectividade.

O Capítulo IV aprofunda a análise ao avaliar a conectividade ecológica da paisagem, integrando os dados de uso e cobertura do solo com variáveis ambientais e superfícies de resistência. A partir da aplicação de métodos como caminhos de menor custo, são delimitados corredores ecológicos entre áreas-núcleo prioritárias, permitindo analisar como a estrutura da paisagem pode influenciar os fluxos ecológicos. Esse capítulo destaca a importância de abordagens integradas que considerem não apenas a configuração espacial, mas também a permeabilidade da matriz paisagística.

Por fim, o Capítulo V concentra-se na análise da conectividade ecológica sob cenários futuros, incorporando as simulações de uso e cobertura do solo desenvolvidas anteriormente.

Essa etapa permite avaliar como diferentes trajetórias de ocupação territorial podem afetar a configuração e a eficiência dos corredores ecológicos ao longo do tempo. Além disso, são identificadas áreas prioritárias para conservação e restauração ecológica, com o objetivo de fortalecer a conectividade da paisagem em cenários futuros.

REFERÊNCIAS

- ABDELRAHMAN, M. A. E. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 767–808, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s12210-023-01155-3>. Acesso em: 27 jun. 2026.
- AFUYE, G. A. *et al.* Global trend assessment of land use and land cover changes: A systematic approach to future research development and planning. *Journal of King Saud University - Science*, [s. l.], v. 36, n. 7, p. 103262, 2024. Disponível em: <https://jksus.org/global-trend-assessment-of-land-use-and-land-cover-changes-a-systematic-approach-to-future-research-development-and-planning/>. Acesso em: 8 abr. 2026.
- ALLAN, A. *et al.* Driving Forces behind Land Use and Land Cover Change: A Systematic and Bibliometric Review. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 1222, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/8/1222>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- CHEN, Y. *et al.* Transformation of land use and landscape pattern in global mountains: based on local and regional knowledge. *Environmental Earth Sciences*, [s. l.], v. 82, n. 21, p. 500, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s12665-023-11123-7>. Acesso em: 27 jun. 2026.
- CRAMER, A. N. *et al.* A unifying framework for understanding ecological and evolutionary population connectivity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 11, p. 1072825, 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2023.1072825/full>. Acesso em: 27 jun. 2026.
- CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- EILANDER, D. *et al.* Modeling compound flood risk and risk reduction using a globally applicable framework: a pilot in the Sofala province of Mozambique. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, [s. l.], v. 23, n. 6, p. 2251–2272, 2023. Disponível em: <https://nhess.copernicus.org/articles/23/2251/2023/>. Acesso em: 22 maio 2026.
- ERDOĞAN, N. Spatiotemporal Analysis of Habitat Quality and Connectivity in Response to Land Use/Cover Change: A Case Study of İzmir. *Sustainability*, [s. l.], v. 17, n. 6, p. 2407, 2025. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/6/2407>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em:

<https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 23 jul. 2025.

FEURER, M. *et al.* Drivers of deforestation and forest degradation between 1990 and 2023 - A global meta-analysis. *Environmental Science & Policy*, [s. l.], v. 173, p. 104242, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901125002588>. Acesso em: 15 abr. 2026.

GOICOLEA, T.; MATEO-SÁNCHEZ, M. C. Static vs dynamic connectivity: how landscape changes affect connectivity predictions in the Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 37, n. 7, p. 1855–1870, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-022-01445-5>. Acesso em: 11 abr. 2024.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 23 jul. 2025.

HANSEN, M. C. *et al.* The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, [s. l.], v. 6, n. 11, 2020. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aax8574>. Acesso em: 23 jul. 2025.

HERSPERGER, A. M. *et al.* Landscape ecological concepts in planning: review of recent developments. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 36, n. 8, p. 2329–2345, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-021-01193-y>. Acesso em: 27 jun. 2026.

HESSELBARTH, M. H. K. *et al.* Computational Methods in Landscape Ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 2, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40823-024-00104-6>. Acesso em: 27 jun. 2026.

LIU, S. *et al.* Balancing Urban Expansion and Ecological Connectivity through Ecological Network Optimization—A Case Study of ChangSha County. *Land*, [s. l.], v. 12, n. 7, p. 1379, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/12/7/1379>. Acesso em: 23 jul. 2025.

LÓPEZ, J. *et al.* Landscape connectivity loss after the de-escalation of armed conflict in the Colombian Amazon (2011–2021). *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 54, p. e03094, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989424002981>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MANSOURIAN, S.; STEPHENSON, P. J. Exploring Challenges and Lessons for Monitoring Forest Landscape Restoration. *Current Landscape Ecology Reports*, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 159–170, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40823-023-00092-z>. Acesso em: 27 jun. 2026.

MORIN, E. *et al.* Are human-induced changes good or bad to dynamic landscape connectivity?. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 352, p. 120009, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479723027974>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MURILLO-SANDOVAL, P. J.; CLERICI, N.; CORREA-AYRAM, C. Rapid loss in landscape connectivity after the peace agreement in the Andes-Amazon region. *Global*

Ecology and Conservation, [s. l.], v. 38, p. e02205, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989422002074>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SIDDIK, Md. A.; ISLAM, A. R. Md. T. Review of coastal land transformation: Factors, impacts, adaptation strategies, and future scopes. *Geography and Sustainability*, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 167–178, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666683924000154>. Acesso em: 27 jun. 2026.

SINGH, M.; SCHOENMAKERS, E. Comparative Impact Analysis of Cyclone Ana in the Mozambique Channel Using Satellite Data. *Applied Sciences*, [s. l.], v. 13, n. 7, p. 4519, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/13/7/4519>. Acesso em: 22 maio 2026.

THEOBALD, D. M. *et al.* Well-Connected Core Areas Retain Ecological Integrity of Sagebrush Ecosystems Amidst Overall Declines From 2001–2021. *Rangeland Ecology & Management*, [s. l.], v. 97, p. 41–50, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1550742424001295>. Acesso em: 23 jul. 2025.

VERBURG, P. H. *et al.* Land system science and sustainable development of the earth system: A global land project perspective. *Anthropocene*, [s. l.], v. 12, p. 29–41, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2213305415300151>. Acesso em: 8 abr. 2026.

WAN, W. *et al.* Research Progress in Spatiotemporal Dynamic Simulation of LUCC. *Sustainability*, [s. l.], v. 16, n. 18, p. 8135, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/18/8135>. Acesso em: 27 jun. 2026.

ZELLER, K. *et al.* Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. *Land*, [s. l.], v. 9, n. 9, p. 303, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/9/9/303>. Acesso em: 11 abr. 2024.

1. CAPÍTULO I

DINÂMICA DA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NA CONECTIVIDADE ESTRUTURAL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA DE LITERATURA

RESUMO

A dinâmica da paisagem corresponde ao conjunto de mudanças na composição e na configuração espacial dos ecossistemas ao longo do tempo, decorrentes da atuação de fatores naturais e antrópicos. Essas mudanças influenciam diretamente a conectividade estrutural e os processos ecológicos associados. Apesar do crescente interesse pelo tema, os estudos apresentam elevada heterogeneidade quanto aos métodos empregados, às métricas de paisagem utilizadas e às abordagens para avaliar os efeitos da dinâmica da paisagem sobre a conectividade estrutural, dificultando a consolidação do conhecimento e a comparação entre os resultados. Diante desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma revisão sistemática da literatura para sistematizar e sintetizar o conhecimento disponível sobre a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural, bem como identificar os principais autores, a distribuição geográfica dos estudos, os métodos empregados e as métricas de paisagem mais utilizadas. Os artigos foram selecionados nas bases de dados Scopus e Web of Science. Para a seleção de artigos, foram empregadas duas linhas de termos de busca em inglês presentes no título, resumo e palavras-chave do artigo na seguinte sequência: TITLE-ABS-KEY = "landscape* dynamic*" OR "land use*" OR "land use* change" OR "landscape* fragment*" AND "landscape* connectivi*" OR "dynamic* connectivi*" OR "structure*connectivi". Inicialmente foram encontrados (1594) artigos sendo: Scopus 716 e Web of Science 878. O refinamento com base em critérios de corte temporal (estudos publicados entre 2015 e 2024) e em artigos científicos de acesso livre, em língua inglesa, portuguesa e espanhola, resultou na importação de 587 artigos para o Rayyan, sendo 241 do Scopus e 346 da Web of Science. A análise de duplicatas permitiu a remoção de 208 artigos. Após a leitura de títulos e resumos, 58 artigos científicos originais foram incluídos na revisão. Os resultados indicam que os estudos estão distribuídos em 18 países, sendo a China o maior em publicações. Número de manchas (NP), Densidade de Borda (ED), Densidade de manchas (PD) e índice de maior fragmento (LPI) foram as métricas utilizadas para analisar a dinâmica da paisagem em mais de 90% dos artigos selecionados. A Probabilidade de Conectividade (PC), o índice de contágio (CONTAG) e o índice de coesão (COHESION) e a distância ao vizinho mais próximo (ENN) destacam-se como métricas mais recorrentes e aplicadas em mais de 80% dos estudos para analisar a conectividade estrutural da paisagem. A teoria dos grafos é o método mais utilizado para analisar a conectividade da paisagem. A diminuição da conectividade estrutural está sempre ligada a fragmentação da paisagem em mais de 95% dos estudos selecionados.

Palavras-chave: Conectividade da paisagem, Fragmentação, Métricas da paisagem, Conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

Landscape dynamics refers to the set of changes in ecosystem composition and spatial configuration over time, resulting from the interaction of natural and anthropogenic drivers. These changes directly influence structural connectivity and the associated ecological processes. Despite the growing interest in this topic, existing studies exhibit considerable heterogeneity regarding the methods employed, the landscape metrics applied, and the

approaches used to assess the effects of landscape dynamics on structural connectivity, thereby hindering knowledge synthesis and limiting the comparability of findings. In this context, the present study aimed to conduct a systematic literature review to synthesize and systematize the existing knowledge on landscape dynamics and its effects on structural connectivity, as well as to identify the leading authors, the geographical distribution of studies, the methods employed, and the most frequently used landscape metrics. The articles were retrieved from the Scopus and Web of Science databases. For article selection, two sets of search terms were used to identify publications containing the terms in the title, abstract, and keywords, according to the following search strategy: TITLE-ABS-KEY = ("landscape* dynamic*" OR "land use*" OR "land use* change" OR "landscape* fragment*") AND ("landscape* connectivi*" OR "dynamic* connectivi*" OR "structure* connectivi*"). An initial total of 1,594 records was identified (716 from Scopus and 878 from Web of Science). After applying inclusion criteria, namely publication period (2015 - 2024), open access, and language (English, Portuguese, and Spanish), 587 articles were retained and imported into Rayyan. Duplicate removal excluded 208 records, and subsequent screening of titles and abstracts selected 58 original research articles for full analysis. The results indicate that studies are geographically concentrated in 18 countries, with China leading in the number of publications. Metrics such as Number of Patches (NP), Edge Density (ED), Patch Density (PD), and Largest Patch Index (LPI) were used in more than 90% of the studies to assess landscape dynamics. For structural connectivity, the most frequently used metrics, in over 80% of studies, include Probability of Connectivity (PC), Contagion Index (CONTAG), Cohesion Index (COHESION), and Euclidean Nearest Neighbor Distance (ENN). Graph theory emerged as the most widely used methodological approach for connectivity analysis. Across the reviewed studies, a consistent pattern was observed, with over 95% reporting a direct association between landscape fragmentation and the reduction of structural connectivity.

Keywords: Landscape connectivity; Fragmentation; Landscape metrics; Biodiversity conservation.

1.1 INTRODUÇÃO

A dinâmica da paisagem resulta da interação entre processos naturais e antrópicos, destacando-se as mudanças no uso e cobertura do solo como um dos principais vetores de transformação dos padrões espaciais e ecológicos em escala global (Balkanlou *et al.*, 2020; Blanco-Libreros; Ramírez-Ruiz, 2021). Essas mudanças, frequentemente associadas à expansão agrícola, urbanização e exploração de recursos naturais, alteram a configuração espacial dos habitats, com implicações diretas sobre a conectividade estrutural e a provisão de serviços ecossistêmicos (Chen, Z. *et al.*, 2024; Fahrig, 2003; Hansen *et al.*, 2020; López *et al.*, 2024; Theobald *et al.*, 2024).

A conectividade estrutural, entendida como a disposição física dos elementos da paisagem que facilita ou restringe o movimento de organismos e fluxos ecológicos (Haddad *et*

al., 2015; Zeller; McGarigal; Whiteley, 2012), desempenha papel central na manutenção de processos como dispersão de espécies, fluxo gênico e resiliência dos ecossistemas. Compreender como as transformações da paisagem modificam a configuração espacial dos habitats tornou-se uma questão central nos estudos ecológicos e de planejamento ambiental.

Evidências recentes indicam que mudanças na paisagem podem produzir efeitos contrastantes sobre a conectividade estrutural, tanto promovendo sua redução, via fragmentação e perda de habitat, quanto favorecendo sua recuperação, por meio de políticas de conservação e implementação de corredores ecológicos (Liu *et al.*, 2023; Ramírez-Mejía *et al.*, 2024).

Apesar dos avanços nesse campo de investigação, ainda persistem limitações importantes na compreensão integrada de como a dinâmica da paisagem afeta os padrões estruturais entre habitats, especialmente quanto à comparabilidade entre estudos, escalas de análise e às abordagens metodológicas empregadas. Essas limitações tornam-se particularmente evidentes quanto à ausência de padronização na aplicação de métricas de conectividade e à limitada integração entre diferentes abordagens analíticas. Métricas amplamente utilizadas, como o Número de Fragmentos (NP) e a Probabilidade de Conectividade (PC), apresentam variações significativas em sua aplicação, dificultando comparações entre estudos e a consolidação de evidências robustas (Babí Almenar *et al.*, 2019; McGarigal *et al.*, 2012).

A sistematização crítica da produção científica recente torna-se necessária para identificar padrões, inconsistências e lacunas no campo. Ao reunir e analisar estudos publicados entre 2015 e 2024, esta pesquisa busca avançar na compreensão das relações entre dinâmica da paisagem e conectividade estrutural, com ênfase nos métodos, métricas e contextos de aplicação.

Assim, a presente revisão sistemática tem como objetivos: (i) sintetizar como os estudos analisam os efeitos da dinâmica da paisagem na conectividade estrutural; (ii) mapear a distribuição geográfica e temporal das pesquisas sobre o tema; e (iii) identificar as métricas e métodos mais utilizados, discutindo suas potencialidades e limitações.

Os resultados deste estudo contribuem para a consolidação de uma base comparativa de conhecimento, capaz de subsidiar pesquisas futuras e apoiar a formulação de estratégias de gestão e planejamento da paisagem em distintos contextos socioecológicos.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Coleta de dados

Objetivando responder às seguintes perguntas: “(i) *nos últimos 10 anos, quantos estudos publicados em periódicos indexados nas principais bases de dados, abordam sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade;* (ii) *como os estudos analisam os efeitos da dinâmica da paisagem na conectividade?* (iii) *qual é a distribuição geográfica desses estudos e suas relações?* (iv) *e quais métricas são utilizadas para avaliar os efeitos da dinâmica da paisagem na conectividade?*”, foi definida uma metodologia de revisão sistemática de literatura que consistiu na busca de artigos publicados em periódicos indexados nas bases de dados Scopus e Web of Science.

1.2.2 Critérios de busca

A fim de garantir uma abordagem sistemática e reproduzível esta revisão foi conduzida de acordo com as diretrizes do protocolo PRISMA 2020 (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses). Para atingir o maior número possível de trabalhos, buscou-se a combinação de várias palavras-chaves sobre o tema com foco em dois termos-chave: Dinâmica da paisagem e conectividade estrutural, obedecendo a seguinte sequência: TITLE-ABS-KEY = ("landscap* dynamic*" OR "Land Use*" OR "Land Chang*" OR "Landscap* Fragment*" AND "Landscape* Connectivi*" OR "Dynamic* Connectivi*" OR "Structur* Connectivi*" OR "Function* Connectivi*").

1.2.3 Critérios de seleção

Os critérios de inclusão para a seleção dos artigos foram: tipo de artigos (originais), tipo de acesso (livre), corte temporal (2015 a 2024) e artigos com relevância em relação à dinâmica da paisagem e conectividade estrutural publicados em inglês, português e espanhol. Também foram considerados elegíveis estudos que analisavam simultaneamente a conectividade estrutural e funcional, desde que a conectividade estrutural constituísse um dos objetos centrais da investigação e sua relação com a dinâmica da paisagem fosse explicitamente discutida. Por outro lado, foram excluídos artigos de revisão de literatura, artigos em duplicatas nas bases selecionadas e artigos que exclusivamente estudam a conectividade funcional.

Inicialmente, foram identificados 1.594 artigos científicos nas bases de dados Scopus (n = 716) e Web of Science (n = 878). Em seguida, aplicou-se um refinamento com base em

critérios de elegibilidade, que incluíram: (i) recorte temporal (publicações entre 2015 e 2024); (ii) disponibilidade em acesso aberto; e (iii) artigos redigidos nos idiomas português, espanhol ou inglês. A aplicação desses filtros resultou na remoção de 1007 registros, totalizando 587 artigos elegíveis, os quais foram importados para a plataforma Rayyan (um sistema online de apoio à revisão sistemática) sendo 241 provenientes da Scopus e 346 da Web of Science.

A etapa de identificação de duplicatas possibilitou a exclusão de 208 artigos o que reduziu o conjunto para 379 artigos únicos os quais foram submetidos à triagem inicial, com base na leitura dos títulos e resumos. Nessa fase, 321 artigos foram excluídos por não atenderem aos critérios de inclusão previamente estabelecidos.

Por fim, 58 artigos foram lidos na totalidade o que definiu a sua seleção e inclusão na revisão sistemática de literatura. Esses artigos, foram posteriormente submetidos à análise bibliométrica e análise de conteúdo qualitativa. O processo de seleção dos estudos está sintetizado no Fluxograma PRISMA (Figura 1), o qual descreve todo processo metodológico aplicado para a seleção de artigos.

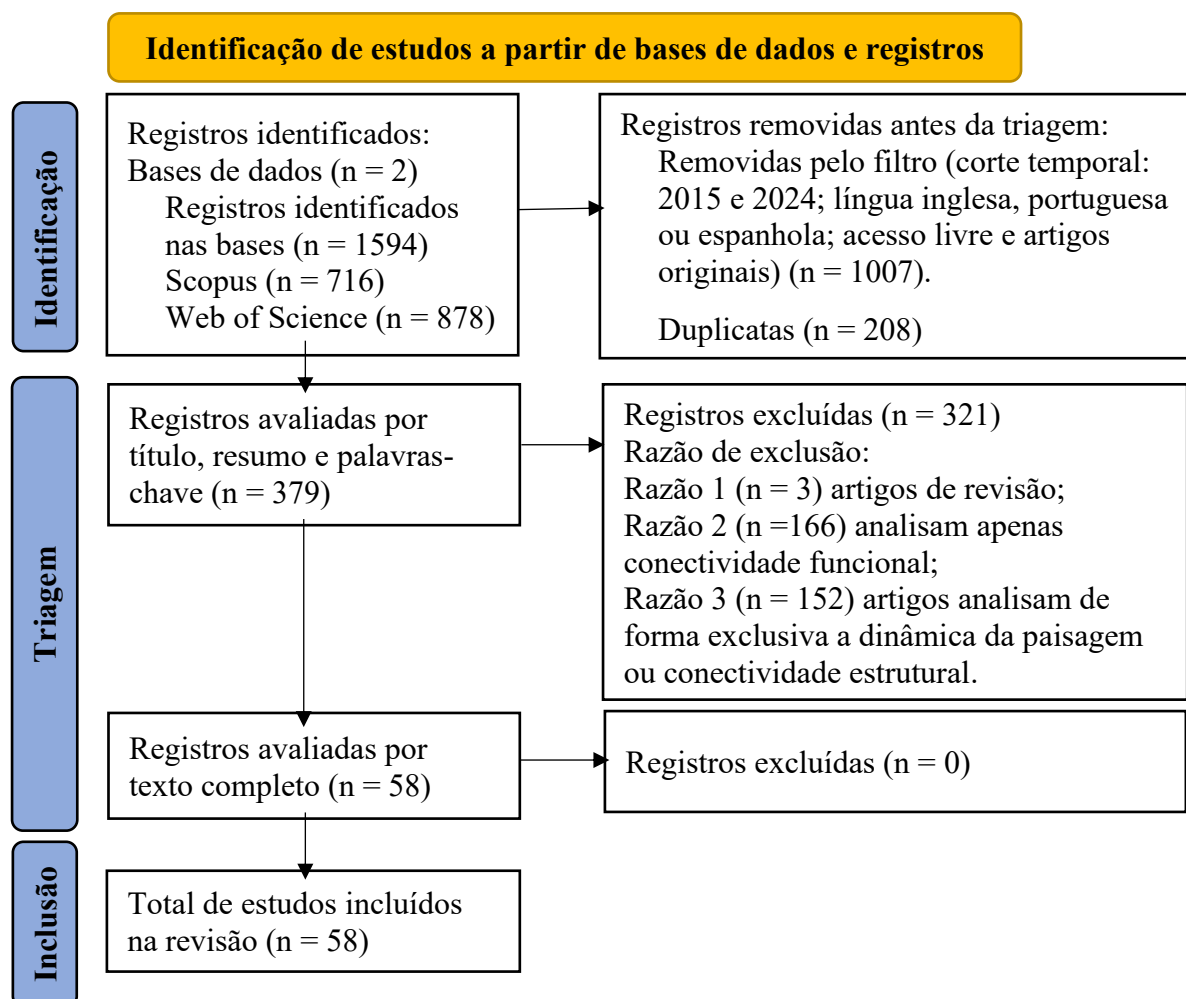


Figura 1: Fluxograma do processo de seleção de artigos para revisão sistemática entre 2015 e 2024

1.2.4 Estratégias de análise de dados

A análise de dados coletados seguiu uma abordagem que combina técnicas bibliométricas e de síntese de conteúdos visando extrair informações relevantes e identificar padrões na literatura sobre a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural.

Inicialmente, os dados coletados nas bases Scopus e Web of Science, foram exportados no formato BibTeX para a plataforma Rayyan, visando a realização da triagem sistemática. Nesta etapa, procedeu-se à remoção de duplicatas e à leitura de títulos e resumos (screening), com o objetivo de excluir estudos que não atendiam aos critérios temáticos definidos

A partir do Rayyan, 58 artigos considerados elegíveis foram exportados e importados para o software R (versão 4.5.1) e, por meio do pacote Bibliometrix, foi realizada a análise bibliométrica descritiva. Essa análise envolveu a identificação dos autores mais produtivos, a distribuição geográfica dos estudos, as principais instituições afiliadas e os artigos mais citados, fornecendo uma visão abrangente sobre o panorama da produção científica no tema abordado.

Posteriormente, a ferramenta VOSviewer (versão 1.6.20) foi empregada para análise de redes de co-ocorrência de palavras-chave e colaboração entre autores. Essa etapa permitiu identificar os principais tópicos abordados nos estudos, os agrupamentos temáticos mais frequentes e os vínculos de cooperação científica entre pesquisadores e instituições. A visualização das redes geradas auxiliou na identificação de padrões conceituais e no entendimento das conexões existentes entre diferentes abordagens dentro da temática da dinâmica da paisagem e conectividade.

Para finalizar a análise, cada um dos 58 artigos selecionados foi lido integralmente para a extração manual de dados específicos, que foram sistematizados em uma planilha. Nesta planilha, foram registrados dados de índices métricos e métodos aplicados em cada estudo. Com base nesses dados, foi possível realizar a quantificação da frequência de ocorrência de cada métrica e método, permitindo uma análise comparativa e crítica sobre as abordagens mais recorrentes, bem como a identificação de lacunas metodológicas na literatura existente.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Evolução temporal das publicações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural entre 2015 e 2024

A trajetória temporal das publicações sobre a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade ao longo do período analisado neste estudo é apresentada na Figura 2.

A análise das tendências revela um crescimento no número de publicações sobre a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural entre 2015 e 2022 com o número de publicações variando entre 1 artigo em 2015 para 16 em 2022. Esse aumento torna-se particularmente consistente a partir de 2019, com o pico notável em 2022. De 2019 até 2024 registrou-se 90% de publicações, tornando-se o período com maior número de artigos publicados. Este período de crescimento coincide com o contexto da pandemia da COVID-19, período em que, segundo Rousseau; Garcia-Zorita; Sanz-Casado, (2023) e Franch-Pardo *et al.*, (2021), houve uma intensificação da produção científica interdisciplinar, inclusive nas áreas de ciências ambientais com aplicação de geotecnologias.

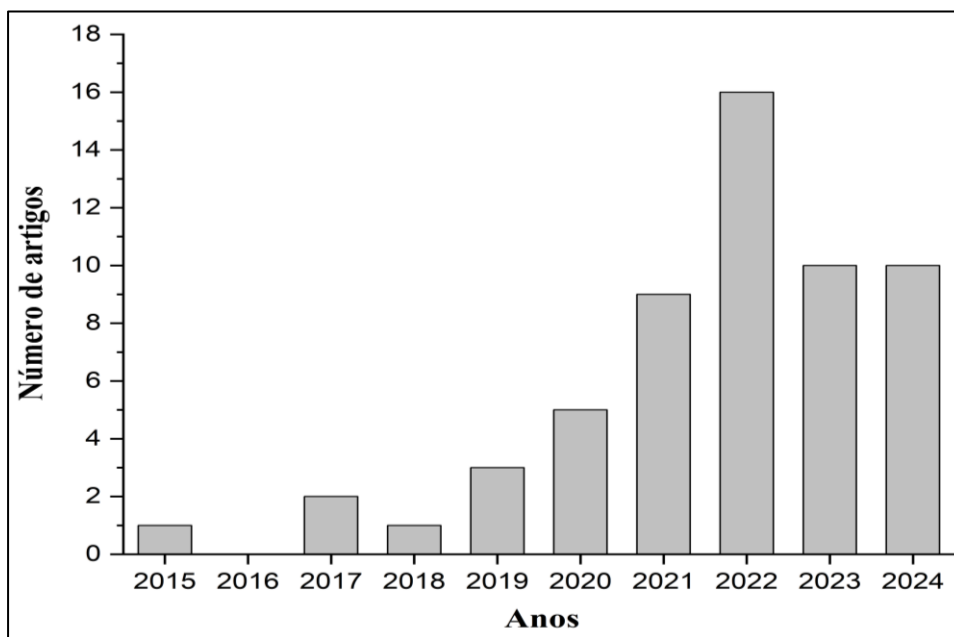


Figura 2: Tendência anual de crescimento da produção científica sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural de 2015 a 2024

O crescimento mais acentuado das publicações após 2019 também sugere uma transformação estrutural na própria ciência da paisagem. Segundo Gorelick *et al.*, (2017), a expansão de plataformas de processamento em nuvem, como o Google Earth Engine, ampliou

significativamente a capacidade de processamento de grandes séries temporais de imagens orbitais. Paralelamente, o avanço de técnicas de aprendizado de máquina e classificação automatizada aumentou a precisão das análises espaço-temporais aplicadas ao monitoramento da paisagem (Diakogiannis *et al.*, 2020; Maxwell; Warner; Fang, 2018). Esse avanço tecnológico permitiu que os deixassem progressivamente de focar apenas padrões estáticos de fragmentação, passando a incorporar análises dinâmicas capazes de representar trajetórias temporais de transformação da paisagem e seus efeitos sobre a conectividade ecológica (Goicolea; Mateo-Sánchez, 2022; Morin *et al.*, 2024). Dessa forma, o aumento das publicações reflete não apenas maior interesse científico pelo tema, mas também mudanças metodológicas que ampliaram a capacidade analítica da ecologia da paisagem contemporânea.

1.3.2 Distribuição geográfica das publicações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural entre 2015 e 2024

A Figura 3 demonstra a distribuição geográfica dos 58 artigos selecionados no estudo. Os resultados demonstram que os estudos sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural estão distribuídos em 18 países. A China é o país com maior número de publicações (34), seguida pelos Estados Unidos da América, a Colômbia, o México e o Brasil contribuíram com 3 publicações cada ($n = 3$). A Itália foi responsável por 2 artigos ($n = 2$), enquanto o restante de 12 países (incluindo Portugal, Luxemburgo e Alemanha) registrou apenas uma publicação cada, representando a menor parte da amostra analisada.

A China apresentou o maior número cumulativo de afiliações de autores nos 58 estudos revisados ($n = 111$), seguida pelos Estados Unidos da América ($n = 26$), Espanha ($n = 11$), Brasil ($n = 10$) e França ($n = 9$). Os demais países contribuíram com menos afiliações.

A predominância da China na produção científica sobre dinâmica da paisagem e conectividade estrutural parece refletir não apenas sua elevada capacidade de investimento em ciência e tecnologia, mas também a intensidade das transformações territoriais ocorridas no país nas últimas décadas. Segundo Liu *et al.* (2023) e Wang, Q. *et al.* (2022), o rápido processo de urbanização, expansão de infraestrutura e reorganização do uso do solo na China produziu alterações espaciais em larga escala, impulsionando a necessidade de monitoramento contínuo da fragmentação e conectividade ecológica. Paralelamente, políticas ambientais nacionais, como as Ecological Conservation Redlines (ECRs), passaram a demandar ferramentas avançadas de planejamento ecológico e modelagem espacial (Wang *et al.* 2023). Além disso, a ampla disponibilidade de dados espaciais e o forte investimento em sensoriamento remoto e

inteligência geoespacial favoreceram a consolidação da China como um dos principais centros globais de desenvolvimento metodológico em ecologia da paisagem (Chen *et al.*, 2024; Gorelick *et al.*, 2017). A elevada produção científica chinesa reflete simultaneamente a magnitude das pressões antrópicas sobre a paisagem e a priorização estratégica da segurança ecológica no planejamento territorial do país.

Figura 3: Distribuição geográfica das publicações por países.

A concentração das publicações em países asiáticos, europeus e norte-americanos também evidencia um desequilíbrio geográfico na produção do conhecimento científico sobre conectividade da paisagem. Karlsson; Srebotnjak; Gonzales, (2007) e Maisonobe *et al.* (2017) demonstram que a produção científica global tende a permanecer concentrada em países com maior infraestrutura de pesquisa e financiamento tecnológico, influenciando diretamente os temas, métodos e escalas de análise predominantes na literatura. No campo da ecologia da

paisagem, essa concentração favorece o desenvolvimento de modelos construídos majoritariamente em ecossistemas temperados e altamente monitorados (Donaldson; Wilson; Maclean, 2017). Como consequência, regiões tropicais do Sul Global, especialmente ecossistemas africanos, permanecem sub-representadas, apesar de apresentarem algumas das mais rápidas taxas de transformação do uso do solo e perda de biodiversidade em escala global (Hansen *et al.*, 2020). Essa assimetria reduz a capacidade de generalização ecológica dos modelos existentes, uma vez que paisagens tropicais frequentemente apresentam maior heterogeneidade estrutural, diferentes formas de uso do solo e dinâmicas socioecológicas distintas das observadas em regiões temperadas (Morin *et al.*, 2024).

1.3.3 Periódicos de maior influência nas publicações

Os artigos incluídos na revisão foram publicados em 29 periódicos. Na Tabela 1 estão representados os 10 periódicos com maior número de artigos analisados neste estudo.

O periódico com maior número de publicações de artigos selecionados para o estudo é o *Land* (com 8 artigos que correspondem a 13.8%) seguido pelo *Remote Sensing* (com 7 artigos que correspondem a 12%) e *International Journal of Environmental Research and Public Health* (com 5 artigos que correspondem a 8.6%). Simultaneamente, o *Land* tem maior número de citações (109) entre 2015 e 2024 seguida de *Remote Sensing* (103) e *International Journal of Environmental Research and Public Health* (102).

Por ter um h-index maior que todos os periódicos analisados, *Land*, *Remote Sensing* e *International Journal of Environmental Research and Public Health*, destacam-se como os periódicos de maior influência.

Tabela 1: Os 10 periódicos com maior número de artigos publicados entre 2015 e 2024

Sources	N	P	TC	h-index
<i>Land</i>	8	13,8	109	6
<i>Remote Sensing</i>	7	12,1	103	5
<i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i>	5	8,62	102	5
<i>Sustainability</i>	5	8,62	24	2
<i>Frontiers in Ecology and Evolution</i>	3	5,17	17	2
<i>Forests</i>	2	3,45	5	1
<i>Global Ecology and Conservation</i>	2	3,45	29	1
<i>Landscape and Urban Planning</i>	2	3,45	99	2
<i>Landscape Ecology</i>	2	3,45	51	2
<i>Plos One</i>	2	3,45	70	2

N = Número, P = Porcentagem, TC = Total de citações

1.3.4 Autores mais relevantes e sua rede de colaboração

A produção científica analisada caracteriza-se predominantemente por trabalhos em coautoria. No total, foram identificados 180 autores e coautores, sendo os mais relevantes Liu S e Liu Y, com 4 publicações analisadas cada, e Li X, Li Y e Zhao J, com 3 publicações ou participações em artigos analisados (Tabela 2).

Tabela 2: Autores mais relevantes com maior número de artigos publicados sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural 2015 - 2024.

Authors	Articles	Articles Fractionalized
LIU S	4	0,57
LIU Y	4	0,87
LI X	3	0,49
LI Y	3	0,53
ZHAO J	3	0,53
CHEN H	2	0,29
CRUZ M M	2	0,63
FU H	2	0,83
GAO Z	2	0,39
HE J	2	0,53

A análise da rede de coautoria revelou uma estrutura fragmentada, com diversos grupos atuando de forma relativamente isolada no campo da dinâmica da paisagem e conectividade estrutural. Destacam-se dois núcleos principais: um liderado por Liu S e outro por Zhao J, ambos com forte coesão interna e papel relevante na produção científica. O autor Li X atua como elo entre esses dois grupos, sugerindo uma importante função de mediação e integração do conhecimento.

Por outro lado, muitos autores aparecem em pequenos grupos desconectados da rede principal, o que indica baixa colaboração entre diferentes centros de pesquisa. Essa dispersão pode limitar a consolidação de abordagens integradas no tema. Fortalecer as conexões entre grupos e promover colaborações internacionais pode ser estratégico para avançar na compreensão dos efeitos da dinâmica da paisagem sobre a conectividade ecológica.

1.3.5 Artigos com mais citações sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural 2015 - 2024.

A Tabela 3 apresenta as 20 publicações mais citadas sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural de 2015 a 2024.

A publicação mais citada sobre o tema foi a de Babí Almenar *et al.*, (2019). O artigo propõe uma metodologia integrada para avaliar a perda de habitat, a fragmentação e a conectividade ecológica em Luxemburgo, visando apoiar a tomada de decisões de planejamento espacial. Os autores selecionaram 12 métricas de paisagem e 4 índices de conectividade, e os resultados revelaram tendências preocupantes: redução de habitats naturais (como pastagens e florestas), aumento da fragmentação e declínio da conectividade ecológica.

A segunda publicação mais citada foi a de Li; Chen; He, (2015). No estudo, os autores investigam a importância dos espaços verdes urbanos para a sustentabilidade ecológica e a qualidade de vida em cidades com rápido processo de urbanização empregando métricas de paisagem e análise de redes. Os resultados mostraram que, embora o planejamento aumentasse a área total de espaços verdes, também levava à fragmentação da paisagem. Para mitigar esse problema, os autores propuseram uma rede ecológica baseada em nós (áreas verdes importantes) e corredores (conexões entre elas), demonstrando que essa abordagem poderia reduzir a fragmentação e melhorar a conectividade da paisagem.

A terceira publicação com maior número de citações foi a de Riggio; Caro, (2017). Os autores analisam a conectividade estrutural entre áreas protegidas, utilizando métodos de menor custo e dados atualizados sobre conversão de terras para identificar corredores de vida selvagem. Os resultados revelaram que o avanço de usos antrópicos ameaça a conectividade nas áreas protegidas.

Tabela 3: Os 20 artigos mais citados sobre dinâmica da paisagem e conectividade entre 2015 e 2024

Autores	Título	Ano	Jornal	TC	TC per Year
Almenar, JB; Bolowich, A; Elliot, T; Geneletti, D; Sonnemann, G; Rugani, B	Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning	2019	<i>Landscape and Urban Planning</i>	80	1,63
Li, H; Chen, W; He, W	Planning of Green Space Ecological Network in Urban Areas: An Example of Nanchang, China	2015	<i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i>	58	1,00
Riggio, J., Caro, T.	Structural connectivity at a national scale: Wildlife corridors in Tanzania	2017	PLoS ONE	52	1,70

Huang, B.-X., Chiou, S.-C., Li, W.-Y.	Landscape Pattern and Ecological Network Structure in Urban Green Space Planning: A Case Study of Fuzhou City	2021	Land	48	2,82
Wu, Z., Lei, S., Lu, Q., Bian, Z.	Impacts of Large-Scale Open-Pit Coal Base on the Landscape Ecological Health of Semi-Arid Grasslands	2019	Remote Sensing	48	0,98
Kimberley, A., Hoofman, D., Bullock, J.M., Honnay, O., Krickl, P., Lindgren, J., Plue, J., Poschlod, P., Traveset, A., Cousins, S.A.O.	Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss	2021	<i>Landscape Ecology</i>	45	2,65
Wang, Q., Liu, S., Liu, Y., Wang, F., Liu, H., Yu, L.	Effects of urban agglomeration and expansion on landscape connectivity in the river valley region, Qinghai-Tibet Plateau	2022	Global Ecology and Conservation	28	2,80
Schüßler, D., Mantilla- Contreras, J., Stadtman, R., Ratsimbazafy, J.H., Radespiel, U.	Identification of crucial stepping stone habitats for biodiversity conservation in northeastern Madagascar using remote sensing and comparative predictive modeling	2020	Biodiversity and Conservation	27	1,55
Cao, X., Liu, Z., Li, S., Gao, Z.	Integrating the Ecological Security Pattern and the PLUS Model to Assess the Effects of Regional Ecological Restoration: A Case Study of Hefei City, Anhui Province	2022	International Journal of Environmental Research and Public Health	26	2,60
Lu, Y., Liu, Y., Huang, D., Liu, Y.	Evolution Analysis of Ecological Networks Based on Spatial Distribution Data of Land Use Types Monitored by Remote Sensing in Wuhan Urban Agglomeration, China, from 2000 to 2020	2022	Remote Sensing	21	2,10
Heintzman, LJ, McIntyre, NE	Quantifying the effects of projected urban growth on connectivity among wetlands in the Great Plains (USA)	2019	Landscape and Urban Planning	19	0,39
Nguyen, TT, Barber, P, Harper, R, Linh, TVK, Dell, B	Vegetation trends associated with urban development: The role of golf courses	2020	PLoS ONE	18	1,03
You, M., Zou, Z., Zhao, W., Zhang, W., Fu, C.	Study on land use and landscape pattern change in the Huaihe River Ecological and economic zone from 2000 to 2020	2023	Heliyon	17	2,24
Luo, J., Fu, H.	Constructing an urban cooling network based on PLUS model: Implications for future urban planning	2023	Ecological Indicators	16	2,11
Liu, X., Liu, D., Zhao, H., He, J., Liu, Y.	Exploring the spatio-temporal impacts of farmland reforestation on ecological connectivity using circuit theory: A case study in the agro- pastoral ecotone of North China	2020	Journal of Geographical Sciences	16	0,92
Zhou, Z.C., Wang, J.	Evolution of landscape dynamics in the Yangtze River Delta from 2000 to 2020	2022	Journal of Water and Climate Change	15	1,50

Zhang, X., Li, H., Xia, H., Tian, G., Yin, Y., Lei, Y., Kim, G.	The ecosystem services value change and its driving forces responding to spatio-temporal process of landscape pattern in the co-urbanized area	2021	Land	15	0,88
Zhang, Y., Song, W.	Identify ecological corridors and build potential ecological networks in response to recent land cover changes in Xinjiang, China	2020	Sustainability (Switzerland)	14	0,80
Silva, AL, Alves, DS, Ferreira, MP	Landsat-Based Land Use Change Assessment in the Brazilian Atlantic Forest: Forest Transition and Sugarcane Expansion	2018	Remote Sensing	13	1,18
Li, M., Li, X., Liu, S., Lyu, X., Dang, D., Dou, H., Wang, K.	Analysis of the Spatiotemporal Variation of Landscape Patterns and Their Driving Factors in Inner Mongolia from 2000 to 2015	2022	Land	13	1,30

1.3.6 Palavras-chaves de autores em artigos sobre dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural

Na Figura 4 está representado o mapa de co-ocorrência de palavras-chave dos autores. As palavras-chave com maior frequência incluem ‘conservação’ (13 ocorrências, 5%), ‘ecossistema’ (11 ocorrências, 5%) e ‘China’ (11 ocorrências, 5%) estão entre os mais recorrentes, sinalizando forte ênfase da literatura em questões de conservação ambiental, ecossistemas e estudos geograficamente localizados na China. Outros temas relevantes incluem ‘conectividade da paisagem’ (10 ocorrências, 4%), ‘biodiversidade’ (9 ocorrências, 4%), e ‘conectividade’ (8 ocorrências, 3%), evidenciando um interesse consolidado em aspectos relacionados à conectividade ecológica e biodiversidade.

Nota-se a partir das palavras chaves, uma inter-relação significativa entre temas como urbanização, mudanças no uso do solo e conectividade ecológica. Esta forte co-ocorrência indica que a literatura recente vem, progressivamente, incorporando uma perspectiva mais integrada da paisagem, na qual processos ecológicos e transformações antrópicas são analisados de forma interdependente. Ao mesmo tempo, a recorrência de termos associados a sensoriamento remoto e análise espacial evidencia o crescente protagonismo das geotecnologias na produção científica contemporânea, reforçando a transição da ecologia da paisagem para abordagens orientadas por dados e modelagem espacial.

Figura 5: Afiliações institucionais mais relevantes de cada artigo publicado sobre a dinâmica da paisagem e a conectividade.

1.3.8 Principais métodos e métricas aplicados nos estudos avaliados

Ao longo das últimas décadas, estudos têm destacado a crescente fragmentação e perda de conectividade em diversos biomas, desde florestas tropicais na Amazônia (López *et al.*, 2024) até ecossistemas de Sagebrush nos Estados Unidos (Theobald *et al.*, 2024) e desertos na China (Meng *et al.*, 2023).

Para a análise da dinâmica da paisagem, 95% (n = 55) dos estudos selecionados aplicaram a classificação de imagens de satélite por meio de sistemas de informação geográfica (ArcGis, Qgis, ENVI, GEE) apoiando-se em métodos como Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA), Pixel-Based Classification (PBA), Deep Learning (DL) e Machine Learning (ML) e algoritmos como Support Vector Machine (SVM), Random Forest (RF) e Maximum Likelihood Classification (MLC) para definir principais classes de uso e cobertura do solo e posterior cálculo de métricas de paisagem.

Os mapas de uso e cobertura do solo, obtidos a partir da classificação de imagens de satélite, são posteriormente integrados, em alguns estudos, a modelos de simulação para analisar cenários futuros da paisagem. Por exemplo, Goicolea; Mateo-Sánchez (2022) utilizaram modelos comparativos para mostrar que abordagens dinâmicas de conectividade, que consideram as mudanças temporais da paisagem, são mais eficazes do que modelos estáticos para prever padrões de fragmentação. Por sua vez, García-Amorena *et al.* (2021) integraram projeções climáticas a modelos de distribuição potencial da espécie *Pinus hartwegii*, permitindo identificar áreas vulneráveis e corredores prioritários para a conservação, com base na futura configuração da paisagem.

O avanço de algoritmos de classificação, aprendizado de máquina e plataformas de modelagem espacial ampliou significativamente o processo de modelagem prospectiva e a precisão das análises ambientais (Diakogiannis *et al.*, 2020; Maxwell; Warner; Fang, 2018).

Em muitos estudos revisados, a análise permanece centrada na quantificação geométrica da paisagem, enquanto aspectos relacionados ao comportamento das espécies, à qualidade do habitat e à funcionalidade ecológica são menos incorporados às interpretações.

No que se refere à análise da conectividade estrutural, o método mais utilizado foi a teoria dos grafos (42%, $n = 24$). No que se refere à análise da conectividade estrutural, o método mais utilizado foi a teoria dos grafos (42%, $n = 24$). Neste método, a paisagem é representada como uma rede espacial estática, na qual os fragmentos de habitat são modelados como nós e as relações espaciais entre eles como arestas. Assim, a conectividade é definida exclusivamente pela configuração espacial dos elementos da paisagem, independentemente de processos ecológicos de dispersão ou resistência da matriz, sendo entendida como uma propriedade geométrica do mosaico paisagístico (Pelorosso *et al.*, 2021; Sapucci *et al.*, 2022; Singh; Sinha; Tandon, 2016; Zhang *et al.*, 2024).

A construção da rede pode ser realizada por meio de limiares de distância (threshold distance), nos quais se estabelecem conexões entre fragmentos separados por uma distância inferior ou igual a um valor pré-definido, ou por estruturas de vizinhança geométrica, como a Triangulação de Delaunay ou o Diagrama de Voronoi, que formalizam relações topológicas de proximidade entre elementos da paisagem (De La Barra *et al.*, 2022; Hesselbarth *et al.*, 2024; Keeley; Beier; Jenness, 2021; Zhou *et al.*, 2023).

Sobre essa estrutura de rede, aplicam-se métricas da teoria dos grafos para descrever sua configuração topológica. O grau dos nós (degree) quantifica o número de conexões locais de cada fragmento, o coeficiente de aglomeração (clustering coefficient) expressa o nível de agrupamento entre vizinhos, enquanto a centralidade de intermediação (betweenness centrality) identifica fragmentos que funcionam como pontos de articulação ou “pontes” na malha espacial. Adicionalmente, métricas baseadas em caminhos mínimos e eficiência global da rede permitem avaliar a acessibilidade topológica entre pares de fragmentos (Estrada; Bodin, 2008; Saura *et al.*, 2011).

Essa abordagem caracteriza a paisagem como uma estrutura puramente espacial e topológica, assumindo um sistema estático no qual a conectividade emerge da organização geométrica dos elementos, sem incorporação explícita de processos ecológicos de dispersão ou movimento de organismos. Essa distinção estabelece a base conceitual para a separação entre conectividade estrutural e funcional, sendo a primeira derivada da configuração espacial da paisagem e a segunda dependente de processos ecológicos e da permeabilidade da matriz (Fahrig, 2003; Heckmann; Schwanghart, 2012; Saura; Pascual-Hortal, 2007).

O segundo método mais utilizado é o da Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA - Morphological Spatial Pattern Analysis) utilizado em 28% de artigos (n =16). Este método é baseado em algoritmos de processamento de imagem que classifica a estrutura espacial de habitats (como florestas ou vegetação nativa) em categorias morfológicas, permitindo avaliar a conectividade estrutural da paisagem de forma quantitativa e visual (Brumberg *et al.*, 2024; He; Chen, 2022; Li *et al.*, 2024; Yang *et al.*, 2022). É um método bastante relevante para fins de conservação e gestão da biodiversidade, pois descreve os principais elementos estruturais que cumprem a função de integrar os resultados da classificação com os índices de disponibilidade de habitat (Saura *et al.*, 2011). Os dois métodos também foram comuns aparecendo juntos no mesmo estudo em 14 artigos selecionados o que corresponde a 24%.

As métricas de paisagem listadas na Tabela 4 são as mais citadas nos artigos analisados. Avaliam diferentes aspectos e juntas, fornecem percepções sobre conectividade estrutural e dinâmica da paisagem. Mais de 90% dos estudos analisados empregam simultaneamente as métricas de densidade de mancha (PD, n = 18), número de manchas (NP, n = 17), densidade de borda (ED, n = 11) e índice de maior fragmento (LPI, n = 10) para avaliar a dinâmica da paisagem.

O Número de Fragmentos (NP) quantifica o total de manchas de uma determinada classe na paisagem, sendo amplamente utilizado para avaliar o grau de fragmentação espacial (Escobar-Ocampo *et al.*, 2023; Wang, Y. *et al.*, 2022; Mcgarigal et al., 2012). A Densidade de Mancha (PD) indica a concentração de fragmentos por unidade de área, permitindo a análise da distribuição espacial e da frequência de ocorrência de fragmentos (Zhou; Wang, 2022). O Índice da Maior Mancha (LPI), por sua vez, revela a dominância relativa do maior fragmento sobre a paisagem total, sendo útil para detectar padrões de centralidade e estabilidade ecológica (Brumberg *et al.*, 2024; Yang *et al.*, 2022). Já a Densidade de Borda (ED) avalia a extensão das interfaces entre diferentes classes, refletindo transições ambientais ou impactos antrópicos nas bordas dos fragmentos (Wang, Y. *et al.*, 2022). Essas métricas são essenciais para analisar processos como fragmentação, heterogeneidade e distribuição espacial, sendo aplicáveis em estudos de monitoramento de desmatamento ou planejamento urbano (Mcgarigal et al., 2012; Yang; Wu, 2022).

Tabela 4: Métricas, métodos e softwares usados nos estudos selecionados

	Métricas	Métodos	Software
Dinâmica da paisagem	- Número de fragmentos (NP) - Densidade de Mancha (PD) - Índice da maior mancha (LPI) - Densidade de borda (ED)	- Classificação de imagens de satélite para análise e detecção de mudanças na paisagem; - Modelagem de cenários; - Comparação de métricas de paisagem em série histórica.	Fragstat ArcGis Qgis ENVI GEE PLUS
Conectividade Estrutural	- Probabilidade de Conectividade (PC) - Índice de contágio (CONTAG) - Índice de coesão (COHESION) - Distância ao vizinho mais próximo (ENN)	- Teoria dos grafos - Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA)	Fragstat Conefor Sensinode InVEST CIRCUITSCAPE GUIDOS Toolbox

Apesar da ampla utilização das métricas clássicas de paisagem, os estudos analisados revelam forte dependência de indicadores estruturais relativamente simplificados. Métricas como NP, PD e ED descrevem eficientemente padrões espaciais da paisagem, porém frequentemente não conseguem representar adequadamente os processos ecológicos associados à movimentação das espécies e à permeabilidade da matriz (Fahrig, 2003; Mcgarigal et al., 2012). Segundo Zeller *et al.* (2020), análises baseadas exclusivamente na estrutura espacial tendem a superestimar ou subestimar a conectividade ecológica real, sobretudo em paisagens altamente heterogêneas. Savary *et al.* (2024) destacam que a conectividade deve ser compreendida como um processo dinâmico emergente da interação entre configuração espacial, comportamento biológico e mudanças temporais da paisagem. Nesse sentido, a predominância de métricas estruturais observada nos estudos revisados evidencia que a transição para abordagens mais integrativas e funcionalmente realistas ainda permanece incompleta na literatura recente.

A Probabilidade de Conectividade (PC, $n = 17$), o índice de contágio (CONTAG, $n = 16$), o índice de coesão (COHESION, $n = 13$) e a distância do vizinho mais próximo (ENN, $n = 11$) constituíram as métricas mais frequentemente empregadas, de forma isolada ou

combinada, estando presentes em mais de 80% dos estudos selecionados para analisar a conectividade da paisagem.

A elevada frequência da métrica Probabilidade de Conectividade (PC) pode ser atribuída ao seu caráter integrador, uma vez que, embora seja amplamente utilizada em estudos de conectividade funcional, também pode representar o potencial de conectividade estrutural quando parametrizada apenas com atributos espaciais da paisagem, como a área dos fragmentos e a distância entre eles (Saura; Pascual-Hortal, 2007; Saura; Rubio, 2010). Além disso, parte dos estudos incluídos nesta revisão avaliou simultaneamente a conectividade estrutural e funcional, o que contribuiu para a elevada recorrência dessa métrica. A PC está entre as mais robustas métricas para representar a capacidade da paisagem em manter fluxos ecológicos entre fragmentos de habitat. Expressa a probabilidade de que dois pontos aleatoriamente escolhidos dentro dos fragmentos de habitat estejam conectados entre si, considerando a existência ou não de conexões físicas entre os fragmentos (Mcgarigal et al., 2012; Liu *et al.*, 2021; Wang, Q. *et al.*, 2022; Zhou; Wang, 2022).

O Índice de Contágio (CONTAG) avalia a concentração ou distribuição das diferentes classes na paisagem, em que valores elevados indicam predominância de uma única classe, enquanto valores baixos apontam para paisagens variadas e fragmentadas (Liu *et al.*, 2020; Mahmoudzadeh *et al.*, 2022; Ying; Ling; Kai, 2017). Por sua vez, o Índice de Coesão (COHESION) mensura a ligação física entre as áreas fragmentadas de uma mesma classe, revelando o nível de conexão entre os habitats. Valores elevados sugerem uma integridade estrutural mais robusta, o que facilita a movimentação das espécies (Aksu *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2021). A Distância ao Vizinho Mais Próximo (ENN) indica a separação entre os fragmentos, calculando a média das distâncias entre áreas adjacentes. Uma ENN elevada denota fragmentação e possíveis obstáculos à dispersão biológica, ao passo que valores baixos indicam proximidade e maior fluidez no fluxo ecológico (Hamonic *et al.*, 2023; Jiang *et al.*, 2023).

1.3.9 Vantagens e limitações dos métodos e métricas na dinâmica da paisagem e conectividade estrutural (2015–2024)

Os métodos e métricas utilizados nos estudos apresentam vantagens e limitações distintas. As métricas baseadas na teoria de grafos são eficazes para quantificar a conectividade global e identificar fragmentos críticos (Saura; Pascual-Hortal, 2007), mas assumem distâncias fixas de dispersão, ignorando a resistência dinâmica da matriz paisagística (Pascual-Hortal;

Saura, 2006). A análise morfológica de padrões espaciais (MSPA) classifica os habitats em núcleos, bordas e corredores, sendo útil para priorizar áreas de conservação (Vogt *et al.*, 2007), porém não avalia a conectividade funcional.

O CONTAG mede agregação espacial, mas não diferencia habitats naturais de sistemas agroflorestais (Li; Dai; Qiu, 2022). PD e NP quantificam a fragmentação, porém não avaliam o isolamento efetivo (Fahrig, 2003). LSI e ED indicam complexidade de formas, mas são pouco informativas sobre conectividade funcional (Uuemaa *et al.*, 2009). COHESION avalia coesão física entre fragmentos, mas desconsidera a qualidade do habitat (Rayfield; Fortin; Fall, 2011). A métrica PC integra tamanho, localização e conectividade entre fragmentos, sendo eficaz na identificação de áreas prioritárias e na análise de mudanças no uso do solo (Saura; Pascual-Hortal, 2007). Destaca-se por captar a conectividade em múltiplas escalas e responder às transformações espaciais (Sapucci *et al.*, 2022). No entanto, é muito sensível a erros de mapeamento (Li *et al.*, 2024) e seu cálculo demanda elevado poder computacional, especialmente em análises de grandes paisagens (Liu *et al.*, 2023; Saura; Rubio, 2010). A métrica ENN oferece simplicidade e rapidez para avaliar isolamento entre fragmentos, sendo útil em análises de paisagens homogêneas. No entanto, ignora barreiras físicas e a resistência da matriz, limitando sua aplicação em ambientes complexos (Mcgarigal *et al.*, 2012; Nguyen *et al.*, 2020; Prima *et al.*, 2024; Schübler *et al.*, 2020).

Em conjunto, essas limitações evidenciam uma transição paradigmática em curso na ciência da conectividade da paisagem. Tradicionalmente, os estudos concentravam-se em métricas estáticas de configuração espacial e fragmentação estrutural (Saura; Pascual-Hortal, 2007). Entretanto, abordagens mais recentes têm buscado integrar resistência da matriz, dinâmica temporal e múltiplas escalas ecológicas em modelos mais realistas e ecologicamente representativos (Goicolea; Mateo-Sánchez, 2022; Morin *et al.*, 2024). A incorporação de abordagens dinâmicas torna-se particularmente relevante em paisagens submetidas a rápidas mudanças no uso do solo, nas quais os efeitos da fragmentação variam temporalmente e alteram continuamente os fluxos ecológicos entre habitats. Alterações sutis ou abruptas no uso do solo impactam profundamente a forma, o tamanho e a distribuição dos fragmentos naturais, como demonstrado por Gil-Leguizamón *et al.*, (2024), na Colômbia, e Gong *et al.*, (2023), no sul da China.

Essa evolução integrativa decorre não apenas do avanço computacional e da crescente disponibilidade de dados ambientais, mas também do reconhecimento de que a conectividade

emerge da interação dinâmica entre paisagem, comportamento das espécies e processos socioambientais (Savary *et al.*, 2024).

1.3.10 Efeitos da dinâmica da paisagem na conectividade estrutural

As mudanças na paisagem influenciam a conectividade estrutural por diferentes mecanismos espaciais. O mais recorrente é a fragmentação dos habitats, caracterizada pelo aumento do número de fragmentos e diminuição de seu tamanho médio (Fahrig, 2003; Fletcher *et al.*, 2018; Haddad *et al.*, 2015). Associado a esse processo, ocorre o isolamento progressivo dos fragmentos em decorrência do aumento da distância entre manchas de habitat e da perda de conexões espaciais, favorecendo a formação de componentes desconectados na rede da paisagem (Justeau-Allaire *et al.*, 2024; Riva; Koper; Fahrig, 2024; Saura; Rubio, 2010). Entretanto, as alterações na conectividade estrutural não decorrem apenas da redução da área de habitat. Mesmo quando a quantidade total de cobertura natural permanece relativamente constante, mudanças na sua distribuição espacial podem modificar significativamente a conectividade ao aproximar ou afastar fragmentos, reorganizar padrões de adjacência e alterar a importância de determinados elementos da rede (DeFries *et al.*, 2023; Fahrig, 2003; Gengler; Acevedo; Branch, 2024; Hashemi *et al.*, 2024; Martínez-Richart *et al.*, 2024). Da mesma forma, a supressão de fragmentos que desempenham funções estratégicas, como *stepping stones* ou nós de elevada centralidade, pode comprometer a integridade topológica da paisagem, reduzindo a conectividade entre diferentes setores do território (Estrada; Bodin, 2008; Saura; Bodin; Fortin, 2014; Schumaker, 2024; Xu *et al.*, 2024).

Os estudos analisados evidenciam diferentes padrões de impacto da dinâmica da paisagem sobre a conectividade estrutural, refletindo a diversidade de contextos ambientais e pressões antrópicas. Cerca de 78% deles convergem ao apontar que a dinâmica da paisagem especialmente quando associada a expansão urbana (Li *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2023), a intensificação agrícola (Gong *et al.*, 2023; Ramírez-Mejía *et al.*, 2024) e as mudanças no uso do solo promovidas por políticas públicas (Brumberg *et al.*, 2024; You *et al.*, 2023) constitui principal vetor de fragmentação da paisagem e redução de conectividade entre os habitats naturais.

Entre os vetores de maior impacto, a expansão agrícola emerge como um dos principais responsáveis pela fragmentação da paisagem. No Brasil, Silva; Alves; Ferreira (2018), demonstraram que a expansão da cana-de-açúcar reduziu significativamente a conectividade

entre remanescentes florestais no Sudeste. Na Amazônia colombiana, López *et al.* (2024) e Murillo-Sandoval; Clerici; Correa-Ayram (2022) observaram que o avanço de pastagens no período pós-conflito resultou na diminuição de áreas-núcleo e um aumento das zonas de borda e de fundo de matriz, evidenciando a fragmentação crescente e severa das bordas do Parque Nacional Serranía de Chiribiquete. Em Madagascar, Schübler *et al.* (2020), demonstraram que a conversão de florestas em áreas produtivas resultou em paisagens altamente desconectadas, ameaçando a biodiversidade.

A urbanização é igualmente citada como um dos principais vetores de fragmentação da paisagem sobretudo em áreas de transição rural-urbana. Pesquisas conduzidas em diferentes contextos, como as de Aksu *et al.* (2022) na Turquia, Heintzman; McIntyre (2019) nos Estados Unidos, Mahmoudzadeh *et al.* (2022) no Irã e Chang *et al.* (2023) na China, revelam o crescente isolamento de fragmentos florestais e o bloqueio de rotas ecológicas, resultando na perda de habitat e na degradação funcional da paisagem.

Os autores Liu, S. *et al.* (2021) destacam a fragmentação da paisagem induzida por grandes empreendimentos de infraestrutura. Apontam que a construção da hidrelétrica de Manwan, na China, resultou em forte redução da conectividade florestal, especialmente nos trechos a montante do rio. De forma semelhante, em áreas urbanas tropicais, foi observada a perda de conectividade entre ilhas de resfriamento urbano, como demonstrado por análises baseadas na teoria dos circuitos que identificaram zonas prioritárias para a criação de corredores ecológicos (Luo; Fu, 2023).

No entanto, a literatura também oferece exemplos de iniciativas que mitigam ou reverterem impactos negativos da fragmentação da paisagem especificamente relacionadas a políticas de uso e cobertura do solo. Em cerca de 14% dos estudos analisados, observou-se a recuperação da conectividade estrutural em virtude da implementação de políticas públicas e estratégias de manejo. Políticas de conservação como as Ecological Conservation Redlines (ECRs) na China (Wang *et al.*, 2023), programas de reflorestamento (Liu *et al.*, 2020; Meng *et al.*, 2023), redes ecológicas planejadas (Liu *et al.*, 2023) e restauração passiva em áreas protegidas (Brumberg *et al.*, 2024) revelaram resultados promissores na contenção da fragmentação e na reestruturação funcional da paisagem. Em Changsha, por exemplo, Liu *et al.* (2023) utilizaram o modelo de Resistência Cumulativa Mínima (MCR) para orientar a criação de corredores e zonas prioritárias de reconexão, conciliando crescimento urbano e conservação ecológica. Ren; He; Yue (2021) introduzem o conceito de *patches transitórios*,

áreas intermediárias que atuam como “trampolins ecológicos”, facilitando o deslocamento de espécies entre habitats isolados. Nessa mesma perspectiva, Mahmoudzadeh *et al.* (2022) e Zhang; Song (2020) reforçam a necessidade da implementação de corredores ecológicos estrategicamente posicionados, capazes de reduzir os efeitos da fragmentação e promover maior integridade estrutural e funcional da paisagem.

Os estudos de Huang; Chiou; Li (2021), Nguyen *et al.* (2020) e Aksu *et al.* (2022) destacam a relevância de espaços verdes planejados como soluções mitigadoras da fragmentação da paisagem e manutenção da conectividade estrutural. Mesmo em ambientes altamente antropizados, a inclusão de infraestruturas verdes e corredores ecológicos pode mitigar os efeitos da fragmentação e criar redes funcionais de habitats.

No setor agropecuário, apesar do padrão dominante continuar sendo de fragmentação associada à substituição da vegetação nativa por monoculturas, como apontado por Zhang; Song (2020) e Salazar *et al.* (2021), algumas práticas produtivas têm se mostrado promissoras na promoção da conectividade, como demonstram Sapucci *et al.* (2022), ao evidenciar que plantações de Eucalyptus, quando bem manejadas, podem atuar como elementos de reconexão entre fragmentos florestais. Experiências similares foram observadas no Equador, onde Quimis Gómez *et al.* (2023) relataram ganhos parciais de conectividade com plantios florestais em áreas de floresta seca tropical, embora insuficientes para compensar plenamente a perda de habitat nativo.

Os estudos também destacam a importância da conectividade hidrológica, frequentemente negligenciada nas análises da paisagem. Gao *et al.* (2021) e Liu, S. *et al.* (2021) ressaltam que rios, lagos e áreas úmidas atuam como elementos estruturantes da conectividade ecológica, desempenhando papel fundamental na manutenção dos fluxos biológicos e hidrológicos. Entretanto, esses ambientes vêm sendo pressionados pela expansão urbana, intensificação agrícola e alterações no uso do solo, fatores que comprometem sua integridade ecológica e continuidade espacial. Ao mesmo tempo, sua preservação favorece a manutenção de corredores ecológicos naturais e contribui para a resiliência integrada de ecossistemas aquáticos e terrestres.

1.3.11 Principais Limitações dos estudos relacionados a dinâmica da paisagem e seus efeitos na conectividade estrutural

Os artigos analisados apresentam limitações significativas que podem comprometer a compreensão completa da dinâmica da paisagem e conectividade. Uma das principais

limitações é a falta de dados temporais e espaciais detalhados. Muitos estudos utilizaram dados temporais isolados e resoluções espaciais baixas, o que dificulta a detecção de mudanças rápidas e a identificação de fragmentos pequenos ou de corredores estreitos.

Os estudos simplificaram sobremaneira os fatores antrópicos. Variáveis como impactos de estradas, poluição e atividades humanas, frequentemente são omitidas, o que limita a compreensão efetiva dos padrões de conectividade na paisagem.

Observa-se, na literatura, a carência de abordagens integradas e de projeções futuras. Poucos estudos incorporam fatores socioeconômicos, como políticas públicas ou a subsistência local, que são essenciais para compreender os drivers da fragmentação. Além disso, a maioria não explora cenários futuros, como os efeitos das mudanças climáticas ou as tendências de urbanização, o que seria crucial para o planejamento conservacionista. A falta de modelos dinâmicos e multidisciplinares reduz a capacidade de prever impactos e propor estratégias eficazes de restauração e conectividade ecológica.

A escala geográfica restrita de alguns trabalhos também limita a generalização dos resultados. A baixa representatividade de paisagens tropicais africanas nos estudos compromete a comparação com outros biomas. Hansen *et al.* (2020) demonstram que as florestas tropicais vêm sofrendo rápidas transformações espaciais impulsionadas pela expansão agrícola, pela exploração de recursos naturais e pelo crescimento populacional. Apesar disso, a maior parte dos modelos de conectividade continua sendo desenvolvida e validada em ecossistemas temperados ou em regiões com elevada disponibilidade de dados espaciais (Donaldson; Wilson; Maclean, 2017). Essa limitação torna-se particularmente relevante no contexto africano, onde diferentes formas de uso tradicional da terra, mosaicos agroflorestais e padrões informais de ocupação territorial produzem dinâmicas de conectividade distintas das observadas em paisagens altamente urbanizadas ou industrializadas (Morin *et al.*, 2024). Como consequência, a aplicação direta de modelos desenvolvidos em outras realidades ecológicas pode comprometer a interpretação dos padrões de conectividade e a efetividade das estratégias de conservação propostas.

1.3.12 Recomendações para estudos futuros em dinâmica da paisagem e conectividade estrutural

Para avançar no entendimento da relação entre a dinâmica da paisagem e a conectividade estrutural, estudos futuros devem adotar abordagens espaço-temporais integradas, combinando tecnologias de sensoriamento remoto de alta resolução (como LiDAR,

séries temporais do Sentinel-2 e imagens de drones) com modelos de conectividade baseados na teoria de grafos. A incorporação de dados ecológicos em alta resolução permitirá validar não apenas a estrutura da paisagem, mas também sua funcionalidade ecológica.

É crucial desenvolver modelos preditivos híbridos (ex.: autômatos celulares acoplados a redes ecológicas) que simulem cenários futuros, considerando sinergias entre mudanças climáticas, expansão urbana e agrícola e políticas de conservação, para identificar pontos críticos de fragmentação e priorizar corredores de restauração.

Igualmente, seria interessante adotar uma abordagem participativa, envolvendo comunidades locais e gestores públicos, garantindo que as soluções técnicas sejam socialmente viáveis e adaptadas aos contextos socioeconômicos. Essa integração entre ciência da paisagem, ecologia da conectividade e planejamento territorial será fundamental para enfrentar desafios como a perda de biodiversidade e a crescente pressão sobre ecossistemas naturais em um mundo em rápida transformação.

De modo geral, os estudos analisados demonstram que a conectividade da paisagem não pode mais ser compreendida apenas como uma propriedade estrutural estática dos ecossistemas. O avanço da área depende cada vez mais da integração entre modelagem espacial, ecologia funcional, ciência de dados ambientais e planejamento territorial adaptativo (Zeller *et al.*, 2024). Assim, a evolução da ciência da conectividade aponta para modelos híbridos capazes de superar a dicotomia tradicional entre conectividade estrutural e funcional, incorporando maior realismo ecológico às análises da dinâmica da paisagem.

1.4 CONCLUSÃO

Esta revisão sistemática da literatura permitiu sintetizar, de forma abrangente, os avanços científicos da última década sobre a dinâmica da paisagem e a conectividade estrutural, evidenciando padrões consistentes e lacunas relevantes no campo de estudo. Os resultados demonstram que as transformações no uso e cobertura do solo, majoritariamente associadas a pressões antrópicas, têm promovido alterações significativas na configuração espacial dos ecossistemas, comprometendo a conectividade estrutural da paisagem.

Observa-se, ainda, uma concentração geográfica da produção científica, com destaque para a China e os Estados Unidos, o que revela um desequilíbrio na distribuição das pesquisas entre regiões e biomas. Esse padrão reforça a necessidade de ampliar as investigações em áreas

tropicais e em países do Hemisfério Sul, especialmente na África, onde os níveis de vulnerabilidade ecológica são mais elevados.

Do ponto de vista metodológico, destaca-se a predominância de métricas tradicionais, como Número de Fragmentos (NP), Densidade de Manchas (PD) e Probabilidade de Conectividade (PC), bem como o uso crescente de abordagens baseadas em Teoria dos Grafos e Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA). Embora eficazes, essas abordagens ainda apresentam limitações importantes, sobretudo quanto à integração entre escalas espaciais e temporais e à incorporação de variáveis socioeconômicas.

Os estudos analisados indicam que a mitigação da fragmentação e a restauração da conectividade são viáveis quando associadas a políticas públicas consistentes, práticas sustentáveis de uso do solo, infraestrutura verde e estratégias de restauração ecológica, apoiadas por ferramentas analíticas adequadas.

Por fim, este estudo reforça o papel central da conectividade estrutural no planejamento e na gestão da paisagem, evidenciando a necessidade de integrar o conhecimento científico aos processos de tomada de decisão. Ao sistematizar evidências e apontar lacunas, esta revisão contribui para o avanço das bases conceituais e metodológicas do campo, subsidiando a construção de abordagens mais integrativas, multiescalares e ecologicamente realistas para análise da conectividade da paisagem em contextos de rápidas transformações socioambientais.

REFERÊNCIAS

- AKSU, G. A. *et al.* Landscape Ecological Evaluation of Cultural Patterns for the Istanbul Urban Landscape. *Sustainability*, [s. l.], v. 14, n. 23, p. 16030, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/23/16030>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- BABÍ ALMENAR, J. *et al.* Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 189, p. 335–351, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204618311824>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- BALKANLOU, K. R. *et al.* Spatiotemporal dynamics of ecosystem services provision in a degraded ecosystem: A systematic assessment in the Lake Urmia basin, Iran. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 716, p. 137100, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720306100>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- BLANCO-LIBREROS, J. F.; RAMÍREZ-RUIZ, K. Threatened Mangroves in the Anthropocene: Habitat Fragmentation in Urban Coastalscapes of *Pelliciera* spp. (Tetrameristaceae) in Northern South America. *Frontiers in Marine Science*, [s. l.], v. 8, 2021.

Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.670354/full>. Acesso em: 23 jul. 2025.

BRUMBERG, H. *et al.* Increasing Forest Cover and Connectivity Both Inside and Outside of Protected Areas in Southwestern Costa Rica. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 1088, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/16/6/1088>. Acesso em: 23 jul. 2025.

CHANG, S. *et al.* Land Use Change and Hotspot Identification in Harbin–Changchun Urban Agglomeration in China from 1990 to 2020. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 80, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2220-9964/12/2/80>. Acesso em: 23 jul. 2025.

CHEN, Z. *et al.* Exploring the impacts of land use and land cover change on ecosystem services in Dongting Lake, China: a spatial and temporal analysis. *Frontiers in Environmental Science*, [s. l.], v. 12, p. 1395557, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2024.1395557/full>. Acesso em: 8 abr. 2026.

CHEN, H. *et al.* Landscape ecological risk assessment and driving factor analysis in southwest china. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-74506-1>. Acesso em: 23 jul. 2025.

DE LA BARRA, F. *et al.* Selecting Graph Metrics with Ecological Significance for Deepening Landscape Characterization: Review and Applications. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 338, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/3/338>. Acesso em: 18 abr. 2024.

DEFRIES, R. *et al.* Landscape Connectivity For Wildlife and Water: The State of the Literature. *Current Landscape Ecology Reports*, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 149–158, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40823-023-00091-0>. Acesso em: 18 mar. 2026.

DIAKOGIANNIS, F. I. *et al.* ResUNet-a: A deep learning framework for semantic segmentation of remotely sensed data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, [s. l.], v. 162, p. 94–114, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924271620300149>. Acesso em: 15 maio 2026.

DONALDSON, L.; WILSON, R. J.; MACLEAN, I. M. D. Old concepts, new challenges: adapting landscape-scale conservation to the twenty-first century. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 527–552, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-016-1257-9>. Acesso em: 15 maio 2026.

ESCOBAR-OCAMPO, M. C. *et al.* Cambios en el uso del suelo y su impacto en la conectividad del paisaje en el corredor Selva El Ocote-Finca El Corinto. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, [s. l.], v. 94, p. e945151, 2023. Disponível em: <https://revista.ib.unam.mx/index.php/bio/article/view/5151>. Acesso em: 11 abr. 2024.

ESTRADA, E.; BODIN, Ö. USING NETWORK CENTRALITY MEASURES TO MANAGE LANDSCAPE CONNECTIVITY. *Ecological Applications*, [s. l.], v. 18, n. 7, p. 1810–1825, 2008. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/07-1419.1>. Acesso em: 2 jul. 2026.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 23 jul. 2025.

FLETCHER, R. J. *et al.* Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 226, p. 9–15, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718305779>. Acesso em: 12 abr. 2026.

FRANCH-PARDO, I. *et al.* A review of GIS methodologies to analyze the dynamics of COVID-19 in the second half of 2020. *Transactions in GIS*, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 2191–2239, 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/tgis.12792>. Acesso em: 28 jun. 2025.

GAO, C. *et al.* Modelling Dynamic Hydrological Connectivity in the Zoigê Area (China) Based on Multi-Temporal Surface Water Observation. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 145, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/1/145>. Acesso em: 23 jul. 2025.

GARCÍA-AMORENA, I. *et al.* Combining Remote Sensing and Species Distribution Modelling to Assess *Pinus hartwegii* Response to Climate Change and Land Use from Izta-Popo National Park, Mexico. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 1037, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/10/1037>. Acesso em: 23 jul. 2025.

GENGLER, N. W.; ACEVEDO, M. A.; BRANCH, L. C. Habitat configuration influences mammal populations at a wider spatial extent than habitat composition: a meta-analysis of forest mammal datasets. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 2, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01805-3>. Acesso em: 2 jul. 2026.

GIL-LEGUIZAMÓN, P. A. *et al.* Spatial and Temporal Dynamics of the Vegetation Cover from the Bijagual Massif, Boyacá, Colombia, during the 1986–2021 Period. *Plants*, [s. l.], v. 13, n. 7, p. 948, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/13/7/948>. Acesso em: 23 jul. 2025.

GOICOLEA, T.; MATEO-SÁNCHEZ, M. C. Static vs dynamic connectivity: how landscape changes affect connectivity predictions in the Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 37, n. 7, p. 1855–1870, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-022-01445-5>. Acesso em: 11 abr. 2024.

GONG, Y. *et al.* Rural Landscape Change: The Driving Forces of Land Use Transformation from 1980 to 2020 in Southern Henan, China. *Sustainability (Switzerland)*, School of Landscape Architecture, Northeast Forestry University, Harbin, 150040, China, v. 15, n. 3, 2023. Disponível em: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85148038315&doi=10.3390%2fsu15032565&partnerID=40&md5=00e5ee9fc997e1bda7609d25124aa150>.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, [s. l.], v. 202, p. 18–27, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425717302900>. Acesso em: 16 maio 2026.

- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HAMONIC, F. *et al.* Optimizing the ecological connectivity of landscapes. *Networks*, [s. l.], v. 81, n. 2, p. 278–293, 2023. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/net.22131>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HANSEN, M. C. *et al.* The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, [s. l.], v. 6, n. 11, p. eaax8574, 2020. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aax8574>. Acesso em: 15 maio 2026.
- HASHEMI, R. *et al.* Graph theory in ecological network analysis: A systematic review for connectivity assessment. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 472, p. 143504, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652624029536>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- HE, P.; CHEN, K. Analysis of Blue Infrastructure Network Pattern in the Hanjiang Ecological Economic Zone in China. *Water*, [s. l.], v. 14, n. 8, p. 1234, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/8/1234>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HECKMANN, T.; SCHWANGHART, W. One framework, different approaches: Exploring graph theory for the assessment of sediment connectivity. [s. l.],
- HEINTZMAN, L. J.; MCINTYRE, N. E. Quantifying the effects of projected urban growth on connectivity among wetlands in the Great Plains (USA). *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 186, p. 1–12, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204619302038>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HESSELBARTH, M. H. K. *et al.* Computational Methods in Landscape Ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 2, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40823-024-00104-6>. Acesso em: 27 jun. 2026.
- HUANG, B.-X.; CHIOU, S.-C.; LI, W.-Y. Landscape Pattern and Ecological Network Structure in Urban Green Space Planning: A Case Study of Fuzhou City. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 8, p. 769, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/8/769>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- JIANG, Q. *et al.* Coupling RESI with Multi-Scenario LULC Simulation and Spatiotemporal Variability Analysis: An Ecological Spatial Constraint Approach. *Sustainability*, [s. l.], v. 15, n. 22, p. 15757, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/22/15757>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- JUSTEAU-ALLAIRE, D. *et al.* Refining intra-patch connectivity measures in landscape fragmentation and connectivity indices. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 24, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01840-0>. Acesso em: 11 maio 2026.
- KARLSSON, S.; SREBOTNJAK, T.; GONZALES, P. Understanding the North–South knowledge divide and its implications for policy: a quantitative analysis of the generation of scientific knowledge in the environmental sciences. *Environmental Science & Policy*, [s. l.],

- v. 10, n. 7–8, p. 668–684, 2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901107000470>. Acesso em: 16 maio 2026.
- KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; JENNESS, J. S. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 255, p. 109008, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320721000604>. Acesso em: 20 jan. 2026.
- LI, Y. *et al.* Analyzing Spatial–Temporal Characteristics and Influencing Mechanisms of Landscape Changes in the Context of Comprehensive Urban Expansion Using Remote Sensing. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 16, n. 12, p. 2113, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/16/12/2113>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LI, H.; CHEN, W.; HE, W. Planning of Green Space Ecological Network in Urban Areas: An Example of Nanchang, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 12889–12904, 2015. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/10/12889>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LI, H.; DAI, Y.; QIU, O. RELATIONSHIP BETWEEN LANDSCAPE PATTERN AND ECOSYSTEM SERVICES VALUE IN THE KARST AREA OF SOUTHWEST CHINA. *Applied Ecology and Environmental Research*, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 1707–1728, 2022. Disponível em: http://aloki.hu/pdf/2002_17071728.pdf. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LIU, C. *et al.* Anthropogenic and Climatic Factors Differentially Affect Waterbody Area and Connectivity in an Urbanizing Landscape: A Case Study in Zhengzhou, China. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 1070, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/10/1070>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LIU, S. *et al.* Balancing Urban Expansion and Ecological Connectivity through Ecological Network Optimization—A Case Study of ChangSha County. *Land*, [s. l.], v. 12, n. 7, p. 1379, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/12/7/1379>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LIU, X. *et al.* Exploring the spatio-temporal impacts of farmland reforestation on ecological connectivity using circuit theory: A case study in the agro-pastoral ecotone of North China. *Journal of Geographical Sciences*, [s. l.], v. 30, n. 9, p. 1419–1435, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11442-020-1790-z>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LIU, S. *et al.* Multi-Scale Ecological Connectivity Dynamics Associated With Hydropower Station: A Case Study in the Lancang River Valley. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 8, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2020.616356/full>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LÓPEZ, J. *et al.* Landscape connectivity loss after the de-escalation of armed conflict in the Colombian Amazon (2011–2021). *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 54, p. e03094, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989424002981>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- LUO, J.; FU, H. Constructing an urban cooling network based on PLUS model: Implications for future urban planning. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 154, p. 110887, 2023. Disponível

em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X23010294>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MAHMOUDZADEH, H. *et al.* Ecological networks and corridors development in urban areas: An example of Tabriz, Iran. *Frontiers in Environmental Science*, [s. l.], v. 10, 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.969266/full>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MAISONOBE, M. *et al.* The global geography of scientific visibility: a deconcentration process (1999–2011). *Scientometrics*, [s. l.], v. 113, n. 1, p. 479–493, 2017. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11192-017-2463-2>. Acesso em: 16 maio 2026.

MARTÍNEZ-RICHART, A. I. *et al.* A review of structural and functional connectivity studies in European forests. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 10, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-02028-2>. Acesso em: 20 jan. 2026.

MAXWELL, A. E.; WARNER, T. A.; FANG, F. Implementation of machine-learning classification in remote sensing: an applied review. *International Journal of Remote Sensing*, [s. l.], v. 39, n. 9, p. 2784–2817, 2018. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2018.1433343>. Acesso em: 15 maio 2026.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst, 2012. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

MENG, R. *et al.* Spatio-Temporal Changes in Land Use and Habitat Quality of Hobq Desert along the Yellow River Section. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 3599, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/20/4/3599>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MORIN, E. *et al.* Are human-induced changes good or bad to dynamic landscape connectivity?. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 352, p. 120009, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479723027974>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MURILLO-SANDOVAL, P. J.; CLERICI, N.; CORREA-AYRAM, C. Rapid loss in landscape connectivity after the peace agreement in the Andes-Amazon region. *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 38, p. e02205, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989422002074>. Acesso em: 23 jul. 2025.

NGUYEN, T. T. *et al.* Vegetation trends associated with urban development: The role of golf courses. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 15, n. 2, p. e0228090, 2020. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0228090>. Acesso em: 23 jul. 2025.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 21, n. 7, p. 959–967, 2006. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-006-0013-z>. Acesso em: 23 jul. 2025.

PELOROSSO, R. *et al.* Effects of Land Use-Land Cover Thematic Resolution on Environmental Evaluations. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 13, n. 7, p. 1232, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/7/1232>. Acesso em: 23 jul. 2025.

PRIMA, M.-C. *et al.* Combined effects of landscape fragmentation and sampling frequency of movement data on the assessment of landscape connectivity. *Movement Ecology*, [s. l.], v. 12, n. 1, 2024. Disponível em: <https://movementecologyjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s40462-024-00492-8>. Acesso em: 23 jul. 2025.

QUIMIS GÓMEZ, A. J. *et al.* Forest Plantations in Manabí (Ecuador): Assessment of Fragmentation and Connectivity to Support Dry Tropical Forests Conservation. *Applied Sciences*, [s. l.], v. 13, n. 11, p. 6418, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/13/11/6418>. Acesso em: 23 jul. 2025.

RAMÍREZ-MEJÍA, D. *et al.* Mapping spatiotemporal patterns of avocado expansion and land-use intensity in central Mexico and their effects on landscape connectivity. *Environmental Research Letters*, [s. l.], v. 19, n. 12, p. 124090, 2024. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ad948c>. Acesso em: 23 jul. 2025.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M.-J.; FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*, [s. l.], v. 92, n. 4, p. 847–858, 2011. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1890/09-2190.1>. Acesso em: 23 jul. 2025.

REN, Z.; HE, J.; YUE, Q. Assessing the Impact of Urban Expansion on Surrounding Forested Landscape Connectivity across Space and Time. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 4, p. 359, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/4/359>. Acesso em: 23 jul. 2025.

RIGGIO, J.; CARO, T. Structural connectivity at a national scale: Wildlife corridors in Tanzania. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 12, n. 11, p. e0187407, 2017. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0187407>. Acesso em: 23 jul. 2025.

RIVA, F.; KOPER, N.; FAHRIG, L. Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews*, [s. l.], v. 99, n. 4, p. 1411–1424, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.13073>. Acesso em: 2 jul. 2026.

ROUSSEAU, R.; GARCIA-ZORITA, C.; SANZ-CASADO, E. Publications during COVID-19 times: An unexpected overall increase. *Journal of Informetrics*, [s. l.], v. 17, n. 4, p. 101461, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S175115772300086X>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SALAZAR, A. A. *et al.* Restoration and Conservation of Priority Areas of Caatinga's Semi-Arid Forest Remnants Can Support Connectivity within an Agricultural Landscape. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 550, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/6/550>. Acesso em: 11 abr. 2024.

SAPUCCI, G. R. *et al.* Eucalyptus PLANTATION BENEFITS TO PATCH SIZE AND SHAPE OF FORESTED AREAS IN SOUTHEAST ATLANTIC FOREST. *Revista Árvore*, [s. l.], v. 46, 2022. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622022000100226&tlng=en. Acesso em: 23 jul. 2025.

SAURA, S. *et al.* Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 262, n. 2, p. 150–160, 2011. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112711001605>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014. Disponível em:

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12179>. Acesso em: 2 jul. 2026.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204607000709>.

Acesso em: 23 jul. 2025.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SAVARY, P. *et al.* Multiple habitat graphs: how connectivity brings forth landscape ecological processes. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 9, p. 168, 2024. Disponível em:

<https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01947-4>. Acesso em: 18 mar. 2026.

SCHUMAKER, N. H. A rapid assessment methodology for quantifying and visualizing functional landscape connectivity. *Frontiers in Conservation Science*, [s. l.], v. 5, p. 1412888, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fcsc.2024.1412888/full>.

Acesso em: 2 jul. 2026.

SCHÜSSLER, D. *et al.* Identification of crucial stepping stone habitats for biodiversity conservation in northeastern Madagascar using remote sensing and comparative predictive modeling. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 29, n. 7, p. 2161–2184, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10531-020-01965-z>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SILVA, A.; ALVES, D.; FERREIRA, M. Landsat-Based Land Use Change Assessment in the Brazilian Atlantic Forest: Forest Transition and Sugarcane Expansion. *REMOTE SENSING*, [s. l.], v. 10, n. 7, 2018.

SINGH, M.; SINHA, R.; TANDON, S. K. A conceptual model for quantifying connectivity using graph theory and cellular (per-pixel) approach. [s. l.],

THEOBALD, D. M. *et al.* Well-Connected Core Areas Retain Ecological Integrity of Sagebrush Ecosystems Amidst Overall Declines From 2001–2021. *Rangeland Ecology & Management*, [s. l.], v. 97, p. 41–50, 2024. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1550742424001295>. Acesso em: 23 jul. 2025.

UUEMAA, E. *et al.* Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews in Landscape Research*, [s. l.], v. 3, 2009. Disponível em: <https://d-nb.info/132173266X/34>. Acesso em: 23 jul. 2025.

VOGT, P. *et al.* Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 171–177, 2007. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-006-9013-2>. Acesso em: 23 jul. 2025.

WANG, X. *et al.* Analysis on the effects of ecological conservation redline policies in the Pearl River Delta area, China. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 11, 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2023.1164602/full>. Acesso em: 23 jul. 2025.

WANG, Y. *et al.* Characterizing Forest Cover and Landscape Pattern Using Multi-Source Remote Sensing Data with Ensemble Learning. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 14, n. 21, p. 5470, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/21/5470>. Acesso em: 25 maio 2026.

WANG, Q. *et al.* Effects of urban agglomeration and expansion on landscape connectivity in the river valley region, Qinghai-Tibet Plateau. *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 34, p. e02004, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989422000063>. Acesso em: 23 jul. 2025.

XU, D. *et al.* Incorporating barriers restoration and stepping stones establishment to enhance the connectivity of watershed ecological security patterns. *Applied Geography*, [s. l.], v. 170, p. 103347, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622824001528>. Acesso em: 19 mar. 2026.

YANG, H. *et al.* Impact of LUCC on landscape pattern in the Yangtze River Basin during 2001–2019. *Ecological Informatics*, [s. l.], v. 69, p. 101631, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1574954122000802>. Acesso em: 11 abr. 2024.

YANG, J.; WU, F. Impacts of Temporal Changes in Land Use/Cover on the Remaining Historical Forests in Guiyang, China. *Forests*, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 146, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/146>. Acesso em: 2 jul. 2026.

YING, C.; LING, H.; KAI, H. Change and Optimization of Landscape Patterns in a Basin Based on Remote Sensing Images: A Case Study in China. *Polish Journal of Environmental Studies*, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 2343–2353, 2017. Disponível em: <http://www.pjoes.com/doi/10.15244/pjoes/70007>. Acesso em: 13 jun. 2024.

YOU, M. *et al.* Study on land use and landscape pattern change in the Huaihe River Ecological and economic zone from 2000 to 2020. *HELIYON*, [s. l.], v. 9, n. 3, 2023.

ZELLER, K. A. *et al.* Measuring ecological connectivity with ecological distance and dynamic resistant kernels. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 5, p. 95, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01890-4>. Acesso em: 29 abr. 2026.

ZELLER, K. *et al.* Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. *Land*, [s. l.], v. 9, n. 9, p. 303, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/9/9/303>. Acesso em: 11 abr. 2024.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9737-0>. Acesso em: 18 mar. 2026.

ZHANG, Q. *et al.* Assessing landscape fragmentation and ecological connectivity to support regional spatial planning: A case study of Jiangsu province, China. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 162, p. 112063, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X2400520X>. Acesso em: 18 mar. 2026.

ZHANG, X. *et al.* The Ecosystem Services Value Change and Its Driving Forces Responding to Spatio-Temporal Process of Landscape Pattern in the Co-Urbanized Area. *Land*, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 1043, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/10/1043>. Acesso em: 23 jul. 2025.

ZHANG, Y.; SONG, W. Identify Ecological Corridors and Build Potential Ecological Networks in Response to Recent Land Cover Changes in Xinjiang, China. *Sustainability*, [s. l.], v. 12, n. 21, p. 8960, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/21/8960>. Acesso em: 23 jul. 2025.

ZHOU, Y. *et al.* Optimizing an Urban Green Space Ecological Network by Coupling Structural and Functional Connectivity: A Case for Biodiversity Conservation Planning. *Sustainability*, [s. l.], v. 15, n. 22, p. 15818, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/22/15818>. Acesso em: 2 jul. 2026.

ZHOU, Z. C.; WANG, J. Evolution of landscape dynamics in the Yangtze River Delta from 2000 to 2020. *Journal of Water and Climate Change*, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 1241–1256, 2022. Disponível em: <https://iwaponline.com/jwcc/article/13/3/1241/86951/Evolution-of-landscape-dynamics-in-the-Yangtze>. Acesso em: 23 jul. 2025.

2. CAPÍTULO II

ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO DA BACIA DO BUZI – MOÇAMBIQUE

RESUMO

Mudanças no uso e cobertura do solo têm provocado profundas alterações na estrutura da paisagem. Compreender os efeitos dessas transformações é fundamental, sobretudo em países menos desenvolvidos, como Moçambique, onde as análises quantitativas baseadas em métricas da paisagem que orientem o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas ainda são escassas. Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo analisar as mudanças de uso e cobertura do solo e seus efeitos na estrutura da paisagem da bacia do Búzi em Moçambique por meio da integração de índices de ecologia da paisagem, sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica. Para isso, foi utilizado o método de classificação supervisionada com o algoritmo de máxima verossimilhança para mapear diferentes tipos de uso e cobertura do solo a partir de imagens de satélite Landsat dos anos 1990, 2000 e 2024, com suporte dos softwares ArcGis 10.5, QGis 3.28 e ENVI 5.3. A avaliação da acurácia dos mapas temáticos foi executada utilizando o *plugin* AcATaMa, tendo sido utilizadas como referência, imagens de alta resolução provenientes do *Google Earth Pro* e as próprias imagens de composição Landsat. A análise da dinâmica da paisagem, foi conduzida por meio do cálculo da matriz de transição entre classes de uso e cobertura do solo. A quantificação da estrutura, composição e configuração da paisagem foi realizada com o auxílio do Programa Fragstats 4.2, por meio do cálculo de métricas nos níveis hierárquicos de classe e de mancha. Os resultados revelaram uma intensa dinâmica e fragmentação da paisagem, com destaque para a redução da área de floresta de 49% em 1990 para 33% em 2024. Embora tenha registrado uma expressiva redução em sua área ao longo do período analisado, a floresta manteve-se como a matriz dominante da paisagem, apresentando uma das maiores taxas de permanência (72%). A agricultura registrou uma expressiva expansão passando de 7,6% em 1990 para 21,7% em 2024. Contudo, registrou-se a menor taxa de permanência (15%), o que evidencia o padrão rotativo da agricultura itinerante predominante na bacia. As métricas indicaram aumento no número de pequenos fragmentos florestais, diminuição da dominância de grandes fragmentos e maior densidade de bordas, evidenciando a degradação ambiental contínua. Os nossos resultados indicam que atividades antrópicas estão, de forma progressiva, alterando a paisagem na bacia do Búzi.

Palavras-Chave: Uso e cobertura do solo, métricas de paisagem, Bacia do Búzi.

ABSTRACT

Land use and land cover changes have driven significant alterations in landscape structure. Understanding the effects of these transformations is particularly important in developing countries such as Mozambique, where quantitative analyses based on landscape metrics to support watershed planning and management remain limited. In this context, the study aimed to analyze land-use and land-cover changes and their effects on the landscape structure of the Búzi River Basin in Mozambique by integrating landscape ecology metrics, remote sensing, and geographic information systems. A supervised classification approach using the Maximum Likelihood algorithm was applied to map land use and land cover classes from Landsat satellite imagery for the years 1990, 2000, and 2024, with support from ArcGIS 10.5, QGIS 3.28, and

ENVI 5.3. The accuracy assessment of the thematic maps was conducted using the AcATaMa plugin, with high-resolution imagery from Google Earth Pro and Landsat composite images serving as reference data. Landscape dynamics were analyzed using transition matrices for land-use and land-cover classes. The quantification of landscape structure, composition, and configuration was performed using Fragstats 4.2, based on class-level and patch-level metrics. The results revealed an intense landscape dynamic characterized by increasing fragmentation. Forest cover declined from 49% in 1990 to 33% in 2024. Despite this reduction, the forest remained the dominant landscape matrix, exhibiting one of the highest persistence rates (72%). Agricultural land showed substantial expansion, increasing from 7.6% in 1990 to 21.7% in 2024; however, it exhibited the lowest persistence rate (15%), reflecting the predominant shifting cultivation practices in the basin. Landscape metrics indicated an increase in the number of small forest patches, a decline in the dominance of large patches, and higher edge density, highlighting ongoing environmental degradation. Overall, the findings demonstrate that anthropogenic activities are progressively reshaping the landscape structure of the Búzi River Basin.

Keywords: Land use and land cover; Landscape metrics; Búzi River Basin.

2.1 INTRODUÇÃO

As transformações do uso e cobertura do solo decorrentes das atividades humanas têm promovido profundas modificações na paisagem, contribuindo para a perda e fragmentação de habitats naturais (Baidoo *et al.*, 2023; Rodríguez-Echeverry *et al.*, 2018; Sharma *et al.*, 2018). Esse processo reduz a área dos remanescentes de vegetação, aumenta o isolamento entre os fragmentos e compromete a conectividade da paisagem (Fahrig, 2003; Hong *et al.*, 2021). Como consequência, há redução da biodiversidade, da estabilidade ecológica e da resiliência dos ecossistemas frente a distúrbios ambientais (Sartori, 2010).

Entre os principais fatores responsáveis por essas transformações, destaca-se o desmatamento, definido como a conversão de áreas florestais em outros usos do solo. Atualmente, o desmatamento representa a segunda maior fonte global de emissões de carbono, superado apenas pela combustão de combustíveis fósseis (Le Quéré *et al.*, 2016; Shapiro *et al.*, 2023; IPCC, 2014). Além de contribuírem para a regulação do clima, as florestas desempenham funções ecológicas essenciais, como o armazenamento de carbono, a regulação do ciclo hidrológico e a manutenção da biodiversidade (Sophary; Sarun, 2026). As florestas tropicais também sustentam milhões de pessoas ao fornecer alimentos, energia, medicamentos, água e materiais de construção, desempenhando um papel fundamental para a segurança socioeconômica e ambiental (Oldekop *et al.*, 2020; Shapiro *et al.*, 2023).

Embora as causas do desmatamento variem entre regiões, observa-se predominância de fatores relacionados à expansão agrícola, à exploração madeireira e à produção de energia a partir da biomassa (Kleinschroth; Healey, 2017; Laurance; Sayer; Cassman, 2014). No

continente africano, em particular, diversos estudos apontam a agricultura de pequena escala como o principal agente de transformação da paisagem florestal (Curtis *et al.*, 2018; Shapiro *et al.*, 2023).

Em Moçambique, país da África Austral com significativa cobertura vegetal nativa, os desafios associados à conservação florestal são particularmente complexos. Estima-se que cerca de 70% do território nacional esteja coberto por florestas e matas (Cianciullo *et al.*, 2023; INE, 2020). Entretanto, as taxas de desmatamento permanecem elevadas, alcançando aproximadamente 219 mil hectares por ano (Sitoe; Salomão; Wertz-Kanounnikoff, 2012; Marzoli, 2007; Montfort *et al.*, 2021).

A agricultura itinerante de corte e queima, praticada predominantemente em pequena escala, é amplamente reconhecida como o principal vetor do desmatamento no país, sendo responsável por cerca de 65% da perda florestal anual (Romua *et al.*, 2024; CEAGRE, 2015). Paralelamente, a elevada demanda por biomassa energética, especialmente nos centros urbanos, gera um consumo estimado de 16 milhões de metros cúbicos de madeira por ano (Falcão, 2008; MITADER, 2016). A exploração madeireira, tanto legal quanto ilegal, também constitui um importante fator de degradação florestal, sobretudo em áreas de floresta produtiva (Mucova *et al.*, 2018; Sitoe *et al.*, 2016). Esses processos são intensificados por fatores estruturais, como o crescimento populacional, a pobreza rural, a ausência de alternativas energéticas e as limitações na fiscalização ambiental (Angelsen, 2010; Tokura *et al.*, 2020).

As transformações promovidas por esses vetores de mudança não se restringem à redução da cobertura florestal, mas também alteram profundamente a configuração espacial da paisagem, modificando o tamanho, a forma, a distribuição e o grau de conectividade entre os remanescentes florestais.

Compreender os efeitos da fragmentação e das transformações ocorridas na configuração espacial da paisagem ao longo do tempo é fundamental para o planejamento ambiental e para a formulação de políticas públicas voltadas à conservação da biodiversidade e ao fortalecimento da conectividade ecológica (Ribeiro; Mello; Valente, 2020; Xie *et al.*, 2017). Nesse contexto, a ecologia da paisagem fornece uma importante base conceitual ao considerar que os padrões espaciais refletem processos ecológicos e antrópicos subjacentes. A operacionalização desses princípios ocorre por meio de métricas da paisagem, que têm se consolidado como uma das principais abordagens para quantificar a composição e a configuração espacial da paisagem, avaliar níveis de fragmentação e compreender sua dinâmica (Encisa-Garcia *et al.*, 2020; ; McGarigal; Marks, 1995; McGarigal, 2015).

Métricas como número de fragmentos (NP), densidade de borda (ED), índice da maior mancha (LPI) e distância ao vizinho mais próximo (ENN) permitem descrever quantitativamente a heterogeneidade espacial e identificar mudanças espaço-temporais em bacias hidrográficas e ecossistemas tropicais (Wu *et al.*, 2024; Yamashita *et al.*, 2024a). Embora ainda não exista um conjunto padronizado de métricas universalmente adotado, esses indicadores têm sido amplamente aplicados para subsidiar o ordenamento territorial, a restauração ecológica e o manejo sustentável dos recursos naturais (Dantas *et al.*, 2017; Longo *et al.*, 2019; Müller; Oliveira, 2020; Silva *et al.*, 2019; Wang; Yang, 2012).

Apesar de sua relevância para a conservação ambiental, estudos sobre a estrutura e a dinâmica da paisagem ainda são limitados em Moçambique (Macarrigue *et al.*, 2023; Nogueira Lisboa *et al.*, 2024). Essa limitação está associada, sobretudo, à escassez de bases cartográficas sistematizadas e de análises geoespaciais integradas, o que dificulta a compreensão dos níveis de fragmentação e de seus efeitos sobre a conectividade ecológica e a integridade dos ecossistemas.

A presente pesquisa tem como objetivo identificar e analisar os padrões de mudança do uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi no período de 1990 a 2024, bem como avaliar os efeitos dessas transformações sobre a estrutura da paisagem. Para isso, foram integradas métricas da ecologia da paisagem, técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica, visando compreender a dinâmica espaço-temporal da paisagem e gerar subsídios científicos para o planejamento ambiental e a formulação de políticas públicas voltadas à conservação da biodiversidade, ao fortalecimento da conectividade ecológica e à promoção da sustentabilidade socioambiental.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na bacia do Búzi, localizada na região central de Moçambique (Figura 1). Esta bacia é partilhada por Moçambique e Zimbabué. Possui uma área de captação de aproximadamente 29000 km², dos quais 26.000 km² (90%) em Moçambique e 3.000 km² (10%) no Zimbabué (SWECO, 2010). Em Moçambique a bacia abrange parcialmente os municípios de Chimoio e os distritos de Manica, Vanduzi, Gondola, Mossurize e Chibabava, além de englobar integralmente os distritos de Macate e Sussundenga. Também cobre uma área significativa do distrito de Búzi, onde o rio principal deságua no Oceano Índico,

formando um estuário. Os principais rios da bacia são o Búzi, o Lucite e o Revué, dos quais os dois últimos desaguam no rio Búzi (Lagerblad, 2010).

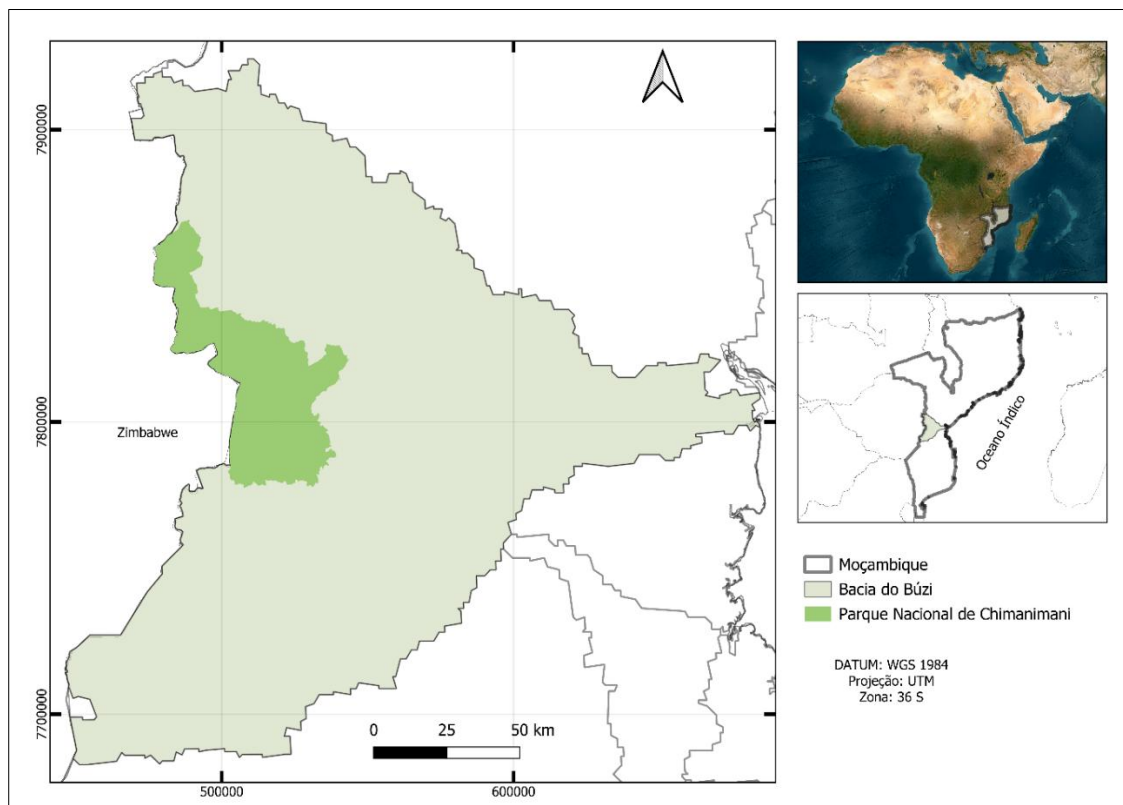


Figura 1: Localização geográfica da Bacia do Búzi – Moçambique

A bacia é caracterizada por um clima tropical úmido, com duas estações distintas: uma chuvosa, de outubro a março, e uma seca, de maio a outubro. A precipitação média anual varia entre 1.200 e 1.800 mm/ano na região norte da bacia, diminuindo para 900 a 1100 mm/ano nas áreas mais baixas da bacia (SWEKO, 2010).

A bacia do Búzi é conhecida por sua grande diversidade paisagística, com florestas nativas, montanhas, campos agrícolas e povoamentos rurais dispersos (Chemura *et al.*, 2020). Destaca-se ainda por possuir uma das maiores áreas de conservação da região centro de Moçambique, o Parque Nacional de Chimanimani (PNC) com uma grande diversidade de espécies faunísticas e florísticas (Lagerblad, 2010).

Os habitantes desta região são majoritariamente pequenos agricultores que praticam a agricultura de sequeiro (SWEKO, 2010).

2.2.2 Material

Para a classificação do uso e cobertura do solo foram obtidas gratuitamente imagens do satélite Landsat no site do United State Geological Survey (USGS), coleção 2 - nível 2, onde

essas já recebem o emprego de algoritmos de calibração radiométrica e correção atmosférica. Por se tratar de um estudo de uma série multitemporal, foram utilizadas imagens de mais de um sensor: o Thematic Mapper (TM) e o Operacional Land Imager (OLI). As imagens foram da estação seca (meses de setembro e outubro dos anos de 1990, 2000 e 2024) selecionadas em função da menor presença de nuvens.

Moçambique vivenciou uma prolongada e devastadora Guerra Civil de 1976 a 1992, ano da assinatura dos Acordos de Paz de Roma (Hanlon, 2010). Visando analisar a configuração da paisagem antes do fim do conflito armado, definiu-se 1990 como ano inicial da série temporal analisada neste estudo.

Na fase do pré-processamento as imagens foram reprojetadas para o sistema de projeção UTM zona 36 Sul, DATUM WGS 1984 e empilhadas todas as bandas espectrais num único arquivo e posteriormente, feita a composição RGB que melhor detalha as características de cada alvo. Os sistemas de informação geográfica utilizados para o processamento de dados foram: ArcGis 10.5, QGis 3.28, ENVI 5.3.

2.2.3 Métodos

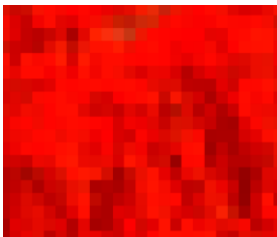
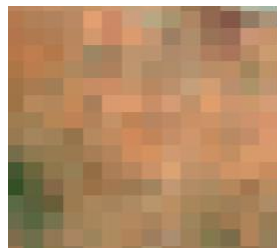
Todas as imagens selecionadas para o estudo foram submetidas ao tratamento de realce de contraste e equalização, utilizando todas as bandas, para melhor identificação e agrupamento das classes de uso e cobertura do solo dominantes da paisagem.

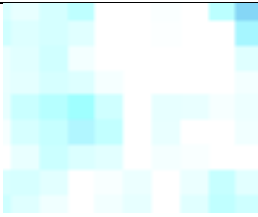
Posteriormente, foi realizada a classificação supervisionada utilizando o método de máxima verossimilhança (MAXVER) do qual foram coletadas visualmente amostras por meio de chaves de interpretação de cor, textura, tonalidade, forma e padrão das imagens para cinco classes de uso e cobertura do solo mais representativos espacialmente na paisagem da bacia: Floresta, Vegetação Esparsa, Agricultura, Área Urbana, Formações Rochosas e Corpos Hídricos. A Tabela 1, descreve cada uma das classes de uso e cobertura do solo.

O método MAXVER é um dos métodos de classificação paramétrica e supervisionada mais utilizados, com um longo histórico de aplicação na área de classificação de imagens de satélite (Yimer *et al.*, 2024). Mesmo com o atual aumento e aceitação de classificadores de Machine Learning (ML), o MAXVER continua sendo empregado em diversos estudos de classificação de imagens de satélite por apresentar variância menor em comparação a outros métodos, os quais são mais suscetíveis a erro amostral (Edosa; Nagasa, 2024; Gondo; Kolawole; Mfundisi, 2023; Koranteng *et al.*, 2023; Maxwell; Warner; Fang, 2018). Além disso, o MAXVER não apresenta viés relacionado ao tamanho amostral (Bateni *et al.*, 2022).

A coleta de amostras baseou-se em princípios da precisão na identificação dos alvos, homogeneidade interna das áreas selecionadas, quantidade adequada de amostras por classe e distribuição espacial equilibrada em toda área de estudo. O uso do Google Earth se mostrou um recurso valioso, especialmente por oferecer imagens de alta resolução que facilitaram a visualização e a distinção entre os diversos tipos de cobertura do solo permitindo uma delimitação mais precisa das áreas de treino. Esses procedimentos visaram garantir a consistência da classificação, minimizando viés e maximizando a fidelidade dos resultados.

Tabela 1: Descrição das Classes de Uso e Cobertura do solo para a bacia do Búzi - Moçambique

Classes de uso e cobertura do solo	Descrição	Composição RGB 543 Landsat 8 Sensor OLI	Imagem Real
Floresta	Áreas dominadas por vegetação arbórea contínua, apresentando elevada cobertura do dossel e baixa exposição do solo, incluindo florestas naturais, florestas protegidas e plantações florestais.		
Vegetação Esparsa	Áreas com cobertura arbustiva e arbórea de baixa densidade distribuída de forma descontínua. Engloba tanto formações naturais de savana e miombo aberto quanto áreas submetidas a processos de degradação florestal ou de regeneração secundária.		
Herbácea	Áreas dominadas por gramíneas e outras espécies herbáceas, naturais ou manejadas, com ausência ou ocorrência muito reduzida de vegetação arbustiva e arbórea.		

Agricultura	Áreas destinadas à produção agrícola, incluindo culturas anuais, perenes e parcelas em pousio recente, caracterizadas por manejo antrópico da terra.		
Área Urbana	Áreas ocupadas por edificações, infraestrutura viária e outras estruturas construídas, incluindo centros urbanos e aglomerados populacionais rurais.		
Formações Rochosas	Áreas com afloramentos rochosos ou solo exposto, apresentando ausência ou cobertura muito reduzida de vegetação.		
Corpos Hídricos	Corpos hídricos naturais ou artificiais, incluindo rios, lagos, lagoas, albufeiras e reservatórios.		

Na fase de pós-processamento as imagens matriciais resultantes da classificação, foram aplicadas o filtro Majority 4 x 4 para eliminar pixels pequenos ou isolados, visando melhorar a qualidade visual da imagem final.

A Figura 2 apresenta um fluxograma dos passos metodológicos adotados no presente estudo.

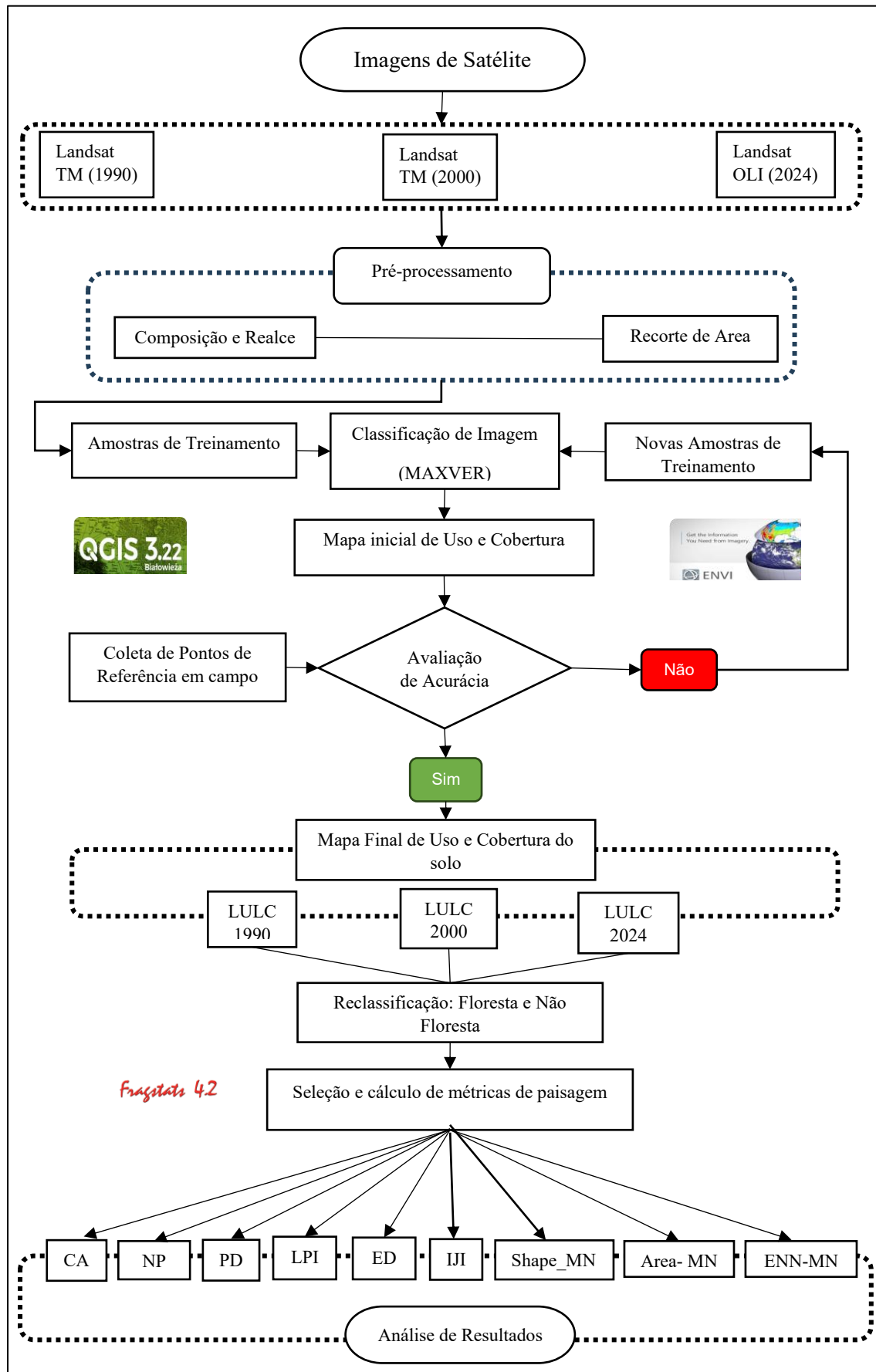


Figura 2: Fluxograma metodológico do processo de análise da estrutura da paisagem na bacia do Búzi – Moçambique entre 1990 e 2024

2.2.4 Avaliação da acurácia

A avaliação da precisão é uma parte crucial do estudo da classificação de imagens de satélite e das mudanças no nível de uso do solo ao longo do tempo, permitindo uma identificação mais precisa das transformações (Ahmed; Zafor; Trachte, 2024).

O processo da verificação da acurácia temática para as imagens classificadas foi realizado aplicando o plugin Accuracy Assessment of Thematic Maps - AcATaMa instalado no QGIS 3.28. Foram utilizadas imagens do *Google Earth Pro* e as próprias imagens de composição do Landsat como referência. Imagens de alta resolução disponibilizadas pelo *Google Earth* têm sido utilizadas com sucesso na validação das classificações de uso e cobertura do solo (Akhir; Salim; Yusoff, 2023; De Sousa *et al.*, 2020).

Sobre as imagens classificadas, foram distribuídos de forma aleatória 1600 pontos de treinamento e validação dos quais foi gerada a matriz de erro. Na diagonal principal da matriz de erro, são apresentados os valores relativos às amostras corretamente classificadas para cada classe de uso e de cobertura do solo. Valores localizados fora da diagonal, representam erros de classificação.

A partir da matriz de erro, foi calculada a acurácia global, acurácia do produtor e do usuário para cada classe temática. Precisão global representa a porcentagem de casos corretamente classificados na imagem, a precisão do produtor que é associada ao erro de omissão, mede a probabilidade de um pixel de referência ser corretamente classificado e, por fim, a precisão do utilizador, que é associada ao erro de comissão, mede a probabilidade de um pixel classificado no mapa representar exatamente essa classe no terreno (Brito; Palhares; Nero, 2024).

2.2.5 Análise de uso e cobertura do solo e da estrutura da paisagem

Validadas as imagens classificadas, procedeu-se a análise da dinâmica da paisagem e da matriz de transição entre as classes de uso e cobertura do solo dos anos em estudo para obter uma visão geral das mudanças ocorridas na paisagem.

Para análise estrutural da paisagem, os mapas de uso e cobertura do solo, foram sobrepostas à imagens matriciais de malha viária e de cursos de água para evitar união de fragmentos separados por pequenos cursos de água ou estradas. Posteriormente, foram

calculadas métricas da paisagem nos níveis de mancha e de classe (Tabela 2). As métricas de área foram obtidas para todas as classes de uso e cobertura do solo, enquanto as métricas de borda, forma, agregação e proximidade foram restritas às classes de habitats naturais, por apresentarem maior relevância ecológica para a avaliação da estrutura da paisagem. A seleção das métricas foi adaptada de McGarigal e Marks (1995), Goerl et al. (2011) e Rempel et al. (2012).

Visando analisar apenas a fragmentação da classe de floresta, os mapas de uso e cobertura do solo foram reclassificados e agregados em classes de áreas florestais e não florestais. Subsequentemente, foram calculados os índices métricos de área, forma e proximidade para a classe de florestas.

Quanto ao tamanho dos fragmentos florestais, adotaram-se classes fixas de área, definidas como pequenos ($1 \leq \text{área} < 10$ ha), médios ($10 \leq \text{área} < 50$ ha), grandes ($50 \leq \text{área} < 100$ ha) e muito grandes ($\text{área} \geq 100$ ha). A definição desses intervalos teve como principal objetivo assegurar a comparabilidade temporal entre os diferentes anos analisados. Diferentemente do método *Natural Breaks* (Jenks), que estabelece automaticamente os limites das classes em função da distribuição estatística de cada conjunto de dados, produzindo intervalos específicos para cada período de análise, esse método é mais apropriado para representar a distribuição interna de um conjunto de dados, mas apresenta limitações para comparações entre mapas ou séries temporais, uma vez que os limites das classes variam conforme a distribuição dos valores (Salleh et al., 2025; Schiewe, 2024). Assim, a utilização de limites constantes permite comparar diretamente a distribuição dos fragmentos ao longo do tempo, garantindo que as diferenças observadas reflitam predominantemente alterações reais na estrutura da paisagem, e não variações introduzidas pelo próprio método de classificação.

Os índices calculados no presente estudo, foram selecionados como resultado do estudo de revisão sistemática que os definiu como os mais aplicados para análise da dinâmica da paisagem e conectividade estrutural.

Tabela 4: Métricas analisadas no estudo

Estrutura da paisagem	Definição	Métricas	Nível de análise	Fórmula
	Quantificam a composição da paisagem e fornecem sobre ela informações importantes	Percentagem da paisagem (PLAND) - percentagem de ocupação de fragmentos de mesma classe na paisagem;	C	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^a a_{ij}}{A} (100)$

Métricas de área	sobre a dinâmica de populações vegetais e animais, sendo que o tamanho de área condiciona a distribuição das espécies e interfere na disponibilidade de recursos	Número de fragmentos (NP) - de fragmentos da classe existentes na paisagem.	C	$NP = ni$
		Índice da maior mancha (LPI) - corresponde à percentagem da paisagem ocupada pela área da maior mancha da classe	C	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n(a_{ij})}{A} (100)$
Métricas de borda	Avaliam a extensão e a configuração das bordas entre diferentes tipos de uso do solo ou cobertura do solo.	Total de bordas (TE) - Extensão total das bordas da paisagem	M	$TE = \sum P_{ij}$
		Densidade de Bordas (ED) – Densidade do total de bordas de cada classe em relação à área total	C / M	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$
Métricas de forma	São responsáveis pela configuração da paisagem e seu principal aspecto é a sua relação com o efeito de borda que altera as condições bióticas e abióticas dos fragmentos e das espécies ali ocorrentes	Índice de forma (SHAPE) - mede a complexidade da forma comparada a um círculo (versão vetorial) ou a um quadrado (versão matricial).	M	$SHAPE = \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$
Métricas de agregação	São usadas para medir a configuração espacial dos fragmentos em uma paisagem e sua distribuição. Elas ajudam a compreender como os elementos da paisagem estão dispostos no espaço e como isso afeta os processos ecológicos, como o movimento de organismos e a conectividade entre habitats.	Índice de dispersão e justaposição (JI) - fornece informações sobre o grau de agregação dos fragmentos componentes das classes na paisagem.	C	$JI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m'-1)} \times (100)$
		Densidade de Mancha (PD) - avalia a quantidade de área ocupada por uma determinada classe de uso e cobertura do solo dentro de uma paisagem.	C	$PD = \frac{n_i * 10000}{A} * 100$
Métricas de Proximidade	São métricas que avaliam a distância e a proximidade entre os diferentes elementos ou fragmentos dentro de uma paisagem. Eles ajudam a medir o grau de conectividade entre as diferentes partes da paisagem e a facilidade de acesso de organismos entre esses fragmentos.	Distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) - quantifica a distância entre fragmentos. Analisa o grau de isolamento e de conectividade.	C / M	$ENN_MN = h_{ij}$

Fonte: Adaptado de McGarigal; Marks, (1995); Goerl et al., (2011) e Rempel et al., (2012).

A interpretação das métricas da paisagem foi conduzida de forma integrada, considerando que indicadores individuais capturam dimensões específicas da estrutura espacial, mas sua análise isolada pode limitar a compreensão dos processos de fragmentação. Assim, buscou-se interpretar conjuntamente métricas de área, borda, forma e proximidade, permitindo identificar padrões de reorganização espacial da paisagem, conforme recomendado em abordagens multivariadas recentes em ecologia da paisagem (Yamashita *et al.*, 2024b).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi - Moçambique

A classificação de imagens Landsat resultou em três mapas temáticos de uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi correspondentes aos anos de 1990, 2000 e 2024 (Figura 3).

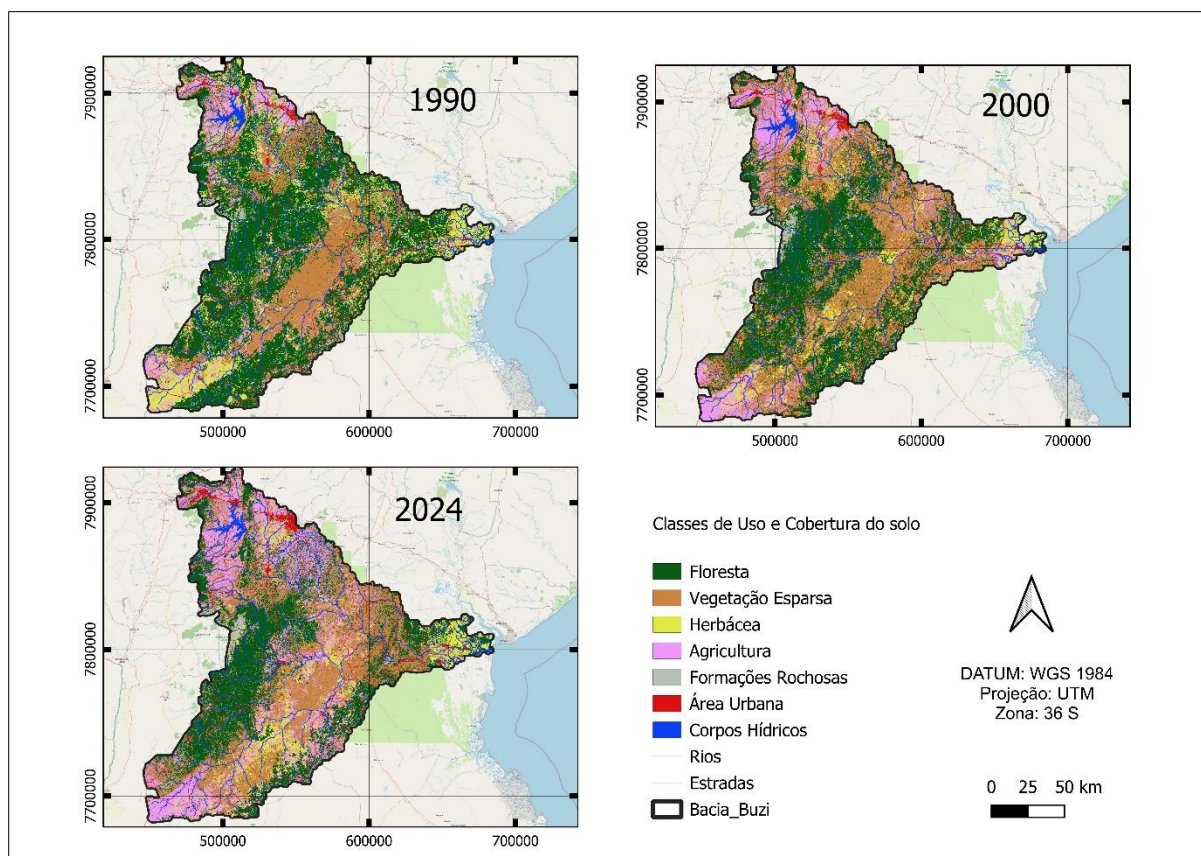


Figura 3: Uso e Cobertura do solo da Bacia do Búzi – 1990 a 2024

A acurácia global das classificações apresentou uma tendência crescente ao longo dos anos: 81,49% em 1990, 82,38% em 2000 e 86,88% em 2024 (Anexo – tabela 5, 6 e 7).

A avaliação da acurácia por classe revelou padrões distintos. A classe agricultura manteve desempenho elevado ao longo dos anos, com acurácia do produtor entre 89,2% (2000) e 93,9% (2024), e acurácia do usuário superior a 79% em todos os períodos.

A classe vegetação esparsa, por outro lado, apresentou maior instabilidade, especialmente em 2000, com acurácia do produtor de apenas 60,6%, embora tenha se recuperado para 74,4% em 2024. A acurácia do usuário, no entanto, manteve-se alta ao longo dos anos, refletindo que os pixels atribuídos a essa classe foram, em sua maioria, corretamente classificados. A dificuldade na delimitação precisa dessa categoria pode estar associada à

transição ecológica entre formações herbáceas, florestais e áreas degradadas, comuns na região da bacia.

Para a classe herbácea, tanto a acurácia do produtor quanto do usuário permaneceu consistente, variando entre 82% e 89%, com ligeira queda em 2024. Essa estabilidade reforça o bom desempenho dos classificadores na identificação de áreas de vegetação herbácea, que são comuns na região leste da bacia.

A classe floresta destacou-se por apresentar alta acurácia do produtor, com destaque para 2000 (94,2%) e leve declínio em 2024 (90,5%). Entretanto, a acurácia do usuário caiu de 82,8% (1990) para 75,5% (2024), sugerindo aumento de erros de comissão, possivelmente relacionados à regeneração secundária ou confusão com vegetação esparsa, o que é recorrente em ambientes de mosaico florestal e uso agropecuário intercalado.

2.3.2 Dinâmica e mudanças de uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi

Os resultados da análise da dinâmica do uso e cobertura do solo entre os anos 1990, 2000 e 2024 revelam um cenário de rápida e significativa alteração na paisagem da bacia do Búzi. Na figura 4 estão representadas áreas das diferentes classes e suas proporções relativas.

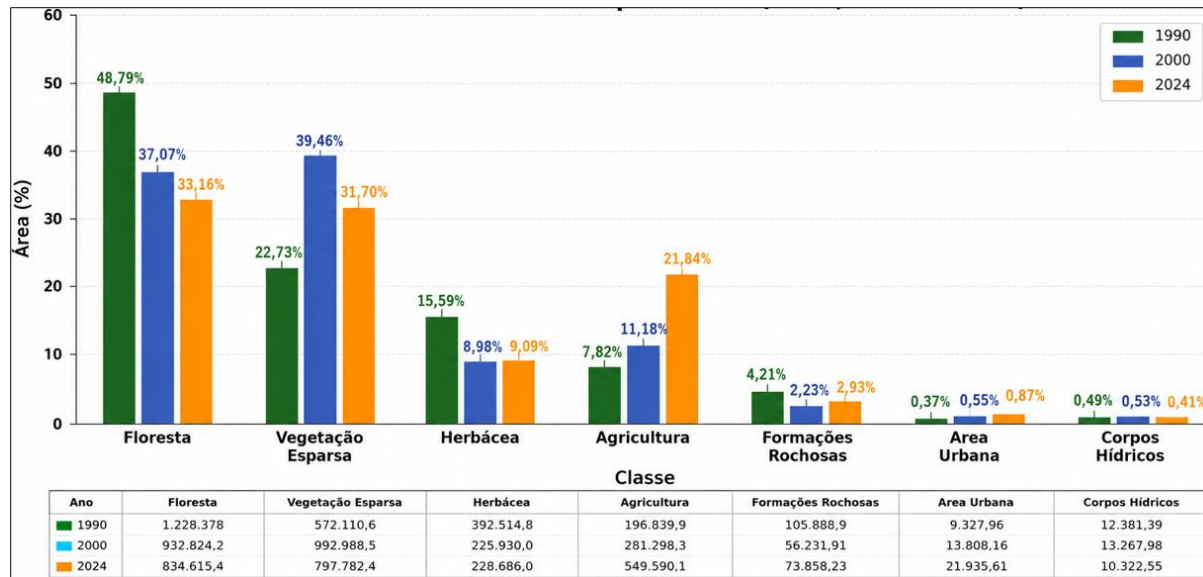


Figura 4: Gráfico comparativo da área total das classes de uso e cobertura do solo na bacia do Búzi no período estudado.

A perda de cobertura florestal é um dos processos mais evidentes, com a área de floresta a diminuir de aproximadamente 1,23 milhões de hectares (49% da bacia) em 1990 para cerca de 829 mil hectares (33%) em 2024. Esta substituição de áreas florestais é predominantemente

atribuída à expansão agrícola, que aumentou de cerca de 190 mil hectares (7,58%) para mais de 545 mil hectares (21,66%) no mesmo período.

2.3.3 Análise das matrizes de transição entre classes de uso e cobertura 1990 - 2024

Na análise da dinâmica da paisagem, a definição da matriz de transição (Anexo B – tabela 8, 9 e 10) desempenha um papel fundamental, pois permite identificar e quantificar as alterações entre as classes de uso e cobertura do solo ao longo do tempo. Essas matrizes evidenciam padrões relevantes de permanência e substituição entre as categorias, possibilitando uma compreensão detalhada das transformações espaciais ocorridas. O cálculo é baseado na diferença entre as células dos mapas classificados nos anos inicial e final, indicando tanto a proporção de áreas que se mantiveram inalteradas quanto aquelas que foram convertidas para outras classes.

A floresta apresenta elevada permanência nos intervalos parciais, com 58% entre 1990 - 2000 e igualmente 58% entre 2000 - 2024, mas reduz para 49% no período completo (1990 - 2024). Esse decréscimo indica que, apesar de uma relativa estabilidade em períodos mais curtos, há perda acumulada significativa ao longo do tempo. As principais transições da floresta ocorrem para vegetação esparsa (31% em 1990 - 2000; 22% em 2000 - 2024; 27% no total) e para agricultura (5%, 11% e 15%, respectivamente), evidenciando processos combinados de degradação e conversão direta para uso agrícola.

A vegetação esparsa apresenta uma permanência relativamente alta em 1990–2000 (60%), mas essa estabilidade diminui para 44% em 2000 - 2024 e 45% no período total. Destaca-se sua forte conversão para agricultura (7% em 1990 - 2000 e 23 - 24% nos períodos mais longos), além de contribuições relevantes para herbácea. Esse comportamento reforça o papel da vegetação esparsa como uma classe dinâmica da paisagem. As elevadas taxas de transição observadas sugerem que essa classe pode refletir tanto processos de degradação e conversão da cobertura arbórea quanto processos de regeneração da vegetação, além de incluir formações naturalmente abertas presentes na bacia.

A classe herbácea apresenta baixa permanência em todos os períodos, embora com ligeira melhora recente (20% em 1990 - 2000; 22% em 2000 - 2024; 16% no total). A maior parte de suas áreas é convertida para vegetação esparsa (41%, 30% e 31%) e agricultura (18%, 27% e 28%), indicando elevada instabilidade e forte pressão de uso. Esse padrão sugere que

áreas herbáceas funcionam como zonas altamente dinâmicas, rapidamente incorporadas a sistemas produtivos ou processos de degradação.

A Agricultura apresenta uma das maiores taxas de permanência entre as classes antrópicas (45% em 1990 - 2000; 49% em 2000 - 2024; 44% no total), mas também revela intensa troca com outras classes. Há entradas expressivas provenientes de vegetação esparsa e herbácea, ao mesmo tempo em que parte da área agrícola retorna a essas classes (especialmente vegetação esparsa, com 32%, 27% e 29%). Esse comportamento confirma a alta mobilidade espacial da agricultura, característica de sistemas extensivos e de pequena escala, nos quais áreas são continuamente abertas, utilizadas e posteriormente abandonadas.

As formações rochosas apresentam baixa a moderada permanência (13% em 1990 - 2000; 22% em 2000 - 2024; 10% no total), com conversões predominantes para vegetação esparsa e agricultura. Esse padrão pode refletir limitações na discriminação espectral dessas áreas, sobretudo quando há presença de cobertura vegetal rala, além de possíveis variações sazonais que afetam a classificação.

A classe urbana apresenta elevada estabilidade, com 96% de permanência entre 1990 - 2000, reduzindo para 79% em 2000 - 2024 e 82% no total. As transições observadas concentram-se principalmente para vegetação esparsa e, em menor grau, para outras classes, o que pode estar associado tanto a reclassificações quanto a mudanças na ocupação periférica. Ainda assim, o padrão geral indica forte consolidação das áreas urbanas ao longo do tempo.

Por fim, a classe de corpos hídricos apresenta alta estabilidade, com 93% em 1990 - 2000, 60% em 2000 - 2024 e 63% no período total. Apesar disso, observa-se alguma conversão para Agricultura (até 28% em 2000 - 2024), o que pode refletir variações sazonais e mudanças no regime hidrológico.

O diagrama de Sankey (Figura 5), representado através de fluxos, sintetiza visualmente todo o processo de transição entre as classes de uso e cobertura do solo na bacia do Búzi ao longo do período analisado. Em 1990, a floresta constituía a matriz dominante da paisagem, ocupando 48,79% da área da bacia. Contudo, em 2000, a proporção da paisagem ocupada pela floresta reduziu para 37,07%, enquanto a vegetação esparsa ampliou sua extensão para 39,46%. Em 2024, apesar da continuidade da redução da cobertura florestal, que passou a representar 33,16% da área total, a floresta voltou a configurar-se como a principal matriz da paisagem, ocupando 33,16% da área da bacia.

De forma geral, os resultados evidenciam uma dinâmica marcada pela redução progressiva da floresta, expansão e mobilidade da agricultura e forte papel intermediário da vegetação esparsa. Esse conjunto de transições aponta para um processo contínuo de fragmentação da paisagem, no qual áreas naturais são gradualmente substituídas ou degradadas, com implicações diretas para a conectividade ecológica e a sustentabilidade dos sistemas socioambientais da bacia.

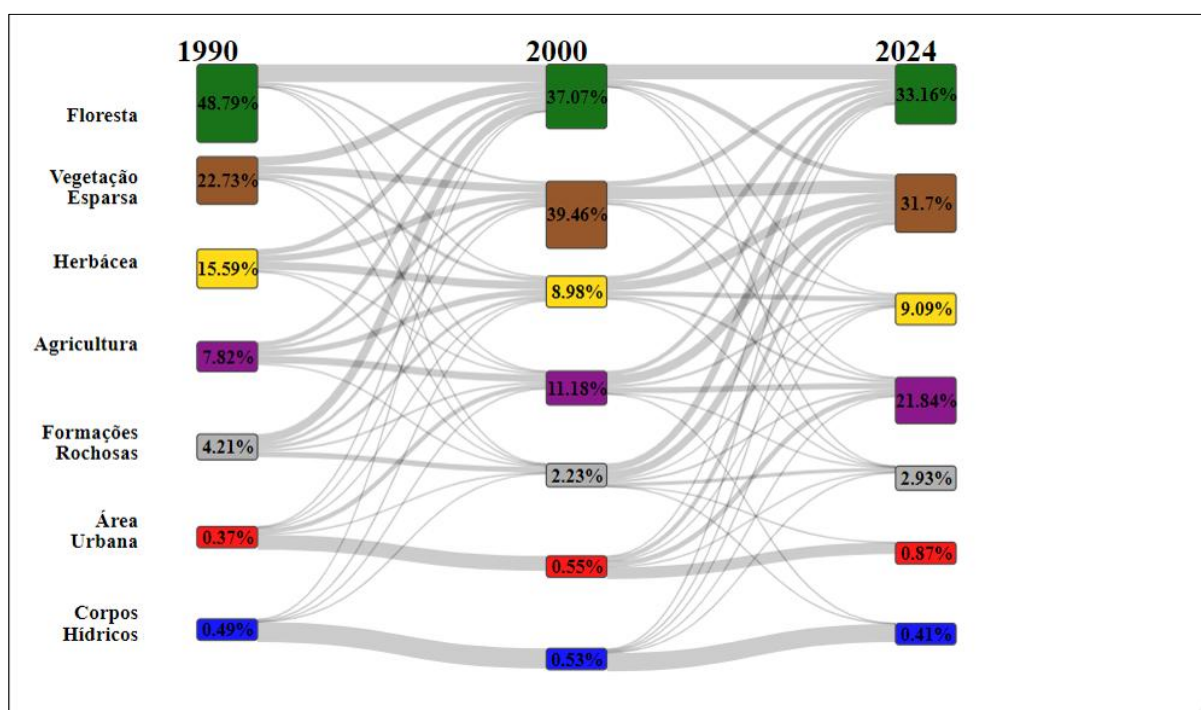


Figura 5: Diagrama de Sankey descrevendo transições entre classes de uso e cobertura do solo e porcentual de cada classe na Bacia do Búzi – 1990 a 2024

2.3.4 Análises da estrutura da paisagem da bacia do Búzi – 1990 - 2024

2.3.4.1 Métricas de área

Entre os anos de 1990 e 2024, observa-se um expressivo aumento do número de fragmentos nas classes de agricultura, vegetação esparsa e floresta, indicando processos de fragmentação da paisagem (Anexo B - Tabela 11). A agricultura, por exemplo, apresentou um crescimento de mais de 100% no número de fragmentos (de 61.268 em 1990 para 130.083 em 2024), acompanhado por um aumento constante do LPI (de 0,44% para 2,60%), sinalizando que além de mais fragmentada, essa classe passou a ocupar áreas maiores e mais contínuas na paisagem.

Em contrapartida, a floresta perdeu sua maior dominância espacial. Embora o número de fragmentos tenha aumentado (de 50.756 para 104.095), o LPI caiu de 27,5% para apenas 11,4%. Isso evidencia a substituição de grandes blocos florestais por fragmentos menores e mais numerosos, indicando um processo de degradação e fragmentação acentuado.

A perda de dominância da classe floresta, a redução do índice LPI, reforça um padrão de substituição de grandes blocos florestais por usos antrópicos, o que resulta em paisagens dominadas por fragmentos menores, dificultando a manutenção da conectividade ecológica.

A vegetação esparsa, por sua vez, alternou entre redução e recuperação do LPI, com valores finais semelhantes aos iniciais, sugerindo certa estabilidade ou regeneração secundária.

Tabela 11: Métricas de Área da Bacia do Búzi – 1990 - 2024

Classe	NP			LPI		
	1990	2000	2024	1990	2000	2024
Floresta	50756	52120	104095	275,338	172,258	114,071
Vegetação Esparsa	79963	94359	123570	96,299	41,142	91,468
Herbácea	61361	50546	48091	24,181	0,4377	0,8705
Agricultura	61268	72467	130083	0,4361	21,276	2,598
Formação Rochosa	121282	42424	113900	0,1298	0,4142	0,3083
Urbana	40	58	255	0,1226	0,1891	0,3356
Corpos Hídricos	189	802	1525	0,3963	0,4229	0,2554

2.3.4.2 Métricas de bordas

De acordo com a Tabela 12, as classes vegetação esparsa e floresta apresentaram os maiores valores de borda ao longo dos anos. O crescimento do comprimento total de borda e da densidade de borda (ED) indica uma expansão desordenada e a intensificação de efeitos de borda.

A vegetação esparsa apresentou o maior valor de ED em todos os anos, alcançando um pico de 54,38 em 2000, o que sugere fragmentos altamente recortados e instáveis, possivelmente em processo de degradação ou transição. Já a floresta, embora tenha mantido alta densidade de borda, apresentou um aumento mais moderado (de 36,58 para 46,60), evidenciando a persistência de fragmentos irregulares mesmo com redução em LPI.

A classe herbácea apresentou uma redução acentuada do comprimento total de borda (TE), de 64.198.200 m em 1990 para aproximadamente 43 milhões de metros em 2000,

mantendo-se praticamente estável até 2024. Entretanto, a densidade de borda (ED) aumentou expressivamente entre 1990 e 2000 (de 25,50 para 170,59), permanecendo elevada em 2024 (174,04). Esse comportamento indica que, embora a extensão total das bordas tenha diminuído em função da redução da área ocupada pela classe, os remanescentes passaram a apresentar maior proporção de bordas por unidade de área, refletindo maior fragmentação e maior suscetibilidade aos efeitos de borda.

Tabela 12: Métricas de borda da Bacia do Búzi – 1990 - 2024

Classe	TE			ED		
	1990	2000	2024	1990	2000	2024
Floresta	92090040	92029500	117289920	36,5802	36,5724	46,6028
Vegetação Esparsa	65093610	136849470	131616840	258,567	543,838	522,953
Herbácea	64198200	42925770	43803390	25,501	170,587	174,044

2.3.4.3 Métricas de agregação da paisagem

Os dados das métricas de agregação (Tabela 13) revelam transformações significativas na distribuição espacial e no grau de fragmentação das diferentes classes de uso e cobertura do solo. A vegetação esparsa apresentou aumento no PD (de 3,17 para 4,90), indicando fragmentação crescente, acompanhada de uma discreta redução no IJI, o que revela menor integração espacial com outras classes.

A classe floresta exibiu uma oscilação significativa nas métricas de agregação. O IJI apresentou queda abrupta entre 1990 e 2000 (de 69,66 para 41,63), o que pode ser interpretado como resultado de desmatamentos intensos ou abertura de clareiras durante esse período. Contudo, em 2024, esse índice se recupera parcialmente (62,41), indicando uma possível reconfiguração espacial dos fragmentos florestais. Simultaneamente, o aumento do PD de 2,01 para 4,13 sugere intensificação na fragmentação, mesmo diante de uma possível recomposição da justaposição espacial.

A classe herbácea apresentou redução gradual do índice de intercalação e justaposição (IJI), de 67,23 em 1990 para 58,80 em 2024, indicando menor interposição espacial com as demais classes e uma distribuição mais segregada na paisagem. Em contraste, a densidade de fragmentos (PD) diminuiu continuamente (de 24,37 para 19,11), sugerindo redução no número de manchas.

Tabela 13: Métricas de agregação da Bacia do Búzi – 1990 - 2024

Classe	III			PD		
	1990	2000	2024	1990	2000	2024
Floresta	696,639	416,313	624,193	20,161	20,712	4,136
Vegetação Esparsa	639,414	609,449	609,362	31,763	37,498	49,098
Herbácea	672,297	597,104	588,014	24,374	20,087	19,108

2.3.4.4 Métricas de forma e de proximidade

A classe floresta teve um comportamento inverso ao da agricultura. Apesar de manter valores estáveis de forma, apresenta uma redução da distância entre fragmentos em 2024 (de 137,28 para 107,42). Esta redução pode ser um indicativo da densificação de fragmentos pequenos, ainda que dispersos, o que abre espaço para estratégias de conectividade ecológica.

A vegetação esparsa manteve valores estáveis de SHAPE_MN, com variações pouco expressivas, e uma leve redução em ENN_MN, sugerindo pequenas melhorias na conectividade interna.

A classe herbácea apresentou pequena redução no índice médio de forma (SHAPE_MN), de 12,56 para 12,23, indicando que a complexidade geométrica dos fragmentos permaneceu relativamente estável ao longo do período. Por outro lado, a distância euclidiana média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) aumentou progressivamente, de 142,20 m em 1990 para 170,41 m em 2024, evidenciando maior isolamento entre os fragmentos remanescentes e uma redução da conectividade estrutural dessa classe na paisagem.

Tabela 14: Métricas de forma e proximidade da Bacia do Búzi – 1990 - 2024

Classe	SHAPE_MN			ENN_MN		
	1990	2000	2024	1990	2000	2024
Floresta	12,291	12,404	12,438	119,572	137,283	107,418
Vegetação Esparsa	11,804	12,303	12,187	125,558	100,997	103,764
Herbácea	12,564	12,234	12,233	142,196	160,795	170,408

A análise conjunta das métricas indica um padrão consistente de fragmentação da paisagem ao longo do período analisado. O aumento do número de fragmentos (NP) e da densidade de fragmentos (PD), associado à redução do índice da maior mancha (LPI), sugere a subdivisão de grandes blocos contínuos em unidades menores e mais dispersas. Esse padrão, juntamente com o aumento da densidade de bordas (ED), indica maior heterogeneidade espacial e intensificação das interfaces entre classes de uso do solo.

2.3.5 Análise da fragmentação florestal na bacia do Búzi 1990 - 2024

Com base nos dados apresentados na tabela 15 referentes a fragmentos florestais da Bacia do Búzi entre os anos de 1990, 2000 e 2024, é possível observar perda de áreas de floresta e ao aumento expressivo do número de fragmentos pequenos, indicativos claros de processos intensos de fragmentação contínua como pode ser observado na Figura 6.

Tabela 15: Métricas de área, forma e proximidade para a classe de floresta da Bacia do Búzi – 1990 - 2024

	Classes	Fragmentos Florestais					
		Area (ha)	Area (%)	NP	% NP	ENN_MN	SHAPE_MN
1990	1 - 10 ha	48380,76	4%	48622	96%	121,3	1,2
	10 - 50 ha	34742,07	3%	1730	3%	319,5	10,1
	50 - 100 ha	14279,31	1%	210	0%	331,4	18
	> 100 ha	1137316,77	92%	194	0%	4445,9	703,7
2000	1 - 10 ha	58401,63	6%	49597	95%	140,1	1,2
	10 - 50 ha	41276,34	5%	2025	4%	320,8	10,2
	50 - 100 ha	16946,19	2%	249	0,50%	359,5	17,8
	> 100 ha	810930,33	87%	249	0,50%	5041,6	865,2
2024	1 - 10 ha	78474,15	9%	100973	97%	108,6	1,2
	10 - 50 ha	51078,24	6%	2490	2%	272,6	12,7
	50 - 100 ha	23139,54	3%	332	0%	325,9	21,9
	> 100 ha	676664,55	82%	300	0%	6348,9	1331,1

No ano de 1990, a paisagem florestal da bacia era amplamente dominada por grandes fragmentos (>100 ha), que representavam 92% da área total e estavam concentrados em apenas 194 unidades. Por outro lado, os fragmentos de menor porte (1-10 ha), embora numerosos (48.622 fragmentos, representando 96% do número total), ocupavam apenas 4% da área total, indicando uma paisagem ainda relativamente conectada, com grandes manchas contínuas de vegetação.

No entanto, em 2000, nota-se uma redução significativa da área ocupada por grandes fragmentos, que passou de 92% para 87%, além de um leve aumento no número de grandes fragmentos (de 194 para 249), o que pode sugerir um processo de subdivisão de grandes áreas. Simultaneamente, houve aumento na proporção de área ocupada por pequenos fragmentos (1-10 ha), que saltou para 6%, com o número total desses fragmentos subindo para 49.597.

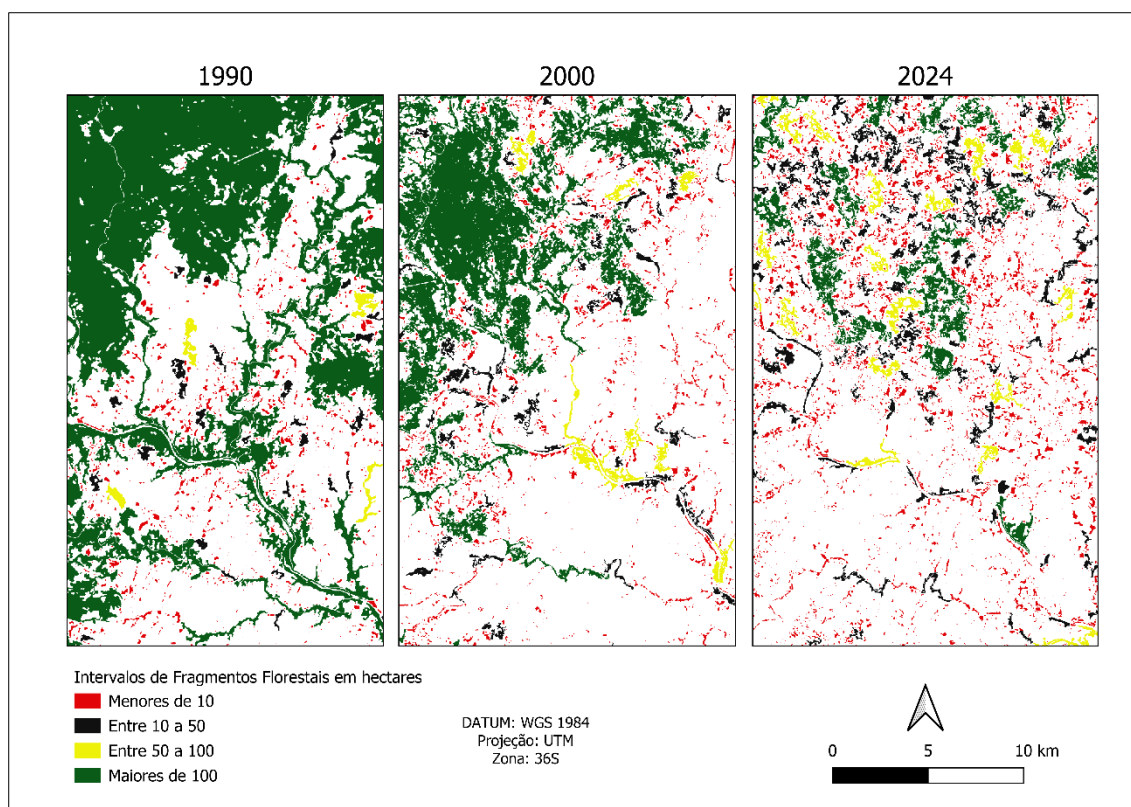


Figura 6: Classes de tamanhos de fragmentos florestais na bacia do Búzi 1990 - 2024

Esses dados apontam para um processo intenso de fragmentação e substituição de grandes blocos contínuos por fragmentos menores e segundo Carranza et al., (2015), pequenos fragmentos florestais (<10 ha) são particularmente vulneráveis aos efeitos de borda, que modificam as condições ambientais, afetando negativamente a diversidade de plantas e promovendo a invasão de espécies exóticas.

O cenário se agrava ainda mais em 2024. A classe de fragmentos maiores (>100 ha) passa a ocupar apenas 82% da área total e, embora o número de fragmentos grandes tenha aumentado (300 fragmentos), o dado mais alarmante é o crescimento abrupto da quantidade de fragmentos muito pequenos (1-10 ha), que praticamente dobrou em relação a 2000, alcançando 100.973 fragmentos e representando 97% do número total. A área ocupada por fragmentos menores também aumentou significativamente, passando para 9% do total da paisagem florestal.

A métrica distância média entre vizinhos mais próximos (ENN_MN), reforça análise da fragmentação crescente da paisagem. Observa-se redução da ENN_MN nos fragmentos de 1-10 ha, de 121,3 m em 1990 para 108,6 m em 2024, sugerindo que esses pequenos fragmentos estão mais próximos entre si, o que pode ser reflexo de aumento da densidade de fragmentação

em áreas anteriormente contínuas. Já nos fragmentos maiores, observa-se um aumento dessa distância média, o que pode indicar um isolamento crescente entre os grandes blocos remanescentes.

Outra métrica analisada sobre o tamanho dos fragmentos da classe floresta, foi o índice SHAPE_MN, que mede a complexidade da forma dos fragmentos. Esse valor aumenta significativamente nos fragmentos maiores (>100 ha), passando de 703,7 em 1990 para 1.331,1 em 2024. Isso sugere que esses fragmentos estão se tornando mais irregulares em sua forma, como resultado de bordas recortadas por atividades antrópicas, o que pode aumentar os efeitos de borda e reduzir a qualidade do habitat dificultando a conservação de espécies. No que se refere a fragmentos pequenos, estes mantêm valores constantes de SHAPE_MN (1,2) ao longo dos anos.

O aumento de fragmentos de 1-10 ha (de 48.622 em 1990 para 100.973 em 2024), que passam a representar 9% da área florestal total, aponta para uma perda acentuada da funcionalidade ecológica da paisagem. Apesar de pequenos fragmentos se tornam essenciais para a redução do isolamento dos fragmentos florestais maiores, tornarem essenciais para a manutenção da biodiversidade, conferindo maior permeabilidade à matriz e, servindo como trampolins ecológicos (stepping stones) entre as grandes áreas florestais.

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Dinâmica e estrutura da paisagem na bacia do Búzi – Moçambique entre 1990 e 2024

Os resultados demonstram que a bacia do Búzi vem passando por uma reorganização estrutural progressiva da paisagem, marcada pela redução da continuidade florestal, pela expansão de áreas antropizadas e pelo aumento da heterogeneidade espacial. Esse padrão é consistente com processos amplamente documentados em ecossistemas tropicais submetidos à intensificação do uso do solo, nos quais a expansão agrícola, a exploração de recursos lenhosos e a recorrência de queimadas promovem alterações profundas na composição e configuração da paisagem. Entretanto, as matrizes de transição e as métricas analisadas indicam que, na bacia do Búzi, essa transformação não ocorre predominantemente por conversão abrupta da floresta em agricultura, mas por trajetórias graduais de degradação estrutural, regeneração parcial e substituição sucessiva da cobertura vegetal. Processos dessa natureza têm sido amplamente

descritos em ecossistemas de miombo africano, onde a agricultura itinerante, a exploração seletiva de madeira e a produção de carvão vegetal produzem paisagens altamente dinâmicas e espacialmente instáveis (Nogueira Lisboa *et al.*, 2024; Sedano *et al.*, 2016; Vancutsem *et al.*, 2021).

Essa dinâmica evidencia uma reorganização estrutural progressiva da paisagem, na qual a matriz arbórea relativamente contínua é gradualmente substituída por mosaicos antropizados compostos por remanescentes florestais, vegetação secundária, áreas agrícolas e superfícies degradadas. Em sistemas de miombo, essas trajetórias de transformação geralmente refletem ciclos sucessivos de abertura, uso e abandono de áreas, produzindo elevada rotatividade espacial do uso do solo e instabilidade estrutural da matriz (Tripathi *et al.*, 2021). As matrizes de transição reforçam essa interpretação ao evidenciar fluxos recorrentes entre floresta, vegetação esparsa e agricultura, indicando que a conversão da paisagem ocorre predominantemente por meio de estágios intermediários de degradação antes da substituição definitiva da cobertura arbórea.

Embora parte dessas transições possa refletir processos de degradação florestal, a interpretação da vegetação esparsa requer cautela. Conforme definido neste estudo, essa classe engloba não apenas áreas submetidas à redução da cobertura arbórea por exploração seletiva, queimadas ou expansão agrícola, mas também áreas em regeneração secundária após o abandono agrícola e formações naturais de savana e miombo aberto. Dessa forma, os fluxos observados entre floresta, vegetação esparsa e agricultura refletem múltiplas trajetórias ecológicas e de uso do solo, evidenciando a natureza dinâmica e heterogênea da paisagem da bacia do Búzi (Abdi *et al.*, 2022; Fundisi; Tesfamichael; Ahmed, 2022; Mananze; Pôças; Cunha, 2020; Nogueira Lisboa *et al.*, 2024; Ribeiro *et al.*, 2021).

A fragmentação observada na bacia do Búzi não representa apenas perda de área florestal, mas uma mudança de regime espacial da paisagem. À medida que a matriz florestal perde continuidade, remanescentes anteriormente conectados passam a funcionar como unidades ecologicamente isoladas inseridas em uma matriz antrópica dominante. Estudos demonstram que esse tipo de reorganização reduz progressivamente a resiliência ecológica da paisagem e aumenta sua vulnerabilidade a transições ecológicas abruptas, especialmente em ecossistemas tropicais secos submetidos à pressão antrópica contínua (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Ewers *et al.*, 2024; Peterson *et al.*, 2025). Em ecossistemas de miombo, Bernardino *et al.* (2025) demonstraram que a combinação entre perda de conectividade, aumento da

frequência de queimadas e degradação estrutural pode anteceder mudanças para estados ecologicamente degradados.

Os padrões espaciais observados sugerem, ainda, que a fragmentação ocorre de forma hierárquica e escalonada. Inicialmente, grandes blocos florestais sofrem perfuração e abertura interna associadas à exploração seletiva e à expansão de clareiras agrícolas. Posteriormente, ocorre subdivisão progressiva dos remanescentes, aumentando o isolamento espacial e reduzindo a área-núcleo dos fragmentos. Esse mecanismo produz uma reorganização multiescalar da paisagem, na qual alterações locais na estrutura da matriz propagam efeitos cumulativos sobre a conectividade regional (Cushman; McGarigal, 2019). Assim, a fragmentação deixa de representar apenas redução da cobertura florestal e passa a constituir um processo contínuo de erosão da integridade espacial da paisagem.

As métricas da paisagem corroboram essa reorganização estrutural. A redução do LPI evidencia a perda de dominância dos grandes fragmentos florestais, cuja importância ecológica tende a ser desproporcional em paisagens tropicais fragmentadas. Grandes remanescentes geralmente apresentam maior estabilidade microclimática, maior disponibilidade de áreas-núcleo e maior capacidade de sustentar populações viáveis e processos ecológicos de larga escala (Haddad *et al.*, 2015; Wintle *et al.*, 2019). Sua redução implica não apenas perda de área, mas diminuição da funcionalidade ecológica da paisagem como um todo. Em contrapartida, pequenos fragmentos podem assumir papel relevante na manutenção da continuidade estrutural, funcionando como elementos intermediários do mosaico e reduzindo parcialmente o isolamento espacial entre remanescentes maiores (Petzinger; Berreta, 2025; Zhang *et al.*, 2025). Em paisagens altamente fragmentadas, esses remanescentes secundários podem contribuir para a manutenção de fluxos ecológicos mínimos, especialmente quando associados a áreas em regeneração natural.

O aumento do índice de interdispersão (IJI) sugere simultaneamente maior proximidade espacial entre áreas agrícolas e remanescentes arbóreos, refletindo a formação de um mosaico antropizado mais heterogêneo. Em paisagens tropicais, essa heterogeneidade possui efeitos ambivalentes sobre a funcionalidade ecológica. Por um lado, matrizes agrícolas heterogêneas e áreas em regeneração podem aumentar a permeabilidade estrutural da paisagem, favorecendo deslocamentos ecológicos e reduzindo parcialmente o isolamento entre fragmentos. Por outro, a elevada rotatividade espacial do uso do solo e a instabilidade estrutural da matriz tendem a comprometer processos ecológicos de longo prazo, sobretudo para espécies especialistas e

sensíveis à perturbação (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Tschardtke *et al.*, 2012). A elevada dinâmica da classe de vegetação esparsa reforça justamente a natureza transitória e instável dessa matriz em ecossistemas de miombo submetidos à crescente pressão antrópica.

Essa interpretação é reforçada pela redução da distância média entre fragmentos (ENN_MN). Embora a menor distância espacial possa sugerir aumento da conectividade estrutural, proximidade física nem sempre implica conectividade funcional efetiva, especialmente em sistemas agrícolas nos quais a permeabilidade da matriz varia substancialmente no espaço e no tempo (Watling *et al.*, 2020). Na bacia do Búzi, a matriz agrícola dominante deixa de atuar como simples espaço residual entre remanescentes e passa a exercer papel central na regulação da conectividade ecológica. Assim, a persistência dos fluxos ecológicos depende crescentemente da capacidade dessa matriz antropizada em manter níveis mínimos de cobertura vegetal intermediária e complexidade estrutural.

O aumento da complexidade geométrica dos fragmentos, evidenciado pelos valores de SHAPE_MN, reforça a interpretação de que a fragmentação na bacia não ocorre apenas por redução de área, mas por erosão progressiva da integridade espacial dos remanescentes. Fragmentos mais irregulares tendem a apresentar menor proporção de área-núcleo e maior exposição às condições impostas pela matriz antrópica, reduzindo sua capacidade de sustentar processos ecológicos sensíveis às condições microambientais (Ewers; Didham, 2007). Em paisagens tropicais secas, esse padrão frequentemente antecede estados mais instáveis e ecologicamente simplificados da paisagem, especialmente quando associado à intensificação dos efeitos de borda e à perda de conectividade funcional (Hending *et al.*, 2023).

A intensificação da fragmentação também amplia a influência dos efeitos de borda, que passam progressivamente a atuar como mecanismos centrais na regulação da dinâmica ecológica da paisagem. Em ecossistemas tropicais secos, a ampliação da interface entre remanescentes florestais e matriz antrópica altera significativamente as condições microclimáticas, aumentando temperatura, luminosidade e déficit hídrico nas áreas periféricas dos fragmentos. Essas alterações favorecem simplificação estrutural da vegetação, aumento da mortalidade arbórea, maior susceptibilidade ao fogo e expansão de espécies oportunistas (Haddad *et al.*, 2015; Hending *et al.*, 2023; Taubert *et al.*, 2018). Em sistemas de miombo, tais processos podem operar por mecanismos de retroalimentação ecológica, nos quais a degradação das bordas reduz progressivamente a área-núcleo funcional, ampliando a exposição

dos remanescentes às perturbações externas e dificultando a regeneração natural da vegetação nativa (Ewers *et al.*, 2024; Peterson *et al.*, 2025).

Embora as métricas revelem contínua fragmentação, os efeitos ecológicos dessas mudanças tendem a ser não lineares. Estudos sugerem a existência de limiares críticos de conectividade, frequentemente associados a reduções substanciais da cobertura arbórea, a partir dos quais pequenas perdas adicionais podem resultar em impactos desproporcionais sobre a funcionalidade ecológica da paisagem (Ewers *et al.*, 2024; Peterson *et al.*, 2025). Além disso, o aumento da heterogeneidade da matriz pode favorecer determinadas espécies generalistas, ao mesmo tempo em que compromete espécies especialistas e mais dependentes de habitats florestais contínuos (Beltrão *et al.*, 2024; Ma *et al.*, 2023; Tiang *et al.*, 2021). Nesse contexto, a paisagem da bacia do Búzi pode estar se aproximando de um estado de transição ecológica, no qual a combinação entre perda de cobertura florestal, intensificação da heterogeneidade antrópica e redução da conectividade compromete progressivamente a resiliência estrutural do sistema.

As implicações dessas transformações afetam não apenas a estrutura espacial da paisagem, mas também a provisão de serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade socioecológica regional. Em ecossistemas de miombo, a fragmentação pode comprometer regulação hídrica, armazenamento de carbono, manutenção da biodiversidade e disponibilidade de recursos utilizados pelas comunidades locais (Benitez *et al.*, 2025; Haddad *et al.*, 2015). Além disso, a dependência direta de recursos naturais e a expansão contínua de sistemas agrícolas de pequena escala tendem a reforçar ciclos persistentes de abertura, uso e abandono de áreas, dificultando a recuperação da vegetação nativa e ampliando a instabilidade estrutural da paisagem (Nogueira Lisboa *et al.*, 2024).

Os padrões identificados na bacia do Búzi são consistentes com processos amplamente registrados em paisagens tropicais africanas submetidas à intensificação das pressões antrópicas. Em Moçambique, estudos recentes indicam que a agricultura de pequena escala, frequentemente associada à produção de carvão vegetal, continua sendo o principal motor de desmatamento e degradação dos ecossistemas de miombo (Mbanze *et al.*, 2025; Nogueira Lisboa *et al.*, 2024). Dinâmicas semelhantes foram documentadas na Bacia do Congo, onde sistemas agrícolas de pequena escala e exploração de recursos lenhosos promovem fragmentação progressiva em áreas previamente degradadas (Shapiro *et al.*, 2023).

Nesse contexto, iniciativas de manejo voltadas exclusivamente à conservação de fragmentos remanescentes tendem a ser insuficientes. Estratégias baseadas em conectividade da paisagem, restauração ecológica e manejo sustentável do uso do solo tornam-se fundamentais para reduzir a vulnerabilidade socioecológica da bacia do Búzi frente à intensificação das transformações antrópicas.

Em síntese, a redução da cobertura florestal promoveu a transformação da paisagem, alterando sua composição e configuração espacial. E as transformações observadas foram acompanhadas pelo aumento da fragmentação, redução da área núcleo, maior isolamento entre fragmentos e diminuição da conectividade estrutural, indicando perda da integridade ecológica e evidenciando um processo de degradação da paisagem.

2.4.1 Principais limitações e lacunas do estudo

Apesar da consistência dos padrões identificados, a interpretação dos resultados deve considerar algumas limitações inerentes aos dados e métodos utilizados, particularmente no que se refere à classificação do uso e cobertura do solo. Essas limitações não comprometem as tendências gerais observadas, mas são relevantes para a interpretação de transições específicas entre classes.

Um dos principais desafios está associado à distinção entre classes com assinaturas espectrais semelhantes, como floresta degradada, vegetação esparsa e formações herbáceas. Em ecossistemas de miombo, essa dificuldade é amplificada pela elevada variabilidade estrutural e fenológica da vegetação, que pode resultar em sobreposição espectral significativa entre classes (Kanja *et al.*, 2025; Vancutsem *et al.*, 2021). Como consequência, parte das transições identificadas, especialmente entre vegetação esparsa e herbácea, pode refletir tanto mudanças reais quanto incertezas associadas ao processo de classificação.

Outro fator relevante é a resolução espacial das imagens utilizadas. Dados Landsat, com resolução de 30 metros, apresentam limitações na representação de paisagens caracterizadas por mosaicos agrícolas de pequena escala, como é típico em grande parte da África Subsaariana. Nesses contextos, um único pixel pode conter múltiplas coberturas, resultando em pixels mistos e dificultando a atribuição de uma classe dominante. Shapiro *et al.*, (2023) destacam que esse efeito é particularmente crítico em sistemas agrícolas familiares, onde a heterogeneidade espacial ocorre em escalas inferiores à resolução dos sensores orbitais. Dessa

forma, parte da dinâmica observada pode estar associada a variações na composição subpixel, e não exclusivamente a mudanças discretas de uso do solo.

Apesar desses desafios, os resultados de validação indicam que os mapas produzidos apresentam níveis de acurácia compatíveis com estudos de dinâmica da paisagem. As acurácias globais superiores a 80% estão dentro dos padrões recomendados na literatura (Congalton; Green, 2019), indicando que os produtos gerados são adequados para análises em escala regional.

Do ponto de vista metodológico, avanços recentes indicam que a integração de séries temporais mais densas, dados de radar (SAR) e algoritmos baseados em aprendizado profundo pode reduzir significativamente as incertezas na classificação de uso do solo (Pelletier; Webb; Petitjean, 2019; Zhu *et al.*, 2017). A incorporação dessas abordagens em estudos futuros poderá melhorar a discriminação entre classes estruturalmente semelhantes e aumentar a precisão das análises de mudança.

Embora as métricas estruturais utilizadas permitam inferir padrões espaciais de fragmentação e conectividade, elas não capturam diretamente respostas biológicas das espécies à heterogeneidade da paisagem. Assim, a interpretação ecológica dos padrões observados deve considerar que conectividade estrutural e conectividade funcional nem sempre apresentam correspondência direta, especialmente em sistemas tropicais submetidos a elevada variabilidade da matriz antrópica. Estudos futuros integrando modelagem funcional, resistência da paisagem e dados biológicos poderão ampliar a compreensão dos impactos ecológicos associados à reorganização estrutural da paisagem observada na bacia do Búzi.

2.5 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo evidenciam um processo contínuo de degradação da paisagem na Bacia do Búzi entre 1990 e 2024, caracterizado pela conversão progressiva de áreas florestais em áreas agrícolas e vegetação esparsa, com consequente aumento da fragmentação, da densidade de bordas e do número de fragmentos pequenos. Observou-se ainda a expansão das áreas urbanas, refletindo a intensificação das pressões antrópicas sobre os ecossistemas naturais comprometendo a integridade ecológica da paisagem.

Embora a fragmentação gere pequenos fragmentos com potencial para atuar como *stepping stones*, a predominância desses elementos indica redução da resiliência ecológica da paisagem, tornando os ecossistemas mais vulneráveis a perturbações ambientais e climáticas. A perda progressiva de conectividade estrutural compromete, assim, a conservação da biodiversidade, a funcionalidade dos serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade do uso do solo.

Como encaminhamento prático, recomenda-se a adoção de estratégias integradas de gestão ambiental voltadas ao aumento da resiliência da paisagem e à conservação dos ecossistemas locais, com ênfase na criação de corredores ecológicos para restabelecimento da conectividade estrutural entre fragmentos florestais, no reflorestamento de áreas estratégicas, especialmente em zonas de borda e transições críticas de uso, no fortalecimento das políticas locais de ordenamento territorial e na capacitação das comunidades locais para práticas sustentáveis de gestão dos recursos naturais. A implementação articulada dessas medidas mostra-se essencial para mitigar os efeitos da fragmentação e promover a resiliência socioambiental da Bacia do Búzi.

Em conjunto, os resultados evidenciam uma reorganização progressiva da estrutura da paisagem na Bacia do Búzi, marcada pela expansão de usos antrópicos e pela crescente fragmentação dos remanescentes naturais. Essas transformações podem comprometer a conectividade ecológica da paisagem e reduzir sua capacidade de sustentar processos ecológicos ao longo do tempo. Além das implicações ecológicas, os resultados reforçam a necessidade de estratégias integradas de planejamento territorial e conservação em bacias tropicais submetidas a intensas pressões antrópicas. Ao integrar análise temporal do uso e cobertura do solo com métricas da paisagem em um contexto ainda pouco explorado na literatura africana, o estudo contribui para ampliar a compreensão sobre a dinâmica espacial da paisagem em regiões tropicais.

REFERÊNCIAS

ABDI, A. M. *et al.* Satellite Remote Sensing of Savannas: Current Status and Emerging Opportunities. *Journal of Remote Sensing*, [s. l.], v. 2022, p. 2022/9835284, 2022. Disponível em: <https://spj.science.org/doi/10.34133/2022/9835284>. Acesso em: 2 jul. 2026.

AHMED, R.; ZAFOR, Md. A.; TRACHTE, K. Land-Use and Land-Cover Changes in Cottbus City and Spree-Neisse District, Germany, in the Last Two Decades: A Study Using Remote Sensing Data and Google Earth Engine. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 16, n. 15, p. 2773, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/16/15/2773>. Acesso em: 25 maio 2026.

AKHIR, N. S. M.; SALIM, P. M.; YUSOFF, Z. M. Leveraging Google Earth Engine (GEE) for determining land use and land cover changes around Tasik Chini Malaysia. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, [s. l.], v. 1240, n. 1, p. 012017, 2023. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/1240/1/012017>. Acesso em: 23 jul. 2025.

ANGELSEN, A. Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. Proceedings of the National Academy of Sciences, [s. l.], v. 107, n. 46, p. 19639–19644, 2010. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.0912014107>. Acesso em: 25 maio 2026.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. Ecology Letters, [s. l.], v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.13535>. Acesso em: 16 maio 2026.

BAIDOO, R. *et al.* Land use and land cover changes implications on biodiversity in the Owabi catchment of Atwima Nwabiagya North District, Ghana. Heliyon, [s. l.], v. 9, n. 5, p. e15238, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2405844023024453>. Acesso em: 25 maio 2026.

BATANI, P. *et al.* Enhancing Few-Shot Image Classification with Unlabelled Examples. In: 2022 IEEE/CVF WINTER CONFERENCE ON APPLICATIONS OF COMPUTER VISION (WACV), 2022, Waikoloa, HI, USA. 2022 IEEE/CVF Winter Conference on Applications of Computer Vision (WACV). Waikoloa, HI, USA: IEEE, 2022. p. 1597–1606. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/9706775/>. Acesso em: 25 maio 2026.

BELTRÃO, M. G. *et al.* Priority areas and implementation of ecological corridor through forest restoration to safeguard biodiversity. Scientific Reports, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 30837, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-81483-y>. Acesso em: 18 mar. 2026.

BENITEZ, L. M. *et al.* Fragmentation in patchy ecosystems: a call for a functional approach. Trends in Ecology & Evolution, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 27–36, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534724002258>. Acesso em: 24 abr. 2026.

BERNARDINO, P. N. *et al.* Critical slowing down precedes regime shifts in a Miombo woodland in Zambia. Environmental Research Letters, [s. l.], v. 20, n. 7, p. 074051, 2025. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ade0d9>. Acesso em: 16 maio 2026.

BRITO, F. L.-C. D.; PALHARES, A. A.; NERO, M. A. Análise da confiabilidade dos dados de uso do solo cadastrados no CAR: estudo de caso Mariana/MG. Caminhos de Geografia, [s. l.], v. 25, n. 98, p. 104–117, 2024. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/69513>. Acesso em: 25 maio 2026.

CEAGRE. Identificação e análise dos agentes e causas directas e indirectas de desmatamento e degradação florestal em Moçambique. Relatório final. Maputo, 2015.

CHEMURA, A. *et al.* The impact of land-use/land cover changes on water balance of the heterogeneous Buzi sub-catchment, Zimbabwe. Remote Sensing Applications: Society and

- Environment, [s. l.], v. 18, p. 100292, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352938519303635>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- CIANCIULLO, S. *et al.* Analysis of land cover dynamics in Mozambique (2001–2016). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 81–92, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s12210-023-01133-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. Metrics and Models for Quantifying Ecological Resilience at Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 7, p. 440, 2019. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fevo.2019.00440/full>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- DANTAS, M. D. S. *et al.* Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 87–97, 2017. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/1128>. Acesso em: 25 maio 2026.
- DE SOUSA, C. *et al.* Cloud-computing and machine learning in support of country-level land cover and ecosystem extent mapping in Liberia and Gabon. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 15, n. 1, p. e0227438, 2020. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0227438>. Acesso em: 25 maio 2026.
- EDOSA, B. T.; NAGASA, M. D. Spatiotemporal assessment of land use land cover change, driving forces, and consequences using geospatial techniques: The case of Naqamte city and hinterland, western Ethiopia. *Environmental Challenges*, [s. l.], v. 14, p. 100830, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2667010023001531>. Acesso em: 25 maio 2026.
- ENCISA-GARCIA, J. *et al.* Land Use/Land Cover Changes Assessment and Forest Fragmentation Analysis in the Baroro River Watershed, La Union, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, [s. l.], p. 14, 2020. Disponível em: <https://journals.uplb.edu.ph/index.php/JESAM/article/view/440/404>. Acesso em: 25 maio 2026.
- EWERS, R. M. *et al.* Thresholds for adding degraded tropical forest to the conservation estate. *Nature*, [s. l.], v. 631, n. 8022, p. 808–813, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-024-07657-w>. Acesso em: 30 abr. 2026.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 926–936, 2007. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2007.00720.x>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>. Acesso em: 24 abr. 2026.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 23 jul. 2025.

FUNDISI, E.; TESFAMICHAEL, S. G.; AHMED, F. Remote sensing of savanna woody species diversity: A systematic review of data types and assessment methods. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 17, n. 12, p. e0278529, 2022. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0278529>. Acesso em: 2 jul. 2026.

GONDO, R.; KOLAWOLE, O. D.; MFUNDISI, K. B. Land use and land cover changes along the Boteti-Thamalakane River system in Ngamiland District, Botswana. *Scientific African*, [s. l.], v. 20, p. e01595, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2468227623000534>. Acesso em: 25 maio 2026.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 23 jul. 2025.

HENDING, D. *et al.* Forest fragmentation and its associated edge-effects reduce tree species diversity, size, and structural diversity in Madagascar's transitional forests. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 32, n. 10, p. 3329–3353, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-023-02657-0>. Acesso em: 24 abr. 2026.

HONG, C. *et al.* Global and regional drivers of land-use emissions in 1961–2017. *Nature*, [s. l.], v. 589, n. 7843, p. 554–561, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-020-03138-y>. Acesso em: 25 maio 2026.

INE - (Instituto Nacional de Estatística). Projeções anuais da população total, urbana e rural: 2007-2040. Maputo: Instituto Nacional de Estatística, 2010. Instituto Nacional de Estatística (INE). Anuário Estatístico 2019 - Moçambique. p. 126, 2020.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

JUSTEAU-ALLAIRE, D. *et al.* Refining intra-patch connectivity measures in landscape fragmentation and connectivity indices. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 24, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01840-0>. Acesso em: 11 maio 2026.

KANJA, K. *et al.* Mapping tropical dry Miombo woodlands into functional forest classes using Sentinel-1 and Sentinel-2 imagery and machine learning. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [s. l.], v. 38, p. 101615, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352938525001685>. Acesso em: 24 abr. 2026.

KLEINSCHROTH, F.; HEALEY, J. R. Impacts of logging roads on tropical forests. *Biotropica*, [s. l.], v. 49, n. 5, p. 620–635, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12462>. Acesso em: 25 maio 2026.

KORANTENG, A. *et al.* Urbanization and Other Land Use Land Cover Change Assessment in the Greater Kumasi Area of Ghana. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, [s. l.], v. 11, n. 05, p. 363–383, 2023. Disponível em: <https://www.scirp.org/journal/paperinformation?paperid=125373>. Acesso em: 25 maio 2026.

LAGERBLAD L. 2010. Assessment of environmental flow requirements in Buzi River basin, Mozambique. Master's thesis within aquatic and environmental engineering, Department of Earth Sciences, Geotryckeriet, Uppsala University.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534713002929>. Acesso em: 25 maio 2026.

LE QUÉRÉ, C. *et al.* Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 605–649, 2016. Disponível em: <https://essd.copernicus.org/articles/8/605/2016/>. Acesso em: 25 maio 2026.

LONGO, R. M. *et al.* Environmental quality in urban forests in campinas – São Paulo State/Brazil. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery*, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 117–130, 2019. Disponível em: https://www.acadlore.com/article/IJEI/2019_2_2/EI-V2-N2-117-130. Acesso em: 25 maio 2026.

MA, J. *et al.* Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 3752, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-023-39221-x>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MACARRINGUE, L. S. *et al.* Land Use and Land Cover Classification in the Northern Region of Mozambique Based on Landsat Time Series and Machine Learning. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, [s. l.], v. 12, n. 8, p. 342, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2220-9964/12/8/342>. Acesso em: 25 maio 2026.

MANANZE, S.; PÔÇAS, I.; CUNHA, M. Mapping and Assessing the Dynamics of Shifting Agricultural Landscapes Using Google Earth Engine Cloud Computing, a Case Study in Mozambique. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 12, n. 8, p. 1279, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/8/1279>. Acesso em: 2 jul. 2026.

MARZOLI, A. Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique: Inventário Florestal Nacional. Maputo. 2007. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://biblioteca.biofund.org.mz/wp-content/uploads/2019/01/1548752956-F226.National%20Forest%20Inventory_Mozambique.pdf. Acesso em: 15. ago.2024

MAXWELL, A. E.; WARNER, T. A.; FANG, F. Implementation of machine-learning classification in remote sensing: an applied review. *International Journal of Remote Sensing*, [s. l.], v. 39, n. 9, p. 2784–2817, 2018. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2018.1433343>. Acesso em: 15 maio 2026.

MCGARIGAL, K. FRAGSTATS help. Amherst, 2015. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>. Metzger,

J. P. Ecologia da paisagem e restauração florestal: uma revisão. *Floresta e Ambiente*, v. 13, n. 1, p. 55-66, 2006. Acesso em 21.set.2024.

MCGARIGAL AND MARKS. *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantify in glandscape structure*. Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station; General Technical Report PNW-GTR-351. 1995. Disponível em: <https://research.fs.usda.gov/treesearch/3064>. Acesso em: 18. set.2024

MBANZE, A. A. *et al.* Deforestation and forest degradation and its impact on ecosystem services and environment across a gradient of areas with different conservation status in northern Mozambique. *Land Use Policy*, [s. l.], v. 157, p. 107674, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026483772500208X>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MITADER. *Estratégia Nacional para a Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal, Conservação de Florestas e Aumento de Reservas de Carbono Através de Florestas (REDD+)* 2016-2030. Maputo, 2016. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://redd.unfccc.int/files/estrat_gia_nacional_do_redd_.pdf. Acesso em 14.jun.2024

MONTFORT, F. *et al.* From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 49–65, 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.3704>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MUCOVA, S. A. R. *et al.* Assessment of land use and land cover changes from 1979 to 2017 and biodiversity & land management approach in Quirimbas National Park, Northern Mozambique, Africa. *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 16, p. e00447, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989418301148>. Acesso em: 11 abr. 2024.

MÜLLER, G. D. O.; OLIVEIRA, L. M. T. D. Métricas de paisagem na avaliação da efetividade de proteção do Parque Estadual da Costa do Sol, uma unidade de conservação fragmentada no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 1–18, 2020. Disponível em: <https://neotropical.pensoft.net/article/49490/>. Acesso em: 25 maio 2026.

NOGUEIRA LISBOA, S. *et al.* Disentangling the drivers of deforestation and forest degradation in the Miombo landscape: A case study from Mozambique. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, [s. l.], v. 130, p. 103904, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1569843224002589>. Acesso em: 18 mar. 2026.

OLDEKOP, J. A. *et al.* Forest-linked livelihoods in a globalized world. *Nature Plants*, [s. l.], v. 6, n. 12, p. 1400–1407, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41477-020-00814-9>. Acesso em: 25 maio 2026.

PELLETIER, C.; WEBB, G.; PETITJEAN, F. Temporal Convolutional Neural Network for the Classification of Satellite Image Time Series. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 523, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/5/523>. Acesso em: 24 abr. 2026.

PETERSON, M. C. *et al.* Modeling movement patterns to identify thresholds of functional connectivity in fragmented forest landscapes. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 307, p.

- 111177, 2025. Disponível em:
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320725002149>. Acesso em: 30 abr. 2026.
- PETZINGER, J. G. G.; BERRETA, M. dos S. R. ANÁLISE ESPACIAL DE ISOLAMENTO E PROXIMIDADE DOS FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL. [s. l.], 2025. Disponível em: <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.17080784>. Acesso em: 30 abr. 2026.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10531-009-9750-z>. Acesso em: 16 maio 2026.
- RIBEIRO, N. *et al.* Prediction of forest parameters and carbon accounting under different fire regimes in Miombo woodlands, Niassa Special Reserve, Northern Mozambique. *FOREST POLICY AND ECONOMICS*, [s. l.], v. 133, 2021.
- RIBEIRO, M. P.; MELLO, K. D.; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. *Ciência Florestal*, [s. l.], v. 30, n. 3, p. 819–834, 2020. Disponível em:
<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/37683>. Acesso em: 25 maio 2026.
- RODRÍGUEZ-ECHEVERRY, J. *et al.* Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 439–453, 2018. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-018-0612-5>. Acesso em: 25 maio 2026.
- ROMUA, C. L. *et al.* Atividades antrópicas que contribuem para a degradação da Floresta de Miombo na envolvente do Monte Unango, em Moçambique. *Ciência Florestal*, [s. l.], v. 34, n. 4, p. e88227, 2024. Disponível em:
<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/88227>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- SALLEH, H. A.; ABDUL RAHMAN, E. K.; RATNAYAKE, U. A Sensitivity assessment framework for frequency ratio-based landslide susceptibility models: evaluating the role of data classification and zonation. *International Journal of Geoinformatics*, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://journals.sfu.ca/ijg/index.php/journal/article/view/4441>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- SCHIEWE, J. Task-Oriented and Change-Preserving Data Classification for Multi-Temporal Choropleth Maps. *KN - Journal of Cartography and Geographic Information*, [s. l.], v. 74, n. 1, p. 17–27, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s42489-024-00163-z>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- SEDANO, F. *et al.* The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. *Environmental Research Letters*, [s. l.], v. 11, n. 9, p. 094020, 2016. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/9/094020>. Acesso em: 16 maio 2026.
- SHAPIRO, A. *et al.* Small scale agriculture continues to drive deforestation and degradation in fragmented forests in the Congo Basin (2015–2020). *Land Use Policy*, [s. l.], v. 134, p.

- 106922, 2023. Disponível em:
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837723003885>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- SHARMA, R. *et al.* Modeling Land Use and Land Cover Changes and Their Effects on Biodiversity in Central Kalimantan, Indonesia. *Land*, [s. l.], v. 7, n. 2, p. 57, 2018. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/7/2/57>. Acesso em: 25 maio 2026.
- SILVA, A. L. D. *et al.* Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. *Ciência Florestal*, [s. l.], v. 29, n. 3, p. 1254–1269, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/30201>. Acesso em: 25 maio 2026.
- SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. The context of REDD+ in Mozambique: drivers, agents and institutions. Bogor: CIFOR, 2012. (Occasional paper / CIFOR, nº 79).
- SOPHARY, H.; SARUN, H. Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Processes, Drivers, and Emission Factors. *Journal of Agriculture and Environment*, [s. l.], v. 3, 2026.
- SWECO. 2010. Inception report: Development of the Buzi River basin monograph and joint integrated water resources management.
- TAUBERT, F. *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, [s. l.], v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature25508>. Acesso em: 13 maio 2026.
- TIANG, D. C. F. *et al.* Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. *Ecological Processes*, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 20, 2021. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-021-00284-7>. Acesso em: 30 abr. 2026.
- TOKURA, W. *et al.* Long-term changes in forest cover in a global biodiversity hotspot in southern Mozambique. *Bothalia, African Biodiversity & Conservation*, [s. l.], v. 50, n. 1, 2020. Disponível em: <https://abcjournal.org/index.php/BothaliaABC/article/view/58>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- TRIPATHI, H. G. *et al.* Agricultural expansion in African savannas: effects on diversity and composition of trees and mammals. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 30, n. 11, p. 3279–3297, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-021-02249-w>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- TSCHARNTKE, T. *et al.* Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, [s. l.], v. 87, n. 3, p. 661–685, 2012. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>. Acesso em: 16 maio 2026.
- VANCUTSEM, C. *et al.* Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*, [s. l.], v. 7, n. 10, p. eabe1603, 2021. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abe1603>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- WANG, Y. *et al.* Characterizing Forest Cover and Landscape Pattern Using Multi-Source Remote Sensing Data with Ensemble Learning. *Remote Sensing*, [s. l.], v. 14, n. 21, p. 5470,

2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/21/5470>. Acesso em: 25 maio 2026.

WANG, J.; YANG, X. A Hierarchical Approach to Forest Landscape Pattern Characterization. *Environmental Management*, [s. l.], v. 49, n. 1, p. 64–81, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-011-9762-9>. Acesso em: 25 maio 2026.

WATLING, J. I. *et al.* Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 674–681, 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.13471>. Acesso em: 24 abr. 2026.

WINTLE, B. A. *et al.* Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 116, n. 3, p. 909–914, 2019. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1813051115>. Acesso em: 24 abr. 2026.

WU, X. *et al.* Quantifying Spatiotemporal Characteristics and Identifying Influential Factors of Ecosystem Fragmentation in Karst Landscapes: A Comprehensive Analytical Framework. *Land*, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 278, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/13/3/278>. Acesso em: 30 abr. 2026.

XIE, H. *et al.* Spatiotemporal changes and fragmentation of forest land in Jiangxi Province, China. *Journal of Forest Economics*, [s. l.], v. 29, p. 4–13, 2017. Disponível em: <https://www.nowpublishers.com/article/Details/JFE-0353>. Acesso em: 25 maio 2026.

YAMASHITA, T. J. *et al.* A multivariate approach to assessing landscape structure effects on wildlife crossing structure use. *Ecological Processes*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 76, 2024a. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-024-00555-z>. Acesso em: 25 maio 2026.

YAMASHITA, T. J. *et al.* A multivariate approach to assessing landscape structure effects on wildlife crossing structure use. *Ecological Processes*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 76, 2024b. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-024-00555-z>. Acesso em: 30 abr. 2026.

YIMER, S. M. *et al.* Comparison of different machine-learning algorithms for land use land cover mapping in a heterogenous landscape over the Eastern Nile river basin, Ethiopia. *Advances in Space Research*, [s. l.], v. 74, n. 5, p. 2180–2199, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0273117724005532>. Acesso em: 25 maio 2026.

ZHANG, Y. *et al.* Importance of Patches in Maintaining Forest Landscape Connectivity: A Case Study of Barluk, Xinjiang, China. *Forests*, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 74, 2025. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/16/1/74>. Acesso em: 30 abr. 2026.

ZHU, X. X. *et al.* Deep Learning in Remote Sensing: A Comprehensive Review and List of Resources. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 8–36, 2017. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/8113128/>. Acesso em: 24 abr. 2026.

3. CAPÍTULO III

MODELAGEM DINÂMICA E CENÁRIOS FUTUROS DA PAISAGEM NA BACIA DO BÚZI – MOÇAMBIQUE

RESUMO

A Bacia do Búzi, em Moçambique, desempenha um papel estratégico na segurança hídrica, agrícola e energética do país. Contudo, esse potencial vem sendo progressivamente comprometido por crescentes pressões antrópicas associadas às mudanças no uso e cobertura do solo. Este estudo teve como objetivos: (i) analisar a dinâmica do uso e cobertura do solo (LULC) entre 2000 e 2024; (ii) projetar cenários futuros da paisagem até 2050; e (iii) identificar os principais vetores de mudança na paisagem. A modelagem foi desenvolvida com o uso do software Dinâmica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), o qual utiliza modelos estocásticos de Cadeias de Markov, autômatos celulares e pesos de evidência aplicados para simular dois cenários: um tendencial (*Business-as-Usual* - BAU) e outro com Políticas Ambientais (*Policy-Driven Scenarios* - PDS). Os resultados revelaram que a vegetação esparsa atua como uma classe de transição fundamental, com a expansão agrícola impulsionada pela acessibilidade (proximidade a estradas e áreas urbanas). As projeções indicam que, no cenário BAU, a bacia poderá perder aproximadamente 100 mil hectares de floresta até 2050, com expansão expressiva da área urbana. Em contraste, o cenário PDS demonstra que a implementação de políticas de conservação e ordenamento territorial pode estabilizar a cobertura florestal e mitigar a conversão de habitats naturais. Os resultados fornecem evidências quantitativas para o planejamento territorial, a conservação da biodiversidade e a gestão sustentável dos recursos naturais, destacando a necessidade de estratégias integradas que conciliem produção agrícola sustentável e preservação ambiental.

Palavras-chave: Mudanças de uso e cobertura do solo; modelagem da paisagem; Dinamica-EGO; cenários futuros; Moçambique.

ABSTRACT

The Búzi Basin in Mozambique plays a strategic role in the country's water, agricultural, and energy security. However, this potential has been progressively compromised by increasing anthropogenic pressures associated with land-use and land-cover changes. This study aimed to: (i) analyze land use and land cover (LULC) dynamics between 2000 and 2024; (ii) project future landscape scenarios up to 2050; and (iii) identify the main drivers of landscape change. The modeling was developed using the software Dinamica-EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), which employs stochastic models based on Markov chains, cellular automata, and weights of evidence applied to simulate two scenarios: a business-as-usual (BAU) scenario and a policy-driven scenario (PDS) incorporating environmental policies. The results revealed that sparse vegetation acts as a key transition class, with agricultural expansion driven by accessibility (proximity to roads and urban areas). Projections indicate that under the BAU scenario, the basin could lose approximately 100,000 hectares of forest by 2050, along with a marked expansion of urban areas. In contrast, the PDS scenario demonstrates that

implementing conservation and land-use planning policies can stabilize forest cover and mitigate the conversion of natural habitats. The findings provide quantitative evidence for land-use planning, biodiversity conservation, and sustainable natural resource management, highlighting the need for integrated strategies that reconcile sustainable agricultural production with environmental preservation.

Keywords: Land use and land cover change; landscape modeling; Dinamica-EGO; future scenarios; Mozambique.

3.1 INTRODUÇÃO

Mudanças no uso e cobertura do solo (LULC – *land use/land cover change*) constituem um dos principais vetores de transformação ambiental em escalas regional e global (Afuye *et al.*, 2024). Essas mudanças não apenas alteram a estrutura da paisagem (Chen *et al.*, 2024) como modificam de forma profunda os ciclos hidrológicos (Kayitesi; Guzha; Mariethoz, 2022), as temperaturas superficiais (Rangel-Peraza *et al.*, 2024), os estoques de carbono (Cheng *et al.*, 2024) e a provisão de serviços ecossistêmicos (Chen *et al.*, 2024), impactando ecossistemas e a qualidade de vida das populações humanas (Liu; Yu; Wei, 2019). A magnitude dessas transformações tem se intensificado nas últimas décadas, especialmente em áreas tropicais onde a pressão por expansão agrícola e urbanização compete diretamente com a conservação de vegetação natural.

Estudos indicam que a expansão agrícola constitui um dos principais vetores de transformação da paisagem em regiões subdesenvolvidas, frequentemente associada a processos complementares de expansão de infraestruturas, crescimento de núcleos urbanos e de assentamentos rurais dispersos (Angessa; Lemma; Yeshitela, 2021; Silva *et al.*, 2025; Wang, Y. *et al.*, 2024; Xu *et al.*, 2020). Em conjunto, esses processos configuram um padrão de mudança do uso do solo no qual áreas naturais e seminaturais são progressivamente convertidas para usos antrópicos, resultando na redução e fragmentação de formações vegetais e na reconfiguração espacial de classes como florestas, savanas e campos (Fahrig, 2003; Foley *et al.*, 2005; Turner; Lambin; Reenberg, 2007). Essa reorganização da paisagem compromete a conectividade ecológica, com efeitos diretos sobre o fluxo de espécies e processos ecológicos, além de reduzir a resiliência dos sistemas socioecológicos frente a perturbações ambientais (Haddad *et al.*, 2015).

Em um contexto marcado pela intensificação das pressões antrópicas, pelas mudanças climáticas e pela crescente demanda por planejamento territorial sustentável, torna-se

necessário adotar abordagens prospectivas capazes de antecipar possíveis trajetórias de transformação da paisagem (Chen *et al.*, 2025; Gaur; Singh, 2023; Wan *et al.*, 2024). Nesse contexto, a modelagem dinâmica do uso e cobertura do solo tem se consolidado como uma importante ferramenta científica para simular cenários futuros de uso e cobertura do solo, integrar múltiplos fatores biofísicos, socioeconômicos e institucionais que condicionam as mudanças da paisagem, quantificar os efeitos potenciais dos diferentes vetores de transformação e subsidiar o planejamento territorial, a conservação ambiental e a formulação de políticas públicas, permitindo antecipar os impactos dessas mudanças antes que alterações ambientais se tornem irreversíveis (Baskent; Borges; Kašpar, 2024; Liu *et al.*, 2024; Magliocca; Dhungana; Sink, 2023).

A modelagem de mudanças de uso e cobertura do solo fundamenta-se na premissa de que os padrões espaciais observados na paisagem resultam da interação entre processos biofísicos, socioeconômicos, institucionais e de acessibilidade que atuam em diferentes escalas espaciais e temporais. Dessa forma, os modelos buscam representar explicitamente relações de causa e efeito, permitindo não apenas reproduzir padrões históricos de mudança, mas também compreender os mecanismos que governam as transições entre classes de uso do solo e explorar diferentes cenários de evolução da paisagem sob distintas hipóteses de desenvolvimento territorial (Gaur; Singh, 2023; Wan *et al.*, 2024).

Nas últimas décadas, a modelagem espacial das mudanças de uso e cobertura do solo passou por expressivos avanços metodológicos, evoluindo de modelos predominantemente empíricos para estruturas capazes de representar explicitamente os mecanismos espaciais que governam as transições entre classes de uso do solo (Chen *et al.*, 2025; Gaur; Singh, 2023; Wan *et al.*, 2024). Essa evolução foi impulsionada pela integração de algoritmos de autômatos celulares, cadeias de Markov, modelos baseados em agentes, aprendizado de máquina e plataformas orientadas a objetos, permitindo incorporar simultaneamente fatores biofísicos, socioeconômicos, institucionais e de acessibilidade (Aburas; Ahamad; Omar, 2019; Chen *et al.*, 2025; Gui; Bhardwaj; Sam, 2025).

Assim, modelos espaciais dinâmicos atuais apresentam maior capacidade para reproduzir padrões espaciais emergentes, identificar os principais vetores de transformação da paisagem e representar a heterogeneidade inerente aos processos de mudança do território (Afuye *et al.*, 2024; Castro *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2024; Ren *et al.*, 2019). Esses modelos têm sido amplamente utilizados para compreender padrões de mudança e projetar cenários futuros

ao combinar séries temporais e variáveis ambientais (Lambin, 2006; Verburg *et al.*, 2015; Hossain *et al.*, 2025; Huang *et al.*, 2020; Pinto *et al.*, 2025), criando uma base técnica para decisões estratégicas de manejo territorial e conservação (Estoque; Wu; Verburg, 2026; Mas *et al.*, 2014).

Modelos como o PLUS (*Patch-generating Land Use Simulation*) e o Dinamica-EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), têm sido amplamente empregados para representar dinâmicas complexas de transição entre classes de uso do solo oferecendo suporte técnico para políticas de planejamento e conservação (Liu *et al.*, 2024; Pinto *et al.*, 2025; Ribeiro De Oliveira *et al.*, 2026).

Na África Austral, a aplicação da modelagem dinâmica torna-se particularmente relevante devido à rápida intensificação das mudanças no uso do solo associadas à expansão agrícola, à exploração de recursos naturais e ao crescimento populacional, processos que têm promovido a fragmentação da paisagem, a degradação de ecossistemas e a redução da conectividade ecológica em diferentes bacias hidrográficas tropicais (Hussien; Woyessa, 2026; Makwinja *et al.*, 2025; Masolele *et al.*, 2024). Estudos recentes demonstram que a conversão de vegetação natural para agricultura, mineração e assentamentos humanos tem alterado significativamente a estrutura espacial das paisagens regionais, comprometendo os serviços ecossistêmicos, a estabilidade hidrológica e a conservação da biodiversidade (Moodley; Toucher; Lottering, 2023; Nyathi; Zhao; Musakwa, 2020). Em Moçambique, esses processos são especialmente evidentes na bacia do Búzi, localizada na região central do país, onde a expansão desordenada da agricultura e o aumento da demanda por recursos naturais têm intensificado a perda de cobertura vegetal e comprometido a capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos, tornando a modelagem dinâmica da paisagem uma ferramenta estratégica para compreender possíveis trajetórias futuras.

Apesar dos avanços metodológicos nas abordagens de modelagem espacial aplicadas às mudanças de uso e cobertura do solo, ainda permanecem escassos os estudos que integram, de forma simultânea, análise histórica da dinâmica da paisagem, identificação explícita dos vetores espaciais de transformação e simulação prospectiva de cenários em bacias hidrográficas tropicais da África Austral. Essa limitação é particularmente evidente em Moçambique, especialmente na bacia do Búzi onde ainda são limitadas as investigações capazes de relacionar padrões históricos de transformação da paisagem com projeções espaciais futuras. Assim, além de quantificar as mudanças na cobertura do solo, torna-se necessário compreender os

mecanismos espaciais que estruturam a reorganização da paisagem e como diferentes trajetórias de gestão territorial podem influenciar sua dinâmica futura.

O presente estudo propõe-se a: (i) analisar a dinâmica histórica de uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi entre 2000 e 2024; (ii) aplicar o modelo Dinamica-EGO para projetar cenários futuros até 2050; e (iii) identificar os principais fatores que direcionam as mudanças na paisagem. As seguintes questões orientam o estudo:

1. Como a configuração da paisagem da bacia do Búzi pode evoluir daqui a 20 anos diante de pressões contínuas de expansão agrícola e de outras atividades antrópicas?
2. Quais são os principais fatores que impulsionam essas mudanças e que ações podem ser adotadas para promover uma gestão sustentável da bacia?

Para responder a estas questões, foram simulados dois cenários futuros da paisagem: um tendencial (*Business-as-Usual* - BAU), que projeta a continuidade das trajetórias históricas de mudança, e um cenário de Políticas Ambientais (*Policy-Driven Scenario* - PDS), que incorpora restrições à conversão de habitats naturais e estímulos à regeneração da vegetação.

Os resultados visam subsidiar o planejamento territorial, a conservação da biodiversidade e a promoção de uma gestão sustentável dos recursos naturais na bacia do Búzi.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Procedimentos metodológicos

Este estudo utilizou a plataforma Dinamica-EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*) para modelar a dinâmica histórica do uso e cobertura do solo e projetar cenários futuros até 2050 com base em tendências observadas nos anos 2000 e 2024.

O Dinamica-EGO é uma plataforma gratuita amplamente utilizada para modelagem espacial com autômatos celulares e funções de transição espacial explícitas que incluem pesos de evidência e funções de crescimento/fragmentação espacial complexas ((Pinto *et al.*, 2025).

O processo metodológico está dividido em cinco etapas (Figura 1): (1) preparação das variáveis espaciais de entrada no modelo; (2) definição de cenários; (3) parametrização e calibração do modelo; (4) validação; e (5) simulação prospectiva para 2050.

3.2.1.1 Variáveis espaciais de entrada no modelo

Os mapas de uso e cobertura do solo para os anos de 2000 e 2024 foram classificados a partir de imagens Landsat 5, com sensor TM e Landsat 8, com sensor OLI respectivamente. Todos os mapas foram reprojados para o mesmo sistema de referência cartográfica. A legenda temática dos mapas de uso e cobertura do solo foi padronizada para que as transições entre as classes sejam corretamente interpretadas pelo modelo.

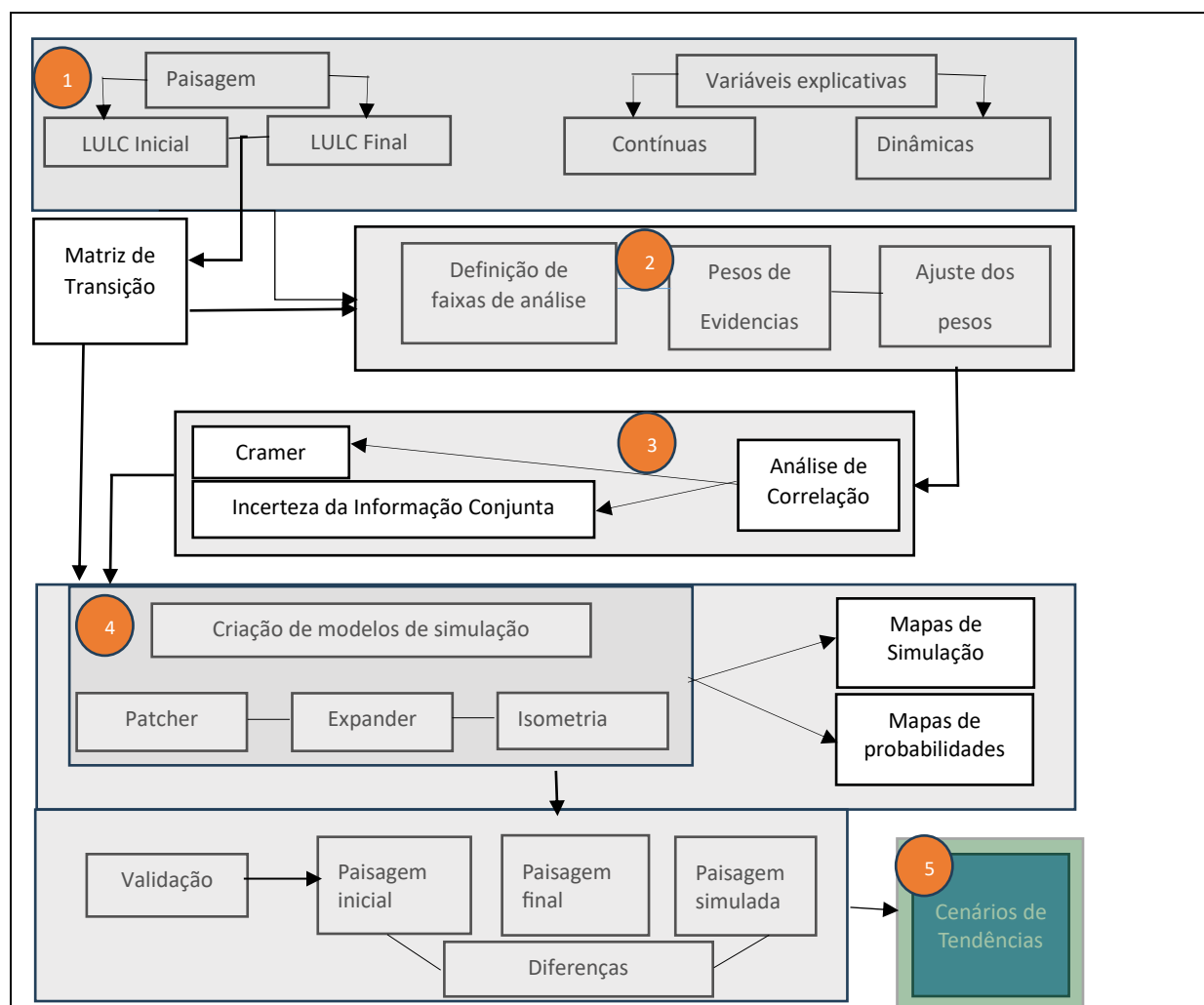


Figura 1: Fluxograma metodológico da modelagem de cenários da paisagem da Bacia do Búzi – Moçambique

Além dos mapas temáticos de uso e cobertura do solo, foram preparadas camadas condicionantes contínuas e categóricas que influenciam a probabilidade de transição, tais como: distância a estradas; distância a centros urbanos; declividade; proximidade a cursos de água; distância a fragmentos florestais (Figura 2).

Essas variáveis foram usadas para calcular pesos de evidência e gerar mapas de adequabilidade espacial no Dinamica-EGO.

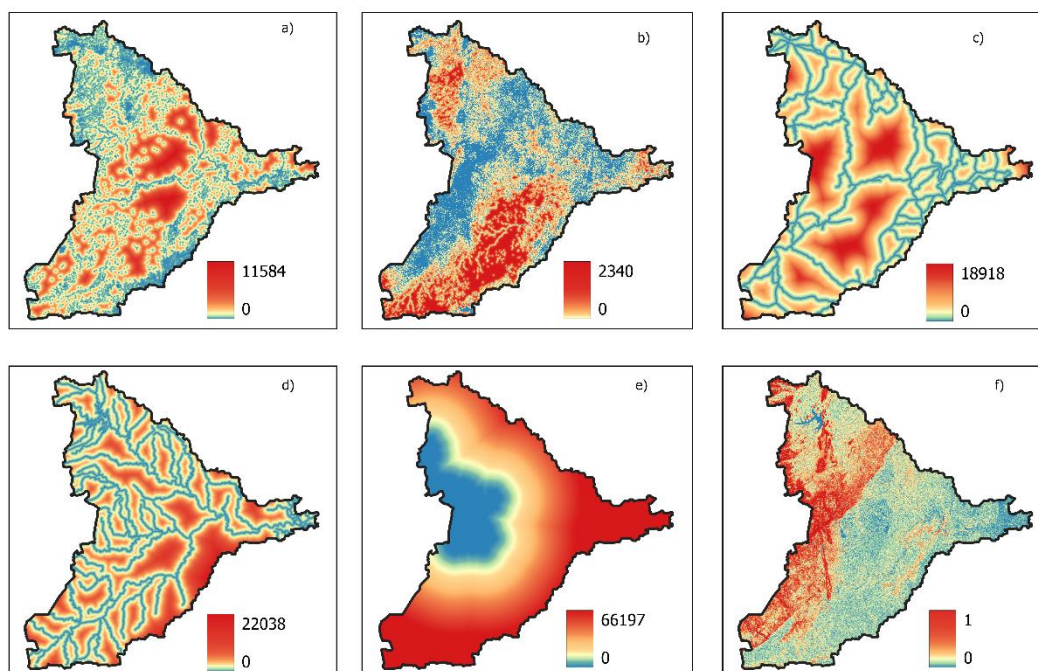


Figura 2: Variáveis explicativas da Bacia do Búzi: a) distância a áreas urbanas; b) proximidade a fragmentos florestais; c) distância a estradas; d) proximidade à rede hidrográfica; e) proximidade a áreas de conservação; e f) declividade, aplicadas na modelagem dinâmica da paisagem na Bacia do Búzi - Moçambique.

3.2.1.2 Definição de cenários

Antes da modelagem, foram explicitamente definidos dois cenários principais de projeção. O primeiro, denominado Cenário Tendencial (*Business-as-Usual* – BAU), projeta a dinâmica espaço-temporal do uso e da cobertura do solo até 2050 por meio da extrapolação direta das probabilidades médias de transição quantificadas no período histórico de referência (2000 - 2024). Esse cenário pressupõe a manutenção dos vetores de pressão e dos padrões de mudança observados, na ausência de intervenções regulatórias significativas.

Diferentemente do cenário BAU, que pressupõe a continuidade das tendências históricas de mudança do uso e cobertura do solo, o cenário PDS foi construído mediante a modificação das probabilidades de transição da matriz de Markov utilizada pelo modelo Dinamica EGO, mantendo-se inalterados os demais parâmetros de simulação. Esse cenário representa uma trajetória prospectiva na qual são adotadas medidas de conservação capazes de reduzir a conversão de remanescentes florestais para outras classes de uso e cobertura do solo.

Assim, o cenário PDS foi operacionalizado exclusivamente pela redução das probabilidades de transição da classe Floresta para classes associadas à degradação ou substituição da cobertura florestal, preservando-se as demais transições observadas no período histórico. Essa parametrização representa um contexto hipotético de maior proteção dos remanescentes florestais, no qual medidas de conservação restringem a conversão da cobertura florestal e se assume que ganhos de produtividade decorrentes da intensificação sustentável da produção agrícola reduzem a necessidade de expansão da fronteira agrícola, contribuindo para limitar a conversão de florestas em áreas agrícolas.

Para representar essas premissas no modelo, foram ajustadas apenas as probabilidades de transição envolvendo a classe floresta. Especificamente, foram reduzidas as probabilidades de conversão da classe florestal para as demais classes, o que reflete a implementação de políticas de conservação e de restrição ao desmatamento. As taxas de transição originais (cenário BAU) ajustadas para o cenário otimista (cenário PDS) foram as seguintes: Transição Floresta para Vegetação Esparsa: reduzida de 22% (BAU) para 10% (PDS); Transição Floresta para Agricultura: reduzida de 11% (BAU) para 5% (PDS) e; Transição Floresta para Herbácea: reduzida de 5% (BAU) para 2% (PDS).

As taxas de transição de todas as demais classes de uso e cobertura do solo para floresta foram mantidas inalteradas em relação ao cenário BAU, de modo a representar processos de regeneração natural e restauração ecológica sem estímulo adicional além das condições observadas historicamente. Essa parametrização permitiu avaliar os efeitos de instrumentos de política ambiental sobre a trajetória futura da paisagem.

3.2.1.3 Parametrização e calibração do modelo

A parametrização segue um protocolo passo a passo adaptado de recentes publicações que detalham o uso de Dinamica-EGO para previsão de mudanças (Pinto *et al.*, 2025). As etapas incluem:

3.1.1.1.1 Cálculo da matriz de transição entre 2000 - 2024

O primeiro passo consiste no cálculo da matriz de transição, uma matriz quadrada que representa as taxas de mudança entre as classes de uso e de cobertura do solo. Os volumes de transição correspondem à soma das percentagens fixas de todas as variáveis no passo temporal anterior.

A matriz pode ser de passo único ou de múltiplos passos. A primeira matriz abrange as transições que ocorrem ano a ano, enquanto a segunda matriz compreende as transições que ocorrem ao longo de todo o período de análise. A transição de floresta, vegetação esparsa, herbácea e agricultura para outras classes de uso e cobertura constitui o foco da modelagem desse trabalho.

3.1.1.1.2 Calcular faixas para categorização variáveis contínuas

O segundo passo consistiu no cálculo de intervalos para categorização de variáveis contínuas dado que os Pesos de Evidência, são aplicados somente a dados categóricos, e faz necessário categorizar os mapas de variáveis contínuas (dados quantitativos, como mapas de distância e declividade). Nesta etapa, também agregaram-se as variáveis estáticas em um único arquivo denominado *Cubo*. Este procedimento visa facilitar a inserção, no programa, dos mapas utilizados para calcular as variáveis contínuas.

3.1.1.1.3 Cálculo dos pesos de evidência para cada transição de interesse

O terceiro passo é o cálculo dos coeficientes de Pesos de Evidência. O método de Pesos de Evidência (Weights of Evidence - WoE), permite realizar a estimativa das probabilidades espaciais de transição entre classes de uso e cobertura do solo. Constitui uma abordagem bayesiana amplamente aplicada à modelagem espacial de mudanças na paisagem, por quantificar a influência de variáveis explicativas na ocorrência de transições específicas, produzindo superfícies de favorabilidade espacial que servem de base para modelos dinâmicos de simulação do uso do solo (Soares-Filho; Rodrigues; Follador, 2013).

No contexto da modelagem de mudanças de uso do solo, os Pesos de Evidência baseiam-se na probabilidade condicional de ocorrência de um evento D , correspondente a uma transição entre classes $i \rightarrow j$, condicionado à presença de um padrão espacial B , representado por uma variável explicativa binária ou categorizada.

Segundo a formulação clássica proposta por Agterberg e Bonham-Carter (1990), a probabilidade posterior pode ser expressa como:

$$P(D | B) = \frac{P(B | D) P(D)}{P(B)} \quad (\text{eq. 1})$$

Onde:

$P(D)$ é a probabilidade prévia da transição,

$P(B)$ é a probabilidade de ocorrência do padrão espacial,

e $P(B|D)$ representa a frequência do padrão nas áreas onde a transição ocorreu.

O método de Pesos de Evidência expressa a associação entre cada variável explicativa e a ocorrência da transição por meio de razões logarítmicas de probabilidade.

O peso positivo W^+ para uma classe B , é definido por:

$$W^+ = \ln \left(\frac{P(B | D)}{P(B | \bar{D})} \right) \quad (\text{eq. 2})$$

E o peso negativo W^- por:

$$W^- = \ln \left(\frac{P(\bar{B} | D)}{P(\bar{B} | \bar{D})} \right) \quad (\text{eq. 3})$$

Onde:

$\bar{D}$ indica ausência da transição

e $\bar{B}$ indica ausência do padrão espacial.

Quanto maior o valor de W^+ , maior a probabilidade de ocorrência de uma determinada transição de uso e cobertura do solo; por outro lado, valores negativos de W^- indicam uma menor probabilidade de uma transição específica.

A diferença entre os pesos define o contraste, que mede o poder explicativo da variável:

$$C = W^+ - W^- \quad (\text{eq. 4})$$

Valores positivos de C indicam associação positiva com a transição, enquanto valores negativos indicam efeito inibidor.

Se houver m fatores de evidência, que podem ser rotulados como $B_1, B_2, \dots, B_m$, afetando a ocorrência do evento D , e todos forem independentes, então:

$$\ln O(D | B_1 \cap B_2 \dots \cap B_m) = \sum W^+ + \ln O(D) \quad (\text{eq. 5})$$

A probabilidade posterior de uma transição do tipo de uso do solo i para j , considerando todos os fatores de evidência na localização (x, y) , é:

$$P(i \Rightarrow j | B_1 \cap B_2 \dots B_m) = \frac{e^{\sum W^+}}{1 + e^{\sum W^+}} \quad (\text{eq. 6})$$

3.1.1.1.4 Avaliação e ajuste de multicolinearidade entre variáveis condicionantes

O quarto passo consiste no cálculo das correlações entre as variáveis. O objetivo do cálculo é confirmar se cada par de fatores determinantes exigidos pelo WoE é espacialmente independente, o que culmina com a eliminação no modelo daquelas variáveis que apresentam forte correlação entre si.

A seleção de variáveis para modelagem de mudança de uso e cobertura do solo deve considerar a independências entre variáveis explicativas (Soares-Filho; Rodrigues; Follador, 2013). Esses autores reconhecem ainda que a falta da análise da correlação das variáveis pode levar à redução do desempenho preditivo do modelo.

Os parâmetros utilizados para obter os mapas de correlação são os índices de Cramer-von Mises (V) e de Incerteza da Informação Conjunta (U), que auxiliam na decisão sobre quais variáveis devem ser mantidas no modelo.

O Índice de Cramer (V) é dado pela Equação (7):

$$V = \sqrt{\frac{\chi^2}{T \cdot M}} \quad (\text{eq. 7})$$

Onde:

T = totais marginais da matriz de tabulação cruzada entre dois mapas A e B;
 χ^2 = estatística do qui-quadrado e;

M = mínimo entre (n-1, m-1), sendo *n* o número de linhas e *m* o número de colunas da matriz de tabulação cruzada entre os mapas A e B.

A Incerteza da Informação Conjunta de A e B, $U(A, B)$, pode ser utilizada como medida de associação, sendo definida pela Equação (8):

$$U(A, B) = 2 \left[\frac{H(A) + H(B) - H(A, B)}{H(A) + H(B)} \right] \quad (\text{eq. 8})$$

O índice U varia entre 0 e 1. Quando dois mapas são completamente independentes, $H(A, B) = H(A) + H(B)$ e $U(A, B)$ é igual a 0. Por outro lado, quando os mapas são completamente dependentes, $H(A) = H(B) = H(A, B) = 1$ e $U(A, B)$ é igual a 1. Valores

inferiores a 0,5, tanto para U quanto para V, indicam uma associação fraca, enquanto valores acima de 0,5 demonstram uma correlação elevada (Maria De Almeida *et al.*, 2003).

3.1.1.1.5 Parametrização e execução do modelo de simulação

O quinto passo consiste na execução do modelo de simulação. O modelo integra duas funções de transição complementares, denominadas *Patcher* e *Expander*. A primeira função gera novos fragmentos por meio de um mecanismo de semeadura, enquanto a segunda regula a expansão estocástica dos fragmentos já existentes (Mas; Pérez-Vega; Clarke, 2012; Soares-Filho; Coutinho Cerqueira; Lopes Pennachin, 2002).

Ainda nesta etapa, realizou-se a parametrização da isometria dos fragmentos, o tamanho médio dos fragmentos e a variância do tamanho dos fragmentos de acordo com o padrão empírico das mudanças reais observadas no período de calibração, com o suporte do software FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2015). As transições analisadas foram: de floresta para vegetação esparsa, herbácea e agricultura; de vegetação esparsa para floresta, agricultura, herbácea e área urbana; de herbácea para floresta, vegetação esparsa, agricultura e área urbana; de agricultura para floresta, vegetação urbana, herbácea e área urbana.

3.2.1.4 Validar a simulação usando função de decaimento exponencial e decaimento constante usando janelas múltiplas

A validação é feita comparando o mapa simulado de 2024 ao mapa real de 2024. Para esse fim, o Dinâmica EGO emprega um método de similaridade fuzzy. Este método não é aplicado pixel a pixel, mas sim por meio de múltiplos tamanhos de janela: 1×1 , 3×3 , 5×5 , 7×7 e 11×11 . De acordo com a literatura, modelos com similaridade mínima de 0,40 ou superior em janelas de 7×7 ou maiores são considerados aceitáveis (Pereira *et al.*, 2025).

3.2.1.5 Projeção de trajetórias futuras

Uma vez calibrado e validado, o modelo é executado para simular a dinâmica futura do uso e cobertura do solo até 2050 sob os cenários propostos neste estudo, nomeadamente de Cenário BAU e o Cenário PDS. Como resultado, são gerados mapas projetados de uso e cobertura do solo para cada cenário, bem como mapas de probabilidade de transição espacial. Esses produtos permitem avaliar, de forma integrada, os possíveis efeitos de diferentes trajetórias de ocupação territorial sobre a dinâmica espaço-temporal da paisagem ao longo do horizonte de projeção.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Dinâmica da paisagem na bacia do Búzi - Moçambique entre 2000 - 2024

Os resultados obtidos indicam que, entre 2000 e 2024, a dinâmica de uso e cobertura do solo na bacia do Búzi, Moçambique, foi marcada por processos simultâneos de regeneração e degradação (Figura 3).

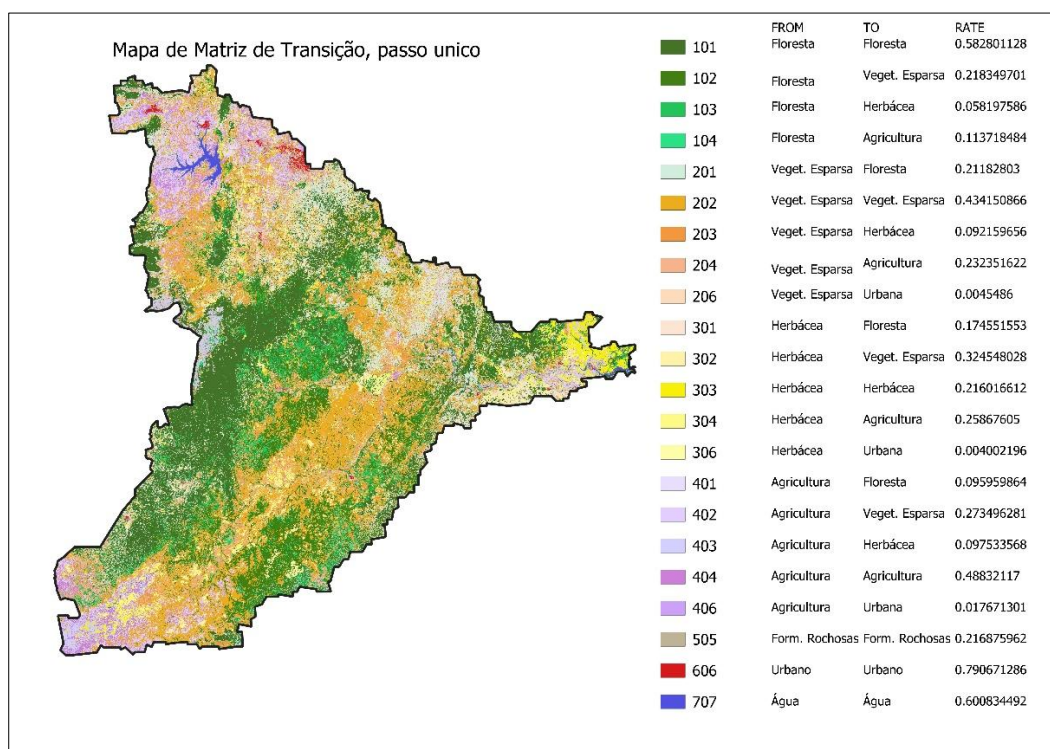


Figura 3: Matriz de Transição, passo único durante o período de 2000 a 2024 na Bacia do Búzi – Moçambique

A classe floresta apresentou estabilidade relativa, com 58,28% de sua área permanecendo como floresta ao longo do período. No entanto, suas principais perdas ocorreram em vegetação esparsa (21,83%), indicando processos de degradação florestal, seguidas pela conversão direta para agricultura (11,37%) e, em menor proporção, para áreas herbáceas (5,82%).

A vegetação esparsa atuou como uma classe de transição, servindo de estágio intermediário entre a floresta e os usos antrópicos. Cerca de 21,18% dessa classe foi convertida em floresta, evidenciando regeneração natural em áreas de vegetação aberta. Por outro lado,

aproximadamente 32,45% da vegetação esparsa foi transformada em herbácea, indicando pressão decorrente de usos agropecuários ou de processos de degradação. Esses dois movimentos opostos reforçam o caráter dinâmico e de fronteira ecológica dessa classe na paisagem.

As áreas de vegetação herbácea, por sua vez, apresentaram as mais diversas trajetórias de transição. Apenas 21,40% permaneceram nessa classe, enquanto 32,45% evoluíram para Vegetação Esparsa, sugerindo sucessão ecológica ou abandono de áreas de produção. A conversão para agricultura atingiu 25,87%, representando a principal via de expansão agropecuária sobre áreas de vegetação herbácea. Além disso, 17,46% das áreas desta classe, foram convertidas em floresta, reforçando o potencial de regeneração florestal em áreas anteriormente ocupadas por pastagens ou cultivos.

No que se refere à classe agricultura, observou-se estabilidade moderada, com 48,83% de permanência. As principais transições partiram dessa classe para vegetação esparsa (27,35%), indicando abandono de áreas cultivadas e sucessão secundária, seguidas por conversões para herbácea (9,75%) e floresta (9,60%). Esses dados revelam uma dinâmica de mosaico agropecuário, em que áreas agrícolas são periodicamente deixadas em pousio ou substituídas por pastagens e por regeneração florestal.

As classes consideradas estáveis apresentaram alta permanência. A classe Urbana manteve 80,57% de sua área, enquanto os corpos hídricos e as formações rochosas mantiveram, respectivamente, 60,08% e 30,69% de sua cobertura original. A urbanização, embora ainda incipiente, ocorreu principalmente a partir de áreas de vegetação esparsa (0,45%), herbácea (0,40%), indicando expansão urbana sobre áreas já antropizadas ou de vegetação aberta.

3.3.2 Análise de variáveis explicativas pelo método dos Pesos de Evidência

A modelagem por pesos de evidência permitiu identificar os principais fatores espaciais associados às transições de uso do solo. As variáveis relacionadas à acessibilidade, como a distância a estradas e a proximidade a áreas urbanas, apresentaram forte associação com a expansão agrícola. Os gráficos de pesos de evidência (Figuras 4 e 5) indicam padrões distintos de influência espacial para cada variável analisada.

A análise dos pesos de evidência demonstra que a dinâmica de mudança da paisagem na bacia do Búzi, em Moçambique, caracteriza-se por dois processos espacialmente distintos: a degradação progressiva da floresta, que origina vegetação esparsa, e a conversão da floresta

para a agricultura. Os padrões observados nos gráficos indicam que essas duas transições respondem de forma distinta aos fatores explicativos, o que reforça o papel da vegetação esparsa como classe intermediária no sistema paisagístico regional.

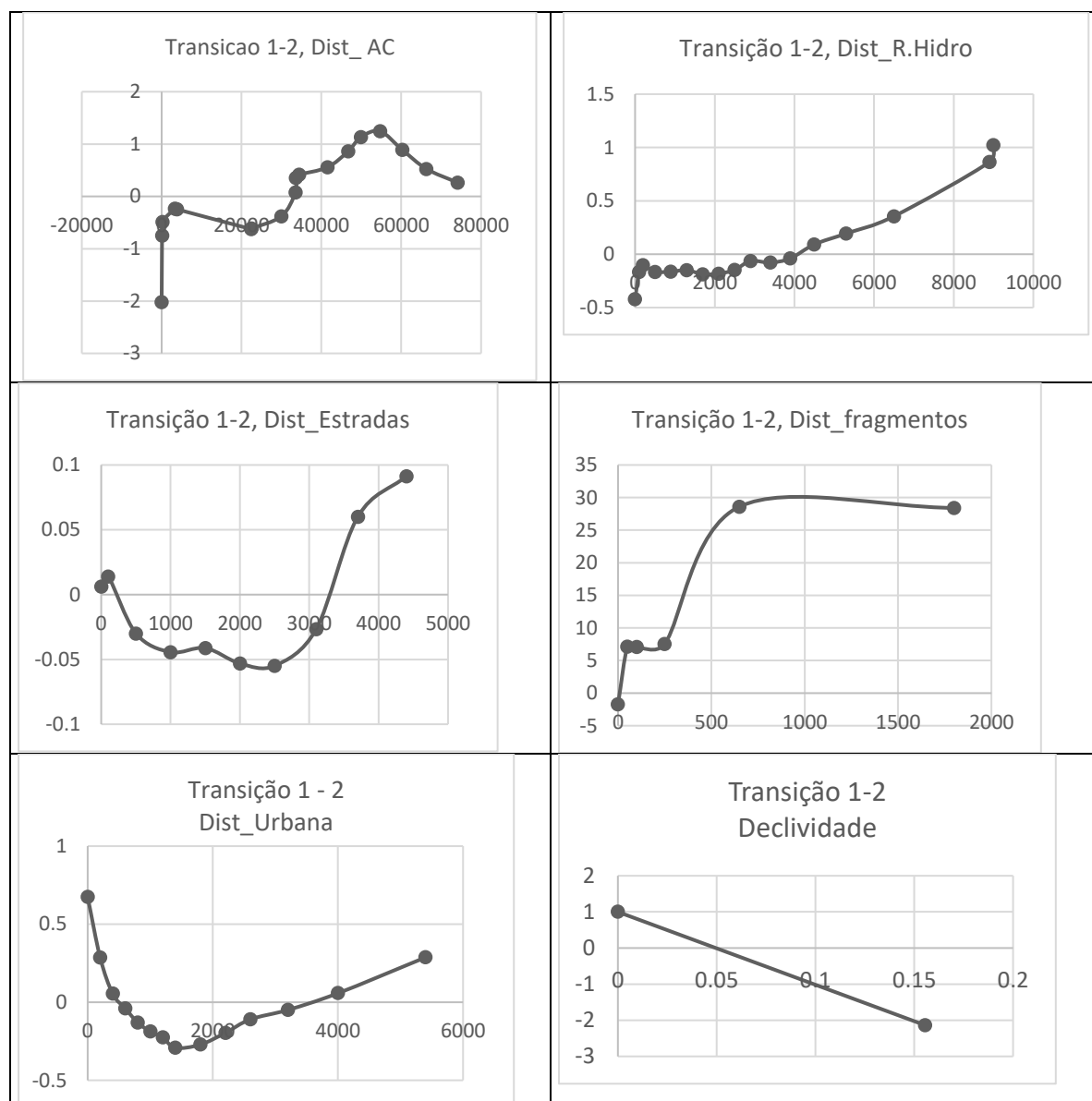


Figura 4: Pesos de evidência para a transição de áreas de floresta para vegetação esparsa na Bacia do Búzi - Moçambique

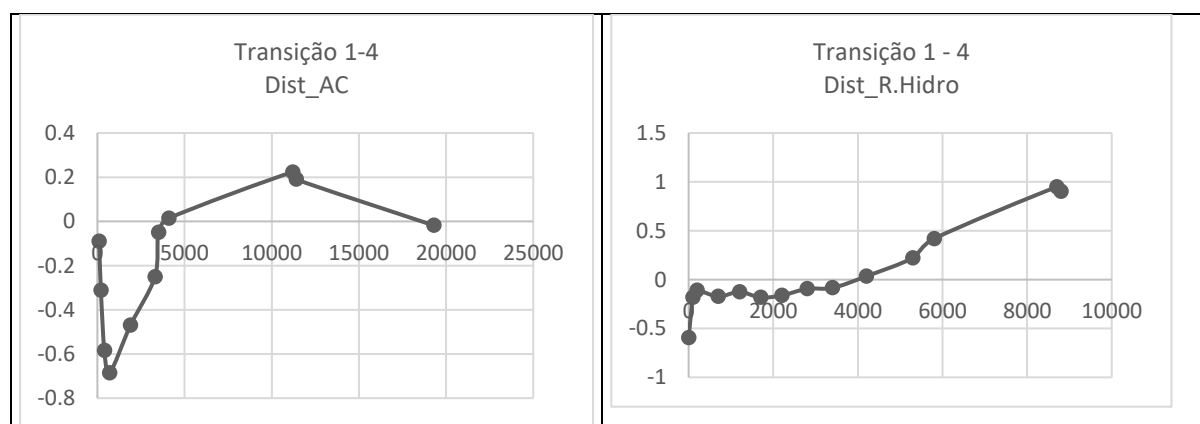
No caso da transição floresta-vegetação esparsa (1 - 2), a declividade figura entre os principais condicionantes do processo. Os resultados indicam maior ocorrência dessa transição em áreas planas e redução progressiva à medida que a inclinação aumenta, o que evidencia que a degradação florestal se concentra em zonas com menor restrição topográfica e maior facilidade de acesso.

A distância às estradas também exerce influência relevante, com maior probabilidade de ocorrência em áreas próximas às vias (0 - 2 km). Esse padrão indica que a vegetação esparsa tende a se formar em áreas acessíveis, embora não necessariamente ao longo dos principais eixos rodoviários. Isso aponta para a importância de vias secundárias, trilhas locais e acessos informais associados ao uso extensivo da terra. Em conjunto, a distância às áreas urbanas segue uma tendência semelhante, com maior incidência nas zonas rurais periurbanas, onde a pressão sobre os recursos florestais é mais intensa.

Outro fator relevante é a proximidade entre os fragmentos florestais. Os valores mais elevados junto às manchas de floresta indicam que essa transição ocorre principalmente nas bordas dos fragmentos, o que é consistente com processos de degradação associados ao efeito de borda e à extração seletiva de recursos.

Em relação à hidrografia, o padrão observado é menos marcado, com influência mais discreta nas margens imediatas e maior ocorrência em faixas intermediárias. Já a distância às áreas de conservação reduz a transição, com menor probabilidade nas proximidades dessas áreas, sugerindo que as unidades protegidas contribuem para manter maior estabilidade da paisagem em seu entorno.

Para a transição floresta-agricultura (1 - 4), os padrões espaciais são mais diretos e refletem uma conversão efetiva para uso produtivo. A declividade volta a ter papel central, com maior ocorrência em áreas planas, o que está associado às condições mais favoráveis para cultivo e menor esforço de preparo do solo. Neste caso, a distância às estradas tem influência mais clara, indicando que a expansão agrícola está fortemente ligada ao acesso à infraestrutura, tanto para entrada nas áreas quanto para escoamento da produção.



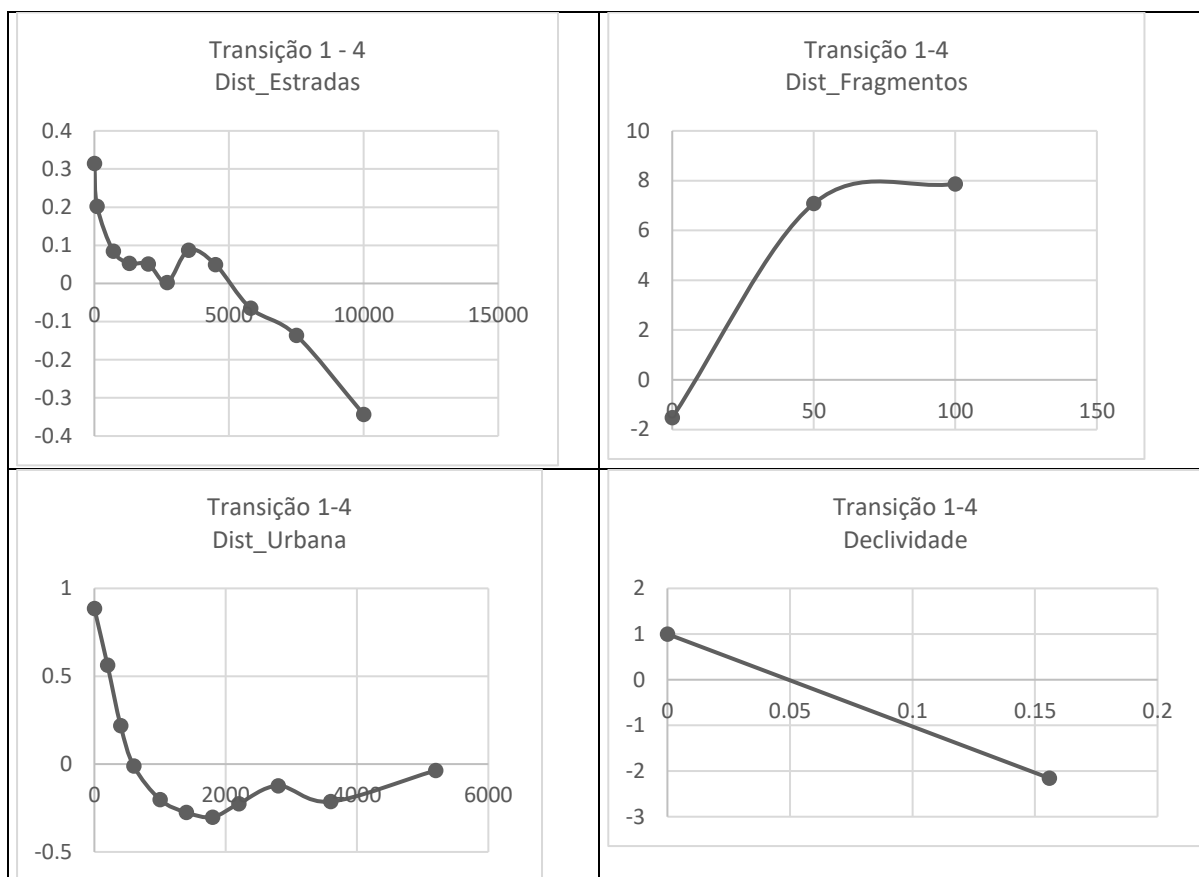


Figura 5: Pesos de evidência para a transição de áreas de floresta para Agricultura na Bacia do Búzi - Moçambique

3.3.3 Validação do modelo de uso e cobertura do solo

A validação do modelo foi realizada por meio da comparação entre o mapa real de 2024 e o mapa simulado do mesmo ano. Os índices de similaridade obtidos nas análises multijanela indicaram valores elevados de correspondência espacial entre os dois mapas.

Os índices de similaridade obtidos nas simulações indicaram elevados níveis de similaridade entre o mapa simulado e o mapa real no de referência (Tabela 1).

Tabela 1: Porcentagem de similaridade entre o ano de 2024 Real e o ano de 2024 Simulado

Tamanho de Janela	Similaridade Mínima	Similaridade Máxima
1X1	0,383783	0,401937
3X3	0,491705	0,519205
5X5	0,567541	0,604577
7X7	0,635339	0,676334
9X9	0,693991	0,736574
11X11	0,743865	0,786013

Os resultados da Tabela 1 demonstram que os valores de similaridade aumentam progressivamente à medida que aumenta o tamanho da janela de análise, atingindo valores superiores a 0,70 nas maiores escalas espaciais avaliadas. Esses resultados indicam boa capacidade do modelo em reproduzir padrões espaciais observados.

Tabela 2: Comparação entre mapa real e simulado da bacia do Búzi – Moçambique

Classes	2024 Real		2024 Simulado	
	ha	%	ha	%
Floresta	834615,4	33,16	848419	33,72
Vegetação Esparsa	797782,4	31,70	815290	32,40
Herbácea	228686	9,09	230845	9,17
Agricultura	549590,1	21,84	546440	21,72
Formações Rochosas	73858,23	2,93	38844,7	1,54
Area Urbana	21935,61	0,87	23242,7	0,92
Corpos Hídricos	10322,55	0,41	13268	0,53

A comparação entre o mapa real de 2024 e o mapa simulado (Tabela 2) evidencia que o modelo reproduziu de forma consistente a estrutura da paisagem da Bacia do Búzi. Essa coerência sugere que os fatores condicionantes utilizados capturaram os principais vetores da transformação da paisagem, como a pressão agrícola difusa, a expansão urbana progressiva e as transições intermediárias entre classes naturais.

3.3.4 Simulação de Cenários futuros da paisagem

A simulação prospectiva da paisagem da bacia do Búzi para 2050 foi realizada com base nos cenários Business as Usual (BAU) e Policy-Driven Scenario (PDS) (Tabela 3). Os resultados evidenciam trajetórias diferenciadas de uso e cobertura do solo, refletindo o impacto das políticas de gestão territorial e conservação ambiental incorporadas no cenário PDS.

Tabela 3: simulação de cenários da paisagem da bacia do Búzi nos cenários BAU e PDS

Classes	2024 Real		BAU - 2050		PDS - 2050	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	834615,4	33,16	701689,5	27,87	919784,1	36,54

Vegetação Esparsa	797782,4	31,70	770199,5	30,59	746069,2	29,64
Herbácea	228686	9,09	234094,3	9,30	239405,6	9,51
Agricultura	549590,1	21,84	666751,3	26,48	547525,4	21,75
Formações Rochosas	73858,23	2,93	13917,6	0,55	13917,6	0,55
Area Urbana	21935,61	0,87	119343,1	4,74	39293,46	1,56
Corpos Hídricos	10322,55	0,41	11495,7	0,46	11495,7	0,46

A Figura 6 demonstra a evolução da paisagem desde o ano inicial e final e a paisagem simulada para os dois cenários.

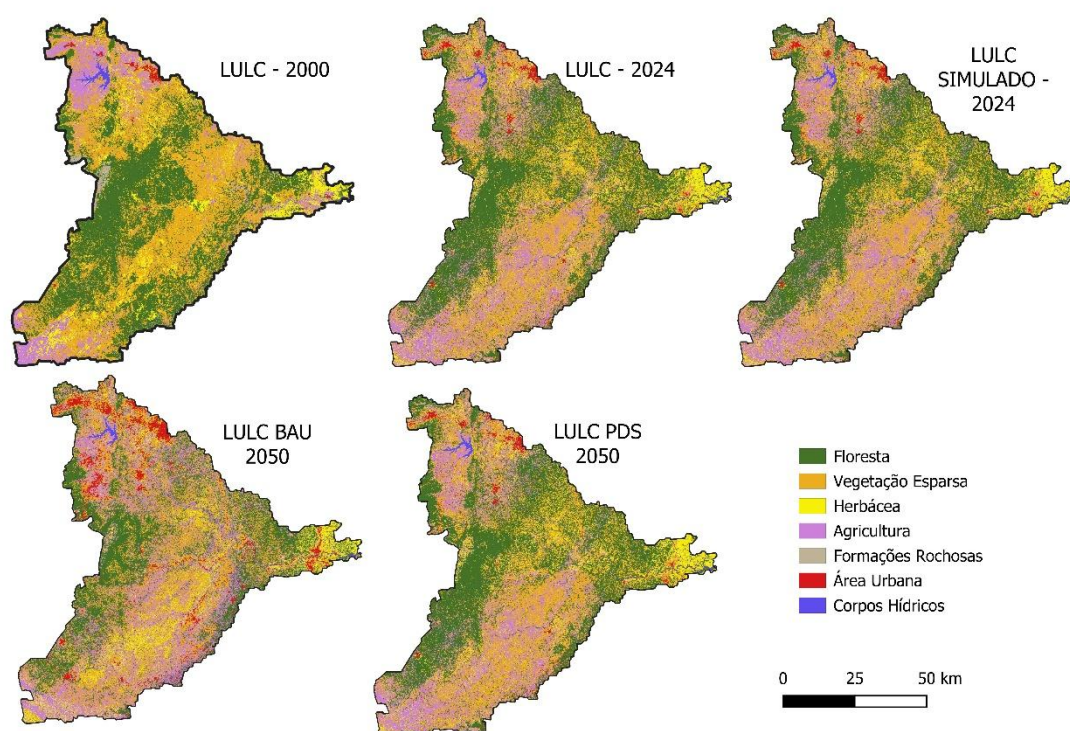


Figura 6: Uso e cobertura do solo do ano 2000, 2024 e projetado para 2050 nos cenários BAU e PDS

3.3.5 Cenário Business as Usual (BAU)

No cenário BAU, que pressupõe a manutenção das tendências históricas de uso e cobertura do solo observadas entre 2000 e 2024, a simulação indica transformações significativas na composição da paisagem até 2050.

A classe floresta apresenta redução expressiva, passando de 829.356,5 ha (32,95% da área total) em 2024 para 701.689,5 ha (27,87%) em 2050, o que corresponde a uma perda líquida de aproximadamente 127.667 ha (-5,08%). Essa tendência reflete a continuidade dos

processos de conversão florestal em atividades agropecuárias e de expansão urbana, sem compensação suficiente pela regeneração natural.

A vegetação esparsa também registra decréscimo, embora de menor magnitude, passando de 793.782,1 ha (31,54%) para 770.199,5 ha (30,59%), o que representa uma redução de 23.582,6 ha (-0,95%). Essa diminuição sugere a conversão de áreas de vegetação aberta para usos mais intensivos ou sua evolução para estágios sucessionais mais avançados em ritmo inferior às perdas.

Em contraste, a classe agricultura apresenta expressiva expansão, passando de 545.161,3 ha (21,66%) para 666.751,3 ha (26,48%), o que equivale a um acréscimo de 121.590 ha (+4,82%). Esse crescimento consolida a agricultura como a classe com maior incremento absoluto no cenário BAU, indicando a continuidade da pressão antrópica sobre as demais classes.

A área urbana apresenta a mudança relativa mais acentuada entre todas as classes, expandindo-se de 21.562,65 ha (0,86%) para 119.343,1 ha (4,74%) em 2050, o que corresponde a um crescimento de aproximadamente 97.780 ha (+3,88%). Esse aumento expressivo reflete a continuidade dos processos de urbanização observados nas últimas décadas, com conversão predominante de áreas de vegetação esparsa e herbácea para uso urbano.

A classe herbácea apresenta ligeiro incremento, passando de 227.571,8 ha (9,04%) para 234.094,3 ha (9,30%), enquanto as Formações Rochosas apresentam redução substancial de 73.231,11 ha (2,91%) para 13.917,6 ha (0,55%). Essa redução decorre de limitações do modelo de simulação ou da conversão dessas áreas para outros usos.

Os Corpos Hídricos mantêm-se praticamente estáveis, com pequena variação de 10.084,32 ha (0,40%) para 11.495,7 ha (0,46%).

3.3.6 Cenário Policy-Driven Scenario (PDS)

No cenário PDS, que incorpora a implementação de políticas de gestão territorial, conservação ambiental e controle do desmatamento, a classe floresta apresenta recuperação expressiva, passando de 829.356,5 ha (32,95%) em 2024 para 919.784,1 ha (36,54%) em 2050, o que corresponde a um ganho líquido de 90.427,6 ha (+3,59%). Esse aumento indica a efetividade das políticas de conservação, associadas a processos de regeneração florestal em

áreas de vegetação esparsa, herbácea e agrícola abandonadas, superando as perdas por conversão.

A vegetação esparsa apresenta redução de 793.782,1 ha (31,54%) para 746.069,2 ha (29,64%), equivalente a uma diminuição de 47.712,9 ha (-1,90%). Essa redução é atribuída prioritariamente à transição dessa classe para Floresta, decorrente dos processos de sucessão ecológica favorecidos pelas políticas de conservação.

A herbácea apresenta ligeiro incremento, passando de 227.571,8 ha (9,04%) para 239.405,6 ha (9,51%), o que representa um acréscimo de 11.833,8 ha (+0,47%) e associa-se a áreas de transição ou à manutenção de pastagens em regimes de manejo.

A classe agricultura mantém-se praticamente estável em relação ao ano base, passando de 545.161,3 ha (21,66%) para 547.525,4 ha (21,75%), com acréscimo de apenas 2.364,1 ha (+0,09%). Esse comportamento contrasta fortemente com a expansão observada no cenário BAU, indicando a contenção do avanço da fronteira agrícola sobre áreas naturais no cenário PDS.

A área urbana também apresenta crescimento, porém em magnitude significativamente inferior à do cenário BAU, expandindo-se de 21.562,65 ha (0,86%) para 39.293,46 ha (1,56%), com acréscimo de 17.730,81 ha (+0,70%). Esse padrão demonstra que, mesmo sob políticas de gestão territorial, a urbanização mantém-se como processo contínuo, embora com ritmo controlado e direcionado prioritariamente para áreas já antropizadas.

As formações rochosas e os corpos hídricos apresentam os mesmos valores projetados no cenário BAU, respectivamente 13.917,6 ha (0,55%) e 11.495,7 ha (0,46%), em função de terem sido tratadas como classes estáveis ou com restrições de conversão no modelo de simulação.

3.3.7 Análise comparativa entre cenários

A comparação entre os cenários BAU e PDS evidencia a sensibilidade da paisagem às políticas de gestão territorial. No cenário BAU, a continuidade das tendências atuais resultaria em perda significativa de cobertura florestal (-5,08%) e expansão descontrolada da área urbana (+3,88%) e agrícola (+4,82%). Em contraste, o cenário PDS demonstra ser possível não apenas interromper a perda florestal, mas também promover sua recuperação (+3,59%), com a estabilização da fronteira agrícola e o crescimento urbano contido.

A estabilização e a recuperação da cobertura florestal projetada no cenário PDS indicam a possibilidade de a paisagem entrar num regime de equilíbrio dinâmico, no qual as perdas por conversão são compensadas pela regeneração natural proveniente de áreas agrícolas abandonadas, de vegetação herbácea e de vegetação esparsa, reforçando a importância de políticas públicas orientadas à conservação e ao ordenamento territorial.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Dinâmica multitemporal do uso e cobertura do solo na Bacia do Búzi (2000-2024)

Os resultados demonstram que a dinâmica recente da paisagem na bacia do Búzi é estruturada por um processo espacialmente móvel de transformação territorial, no qual a interação entre acessibilidade, limitações biofísicas e sistemas agrícolas de baixa intensificação produz ciclos contínuos de degradação, regeneração secundária e reorganização da cobertura do solo. A análise por Pesos de Evidência indica que a proximidade a estradas e áreas urbanas, associada à baixa declividade, constituem principais condicionantes da expansão agrícola e da degradação florestal na bacia. Este padrão é amplamente reportado em paisagens tropicais, em que a infraestrutura de transporte reduz custos logísticos, aumenta a acessibilidade territorial e favorece a incorporação de novas áreas ao sistema produtivo (Allan *et al.*, 2022; Wang, Z. *et al.*, 2024). Estudos conduzidos em diferentes regiões da África Subsaariana identificam comportamento semelhante (Gebresellase *et al.*, 2023; Sisay *et al.*, 2023; Tokura *et al.*, 2020).

Embora a cobertura florestal tenha apresentado relativa permanência ao longo do período analisado, as principais trajetórias de mudança revelam um padrão consistente de degradação progressiva, marcado sobretudo pela conversão de floresta em vegetação esparsa e, posteriormente, em áreas agrícolas. Diferentemente do modelo clássico de desmatamento linear amplamente descrito na literatura tropical, no qual a floresta é diretamente convertida em agricultura (Curtis *et al.*, 2018; Gupta *et al.*, 2025; Meyfroidt *et al.*, 2024; Pendrill *et al.*, 2022), os resultados indicam um mecanismo em múltiplos estágios, no qual a perda inicial da integridade estrutural da floresta precede sua conversão definitiva para usos antrópicos. Esse processo parece estar associado à exploração seletiva de recursos, queimadas recorrentes e usos agrícolas temporários, que reduzem gradualmente a densidade arbórea e favorecem a persistência de estados intermediários de degradação.

Nesse contexto, a vegetação esparsa desempenha papel central na reorganização da paisagem da bacia do Búzi, atuando simultaneamente como produto da degradação florestal e como estágio transitório de regeneração secundária pós-agrícola. A elevada proporção dessa classe em 2024, associada à intensa rotatividade observada nas transições entre a agricultura, as formações herbáceas e a floresta, sugere que a paisagem se encontra em permanente reorganização espacial. Estudos conduzidos na Tanzânia (Chidodo *et al.*, 2025) e na Zâmbia (Chisanga; Phiri; Mubanga, 2024) identificaram um comportamento semelhante, no qual classes abertas de vegetação atuam como estados intermediários dinâmicos em sistemas agrícolas tropicais submetidos a perturbações recorrentes. A persistência prolongada desses estados tende a aumentar a exposição às bordas, elevar a inflamabilidade e reduzir a capacidade de regeneração arbórea, favorecendo mecanismos de retroalimentação positiva que mantêm a paisagem em estados estruturalmente simplificados (Hirota *et al.*, 2011; Staver; Levin, 2012). Assim, a dinâmica observada aproxima-se do conceito de mosaicos adaptativos, nos quais diferentes estágios sucessionais coexistem e se reorganizam continuamente em resposta às pressões antrópicas e às limitações biofísicas do território (Chazdon *et al.*, 2020; Meyfroidt *et al.*, 2022).

A agricultura assume um papel determinante na reorganização da paisagem da bacia do Búzi, apresentando elevada rotatividade espacial e múltiplas transições entre vegetação esparsa, áreas herbáceas e formações florestais. Esse comportamento reflete sistemas produtivos de baixa intensificação, nos quais o aumento da produção ocorre predominantemente pela incorporação de novas áreas, em resposta à baixa fertilidade dos solos, limitada disponibilidade de insumos e predominância de práticas extensivas (Bratley, 2025; Zavale *et al.*, 2020). A dinâmica observada sugere a existência de uma fronteira agrícola móvel, estruturada por ciclos difusos espacialmente de abertura, cultivo temporário, abandono e regeneração secundária. Nesses sistemas, a expansão agrícola ocorre menos pela consolidação contínua de áreas agrícolas permanentes e mais pelo deslocamento sucessivo das frentes de cultivo, o que produz mosaicos altamente heterogêneos de vegetação secundária, áreas cultivadas e remanescentes naturais (Dang; Patterson; Carrasco, 2019; Meyfroidt *et al.*, 2022). Esse comportamento explica a elevada rotatividade entre agricultura e vegetação esparsa observada na bacia do Búzi e reforça a interpretação de que a paisagem na bacia do Búzi não segue um modelo linear de conversão floresta-agricultura, mas sim um sistema dinâmico de transformação cíclica, espacialmente móvel.

Ecologicamente, esse padrão tende a produzir fragmentação contínua da paisagem, uma vez que a expansão agrícola espacialmente móvel aumenta o isolamento entre remanescentes naturais, reduz a conectividade ecológica e amplia a permeabilidade antrópica da matriz. Diferentemente de modelos de desmatamento concentrado, nos quais grandes blocos florestais são convertidos de forma relativamente homogênea, sistemas baseados em agricultura itinerante geram mosaicos fragmentados e altamente dinâmicos, o que dificulta a manutenção de fluxos ecológicos em escala de paisagem (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Haddad *et al.*, 2015). Nesse contexto, a estabilidade ecológica da bacia do Búzi passa a depender não apenas da quantidade de floresta remanescente, mas da capacidade da paisagem em manter conectividade estrutural e funcional entre os diferentes estágios de vegetação e regeneração secundária.

3.4.2 Projeções futuras de mudanças no uso e cobertura do solo (2050)

As dinâmicas de elevada rotatividade observadas no período histórico, especialmente na agricultura e na vegetação esparsa, ajudam a compreender os possíveis caminhos futuros da paisagem da bacia do Búzi. A partir dessas tendências, foram construídos dois cenários contrastantes capazes de representar diferentes trajetórias de reorganização territorial até 2050.

No cenário tendencial (BAU), a continuidade das taxas históricas de transição resulta em redução expressiva da cobertura florestal, expansão agrícola e crescimento acelerado das áreas urbanizadas. Em conjunto, essas mudanças apontam para uma paisagem progressivamente mais fragmentada, caracterizada pela ampliação de formações abertas e redução da conectividade ecológica. Tendências semelhantes têm sido registradas em diferentes regiões da África Austral e Subsaariana. Na bacia do Zambeze, Zimba *et al.* (2024) estimaram perdas florestais associadas à expansão agrícola e de assentamentos humanos, enquanto Chemura *et al.* (2020), na sub-bacia do Búzi no Zimbábue, observaram que a redução da cobertura arbórea esteve associada não apenas à agricultura, mas também a alterações no balanço hidrológico regional. Resultados obtidos na Tanzânia (Said *et al.*, 2021) e na Zâmbia (Chisanga; Phiri; Mubanga, 2024) reforçam esse padrão regional de reorganização da paisagem, marcado pelo avanço de usos antrópicos sobre áreas naturais em contextos de capacidade limitada de planejamento territorial.

A redução da cobertura florestal projetada para a bacia do Búzi pode desencadear impactos significativos no funcionamento ecológico e hidrológico da paisagem. Estudos indicam que a perda de formações florestais e de vegetação arbórea tende a intensificar

processos erosivos, aumentar a sedimentação em cursos de água e favorecer a ocorrência de eventos hidrológicos extremos (De Waal *et al.*, 2024; Weiss; Cramer; Thompson, 2024). Além disso, em sistemas tropicais submetidos a perturbações recorrentes, a redução progressiva da cobertura florestal pode conduzir a limiares críticos de reorganização ecológica, nos quais pequenas perdas adicionais de vegetação desencadeiam mudanças desproporcionais na conectividade ecológica, na estabilidade hidrológica e na resiliência dos ecossistemas (Nobre *et al.*, 2016; Staal *et al.*, 2020; Ewers *et al.*, 2024; Peterson *et al.*, 2025). Assim, os cenários projetados sugerem não apenas mudanças quantitativas na cobertura do solo, mas também potenciais mudanças qualitativas no funcionamento ecológico da paisagem da bacia do Búzi.

A expansão agrícola projetada no cenário BAU ocorre em um contexto já marcado por elevada rotatividade espacial, o que reforça a persistência de sistemas produtivos de baixa intensificação e forte mobilidade territorial. Esse padrão caracteriza uma fronteira agrícola móvel, na qual a incorporação de novas áreas ocorre simultaneamente ao abandono parcial de áreas previamente exploradas. Como consequência, a transformação da paisagem não se expressa apenas pela substituição direta da floresta, mas pela reorganização contínua de mosaicos agrícolas, vegetação secundária e remanescentes naturais (Meyfroidt *et al.*, 2022). Em sistemas dessa natureza, os impactos ecológicos tendem a ser espacialmente difusos e cumulativos, favorecendo processos contínuos de fragmentação mesmo em contextos onde parte da cobertura vegetal aparenta manter-se relativamente estável ao longo do tempo.

No cenário de Políticas Ambientais (PDS), a trajetória projetada é substancialmente distinta. A recuperação da cobertura florestal, associada à estabilidade relativa das áreas agrícolas e à contenção do crescimento urbano, demonstra que políticas de ordenamento territorial e conservação podem alterar significativamente a trajetória evolutiva da paisagem. Evidências obtidas em diferentes regiões da África Austral reforçam essa possibilidade. Em Moçambique, Mbanze *et al.* (2025) verificaram que áreas sob gestão comunitária apresentam menores taxas de desmatamento, enquanto Underwood; Hollander; Hahn, (2024), no Zimbábue, observaram que áreas submetidas ao controle do fogo e ao pousio prolongado apresentaram aumento consistente da cobertura arbórea. Esses resultados sugerem que processos de regeneração florestal podem ocorrer de forma relativamente rápida quando há condições institucionais e ecológicas favoráveis.

A estabilidade observada no cenário PDS aproxima-se da teoria da transição florestal (Rudel; Schneider; Uriarte, 2010), segundo a qual a redução das pressões sobre a terra pode

favorecer processos de regeneração natural, especialmente em áreas agrícolas marginais. Na bacia do Búzi, a presença expressiva de vegetação esparsa e herbácea indica a existência de extensas áreas em diferentes estágios de sucessão secundária. Estudos conduzidos em regiões tropicais demonstram que processos de regeneração podem restabelecer rapidamente atributos estruturais da vegetação nas primeiras décadas após o abandono agrícola (Chazdon *et al.*, 2020; Poorter *et al.*, 2021). Assim, as transições observadas entre agricultura e formações secundárias sugerem que parte da paisagem mantém capacidade de recuperação funcional, desde que as pressões antrópicas sejam reduzidas.

As diferenças entre os cenários possuem implicações que vão além da simples variação da cobertura florestal total, refletindo mudanças profundas na estrutura da paisagem. No cenário BAU, a expansão simultânea da agricultura e das áreas urbanas tende a aumentar o isolamento entre remanescentes florestais, reduzir a permeabilidade da matriz e intensificar efeitos de borda. Em contraste, o cenário PDS favorece a manutenção de manchas florestais mais contínuas e funcionalmente conectadas, condição essencial para o fluxo de espécies, dispersão biológica e manutenção da resiliência ecológica da bacia. Isso sugere que políticas territoriais não influenciam apenas a quantidade de floresta remanescente, mas também a capacidade funcional da paisagem em sustentar processos ecológicos em longo prazo.

Os resultados indicam que a resiliência futura da bacia do Búzi dependerá diretamente da manutenção dos mecanismos de regeneração secundária atualmente observados. Embora a presença de extensas áreas de vegetação esparsa e herbácea indique potencial de recuperação ecológica, a continuidade da expansão agrícola e urbana pode ultrapassar limiares críticos de reorganização da paisagem, comprometendo a capacidade de regeneração natural dos ecossistemas. Nesse sentido, os cenários simulados demonstram que o futuro da bacia não dependerá apenas da taxa de desmatamento, mas da capacidade de conservar os mecanismos ecológicos que sustentam a conectividade, a regeneração e a funcionalidade da paisagem em longo prazo.

3.4.3 Limitações metodológicas e incertezas das projeções

Embora os resultados obtidos sejam consistentes, algumas limitações metodológicas e incertezas devem ser consideradas na interpretação das projeções realizadas. A qualidade e a resolução espacial dos mapas de uso e cobertura do solo influenciam diretamente os resultados da modelagem, uma vez que eventuais erros de classificação podem se propagar ao longo das simulações temporais.

O cenário tendencial (BAU), baseado na continuidade das taxas históricas de transição observadas entre 2000 e 2024, simplifica as dinâmicas socioecológicas da paisagem. Mudanças institucionais, avanços tecnológicos, transformações económicas, conflitos territoriais ou eventos climáticos extremos podem alterar significativamente a direção e a intensidade das mudanças futuras no uso do solo, introduzindo incertezas inerentes às projeções de longo prazo.

Além disso, as variáveis explicativas utilizadas no modelo, como distância a estradas e áreas urbanas, foram tratadas como estáticas ao longo do período projetado. Essa abordagem não incorpora possíveis transformações futuras na infraestrutura territorial, como a abertura de novas vias, a expansão urbana ou a implantação de grandes empreendimentos, fatores que podem modificar substancialmente a dinâmica espacial da paisagem.

No cenário PDS, as reduções aplicadas nas taxas de transição representam aproximações simplificadas de possíveis políticas ambientais e estratégias de ordenamento territorial. Entretanto, a efetividade dessas medidas depende de fatores institucionais, económicos e sociais difíceis de representar numericamente em modelos espaciais. Da mesma forma, processos ecológicos importantes, como mudanças no regime de fogo, eventos climáticos extremos e alterações na disponibilidade hídrica, não foram explicitamente incorporados à modelagem, embora possam exercer influência significativa sobre a regeneração da vegetação e a dinâmica futura da paisagem.

Apesar dessas limitações, o modelo calibrado e validado permite identificar tendências espaciais consistentes e explorar trajetórias plausíveis de reorganização territorial na bacia do Búzi. Assim, os resultados não devem ser interpretados como previsões determinísticas, mas como cenários exploratórios capazes de apoiar análises territoriais, avaliação de riscos ambientais e tomada de decisão em contextos de elevada incerteza socioambiental.

3.4.4 Implicações para a gestão territorial e conservação em Moçambique

Os resultados evidenciam que a dinâmica da paisagem na bacia do Búzi é fortemente condicionada pela interação entre a acessibilidade territorial, a agricultura de baixa intensificação e a processos contínuos de regeneração secundária. Assim, a modelagem de cenários assume relevância estratégica para o planejamento territorial em Moçambique, especialmente em um país caracterizado por elevadas taxas de desmatamento e alta vulnerabilidade às mudanças climáticas. Ao permitir antecipar tendências de fragmentação, expansão agrícola e reorganização da cobertura do solo, abordagens prospectivas podem

contribuir para orientar políticas de conservação, ordenamento territorial e alocação de investimentos em infraestrutura e uso do solo.

A comparação entre os cenários demonstra que não existe uma trajetória inevitável de degradação da paisagem. Enquanto o cenário BAU projeta continuidade da fragmentação florestal e expansão difusa da fronteira agrícola, o cenário PDS indica que políticas territoriais consistentes podem favorecer processos de regeneração e manutenção da conectividade ecológica. A diferença projetada entre os cenários ultrapassa 200 mil hectares de floresta em 2050, evidenciando que decisões institucionais tomadas nas próximas décadas terão influência direta sobre a configuração futura da paisagem da bacia do Búzi.

Entretanto, a expansão agrícola observada não deve ser interpretada exclusivamente como vetor de degradação ambiental, mas também como expressão das estratégias locais de subsistência em contextos marcados por baixa intensificação produtiva, limitada disponibilidade de insumos e elevada dependência dos recursos naturais. Isso evidencia a existência de *trade-offs* territoriais entre conservação ambiental, segurança alimentar e desenvolvimento rural, particularmente relevantes em regiões tropicais de pequena agricultura familiar (Mertz *et al.*, 2021; Meyfroidt *et al.*, 2022). Assim, políticas de conservação tendem a apresentar maior efetividade quando articuladas a estratégias de intensificação sustentável da agricultura, fortalecimento da agricultura familiar e diversificação dos meios de subsistência rurais.

A bacia do Búzi ainda conserva extensas áreas de vegetação nativa e importantes mosaicos de regeneração secundária, indicando que sua paisagem ainda mantém elevado potencial de recuperação ecológica. Isso sugere que os processos atuais de transformação ainda não ultrapassaram completamente os limites de reorganização funcional do sistema, preservando oportunidades concretas de direcionar o território a trajetórias mais sustentáveis. Assim, a principal contribuição deste estudo não reside apenas na quantificação de mudanças futuras no uso e cobertura do solo, mas também na demonstração de que diferentes regimes de governança territorial podem produzir configurações ecológicas profundamente distintas da paisagem. Mais do que prever perda ou ganho de floresta, os cenários simulados evidenciam que o futuro da bacia dependerá da capacidade de conservar os mecanismos de regeneração, conectividade e resiliência ecológica que sustentam o funcionamento da paisagem em longo prazo.

3.5 CONCLUSÃO

Este estudo permitiu compreender a dinâmica histórica da paisagem na Bacia do Búzi entre 2000 e 2024 e projetar cenários futuros até 2050, evidenciando os principais processos de transformação territorial e seus vetores condicionantes.

Os resultados demonstram que a vegetação esparsa desempenha um papel central na dinâmica da paisagem, atuando como classe intermediária entre florestas, áreas agrícolas e formações herbáceas. A expansão agrícola consolidou-se como o principal vetor de transformação da paisagem, fortemente influenciada pela acessibilidade proporcionada pela malha viária e pela proximidade de centros urbanos, refletindo um padrão de ocupação orientado por menores custos logísticos. Paralelamente, a degradação florestal, expressa pela conversão significativa de florestas em vegetação esparsa, configura-se como etapa crítica e frequentemente precursora da conversão definitiva para usos antrópicos.

As projeções para 2050 indicam trajetórias contrastantes para a paisagem da bacia. O cenário tendencial (*Business-as-Usual* – BAU) aponta para continuidade da redução da cobertura florestal e expansão urbana expressiva, intensificando os processos de fragmentação e perda de conectividade ecológica. Em contrapartida, o cenário de Políticas Ambientais (PDS) evidencia que a implementação de medidas de conservação, de ordenamento territorial e de incentivo à regeneração pode contribuir para estabilizar a cobertura florestal, conter a expansão desordenada da agricultura e preservar uma configuração da paisagem mais equilibrada e funcional.

De modo geral, os resultados demonstram o potencial da modelagem prospectiva como ferramenta de apoio ao planejamento territorial e à formulação de políticas públicas. Ao quantificar os efeitos potenciais de diferentes trajetórias de uso do solo, este estudo oferece subsídios técnico-científicos relevantes para a tomada de decisão e para o desenvolvimento de estratégias voltadas à conservação ambiental e à sustentabilidade da Bacia do Búzi.

REFERÊNCIAS

ABURAS, M. M.; AHAMAD, M. S. S.; OMAR, N. Q. Spatio-temporal simulation and prediction of land-use change using conventional and machine learning models: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, [s. l.], v. 191, n. 4, p. 205, 2019. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-019-7330-6>. Acesso em: 2 jul. 2026.

- AFUYE, G. A. *et al.* Global trend assessment of land use and land cover changes: A systematic approach to future research development and planning. *Journal of King Saud University - Science*, [s. l.], v. 36, n. 7, p. 103262, 2024. Disponível em: <https://jksus.org/global-trend-assessment-of-land-use-and-land-cover-changes-a-systematic-approach-to-future-research-development-and-planning/>. Acesso em: 8 abr. 2026.
- ALLAN, A. *et al.* Driving Forces behind Land Use and Land Cover Change: A Systematic and Bibliometric Review. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 1222, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/8/1222>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- ANGESSA, A. T.; LEMMA, B.; YESHITELA, K. Land-use and land-cover dynamics and their drivers in the central highlands of Ethiopia with special reference to the Lake Wanchi watershed. *GeoJournal*, [s. l.], v. 86, n. 3, p. 1225–1243, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10708-019-10130-1>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research: Multiple successional pathways. *Biological Reviews*, [s. l.], v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12231>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- BASKENT, E. Z.; BORGES, J. G.; KAŠPAR, J. An Updated Review of Spatial Forest Planning: Approaches, Techniques, Challenges, and Future Directions. *Current Forestry Reports*, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 299–321, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40725-024-00222-8>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- BRATLEY, K. Understanding Agricultural Output in Mozambique. *IMF Working Papers*, [s. l.], v. 2025, n. 009, p. 1, 2025. Disponível em: <https://elibrary.imf.org/openurl?genre=journal&issn=1018-5941&volume=2025&issue=009&cid=561053-com-dsp-crossref>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- CASTRO, M. L. *et al.* State of the Art on Artificial Intelligence in Land Use Simulation. *Complexity*, [s. l.], v. 2022, n. 1, p. 2291508, 2022. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2022/2291508>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- CHAZDON, R. L. *et al.* Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 043002, 2020. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab79e6>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CHEMURA, A. *et al.* The impact of land-use/land cover changes on water balance of the heterogeneous Buzi sub-catchment, Zimbabwe. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [s. l.], v. 18, p. 100292, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352938519303635>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- CHEN, Z. *et al.* Exploring the impacts of land use and land cover change on ecosystem services in Dongting Lake, China: a spatial and temporal analysis. *Frontiers in Environmental Science*, [s. l.], v. 12, p. 1395557, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2024.1395557/full>. Acesso em: 8 abr. 2026.

CHEN, M. *et al.* Land use/cover change simulation research: A system literature review based on bibliometric analyses. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 170, p. 112991, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X24014481>. Acesso em: 2 jul. 2026.

CHENG, Y. *et al.* Land use and cover change accelerated China's land carbon sinks limits soil carbon. *npj Climate and Atmospheric Science*, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 199, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41612-024-00751-w>. Acesso em: 8 abr. 2026.

CHIDODO, S. *et al.* Remote sensing-based assessment of four decades of land use/land cover change in the Sigi River Watershed, East Usambara Mountains, Tanzania. *Frontiers in Remote Sensing*, [s. l.], v. 6, p. 1594331, 2025. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frsen.2025.1594331/full>. Acesso em: 16 abr. 2026.

CHISANGA, C. B.; PHIRI, D.; MUBANGA, K. H. Multi-decade land cover/land use dynamics and future predictions for Zambia: 2000–2030. *Discover Environment*, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 38, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s44274-024-00066-w>. Acesso em: 13 abr. 2026.

CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>. Acesso em: 18 mar. 2026.

DANG, D. K. D.; PATTERSON, A. C.; CARRASCO, L. R. An analysis of the spatial association between deforestation and agricultural field sizes in the tropics and subtropics. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. e0209918, 2019. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0209918>. Acesso em: 13 abr. 2026.

DE WAAL, J. *et al.* Estimating impacts of land cover change on erosion in a data-scarce catchment: Bot River, South Africa. *Hydrological Sciences Journal*, [s. l.], v. 69, n. 14, p. 2071–2089, 2024. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2024.2398653>. Acesso em: 13 abr. 2026.

ESTOQUE, R. C.; WU, J.; VERBURG, P. H. Land system science for global environmental change and sustainability: Advances, challenges, and future directions. *Geography and Sustainability*, [s. l.], v. 7, n. 2, p. 100415, 2026. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666683926000106>. Acesso em: 8 abr. 2026.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 18 mar. 2026.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science*, [s. l.], v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1111772>. Acesso em: 8 abr. 2026.

GAUR, S.; SINGH, R. A Comprehensive Review on Land Use/Land Cover (LULC) Change Modeling for Urban Development: Current Status and Future Prospects. *Sustainability*, [s. l.],

v. 15, n. 2, p. 903, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/2/903>. Acesso em: 2 jul. 2026.

GEBRESELLASE, S. H. *et al.* Scenario-Based LULC Dynamics Projection Using the CA–Markov Model on Upper Awash Basin (UAB), Ethiopia. *Sustainability*, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 1683, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/2/1683>. Acesso em: 18 mar. 2026.

GUI, B.; BHARDWAJ, A.; SAM, L. Cellular automata models for simulation and prediction of urban land use change: Development and prospects. *Artificial Intelligence in Geosciences*, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 100142, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666544125000383>. Acesso em: 2 jul. 2026.

GUPTA, A. *et al.* The effect of the type and speed of dominant land-cover transitions on patterns of tropical forest fragmentation. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 40, n. 12, p. 225, 2025. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-025-02251-5>. Acesso em: 11 maio 2026.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 18 mar. 2026.

HIROTA, M. *et al.* Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, [s. l.], v. 334, n. 6053, p. 232–235, 2011. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1210657>. Acesso em: 10 maio 2026.

HOSSAIN, E. *et al.* Spatiotemporal Dynamics of Land Use Change in Narayanganj Sadar (2002-2023) and Forecasting for 2035 Using CA-Markov Modeling. *Journal of Geographic Information System*, [s. l.], v. 17, n. 03, p. 143–165, 2025. Disponível em: <https://www.scirp.org/journal/doi.aspx?doi=10.4236/jgis.2025.173008>. Acesso em: 20 mar. 2026.

HUANG, Y. *et al.* Analysis of the future land cover change in Beijing using CA–Markov chain model. *Environmental Earth Sciences*, [s. l.], v. 79, n. 2, p. 60, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s12665-019-8785-z>. Acesso em: 20 mar. 2026.

HUSSIEN, K.; WOYESSA, Y. E. Land Use and Land Cover Dynamics and Spatial Reconfiguration in Semi-Arid Central South Africa: Insights from TerrSet–LiberaGIS Land Change Modelling and Patch-Based Analysis. *Earth*, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 12, 2026. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-4834/7/1/12>. Acesso em: 10 maio 2026.

KAYITESI, N. M.; GUZHA, A. C.; MARIETHOZ, G. Impacts of land use land cover change and climate change on river hydro-morphology- a review of research studies in tropical regions. *Journal of Hydrology*, [s. l.], v. 615, p. 128702, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169422012720>. Acesso em: 8 abr. 2026.

LAMBIN, E. F. *Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin / Heidelberg, 2006. (Global Change - the IGBP Ser).

LIU, Juncong *et al.* Prediction of land use for the next 30 years using the PLUS model’s multi-scenario simulation in Guizhou Province, China. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1,

p. 13143, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-64014-7>. Acesso em: 20 mar. 2026.

LIU, S.; YU, Q.; WEI, C. Spatial-Temporal Dynamic Analysis of Land Use and Landscape Pattern in Guangzhou, China: Exploring the Driving Forces from an Urban Sustainability Perspective. *SUSTAINABILITY*, [s. l.], v. 11, n. 23, 2019.

MAGLIOCCA, N. R.; DHUNGANA, P.; SINK, C. D. Review of counterfactual land change modeling for causal inference in land system science. *Journal of Land Use Science*, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 1–24, 2023. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1747423X.2023.2173325>. Acesso em: 2 jul. 2026.

MAKWINJA, Y. H. *et al.* Land cover shifts strain resource nexus in southern Africa: evidence from Malawi. *Frontiers in Environmental Science*, [s. l.], v. 13, p. 1665279, 2025. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2025.1665279/full>. Acesso em: 10 maio 2026.

MARIA DE ALMEIDA, C. *et al.* Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation. *Computers, Environment and Urban Systems*, [s. l.], v. 27, n. 5, p. 481–509, 2003. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S019897150200042X>. Acesso em: 21 mar. 2026.

MAS, J.-F. *et al.* Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, [s. l.], v. 51, p. 94–111, 2014. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815213002016>. Acesso em: 8 abr. 2026.

MAS, J.-F.; PÉREZ-VEGA, A.; CLARKE, K. C. Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices. *Ecological Complexity*, [s. l.], v. 11, p. 38–45, 2012. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1476945X12000190>. Acesso em: 20 mar. 2026.

MASOLELE, R. N. *et al.* Mapping the diversity of land uses following deforestation across Africa. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 1681, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-52138-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MBANZE, A. A. *et al.* Deforestation and forest degradation and its impact on ecosystem services and environment across a gradient of areas with different conservation status in northern Mozambique. *Land Use Policy*, [s. l.], v. 157, p. 107674, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026483772500208X>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MCGARIGAL, K. FRAGSTATS help. Amherst, 2015. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>. Metzger, J. P. Ecologia da paisagem e restauração florestal: uma revisão. *Floresta e Ambiente*, v. 13, n. 1, p. 55-66, 2006.

MERTZ, O. *et al.* Ecosystem Service Provision by Secondary Forests in Shifting Cultivation Areas Remains Poorly Understood. *Human Ecology*, [s. l.], v. 49, n. 3, p. 271–283, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10745-021-00236-x>. Acesso em: 13 maio 2026.

- MEYFROIDT, P. *et al.* Explaining the emergence of land-use frontiers. *Royal Society Open Science*, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 240295, 2024. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsos.240295>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- MEYFROIDT, P. *et al.* Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 119, n. 7, p. e2109217118, 2022. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.2109217118>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- MOODLEY, K.; TOUCHER, M. L.; LOTTERING, R. T. Simulating future land-use within the uThukela and uMngeni catchments in KwaZulu-Natal. *Scientific African*, [s. l.], v. 20, p. e01666, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2468227623001229>. Acesso em: 10 maio 2026.
- NOBRE, C. A. *et al.* Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1605516113>. Acesso em: 13 maio 2026.
- NYATHI, N. A.; ZHAO, W.; MUSAKWA, W. LAND USE LAND COVER CHANGES AND THEIR IMPACTS ON ECOSYSTEM SERVICES IN THE NZHELELE RIVER CATCHMENT, SOUTH AFRICA. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, [s. l.], v. V-3–2020, p. 809–816, 2020. Disponível em: <https://isprs-annals.copernicus.org/articles/V-3-2020/809/2020/>. Acesso em: 10 maio 2026.
- PENDRILL, F. *et al.* Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science*, [s. l.], v. 377, n. 6611, p. eabm9267, 2022. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abm9267>. Acesso em: 11 maio 2026.
- PEREIRA, P. R. M. *et al.* Geospatial Scenario Modeling with Cellular Automata: Land Use and Cover Change in Southern Maranhão, Brazilian Savanna (2020–2030). [s. l.],
- PINTO, L. V. *et al.* A protocol to model future land use scenarios using Dinamica-EGO. *MethodsX*, [s. l.], v. 14, p. 103283, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2215016125001293>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- POORTER, L. *et al.* Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, [s. l.], v. 374, n. 6573, p. 1370–1376, 2021. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abh3629>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- RANGEL-PERAZA, J. G. *et al.* Effect of land use and land cover changes on land surface warming in an intensive agricultural region. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 371, p. 123249, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479724032353>. Acesso em: 8 abr. 2026.
- REN, Y. *et al.* Spatially explicit simulation of land use/land cover changes: Current coverage and future prospects. *Earth-Science Reviews*, [s. l.], v. 190, p. 398–415, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0012825218300059>. Acesso em: 2 jul. 2026.
- RIBEIRO DE OLIVEIRA, V. F. *et al.* Predictive modeling of carbon dynamics in Abobral Pantanal wetlands under land use scenarios using CA-Markov and InVEST. *Wetlands Ecology and Management*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 9, 2026. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11273-026-10110-6>. Acesso em: 20 mar. 2026.

- RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: An introduction. *Land Use Policy*, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 95–97, 2010. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026483770900146X>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- SAID, M. *et al.* Predicting land use/cover changes and its association to agricultural production on the slopes of Mount Kilimanjaro, Tanzania. *Annals of GIS*, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 189–209, 2021. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19475683.2020.1871406>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- SILVA, J. L. B. D. *et al.* Land Use and Land Cover Change Patterns from Orbital Remote Sensing Products: Spatial Dynamics and Trend Analysis in Northeastern Brazil. *Land*, [s. l.], v. 14, n. 10, p. 1954, 2025. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/10/1954>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- SISAY, G. *et al.* Modeling of land use/land cover dynamics using artificial neural network and cellular automata Markov chain algorithms in Goang watershed, Ethiopia. *Heliyon*, [s. l.], v. 9, n. 9, p. e20088, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2405844023072961>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- SOARES-FILHO, B. S.; COUTINHO CERQUEIRA, G.; LOPES PENNACHIN, C. dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, [s. l.], v. 154, n. 3, p. 217–235, 2002. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380002000595>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, H.; FOLLADOR, M. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. *Environmental Modelling & Software*, [s. l.], v. 43, p. 80–87, 2013. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815213000236>. Acesso em: 21 mar. 2026.
- STAAL, A. *et al.* Hysteresis of tropical forests in the 21st century. *Nature Communications*, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 4978, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-18728-7>. Acesso em: 13 maio 2026.
- STAVES, A. C.; LEVIN, S. A. Integrating Theoretical Climate and Fire Effects on Savanna and Forest Systems. *The American Naturalist*, [s. l.], v. 180, n. 2, p. 211–224, 2012. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/666648>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- TOKURA, W. *et al.* Long-term changes in forest cover in a global biodiversity hotspot in southern Mozambique. *Bothalia, African Biodiversity & Conservation*, [s. l.], v. 50, n. 1, 2020. Disponível em: <https://abcjournal.org/index.php/BothaliaABC/article/view/58>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- TURNER, B. L.; LAMBIN, E. F.; REENBERG, A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 104, n. 52, p. 20666–20671, 2007. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.0704119104>. Acesso em: 8 abr. 2026.

UNDERWOOD, E. C.; HOLLANDER, A. D.; HAHN, B. A. Assessing Trends in Tree Cover, Wildfire and Population Growth in Zimbabwe since 2000. *Land*, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 160, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/13/2/160>. Acesso em: 13 abr. 2026.

VERBURG, P. H. *et al.* Modeling Land-Use and Land-Cover Change. [s. l.],

WAN, W. *et al.* Research Progress in Spatiotemporal Dynamic Simulation of LUCC. *Sustainability*, [s. l.], v. 16, n. 18, p. 8135, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/18/8135>. Acesso em: 27 jun. 2026.

WANG, J. *et al.* Machine learning in modelling land-use and land cover-change (LULCC): Current status, challenges and prospects. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 822, p. 153559, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969722006519>. Acesso em: 2 jul. 2026.

WANG, Z. *et al.* Planned expansion of transportation infrastructure in Brazil has implications for the pattern of agricultural production and carbon emissions. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 928, p. 172434, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969724025804>. Acesso em: 20 mar. 2026.

WANG, Y. *et al.* Spatiotemporal characteristics and driving mechanisms of land use/land cover (LULC) changes in the Jinghe River Basin, China. *Journal of Arid Land*, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 91–109, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40333-024-0051-x>. Acesso em: 20 mar. 2026.

WEISS, J. A.; CRAMER, M. D.; THOMPSON, D. I. Rainfall, peak river flow and flow variability drive spatio-temporal change in the extent of riparian woodland in an African protected area savanna. *Ecohydrology*, [s. l.], v. 17, n. 6, p. e2685, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eco.2685>. Acesso em: 13 abr. 2026.

XU, X. *et al.* Dynamics and drivers of land use and land cover changes in Bangladesh. *Regional Environmental Change*, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 54, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10113-020-01650-5>. Acesso em: 20 mar. 2026.

ZAVALE, H. *et al.* Dynamics of the Fertilizer Value Chain in Mozambique. *Sustainability*, [s. l.], v. 12, n. 11, p. 4691, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/11/4691>. Acesso em: 13 abr. 2026.

ZIMBA, H. M. *et al.* Integrated use of the CA-Markov model and the Trends.Earth module to enhance the assessment of land cover degradation: Application in the Upper Zambezi Basin, southern Africa. [S. l.]: In Review, 2024. Disponível em: <https://www.researchsquare.com/article/rs-4365993/v1>. Acesso em: 13 abr. 2026.

4. CAPÍTULO IV

PRIORIZAÇÃO ESPACIAL E MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM

RESUMO

A fragmentação de habitats é uma das principais ameaças à biodiversidade, o que torna a identificação de áreas prioritárias para conservação e conectividade ecológica uma estratégia amplamente recomendada. Este estudo objetivou delimitar áreas prioritárias para conservação e estabelecer corredores ecológicos na Bacia do Búzi, em Moçambique, utilizando uma abordagem espacialmente explícita, multicritério, baseada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG). A metodologia integrou SIG, Análise Multicritério (AHP), lógica Fuzzy e modelagem de conectividade por menor custo (*Least-Cost Path* - LCP). Foram utilizados critérios como uso e cobertura do solo, declividade, proximidade a fragmentos florestais, áreas de conservação e rede hidrográfica, e distância a estradas e áreas urbanas. Os resultados indicam uma concentração espacial de áreas prioritárias para conservação na porção central da bacia, associadas a remanescentes florestais contínuos e a maior declividade, as quais ocupam cerca de 13% do território. Foram modelados cinco corredores ecológicos potenciais (A a E) que conectam o Parque Nacional de Chimanimani a essas áreas prioritárias. A composição dos corredores variou, com os Corredores B, C e E apresentando mais de 64% de cobertura florestal, sugerindo maior potencial de conectividade estrutural, enquanto os Corredores A e D exibiram maior proporção de áreas antropizadas, sinalizando a necessidade de restauração. Os resultados sugerem que, apesar da pressão antrópica na bacia, há rotas ecologicamente viáveis para a conectividade. Os mapas gerados podem apoiar processos de planejamento territorial e conservação na bacia.

Palavras-chave: Corredores ecológicos; Conectividade da paisagem; Análise Multicritério; Bacia do Búzi; Conservação da biodiversidade; Moçambique.

ABSTRACT

Habitat fragmentation is a major threat to biodiversity, making the identification of priority areas for conservation and ecological connectivity a key strategy. This study aimed to delineate priority areas for conservation and establish ecological corridors in the Búzi River Basin, Mozambique, using a spatially explicit multi-criteria approach. The methodology integrated Geographic Information Systems (GIS), Multi-Criteria Decision Analysis (AHP), Fuzzy logic, and Least-Cost Path (LCP) modeling. Criteria such as land use and land cover, slope, proximity to forest fragments, conservation areas, and drainage network, as well as distance to roads and urban areas, were used. The results revealed that high- and very-high-priority conservation areas are concentrated in the central portion of the basin, are associated with continuous forest remnants and steeper slopes, and occupy about 13% of the territory. Five potential ecological corridors (A to E) were modeled to connect Chimanimani National Park to these priority areas. Corridor composition varied, with Corridors B, C, and E showing over 64% forest cover, indicating high connectivity potential, whereas Corridors A and D had a higher proportion of anthropized areas, signaling the need for restoration. The study concludes that, despite anthropogenic pressure in the basin, ecologically viable connectivity routes exist. The

generated maps constitute practical tools to support public conservation policies and land-use planning.

Keywords: Ecological corridors; Landscape connectivity; multi-criteria analysis; Búzi Basin; Biodiversity conservation; Mozambique.

4.1 INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats naturais constituem uma das principais ameaças à biodiversidade em escala global, comprometendo processos ecológicos essenciais, como o fluxo gênico, a dispersão de espécies e a resiliência dos sistemas socioecológicos (Li *et al.*, 2026; Yuan; Zhang; Zhang, 2024). A expansão agrícola, a urbanização e a exploração intensiva de recursos naturais têm acelerado a degradação dos ecossistemas e reduzido a conectividade da paisagem, ampliando o isolamento entre remanescentes naturais (Fahrig, 2003; Forman, 2008; Oehri *et al.*, 2024). A manutenção da conectividade ecológica é reconhecida como elemento fundamental para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, sendo os corredores ecológicos amplamente utilizados como estratégia para restabelecer a ligação entre fragmentos de habitat e sustentar a funcionalidade dos ecossistemas (Beier; Noss, 1998; Bennett; Bennett, 2003).

Na África Subsaariana, os desafios relacionados à conservação da biodiversidade são agravados pelo rápido crescimento populacional e pela expansão de atividades agropecuárias, fatores que têm promovido a degradação de habitats naturais e o aumento do isolamento ecológico (Lindsey *et al.*, 2014; Newmark, 2008). Em Moçambique, país reconhecido por sua elevada diversidade biológica, a perda de cobertura florestal e a crescente pressão sobre os recursos naturais têm ampliado o risco de isolamento de espécies e comprometido serviços ecossistêmicos fundamentais para a subsistência das comunidades locais (Oliveira; Meyfroidt, 2022; Siteo; Salomão; Wertz-Kanounnikoff, 2012).

Apesar da relevância ecológica e socioambiental dessas transformações, ainda são escassos, em Moçambique, os estudos voltados à identificação de áreas prioritárias para conservação e ao estabelecimento de corredores ecológicos em escala de bacias hidrográficas. A literatura nacional concentra-se predominantemente em temas como a avaliação de serviços ecossistêmicos, padrões de desflorestamento e seus fatores associados (Jones *et al.*, 2026; Niquisse *et al.*, 2017), a análise da degradação e das mudanças no uso e cobertura do solo (Cianciullo *et al.*, 2023; Montfort *et al.*, 2021; Mucova *et al.*, 2018) e a caracterização de áreas

protegidas (António *et al.*, 2024). Embora esses estudos tenham contribuído significativamente para ampliar o entendimento sobre as dinâmicas ambientais no país, persiste uma lacuna importante relacionada ao desenvolvimento de abordagens integradas capazes de combinar múltiplas variáveis espaciais para delimitar, de forma sistemática, áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e, simultaneamente, propor corredores ecológicos que assegurem a conectividade funcional entre remanescentes naturais.

Além dessa limitação, muitos estudos de priorização de áreas para conservação permanecem predominantemente descritivos, restringindo-se à representação espacial de áreas prioritárias sem aprofundar os mecanismos estruturais que explicam sua distribuição na paisagem ou suas implicações para a conectividade ecológica. Como consequência, persiste uma lacuna crítica quanto à compreensão de como a configuração espacial dos fragmentos, os gradientes de acessibilidade e a qualidade da matriz antrópica interagem para moldar a conectividade em paisagens tropicais altamente modificadas, bem como à tradução desses padrões espaciais em diretrizes operacionais para o planejamento territorial e a conservação da biodiversidade.

Com base nesse enquadramento, o presente estudo parte da hipótese de que, em paisagens tropicais fragmentadas, a conectividade ecológica não depende exclusivamente da quantidade de habitat remanescente, mas resulta da interação entre a configuração espacial dos fragmentos, os gradientes de acessibilidade e a qualidade funcional da matriz da paisagem. Adicionalmente, assume-se que áreas com menor acessibilidade e maior complexidade topográfica tendem a atuar como refúgios ecológicos, o que influencia a distribuição espacial das áreas prioritárias de conservação.

O estudo busca avançar além da simples delimitação espacial de áreas prioritárias e de corredores ecológicos, investigando os processos estruturais que condicionam a conectividade ecológica em paisagens tropicais fragmentadas. Ao integrar análise espacial, modelagem multicritério e interpretação ecológica da paisagem, o trabalho procura compreender como diferentes componentes ambientais e antrópicos influenciam a organização espacial da conectividade, produzindo evidências potencialmente extrapoláveis a outros contextos tropicais submetidos a pressões antrópicas semelhantes. Dessa forma, o estudo contribui para o fortalecimento de estratégias de conservação orientadas por processos espaciais e para o aprimoramento de instrumentos de planejamento territorial em regiões altamente vulneráveis à fragmentação ambiental.

Para operacionalizar essa abordagem, o estudo integra técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) com métodos de Avaliação Multicritério de Decisão (AMD), incluindo o Processo de Análise Hierárquica (AHP), lógica Fuzzy e modelagem Least-Cost Path (LCP). A integração dessas abordagens possibilita estruturar e ponderar múltiplos fatores ambientais e socioeconômicos associados à conectividade ecológica, representar gradientes contínuos de adequabilidade da paisagem e identificar rotas potenciais de conectividade entre fragmentos prioritários (Malczewski, 2000; Saaty, 2004; Singh; Singh; Singh, 2019; Stewart, 2019; Theobald *et al.*, 2012).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo geral delimitar áreas prioritárias para conservação e propor corredores ecológicos na Bacia do Búzi, Moçambique. Especificamente, busca-se: (i) identificar e espacializar os fatores ambientais e socioeconômicos que influenciam a conectividade ecológica; (ii) estruturar e ponderar os critérios de adequabilidade da paisagem; (iii) delimitar áreas prioritárias para conservação ecológica; (iv) modelar a superfície de resistência da paisagem e (v) identificar rotas potenciais de conectividade entre fragmentos prioritários.

Espera-se que os resultados contribuam para o fortalecimento de políticas públicas de conservação, para o aprimoramento da gestão territorial na Bacia do Búzi e para o desenvolvimento de referências metodológicas aplicáveis a outras regiões de Moçambique e da África Subsaariana.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

O fluxo metodológico foi estruturado em três etapas principais: Construção da base cartográfica e definição de critérios para modelagem ecológica; Delimitação de áreas prioritárias para conservação ambiental, por meio de análise multicritério Fuzzy-AHP e de Combinação Linear Ponderada; Delimitação de corredores ecológicos, a partir da construção de superfícies de resistência ecológica e da aplicação do método de menor custo (LCP).

4.2.1 Base cartográfica e critérios para modelagem ecológica

A base cartográfica foi composta por dados planimétricos e altimétricos, incluindo mapa de uso e cobertura do solo, fragmentos florestais mapeados, rede hidrográfica, malha viária, declividade, áreas de conservação e limites administrativos da bacia hidrográfica. Todos

os dados espaciais foram organizados no Sistema de Referência Geodésico WGS 84, projeção UTM, Zona 36 Sul.

O mapa de uso e cobertura do solo referente ao ano de 2024, com resolução espacial de 30 metros, foi obtido por meio de classificação supervisionada de imagens multiespectrais utilizando o algoritmo de Máxima Verossimilhança (MAXVER). As classes temáticas mapeadas compreenderam: floresta nativa, vegetação esparsa, vegetação herbácea, agricultura, formações rochosas, áreas urbanas e corpos hídricos. Após a classificação, aplicou-se a filtragem espacial para remover pixels isolados, aumentando a coerência espacial do produto final.

A seleção dos critérios empregados tanto na delimitação de áreas prioritárias quanto na modelagem de corredores ecológicos fundamentou-se na literatura científica consolidada. Foram considerados critérios representativos de atributos biofísicos e de pressões antrópicas, incluindo:

a) Declividade do terreno: A declividade do terreno é um fator determinante na dinâmica ecológica da paisagem, influenciando diretamente a adequação do habitat, a acessibilidade das espécies e os custos energéticos associados ao deslocamento (Tiwari; Turnbull; Wainwright, 2025). Áreas com declividades acentuadas tendem a apresentar menor intensidade de uso antrópico, funcionando frequentemente como refúgios para a biodiversidade e zonas favoráveis à conservação (Díaz-Vallejo *et al.*, 2025). Por outro lado, a declividade também pode atuar como barreira ao movimento de determinadas espécies, afetando a conectividade funcional da paisagem (Romero-Báez *et al.*, 2024). A declividade foi gerada a partir de um Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

b) Distância à malha viária: A proximidade às estradas está associada ao aumento de perturbações antrópicas, como desmatamento, fragmentação de habitats, mortalidade de fauna por atropelamento e facilitação do acesso humano a áreas naturais (Liu; Liu; Zhang, 2026; Xiong *et al.*, 2025). Áreas mais distantes da malha viária tendem a apresentar maior integridade ecológica, sendo mais indicadas para ações de conservação (Valente; Petean; Vettorazzi, 2017). O plano de informação foi elaborado a partir da rede viária obtida da base cartográfica do Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção de Moçambique (CENACARTA), sendo posteriormente calculada a distância euclidiana em ambiente SIG.

c) Proximidade a fragmentos florestais: A proximidade a fragmentos florestais remanescentes é um fator-chave para a conservação da biodiversidade, pois favorece a conectividade estrutural da paisagem, o fluxo gênico e a manutenção de processos ecológicos ao longo do tempo (Pineda-Zapata *et al.*, 2024; Van Breugel *et al.*, 2025; Calegari *et al.*, 2010). Áreas próximas a fragmentos são prioritárias para ações de restauração e formação de corredores ecológicos. Este critério foi derivado do mapa de uso e cobertura do solo referente ao ano de 2024, obtido por meio da classificação de imagens Landsat, a partir do qual foram identificados os fragmentos florestais e foi gerado o mapa de distâncias.

d) Proximidade à rede hidrográfica: Áreas próximas a corpos hídricos desempenham papel fundamental na conservação ambiental, contribuindo para a proteção dos recursos hídricos, a manutenção da biodiversidade e a formação de corredores naturais ao longo da paisagem (Fonda; Petrillo; Bacaro, 2026; Gao *et al.*, 2025). Além disso, essas áreas são estratégicas para ações de restauração ecológica, especialmente em áreas de preservação permanente (APPs) (Vettorazzi; Valente, 2016). O plano de informação foi elaborado a partir da rede hidrográfica disponibilizada pela CENACARTA e, posteriormente, foi gerado o mapa de distância.

e) Proximidade às áreas de conservação: A proximidade das áreas já protegidas é um critério relevante, pois permite ampliar as zonas de amortecimento, fortalecer a conectividade entre unidades de conservação e potencializar a eficácia das estratégias de conservação da biodiversidade (Pineda-Zapata *et al.*, 2024; Tin Nguyen *et al.*, 2025). Áreas adjacentes a essas unidades tendem a apresentar maior viabilidade para integração em redes ecológicas (Valente; Petean; Vettorazzi, 2017). As áreas de conservação foram obtidas a partir da base de dados da CENACARTA, as distâncias espaciais foram calculadas em ambiente SIG.

f) Distância às áreas urbanas - A proximidade às áreas urbanas está associada a elevados níveis de pressão antrópica, incluindo expansão urbana, poluição e degradação ambiental (Jalkanen *et al.*, 2025). Assim, áreas mais distantes dos centros urbanos tendem a apresentar melhores condições para a conservação da biodiversidade e para a implementação de corredores ecológicos (Valente; Petean; Vettorazzi, 2017). Este critério foi igualmente derivado do mapa de uso e cobertura do solo de 2024.

Tais critérios são amplamente recorrentes em estudos de priorização ambiental e conectividade ecológica. Trabalhos como os de Nematollahi *et al.*, (2022); Poor *et al.*, (2012);

Valente, (2005) e; Vettorazzi, (2007) empregaram critérios semelhantes na identificação de áreas prioritárias em contextos ambientais.

A integração desses fatores permite representar, de forma conjunta, a qualidade ecológica da paisagem e potenciais barreiras à conectividade, contribuindo para uma avaliação espacial mais robusta da conectividade ecológica (Msofe; Sheng; Lyimo, 2024; Pineda-Zapata *et al.*, 2024).

4.2.2 Delimitação de áreas prioritárias para conservação ambiental

Considerando que os critérios apresentam unidades e escalas distintas, todos os planos de informação foram normalizados para uma escala comum de 0 a 1, por meio de funções de pertinência Fuzzy. Essa abordagem permite representar gradientes ambientais contínuos, evitando limiares rígidos e refletindo melhor a complexidade ecológica da paisagem.

Foram adotadas funções de normalização Fuzzy lineares decrescentes, para critérios em que a proximidade aumenta a importância ecológica (fragmentos florestais, rede hidrográfica, áreas de conservação e declividade) e; lineares crescentes, para critérios associados à pressão antrópica, nos quais maiores distâncias indicam maior prioridade para conservação (Tabela 1).

Tabela 1: Função de pertinência Fuzzy dos critérios analisados

Critérios	Parâmetros	Normalização (Função de Transformação Fuzzy)
Proximidade a Fragmentos	Max = 7570,7 Min = 0 Média = 362,2	Linear Decrescente
Proximidade a rede hidrográfica	Max = 24012,3 Min = 0 Média = 3234,4	Linear Decrescente
Distância a malha viária	Max = 24407,7 Min = 0 Média = 4947,8	Linear Crescente
Distância a áreas urbanas	Max = 14160,3 Min = 0 Média = 1787,4	Linear Crescente
Declividade	Max = 371,8 Min = 0 Média = 8.3	Linear Decrescente
Proximidade a Áreas de Conservação	Max = 142613,3 Min = 0 Média = 42193,1	Linear Decrescente

A Figura 1 apresenta os critérios normalizados aplicados à delimitação de áreas prioritárias de conservação na Bacia do Búzi.

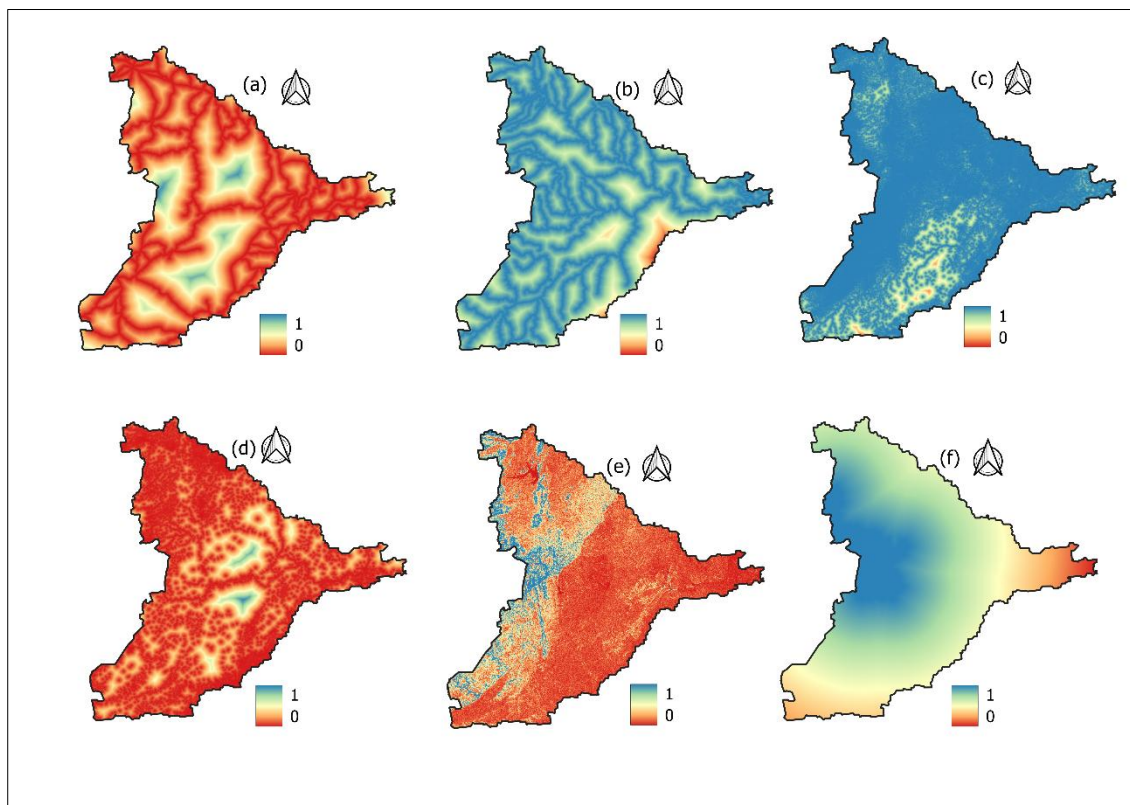


Figura 1: Critérios normalizados para a Bacia do Búzi, em que valores mais próximos de 1 (em azul escuro) indicam maior adequação à conservação, de acordo com a função de pertinência utilizada para cada critério: (a) distância à malha viária; (b) proximidade à rede hidrológica; (c) proximidade a fragmentos florestais; (d) distância a áreas urbanas; (e) declividade e (f) proximidade a áreas de conservação.

Após a normalização Fuzzy, cada fator foi atribuído peso por meio do Processo Analítico Hierárquico (AHP), método desenvolvido por Saaty (1977) e muito aplicado em estudos de planejamento ambiental e conservação da biodiversidade. O AHP permite estruturar decisões complexas por meio de comparações pareadas, reduzindo a subjetividade na definição da importância relativa dos critérios (Saaty, 1977).

A partir da revisão bibliográfica e da coerência ecológica dos fatores, definiu-se a importância de cada um por meio da quantificação e da atribuição de pesos a esses fatores. De acordo com Valente (2005), o método mais eficaz para a ponderação de critérios é a Comparação Pareada, proposta por Saaty (1977). Na Comparação Pareada, os fatores são organizados em uma matriz, por ordem de sua importância.

Tabela 2: Matriz de comparação pareada para priorização de áreas de conservação na Bacia do Búzi - Moçambique

Critério	Frag	A.C	R.Hidro	M. V	Urb	Decl	Peso de fator
Frag	1						0,2902
A.C	1	1					0,2333
R.Hidro	1/2	1	1				0,1781
M. V	1/2	1/2	1	1			0,1313
Urb	1/3	1/2	1/2	1	1		0,1087
Decl	1/5	1/4	1/3	1/2	1/2	1	0,0584

Sendo:

Frag – Fragmentos florestais; A.C – Áreas de conservação; R.Hidro – Rede hidrográfica; MV – Malha viária; Urb – área urbana e; Decliv- declividade.

A consistência das matrizes de comparação foi avaliada por meio da Razão de Consistência (RC), sendo aceitos apenas modelos com $RC \leq 0,10$, conforme recomendado na literatura.

Foi elaborado um mapa de restrições, no qual foram excluídas áreas incompatíveis com ações de conservação. Foram considerados como elementos de restrição as áreas agrícolas, áreas de vegetação esparsa e áreas urbanas extraídas do mapa de uso e cobertura do solo, que foram excluídas na elaboração do mapa final de áreas prioritárias à conservação e preservação ambiental.

Para agregar mapas de critérios e delimitar áreas prioritárias para a conservação, foi aplicada a Combinação Linear Ponderada (CLP), proposta por Voogd, (1983). Esse método consiste na soma dos critérios multiplicados por seus respectivos pesos e é um dos métodos de Avaliação Multicriterial (MCE) mais empregados em diferentes estudos (Malczewski, 2000). Assim como os operadores Fuzzy, a abordagem da CLP consiste em realizar uma operação pixel a pixel, permitindo o uso de critérios de variação contínua. A equação abaixo foi aplicada para a geração do mapa de síntese:

$$A. P = \text{Fragfuzzy} \cdot 0.3520 + \text{A.Cfuzzy} \cdot 0.2333 + \text{R.Hidrofuzzy} \cdot 0.1781 + \text{M.Vfuzzy} \cdot 0.1313 + \text{Urbfuzzy} \cdot 0.1087 + \text{Declivfuzzy} \cdot 0.0584$$

O resultado da equação foi um mapa síntese de prioridade para conservação ambiental, representando diferentes níveis de relevância ecológica na paisagem. Este mapa foi

posteriormente reclassificado em cinco classes (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta prioridade), utilizando o método estatístico Natural Breaks (Jenks), amplamente empregado em estudos ambientais.

4.2.3 Delimitação de corredores ecológicos (CEs)

Para a delimitação dos CEs, primeiramente, foram geradas imagens matriciais de custos, que representam algum fator ou combinação de fatores que afetam o movimento dentro da área da bacia.

Valores mais baixos de resistência foram atribuídos a áreas com maior qualidade ecológica, enquanto áreas antropizadas receberam valores elevados, conforme recomendado por Jin *et al.*, (2024) e Luo *et al.*, (2024). Assim, atribuiu-se o peso 1 às áreas de formação florestal, por serem favoráveis ao deslocamento da fauna. Áreas com favorabilidade intermediária, como vegetação esparsa, herbácea e agricultura, receberam o peso 25, 50 e 75 respectivamente (Tabela 3). Para a declividade, atribuíram-se os valores 1 a encostas íngremes (>75%), 50 a encostas intermediárias (20 - 75%) e 100 a encostas suaves (0 - 20%). Para rios, estradas, áreas de conservação e fragmentos florestais, foram aplicadas funções de resistência baseadas na proximidade (ex.: 1 para células dentro ou adjacentes ao elemento, aumentando para 100 além de uma distância limite).

Tabela 3: Pesos e valores de resistência para cada fator de resistência

Tipo de Resistência	Fator de Resistência	Valor de Resistência	Pesos
Uso e cobertura do solo	Floresta	1	0,3520
	Vegetação esparsa	25	
	Herbácea	50	
	Agricultura	75	
	Formações Rochosas	100	
	Área urbana	100	
	Corpos Hídricos	100	
Declividade	(0% a 20%)	100	0,0448
	(20% a 75%)	50	
	(75 a 100%)	1	
Rede hidrográfica	(-2 a 0)	1	0,1780
	(0 a 3500)	100	
Malha viária	(2 a 200)	100	0,1076
	(200 a 500)	50	
	(500 a 2500)	1	
Áreas de conservação	(-2 a 0)	1	0,0949
	(0 a 2000)	25	
	(2000 a 10000)	50	
	(10000 a 50000)	75	

	(50000 a 150000)	100	
Fragmentos florestais	(-2 a 0) (0 – 3500)	1 100	0,2187

O método AHP foi aplicado para atribuição de pesos relativos aos fatores de resistência da paisagem, de modo a assegurar coerência analítica entre o modelo de priorização ambiental e o modelo de conectividade ecológica (Tabela 4). Para isso, os critérios selecionados foram comparados par a par com base em sua importância relativa na imposição de resistência ao deslocamento ecológico, seguindo a escala fundamental de Saaty (2004).

A matriz de comparação pareada permitiu estimar os pesos de cada variável, refletindo sua contribuição relativa para a resistência da paisagem ao fluxo ecológico. Assim, variáveis com maior peso foram consideradas mais influentes na limitação da conectividade e, portanto, exerceram maior influência na composição da superfície de resistência.

A superfície final de resistência foi gerada por meio de sobreposição ponderada de raster no software TerrSet 20.0.3, integrando os fatores normalizados e seus respectivos pesos derivados do AHP. O produto resultante representa a variação espacial da resistência da paisagem ao deslocamento potencial entre fragmentos, servindo como base para a modelagem de corredores ecológicos por custo acumulado.

Tabela 4: Matriz de comparação pareada para a definição da superfície total de resistência.

Critério	Uso	Frag	R,Hidro	M, V	A.C	Decliv	Peso de fator
Uso	1						0,352
Frag	1/2	1					0,2187
R,Hidro	1/3	1/2	1				0,178
M, V	1/3	1/2	1/2	1			0,1076
A.C	1/3	1/2	1/3	1	1		0,0949
Decliv	1/5	1/4	1/4	1/3	1/2	1	0,0488

Sendo:

Uso – Uso e cobertura do solo; Frag – Fragmentos florestais; R.Hidro – Rede hidrográfica; MV – Malha viária; A.C – Áreas de conservação e; Decliv- Declividade

A Figura 2 apresenta as superfícies de custo correspondentes a critério selecionado para o cálculo de superfície de resistência.

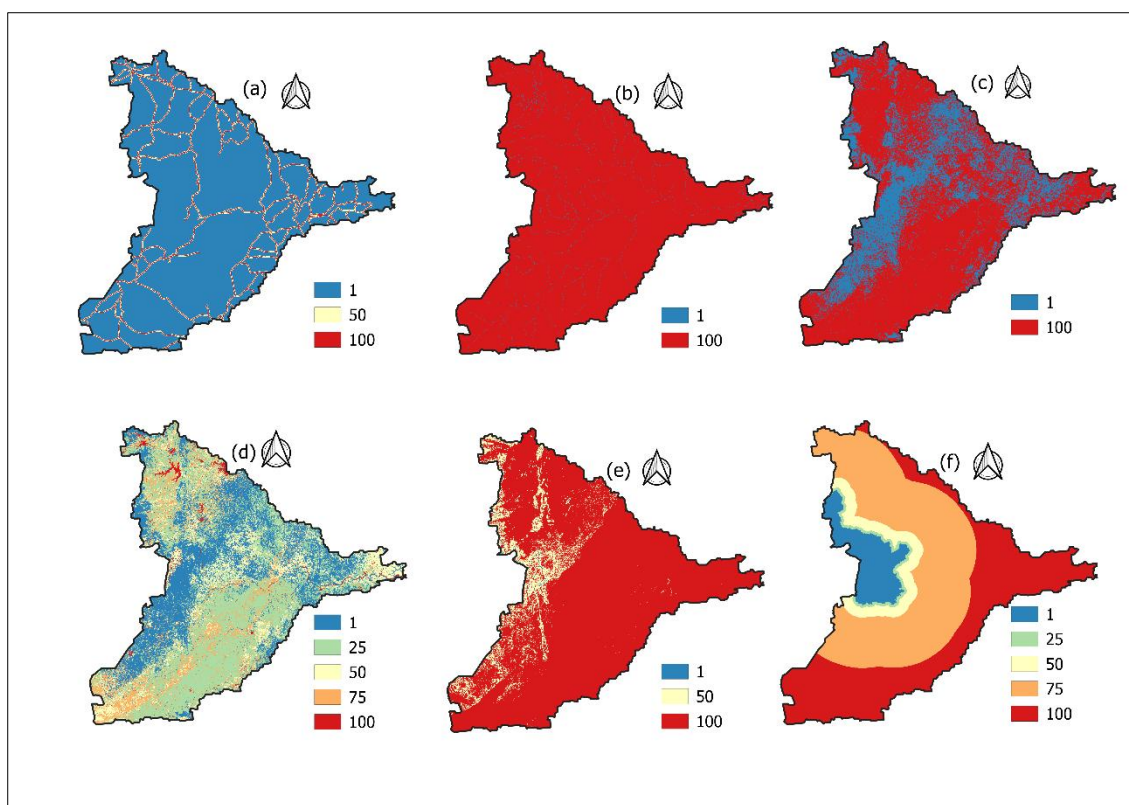


Figura 2: Superfícies de custo dos critérios utilizados na modelagem da resistência da paisagem da bacia do Búzi - Moçambique (a) malha viária; (b) rede hidrológica; (c) fragmentos florestais; (d) uso e cobertura do solo; (e) declividade; e (f) áreas de conservação.

A delimitação dos corredores ecológicos foi modelada utilizando o método Least-Cost Path (LCP). Dado que um dos objetivos definidos no presente estudo foi estabelecer uma conexão ecológica direta entre duas áreas prioritárias para conservação, sendo uma delas o Parque Nacional de Chimanimani e a outra uma área classificada como de alta prioridade para preservação, o método LCP apresenta maior vantagem, pois permite identificar a rota potencialmente mais favorável ao deslocamento de espécies entre dois pontos previamente definidos na paisagem. Para Hilty *et al.*, (2020) e Sawyer; Epps; Brashares, (2011) o LCP constitui uma abordagem adequada quando o objetivo é delimitar um corredor específico que conecte duas áreas-núcleo de conservação, fornecendo uma base espacial clara para orientar ações de planejamento e restauração ecológica.

Dadas as imagens das matrizes de custo de cada critério e os respectivos pesos estatísticos obtidos por meio do AHP e verificados os resultados do Índice de Consistência (CI) e da Razão de Consistência (CR) calculou-se a matriz de custo total, de acordo com a equação 1 apresentada abaixo:

$$TC = \sum_{i=1}^6 IP(i) \times p(i) \quad (\text{eq. 1})$$

Sendo:

IP (1) é o valor da variável classes de uso do solo; p (1) é o peso normalizado da variável classes de uso do solo calculado pelo AHP; IP (2) é o valor da variável fragmento florestal; p (2) é o peso normalizado da variável fragmento florestal calculado pelo AHP; IP (3) é o valor da variável declividade; p (3) é o peso normalizado da variável declividade calculado pelo AHP; IP (4) é o valor da variável malha viária; p (4) é o peso normalizado da variável malha viária calculado pelo AHP; IP (5) é o valor da variável rede hidrográfica; p (5) é o peso normalizado da variável rede hidrográfica calculado pelo AHP; IP (6) é o peso normalizado da variável área de conservação; p (6) é o peso normalizado da variável áreas de conservação calculado pelo AHP.

No ambiente SIG a equação foi rescrita da seguinte maneira: $\text{Custo total} = \text{UsoCost} * 0.3520 + \text{FragCost} * 0.2187 + \text{R.Hidro} * 0.1780 + \text{M.VCost} * 0.1076 + \text{A.CCost} * 0.0949 + \text{DeclivCost} * 0.0488$

A partir da superfície de custo total, calculou-se a paisagem de custo cumulativo e extraiu-se o caminho de menor custo entre as áreas-núcleo por meio da combinação dos algoritmos *r.cost* e *r.drain* (GRASS GIS/QGIS). O *r.cost* acumula o custo de deslocamento a partir dos pontos de origem e destino, gerando uma superfície de custo acumulado que representa a resistência mínima acumulada para alcançar cada célula. Sobre essa superfície, o *r.drain* traça o percurso de menor custo entre os pontos, reconstruindo a rota ótima (LCP) com base nas direções de menor resistência. Em termos ecológicos, esse caminho corresponde ao corredor potencial mais favorável à movimentação de espécies ou ao fluxo gênico entre o núcleo protegido e a área prioritária (Pineda-Zapata *et al.*, 2024; Seegmiller; Shirabe, 2023).

No presente estudo, definiram-se cinco corredores ecológicos potenciais, que representam diferentes cenários de conectividade entre áreas-núcleo. Dois corredores conectam áreas classificadas como de muito alta prioridade de conservação, tanto na área de origem quanto na de destino (corredores A e B). Um corredor estabelece a ligação entre uma área de muito alta prioridade de conservação, como área de origem, e uma área de média prioridade, como área de destino (corredor C). Adicionalmente, dois corredores conectam áreas de muito alta prioridade de conservação na origem a áreas de alta prioridade de conservação no destino (corredores D e E).

Após a delimitação do traçado ótimo do corredor ecológico (LCP), a largura do corredor foi definida dinamicamente, ajustando-se à configuração do habitat com base no modelo de

custos. Para isso, selecionaram-se os pixels que apresentavam o mesmo valor mínimo de custo de deslocamento, correspondendo às áreas mais favoráveis à movimentação de espécies. Esses pixels, dependendo da heterogeneidade da paisagem, poderiam ocupar uma largura total superior a 5 km; por essa razão, adota-se como largura do corredor 10% do comprimento total do LCP, garantindo que a área formada pelos pixels de custo mínimo seja suficientemente abrangente para permitir dispersão, reduzir efeitos de borda e manter habitat interior adequado. Essa abordagem combina princípios clássicos de conectividade funcional com ajustes adaptativos baseados em características espaciais da paisagem, assegurando robustez ecológica (Beier; Noss, 1998; Bennett; Bennett, 2003; Poor *et al.*, 2012).

Evidências empíricas indicam que corredores estreitos são fortemente influenciados por efeitos de borda e apresentam menor efetividade ecológica (Haddad *et al.*, 2015; Laurance *et al.*, 2002), enquanto corredores suficientemente largos permitem não apenas o deslocamento, mas também o uso temporário do habitat por diferentes grupos taxonômicos (Beier; Noss, 1998; Keeley; Beier; Jenness, 2021; Saura; Pascual-Hortal, 2007), reforçando a relevância dessa abordagem adaptativa.

Após a delimitação dos corredores ecológicos, procedeu-se à caracterização espacial dos mesmos mediante a análise de parâmetros geométricos, mensuração do comprimento total de cada segmento, e avaliação do uso e cobertura do solo no interior dos corredores delimitados. Adicionalmente, foi analisada a distribuição das áreas prioritárias para a conservação ao longo dos corredores. Essa caracterização é fundamental para compreender a funcionalidade e a vulnerabilidade dos corredores ecológicos delimitados.

Embora o método Least-Cost Path (LCP) seja amplamente utilizado na modelagem de conectividade, sua aplicação neste estudo foi adotada de forma estratégica, considerando sua capacidade de identificar rotas ótimas entre áreas-núcleo. Estudos recentes destacam que o LCP tende a representar trajetórias únicas e determinísticas, o que pode subestimar a multiplicidade de rotas utilizadas por organismos em ambientes naturais (Howey, 2011). Abordagens alternativas, como a teoria dos circuitos, permitem modelar fluxos de movimento distribuídos e múltiplos caminhos potenciais, incorporando maior realismo ecológico ao considerar a conectividade como um processo probabilístico (Bowman *et al.*, 2020). Nesse contexto, o uso do LCP neste estudo deve ser interpretado como uma aproximação conservadora das rotas de conectividade, adequada para fins de planejamento espacial, mas

cuja integração futura com modelos baseados na teoria dos circuitos e simulações estocásticas pode ampliar a robustez ecológica das inferências.

4.2.4 Análise de sensibilidade do modelo de delimitação de áreas de conservação e corredores ecológicos na Bacia do Búzi – Moçambique

Para avaliar a robustez do modelo, foi realizada uma análise de sensibilidade em dois níveis complementares: paramétrico e estrutural. Inicialmente, os pesos atribuídos aos critérios pelo Processo Analítico Hierárquico (AHP) foram sistematicamente variados em $\pm 10\%$ em relação aos valores originais, mantendo-se a normalização da soma total dos pesos. Essa abordagem permite avaliar a estabilidade dos resultados diante de incertezas na atribuição de pesos, considerando a natureza parcialmente subjetiva do AHP.

Adicionalmente, foi conduzida uma análise de sensibilidade estrutural por meio da abordagem *leave-one-out*, na qual cada critério foi removido individualmente e o modelo foi reprocessado. Essa estratégia permite avaliar a contribuição relativa de cada variável na definição dos padrões espaciais de priorização e conectividade, identificando possíveis redundâncias ou dependências estruturais entre os fatores considerados.

A comparação entre os cenários foi realizada com base na similaridade espacial entre os mapas resultantes, utilizando métricas de correlação espacial, permitindo quantificar o grau de robustez do modelo frente a variações nos parâmetros e na estrutura. Por se tratar de mapas contínuos, foi aplicada a análise de matriz de correlação de Pearson (r) através do Band Collection Statistics do ArcGis 10.3.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Áreas prioritárias para conservação

A distribuição espacial das áreas prioritárias para conservação na Bacia do Búzi (Figura 3) revela um gradiente contínuo de priorização, no qual as tonalidades mais escuras de azul correspondem às áreas de maior prioridade para conservação, enquanto os tons mais claros indicam áreas de menor prioridade relativa. Observa-se heterogeneidade espacial na distribuição das classes de prioridade de conservação, com áreas classificadas como de alta e muito alta prioridade concentradas predominantemente na porção central da bacia, ao passo

que extensas porções do território apresentam baixos níveis de priorização ou restrições à conservação.

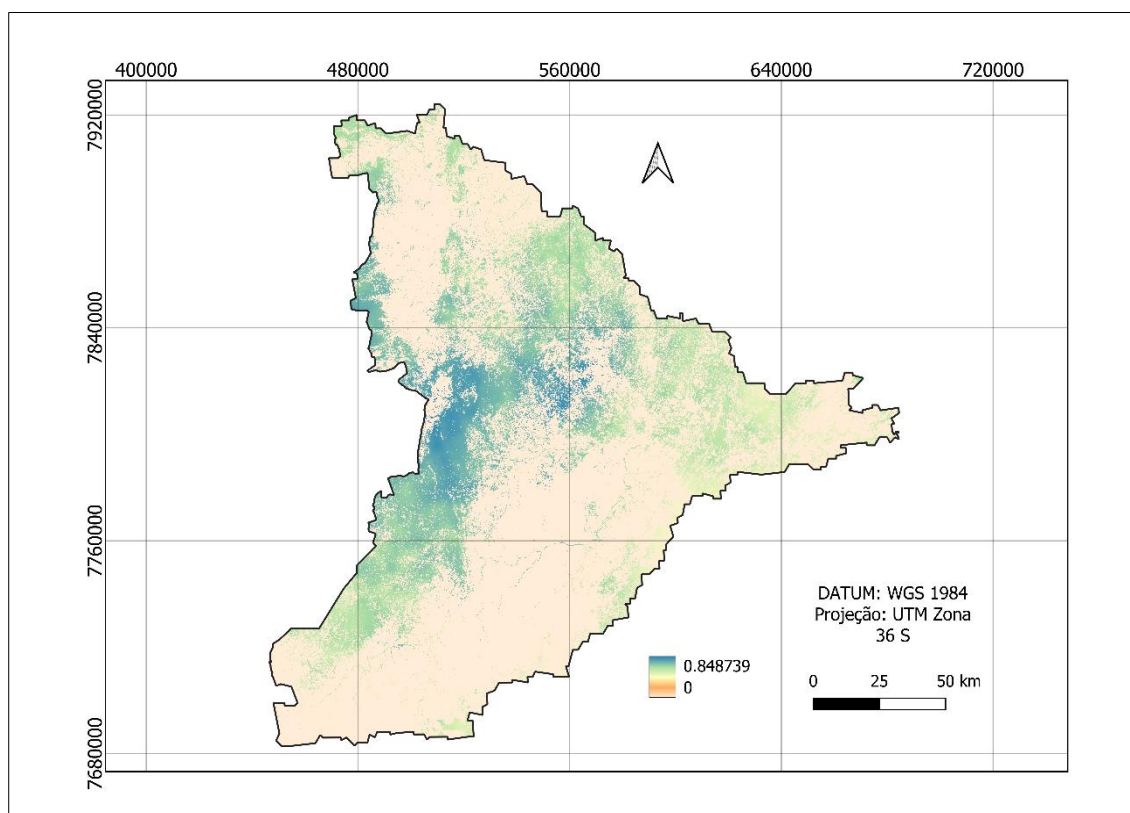


Figura 3: Distribuição espacial de áreas prioritárias para conservação na Bacia do Búzi – Moçambique

A distribuição das classes de prioridade de conservação indica que as categorias intermediárias e superiores ocupam proporções relativamente semelhantes na Bacia do Búzi, correspondendo a 8,52% para prioridade média, 8,76% para prioridade alta e 4,52% para prioridade muito alta. Em contraste, as classes de muito baixa e baixa prioridade representam 2,93% e 6,10% da área total, respectivamente, o que reflete setores de menor relevância para ações conservacionistas diretas. Em conjunto, as áreas classificadas em diferentes níveis de prioridade correspondem a aproximadamente 30% da área total da bacia (Figura 4).

As áreas enquadradas como restrições correspondem a cerca de 70% da área total da bacia, evidenciando a predominância de setores com uso intensivo do solo ou de reduzida relevância ecológica para fins de conservação. De forma integrada, esses resultados permitem identificar áreas-núcleo e zonas estratégicas para o planejamento de corredores ecológicos, fornecendo subsídios espaciais relevantes para o fortalecimento da conectividade estrutural e da conservação da paisagem na Bacia do Búzi.

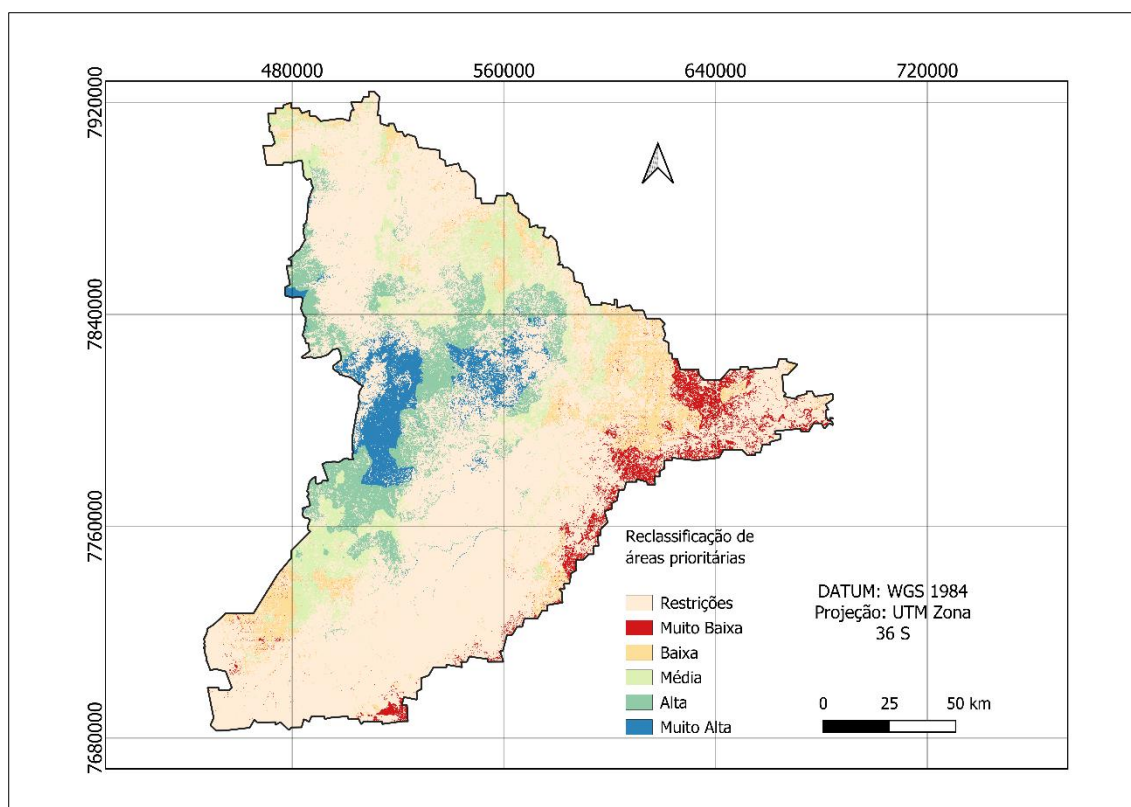


Figura 4: Classes de áreas prioritárias para conservação na Bacia do Búzi – Moçambique.

O Gráfico 1, demonstra a distribuição de área e percentagem de cada uma das classes de prioridade de preservação na bacia do Búzi – Moçambique.

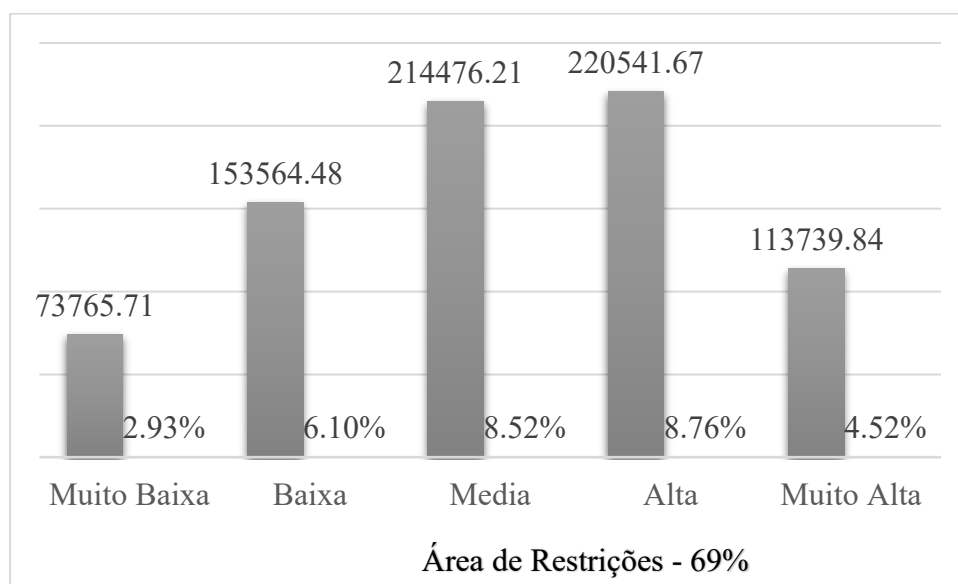


Gráfico 1: Área em hectares e percentagem de classes de prioridade na bacia do Búzi – Moçambique

4.3.2 Delimitação de Corredores Ecológicos

A figura 5 apresenta distribuição espacial do custo acumulado associado à delimitação de corredores ecológicos na área de estudo, com valores variando de 1 a 100 unidades de custo.

As áreas representadas em tonalidades mais claras e avermelhadas concentram os maiores valores de custo, refletindo regiões de elevada resistência ao deslocamento ecológico, associadas à fragmentação de habitat, à intensificação do uso do solo, à presença de atividades antrópicas ou a características naturais que atuam como barreiras à dispersão biológica. Em contrapartida, as áreas em tonalidades azuladas apresentam menores valores de custo, indicando maior permeabilidade da paisagem e maior potencial para o estabelecimento de conexões ecológicas.

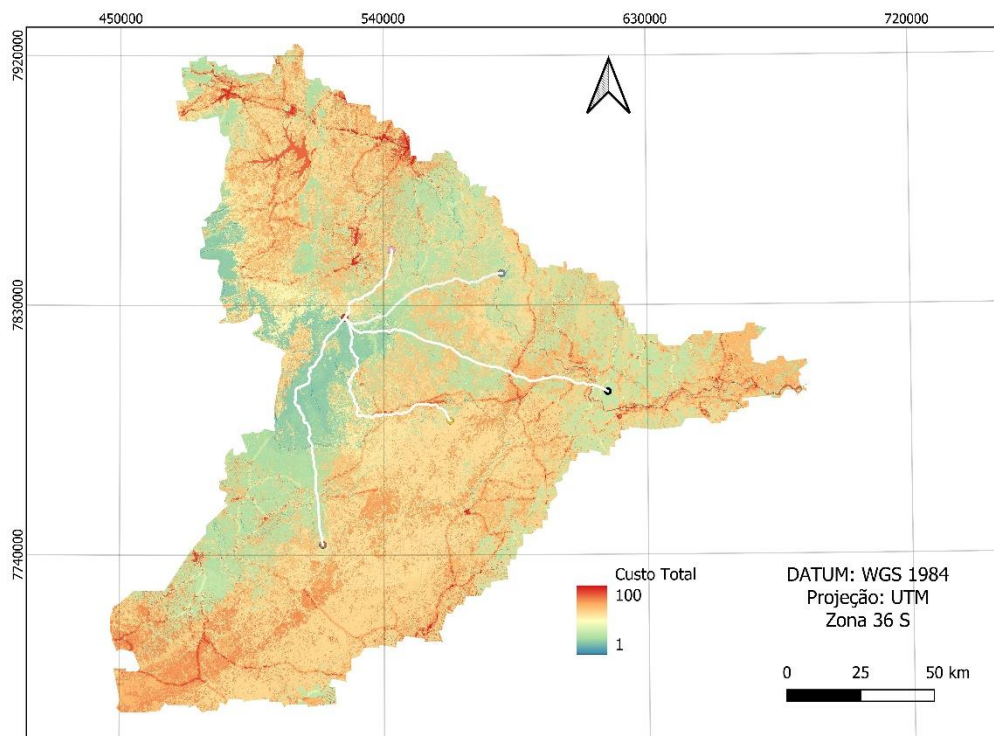


Figura 5: Custo total para a delimitação de corredores ecológicos na Bacia do Búzi – Moçambique

4.3.2.1 Características espaciais dos corredores ecológicos

A Tabela 5 apresenta as principais características espaciais dos corredores ecológicos propostos, incluindo comprimento, largura média, área total e proporção entre áreas naturais e antrópicas.

Tabela 5: Comprimento e largura média de cada corredor ecológico proposto para a bacia do Búzi - Moçambique

Corredor	Comprimento (Km)	Largura Média (Km)	Área Total	Área Natural		Área Antrópica	
				ha	%	ha	%
A	33	3,5	11394,9	10494,72	92,10	900,18	7,90
B	63	5,7	35913,8	35697,69	99,40	216,09	0,60
C	103	6,1	62913,7	61362,54	97,50	1598,4	2,47
D	80	5,3	42348,5	39791,25	93,97	2557,26	6,04
E	97	4,3	41915,3	40933,53	97,66	981,72	2,34

Os corredores têm comprimentos entre 33 km (corredor A) e 103 km (corredor C). Os demais corredores apresentam extensões intermediárias, sendo 63 km para corredor B, 80 km para o corredor D e 97 km para o corredor E.

A largura média dos corredores varia entre 3,5 km e 6,1 km. O corredor mais estreito é o corredor A, com largura média de 3,5 km, enquanto o corredor C apresenta a maior largura média (6,1 km). Os demais corredores apresentam larguras médias entre 4,3 km e 5,7 km.

Em termos de área total, os corredores apresentam variação significativa. O corredor C apresenta a maior área (62.913,7 ha), seguido pelos corredores D (42.348,5 ha) e E (41.915,3 ha). O corredor B apresenta 35.913,8 ha, enquanto o corredor A possui a menor área total (11.394,9 ha).

A análise da composição da paisagem indica predominância marcante de áreas naturais em todos os corredores. O corredor B apresenta a maior proporção de cobertura natural (99,40%), seguido pelos corredores E (97,66%) e C (97,53%). O corredor D apresenta 93,96% de áreas naturais, enquanto o corredor A apresenta a menor proporção relativa (92,10%), embora ainda represente uma paisagem majoritariamente natural.

As áreas antrópicas representam uma fração relativamente pequena em todos os corredores, variando de 0,60% no corredor B a 7,90% no corredor A.

Esses resultados demonstram que os corredores propostos conectam as áreas prioritárias de conservação por meio de matrizes dominadas por ecossistemas naturais, com baixa presença de usos antrópicos.

4.3.2.2 Uso e cobertura do solo nos corredores ecológicos

A Figura 6 apresenta a delimitação espacial dos cinco corredores ecológicos definidos na Bacia do Búzi (A, B, C, D e E), evidenciando diferenças quanto à extensão, à forma e à composição das classes de uso e de cobertura do solo.

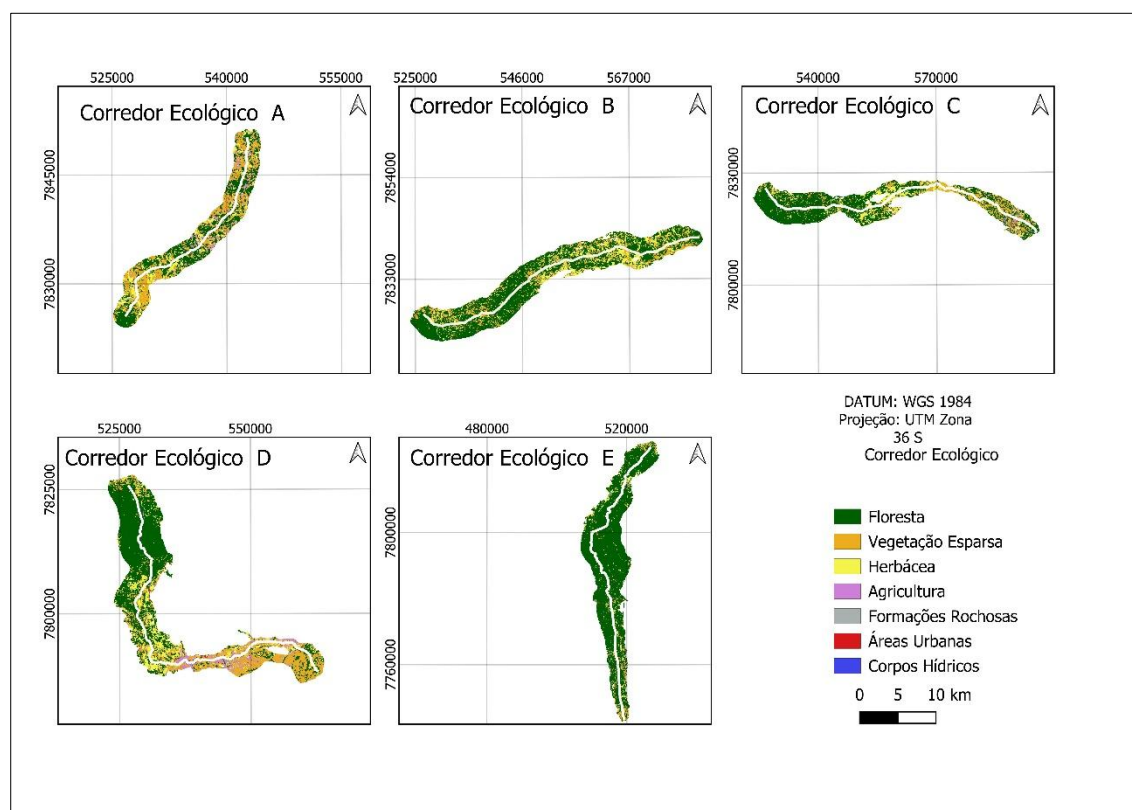


Figura 6: Corredores Ecológicos propostos para a Bacia do Búzi – Moçambique

A Tabela 6 apresenta a composição do uso e cobertura do solo nos cinco corredores ecológicos delineados.

Tabela 6: Uso e cobertura do solo em cada corredor ecológico proposto para a bacia do Búzi - Moçambique

Classe	Corredor A		Corredor B		Corredor C		Corredor D		Corredor E	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	4855,5	42,61	23680,71	65,94	40330,17	64,06	22959,9	54,22	26946,72	64,29
V. Esparsa	3810,78	33,44	6474,24	18,03	9143,46	14,52	10250,46	24,21	7886,97	18,82
V. Herbácea	1771,74	15,55	5452,11	15,18	11428,92	18,15	6096,6	14,40	5841,9	13,94
Agricultura	886,5	7,78	199,89	0,56	1512,99	2,40	2390,67	5,65	908,46	2,17
F. Rochosas	48,24	0,42	75,96	0,21	181,08	0,29	219,69	0,52	60,93	0,15
Urbano	13,68	0,12	16,2	0,05	85,41	0,14	166,59	0,39	73,26	0,17
R. Hidrográfica	8,46	0,07	14,67	0,04	278,91	0,44	264,6	0,62	197,01	0,47

A composição do uso e cobertura do solo nos corredores ecológicos propostos evidencia predominância marcante de formações naturais e seminaturais em todas as rotas delimitadas (Tabela 6). A cobertura florestal constitui a matriz dominante nos cinco corredores, variando de 42,61% no Corredor A a 65,94% no Corredor B, com os corredores C e E também apresentando proporção elevada de floresta, superior a 64%. O Corredor D apresenta valor intermediário de cobertura florestal (54,22%).

As classes de vegetação esparsa e herbácea constituem componentes expressivos da paisagem em todos os corredores, reforçando o predomínio da cobertura natural ao longo das rotas propostas. Destacam-se, nesse contexto, os corredores A e D, nos quais essas duas classes, somadas, correspondem a aproximadamente 49% e 39% da área total, respectivamente, indicando maior heterogeneidade estrutural da matriz paisagística nesses trechos.

Os usos antrópicos apresentam baixa representatividade espacial na maior parte dos corredores. A agricultura constitui o principal uso antrópico identificado, porém com participação reduzida na maioria das rotas, inferior a 3%, excetuando-se os corredores A (7,78%) e D (5,65%), nos quais sua presença é relativamente mais expressiva. As áreas urbanas, por sua vez, apresentam ocorrência residual, com percentuais inferiores a 0,4% em todos os corredores. Formações rochosas e corpos hídricos também têm participação espacial pouco significativa, geralmente inferior a 1%.

Em conjunto, esses resultados indicam que os corredores ecológicos delineados atravessam predominantemente paisagens de elevado grau de naturalidade, sugerindo condições estruturalmente favoráveis à manutenção da conectividade ecológica entre as áreas prioritárias de conservação identificadas na Bacia do Búzi.

4.3.2.3 Distribuição de áreas prioritárias de conservação nos corredores

A Tabela 7 apresenta a distribuição das classes de prioridade de conservação em cada corredor ecológico, considerando as categorias de restrição, média, alta e muito alta prioridade.

Tabela 7: Áreas prioritárias por corredor ecológico proposto para a bacia do Búzi - Moçambique

Classe	Corredor A		Corredor B		Corredor C		Corredor D		Corredor E	
	ha	%	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%
Restrições	6539,4	57,39	12233,07	34,06	22630,77	35,94	19388,61	45,78	7366,5	11,71
Muito Baixa	-	-	-	-	12,87	0,02	-	-	-	-
Baixa	-	-	-	-	8585,55	13,64	-	-	-	-

Média	894,78	7,85	332,19	0,93	2023,65	3,21	407,16	0,96	2974,59	4,73
Alta	3236,58	28,40	18569,7	51,71	13888,53	22,06	16074,72	37,96	11556,54	18,37
Muito Alta	724,14	6,35	4778,82	13,31	15819,57	25,13	6478,02	15,30	41016,06	65,19

A distribuição das classes de prioridade revelou-se heterogênea entre os corredores analisados. Nos corredores A e D, a classe de restrições destacou-se por proporções expressivas, correspondendo, respectivamente, a 57,39% e 45,78% da extensão total desses corredores. Esses valores indicam que parcelas substanciais dessas rotas ecológicas intersectam áreas com limitações significativas para ações de conservação ou de manejo.

No corredor B, a classe predominante foi a de alta prioridade de conservação, que ocupou 51,71% da área total, enquanto as áreas de muito alta prioridade corresponderam a 13,31%, evidenciando a importância estratégica desse corredor para a conectividade entre zonas prioritárias.

O corredor C apresentou distribuição relativamente equilibrada entre os níveis de prioridade: 25,13% de muito alta prioridade, 22,06% de alta prioridade, 13,64% de baixa prioridade e 0,02% de muito baixa prioridade.

No Corredor D, as áreas de alta prioridade somaram 37,96% e as de muito alta prioridade, 15,30% da extensão total.

O Corredor E destacou-se pela maior concentração de áreas de muito alta prioridade de conservação (65,19%), indicando forte sobreposição entre a rota proposta e zonas estratégicas para a biodiversidade.

Os corredores ecológicos propostos não apenas conectam o Parque Nacional de Chimanimani a outras áreas prioritárias, mas também atravessam extensas porções da paisagem classificadas como de alta e muito alta prioridade de conservação, reforçando seu potencial para fortalecer a conectividade ecológica na região.

4.3.3 Análise de sensibilidade do modelo de delimitação de áreas prioritárias para conservação e corredores ecológicos na bacia do Búzi - Moçambique

A análise de sensibilidade indicou que variações de $\pm 10\%$ nos pesos dos critérios não resultaram em alterações significativas na configuração espacial das áreas prioritárias para conservação nem na superfície de resistência da paisagem, o que se refletiu em trajetórias de corredores ecológicos altamente consistentes entre os cenários testados. A similaridade entre

os cenários foi quantificada pelo coeficiente de correlação de Pearson (r), que variou de 0,89 a 0,97, indicando elevada concordância espacial entre os mapas gerados. Esses resultados demonstram que as variações nos pesos dos critérios não resultaram em alterações significativas na estrutura espacial da priorização, o que evidencia a estabilidade do modelo.

De forma complementar, a hierarquização dos corredores ecológicos permaneceu invariável, indicando que as diferenças relativas entre as rotas propostas não são sensíveis a variações moderadas na ponderação dos critérios. Esses resultados sugerem que a definição das áreas prioritárias e das rotas de conectividade é predominantemente determinada pela organização espacial dos elementos da paisagem, e não por ajustes específicos nos pesos atribuídos às variáveis.

Em termos espaciais, as regiões classificadas como de alta e muito alta prioridade apresentaram elevada persistência entre os cenários, indicando que os núcleos de conservação identificados constituem padrões robustos da paisagem e não artefatos da parametrização do modelo.

Além da variação dos pesos, a análise de sensibilidade estrutural, baseada na abordagem *leave-one-out*, demonstrou que a exclusão individual de cada critério não resultou em mudanças substanciais na configuração geral das áreas prioritárias e dos corredores ecológicos, embora pequenas variações locais tenham sido observadas em regiões de transição entre classes. Esse resultado indica baixa redundância entre os critérios e reforça a robustez do modelo, sugerindo que os padrões identificados emergem da interação entre múltiplos fatores espaciais.

Os resultados da análise de sensibilidade, tanto em sua dimensão paramétrica quanto estrutural, indicam que o modelo apresenta elevada robustez, sendo pouco influenciado por incertezas na ponderação dos critérios ou pela exclusão individual de variáveis.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Áreas prioritárias para conservação na Bacia do Búzi - Moçambique

A identificação de áreas prioritárias para conservação constitui um dos principais instrumentos do planejamento sistemático da conservação, pois orienta a alocação de esforços

para locais com maior potencial de manter a biodiversidade e a funcionalidade dos ecossistemas em longo prazo (Lehtomäki; Moilanen, 2013; Margules; Pressey, 2000).

Em paisagens tropicais submetidas à intensa transformação do uso do solo, a distribuição dessas áreas resulta da interação entre características biofísicas, configuração da paisagem e intensidade das pressões antrópicas, e não apenas da presença de remanescentes naturais (Allan *et al.*, 2022; Jung *et al.*, 2021; Powers; Jetz, 2019). Os resultados obtidos para a Bacia do Búzi corroboram essa visão ao demonstrar que as prioridades de conservação refletem a organização espacial da paisagem como um sistema integrado.

A concentração das áreas classificadas como de alta e muito alta prioridade na região central da bacia evidencia esse padrão. Nessa porção, a maior continuidade dos remanescentes florestais coincide com relevo mais acidentado, menor acessibilidade e reduzida intensidade histórica de uso do solo, condições que favoreceram a manutenção de habitats relativamente íntegros. Embora associações semelhantes tenham sido descritas para outras paisagens tropicais, como Amazônia, Mata Atlântica e Andes (Correa Ayram *et al.*, 2016; Crouzeilles *et al.*, 2017), bem como em algumas regiões africanas (Allan *et al.*, 2022; Oehri *et al.*, 2024), os resultados indicam que esses fatores não atuam isoladamente. A importância ecológica dessas áreas decorre da interação entre disponibilidade de habitat, configuração espacial dos remanescentes, características topográficas e menor intensidade de perturbação antrópica.

Essa interpretação amplia a compreensão dos processos que estruturam a priorização espacial em bacias hidrográficas tropicais. Enquanto parte da literatura enfatiza atributos específicos, como cobertura florestal, riqueza de espécies ou proximidade de unidades de conservação (Allan *et al.*, 2022; Jung *et al.*, 2021), a abordagem empregada evidencia que a integração de múltiplos critérios representa de forma mais consistente a complexidade ecológica da paisagem. As áreas prioritárias identificadas correspondem, portanto, a setores onde diferentes atributos ambientais convergem para favorecer a manutenção dos processos ecológicos, reforçando a necessidade de abordagens integradas na definição de prioridades para conservação.

Os resultados contribuem para o debate sobre a importância relativa da quantidade de habitat e de sua configuração espacial. A hipótese da quantidade de habitat proposta por Fahrig (2013) atribui à disponibilidade total de habitat o papel predominante na manutenção da biodiversidade. Em contrapartida, diversos estudos demonstram que, em paisagens fragmentadas, a disposição espacial dos remanescentes e a qualidade da matriz influenciam

significativamente os processos ecológicos (Haddad *et al.*, 2015; Herrera *et al.*, 2017; Santini *et al.*, 2021; Saura; Pascual-Hortal, 2007). Na Bacia do Búzi, os dois componentes mostraram-se indissociáveis. As áreas de maior prioridade concentram elevada cobertura de vegetação natural, mas também apresentam uma configuração espacial que favorece a persistência dos habitats e reduz os efeitos da fragmentação. Esses resultados indicam que quantidade e configuração atuam de forma complementar, especialmente em paisagens submetidas a níveis intermediários de fragmentação.

Essa condição ajuda a explicar diferenças em relação a estudos desenvolvidos em outros contextos. Em paisagens pouco alteradas, a elevada disponibilidade de habitat reduz a influência da configuração espacial sobre os processos ecológicos. Em situações de fragmentação extrema, por outro lado, a escassez de habitat tende a se tornar o principal fator limitante. A Bacia do Búzi apresenta uma condição intermediária, na qual remanescentes naturais ainda permanecem relativamente distribuídos e a matriz antrópica conserva diferentes graus de permeabilidade. Nessas circunstâncias, abordagens que integram múltiplos componentes da paisagem apresentam maior capacidade de discriminar áreas prioritárias do que aquelas baseadas em um único critério.

Embora ocupem uma fração reduzida da bacia, as áreas classificadas como de muito alta prioridade reúnem os remanescentes florestais mais contínuos e de maior integridade ecológica. Por essa razão, sua contribuição para a manutenção da conectividade da paisagem, da persistência dos habitats e dos processos ecológicos é significativamente maior do que sua representatividade espacial poderia sugerir. A literatura demonstra que áreas estrategicamente posicionadas podem exercer influência muito superior àquela sugerida por sua dimensão territorial, favorecendo a persistência de populações, a manutenção do fluxo gênico e a estabilidade das metapopulações (Haddad *et al.*, 2015; Hilty *et al.*, 2020). Na Bacia do Búzi, esse padrão reforça que o valor para conservação depende tanto da qualidade ecológica quanto da posição ocupada pelos remanescentes na estrutura da paisagem.

Por outro lado, a predominância de áreas classificadas como de baixa prioridade reflete o histórico de expansão agrícola, exploração florestal e crescimento dos assentamentos humanos. Entretanto, classificá-las apenas como áreas de reduzido interesse para conservação seria uma interpretação limitada. Estudos demonstram que paisagens antropizadas podem desempenhar papel estratégico quando inseridas em programas de restauração direcionados para recuperar processos ecológicos e ampliar a funcionalidade da paisagem (Chazdon, 2014;

Crouzeilles *et al.*, 2017; Strassburg *et al.*, 2020). Assim, áreas atualmente degradadas podem assumir importância crescente quando localizadas entre remanescentes naturais ou em setores capazes de favorecer a reestruturação da paisagem.

Essa distinção entre áreas prioritárias para proteção e áreas prioritárias para restauração representa um aspecto relevante do presente estudo. Em vez de restringir a conservação aos remanescentes mais preservados, a abordagem adotada reconhece que diferentes setores da paisagem desempenham funções complementares para a manutenção da biodiversidade. Essa interpretação acompanha a evolução recente da Ecologia da Paisagem, na qual conservação e restauração deixam de ser estratégias independentes e passam a constituir componentes de um mesmo processo de gestão territorial (Aronson; Alexander, 2013; Strassburg *et al.*, 2020).

Do ponto de vista metodológico, a integração entre lógica Fuzzy e Processo Analítico Hierárquico (AHP) permitiu representar a variabilidade ambiental de forma mais compatível com a natureza contínua dos sistemas ecológicos, ao mesmo tempo em que incorporou critérios distintos em um processo transparente de tomada de decisão (Saaty, 2004; Singh; Singh; Singh, 2019; Stewart, 2019). Embora essas técnicas sejam amplamente empregadas em análises multicritério (Hou *et al.*, 2024; Malczewski, 2006; Vettorazzi; Valente, 2016), sua aplicação integrada à configuração da paisagem, rede hidrográfica, relevo, pressão antrópica e prioridades de conservação permanece pouco explorada em bacias hidrográficas tropicais africanas. Dessa forma, a contribuição metodológica do estudo não reside apenas na aplicação dessas ferramentas, mas na construção de um modelo integrado capaz de representar diferentes dimensões da funcionalidade ecológica da paisagem.

4.4.2 Corredores ecológicos e conectividade da paisagem na Bacia do Búzi - Moçambique

Os cinco corredores ecológicos identificados demonstram que a conectividade da Bacia do Búzi resulta da interação entre a distribuição espacial dos remanescentes florestais, a permeabilidade da matriz e a heterogeneidade do uso do solo em que áreas menos acessíveis funcionam como refúgios ecológicos, enquanto regiões mais acessíveis tendem a apresentar maior fragmentação, um padrão consistente com o observado em outras paisagens tropicais, nas quais a topografia atua como um filtro biofísico à expansão agrícola (Díaz-Vallejo *et al.*, 2025; Monteiro *et al.*, 2023). Esse padrão indica que a conectividade regional é determinada pela organização espacial da paisagem como um todo, e não apenas pela presença de grandes

blocos contínuos de habitat, corroborando evidências obtidas em paisagens tropicais fragmentadas (Fahrig, 2017; Prevedello; Vieira, 2010; Santini *et al.*, 2021).

Os padrões de custo acumulado reforçam essa interpretação ao revelar um gradiente contínuo de resistência entre áreas naturais e setores intensamente modificados pelo uso antrópico. Enquanto florestas, vegetação ripária e áreas em regeneração constituíram os trechos de menor resistência, paisagens dominadas por agricultura e assentamentos humanos concentraram os maiores custos potenciais de deslocamento. Essa distribuição evidencia que a conectividade deve ser interpretada como uma propriedade contínua da paisagem, influenciada pelas diferentes condições de permeabilidade da matriz, e não como uma separação rígida entre áreas conectadas e isoladas (McRae *et al.*, 2008; Zeller *et al.*, 2020; Zeller; McGarigal; Whiteley, 2012).

Esse comportamento ajuda a explicar por que a Bacia do Búzi difere de paisagens altamente preservadas ou extremamente fragmentadas. Em regiões pouco alteradas, a elevada disponibilidade de habitat reduz a importância relativa da configuração espacial. Em paisagens severamente degradadas, por outro lado, a escassez de habitat torna-se o principal fator limitante da conectividade. A Bacia do Búzi representa uma condição intermediária, na qual a permanência de remanescentes relativamente distribuídos e de uma matriz com permeabilidade variável permite que a organização espacial da paisagem exerça influência decisiva sobre a manutenção dos fluxos ecológicos. Essa característica evidencia que modelos baseados exclusivamente na quantidade de habitat tendem a representar apenas parcialmente os processos que estruturam a conectividade nesse tipo de sistema (Fletcher *et al.*, 2018; Haddad *et al.*, 2015; Herrera *et al.*, 2017).

Embora os corredores representem conexões estruturais potenciais, sua relevância ecológica transcende a simples ligação física entre fragmentos. A configuração observada indica elevada probabilidade de manutenção dos processos responsáveis pela persistência das populações, incluindo dispersão, fluxo gênico e recolonização de habitats. Essa interpretação é compatível com a concepção contemporânea de conectividade estrutural como uma aproximação espacial robusta para subsidiar o planejamento da conservação, especialmente em regiões onde informações detalhadas sobre movimentação das espécies ainda são limitadas (Saura; Pascual-Hortal, 2007; Tischendorf; Fahrig, 2000). Assim, a ausência de dados específicos sobre espécies não reduz a utilidade da modelagem, mas delimita o alcance das

inferências, que devem ser compreendidas como representações do potencial estrutural de conectividade da paisagem.

Os corredores identificados apresentaram elevada heterogeneidade espacial. Diferentemente da concepção clássica de corredores lineares e homogêneos (Beier & Noss, 1998), as rotas delimitadas atravessam diferentes tipos de cobertura do solo sem perda expressiva de continuidade estrutural. Essa característica reforça evidências de que matrizes parcialmente permeáveis podem desempenhar papel importante na manutenção da conectividade, desde que conservem condições suficientes para permitir o deslocamento das espécies (Fletcher *et al.*, 2018; Prevedello; Vieira, 2010; Santini *et al.*, 2021). Em consequência, a efetividade potencial dos corredores depende menos da uniformidade da vegetação e mais da capacidade da paisagem em manter níveis de resistência compatíveis com os processos ecológicos.

A comparação entre os cinco corredores demonstra que sua importância não pode ser definida por um único atributo estrutural. O corredor B apresentou as condições mais favoráveis, reunindo elevada cobertura de vegetação natural, baixa resistência da paisagem e reduzida influência da matriz antrópica, características frequentemente associadas à manutenção do fluxo gênico e da persistência populacional em paisagens fragmentadas (Beier; Noss, 1998; Saura; Pascual-Hortal, 2007). Entretanto, os resultados mostram que corredores estruturalmente mais íntegros não são necessariamente os únicos elementos determinantes da conectividade regional.

Os corredores C e E ilustram essa condição. O corredor E conecta áreas classificadas como de muito alta prioridade para conservação, favorecendo a manutenção de remanescentes com elevada integridade ecológica. O corredor C, por sua vez, destaca-se por ampliar a integração espacial entre diferentes setores da bacia, fortalecendo a conectividade em escala regional. Esses resultados indicam que corredores distintos podem desempenhar funções complementares na rede ecológica, seja preservando habitats de elevada qualidade, seja aumentando a conectividade entre múltiplos núcleos de vegetação. Essa diferenciação amplia abordagens tradicionais que classificam corredores apenas com base em métricas estruturais, ao demonstrar que sua contribuição depende também da posição ocupada na rede de conectividade (Dickson *et al.*, 2019; Saura; Torné, 2009).

Os corredores A e D, embora apresentem maior influência da matriz antrópica, também desempenham papel estratégico. Em vez de serem interpretados apenas como corredores de

menor qualidade, representam setores onde intervenções relativamente localizadas podem produzir ganhos expressivos de conectividade. A maior resistência observada ao longo dessas rotas indica áreas prioritárias para restauração da vegetação nativa, recuperação de matas ciliares e adoção de práticas produtivas capazes de aumentar a permeabilidade da matriz. Estudos baseados em teoria dos circuitos demonstram que segmentos dessa natureza frequentemente funcionam como gargalos ecológicos, exercendo influência desproporcional sobre a funcionalidade da rede (Dickson *et al.*, 2019; Keeley; Beier; Jenness, 2021b; McRae *et al.*, 2008). Embora este estudo tenha empregado a abordagem de Least-Cost Path, os padrões identificados fornecem informações igualmente relevantes para orientar ações de restauração em pontos críticos da paisagem.

4.4.3 Robustez metodológica, limitações do estudo e perspectivas para a modelagem

Do ponto de vista metodológico, um diferencial importante desta pesquisa foi integrar a modelagem dos corredores ao processo de priorização espacial das áreas de conservação. Em muitos estudos, corredores são delimitados independentemente da qualidade ecológica dos fragmentos conectados. Neste trabalho, as rotas foram estabelecidas entre áreas previamente identificadas como prioritárias, permitindo integrar qualidade do habitat, configuração da paisagem e conectividade em uma única estrutura analítica. Essa integração reduz inconsistências na definição de prioridades espaciais e oferece uma abordagem particularmente útil para bacias hidrográficas tropicais onde a disponibilidade de dados ecológicos ainda é limitada.

Os padrões espaciais identificados para as áreas prioritárias de conservação e os corredores ecológicos mostraram elevada consistência, mas, como em qualquer modelo espacial, sua interpretação deve considerar as simplificações inerentes à representação dos processos ecológicos. Modelos de conectividade descrevem o potencial de organização da paisagem para sustentar fluxos biológicos, constituindo ferramentas de apoio ao planejamento territorial, e não representações exatas do comportamento das espécies (Prima, M. *et al.*, 2024; Prima, M.-C. *et al.*, 2024; Schumaker, 2024). Essa distinção é particularmente importante em regiões tropicais, onde a escassez de informações ecológicas frequentemente limita a validação empírica dos modelos.

A principal limitação deste estudo decorre da ausência de dados sobre movimentação das espécies na Bacia do Búzi. Embora a conectividade estrutural represente uma aproximação

amplamente aceita para avaliar o potencial de deslocamento entre habitats (Day *et al.*, 2025; Prima, M. *et al.*, 2024), a efetiva utilização dos corredores depende das características ecológicas das espécies, incluindo capacidade de dispersão, seleção de habitat e tolerância à matriz antrópica (Fletcher *et al.*, 2019; Hilty *et al.*, 2020; Zeller *et al.*, 2020). Assim, a incorporação futura de dados provenientes de telemetria, armadilhas fotográficas, genética da paisagem e monitoramento populacional permitirá avaliar com maior precisão a correspondência entre os corredores estruturais identificados e a conectividade funcional.

Apesar dessa limitação, a análise de sensibilidade indicou elevada estabilidade das áreas prioritárias e dos corredores ecológicos diante de diferentes cenários de ponderação e exclusão de critérios. As pequenas variações observadas sugerem que a distribuição espacial das prioridades reflete características consistentes da organização da paisagem, reduzindo a probabilidade de que os resultados sejam consequência de escolhas específicas de parametrização. Esse aspecto é particularmente relevante porque análises multicritério são frequentemente questionadas pela subjetividade associada à definição dos pesos e à seleção das variáveis (Cinelli *et al.*, 2020; Malczewski, 2006; Więckowski *et al.*, 2023). No presente estudo, entretanto, essa influência mostrou-se limitada, aumentando a confiabilidade das inferências produzidas.

Essa robustez, contudo, não elimina as incertezas inerentes à modelagem espacial. A confiabilidade das simulações permanece condicionada à qualidade e à resolução dos dados de entrada, à forma como a superfície de resistência representa a permeabilidade da paisagem e às simplificações inevitáveis adotadas para representar processos ecológicos complexos (Day *et al.*, 2025; Prima, M.-C. *et al.*, 2024; Zeller; McGarigal; Whiteley, 2012). Consequentemente, os resultados devem ser interpretados como estimativas do potencial de conectividade, e não como representações exatas da dinâmica ecológica e dessa forma, a estabilidade observada deve ser interpretada como evidência da consistência interna da modelagem, e não como validação da resposta ecológica das espécies.

A modelagem dos corredores foi baseada no algoritmo Least-Cost Path (LCP), amplamente empregado para representar trajetórias potenciais de menor resistência entre áreas de habitat (Adriaensen *et al.*, 2003; Pineda-Zapata *et al.*, 2024; Seegmiller; Shirabe, 2023). Sua principal limitação decorre da hipótese de que os organismos selecionam rotas de menor custo acumulado, simplificando comportamentos influenciados por disponibilidade de recursos, interações ecológicas e variabilidade ambiental (Schaffer-Smith; Swenson; Bóveda-Penalba,

2016). Além disso, a definição da superfície de resistência depende da atribuição de valores às diferentes classes da paisagem, procedimento que, embora fundamentado na literatura e em conhecimento especializado, permanece como uma das principais fontes de incerteza em estudos de conectividade (Keeley; Beier; Jenness, 2021b; Koenig; Bender, 2018; Mateo-Sánchez *et al.*, 2015).

Nos últimos anos, modelos baseados na Teoria dos Circuitos têm ampliado as possibilidades de representação da conectividade ao incorporar múltiplas rotas potenciais e identificar gargalos ecológicos com maior detalhamento (Dickson *et al.*, 2019; McRae *et al.*, 2008). Entretanto, estudos comparativos mostram que, em paisagens com gradientes de resistência bem definidos, os principais eixos de conectividade identificados por essa abordagem tendem a convergir com aqueles obtidos pelo Least-Cost Path (Keeley; Beier; Jenness, 2021b). Considerando que o objetivo desta pesquisa foi integrar a modelagem da conectividade ao processo de priorização espacial das áreas de conservação, o LCP mostrou-se uma escolha metodologicamente adequada por combinar consistência ecológica, simplicidade operacional e facilidade de aplicação em regiões onde informações biológicas detalhadas ainda são escassas.

As limitações identificadas não reduzem a relevância dos resultados, mas indicam caminhos para o aprimoramento da modelagem da conectividade em paisagens tropicais. A integração entre dados de movimentação de espécies, superfícies de resistência calibradas empiricamente, genética da paisagem e abordagens complementares, como a Teoria dos Circuitos, permitirá refinar a representação dos processos ecológicos e ampliar a capacidade preditiva dos modelos. Dessa forma, os resultados apresentados constituem uma base robusta para orientar estratégias de conservação e restauração na Bacia do Búzi, ao mesmo tempo em que estabelecem um referencial metodológico passível de aperfeiçoamento em estudos futuros.

4.4.4 Implicações para conservação e planejamento da conectividade da paisagem

Os resultados obtidos ampliam a compreensão sobre a organização da conectividade ecológica em paisagens tropicais fragmentadas ao demonstrar que sua manutenção depende da interação entre quantidade de habitat, configuração espacial dos remanescentes e permeabilidade da matriz. Embora centrados na Bacia do Búzi, os resultados obtidos têm implicações que transcendem o contexto local, especialmente para paisagens tropicais submetidas a processos de fragmentação moderada. Os padrões observados fornecem uma

evidência adicional de que paisagens submetidas a níveis intermediários de fragmentação podem conservar elevado potencial de conectividade quando a organização espacial dos habitats e a permeabilidade da matriz favorecem a manutenção dos fluxos ecológicos.

Além da contribuição ecológica, o estudo propõe uma abordagem metodológica capaz de integrar, em um único processo analítico, a definição de áreas prioritárias para conservação e a modelagem de corredores ecológicos. Em vez de tratar essas etapas de forma independente, a integração entre lógica *Fuzzy*, Processo Analítico Hierárquico (AHP) e superfícies de resistência permitiu identificar simultaneamente áreas de maior importância para conservação e as conexões mais favoráveis entre elas. Essa abordagem reduz inconsistências frequentemente observadas em processos convencionais de priorização espacial e oferece um procedimento replicável para regiões onde a disponibilidade de informações ecológicas ainda é limitada (Bohnett *et al.*, 2024; Jiang *et al.*, 2024; Malczewski, 2006; Zeller *et al.*, 2024).

Do ponto de vista da gestão territorial, os resultados indicam que estratégias homogêneas de conservação tendem a ser menos eficientes do que intervenções orientadas pelas funções desempenhadas por cada setor da paisagem. Corredores estruturalmente mais íntegros devem ser priorizados para ações de proteção e prevenção da degradação, enquanto corredores sujeitos a maior influência antrópica representam áreas estratégicas para restauração ecológica e redução da resistência da matriz. Essa diferenciação permite direcionar recursos para locais capazes de produzir maiores ganhos de conectividade, aumentando a eficiência ecológica e econômica das intervenções (Brancalion *et al.*, 2019; Strassburg *et al.*, 2020).

Os resultados também evidenciam o potencial da abordagem para subsidiar políticas públicas em paisagens multifuncionais. Em Moçambique, onde grande parte da biodiversidade ocorre fora de áreas formalmente protegidas, a manutenção da conectividade depende da articulação entre instrumentos de ordenamento territorial, conservação da vegetação nativa, restauração ecológica e adoção de sistemas produtivos compatíveis com a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Hilty *et al.*, 2020; Newell *et al.*, 2025). Nessa perspectiva, corredores ecológicos deixam de representar apenas elementos cartográficos e passam a constituir componentes estratégicos para integrar conservação da biodiversidade, produção agrícola e adaptação das paisagens às mudanças ambientais.

A utilização de variáveis ambientais amplamente disponíveis amplia ainda o potencial de aplicação da metodologia em outras bacias hidrográficas tropicais submetidas à rápida conversão do uso da terra e à escassez de dados ecológicos, condição comum em diferentes

regiões da África Subsaariana. Assim, além de responder às demandas específicas da Bacia do Búzi, a abordagem proposta oferece um procedimento passível de adaptação a contextos semelhantes, contribuindo para fortalecer o planejamento sistemático da conservação em regiões onde limitações de informação frequentemente dificultam a tomada de decisão.

Este estudo demonstra que a conservação da biodiversidade em paisagens tropicais fragmentadas depende menos da proteção de áreas isoladas e mais da manutenção de redes espacialmente integradas capazes de sustentar os processos ecológicos em escala de paisagem. Ao combinar priorização espacial, modelagem de corredores ecológicos e avaliação da resistência da paisagem em uma estrutura analítica integrada, a pesquisa fornece evidências que contribuem tanto para o avanço da Ecologia da Paisagem quanto para o planejamento territorial aplicado. Mais do que identificar áreas prioritárias, os resultados oferecem um referencial metodológico para apoiar decisões de conservação, restauração e uso sustentável da terra em paisagens submetidas a intensos processos de transformação.

As implicações dos resultados do presente estudo vão além da Bacia do Búzi. Em Moçambique, as estratégias de conservação concentram-se historicamente nas áreas protegidas formais, enquanto extensas paisagens multifuncionais permanecem relativamente pouco consideradas no planejamento ambiental. A identificação de áreas prioritárias situadas fora desses limites evidencia a necessidade de ampliar a escala do planejamento, incorporando instrumentos capazes de orientar ações de conservação, restauração e ordenamento territorial em toda a paisagem.

4.5 CONCLUSÃO

A integração entre análise multicritério e modelagem de conectividade permitiu avançar da simples delimitação espacial à compreensão dos mecanismos que estruturam a conectividade paisagística. Essa abordagem evidencia que as estratégias de conservação devem ir além da proteção de fragmentos isolados, incorporando a gestão da matriz e a restauração de áreas estratégicas como componentes essenciais do planejamento territorial.

Embora o uso do modelo LCP represente uma simplificação dos processos ecológicos e dependa de dados estáticos, os resultados mostraram-se robustos e consistentes, oferecendo uma base confiável para subsidiar a tomada de decisão.

Os corredores ecológicos identificados têm potencial para reduzir o isolamento entre habitats, mas sua efetividade depende diretamente da integridade ecológica das áreas por eles atravessadas. Corredores associados a maior cobertura de vegetação natural oferecem melhores condições para o deslocamento de espécies, enquanto aqueles inseridos em matrizes mais degradadas requerem intervenções de restauração para se tornarem funcionalmente eficazes.

Em síntese, o estudo demonstra que a conectividade ecológica em paisagens tropicais fragmentadas é um fenômeno da interação entre a estrutura espacial e a permeabilidade da matriz, e não apenas da disponibilidade de habitat. Essa constatação reforça a necessidade de abordagens integradas que articulem proteção de áreas-núcleo, gestão da matriz e restauração de áreas estratégicas. Essa constatação reforça a necessidade de abordagens integradas que articulem proteção de áreas-núcleo, gestão da matriz e restauração de áreas estratégicas. Ao fornecer evidências empíricas e uma estrutura analítica replicável, os resultados oferecem subsídios relevantes para o planejamento territorial em contextos similares, contribuindo para o avanço de estratégias de conservação mais eficazes e espacialmente explícitas.

REFERÊNCIAS

- ADRIAENSEN, F. *et al.* The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 64, n. 4, p. 233–247, 2003. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204602002426>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- ALLAN, A. *et al.* Driving Forces behind Land Use and Land Cover Change: A Systematic and Bibliometric Review. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 1222, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/8/1222>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- ANTÔNIO, H. *et al.* Protected Areas—A Challenge for Quirimbas Archipelago (Mozambique). *Natural Resources*, [s. l.], v. 15, n. 12, p. 283–305, 2024. Disponível em: <https://www.scirp.org/journal/doi.aspx?doi=10.4236/nr.2024.1512018>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. *Restoration Ecology*, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.12011>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 12, n. 6, 1998. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/227661037_Do_Habitat_Corridors_Provide_Connectivity. Acesso em: 14.mar.2025
- BENNETT, A. F.; BENNETT, G. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2. eded. Gland Cambridge: IUCN, 2003. (Conserving forest ecosystems series, nº 1).

- BOHNETT, E. *et al.* Consolidating diverse modeling methods and spatial prioritization for multispecies connectivity planning. *Frontiers in Conservation Science*, [s. l.], v. 5, p. 1406944, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fcosc.2024.1406944/full>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- BOWMAN, J. Effects of cost surface uncertainty on current density estimates from circuit theory. 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343401735_Effects_of_cost_surface_uncertainty_on_current_density_estimates_from_circuit_theory. Acesso em: 15.jul.2024
- BRANCALION, P. H. S. *et al.* Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, [s. l.], v. 5, n. 7, p. eaav3223, 2019. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aav3223>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- CALEGARI, L. *et al.* Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622010000500012&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CHAZDON, R. L. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. [S. l.]: University of Chicago Press, 2014. Disponível em: <https://www.bibliovault.org/BV.landing.epl?ISBN=9780226118109>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- CIANCIULLO, S. *et al.* Analysis of land cover dynamics in Mozambique (2001–2016). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 81–92, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s12210-023-01133-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CINELLI, M. *et al.* How to support the application of multiple criteria decision analysis? Let us start with a comprehensive taxonomy. *Omega*, [s. l.], v. 96, p. 102261, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0305048319310710>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- CORREA AYRAM, C. A. *et al.* Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 7–37, 2016. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0309133315598713>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- CROUZEILLES, R. *et al.* Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, [s. l.], v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1701345>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- DAY, C. C. *et al.* Integrating mechanistic models of landscape change and animal behavior to measure functional connectivity. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 40, n. 3, p. 47, 2025. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-025-02046-8>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- DÍAZ-VALLEJO, M. *et al.* The relationship between the terrain slope and biodiversity conservation: a perspective from the specialist avifauna of Mexico. *Biological Conservation*,

- [s. l.], v. 308, p. 111219, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320725002563>. Acesso em: 21 maio 2026.
- DICKSON, B. G. *et al.* Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 239–249, 2019. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.13230>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.12130>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- FLETCHER, R. J. *et al.* Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 226, p. 9–15, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718305779>. Acesso em: 12 abr. 2026.
- FLETCHER, R. J. *et al.* Towards a unified framework for connectivity that disentangles movement and mortality in space and time. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 22, n. 10, p. 1680–1689, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.13333>. Acesso em: 17 jul. 2026.
- FONDA, F.; PETRILLO, M.; BACARO, G. A framework for assessing forest habitat connectivity loss and optimising reforestation efforts on the example of a hydropower project. *Environmental Management*, [s. l.], v. 76, n. 2, p. 52, 2026. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s00267-025-02351-7>. Acesso em: 21 maio 2026.
- FORMAN, R. T. T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. 9. print., transferred to digital printing. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2008.
- GAO, M. *et al.* Identifying Priority Areas for Ecological Protection and Restoration by Constructing a Water Ecological Security Pattern. *Ecosystem Health and Sustainability*, [s. l.], v. 11, p. 0310, 2025. Disponível em: <https://spj.science.org/doi/10.34133/ehs.0310>. Acesso em: 21 maio 2026.
- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HERRERA, L. P. *et al.* Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 26, n. 14, p. 3465–3479, 2017. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10531-017-1416-7>. Acesso em: 19 mar. 2026.

HILTY, J. *et al.* Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. [S. l.]: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/node/49061>. Acesso em: 18 mar. 2026.

HOU, Q. *et al.* Evaluation and optimization of ecological spatial resilience of Yanhe River Basin based on complex network theory. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 1361, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-51966-z>. Acesso em: 11 maio 2026.

HOWEY, M. C. L. Multiple pathways across past landscapes: circuit theory as a complementary geospatial method to least cost path for modeling past movement. *Journal of Archaeological Science*, [s. l.], v. 38, n. 10, p. 2523–2535, 2011. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0305440311001099>. Acesso em: 6 maio 2026.

JALKANEN, J. *et al.* Identifying priority urban green areas for biodiversity conservation and equitable recreational accessibility using spatial prioritization. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 259, p. 105356, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204625000635>. Acesso em: 21 maio 2026.

JIANG, H. *et al.* Integrating patch stability and network connectivity to optimize ecological security pattern. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 3, p. 54, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01852-w>. Acesso em: 11 maio 2026.

JIN, B. *et al.* Construction and optimization of ecological corridors in coastal cities based on the perspective of “structure-function”. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 27945, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-79433-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.

JONES, K. R. *et al.* Assessment of ecosystem status in Mozambique and implications for environmental planning. *Conservation Science and Practice*, [s. l.], p. e70189, 2026. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/csp2.70189>. Acesso em: 18 mar. 2026.

JUNG, M. *et al.* Areas of global importance for conserving terrestrial biodiversity, carbon and water. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 5, n. 11, p. 1499–1509, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-021-01528-7>. Acesso em: 19 mar. 2026.

KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; JENNESS, J. S. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 255, p. 109008, 2021a. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320721000604>. Acesso em: 20 jan. 2026.

KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; JENNESS, J. S. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 255, p. 109008, 2021b. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320721000604>. Acesso em: 27 jun. 2026.

KOENIG, S. J.; BENDER, D. J. Increasing the function in distance-based functional connectivity assessments: a modified spatial interaction model (SIM) approach. *Ecological Modelling*, [s. l.], v. 386, p. 47–58, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030438001830276X>. Acesso em: 18 mar. 2026.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>. Acesso em: 18 mar. 2026.

LEHTOMÄKI, J.; MOILANEN, A. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, [s. l.], v. 47, p. 128–137, 2013. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815213001072>. Acesso em: 18 mar. 2026.

LI, X. *et al.* Beyond species richness: Habitat fragmentation reduces community occupancy and functional richness of mountain forest mammals. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 318, p. 111828, 2026. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320726001394>. Acesso em: 10 abr. 2026.

LINDSEY, P. A. *et al.* Underperformance of African Protected Area Networks and the Case for New Conservation Models: Insights from Zambia. *PLoS ONE*, [s. l.], v. 9, n. 5, p. e94109, 2014. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0094109>. Acesso em: 18 mar. 2026.

LIU, Y.; LIU, Z.; ZHANG, X. The interactions between road networks and ecological corridors: A novel dual-network method. *Journal of Transport Geography*, [s. l.], v. 130, p. 104448, 2026. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0966692325003394>. Acesso em: 21 maio 2026.

LUO, Y. *et al.* Construction of ecological corridors in complex terrain areas based on the 'cost-function-ecological benefit' model. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 166, p. 112312, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X24007696>. Acesso em: 24 mar. 2026.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, [s. l.], v. 20, n. 7, p. 703–726, 2006. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/13658810600661508>. Acesso em: 14 abr. 2026.

MALCZEWSKI, J. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. *Transactions in GIS*, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 5–22, 2000. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1467-9671.00035>. Acesso em: 21 mar. 2026.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. [s. l.], 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35012251>. Acesso em 14.jul.2024

MATEO-SÁNCHEZ, M. C. *et al.* Estimating effective landscape distances and movement corridors: comparison of habitat and genetic data. *Ecosphere*, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 1–16, 2015. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/ES14-00387.1>. Acesso em: 19 mar. 2026.

MCRAE, B. H. *et al.* USING CIRCUIT THEORY TO MODEL CONNECTIVITY IN ECOLOGY, EVOLUTION, AND CONSERVATION. *Ecology*, [s. l.], v. 89, n. 10, p. 2712–

2724, 2008. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1890/07-1861.1>. Acesso em: 19 mar. 2026.

MONTEIRO, A. T. *et al.* Anthropogenic landscape change and amphibian diversity in tropical montane biodiversity hotspots: insights from satellite remote sensing in the Madagascar highlands. *Environment, Development and Sustainability*, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 7219–7242, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10668-023-04187-9>. Acesso em: 25 maio 2026.

MONTFORT, F. *et al.* From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 49–65, 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.3704>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MSOFE, N. K.; SHENG, L.; LYIMO, J. Mapping and Assessment of Ecosystem Services Supply and Demand of the Kilombero Valley Floodplain, Tanzania. *Ghana Journal of Geography*, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 101–109, 2024. Disponível em: <https://www.ajol.info/index.php/gjg/article/view/271842>. Acesso em: 18 mar. 2026.

MUCOVA, S. A. R. *et al.* Assessment of land use and land cover changes from 1979 to 2017 and biodiversity & land management approach in Quirimbas National Park, Northern Mozambique, Africa. *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 16, p. e00447, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989418301148>. Acesso em: 11 abr. 2024.

NEMATOLLAHI, S. *et al.* Spatial Prioritization for Ecotourism through Applying the Landscape Resilience Model. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 10, p. 1682, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/10/1682>. Acesso em: 18 mar. 2026.

NEWELL, R. *et al.* Dimensions of integration for landscape connectivity planning: a framework for understanding challenges and opportunities. *Ecology and Society*, [s. l.],

NEWMARK, W. D. Isolation of African protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, [s. l.], v. 6, n. 6, p. 321–328, 2008. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/070003>. Acesso em: 18 mar. 2026.

NIQUISSE, S. *et al.* Ecosystem services and biodiversity trends in Mozambique as a consequence of land cover change. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 297–311, 2017. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/21513732.2017.1349836>. Acesso em: 18 mar. 2026.

OEHRI, J. *et al.* Rapid evaluation of habitat connectivity change to safeguard multispecies persistence in human-transformed landscapes. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 33, n. 14, p. 4043–4071, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-024-02938-2>. Acesso em: 18 mar. 2026.

OLIVEIRA, E.; MEYFROIDT, P. Strategic spatial planning in emerging land-use frontiers: evidence from Mozambique. *Ecology and Society*, [s. l.], v. 27, n. 2, p. art5, 2022. Disponível em: <https://www.ecologyandsociety.org/vol27/iss2/art5/>. Acesso em: 18 mar. 2026.

PINEDA-ZAPATA, S. *et al.* Mapping the way: identifying priority potential corridors for protected areas connectivity in Colombia. *Perspectives in Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 156–166, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2530064424000178>. Acesso em: 18 mar. 2026.

POOR, E. E. *et al.* Comparing Habitat Suitability and Connectivity Modeling Methods for Conserving Pronghorn Migrations. *PLoS ONE*, [s. l.], v. 7, n. 11, p. e49390, 2012. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0049390>. Acesso em: 18 mar. 2026.

POWERS, R. P.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change*, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 323–329, 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-019-0406-z>. Acesso em: 18 mar. 2026.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 143, n. 1, p. 131–135, 2010. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709004169>. Acesso em: 17 jul. 2026.

PRIMA, M. *et al.* A comprehensive framework to assess multi-species landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 15, n. 12, p. 2385–2399, 2024. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.14444>. Acesso em: 29 abr. 2026.

PRIMA, M.-C. *et al.* Combined effects of landscape fragmentation and sampling frequency of movement data on the assessment of landscape connectivity. *Movement Ecology*, [s. l.], v. 12, n. 1, 2024. Disponível em: <https://movementecologyjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s40462-024-00492-8>. Acesso em: 23 jul. 2025.

ROMERO-BÁEZ, Ó. *et al.* Environmental and anthropogenic factors mediating the functional connectivity of the mesquite lizard along the eastern Trans-Mexican Volcanic Belt. *Molecular Ecology*, [s. l.], v. 33, n. 16, p. e17469, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/mec.17469>. Acesso em: 21 maio 2026.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022249677900335>. Acesso em: 18 mar. 2026.

SAATY, T. L. Decision making — the Analytic Hierarchy and Network Processes (AHP/ANP). *Journal of Systems Science and Systems Engineering*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 1–35, 2004. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11518-006-0151-5>. Acesso em: 18 mar. 2026.

SANTINI, L. *et al.* The interface between Macroecology and Conservation: existing links and untapped opportunities. *Frontiers of Biogeography*, [s. l.], v. 13, n. 4, 2021. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/6601q78t>. Acesso em: 19 mar. 2026.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 83, n. 2–3, p. 91–103,

2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204607000709>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 135–139, 2009. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815208000959>. Acesso em: 21 mar. 2026.

SAWYER, S. C.; EPPS, C. W.; BRASHARES, J. S. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?: Least-cost modelling for habitat linkage design. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 48, n. 3, p. 668–678, 2011. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>. Acesso em: 18 mar. 2026.

SCHAFFER-SMITH, D.; SWENSON, J. J.; BÓVEDA-PENALBA, A. J. Rapid conservation assessment for endangered species using habitat connectivity models. *Environmental Conservation*, [s. l.], v. 43, n. 3, p. 221–230, 2016. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0376892915000405/type/journal_article. Acesso em: 17 jul. 2026.

SCHUMAKER, N. H. A rapid assessment methodology for quantifying and visualizing functional landscape connectivity. *Frontiers in Conservation Science*, [s. l.], v. 5, p. 1412888, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fcosc.2024.1412888/full>. Acesso em: 2 jul. 2026.

SEEGMILLER, L.; SHIRABE, T. A method for finding a least-cost corridor on an ordinal-scaled raster cost surface. *Annals of GIS*, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 205–225, 2023. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19475683.2023.2166585>. Acesso em: 19 mar. 2026.

SINGH, M. P.; SINGH, Pitam; SINGH, Priyamvada. Fuzzy AHP-based multi-criteria decision-making analysis for route alignment planning using geographic information system (GIS). *Journal of Geographical Systems*, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 395–432, 2019. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10109-019-00296-0>. Acesso em: 13 abr. 2026.

SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. The context of REDD+ in Mozambique: drivers, agents and institutions. Bogor: CIFOR, 2012. (Occasional paper / CIFOR, nº 79).

STEWART, B. C. Assessing the permeability of large underpasses and viaducts on Interstate 5 in Southwest Washington State for local wildlife, with an emphasis on ungulates. [s. l.], 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/doi/10.13140/RG.2.2.16874.57288>. Acesso em: 18 mar. 2026.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, [s. l.], v. 586, n. 7831, p. 724–729, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-020-2784-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.

THEOBALD, D. M. *et al.* Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States. *Conservation Letters*, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 123–133, 2012. Disponível em:

<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1755-263X.2011.00218.x>. Acesso em: 18 mar. 2026.

TIN NGUYEN, V. T. *et al.* The effectiveness of connectivity of existing biodiversity corridors in Central Annamite, Vietnam. *Journal for Nature Conservation*, [s. l.], v. 86, p. 126952, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1617138125001293>. Acesso em: 21 maio 2026.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, [s. l.], v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>. Acesso em: 21 mar. 2026.

TIWARI, S.; TURNBULL, L.; WAINWRIGHT, J. Local- and global-scale hydrological and sediment connectivity over grassland and shrubland hillslopes. *Journal of Hydrology*, [s. l.], v. 655, p. 132896, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169425002343>. Acesso em: 21 maio 2026.

VALENTE, R. D. O. A. Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG. 2005. Doutorado em Recursos Florestais - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-15062005-154402/>. Acesso em: 18 mar. 2026.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. D. S.; VETTORAZZI, C. A. MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS FOR PRIORITIZING AREAS FOR FOREST RESTORATION. *CERNE*, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 53–60, 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-77602017000100053&lng=en&tlng=en. Acesso em: 18 mar. 2026.

VAN BREUGEL, M. *et al.* Persistent Effects of Landscape Context on Recruitment Dynamics During Secondary Succession of Tropical Forests. *Global Change Biology*, [s. l.], v. 31, n. 1, p. e70037, 2025. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.70037>. Acesso em: 21 maio 2026.

VETTORAZZI, C. A. Avaliação Multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos. 2007. null em Geoprocessamento - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/11/tde-06072007-103043/>. Acesso em: 18 mar. 2026.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, [s. l.], v. 94, p. 255–267, 2016. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857416303056>. Acesso em: 21 mar. 2026.

VOOGD, H. MULTICRITERIA EVALUATION WITH MIXED QUANTITATIVE AND QUANTITATIVE DATA. 1983. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/2261/7/WP-83-051.pdf>. Acesso em: 14.jul.2024

WIECKOWSKI, J. *et al.* Recent advances in multi-criteria decision analysis: A comprehensive review of applications and trends. *International Journal of Knowledge-based and Intelligent Engineering Systems*, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 367–393, 2023. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/full/10.3233/KES-230487>. Acesso em: 17 jul. 2026.

XIONG, G. *et al.* Impact of road infrastructure on wildlife corridors in Hainan rainforests. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, [s. l.], v. 139, p. 104539, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1361920924004966>. Acesso em: 21 maio 2026.

YUAN, R.; ZHANG, N.; ZHANG, Q. The impact of habitat loss and fragmentation on biodiversity in global protected areas. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 931, p. 173004, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969724031516>. Acesso em: 10 abr. 2026.

ZELLER, K. A. *et al.* Measuring ecological connectivity with ecological distance and dynamic resistant kernels. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 5, p. 95, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01890-4>. Acesso em: 29 abr. 2026.

ZELLER, K. *et al.* Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. *Land*, [s. l.], v. 9, n. 9, p. 303, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/9/9/303>. Acesso em: 11 abr. 2024.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9737-0>. Acesso em: 18 mar. 2026.

5. CAPÍTULO V

CONECTIVIDADE FUTURA DA PAISAGEM SOB CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA DO BÚZI, MOÇAMBIQUE: INTEGRANDO MODELAGEM DINÂMICA E ANÁLISE POR MENOR CUSTO

RESUMO

A conectividade da paisagem é fundamental para a conservação da biodiversidade, pois permite o fluxo gênico, a dispersão de espécies e a manutenção de processos ecológicos. No entanto, sua resposta a cenários futuros de uso e cobertura do solo permanece pouco explorada em abordagens prospectivas, especialmente em regiões tropicais sob pressão antrópica. Este estudo avaliou a conectividade futura da paisagem na Bacia do Búzi (Moçambique) para 2050, integrando a modelagem dinâmica de uso do solo (cenários BAU e PDS) à análise de caminhos de menor custo (LCP) para cinco corredores ecológicos. A estrutura da paisagem nos corredores foi analisada por meio da área total e da proporção da paisagem (PLAND), enquanto os índices Probability of Connectivity (PC) e Integral Index of Connectivity (IIC), calculados no software Graphab 2.8.8, foram utilizados para avaliar a conectividade funcional dos fragmentos florestais de cada corredor, permitindo identificar os corredores com maior importância funcional. O cenário BAU registrou predominância de áreas de alta resistência à movimentação da fauna, com cobertura florestal nos corredores variando entre 42,9% e 68,7%, enquanto o PDS elevou a cobertura florestal para 55–81,5%. O corredor E atingiu conectividade máxima ($PC = 1$, $IIC = 1$) no PDS, posicionando-se como prioridade máxima, enquanto o corredor A apresentou baixa conectividade no BAU ($PC = 0,65 - 0,72$) mas recuperou-se expressivamente no PDS ($PC = 0,97$). A abordagem integrada desenvolvida neste estudo fornece uma visão para apoiar decisões estratégicas de conservação da biodiversidade em paisagens tropicais sob crescente pressão antrópica.

Palavras-chave: conectividade da paisagem; corredores ecológicos; caminho de menor custo; probabilidade de conectividade; índice integral de conectividade; Bacia do Búzi.

ABSTRACT

Landscape connectivity is fundamental for biodiversity conservation as it enables gene flow, species dispersal, and the maintenance of ecological processes. However, its response to future land-use and land-cover scenarios remains poorly understood in tropical regions under anthropogenic pressure. This study assessed future landscape connectivity in the Búzi Basin (Mozambique) in 2050 by integrating dynamic land-use modeling (BAU and PDS scenarios) with least-cost path (LCP) analysis across five ecological corridors. Landscape structure within corridors was analyzed using total area and percentage of landscape (PLAND), while the Probability of Connectivity (PC) and Integral Index of Connectivity (IIC), computed in Graphab 2.8.8 software, were used to assess the functional connectivity of forest fragments within each corridor, aiming to identify corridors with the highest functional importance. The BAU scenario showed a predominance of high-resistance areas for fauna movement, with forest cover within corridors ranging from 42.9% to 68.7%, whereas PDS increased it to 55–

81.5%. Corridor E achieved maximum connectivity ($PC = 1$, $IIC = 1$) under PDS, ranking as the highest priority, while corridor A exhibited low connectivity under BAU ($PC = 0.65\text{--}0.72$) but recovered under PDS ($PC = 0.97$). The integrated approach developed in this study provides a replicable framework to support strategic biodiversity conservation decisions in tropical landscapes under increasing anthropogenic pressure.

Keywords: landscape connectivity; ecological corridors; probability of connectivity; integral index of connectivity; Búzi Basin.

5.1 INTRODUÇÃO

A conectividade da paisagem é amplamente reconhecida como um dos principais fatores que sustentam a persistência da biodiversidade em ambientes fragmentados, ao viabilizar o fluxo gênico, a dispersão de espécies e a manutenção de processos ecológicos essenciais (Bennett; Bennett, 2003; Louis-Lucas *et al.*, 2025; Naidoo *et al.*, 2025; Tischendorf; Fahrig, 2000). Em um contexto de intensificação das mudanças no uso e na cobertura do solo, essa conectividade deixa de ser uma propriedade estática e passa a refletir a dinâmica espaço-temporal da paisagem, sendo continuamente modificada por pressões antrópicas, como a expansão agrícola, a urbanização e o desenvolvimento de infraestruturas (Keeley; Beier; Jenness, 2021; Liu; Yu; Wei, 2019).

A abordagens analíticas que integrem a dimensão temporal tornam-se fundamentais para antecipar como mudanças futuras na configuração da paisagem podem afetar a funcionalidade ecológica. Estudos indicam que a combinação entre a modelagem de uso e cobertura do solo e as análises de conectividade constitui uma estratégia promissora para avaliar cenários futuros e orientar ações de conservação (Wang *et al.*, 2024).

Apesar dos avanços recentes, grande parte dos estudos ainda avalia a conectividade da paisagem sob uma perspectiva estática, desconsiderando explicitamente a natureza dinâmica das mudanças no uso e cobertura do solo. Essa limitação impede a compreensão da persistência funcional dos corredores ecológicos ao longo do tempo, especialmente em regiões tropicais sujeitas a rápidas transformações socioambientais. Assim, a integração entre a modelagem prospectiva da paisagem e as análises de conectividade emerge como uma lacuna crítica ainda pouco explorada na literatura recente.

Entre os métodos disponíveis, a modelagem de caminhos de menor custo (Least-Cost Path – LCP) destaca-se como uma abordagem amplamente utilizada para identificar corredores ecológicos potenciais. Essa técnica permite mapear rotas de mínima resistência ao

deslocamento entre áreas-núcleo, com base na atribuição de custos associados a diferentes classes de uso do solo e variáveis biofísicas e antrópicas (Balbi *et al.*, 2019; Beier; Noss, 1998; Poor *et al.*, 2012). Apesar de sua ampla aplicação, a maioria dos estudos baseados em LCP assume condições estáticas da paisagem, desconsiderando que a resistência ao movimento das espécies pode variar significativamente ao longo do tempo.

Essa limitação torna-se particularmente crítica em regiões sujeitas a rápidas transformações socioambientais, nas quais mudanças na matriz paisagística podem comprometer a funcionalidade de corredores previamente identificados ou alterar padrões de conectividade em escalas de tempo relativamente curtas (Masolele *et al.*, 2024; Yuh *et al.*, 2024). Nesse sentido, abordagens que considerem cenários futuros são essenciais para avaliar a robustez e a resiliência estrutural dos corredores ecológicos diante de diferentes trajetórias de uso do solo.

Sob essa perspectiva, a incorporação da dimensão temporal na análise da conectividade da paisagem representa um avanço relevante, ao permitir avaliar não apenas a configuração atual dos corredores ecológicos, mas também sua persistência frente a diferentes trajetórias de transformação da paisagem.

Estudos prévios concentram-se predominantemente na identificação espacial de corredores ecológicos sob as condições atuais. Em contraste, o presente capítulo adota uma abordagem integrada que combina modelagem dinâmica do uso e cobertura do solo com análise de conectividade baseada em caminhos de menor custo, permitindo explorar a reconfiguração dos corredores ao longo do tempo.

Diante disso, o objetivo geral deste estudo é avaliar a dinâmica da conectividade estrutural da paisagem sob cenários futuros de uso e cobertura do solo. Especificamente, busca-se: (i) modelar as superfícies de resistência com base em cenários prospectivos de uso e cobertura do solo para 2050; (ii) delimitar caminhos de menor custo entre áreas-núcleo de conservação nos diferentes cenários simulados; (iii) analisar mudanças na composição do uso do solo ao longo dos corredores; e (iv) discutir as implicações dos resultados para o planejamento territorial e a conservação adaptativa.

Além disso, este capítulo avança ao integrar explicitamente a dinâmica temporal da paisagem à modelagem de conectividade baseada em superfícies de resistência e caminhos de menor custo, permitindo avaliar não apenas a configuração atual, mas também a persistência e reconfiguração funcional dos corredores ecológicos sob cenários futuros.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A base cartográfica integrou dados planimétricos e altimétricos, incluindo: Modelo Digital de Elevação (MDE), utilizado para a derivação da declividade; rede hidrográfica, malha viária, limites administrativos e da bacia hidrográfica, áreas de conservação, obtidos gratuitamente da base de dados do Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção de Moçambique (CENACARTA); fragmentos florestais e áreas urbanas, derivados do mapa de uso e cobertura do solo referente ao ano de 2024. Todos os dados espaciais foram organizados no Sistema de Referência Geodésico WGS 84, na projeção UTM, Zona 36 Sul.

5.2.1 Modelagem de uso e cobertura do solo e da superfície de resistência

A modelagem de uso e cobertura do solo foi desenvolvida com o uso do software Dinâmica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), o qual utiliza modelos estocásticos de Cadeias de Markov, autômatos celulares e pesos de evidência aplicados para simular dois cenários: (i) um tendencial (*Business-as-Usual* - BAU), que representa a continuidade das tendências atuais de expansão agrícola e crescimento urbano, e (ii) outro de Políticas Ambientais (*Policy-Driven Scenarios* - PDS), que incorpora restrições à conversão de áreas naturais e medidas de conservação.

A simulação de cenários de uso e cobertura do solo, foi conduzida a partir de um protocolo sequencial (Pinto *et al.*, 2025) envolvendo: (i) cálculo da matriz de transição a partir de mapas de uso e cobertura do solo dos anos 2000 e 2024, para quantificar as mudanças entre classes; (ii) categorização de variáveis contínuas e organização dos dados espaciais em cubo de variáveis; (iii) estimativa das probabilidades espaciais de transição por meio do método bayesiano de Pesos de Evidência, gerando superfícies de favorabilidade; (iv) avaliação de multicolinearidade entre variáveis condicionantes com base nos índices de Cramer (V) e Incerteza da Informação Conjunta (U), garantindo independência estatística; (v) parametrização e execução do modelo com as funções *Patcher* e *Expander*, calibradas a partir de métricas de paisagem; (vi) validação da simulação por similaridade fuzzy em múltiplas janelas espaciais; e (vii) projeção de cenários futuros (BAU e PDS) até 2050, cujos mapas simulados serviram de base para a modelagem da conectividade e posterior delimitação de corredores ecológicos sob diferentes trajetórias de mudança da paisagem.

A conectividade funcional da paisagem foi modelada por meio da construção de superfícies de resistência em cada cenário (BAU e PDS), que representam o custo relativo de deslocamento das espécies em função de variáveis biofísicas e antrópicas.

Foram considerados seis critérios: mapas de uso e cobertura do solo simulados para 2050 em dois cenários (BAU e PDS), fragmentos florestais, proximidade a rios, distância às áreas urbanas, distância às estradas, proximidade às áreas de conservação e declividade.

A atribuição dos valores seguiu pressupostos ecológicos amplamente utilizados na literatura, nos quais áreas naturais contínuas apresentam menor resistência, enquanto áreas antrópicas ou inóspitas impõem maiores barreiras ao deslocamento (Jin *et al.*, 2024; Luo *et al.*, 2024; Pinto; Keitt, 2009). Assim, cada variável foi reclassificada em valores de resistência variando de 1 (maior permeabilidade) a 100 (maior restrição ao movimento) Tabela 1.

A floresta nativa recebeu valor 1, enquanto áreas urbanas, corpos hídricos e formações rochosas receberam 100. Classes intermediárias (vegetação esparsa, vegetação herbácea, agricultura) receberam 25, 50 e 75, respectivamente. Para a declividade, atribuíram-se valores 1 a encostas íngremes (>75%), 50 a encostas intermediárias (20 –75%) e 100 a encostas suaves (0 - 20%). Para rios, estradas, áreas de conservação e fragmentos florestais, foram aplicadas funções de resistência baseadas na proximidade (ex.: 1 para células dentro ou adjacentes ao elemento, aumentando para 100 para distancias além de uma distância limite).

Tabela 1: Pesos e valores de resistência para cada fator de resistência para a Bacia do Búzi - Moçambique

Tipo de Resistência	Fator de Resistência	Valor de Resistência	Pesos
Uso e cobertura do solo	Floresta	1	0,3520
	Vegetação esparsa	25	
	Herbácea	50	
	Agricultura	75	
	Formações Rochosas	100	
	Area urbana	100	
	Corpos Hídricos	100	
Declividade	(0% a 20%)	100	0,0448
	(20% a 75%)	50	
	(75 a 100%)	1	
Rede hidrográfica	(-2 a 0)	1	0,1780
	(0 a 3500)	100	
Malha viária	(2 a 200)	100	0,1076
	(200 a 500)	50	
	(500 a 2500)	1	
Áreas de conservação	(-2 a 0)	1	0,0949
	(0 a 2000)	25	
	(2000 a 10000)	50	
	(10000 a 50000)	75	
	(50000 a 150000)	100	
Fragmentos florestais	(-2 a 0)	1	0,2187
	(0 – 3500)	100	

Posteriormente, foi aplicado o método de Processo de Análise Hierárquica (Tabela 2) para a atribuição de pesos aos fatores de resistência, assegurando a coerência entre os modelos de priorização e de conectividade (Balbi *et al.*, 2019; Saaty; Vargas, 2012). Gerou-se a superfície de resistência pela agregação dos mapas representativos de critérios, no SIG Terset 20.0.3.

Tabela 2: Matriz de comparação pareada para definição de superfície total de resistência

Critério	Uso	Frag	R.Hidro	M. V	A.C	Decliv	Peso de fator
Uso	1						0,352
Frag	1/2	1					0,2187
R.Hidro	1/3	1/2	1				0,178
M. V	1/3	1/2	1/2	1			0,1076
A.C	1/3	1/2	1/3	1	1		0,0949
Decliv	1/5	1/4	1/4	1/3	1/2	1	0,0488

Sendo:

Uso – Uso e cobertura do solo; Frag – Fragmentos florestais; R.Hidro – Rede hidrográfica; MV – Malha viária; A.C – Áreas de conservação e; Decliv- declividade

Para comparar as modificações na superfície de resistência entre 2024 e os cenários projetados (BAU e PDS) para 2050, os pixels foram reclassificados em quatro níveis de resistência: baixa (<25), média (≥ 25 e <50), alta (≥ 50 e <75) e muito alta (≥ 75 e ≤ 100).

As superfícies de resistência geradas para cada cenário constituem a base para a delimitação dos corredores ecológicos e para a análise comparativa da conectividade da paisagem sob diferentes trajetórias de uso e cobertura do solo.

5.2.2 Delimitação dos corredores ecológicos futuros

Com o objetivo de avaliar os efeitos futuros das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a conectividade da paisagem, foram delimitados cinco corredores ecológicos potenciais (A a E) por meio do método do Caminho de Menor Custo (Least-Cost Path – LCP), conectando pares de áreas-núcleo: o Parque Nacional de Chimaninani como área de origem e áreas classificadas como de média, alta e muito alta prioridade de conservação como destino e que coincidem com áreas de maior extensão de cobertura florestal contínua em 2024.

A utilização do método de caminho de menor custo (Least Cost Path – LCP) neste capítulo não se configura como uma limitação metodológica, mas como uma escolha analítica coerente com o objetivo de identificar rotas de deslocamento ótimas potenciais entre áreas-núcleo prioritárias. Em modelos de conectividade funcional, o LCP representa o caminho energeticamente mais eficiente entre dois pontos, incorporando a heterogeneidade da paisagem por meio de superfícies de resistência, nas quais diferentes classes de uso do solo impõem custos distintos ao movimento dos organismos (Pechanec *et al.*, 2025). Evidências empíricas indicam que o LCP é capaz de representar trajetórias preferenciais de deslocamento em ambientes fragmentados, sendo particularmente útil quando o objetivo é identificar conexões estratégicas entre habitats críticos (Balbi *et al.*, 2019). Assim, este capítulo adota uma abordagem direcionada de conectividade funcional, focada na eficiência de rotas específicas, em contraste com abordagens difusas que representam múltiplos caminhos simultaneamente.

Para cada cenário, foram elaboradas superfícies de resistência próprias, integrando variáveis biofísicas e antrópicas combinadas com a informação de uso e cobertura do solo derivada dos mapas simulados. Essa estruturação permitiu analisar, de forma independente em cada cenário, os efeitos das mudanças na paisagem sobre a configuração e a funcionalidade dos corredores ecológicos.

A modelagem dos caminhos ótimos baseou-se na geração de superfícies de custo acumulado, a partir das quais foram extraídas as rotas de menor custo entre as áreas-núcleo. Esse procedimento possibilitou a identificação de trajetórias que minimizam o custo de deslocamento na paisagem, considerando, de forma integrada, os diferentes condicionantes ambientais e antrópicos.

O LCP foi calculado por meio dos algoritmos *r.cost* e *r.drain* no GRASS GIS/QGIS. O módulo *r.cost* gerou uma superfície de custo acumulado a partir da origem, e o *r.drain* traçou o caminho ótimo até cada destino com base nessa superfície. Esse procedimento permitiu obter as rotas ótimas de menor custo entre as áreas-núcleo, que foram posteriormente analisadas quanto à geometria e à funcionalidade.

A largura do corredor foi definida dinamicamente como 10% do comprimento total do Least Cost Path (LCP), abrangendo todos os pixels que compartilham o mesmo valor mínimo acumulado de custo. Essa abordagem proporcional baseia-se na premissa de que a largura de corredores ecológicos deve ser adaptativa ao contexto da paisagem, em vez de fixa, permitindo

melhor representação da heterogeneidade espacial e das variações estruturais do habitat, conforme tem sido recomendado em abordagens de modelagem de conectividade que enfatizam a necessidade de incorporar múltiplas escalas espaciais e incertezas estruturais na definição de corredores ecológicos (Santini; Saura; Rondinini, 2016; Zeller *et al.*, 2024). Diretrizes ecológicas indicam que a definição da largura dos corredores deve considerar a função ecológica, o contexto da paisagem e os efeitos de borda, uma vez que corredores mais estreitos tendem a apresentar maior exposição a condições microclimáticas adversas e menor área de habitat interior, o que pode comprometer sua eficácia ecológica, especialmente para espécies sensíveis à fragmentação (Brazuelo Núñez *et al.*, 2025; Hofmann *et al.*, 2024). Assim, larguras proporcionais à extensão do corredor podem contribuir para mitigar esses efeitos, garantindo maior estabilidade ecológica e funcionalidade da conectividade ao longo do gradiente espacial, sendo essa uma abordagem coerente com práticas contemporâneas de planejamento de conectividade multiescala.

Embora a modelagem de conectividade adotada neste estudo seja baseada em superfícies de resistência generalizadas e na aplicação do método de caminho de menor custo (LCP), assume-se que tais superfícies representam uma aproximação da conectividade funcional da paisagem. Essa abordagem, amplamente utilizada em estudos de ecologia da paisagem, parte do pressuposto de que a resistência atribuída às diferentes classes de uso e cobertura do solo reflete, de forma indireta, a resposta média de grupos funcionais de espécies à heterogeneidade da matriz (Balbi *et al.*, 2019; Hilty *et al.*, 2020). Assim, os resultados devem ser interpretados como uma estimativa da conectividade potencial da paisagem, e não como uma representação específica do comportamento de uma espécie em particular.

5.2.2.1 Análise da geometria e composição dos corredores

A dinâmica dos corredores foi avaliada por meio de uma abordagem comparativa entre a configuração de 2024 e cenários futuros de 2050. Para cada corredor, foram analisados: deslocamentos espaciais do trajeto; mudanças no comprimento e na estabilidade ou reorganização da rota de menor custo.

Realizou-se a análise da estrutura interna dos corredores, considerando a composição do uso e cobertura do solo dentro da área delimitada. Foram calculadas: área absoluta das classes e a proporção da paisagem (PLAND). Essa análise permitiu quantificar as perdas, os ganhos ou a estabilidade da cobertura natural ao longo do tempo.

Adicionalmente, foram quantificadas as transformações na cobertura florestal entre 2024 e os cenários futuros (2050), analisando ganhos e perdas líquidas para cada corredor ecológico. Esta abordagem, fundamentada nos conceitos de análise de mudança de cobertura do solo propostos por Pontius; Malizia, (2004), permite identificar tendências de expansão ou retração da cobertura florestal em cada cenário, complementando a análise qualitativa da trajetória dos corredores.

O Ganho líquido foi obtido pela diferença positiva entre a área florestal em 2050 e área florestal em 2024, indicando expansão líquida da classe no período. A perda líquida foi calculada pela diferença positiva entre a área florestal de 2024 e a de 2050, indicando retração líquida da classe no período.

Estas métricas representam balanços líquidos e, portanto, não distinguem entre persistência e troca espacial, uma limitação reconhecida por Aldwaik; Pontius, (2012) e Pontius; Malizia, (2004). Apesar desta limitação, a análise de ganhos e perdas líquidas é suficiente para identificar quais corredores são mais vulneráveis à perda de habitat e quais apresentam potencial para expansão florestal nos diferentes cenários.

5.2.2.2 Avaliação da conectividade funcional dos corredores ecológicos

Para priorizar os cinco corredores para conservação, duas métricas de conectividade baseadas em grafos foram calculadas para limiares de dispersão de 200 e 500 metros, utilizando o software Graphab 2.8.8, considerando os fragmentos florestais como manchas de habitat nomeadamente: Probabilidade de Conectividade (PC) e Índice Integral de Conectividade (IIC).

Probabilidade de Conectividade (PC – Probability of Connectivity): quantifica a probabilidade de que dois pontos aleatórios na paisagem estejam conectados por um caminho por meio de manchas de habitat, considerando a área das manchas e uma função exponencial negativa de probabilidade de dispersão. A formulação geral do índice PC é dada por:

$$PC = \frac{1}{A_L^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}$$

Onde:

A_L = área total da paisagem

n = número de fragmentos de habitat

a_i e a_j = área dos fragmentos i e j

p_{ij} = probabilidade de dispersão entre os fragmentos i e j

Índice Integral de Conectividade (IIC – Integral Index of Connectivity): métrica estrutural baseada na topologia da rede. A formulação matemática do IIC é expressa por:

$$IIC = \frac{1}{A_L^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + nl_{ij}}$$

Onde:

A_L = área total da paisagem

a_i e a_j = área dos fragmentos i e j

nl_{ij} = número de ligações no caminho mais curto entre os fragmentos.

Ambos os índices variam de 0 (sem conectividade) a 1 (conectividade máxima).

A adoção dos limiares de dispersão de 200 m e 500 m baseia-se na necessidade de representar diferentes capacidades de movimento das espécies na paisagem, uma vez que a conectividade ecológica varia significativamente entre organismos com distintos traços de história de vida e habilidades de dispersão (Zeller *et al.*, 2024).

Distâncias nessa faixa são amplamente utilizadas para representar escalas locais de movimento e espécies de baixa a média mobilidade, especialmente em abordagens de conectividade baseadas em grafos e kernels, que consideram múltiplas escalas espaciais para capturar padrões ecológicos mais realistas. Além disso, a utilização de múltiplos limiares é recomendada em estudos de conectividade, uma vez que os modelos são altamente dependentes da distância máxima de dispersão adotada e frequentemente carecem de dados empíricos precisos, sendo comum a aplicação de cenários com diferentes valores para reduzir incertezas (Ortiz-Rodríguez; Guisan; Van Strien, 2023; Reyes-Moya; Sánchez-Montes; Martínez-Solano, 2022).

Assim, o limiar de 200 m representa um cenário mais restritivo, associado a espécies com menor capacidade de deslocamento, enquanto 500 m reflete condições mais permissivas de conectividade, permitindo incorporar um espectro mais amplo de espécies e proporcionando uma avaliação mais robusta da rede ecológica.

Com base nos valores das métricas PC (Probability of Connectivity) e IIC (Integral Index of Connectivity), foi calculada a média normalizada para definir o ranking de prioridade

de conservação entre os corredores em todos os cenários. A fórmula de normalização utilizada foi: $(PC + IIC) / 2$. O ranking de prioridade varia de 1 a 5, sendo 1 o de maior prioridade de conservação e 5 o de menor prioridade.

5.2.3 Análise de sensibilidade

Uma análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a robustez das superfícies de resistência e dos LCPs frente a incertezas nos pesos do AHP. Cada um dos seis pesos dos critérios foi sistematicamente ajustado em $\pm 10\%$ em relação ao seu valor original, com a soma renomeada para 1.

Para cada variação, uma nova superfície de resistência foi gerada e os cinco LCPs foram recalculados para o mapa simulado de uso e cobertura do solo. As mudanças no comprimento e na trajetória dos corredores foram avaliadas qualitativamente e quantitativamente.

Adicionalmente, foi conduzida uma análise de sensibilidade estrutural por meio da abordagem *leave-one-out*, na qual cada critério foi removido individualmente e o modelo reprocessado. Essa estratégia permite avaliar a contribuição relativa de cada variável na definição dos padrões espaciais de priorização e de conectividade, identificando possíveis redundâncias ou dependências estruturais entre os fatores considerados.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Cenários futuros da paisagem da bacia do Búzi - Moçambique

A dinâmica geral da paisagem evidencia trajetórias contrastantes de transformação associadas às mudanças no uso e cobertura do solo ao longo do tempo (Figura 1).

A validação da simulação do modelo de mudança de uso do solo para o período 2000-2024 resultou em valores máximos de similaridade Fuzzy de 0,40 (janela 1×1), 0,52 (janela 3×3), 0,60 (janela 5×5), 0,68 (janela 7×7), 0,74 (janela 9×9) e 0,79 (janela 11×11). O aumento consistente da similaridade com o tamanho da janela indica que o modelo calibrado reproduz satisfatoriamente os padrões espaciais agregados da paisagem, sendo adequado para a projeção dos cenários futuros até 2050, ainda que com limitações na alocação precisa de mudanças em escala local.

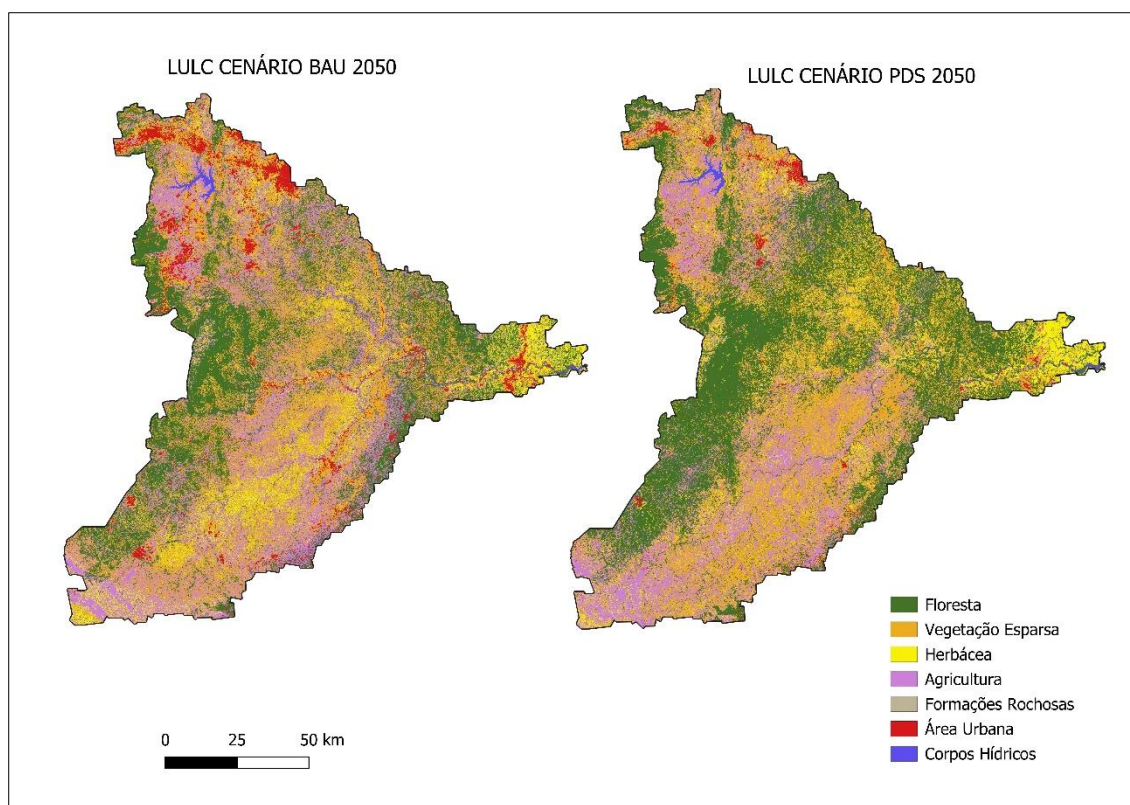


Figura 1: Uso e cobertura do solo simulados para o ano de 2050 nos cenários BAU e PDS na Bacia do Búzi – Moçambique

Observa-se que a intensificação das atividades antrópicas tende a promover a conversão de áreas naturais e a simplificação estrutural da paisagem, enquanto a adoção de políticas de conservação favorece processos de regeneração e um maior equilíbrio entre as classes de uso. A Tabela 3 apresenta a composição da paisagem em 2024 (condição de referência) e as projeções para 2050 nos cenários BAU e PDS.

Tabela 3: Simulação de cenários da paisagem da bacia do Búzi nos cenários BAU e PDS

Classes	2024 Real		BAU - 2050		PDS - 2050	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	834615,40	33,16	701689,50	27,87	919784,10	36,54
Vegetação Esparsa	797782,40	31,70	770199,50	30,59	746069,20	29,64
Herbácea	228686,00	9,09	234094,30	9,30	239405,60	9,51
Agricultura	549590,10	21,84	666751,30	26,48	547525,40	21,75
Formações Rochosas	73858,23	2,93	13917,60	0,55	13917,60	0,55
Area Urbana	21935,61	0,87	119343,10	4,74	39293,46	1,56
Corpos Hídricos	10322,55	0,41	11495,70	0,46	11495,70	0,46

No cenário tendencial (BAU), que pressupõe a continuidade das dinâmicas observadas entre 2000 e 2024, a paisagem apresenta mudanças estruturais, marcadas pela intensificação do uso antrópico. Observa-se uma redução expressiva da classe floresta, associada à sua conversão para a agricultura e para áreas urbanas, enquanto a vegetação esparsa também diminui, ainda que de forma mais moderada. Em contrapartida, a agricultura registra forte expansão, consolidando-se como principal vetor de transformação da paisagem. A área urbana apresenta o crescimento relativo mais acentuado, o que reflete a intensificação dos processos de urbanização. Esse conjunto de mudanças indica um cenário de maior fragmentação e simplificação da paisagem, com predominância de usos antrópicos.

Por outro lado, o cenário orientado por políticas ambientais (PDS) evidencia uma trajetória distinta, marcada pela contenção da expansão antrópica e pela valorização dos processos de conservação. Nesse contexto, a classe floresta apresenta recuperação significativa, impulsionada tanto pela proteção de remanescentes quanto por processos de regeneração natural, sobretudo em áreas de vegetação esparsa e usos agrícolas abandonados. A agricultura mantém-se praticamente estável, indicando forte controle sobre a expansão da fronteira agrícola, enquanto a área urbana cresce de forma mais moderada e direcionada. A vegetação esparsa reduz-se principalmente devido à sua conversão em formações florestais, e a classe herbácea apresenta leve incremento associado a áreas de transição. As demais classes permanecem estáveis. Essa configuração resulta em uma paisagem mais contínua e estruturalmente equilibrada.

Em ambos os cenários, a dinâmica da paisagem implica alterações diretas na superfície de resistência e, conseqüentemente, na conectividade funcional da paisagem, influenciando a definição e a efetividade dos corredores ecológicos.

Essas transformações na composição e na configuração da paisagem constituem o principal mecanismo de controle da conectividade ecológica nos cenários analisados. Alterações na proporção e na distribuição espacial das classes de uso do solo influenciam diretamente a construção das superfícies de resistência, condicionando a localização, o comprimento e a eficiência dos corredores ecológicos. Dessa forma, os padrões observados nos cenários BAU e PDS estabelecem a base para compreender as mudanças subseqüentes na geometria e na funcionalidade dos corredores ao longo da paisagem.

5.3.2 Superfície de Resistência – Cenário BAU e PDS

No cenário BAU, a área de alta resistência foi predominante, seguida pelas classes média, muito alta e, por fim, baixa. Em comparação, o cenário PDS apresentou aumento na área de baixa e média resistência, enquanto a classe muito alta registrou redução. A classe alta manteve-se como a mais expressiva, com um pequeno incremento em relação ao cenário anterior. Esses resultados evidenciam a diminuição da resistência no cenário PDS, indicando uma configuração espacial mais permeável e favorável à conectividade em comparação ao cenário BAU.

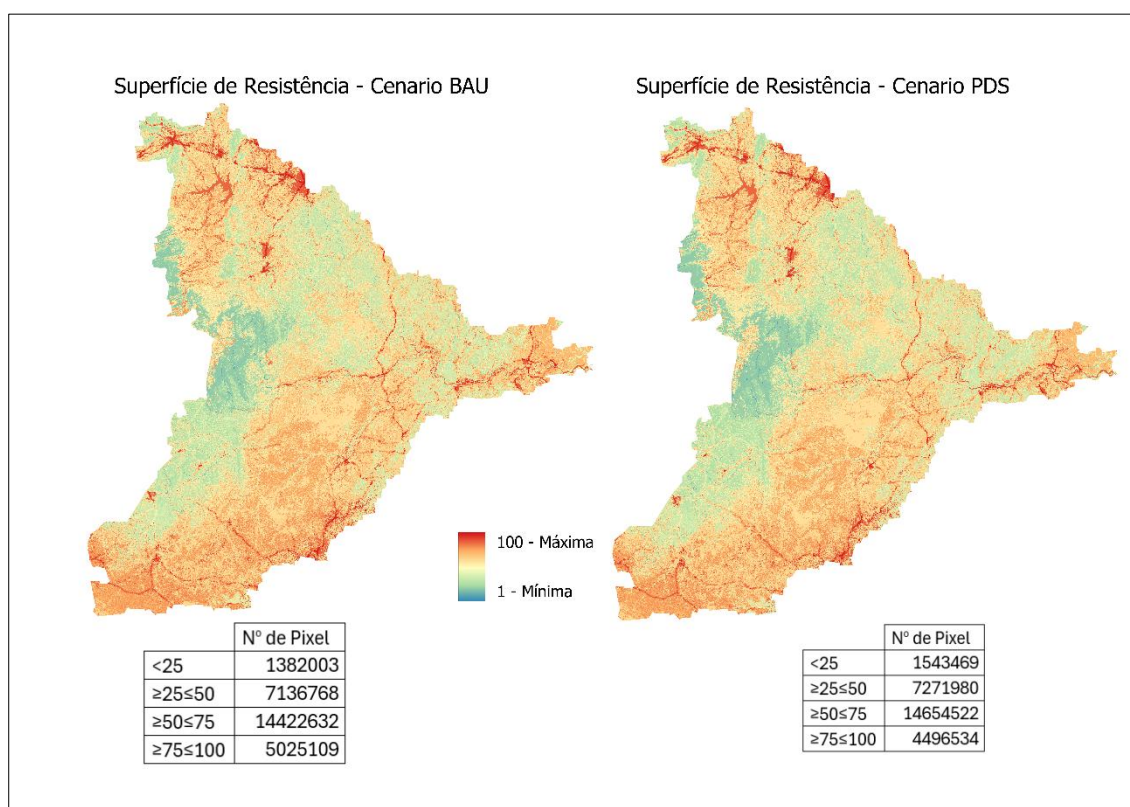


Figura 2: Superfície de resistência dos dois cenários (BAU e PDS) na bacia do Búzi – Moçambique.

5.3.3 Geometria e composição dos corredores ecológicos para cada cenário

As alterações na superfície de resistência refletiram-se diretamente na geometria dos corredores ecológicos, evidenciando a forte dependência da conectividade em relação à configuração espacial da matriz da paisagem.

A análise comparativa do comprimento dos corredores ecológicos nos cenários BAU (Business as Usual) e PDS (Policy-Driven Scenario) revelou padrões distintos de resposta às

mudanças na paisagem. Os corredores apresentaram variações significativas em sua extensão, conforme sintetizado na Tabela 4.

Tabela 4: Comprimento dos corredores ecológicos (em km) nos diferentes cenários e respectivas variações em relação à configuração da paisagem no ano de 2024.

Corredor	2024	BAU - 2050	PDS - 2050	Δ BAU	Δ PDS
A	33	40	40	+ 7	+ 7
B	63	64	71	+ 1	+ 8
C	103	116	119	+ 13	+ 16
D	80	63	63	- 17	- 17
E	97	100	99	+ 3	+ 2

O comprimento dos corredores ecológicos (Figura 3), apresentou variações entre os cenários futuros BAU (*Business as Usual*) e PDS (*Policy-Driven Scenario*), com predominância de aumento em relação à configuração dos corredores no ano de 2024. O Corredor C registrou os maiores acréscimos em ambos os cenários, passando de 103 km em 2024 para 116 km no cenário BAU e 119 km no cenário PDS em 2050, correspondendo a incrementos de 13 km e 16 km, respectivamente.

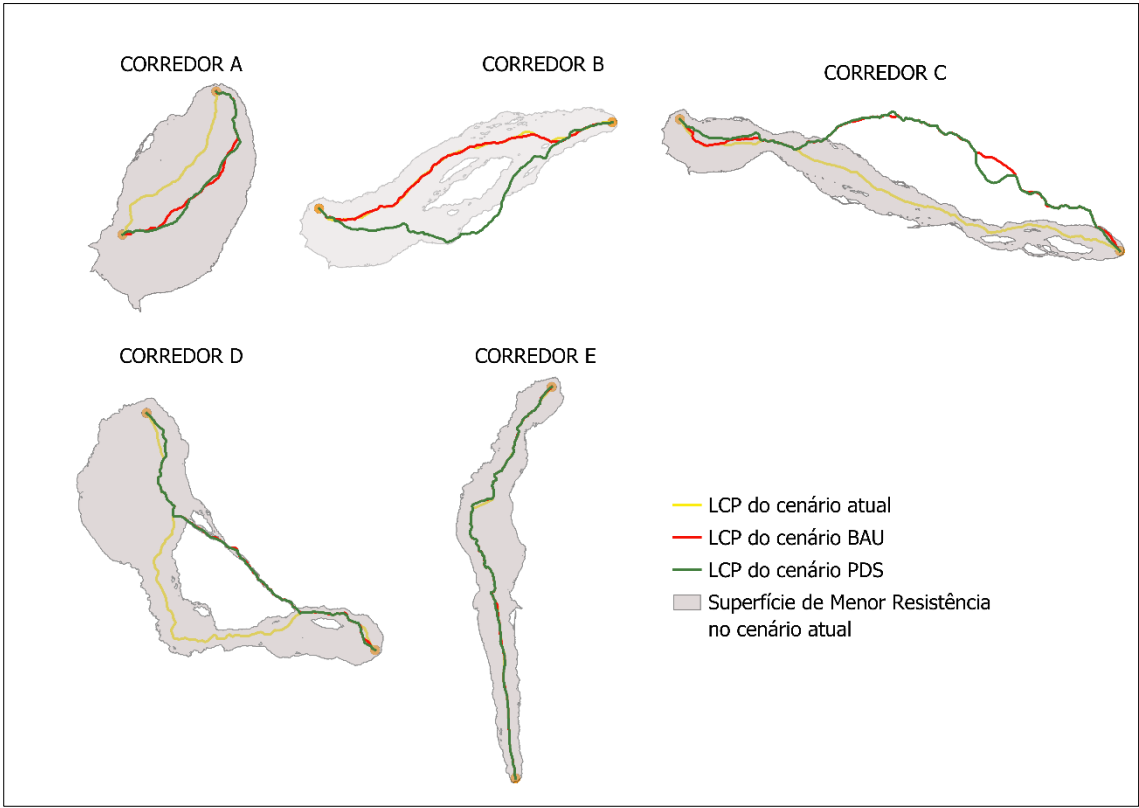


Figura 3: Comportamento do trajeto dos corredores no ano de 2024 e nos cenários BAU e PDS – 2050 na bacia do Búzi – Moçambique

O Corredor B também apresentou aumento expressivo de extensão, especialmente no cenário PDS, no qual passou de 63 km para 71 km, representando um acréscimo de 8 km, enquanto no cenário BAU a variação foi mais discreta, com um aumento de 1 km. O Corredor A apresentou incremento idêntico nos dois cenários projetados, passando de 33 km para 40 km.

Em contraste, o Corredor D foi o único a apresentar redução de extensão, passando de 80 km para 63 km em ambos os cenários, o que representa um encurtamento de 17 km em relação à condição de 2024. Já o Corredor E manteve relativa estabilidade, com variações pouco expressivas entre os cenários, oscilando de 97 km na situação de 2024 para 100 km no BAU e 99 km no PDS.

Para além das variações de comprimento, a configuração espacial das rotas também apresentou mudanças significativas. A análise das rotas modeladas pelo método Least Cost Path (LCP) evidência alterações nas trajetórias dos corredores entre os cenários, refletindo a reorganização da resistência da paisagem em resposta às mudanças no uso e na cobertura do solo.

O corredor A manteve trajetória relativamente estável nos três cenários, com pequena variação nos cenários futuros, sugerindo que a rota original se tornou marginalmente menos permeável, o que exigiu um desvio para contornar áreas de maior resistência.

O corredor B apresentou mudança mais pronunciada no cenário PDS, com deslocamento de sua trajetória o que sugere que, mesmo em um cenário conservacionista, a rota ótima precisou se ajustar para evitar áreas de maior resistência que persistiram ou se intensificaram na paisagem, associadas a usos antrópicos consolidados ou zonas de borda de fragmentos florestais.

O corredor C registrou a maior modificação entre os cenários. No cenário BAU, a trajetória já se apresentava mais longa do que em 2024; porém, foi no cenário PDS que o desvio se tornou mais acentuado. Este comportamento indica que as medidas conservacionistas previstas no PDS, embora aumentem a área de floresta, também podem criar barreiras ao fluxo ecológico se não forem acompanhadas de planejamento cuidadoso da conectividade. O desvio pode representar a busca por trajetos de maior qualidade ecológica, mesmo que mais longos.

O corredor D contrastou com os demais ao apresentar uma retificação significativa de sua rota nos cenários BAU e PDS. A trajetória do ano 2024, mais sinuosa e longa, foi substituída por um percurso mais direto, refletindo a redução da resistência na paisagem futura

que pode estar associada à regeneração de áreas degradadas, à expansão de habitats favoráveis ou à remoção de barreiras antrópicas.

O corredor E manteve trajetória essencialmente estável, com pequenos ajustes locais no cenário PDS que não comprometem sua configuração geral.

Em conjunto, as variações no comprimento e na trajetória dos corredores evidenciam que a resposta da conectividade à dinâmica da paisagem ocorre de forma espacialmente heterogênea. Enquanto o aumento do comprimento reflete a necessidade de contornar áreas de maior resistência, os deslocamentos e reconfigurações das trajetórias indicam ajustes na busca por rotas mais eficientes. Esses resultados demonstram que mudanças aparentemente sutis na matriz podem provocar reorganizações significativas na geometria dos corredores, reforçando o caráter não linear da conectividade paisagística.

5.3.4 Análise da evolução, estrutura e composição dos corredores

A análise evolutiva dos corredores ecológicos evidencia que a dinâmica interna não pode ser compreendida apenas pela permanência do trajeto ótimo (LCP), mas, sobretudo, pela transformação da matriz que os compõe.

A Figura 4 apresenta a localização espacial dos cinco corredores ecológicos delimitados (A a E) na Bacia do Búzi e as respectivas classes de uso e cobertura, sobrepondo os trajetos de menor custo (LCP) às áreas-núcleo de origem (Parque Nacional de Chimanimani) e de destino (áreas prioritárias para conservação).

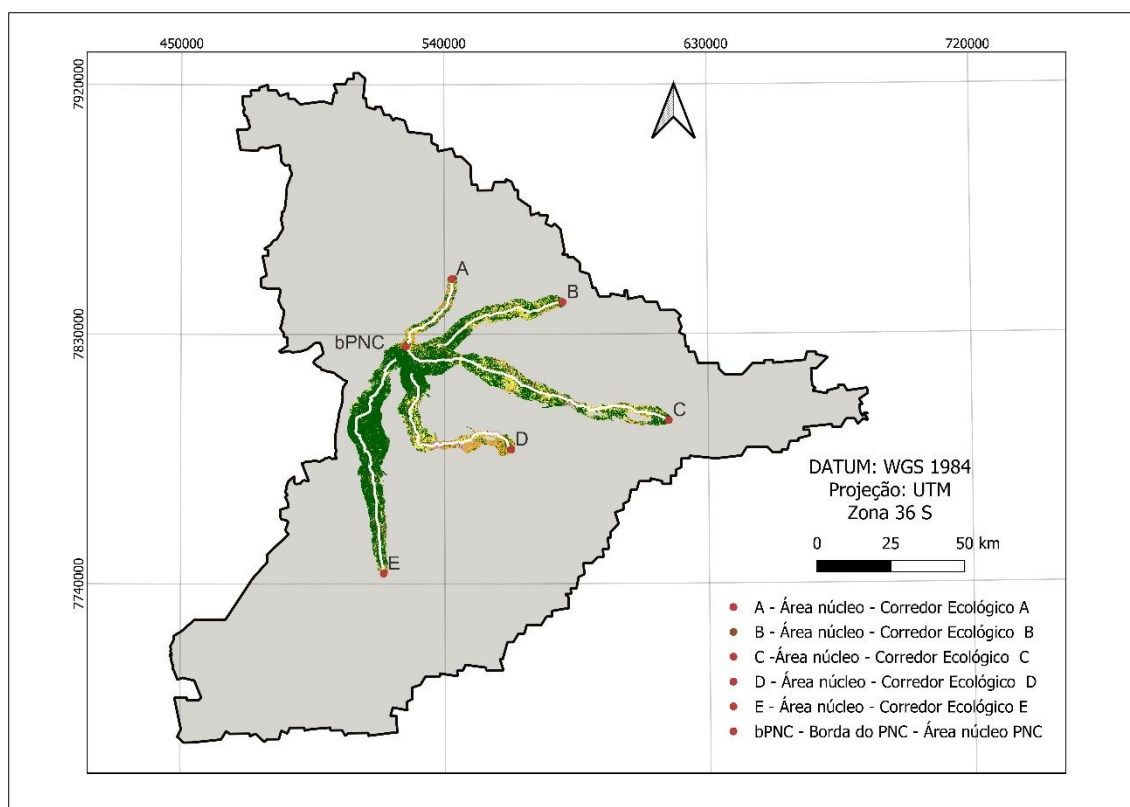


Figura 4: Áreas-núcleo e corredores ecológicos delimitados na Bacia do Búzi – Moçambique – 2024.

No cenário BAU (Tabela 6), os corredores apresentam percentuais de cobertura florestal variando entre 42,9% (Corredor A) e 68,7% (Corredor E). Observa-se que quatro dos cinco corredores permanecem próximos ao limiar de 50% de cobertura natural,

Tabela 5: Uso e cobertura do solo em cada corredor ecológico proposto - 2024

Classe	Corredor A		Corredor B		Corredor C		Corredor D		Corredor E	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	4855,5	42,61	23680,71	65,94	40330,17	64,06	22959,9	54,22	26946,72	64,29
V. Esparsa	3810,78	33,44	6474,24	18,03	9143,46	14,52	10250,46	24,21	7886,97	18,82
V. Herbácea	1771,74	15,55	5452,11	15,18	11428,92	18,15	6096,6	14,40	5841,9	13,94
Agricultura	886,5	7,78	199,89	0,56	1512,99	2,41	2390,67	5,65	908,46	2,17
F. Rochosas	48,24	0,42	75,96	0,21	181,08	0,29	219,69	0,52	60,93	0,15
Urbano	13,68	0,12	16,2	0,05	85,41	0,14	166,59	0,39	73,26	0,17
C. Hídricos	8,46	0,07	14,67	0,04	278,91	0,44	264,6	0,62	197,01	0,47

Tabela 6: Uso e cobertura do solo em cada corredor ecológico proposto - cenário BAU

Classe	Corredor A		Corredor B		Corredor C		Corredor D		Corredor E	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	7055,46	42,90	16850,88	49,21	19823,85	46,83	16367,4	47,49	41546,43	68,72

V. Esparsa	4136,49	25,15	9012,06	26,32	11953,71	28,24	7182,27	20,84	9050,76	14,97
V. Herbácea	4320,36	26,27	7092,09	20,71	7130,43	16,85	8538,48	24,77	8157,42	13,49
Agricultura	743,04	4,52	1070,55	3,13	1705,41	4,03	1442,43	4,19	1052,55	1,74
F. Rochosas	30,51	0,19	62,64	0,18	258,57	0,61	196,38	0,57	274,41	0,45
Urbano	121,95	0,74	139,59	0,41	899,91	2,13	573,03	1,66	325,71	0,54
C. Hídricos	37,08	0,23	14,31	0,04	558,63	1,32	166,23	0,48	50,67	0,08

Tabela 7: Uso e cobertura do solo em cada corredor ecológico proposto - cenário PDS

Classe	Corredor A		Corredor B		Corredor C		Corredor D		Corredor E	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	9121,23	55,98	20541,6	65,76	43922,16	55,06	18583,92	60,40	48731,85	81,58
V. Esparsa	3165,03	19,42	5010,12	16,04	18618,75	23,34	4445,19	14,44	4885,11	8,18
V. Herbácea	3498,12	21,47	5251,05	16,81	12722,31	15,95	6337,71	20,6	4913,1	8,23
Agricultura	324,72	1,99	266,94	0,85	2601,72	3,26	718,56	2,34	418,5	0,70
F. Rochosas	50,49	0,31	86,67	0,28	326,43	0,41	188,01	0,61	459	0,77
Urbano	99,81	0,61	53,55	0,17	1031,85	1,29	337,77	1,10	279,09	0,47
C. Hídricos	37,08	0,23	25,29	0,08	553,14	0,69	154,44	0,50	44,91	0,08

A composição interna no BAU revela presença expressiva de vegetação esparsa e herbácea, que em alguns corredores supera 40% da área total. Embora essas classes possam representar estágios sucessionais intermediários, sua predominância indica redução da densidade florestal e menor capacidade de suporte para espécies especialistas,

Outro aspecto relevante na evolução estrutural é a presença de agricultura e uso urbano, No BAU, a agricultura atinge até 4,5% no Corredor A e 4,18% no D, enquanto o urbano chega a 2,12% no Corredor C.

No cenário PDS (Tabela 7), a evolução estrutural assume trajetória distinta. Todos os corredores apresentam aumento consistente da cobertura florestal, variando entre 55% e 81,5%. O deslocamento para patamares superiores a 55% indica superação de limiares críticos associados à estabilidade estrutural.

Paralelamente, o PDS reduz sistematicamente vegetação esparsa, herbácea e agricultura. Essa reorganização interna sugere processos de restauração ou consolidação florestal, diminuindo a heterogeneidade negativa da matriz.

Tabela 8: Dinâmica da cobertura florestal por corredor ecológico entre os anos 2024 e 2050 na Bacia do Búzi - Moçambique

Corredor	Floresta 2024 (ha)	BAU 2050 (ha)	PDS 2050 (ha)	BAU: Ganho/Perda	PDS: Ganho/Perda	BAU: % mudança	PDS: % mudança
----------	-----------------------	------------------	------------------	---------------------	---------------------	-------------------	-------------------

A	4.855,50	7.055,46	9.121,23	+2.199,96	+4.265,73	+45,3%	+87,9%
B	23.680,71	16.850,88	20.541,60	-6.829,83	-3.139,11	-28,8%	-13,3%
C	40.330,17	19.823,85	43.922,16	-20.506,32	+3.591,99	-50,8%	+8,9%
D	22.959,90	16.367,40	18.583,92	-6.592,50	-4.375,98	-28,7%	-19,1%
E	26.946,72	41.546,43	48.731,85	+14.599,71	+21.785,13	+54,2%	+80,9%

Valores positivos indicam ganho líquido de floresta; valores negativos indicam perda líquida. As porcentagens representam a variação relativa em relação à área florestal de 2024 em cada corredor.

A análise da dinâmica líquida da cobertura florestal (Tabela 8) revela respostas contrastantes entre os corredores e cenários. No cenário BAU, três corredores (B, C e D) apresentam perda líquida de floresta, com destaque para o Corredor C que perde aproximadamente 50,8% de sua cobertura florestal (-20.506 ha). Apenas os corredores A e E apresentam ganho líquido neste cenário, com incrementos de 45,3% e 54,2%, respectivamente.

No cenário PDS, observa-se reversão da tendência negativa no Corredor C, que passa a apresentar ganho líquido de 8,9% (+3.592 ha). Os corredores A e E ampliam significativamente seus ganhos relativos para 87,9% e 80,9%, respectivamente. Apesar disso, os corredores B e D mantêm perda líquida mesmo no PDS, embora com magnitude reduzida em relação ao BAU (perdas de 28,8% para 13,3% no corredor B, e de 28,7% para 19,1% no corredor D).

Do ponto de vista ecológico, a evolução observada no PDS indica maior homogeneidade florestal interna, menor efeito de borda e aumento da continuidade estrutural, fatores diretamente associados à resiliência da paisagem.

As mudanças observadas na composição interna dos corredores têm implicações diretas sobre sua conectividade funcional. O aumento da cobertura florestal e a redução de usos antrópicos no cenário PDS tendem a ampliar a continuidade do habitat e reduzir barreiras ao deslocamento, favorecendo o aumento dos valores de conectividade. Por outro lado, a predominância de classes intermediárias e antrópicas no cenário BAU contribui para a fragmentação interna dos corredores, limitando sua eficiência funcional. Assim, a qualidade da matriz interna emerge como um fator determinante para explicar as diferenças observadas nas métricas de conectividade entre os cenários.

5.3.5 Priorização de corredores ecológicos para conservação

Os resultados de PC e IIC (Tabela 9) evidenciam diferenças marcantes na conectividade entre os corredores ecológicos, bem como respostas distintas aos cenários simulados. De forma geral, o cenário BAU apresenta valores mais baixos e maior variabilidade, enquanto o cenário PDS promove ganhos consistentes na conectividade da paisagem,

No cenário BAU, o corredor A apresenta os menores valores de conectividade (PC variando de 0,718 a 0,654 e IIC de 0,688 a 0,622), o que se reflete diretamente na menor prioridade de conservação (ranking 5). Além disso, a redução dos índices com o aumento do limiar indica elevada sensibilidade à escala de dispersão, sugerindo baixa robustez funcional. Em contraste, o corredor B apresenta boa conectividade (PC entre 0,925 e 0,937; IIC entre 0,913 e 0,925), com pequena variação entre limiares e uma prioridade intermediária (ranking 3), refletindo relativa estabilidade estrutural. O corredor C apresenta conectividade moderada (PC entre 0,829 e 0,880; IIC entre 0,792 e 0,881), posicionando-se entre os menos eficientes (ranking 4 - 5), o que sugere maior fragmentação. Já os corredores D e E exibem os maiores níveis de conectividade nesse cenário: o corredor D apresenta valores muito elevados (PC até 0,991 e IIC até 0,991), ocupando posição de destaque (ranking 2), enquanto o corredor E mantém conectividade elevada (PC entre 0,906 e 0,921; IIC entre 0,894 e 0,902), com prioridade relevante (ranking 3), mesmo sob condições sem intervenção.

Tabela 9: Ranking de Prioridade para implementação de Corredor ecológico na bacia do Búzi - Moçambique: 1 - maior prioridade de conservação, 5 - menor prioridade

Corredor	Cenário	Limiar	PC	IIC	Média normalizada (PC+IIC) /2	Ranking Prioridade
A	BAU	200	0,71834	0,68792	0,70313	5
	BAU	500	0,65481	0,62187	0,63834	5
	PDS	200	0,96945	0,97176	0,97061	3
	PDS	500	0,96682	0,96879	0,96781	3
B	BAU	200	0,93651	0,92477	0,93064	3
	BAU	500	0,92453	0,91327	0,9189	3
	PDS	200	0,93153	0,93264	0,93209	4
	PDS	500	0,92401	0,93085	0,92743	4
C	BAU	200	0,87968	0,88107	0,88038	4
	BAU	500	0,82906	0,79249	0,81078	5
	PDS	200	0,94365	0,93568	0,93966	4
	PDS	500	0,91276	0,91476	0,91376	4
D	BAU	200	0,98848	0,98992	0,9892	2

E	BAU	500	0,9796	0,97732	0,97846	2
	PDS	200	0,99077	0,99122	0,99099	2
	PDS	500	0,98555	0,98675	0,98615	2
	BAU	200	0,90625	0,89375	0,9	3
E	BAU	500	0,92078	0,90223	0,91151	3
	PDS	200	1	1	1	1
	PDS	500	0,9999	0,9999	0,9999	1
	PDS	500	0,9999	0,9999	0,9999	1

No cenário PDS, observa-se uma melhoria generalizada da conectividade, embora com intensidades distintas entre os corredores. O corredor A apresenta o maior ganho relativo, atingindo valores elevados (PC até 0,969 e IIC até 0,972), o que resulta em aumento substancial da sua prioridade de conservação. O corredor B mantém níveis altos de conectividade (PC entre 0,924 e 0,932; IIC entre 0,931 e 0,933), porém com menor destaque relativo (ranking 4), indicando que, apesar de funcional, não se configura como prioritário. O corredor C também apresenta melhorias (PC até 0,944; IIC até 0,936), mas permanece com prioridade intermediária (ranking 4), abaixo dos corredores mais eficientes. Por outro lado, os corredores D e E consolidam-se como os mais importantes para a conectividade da paisagem: o corredor D mantém valores muito elevados e posição de destaque (ranking 2), enquanto o corredor E atinge conectividade máxima no cenário PDS (PC e IIC iguais a 1), assumindo a maior prioridade de conservação (ranking 1).

Esses resultados evidenciam que a conectividade funcional emerge da interação entre a quantidade de habitat, sua configuração espacial e a permeabilidade da matriz, reforçando a natureza integrada desse processo.

A análise de sensibilidade indicou que variações de $\pm 10\%$ nos pesos dos critérios não resultaram em mudanças significativas na configuração espacial da superfície de resistência nem nos trajetos dos corredores ecológicos. Esse resultado confirma que os padrões de conectividade são controlados primariamente pela estrutura espacial da paisagem, e não por ajustes específicos na ponderação dos critérios.

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Mudanças na resistência da paisagem e implicações para conectividade

Os resultados demonstram que as mudanças no uso e cobertura do solo modificam não apenas a disponibilidade de habitat, mas sobretudo a organização espacial da resistência da paisagem, condicionando a conectividade entre os remanescentes florestais da Bacia do Búzi.

No cenário BAU, a predominância de áreas classificadas como alta e muito alta resistência indica uma matriz progressivamente mais restritiva ao deslocamento da fauna. Em contraste, o cenário PDS promoveu expansão das classes de baixa e média resistência, associada à redução de áreas altamente impermeáveis. Esse rearranjo espacial sugere aumento da permeabilidade ecológica da matriz e maior capacidade de manutenção dos fluxos biológicos em escala regional.

A resposta observada evidencia que a conectividade da paisagem é particularmente sensível à configuração espacial da matriz antrópica. Embora a quantidade de habitat permaneça um componente central, estudos indicam que a disposição espacial dos remanescentes pode exercer influência equivalente ou até superior sobre a conectividade funcional (Fletcher *et al.*, 2018; Justeau-Allaire *et al.*, 2024; Zeller *et al.*, 2024). Na Bacia do Búzi, pequenas alterações na distribuição das superfícies de resistência produziram mudanças expressivas na geometria potencial das conexões ecológicas, indicando elevada sensibilidade espacial da rede de habitats.

Esse comportamento é recorrente em paisagens tropicais antropizadas, nas quais a matriz agrícola ocupa extensas áreas do território. Em sistemas dessa natureza, a persistência da conectividade depende menos da existência de grandes blocos contínuos de floresta e mais da interação entre remanescentes naturais, áreas em regeneração e usos antrópicos com diferentes níveis de permeabilidade (Fahrig, 2003; Fletcher *et al.*, 2018). Evidências da África Austral mostram que paisagens moderadamente fragmentadas ainda podem sustentar conectividade funcional quando a matriz mantém condições intermediárias de permeabilidade ecológica (Naidoo *et al.*, 2024).

Os resultados também indicam que a conectividade responde de forma não linear às mudanças de cobertura natural. Arcamone *et al.*, (2025) demonstraram que cenários futuros podem produzir respostas contrastantes mesmo sob diferenças relativamente moderadas de habitat, dependendo da forma como a paisagem se reorganiza espacialmente. De maneira semelhante, Xu *et al.*, (2025) verificaram aumento da resistência da paisagem e simplificação das rotas ecológicas em cenários tendenciais, enquanto estratégias orientadas à conservação reduziram parcialmente esses efeitos. Na Bacia do Búzi, os padrões observados sugerem que a persistência da conectividade regional depende principalmente da manutenção de uma configuração espacial capaz de sustentar trajetórias funcionais de deslocamento, e não apenas da extensão absoluta de floresta remanescente.

5.4.2 Alterações na geometria dos corredores e resposta à resistência da paisagem

As mudanças na resistência da paisagem refletiram-se diretamente na geometria dos corredores ecológicos. O corredor C apresentou a resposta mais expressiva, com aumento de aproximadamente 13 km no cenário BAU e de 16 km no cenário PDS em relação à configuração de 2024. Esse comportamento indica que as rotas de menor custo passaram a contornar áreas progressivamente mais impermeáveis, resultando em trajetórias mais extensas e potencialmente menos eficientes do ponto de vista ecológico.

A elevada sensibilidade geométrica observada em alguns corredores indicou que mudanças na superfície de resistência promoveram desvios espaciais nas rotas ecológicas, sugerindo um processo de reorganização funcional para evitar áreas de maior resistência da paisagem. Modelagens baseadas em Least-Cost Path mostram que pequenas alterações em gargalos ecológicos ou em zonas de transição podem desencadear mudanças desproporcionais na estrutura das rotas ecológicas (Oehri *et al.*, 2024; Zeller; McGarigal; Whiteley, 2012). Na Bacia do Búzi, esse padrão sugere que parte da rede de conectividade já opera próxima de limiares críticos de reorganização espacial.

O comportamento do corredor C evidencia, ainda, que o aumento da cobertura florestal não implica, necessariamente, maior eficiência funcional dos corredores. No cenário PDS, embora tenha ocorrido expansão da vegetação natural, a redistribuição espacial do habitat aparentemente exigiu trajetórias mais longas para manter a ligação entre as áreas prioritárias. Isso demonstra que diferentes arranjos espaciais podem gerar respostas contrastantes na conectividade, mesmo sob proporções semelhantes de cobertura natural (Justeau-Allaire *et al.*, 2024).

Em contraste, o corredor D apresentou redução aproximada de 17 km em ambos os cenários futuros, indicando diminuição local da resistência e maior eficiência potencial da rota. Esse resultado sugere que mudanças pontuais na configuração da matriz podem reduzir significativamente a distância funcional entre fragmentos e favorecer deslocamentos energeticamente menos custosos. A conectividade regional emerge, portanto, como um mosaico de respostas locais, no qual ganhos e perdas coexistem simultaneamente na paisagem.

Corredores mais extensos e sinuosos tendem ainda a aumentar a exposição dos organismos à matriz antrópica e ampliar a dependência de habitats intermediários. Oehri *et al.*, (2024) destacam que trajetórias mais longas frequentemente reduzem a eficiência ecológica da

conectividade, sobretudo para espécies com baixa capacidade de dispersão. Zhang *et al.*, (2024) acrescentam que corredores estruturalmente complexos se tornam mais vulneráveis a perturbações localizadas por dependerem de stepping stones e setores estreitos de passagem. Nesse contexto, as mudanças observadas na Bacia do Búzi podem representar sinais iniciais de erosão funcional da conectividade, mesmo em cenários sem perdas absolutas expressivas de cobertura florestal.

5.4.3 Estrutura interna dos corredores e qualidade ecológica

A funcionalidade ecológica dos corredores depende não apenas da existência de conexões espaciais, mas também da qualidade da matriz interna que compõe essas rotas. No cenário BAU, a elevada proporção de vegetação esparsa e herbácea em parte dos corredores indica uma estrutura mais fragmentada e potencialmente menos favorável a espécies especialistas em habitat florestal. Embora essas classes possam atuar como áreas de passagem ou como habitat secundário, sua predominância sugere maior suscetibilidade a efeitos de borda, instabilidade microclimática e redução da capacidade de suporte ecológico (Haddad *et al.*, 2015).

A presença de áreas agrícolas e urbanas ao longo das rotas reforça essa interpretação. Mesmo ocupando proporções relativamente reduzidas, usos antrópicos distribuídos ao longo dos corredores podem elevar a resistência funcional da paisagem e comprometer a continuidade ecológica, especialmente para organismos mais sensíveis à alteração do habitat (Santini *et al.*, 2021).

No cenário PDS, observou-se aumento consistente da cobertura florestal e redução das classes associadas a usos antrópicos e a estágios sucessionais menos densos. Esse padrão indica maior continuidade estrutural da vegetação e menor fragmentação interna dos corredores, corroborando estudos que relacionam restauração florestal ao aumento da conectividade potencial da paisagem (Beltrão *et al.*, 2024; Shen *et al.*, 2024). Os autores Wang *et al.*, (2026) alertam que ganhos de cobertura natural, isoladamente, não garantem manutenção da conectividade funcional em paisagens submetidas à intensificação contínua das pressões antrópicas.

Assim, parte da conectividade atualmente existente na Bacia do Búzi pode representar uma condição transitória da paisagem. O corredor C destacou-se como o setor mais vulnerável no cenário BAU, registrando perda projetada de 20.506 ha de floresta (-50,8%), diretamente associada ao avanço da agricultura. Esse padrão indica redução progressiva da integridade

estrutural do corredor e aumento do risco de isolamento funcional entre os fragmentos remanescentes.

O corredor E apresentou comportamento mais resiliente em ambos os cenários, registrando ganhos expressivos na cobertura florestal e consolidando-se como o corredor com maior potencial de integração regional. A reversão observada no corredor C sob o cenário PDS, passando de perda de -50,8% para ganho de +8,9%, demonstra que políticas territorialmente orientadas à conservação podem não apenas reduzir o desmatamento, mas também favorecer processos de recuperação estrutural da paisagem. Resultados semelhantes foram reportados em estudos conduzidos na África Austral, nos quais áreas submetidas a estratégias de conservação apresentaram aumento da cobertura florestal e melhoria da conectividade ecológica (Masolele *et al.*, 2024; Naidoo *et al.*, 2024).

Apesar disso, a persistência de perdas líquidas nos corredores B e D mesmo sob o cenário PDS sugere que estratégias genéricas de conservação podem ser insuficientes em determinados setores da paisagem. Pressões antrópicas já consolidadas, elevada aptidão agrícola e menor efetividade das medidas de proteção tendem a limitar a recuperação funcional desses corredores. Isso evidencia a necessidade de intervenções territorialmente direcionadas, incluindo a restauração ecológica ativa, o fortalecimento da governança territorial e o incentivo a sistemas produtivos de menor impacto ambiental.

5.4.4 Conectividade funcional e papel estrutural dos corredores (PC e IIC)

Os índices PC e IIC evidenciaram diferenças marcantes entre os corredores quanto à contribuição estrutural de cada um à conectividade da paisagem. Essas diferenças estiveram diretamente associadas aos limiares de dispersão adotados (200 m e 500 m), refletindo distintas condições de mobilidade potencial entre fragmentos.

O limiar de 200 m representou um cenário mais restritivo, no qual apenas organismos com capacidade de deslocamento limitada conseguem estabelecer conexões funcionais entre manchas de habitat. Nessas condições, a paisagem tende a apresentar maior fragmentação estrutural, padrão frequentemente observado em espécies de baixa mobilidade (Reyes-Moya; Sánchez-Montes; Martínez-Solano, 2022).

Por outro lado, o limiar de 500 m ampliou significativamente o alcance funcional da paisagem, aumentando o número potencial de conexões entre fragmentos e favorecendo espécies com maior capacidade de dispersão. Savary *et al.*, (2024) destacam que abordagens

multiescalares são fundamentais em estudos de conectividade, uma vez que diferentes grupos taxonômicos respondem de maneira distinta à estrutura espacial da paisagem. Hofmann *et al.*, (2024) e Ortiz-Rodríguez; Guisan; Van Strien, (2023) reforçam que análises baseadas em um único limiar de dispersão podem simplificar excessivamente a dinâmica ecológica da conectividade.

Os corredores D e E apresentaram os maiores valores de PC e IIC em todos os cenários analisados, evidenciando elevada importância estrutural para a manutenção da conectividade regional. No cenário PDS, o corredor E atingiu valores próximos ao máximo teórico de conectividade, indicando forte capacidade de integração espacial entre os remanescentes florestais.

Esses resultados sugerem que corredores associados a valores inferiores de superfícies de resistência exercem influência desproporcional sobre a estabilidade da rede ecológica. Bai *et al.*, (2024) destacam que métricas como PC e IIC permitem identificar setores cuja degradação pode desencadear perdas acentuadas de conectividade em escala regional.

O corredor A apresentou baixos valores de conectividade no cenário BAU, refletindo maior fragmentação interna e menor eficiência estrutural. Entretanto, o aumento expressivo desses índices no cenário PDS evidencia que intervenções na matriz podem modificar substancialmente a importância funcional de determinados corredores. Giofandi *et al.*, (2025) observaram comportamento semelhante em cenários orientados à sustentabilidade, nos quais a reorganização espacial da cobertura florestal favoreceu o surgimento de novas áreas prioritárias para conservação da conectividade.

A análise de métricas de conectividade funcional, demonstram que a conectividade da paisagem é altamente sensível às trajetórias futuras de uso e cobertura do solo. Zeller *et al.*, (2024) indicam que cenários de intensificação antrópica tendem a provocar simplificação estrutural da rede ecológica, enquanto estratégias territorialmente orientadas à conservação reduzem a resistência da matriz e favorecem a persistência funcional dos corredores ao longo do tempo.

5.4.5 Principais limitações e lacunas do estudo

Alguns aspectos metodológicos devem ser considerados na interpretação dos resultados. A definição dos pesos utilizados na modelagem da resistência da paisagem, baseada no método AHP, envolve componente inevitável de subjetividade, ainda que sustentado pela

literatura especializada. Alterações nesses parâmetros podem influenciar a configuração espacial dos corredores e a distribuição dos custos acumulados.

Além disso, o método Least-Cost Path assume que os organismos selecionam trajetórias ótimas de deslocamento baseadas na minimização da resistência da paisagem. Embora amplamente empregado em estudos de conectividade, esse método simplifica a complexidade do movimento real das espécies, que frequentemente respondem a múltiplos fatores ecológicos e comportamentais (Zeller; McGarigal; Whiteley, 2012).

Outra limitação refere-se à ausência de dados empíricos de movimentação da fauna para validação funcional dos corredores identificados. Estudos destacam que a diferença entre conectividade estrutural e funcional permanece uma das principais lacunas em modelagens espaciais da conectividade ecológica (Cushman *et al.*, 2023). Nesse sentido, futuras pesquisas devem incorporar dados independentes, como telemetria, armadilhas fotográficas e genética da paisagem, permitindo avaliar empiricamente a funcionalidade das rotas propostas.

Apesar dessas limitações, a modelagem baseada em Least-Cost Path permanece particularmente útil em contextos de planejamento territorial, pois permite identificar, de forma operacional, áreas prioritárias para a manutenção da conectividade potencial da paisagem.

5.4.6 Implicações para o planejamento da conservação

Os resultados obtidos fornecem subsídios relevantes para o planejamento territorial e conservação da conectividade ecológica na Bacia do Búzi. A elevada importância estrutural dos corredores D e E indica que esses setores devem ser priorizados em estratégias de conservação voltadas à manutenção da conectividade regional, enquanto corredores mais vulneráveis, como A e C, demandam intervenções específicas de restauração ecológica e controle da expansão antrópica.

Os cinco corredores identificados abrangem aproximadamente 14,2% da cobertura florestal total da bacia, refletindo o caráter seletivo da modelagem baseada em Least-Cost Path, que tende a concentrar as rotas nas áreas de menor resistência acumulada. Embora os demais fragmentos florestais possuam relevância ecológica local, os resultados sugerem que uma parte considerável deles apresenta contribuição limitada à conectividade regional em larga escala.

Essa constatação reforça que estratégias de conservação não devem restringir-se à proteção dos corredores principais. Elementos complementares da paisagem, como stepping stones, fragmentos secundários e zonas de amortecimento, podem desempenhar um papel

decisivo na manutenção da permeabilidade ecológica e da redundância espacial da conectividade (Jiang *et al.*, 2024; Oehri *et al.*, 2024).

A comparação entre os cenários BAU e PDS evidencia que políticas territorialmente orientadas à conservação podem influenciar diretamente a persistência funcional da conectividade regional. Estudos mostram que cenários de tendência contínua tendem a intensificar a fragmentação funcional, enquanto estratégias de conservação reduzem a resistência da matriz e favorecem maior estabilidade das rotas ecológicas ao longo do tempo (Zeller *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2024).

Em síntese, os resultados reforçam a ideia de que estratégias eficazes de conservação em paisagens tropicais fragmentadas devem incorporar explicitamente a dimensão espacial da conectividade. Isso implica não apenas conservar o habitat remanescente, mas também manter a permeabilidade da matriz, reduzir a vulnerabilidade dos corredores estratégicos.

5.5 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstram que a conectividade da paisagem é altamente sensível às mudanças na configuração e composição do uso e cobertura do solo. A comparação entre os cenários BAU e PDS evidencia que políticas orientadas à conservação e à restauração florestal podem promover ganhos significativos na permeabilidade ecológica, refletidos na redução da resistência da matriz, no aumento da cobertura florestal e na melhoria da qualidade estrutural dos corredores.

Embora o cenário PDS tenha apresentado avanços consistentes, os resultados também indicam que a resposta da conectividade não é homogênea no espaço. Alterações locais na resistência da paisagem influenciam diretamente a geometria e a eficiência funcional dos corredores, resultando em trajetórias mais longas ou mais curtas dependendo da configuração espacial da matriz. Isso reforça a ideia de que intervenções pontuais, especialmente em áreas estratégicas, podem gerar efeitos desproporcionais na conectividade global.

A análise das métricas estruturais (PC e IIC) destacou a existência de corredores-chave, particularmente os corredores D e E, que desempenham um papel central na manutenção do fluxo ecológico.

Além de suas implicações aplicadas, o presente estudo representa um avanço metodológico relevante na análise da conectividade da paisagem ao integrar três componentes analíticos fundamentais: (i) a modelagem dinâmica de mudanças no uso e cobertura do solo, (ii) abordagens espaciais baseadas em superfícies de resistência, que capturam a heterogeneidade da matriz e sua influência sobre o deslocamento de organismos, e (iii) métricas quantitativas de conectividade. Essa abordagem integrada permite avaliar não apenas a configuração de 2024 da conectividade, mas também sua reorganização ao longo do tempo, em diferentes cenários de transformação da paisagem.

O estudo contribui para o avanço da ecologia da paisagem ao evidenciar o potencial do modelo de caminho de menor custo (Least-Cost Path – LCP) como ferramenta analítica para avaliações prospectivas de conectividade funcional. Adicionalmente, fornece subsídios relevantes para o planejamento territorial orientado à conservação da biodiversidade, ao capturar a natureza dinâmica da conectividade em cenários futuros, superar limitações inerentes a abordagens estáticas e propor um arcabouço metodológico passível de aplicação em outras regiões tropicais sujeitas a intensas pressões antrópicas.

REFERÊNCIAS

- ALDWAIK, S. Z.; PONTIUS, R. G. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 106, n. 1, p. 103–114, 2012. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204612000618>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- ARCAMONE, J. R. *et al.* Functional Connectivity in Future Land-Use Change Scenarios as a Tool for Assessing Priority Conservation Areas for Key Bird Species: A Case Study from the Chaco Serrano. *Sustainability*, [s. l.], v. 17, n. 15, p. 6874, 2025. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/15/6874>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- BAI, Y. *et al.* The Evolution of Forest Landscape Connectivity and Ecological Network Construction: A Case Study of Zhejiang's Ecological Corridors. *Sustainability*, [s. l.], v. 16, n. 14, p. 5868, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/14/5868>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- BALBI, M. *et al.* Title: Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 244, p. 61–68, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479719305912>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 12, n. 6, 1998.

- BELTRÃO, M. G. *et al.* Priority areas and implementation of ecological corridor through forest restoration to safeguard biodiversity. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 30837, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-81483-y>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- BENNETT, A. F.; BENNETT, G. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2. eded. Gland Cambridge: IUCN, 2003. (Conserving forest ecosystems series, nº 1).
- BRAZUELO NÚÑEZ, J. *et al.* Connecting Natural and Planted Forests: New Ecological Functions in an Agricultural Landscape in Northern Spain. *Land*, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 390, 2025. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/2/390>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- CUSHMAN, S. A. *et al.* Seventy-two models of large mammal connectivity across Panama: insights into a critical biogeographic linkage zone. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 11, p. 1250255, 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2023.1250255/full>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- FLETCHER, R. J. *et al.* Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 226, p. 9–15, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718305779>. Acesso em: 12 abr. 2026.
- GIOFANDI, E. A. *et al.* Long-term land use dynamics and scenario-based planning for sustainable development in the dumai river basin, Western Indonesia. *Journal of Umm Al-Qura University for Applied Sciences*, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s43994-025-00296-5>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- HILTY, J. *et al.* Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. [S. l.]: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/node/49061>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- HOFMANN, D. D. *et al.* Dispersal and connectivity in increasingly extreme climatic conditions. *Global Change Biology*, [s. l.], v. 30, n. 5, p. e17299, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.17299>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- HOU, Q. *et al.* Evaluation and optimization of ecological spatial resilience of Yanhe River Basin based on complex network theory. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 1361, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-51966-z>. Acesso em: 11 maio 2026.

- JIANG, H. *et al.* Integrating patch stability and network connectivity to optimize ecological security pattern. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 3, p. 54, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01852-w>. Acesso em: 11 maio 2026.
- JIN, B. *et al.* Construction and optimization of ecological corridors in coastal cities based on the perspective of “structure-function”. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 27945, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-79433-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- JUSTEAU-ALLAIRE, D. *et al.* Refining intra-patch connectivity measures in landscape fragmentation and connectivity indices. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 24, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01840-0>. Acesso em: 11 maio 2026.
- KEELEY, A. T. H.; BEIER, P.; JENNESS, J. S. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 255, p. 109008, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320721000604>. Acesso em: 20 jan. 2026.
- LIU, S.; YU, Q.; WEI, C. Spatial-Temporal Dynamic Analysis of Land Use and Landscape Pattern in Guangzhou, China: Exploring the Driving Forces from an Urban Sustainability Perspective. *SUSTAINABILITY*, [s. l.], v. 11, n. 23, 2019.
- LOUIS-LUCAS, T. *et al.* Exploring the relationships between landscape connectivity and urban biodiversity: Insights from citizen science on pollinators and birds in Paris, France. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 309, p. 111271, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320725003088>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- LUO, Y. *et al.* Construction of ecological corridors in complex terrain areas based on the ‘cost-function-ecological benefit’ model. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 166, p. 112312, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X24007696>. Acesso em: 24 mar. 2026.
- MASOLELE, R. N. *et al.* Mapping the diversity of land uses following deforestation across Africa. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 1681, 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-52138-9>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- NAIDOO, R. *et al.* From science to impact: Conserving ecological connectivity in large conservation landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 122, n. 31, p. e2410937122, 2025. Disponível em: <https://pnas.org/doi/10.1073/pnas.2410937122>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- NAIDOO, R. *et al.* Landscape connectivity for African elephants in the world’s largest transfrontier conservation area: A collaborative, multi-scalar assessment. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 61, n. 10, p. 2483–2496, 2024. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14746>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- OEHRI, J. *et al.* Rapid evaluation of habitat connectivity change to safeguard multispecies persistence in human-transformed landscapes. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 33, n.

14, p. 4043–4071, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-024-02938-2>. Acesso em: 18 mar. 2026.

ORTIZ-RODRÍGUEZ, D. O.; GUIBAN, A.; VAN STRIEN, M. J. Sensitivity of habitat network models to changes in maximum dispersal distance. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 18, n. 11, p. e0293966, 2023. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0293966>. Acesso em: 29 abr. 2026.

PECHANEC, V. *et al.* Assessing habitat connectivity: A comparative analysis of four methodologies applied to peri-urban landscapes. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 1003, p. 180729, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969725023691>. Acesso em: 29 abr. 2026.

PINTO, L. V. *et al.* A protocol to model future land use scenarios using Dinamica-EGO. *MethodsX*, [s. l.], v. 14, p. 103283, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2215016125001293>. Acesso em: 20 mar. 2026.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 253–266, 2009. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-008-9303-y>. Acesso em: 19 mar. 2026.

PONTIUS, R. G.; MALIZIA, N. R. Effect of Category Aggregation on Map Comparison. *In: EGENHOFER, M. J.; FREKSA, C.; MILLER, H. J. (org.). Geographic Information Science. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2004. (Lecture Notes in Computer Science).* v. 3234, p. 251–268. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-30231-5_17. Acesso em: 29 abr. 2026.

POOR, E. E. *et al.* Comparing Habitat Suitability and Connectivity Modeling Methods for Conserving Pronghorn Migrations. *PLoS ONE*, [s. l.], v. 7, n. 11, p. e49390, 2012. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0049390>. Acesso em: 18 mar. 2026.

REYES-MOYA, I.; SÁNCHEZ-MONTES, G.; MARTÍNEZ-SOLANO, Í. Integrating dispersal, breeding and abundance data with graph theory for the characterization and management of functional connectivity in amphibian ponds. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 37, n. 12, p. 3159–3177, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-022-01520-x>. Acesso em: 29 abr. 2026.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process. Boston, MA: Springer US, 2012. (International Series in Operations Research & Management Science). v. 175 Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-1-4614-3597-6>. Acesso em: 21 mar. 2026.

SANTINI, L. *et al.* The interface between Macroecology and Conservation: existing links and untapped opportunities. *Frontiers of Biogeography*, [s. l.], v. 13, n. 4, 2021. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/6601q78t>. Acesso em: 19 mar. 2026.

SANTINI, L.; SAURA, S.; RONDININI, C. Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 199–211, 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12390>. Acesso em: 19 mar. 2026.

- SAVARY, P. *et al.* Multiple habitat graphs: how connectivity brings forth landscape ecological processes. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 9, p. 168, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01947-4>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- SHEN, J. *et al.* Building landscape ecological network with multi-scenario connectivity based on network fault tolerance index and networking technology in graph theory. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 166, p. 112417, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X24008744>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, [s. l.], v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>. Acesso em: 21 mar. 2026.
- WANG, Z. *et al.* Policy orientations reshape landscape connectivity in mountainous regions: Simulation and spatial optimization in Funiu Mountain area in Central China. *Global Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 66, p. e04105, 2026. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989426000545>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- WANG, Y. *et al.* Spatiotemporal characteristics and driving mechanisms of land use/land cover (LULC) changes in the Jinghe River Basin, China. *Journal of Arid Land*, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 91–109, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s40333-024-0051-x>. Acesso em: 20 mar. 2026.
- XU, J. *et al.* Simulation of the Potential Impact of Land UseChange on Ecological Networks in the Contextof Rapid Urbanization. *Polish Journal of Environmental Studies*, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 1787–1806, 2025. Disponível em: <https://www.pjoes.com/Simulation-of-the-Potential-Impact-of-Land-Use-nChange-on-Ecological-Networks-in,178577,0,2.html>. Acesso em: 13 abr. 2026.
- YUH, Y. G. *et al.* Monitoring forest cover and land use change in the Congo Basin under IPCC climate change scenarios. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 19, n. 12, p. e0311816, 2024. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0311816>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- ZELLER, K. A. *et al.* Measuring ecological connectivity with ecological distance and dynamic resistant kernels. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 39, n. 5, p. 95, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10980-024-01890-4>. Acesso em: 29 abr. 2026.
- ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9737-0>. Acesso em: 18 mar. 2026.
- ZHANG, Q. *et al.* Assessing landscape fragmentation and ecological connectivity to support regional spatial planning: A case study of Jiangsu province, China. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 162, p. 112063, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X2400520X>. Acesso em: 18 mar. 2026.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A estrutura desta tese seguiu uma abordagem integrada e progressiva, na qual cada capítulo responde a uma lacuna específica da literatura. Inicialmente, a revisão sistemática estabelece o estado da arte e identifica desafios conceituais. Em seguida, a análise da estrutura da paisagem fornece a base empírica para compreender as transformações espaciais. A modelagem de cenários projeta essas dinâmicas no futuro, permitindo avaliar possíveis trajetórias. Posteriormente, a identificação de áreas prioritárias e corredores ecológicos, traduz esses padrões em estratégias espaciais de conservação. Por fim, a análise da conectividade futura integra todos esses elementos, evidenciando como as decisões de uso do solo influenciam a funcionalidade ecológica da paisagem ao longo do tempo.

A tese demonstrou que a dinâmica da paisagem na Bacia do Búzi resulta de um processo complexo e contínuo de interação entre fatores biofísicos e pressões antrópicas, com implicações diretas na estrutura ecológica e na conectividade da paisagem. A análise multitemporal evidenciou que, entre 1990 e 2024, a paisagem foi marcada por um padrão de mosaico dinâmico, no qual processos simultâneos de degradação e regeneração coexistem, refletindo a natureza transitória dos sistemas de uso do solo dominados pela agricultura de baixa intensificação e elevada expansão territorial.

Os resultados confirmam que a expansão agrícola, fortemente condicionada pela proximidade à rede viária e às áreas urbanas, constitui o principal vetor de fragmentação da paisagem, promovendo a redução da integridade dos habitats naturais e o aumento do isolamento entre fragmentos florestais. Esse processo compromete a conectividade ecológica, elemento essencial à manutenção dos fluxos biológicos, da biodiversidade e da resiliência dos ecossistemas.

A modelagem de cenários futuros reforça o caráter decisivo das políticas públicas na definição das trajetórias da paisagem. O cenário tendencial (BAU) indica a continuidade da perda de cobertura florestal, associada à expansão desordenada das áreas agrícolas e urbanas. Em contraste, o cenário orientado por políticas (PDS) demonstra que é possível não apenas conter a fragmentação, mas também promover a recuperação florestal e a estabilização da paisagem, evidenciando que decisões institucionais podem alterar significativamente os padrões de uso do solo e seus impactos ecológicos.

A identificação de áreas prioritárias para a conservação e a delimitação de corredores ecológicos conectando o Parque Nacional de Chimanímani a áreas-núcleo com elevada

potencialidade para conservação, demonstram que a paisagem ainda mantém uma estrutura funcional passível de ser fortalecida. No que se refere à conectividade ecológica, a tese evidenciou que, apesar do elevado nível de pressão antrópica, ainda existem áreas estratégicas capazes de sustentar fluxos ecológicos na bacia. No entanto, parte dos corredores delimitados apresenta elevado grau de antropização, indicando a necessidade urgente de ações de restauração ecológica para garantir sua efetividade.

Do ponto de vista aplicado, os produtos gerados, incluindo mapas de uso e cobertura do solo, cenários futuros, superfícies de resistência e redes de corredores ecológicos, constituem ferramentas estratégicas para subsidiar políticas públicas e processos de tomada de decisão. Esses instrumentos permitem identificar áreas críticas de fragmentação, zonas prioritárias para conservação e regiões com maior potencial para restauração, contribuindo para uma gestão territorial mais eficiente, baseada em evidências científicas.

No plano empírico, os resultados reforçam a relevância dessa abordagem em um contexto tropical ainda pouco explorado pela literatura internacional como a Bacia do Búzi, ao demonstrar como diferentes trajetórias de desenvolvimento territorial (BAU e PDS) afetam a conectividade da paisagem. Ao relacionar a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo à modelagem da conectividade estrutural em cenários futuros, este estudo amplia as abordagens aplicadas à ecologia da paisagem. Diferentemente das análises estáticas tradicionalmente empregadas, os resultados demonstram que a conectividade ecológica responde de forma sensível às transformações da paisagem ao longo do tempo, revelando padrões de fragmentação, persistência e reorganização espacial. Nesse sentido, o estudo contribui para o avanço metodológico das análises integradas entre as mudanças no uso do solo e o fluxo ecológico.

Assim, recomenda-se que as políticas de gestão da Bacia do Búzi priorizem: (i) o ordenamento do uso do solo com controle da expansão agrícola em áreas ambientalmente sensíveis; (ii) a proteção e consolidação de áreas-núcleo de alta integridade ecológica; (iii) a implementação de corredores ecológicos funcionalmente conectados; e (iv) o incentivo à restauração de áreas degradadas, especialmente aquelas estratégicas para a conectividade da paisagem. Além disso, a integração entre o planejamento ambiental, as políticas agrícolas e o desenvolvimento rural é fundamental para reduzir conflitos de uso do solo e promover trajetórias sustentáveis.

ANEXOS

Anexo A: Matriz de erro de classificação temática da Bacia do Búzi – Tabelas

Tabela 5: Matriz de erro de classificação temática da Bacia do Búzi com uso de imagens Landsat 8 para o ano de 2024

	1 (Floresta)	2 (Vegetação Esparsa)	3 (Herbácea)	4 (Agricultura)	5 (Formações Rochosas)	6 (Urbana)	7 (Corpos Hídricos)	TOTAL	Acurácia do usuário
1	5	35	6	301	1	0	1	349	0,86246
2	20	467	8	11	1	0	0	507	0,9211
3	0	13	130	1	1	0	0	145	0,89655
4	440	80	0	10	0	0	1	531	0,82863
5	0	0	0	0	0	0	30	30	1
6	0	4	8	2	33	0	0	47	0,70213
7	0	0	1	1	2	26	0	30	0,86667
TOTAL	465	599	153	326	38	26	32	1639	
Acurácia do Produtor	0,94617	0,77968	0,85298	0,92492	0,8934	1	0,76639	Acurácia Global	0,86882

Tabela 6: Matriz de erro de classificação temática da Bacia do Búzi com uso de imagens Landsat 5 para o ano de 2000

	1 (Floresta)	2 (Vegetação Esparsa)	3 (Herbácea)	4 (Agricultura)	5 (Formações Rochosas)	6 (Urbana)	7 (Corpos Hídricos)	TOTAL	Acurácia do usuário
1	2	31	2	141	1	2	0	179	0,78771
2	44	560	18	5	3	1	0	631	0,88748
3	1	18	125	0	0	0	0	144	0,86806
4	448	140	1	4	0	0	0	593	0,75548
5	0	0	0	0	0	0	30	30	1
6	0	4	5	0	27	0	0	36	0,75
7	0	0	0	0	0	30	0	30	1
TOTAL	495	753	151	150	31	33	30	1643	
Acurácia do Produtor	0,90503	0,74387	0,82761	0,93993	0,87017	0,74539	1	Acurácia Global	0,82379

Tabela 7: Matriz de erro de classificação temática da Bacia do Búzi com uso de imagens Landsat 5 para o ano de 1990

	1 (Floresta)	2 (Vegetação Esparsa)	3 (Herbácea)	4 (Agricultura)	5 (Formações Rochosas)	6 (Urbana)	7 (Corpos Hídricos)	TOTAL	Acurácia do usuário
1	2	23	0	99	0	1	0	125	0,792
2	29	318	12	4	0	0	1	364	0,87363
3	7	32	205	4	1	0	0	249	0,82329
4	625	134	16	4	1	0	1	781	0,80026
5	0	0	0	0	0	0	30	30	1
6	0	17	7	0	43	0	0	67	0,64179
7	0	0	0	0	0	30	0	30	1
TOTAL	663	524	240	111	45	31	32	1646	
Acurácia do Produtor	0,94269	0,60649	0,85436	0,89196	0,95571	0,85557	0,79746	Acurácia Global	0,81493

Anexo B: Matrizes de Transição de uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi.

A diagonal das tabelas representa o percentual de células de cada categoria que não sofreu alterações durante o período estudado (1990 - 2000, 2000 - 2024 e 1990 - 2024).

Tabela 8: Matriz de Transição de uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi: 1990 - 2024

	1	2	3	4	5	6	7
1	49%	27%	6%	15%	3%	0%	0%
2	17%	45%	12%	24%	2%	0%	0%
3	21%	31%	16%	28%	3%	0%	0%
4	12%	29%	9%	44%	3%	3%	0%
5	25%	30%	8%	25%	10%	2%	0%
6	2%	7%	2%	4%	3%	82%	0%
7	4%	1%	1%	25%	6%	0%	63%

Tabela 9: Matriz de Transição de uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi: 1990 - 2000

	1	2	3	4	5	6	7
1	58%	31%	5%	5%	2%	0%	0%
2	20%	60%	12%	7%	1%	0%	0%
3	18%	41%	20%	18%	2%	0%	0%
4	10%	32%	8%	45%	3%	1%	0%
5	19%	44%	7%	18%	13%	1%	0%
6	0%	2%	0%	1%	1%	96%	0%
7	2%	0%	3%	2%	1%	0%	93%

Tabela 10: Matriz de Transição de uso e cobertura do solo da Bacia do Búzi: 2000 - 2024

	1	2	3	4	5	6	7
1	58%	22%	6%	11%	3%	0%	0%
2	21%	44%	9%	23%	3%	0%	0%
3	18%	30%	22%	27%	2%	0%	0%
4	10%	27%	10%	49%	3%	2%	0%
5	24%	22%	9%	21%	22%	1%	1%
6	2%	8%	3%	4%	3%	79%	0%
7	4%	2%	1%	28%	5%	0%	60%