LUANA CAROLINE NEITZEL XAVIER

ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BAÍA BABITONGA
SPATIAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF FOREST FRAGMENTATION IN BABITONGA BAY
ANÁLISIS ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA FRAGMENTACIÓN FORESTAL EN LA BAHÍA BABITONGA

JOINVILLE – SC

2024

LUANA CAROLINE NEITZEL XAVIER

ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BAÍA BABITONGA

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Saúde e Meio Ambiente, na Universidade da Região de Joinville. Orientador: Prof. Dr. Celso Voos Vieira.

JOINVILLE – SC

2024

Catalogação na publicação pela Biblioteca Universitária da Univille

Xavier, Luana Caroline Neitzel
X3a Análise espacial e temporal da fragmentação florestal na Baía Babitonga / Luana Caroline Neitzel Xavier; orientador Dr. Celso Voos Vieira. – Joinville: UNIVILLE, 2024.

41 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente – Universidade da Região de Joinville)

1. Florestas - Babitonga, Baía de (SC). 2. Florestas - Conservação. 3. Ecologia dos manguezais. 4. Solo - Uso. I. Vieira, Celso Voos (orient.). II. Título.

CDD 634.95

Elaborada por Saionara Soares Mariano – CRB-14/1415

Termo de Aprovação

"Análise Espacial e Temporal da Fragmentação Florestal na Baía Babitonga"

por

Luana Caroline Neitzel Xavier

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Celso Voos Vieira
Orientador (UNIVILLE)

Prof. Dr. André de Souza de Lima
(GMU)

Prof. Dr. Sidnei da Silva Dornelles
(UNIVILLE)

Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestra em Saúde e Meio Ambiente, área de concentração Saúde e Meio Ambiente e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente.

Prof. Dr. Celso Voos Vieira
Orientador (UNIVILLE)

Prof. Dr. Luciano Lorenzi
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente

Joinville, 26 de agosto de 2024

SUMÁRIO

RESUMO 6
ABSTRACT 6
1 INTRODUÇÃO 8
2 OBJETIVOS 9
2.1 Objetivo geral 9
2.2 Objetivos específicos 9
3 REVISÃO 10
3.1 Fragmentação Florestal 10
3.2 Ecologia da Paisagem 11
3.3 Métricas de paisagem 12
4 METODOLOGIA 12
4.1 Localização e caracterização da área de estudo 12
4.2 Uso e cobertura do solo e levantamento dos fragmentos florestais 14
4.3 Métricas da paisagem 15
4.4 Unidades de Conservação 16
5 RESULTADOS 17
5.1 Uso e cobertura do solo 17
5.2 Métricas de paisagem 24
5.3 Classificação de tamanho dos fragmentos 26
5.4 Políticas públicas de preservação ambiental 27
6 DISCUSSÃO 31
7 CONCLUSÃO 35
REFERÊNCIAS 36

RESUMO

A urbanização na Baía Babitonga ocorreu de maneira rápida e intensiva, gerando alterações significativas na paisagem e resultando na degradação acentuada das áreas florestais e da cobertura vegetal natural. Esse processo gerou uma fragmentação florestal profunda. No contexto atual, é imperativo realizar a coleta de dados temporais sobre o uso e a ocupação do solo, empregando métricas paisagísticas para avaliar a qualidade dos fragmentos vegetais na região. O presente estudo selecionou os anos de 1985 e 2022 para examinar as mudanças na cobertura e no uso do solo na área da Baía Babitonga, através da caracterização da evolução da estrutura da paisagem e da análise das métricas associadas aos fragmentos nativos. Os resultados obtidos indicam uma redução substancial nas áreas de formação florestal e manguezal desde 1985, principalmente em decorrência do aumento de 276% na área urbanizada. A fragmentação da vegetação, acompanhada pelo incremento dos efeitos de borda, tem exposto as espécies a condições ambientais adversas e facilitado a invasão de espécies exóticas. A análise das métricas revelou uma diminuição no tamanho médio dos fragmentos e um aumento no número de fragmentos pequenos, o que intensificou os efeitos de borda e comprometeu a biodiversidade e a integridade ecológica dos ecossistemas. Os achados ressaltam a necessidade urgente de um planejamento urbano que contemple a criação de corredores ecológicos e a restauração de fragmentos menores. Apesar dos avanços alcançados em algumas áreas por meio de políticas de conservação, a Baía Babitonga enfrenta desafios persistentes para equilibrar o desenvolvimento urbano com a preservação ambiental. Medidas eficazes de manejo e políticas integradas são fundamentais para mitigar os impactos da urbanização e promover a sustentabilidade dos ecossistemas locais.

Palavras-chave: Formação florestal; manguezal; métricas de paisagem; uso do solo.

ABSTRACT

Urbanization in Babitonga Bay occurred rapidly and intensively, resulting in significant alterations to the landscape and marked degradation of forested areas and natural vegetation cover. This process led to deep forest fragmentation. In the current context, it is imperative to collect temporal data on land use and occupation, using landscape metrics to assess the quality of vegetative fragments in the region. This study selected the years 1985 and 2022 to examine changes in land cover and use in the Babitonga Bay area, through the characterization of landscape structure evolution and the analysis of metrics associated with native fragments. The results indicate a substantial reduction in forest and mangrove areas since 1985, primarily due to a 276% increase in urbanized area. Vegetation fragmentation, accompanied by increased edge effects, has exposed species to adverse environmental conditions and facilitated the invasion of exotic species. The metric analysis revealed a decrease in the average size of fragments and an increase in the number of small fragments, which intensified edge effects and compromised the biodiversity and ecological integrity of ecosystems. The findings underscore the urgent need for urban planning that includes the creation of ecological corridors and the restoration of smaller fragments. Despite progress made in some areas through conservation policies, Babitonga Bay faces ongoing challenges in balancing urban development with environmental preservation. Effective management measures and integrated policies are crucial for mitigating the impacts of urbanization and promoting the sustainability of local ecosystems.

Keywords: Forest formation; mangrove; landscape metrics; land use.

RESUMEN

La urbanización en la Bahía Babitonga ocurrió de manera rápida e intensiva, generando alteraciones significativas en el paisaje y resultando en la degradación acentuada de las áreas forestales y la cobertura vegetal natural. Este proceso causó una fragmentación forestal profunda. En el contexto actual, es imperativo realizar la recolección de datos temporales sobre el uso y la ocupación del suelo, utilizando métricas paisajísticas para evaluar la calidad de los fragmentos vegetales en la región. Este estudio seleccionó los años de 1985 y 2022 para examinar los cambios en la cobertura y el uso del suelo en la zona de la Bahía Babitonga, a través de la caracterización de la evolución de la estructura del paisaje y el análisis de las métricas asociadas a los fragmentos nativos. Los resultados obtenidos indican una reducción sustancial en las áreas de formación forestal y manglares desde 1985, principalmente debido al aumento del 276% en el área urbanizada. La fragmentación de la vegetación, acompañada por el incremento de los efectos de borde, ha expuesto a las especies a condiciones ambientales adversas y facilitado la invasión de especies exóticas. El análisis de las métricas reveló una disminución en el tamaño promedio de los fragmentos y un aumento en el número de fragmentos pequeños, lo que intensificó los efectos de borde y comprometió la biodiversidad y la integridad ecológica de los ecosistemas. Los hallazgos destacan la necesidad urgente de un planeamiento urbano que contemple la creación de corredores ecológicos y la restauración de fragmentos más pequeños. A pesar de los avances logrados en algunas áreas mediante políticas de conservación, la Bahía Babitonga enfrenta desafíos persistentes para equilibrar el desarrollo urbano con la preservación ambiental. Medidas efectivas de manejo y políticas integradas son fundamentales para mitigar los impactos de la urbanización y promover la sostenibilidad de los ecosistemas locales.
Palabras clave: Formación forestal; manglares; métricas de paisaje; uso del suelo.

1 INTRODUÇÃO

Ecossistemas naturais são comunidades de organismos vivos interagindo entre si e com o ambiente físico em que vivem, como solo, água e clima. Esses ecossistemas podem incluir florestas, oceanos, rios, desertos e prados, entre outros. Eles são caracterizados pela biodiversidade, que inclui plantas, animais, fungos e microrganismos, e pelos ciclos naturais, como os ciclos de nutrientes e de água (BEGON & TOWNSEND, 2023). Eles desempenham um papel crucial na manutenção das condições e processos essenciais para a vida, contribuindo diretamente ou indiretamente para a sobrevivência e o bem-estar humano. Entre os benefícios proporcionados por esses ecossistemas, destacam-se a regulação hídrica e climática, conservação da biodiversidade, armazenamento de carbono, controle da erosão, manutenção de recursos genéticos, polinização, valores estéticos e culturais, entre outros, reconhecidos como serviços ambientais ou ecossistêmicos (GUEDES & SEEHUSEN, 2011).

Porém, a Mata Atlântica é o bioma mais devastado do Brasil, logo torna-se de vital importância a preservação de seus remanescentes florestais para que tenhamos um meio ambiente equilibrado (MAIA & RICHTER, 2019).

Portanto, compreender a distribuição das florestas e dos fragmentos remanescentes na Mata Atlântica é fundamental para avaliar, manter e garantir a biodiversidade e a conservação dos recursos hídricos (PEREIRA et al., 2017). Nesse sentido, a Ecologia da Paisagem, por meio de indicadores conhecidos como métricas da paisagem, possibilita a análise dos fragmentos florestais, fornecendo informações relevantes para a implementação de medidas de conservação e manejo adequado desses recursos (JESUS et al., 2015). A utilização de métricas da paisagem no zoneamento de áreas para conservação da biodiversidade pode orientar a escolha das melhores técnicas de manejo, visando à recuperação ou restauração desses ecossistemas (JUVANHOL et al., 2011).

De acordo com o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro, a Baía Babitonga e os seis municípios em seu entorno (Itapoá, Garuva, Joinville, Araquari, Balneário Barra do Sul e São Francisco do Sul) integram o litoral norte catarinense (GERCO/SC, 2004). O processo de industrialização nessa região, com Joinville destacando-se como principal polo de desenvolvimento, tem contribuído

significativamente para as mudanças ambientais e sociais na área. Atualmente, a região da Baía Babitonga encontra-se em um estágio de expansão, com a instalação frequente de novas indústrias e o crescimento urbano, o que promove alterações no meio natural e social (ADÃO, 2016).

Diante desse contexto, torna-se imprescindível a coleta de dados temporais sobre o uso e ocupação do solo, utilizando métricas da paisagem, com o objetivo de avaliar a qualidade dos fragmentos vegetais na região da Baía Babitonga. Para tanto, foram selecionados os anos de 1985 e 2022 como períodos de estudo, visando examinar as mudanças na cobertura e uso do solo na área da Baía Babitonga, por meio da caracterização da evolução da estrutura paisagística e análise das métricas correspondentes aos fragmentos vegetais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Interpretar a estrutura da fragmentação florestal da Baía Babitonga nos anos temporais 1985 e 2022.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a evolução das classes de uso e cobertura do solo na Baía Babitonga nos anos temporais 1985 e 2022;
- Realizar uma análise comparativa dos fragmentos florestais nativos nos anos de 1985 e 2022;
- Analisar as métricas de paisagem dos fragmentos florestais nativos nos anos de 1985 e 2022;
- Identificar as pressões antrópicas exercidas sobre os fragmentos florestais nativos;
- Identificar a ocorrência de unidades de conservação nos municípios da área de estudo.

3 REVISÃO

3.1 Fragmentação Florestal

A fragmentação florestal é a separação física de uma paisagem natural que anteriormente era contínua. Este fenômeno vem sendo intensificado pelas ações humanas, especialmente em função da demanda por terra para diversos tipos de usos (SILVA et al., 2019).

Também, a fragmentação florestal pode ser definida, como o processo pelo qual uma área contínua de habitat é reduzida em tamanho, e dividida entre espaços separados por um entorno ou matriz de habitats diferentes ao original (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007). Devido ao aumento dessas áreas ao longo da história, surgem maiores debates a questões relacionadas à preservação e conservação, visto que, na grande maioria, a fragmentação é um fenômeno impulsionado pela atividade desordenada de uso e ocupação do território, sendo necessárias intervenções para mudar este cenário atual (SANTOS et al., 2017).

Já, os efeitos causados pela intensa atividade de desmatamento têm como consequência a perda de áreas verdes em um dado local, além da perda de habitat, a fragmentação provoca impactos diretos no aumento dos efeitos de borda, perda de biodiversidade, modificações nas interações ecológicas e nos processos reprodutivos de espécies, isolamento das formações vegetais, aumento da predação, da competição e perda de micro-habitat. Além disso, vale ressaltar que, a ausência de todos esses fatores ocasiona diretamente na extinção desse bioma e consequentemente no desaparecimento da fauna e flora, rica em diversidade para o nosso país (CUNHA et al., 2021).

Tais alterações afetam diretamente as espécies cuja riqueza e abundância dependem das características estruturais dos fragmentos, comprometendo severamente a diversidade e a dinâmica das comunidades vegetais, bem como o equilíbrio dos ecossistemas (PIROVANI et al., 2014; SILVA et al., 2015). Além disso, o processo de fragmentação florestal altera as condições de umidade, temperatura e radiação solar, devido ao efeito de borda que ocorre nos fragmentos (PIROVANI et al., 2014). Esse processo também diminui a interação entre espécies vegetais e/ou animais, além de ocasionar efeitos danosos à biodiversidade, como a alteração na cadeia alimentar e nos processos de polinização, extinção de espécies, inserção de

espécies invasoras e mudanças na estrutura da floresta (HENTZ et al., 2015; SANTOS et al., 2017).

É importante ressaltar que a ausência de proteção legal dessas áreas de preservação agrava ainda mais a situação da conservação das florestas. A falta de planejamento territorial por parte dos municípios e a ausência de consideração pela fragmentação florestal tornam a manutenção das florestas ainda mais crítica (JESUS et al., 2019).

3.2 Ecologia da Paisagem

A ecologia da paisagem emergiu como uma disciplina relativamente recente, sendo introduzida pelo biogeógrafo alemão Carl Troll em 1940. Com uma perspectiva geográfica e influenciada pela escola europeia, Troll estabeleceu o conceito fundamental de paisagem, destacando sua essência na espacialidade e heterogeneidade do ambiente habitado pelo homem (RIBEIRO et al., 2019).

O termo "landscape ecology", ou ecologia da paisagem, é compreendido como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (METZGER, 2001). Essa abordagem fornece uma visão integrada dos processos ecológicos e da complexidade espacial (FAUSCH et al., 2002), desempenhando um papel crucial na identificação e previsão das mudanças nas paisagens devido às atividades humanas em diversas escalas, bem como nas consequências ecológicas dessas alterações (WIENS, 2002). No entanto, a avaliação dos efeitos dos padrões espaciais nos processos ecológicos em uma escala de paisagem é uma área relativamente nova, especialmente quando comparada à longa história dos estudos ecológicos sobre distribuição e abundância de organismos (BREJÃO et al., 2021).

Além disso, a ecologia da paisagem é considerada uma ciência interdisciplinar que busca compreender as relações entre padrões e processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais. Os avanços nesse campo têm sido impulsionados pelo rápido desenvolvimento de um conjunto metodológico amplamente fundamentado em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Assim, as abordagens da ecologia da paisagem têm permitido, por exemplo, a compreensão de como os processos ecológicos são afetados pelas atividades humanas, que

desencadeiam mudanças significativas nos ecossistemas, como perda e fragmentação de habitat (BREJÃO et al., 2021).

A análise da disposição espacial dos elementos na paisagem por meio de métricas é uma abordagem fundamental da ecologia da paisagem, permitindo que a base geográfica apoie a investigação ecológica ao examinar as mudanças biológicas e as interações resultantes das alterações nos elementos da paisagem (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013). A ecologia da paisagem foi desenvolvida principalmente ao investigar a heterogeneidade espacial dos ambientes terrestres (BREJÃO et al., 2021).

3.3 Métricas de paisagem

Atualmente, a metodologia mais utilizada na Ecologia da Paisagem, são as métricas de paisagem, modelos matemáticos que estão relacionadas a estrutura da paisagem e correlacionadas com processos ecológicos (LANG & BLASCHKE, 2009).

Desta forma, as métricas da ecologia da paisagem são indicadores da qualidade ambiental dos fragmentos florestais remanescentes (SILVA et al., 2019). Esses indicadores se utilizam de algoritmos para quantificar características específicas de fragmentos, classes dos fragmentos ou mosaico inteiro da paisagem (COUTO, 2004).

Portanto, a avaliação da fragmentação por meio de métricas de paisagem é uma forma eficaz para gerar uma aproximação dos efeitos deletérios do efeito de borda nos fragmentos florestais (GUARIZ & GUARIZ, 2020).

4 METODOLOGIA

4.1 Localização e caracterização da área de estudo

A baía Babitonga está situada na região nordeste do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (Figura 1) e pode ser dividida em cinco setores distintos: 1 - Canal Central, 2 – Canal do Palmital, 3 - Lagoa do Saguaçú, 4 - Canal do Linguado Norte e 5 - Canal do Linguado Sul. Seu entorno é composto por seis municípios, sendo eles Itapoá, com 30.750 habitantes e uma área total de 245,395 km², Garuva com 18.545 habitantes e 503,595 km², Joinville com 616.317 habitantes e 1.127,947 km², Araquari com 45.283

habitantes e 386,693 km², Balneário Barra do Sul com 14.912 habitantes e São Francisco do Sul, que formam o litoral norte catarinense (IBGE, 2024).

A baía Babitonga possui um canal principal na direção NE/SW, com aproximadamente 3,8 km de largura e profundidades de até 28 m, assim como dois eixos alongados no sentido SE/NW, mais estreitos, com largura máxima de 1,5 km e profundidade média de 4 m (VIEIRA et al., 2008). A baía pode ser enquadrada como um complexo estuarino raso, onde aproximadamente 75% das feições geomorfológicas de fundo encontram-se até 5 m de profundidade (VIEIRA & HORN FILHO, 2017). As estruturas de paisagem marinha de maior ocorrência referem-se à planície rasa, crista sobre banco e canal, que representam 78,3% da baía Babitonga. Vieira & Horn Filho (2017) ainda destacaram que a região central da baía possui intenso controle estrutural com a formação de ilhas rochosas e grande variabilidade de estruturas de paisagem, inclusive com a formação de inúmeros canais. Os sedimentos de fundo da baía podem ser divididos em quatro classes: areia fina (sedimentos compostos de 100% de areia) e três classes de depósitos lamosos (lama > 75%; > 25% lama < 75%; lama < 25%) (VIEIRA et al., 2008).

O litoral Norte do Estado de Santa Catarina encontra-se sob domínio de um regime de micromarés (amplitude < 2 m), misto com regime predominante semi-diurno com amplitude média de 0,84 m, máxima de 1,9 m e mínima de 0,2 m (TRUCCOLO & SCHETTINI, 1999; SILVA, 2011).

O clima da região é caracterizado como super-úmido, de acordo com a classificação de Thornthwaite e subtropical mesotérmico úmido com verão quente, segundo a classificação de Koeppen (PANDOLFO et al., 2002; MELLO et al., 2015; MELLO & OLIVEIRA, 2016; KOEHNTOPP et al., 2021). A precipitação média anual varia de 1.900 a 2.700 mm, com temperatura média anual de 22,41°C. Com relação aos ventos, Koehntopp et al. (2021) relataram que, em geral, os ventos provenientes dos quadrantes sudeste e nordeste são mais frequentes na baía Babitonga, seguidos por ventos de norte e sul.

Nessa baía, ocorrem formações de floresta ombrófila densa, florestas de transição entre as formações ombrófila e floresta de restinga e restinga (MELO JÚNIOR & BOEGER, 2015), assim como as maiores extensões de manguezais do sul do Brasil (LACERDA, 1999).

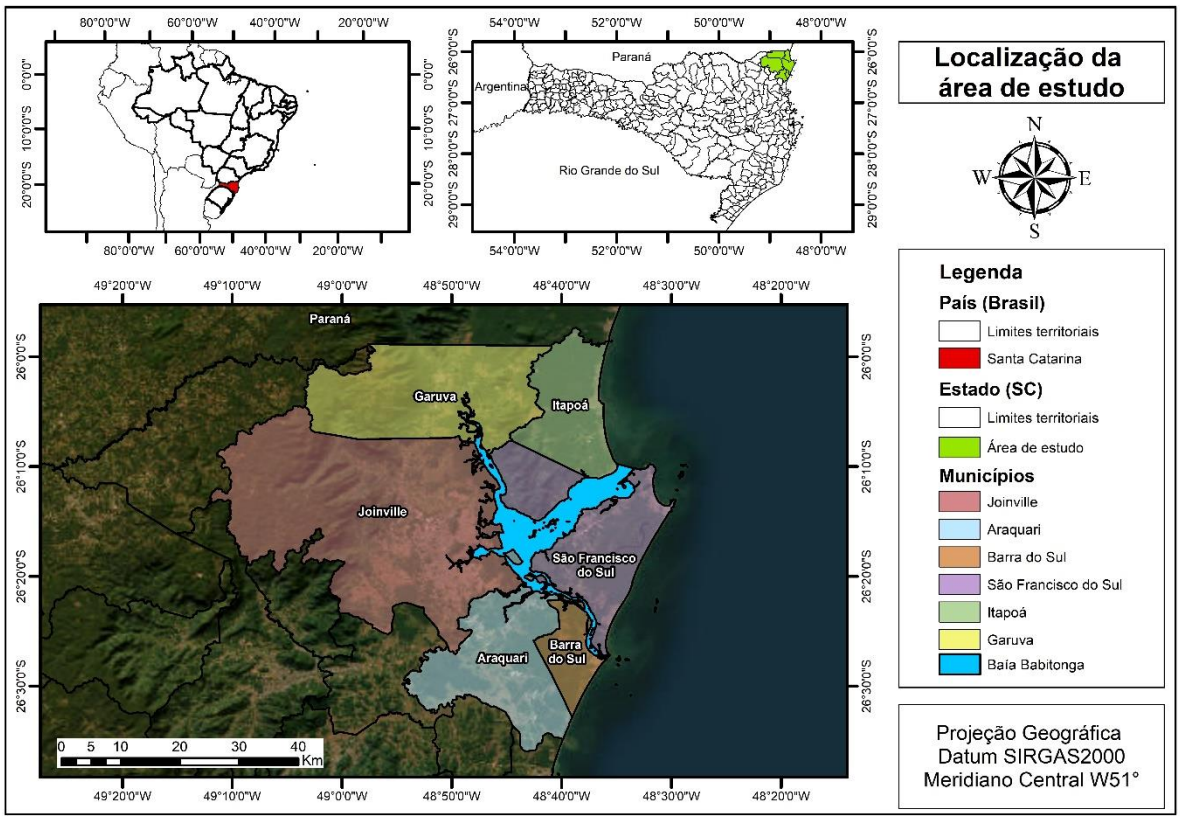


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

4.2 Uso e cobertura do solo e levantamento dos fragmentos florestais

Para a avaliação da dinâmica de uso de cobertura da terra, foram utilizados, os dados fornecidos pelo MapBiomas (2022) referente à coleção 8 em formato matricial (raster). O MapBiomas (2022) tem o propósito de contribuir para o entendimento da dinâmica do uso do solo no Brasil e em outros países tropicais, com uma rede colaborativa de especialistas nos biomas brasileiros para o mapeamento da cobertura do solo e da sua dinâmica de mudanças. Ele é organizado de maneira colaborativa: ONGs, universidades, laboratórios e *startups* de tecnologia na qual formam a rede. Anualmente são analisados dados de cobertura e uso da terra, além do monitoramento mensal da superfície de água e das cicatrizes de fogo com dados desde 1985. Relatórios também são validados e elaborados para cada evento de desmatamento detectado no Brasil desde janeiro de 2019, por meio do MapBiomas Alerta. As imagens fornecidas são em formato *landsat,* com mosaicos de imagens para cada ano da séria histórica, com resolução de 30m e formado pela composição

dos pixels representativos de cada conjunto de imagens de um dado local em um dado o período MapBiomas (2022).

A análise da dinâmica de alteração do uso e cobertura do solo na baía Babitonga foi realizada com a escolha de dois momentos temporais, os anos de 1985 e 2022, perfazendo assim um período de 38 anos.

Posteriormente foi feita uma análise de acurácia das classes de uso e cobertura do solo estabelecidas pelo MapBiomas (2022). A análise de acurácia foi realizada com a fotointerpretação e reclassificação dos dados espúrios das classes de uso e cobertura do solo da área de estudo. Diante do exposto, foi possível identificar as seguintes classes: Água, Área Urbanizada, Formação Campestre, Formação Florestal, Manguezal, Mineração, Mosaico de Usos, Outras lavouras temporárias, Pastagem, Praia/duna, Rizicultura, Silvicultura e Solo Exposto. Todo o processo de análise e reclassificação dos dados de uso e cobertura do solo foi realizado no software ArcGIS© 10.8.1.

O levantamento e análise dos fragmentos florestais nativos considerou as seguintes classes: (i) Formação Florestal e (ii) Manguezal.

4.3 Métricas da paisagem

Para o cálculo de métricas de paisagem foi utilizado a extensão do ArcGIS Patch Analyst (REMPEL et al., 2015) com a análise das seguintes métricas de paisagem: (1) Métricas de tamanho; (2) Métricas de borda e (3) Métricas de forma (Quadro 1). A seleção das métricas de paisagem foi baseada em Silva et al. (2019), Amorim et al. (2021) e Fernandes et al. (2019).

Os arquivos de formação florestal e manguezal obtidos na etapa anterior, no formato raster, foram utilizados para o cálculo das métricas da paisagem. As métricas de análise selecionadas foram as de tamanho, borda e forma, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Definições das métricas de paisagem adotadas no estudo.

Sigla	Métrica	Descrição
	Métricas de Tamanho	
CA	Área total da classe	Representa a soma de todas as manchas de determinada classe de uso do solo.
NumP	Número de manchas	Expressa o número total de manchas por tipo de classe de uso do solo.
MPS	Tamanho médio	Expressa o tamanho médio das manchas por tipo de classe de uso do solo.
PSSD	Desvio padrão do tamanho	Expressa a variação do tamanho das manchas em torno do valor médio para cada classe de uso do solo.
	Métricas de Borda	
TE	Comprimento total de borda	Comprimento total do perímetro (borda) para cada classe de uso do solo.
ED	Densidade de borda	Expressa a relação entre o perímetro (TE) de cada classe pela área total da paisagem (TLA).
MPE	Média do perímetro	Expressa o comprimento médio do perímetro (te) das manchas para cada tipo de classe. é calculado com a divisão do valor total do perímetro da classe (te) pelo número total de manchas (NumP).
	Métricas de Forma	
MPAR	Média da relação perímetro/área	Nessa métrica é calculada a relação entre o perímetro (te) de cada classe pela área total classe (CA) dividido pelo número de manchas (NumP).
MSI	Indicador médio de forma	Expressa o quanto a mancha é próxima de um círculo. essa métrica efetua a soma do perímetro de todas as manchas e divide pelo quadrado da área da classe de uso. Basicamente expressa que quanto mais próximo de 1 for o valor, a forma da mancha é mais parecida com um círculo.
AWMSI	Indicador médio de forma ponderado pela área	Expressa o quanto a mancha é próxima de um círculo. essa métrica efetua a soma do perímetro de todas as manchas dividido pelo quadrado da área da classe de uso sendo o resultado dividido pelo número de manchas da classe. Basicamente expressa que quanto mais próximo de 1 for o valor, a forma da mancha é mais parecida com um círculo.
MPFD	Dimensão fractal média da mancha	É uma métrica que expressa a complexidade de forma da mancha, sendo que valores próximos de 1 representam perímetros simples e valores próximos de 2 indicam perímetros complexos, baseados na forma.

Fonte: Patch Analyst

Os fragmentos florestais também foram enquadrados em classes de tamanho, considerando a área de cada fragmento em: (i) muito pequenos (< 5 ha), (ii) pequenos (5 ≤ área < 10 ha), (iii) médios (10 ≤ área < 100 ha) e (iv) grandes (≥100 ha), (JESUS et al., 2019).

4.4 Unidades de Conservação

A análise das unidades de conservação foi realizada com a obtenção dos limites espaciais das unidades de conservação disponíveis no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) do Ministério do Meio Ambiente (MMA).

De posse dos dados geoespaciais foi realizada uma análise dos grupos e categorias de manejo das unidades de conservação e a abrangência no território dos municípios.

5 RESULTADOS

5.1 Uso e cobertura do solo

Os dados de uso e cobertura do solo da área de estudo podem ser analisados na Tabela 3 e observados na Figura 2 e Figura 3.

Tabela 3 - Classes de uso e cobertura do solo da Baía Babitonga.

Classes	Área (Km²)		Variação
	1985	2022	
Água	197,70	196,63	-1%
Área Urbanizada	52,65	198,13	+276%
Formação Campestre	24,14	24,60	+2%
Formação Florestal	1944,46	1703,74	-12%
Manguezal	56,97	51,90	-9%
Mineração	0,02	0,94	+5755%
Mosaico de usos	448,52	389,93	-13%
Outras lavouras temporárias	2,13	15,06	+608%
Pastagem	78,67	182,81	+132%
Praia/duna	2,13	2,68	+26%
Rizicultura	6,01	49,87	+729%
Silvicultura	43,89	40,25	-8%
Solo exposto	8,58	9,31	+9%
Total	**2.865,86**	**2.865,86**	

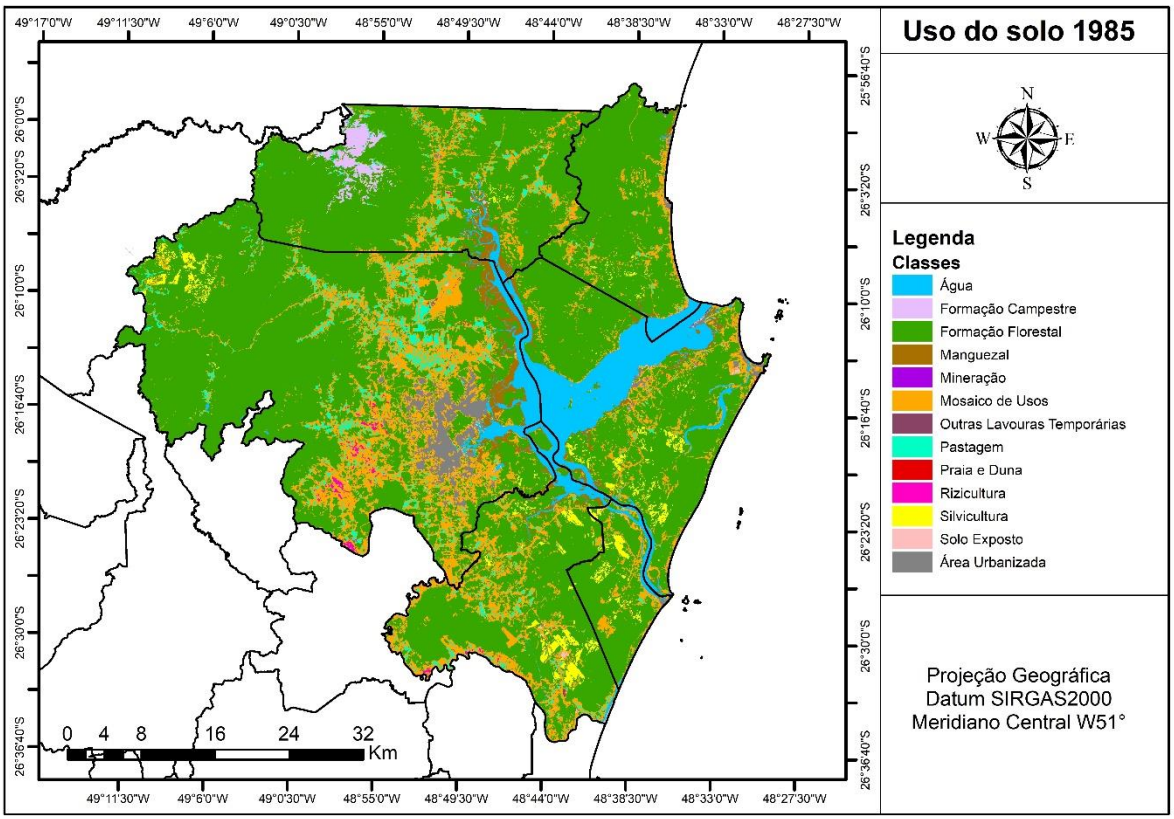


Figura 2: Mapa de Cobertura e Uso do Solo referente ao ano de 1985.

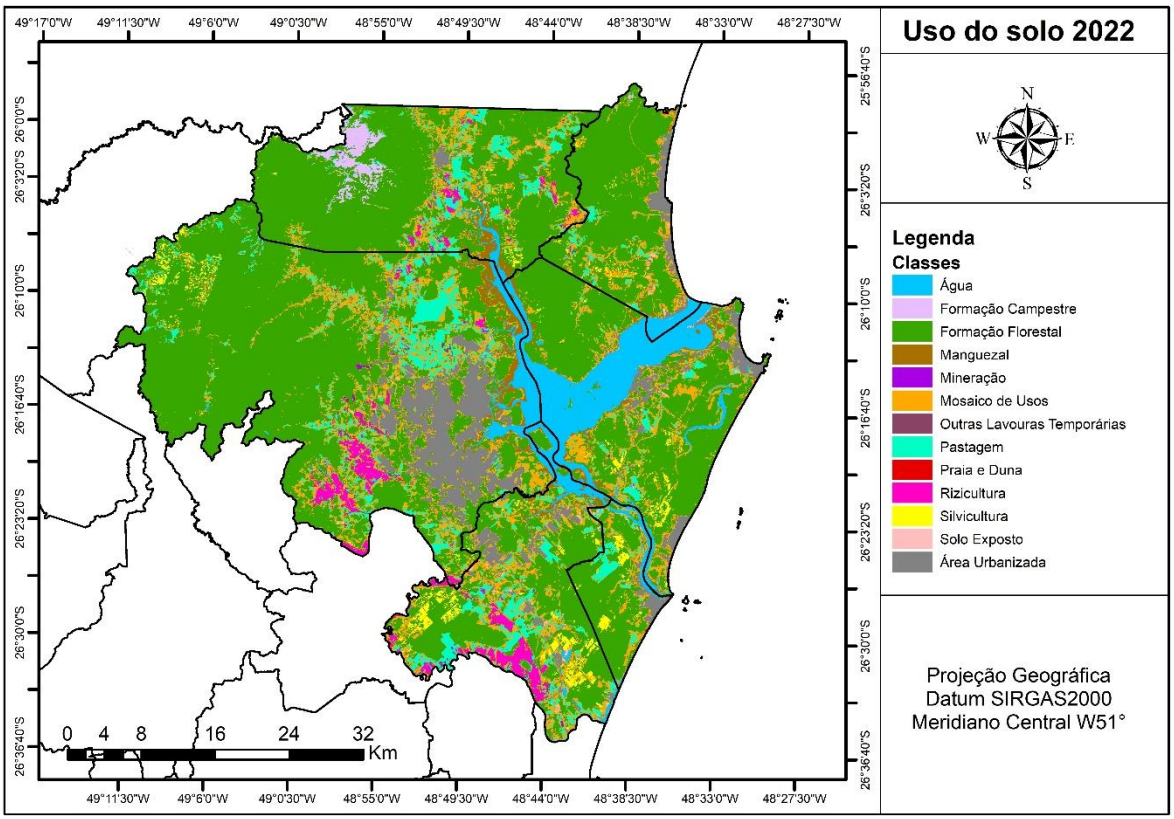


Figura 3: Mapa de Cobertura e Uso do Solo referente ao ano de 2022.

A análise temporal das classes de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2022 revelou mudanças substanciais na região da Baía Babitonga. Observou-se uma redução na área coberta por corpos d'água, diminuindo de 197,70 km² para 196,63 km², representando uma variação negativa de 1%. Esta diminuição sugere possíveis alterações nos sistemas hídricos, associadas a processos de assoreamento.

A análise das classes de formação florestal revelou uma redução na área de cobertura, passando de 1.944,46 km² para 1.703,74 km² (-12%), com uma considerável perda na extensão de manguezais, diminuindo de 56,97 km² para 51,90 km² (-9%). Essas reduções indicam perdas substanciais de biodiversidade e serviços ecossistêmicos associados a esses ambientes no qual são oriundos da expansão urbana.

Com relação as áreas de formação campestre, foi identificado um incremento de área, passando de 24,14 km² em 1985 para 24,60 km² em 2022, representando um crescimento de 2%. As maiores áreas de formação campestre referem-se aos

campos de altitude, com ocorrência em altitudes superiores a 1.500 m na região da Baía Babitonga. Esse incremento pode ser associado a processos naturais ou a ações antrópicas, como queimadas para fins agrícolas ou expansão urbana.

As classes de uso e cobertura do solo associadas as atividades agrosilvipastoris apresentaram a seguinte dinâmica: (i) a área de silvicultura apresentou uma redução de 8%, passando de 43,89 km² para 40,25 km², (ii) a área de pastagem apresentou um incremento de 132%, aumentando de 78,67 km² para 182,81 km², (iii) a classe de outras lavouras temporárias foi de 2,13 km² para 15,06 km², com um aumento de 608% e, por fim, nas áreas de rizicultura foi observado um aumento de +729%, de 6,01 km² para 49,87 km².

Neste mesmo período houve um aumento na área urbanizada, com um incremento de 276%, passando de 52,65 km² para 198,13 km², destacando-se os municípios de Joinville e Araquari que expandiram 79,2 km² e 21,2 km², ou seja, variação de +7,0% e +5,5% em relação aos seus territórios totais, de acordo com a Tabela 4, evidenciando o contínuo processo de urbanização e crescimento demográfico na região. Atribuindo, portanto, grande avanço no cultivo de arroz nestes locais, que suprimiu áreas anteriormente ocupadas pela formação florestal, em que Araquari lidera ao reduzir 76,5 km² (-19,8%) seguido por Joinville que diminuiu 45,4 km², subtraindo apenas 4,0% desta classe em relação a ocupação total (Tabela 4).

Todavia, esta última exibe pouca variação percentual devido a grandeza de seu território, quando comparado aos municípios de Garuva e São Francisco do Sul que reduziram valores de área semelhantes a Joinville, mas que representam percentuais mais impactantes sobre o próprio território, sendo variação de -8,0% e -8,1%, respectivamente (Tabela 4), mas que, dentre estes territórios, somente Araquari apresentou relevante aumento no reflorestamento, visto pela variação de +2 km² da classe de Silvicultura, se tornando o maior nesta categoria.

Associado ao desenvolvimento das áreas urbanas, observou-se um aumento expressivo na área de mineração, que cresceu de 0,02 km² para 0,94 km² (+5.755%), assim como na área de solo exposto, que aumentou de 8,58 km² para 9,31 km² (+9%). Tais incrementos podem ser atribuídos a atividades de exploração mineral e transição de uso.

Situada em uma faixa de transição entre os núcleos urbanos e a zona rural dos municípios, ocorrem áreas com mosaicos de uso. Esta classe de uso e cobertura do solo sofreu uma diminuição de 13%, passando de 448,52 km² para 389,93 km².

Já, como demonstrado nas Figuras 4 e 5, houve redução na classe total de manguezal, que variou -9,4% (Tabela 5), impactada majoritariamente pelos municípios de Joinville e Garuva que contribuíram na diminuição de 4,8 km² e 1,52 km² respectivamente (Tabela 4). Para o restante dos municípios houve pouca variação, com exceção de Araquari que foi o único a aumentar a área desta classe.

Por fim, nas áreas costeiras foi observado uma pequena variação na classe de praia/duna, com um incremento de 26% de área de 2,13 km² para 2,68 km².

Tabela 4 - Área (km²) das classes de uso e cobertura do solo dos municípios da Baía Babitonga nos anos de 1985 e 2022.

Classes	Araquari		Barra do Sul		Garuva		Itapoá		Joinville		São Francisco do Sul	
	Área (km²)											
	1985	2022	1985	2022	1985	2022	1985	2022	1985	2022	1985	2022
Água	17,735	19,740	7,000	6,909	8,206	7,038	9,644	10,017	36,353	34,276	118,561	118,419
Área Urbanizada	0,268	21,502	0,681	6,496	0,329	4,724	2,199	15,564	43,703	122,880	5,449	26,938
Formação Campestre	0,045	0,013	0,193	0,452	23,140	23,552	0,044	-	0,328	0,362	0,354	0,184
Formação Florestal	250,986	174,434	77,895	66,235	392,755	352,307	205,320	178,514	722,514	677,155	294,454	254,597
Manguezal	5,021	5,262	0,363	0,555	10,758	9,226	1,750	1,683	28,387	23,546	10,690	11,625
Mineração	-	0,129	-	-	0,004	0,045	-	-	0,012	0,768	-	-
Mosaico de usos	83,718	78,487	15,050	14,815	53,430	58,550	22,345	28,612	226,265	148,771	47,521	60,538
Outras lavouras temporárias	0,633	4,630	0,006	0,049	0,112	2,797	0,130	0,394	0,921	6,866	0,321	0,319
Pastagem	10,940	42,275	0,456	8,062	13,215	36,103	1,486	6,294	50,939	79,318	1,599	10,687
Praia/duna	0,145	0,063	0,197	0,441	-	-	0,258	0,423	-	-	1,382	1,587
Rizicultura	0,733	19,934	-	-	0,104	6,271	0,024	0,061	5,147	23,588	-	-
Silvicultura	14,926	16,986	6,046	4,229	1,254	2,202	1,509	2,075	9,913	8,511	10,228	6,224
Solo exposto	1,480	3,177	0,583	0,227	0,268	0,759	0,656	1,728	3,253	1,692	2,270	1,712
Total	**386,631**	**386,631**	**108,469**	**108,469**	**503,575**	**503,575**	**245,366**	**245,366**	**1127,735**	**1127,735**	**492,830**	**492,830**

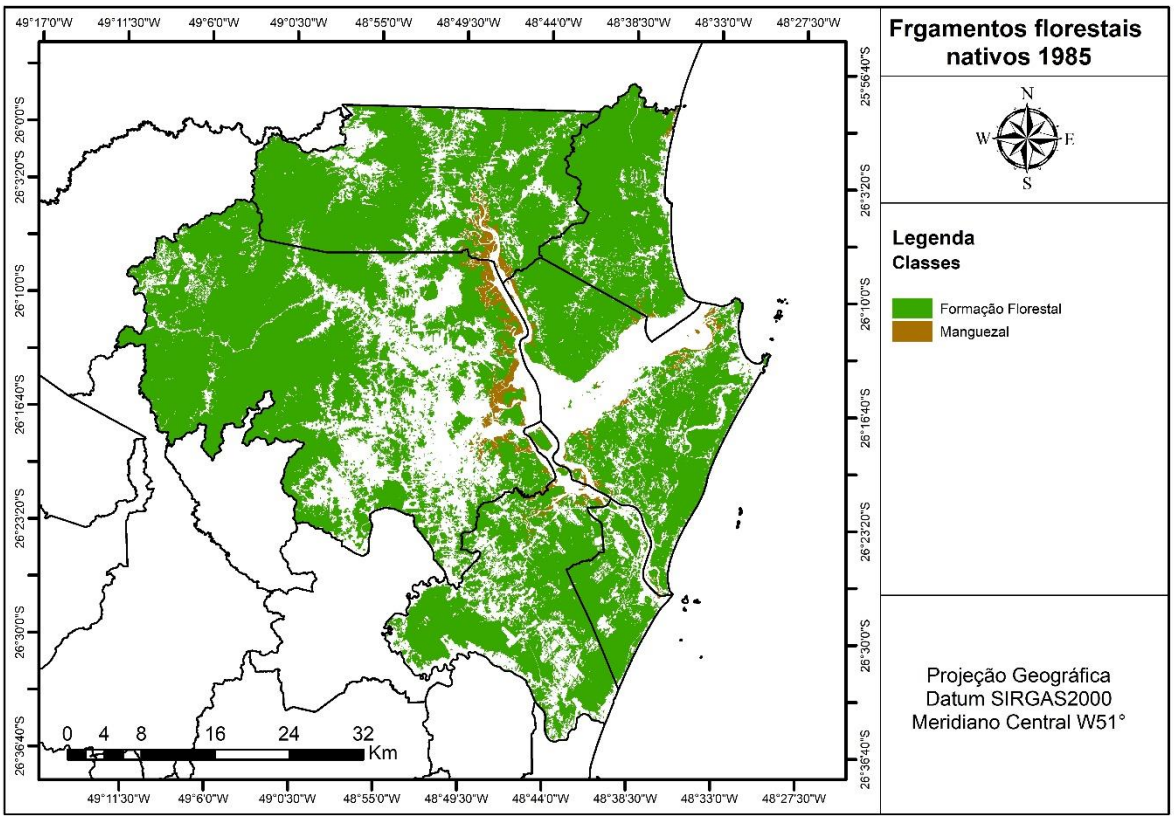


Figura 4: Mapa de Fragmentos Florestais Nativos referente ao ano de 1985.

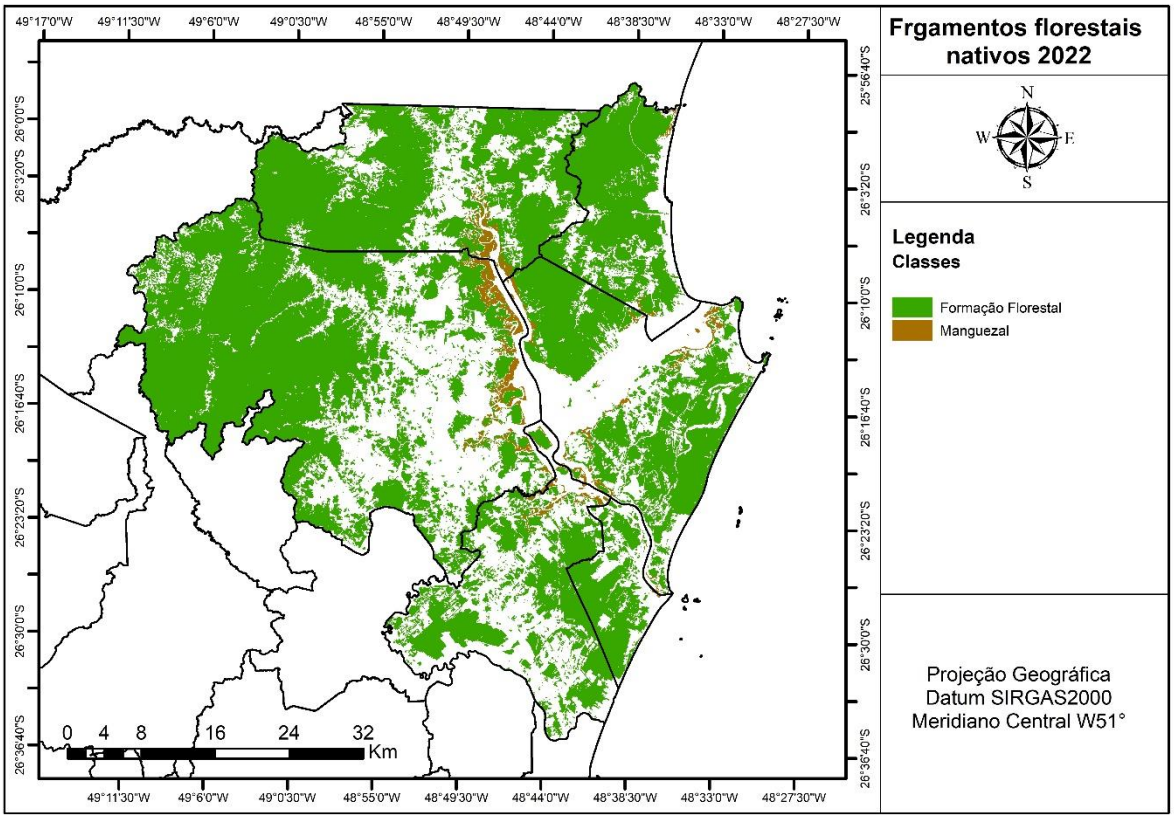


Figura 5: Mapa de Fragmentos Florestais Nativos referente ao ano de 2022.

5.2 Métricas de paisagem

Na Tabela 5 é apresentada a métrica de área das classes associadas à vegetação nativa na região da Baía Babitonga, que incluem as formações florestais e manguezais. A classe de formação florestal registrou uma redução de 240,69 km², correspondendo a uma diminuição de 12,4%, enquanto o manguezal teve uma diminuição de 5,35 km², representando uma redução de 9,4%.

Tabela 5 – Métricas de área (CA) dos fragmentos florestais nativos da Baía Babitonga.

Classe	1985	2022	Variação (%)
Formação florestal (km²)	1.944,42	1.703,72	-12,4%
Manguezal (km²)	56,85	51,50	-9,4%

As métricas associadas a tamanho dos fragmentos nativos pode ser visualizada na tabela 6. Para a formação florestal, observou-se uma diminuição no tamanho médio das manchas (MPS) em 28,47%, indicando a supressão total de manchas maiores ao longo do período ou a supressão de vegetação nas bordas dos fragmentos. Isso resultou em um aumento no número de manchas (NumP), de 4.877 para 5.974, representando a supressão de 1.097 manchas de vegetação nativa. A métrica de desvio padrão do tamanho (PSSD) diminuiu -20,15%.

Para o manguezal, houve um aumento no número de manchas (NumP), de 1057 para 1230, representando um aumento de 16,37%, o que pode refletir esforços de restauração ou expansão natural desse ecossistema costeiro. No entanto, a redução expressiva no tamanho médio das manchas (MPS) e no desvio padrão do tamanho (PSSD) sugere uma fragmentação e perda de extensão do manguezal ao longo do tempo.

Tabela 6 – Métricas de tamanho dos fragmentos florestais nativos da Baía Babitonga.

Classe	Sigla	1985	2022	Variação (%)
Formação florestal	NumP (n)	4.877	5.974	+22,49%
	MPS (km²)	0,399	0,285	-28,47%
	PSSD (km²)	12,350	9,861	-20,15%
Manguezal	NumP (n)	1.057	1.230	+16,37%
	MPS (km²)	0,054	0,042	-22,15%
	PSSD (km²)	0,265	0,226	-14,95%

Referindo-se às métricas de borda (Tabela 7) da classe de formação florestal, observou-se que o tamanho total de borda (TE) diminuiu em 3,98% durante o período analisado, já a densidade de borda (ED) teve um aumento de 9,47%. Apesar disso, a média do perímetro (MPE) registrou uma redução de 21,61%. Essa diminuição pode ser atribuída à supressão dos fragmentos maiores e à preservação das manchas menores ao longo do tempo, contribuindo para uma configuração mais homogênea da área florestal.

Por outro lado, para a classe de manguezal, verificou-se um pequeno aumento de 1,43% no tamanho total de borda (TE), assim como a densidade de borda (ED), na qual registrou também um aumento de 15,60%. A métrica de média do perímetro (MPE) revelou uma redução de 12,84%. Esses resultados sugerem possíveis alterações na configuração espacial do manguezal, com um aumento na extensão da borda, mas uma diminuição na complexidade do perímetro dos fragmentos.

Tabela 7 – Métricas de borda dos fragmentos florestais nativos da Baía Babitonga.

Classe	Sigla	1985	2022	Variação (%)
Formação florestal	TE (km)	10,122	9,719	-3,98%
	ED (m/m²)	0,0051	0,0055	+9,47%
	MPE (km)	2,075	1,626	-21,61%
Manguezal	TE (km)	1,1278497704	1,1439229298	+1,43%
	ED (m/m²)	0,0006	0,0007	+15,60%
	MPE (km)	1,067	0,930	-12,84%

Em relação às métricas de forma da classe de formação florestal (Tabela 8), foi possível identificar que o indicador médio de forma (MSI) sofreu um pequeno aumento

(0,48%), indicando que a forma das áreas de vegetação nativa está ligeiramente mais complexa. O indicador médio de forma ponderada pela área (AWMSI) sofreu uma diminuição de 13,31% indicando fragmentos maiores e com menor efeito de borda. Já a média da relação perímetro/área (MPAR) resultou em uma pequena diminuição de 1,55%. Por fim, a dimensão fractal média da mancha (MPFD) obteve também uma diminuição de 0,03%.

Por fim, para a classe de manguezal foi possível identificar que o indicador médio de forma (MSI) sofreu uma pequena redução (1,83%), indicando que a forma dos fragmentos de vegetação nativa está menos complexa. O indicador médio de forma ponderada pela área (AWMSI) sofreu um aumento de 0,48% indicando fragmentos menores e com maior efeito de borda. Já a média da relação perímetro/área (MPAR) resultou em um pequeno aumento de 0,77%. Por fim, a dimensão fractal média da mancha (MPFD) obteve um pequeno aumento de 0,01%.

Tabela 8 – Métricas de forma dos fragmentos florestais nativos da Baía Babitonga.

Classe	Sigla	1985	2022	Variação (%)
Formação florestal	MPAR (m/m²)	0,093	0,092	-1,55%
	MSI*	1,459	1,466	+0,48%
	AWMSI*	15,654	13,570	-13,31%
	MPFD*	1,390	1,389	-0,03%
Manguezal	MPAR (m/m²)	0,090	0,091	0,77%
	MSI*	1,561	1,532	-1,83%
	AWMSI*	3,607	3,625	0,48%
	MPFD*	1,393	1,394	0,01%

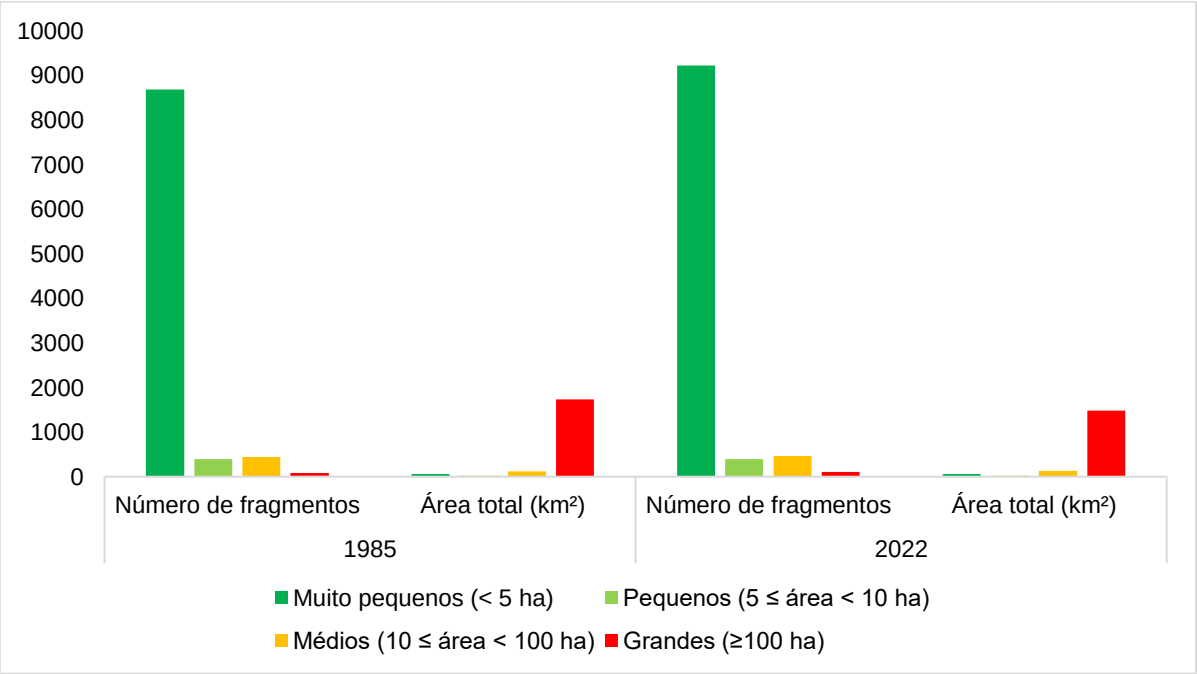
* adimensional

5.3 Classificação de tamanho dos fragmentos

De acordo com a Tabela 9, observa-se que a classe de tamanho de fragmentos nativos predominantemente compreende fragmentos muito pequenos (< 5 ha). Em 1985, essa classe registrava 8.689 fragmentos, aumentando para 9.223 em 2022. Para a classe de tamanho pequeno (5 ≤ área < 10 ha), a variação foi mínima, mantendo-se praticamente estável, com 397 fragmentos em 1985 e 389 em 2022. No que tange à classe de tamanhos médios (10 ≤ área < 100 ha), houve um ligeiro aumento, passando de 444 fragmentos em 1985 para 469 em 2022. Por fim, a classe

de fragmentos grandes (≥100 ha) apresentou uma diminuição significativa na área total, de 1.731,68 km² em 1985 para 1.482,78 km² em 2022.

Gráfico 1 – Classificação de tamanho dos fragmentos nativos



5.4 Políticas públicas de preservação ambiental

Os dados das Unidades de conservação da área de estudo podem ser analisados na Tabela 09, Tabela 10 e observados na Figura 6.

Tabela 09 – Unidades de Conservação da Baía Babitonga

Nome	Município	Categoria	Data de criação	Área (há)
Parque Natural Municipal Carijós	Itapoá	Parque	23/03/2011	51,56
Área de Proteção Ambiental dos Guaiamuns	Itapoá	Área de Proteção Ambiental	20/09/2022	1229,06
Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva Volta Velha - Pe. Piet Van Der Aart	Itapoá	Reserva Particular do Patrimônio Natural	31/01/2018	285,22
Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca	Joinville	Área de Proteção Ambiental	04/04/1997	40223,26
Área de Relevante Interesse Ecológico do Morro do Boa Vista	Joinville	Área de Relevante Interesse Ecológico	11/12/2014	390,98
Área De Relevante Interesse Ecológico do Morro do Iririú	Joinville	Área de Relevante Interesse Ecológico	11/10/2012	497,91
Parque Natural Municipal da Caieira	Joinville	Parque	26/03/2004	142,04
Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Ilha do Morro do Amaral	Joinville	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	28/02/1975	345,61
Reserva Particular do Patrimônio Natural Caetezal	Joinville	Reserva Particular do Patrimônio Natural	16/11/2001	4582,08
Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Dona Augusta	Joinville	Reserva Particular do Patrimônio Natural	26/07/2022	14,64
Parque Estadual Acarai	São Francisco do Sul	Parque	23/09/2005	6633,20
Refúgio da Vida Silvestre Nascentes do Sai	São Francisco do Sul	Refúgio de Vida Silvestre	04/02/2022	6702,11
Reserva Particular do Patrimônio Natural Morro da Palha	São Francisco do Sul	Reserva Particular do Patrimônio Natural	19/04/2002	6,67

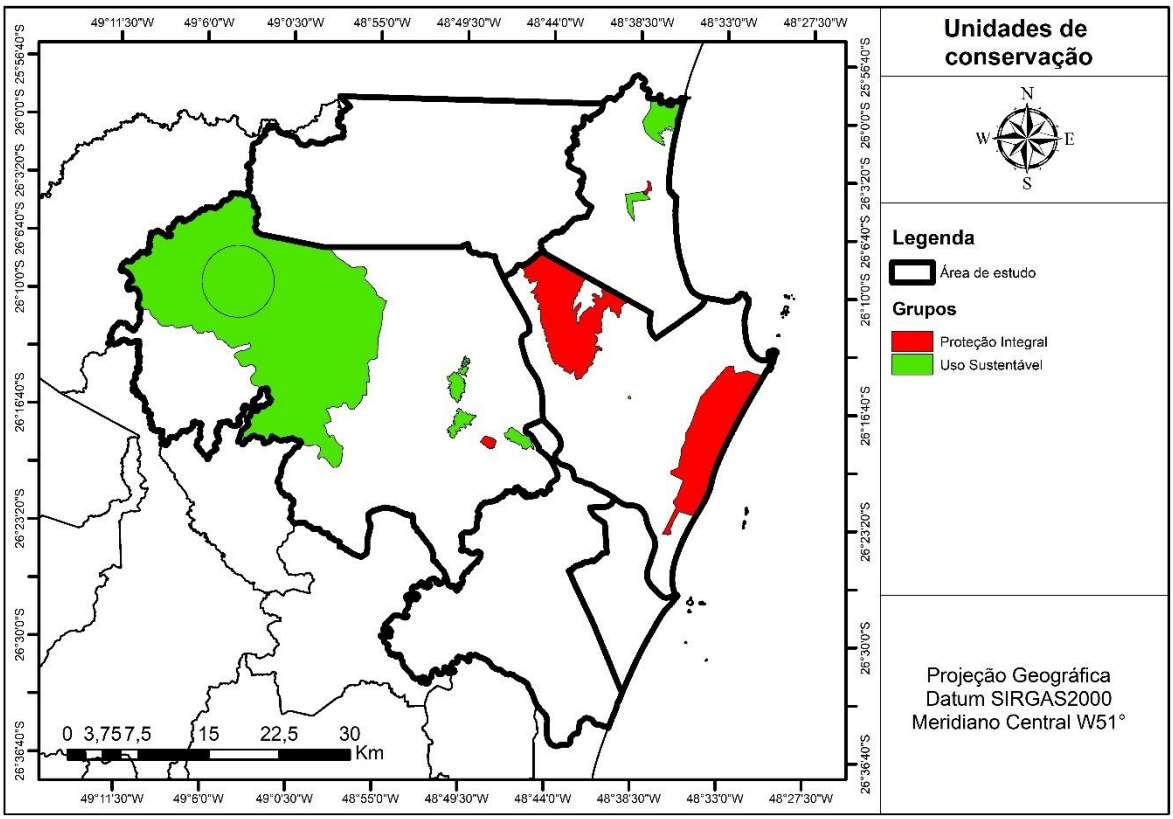


Figura 6: Unidades de conservação referente ao ano de 2024.

Tabela 10 – Grupos das Unidades de Conservação

Município	Proteção Integral		Uso Sustentável	
	Área (km²)	%	Área (km²)	%
Araquari	-	-	-	-
Balneário Barra do Sul	-	-	-	-
Garuva	-	-	-	-
Itapoá	0,516	0,21%	15,143	6,17%
Joinville	1,420	0,13%	460,545	40,84%
São Francisco do Sul	133,353	27,06%	0,067	0,01%

Na Tabela 09, são apresentadas todas as Unidades de Conservação existentes na Baía Babitonga, categorizadas por nome, município e categoria de proteção. Já na Figura 6, observa-se a distribuição geográfica dessas Unidades de Conservação em todo o território abrangido pela pesquisa, conforme também detalhado na Tabela 10.

Nos municípios de Araquari, Balneário Barra do Sul e Garuva, não há Unidades de Conservação estabelecidas. Em contrapartida, nos municípios de Itapoá, Joinville

e São Francisco do Sul, essas unidades estão presentes e desempenham um papel crucial na conservação ambiental.

Em Itapoá, as áreas de Proteção Integral representam apenas 0,21% do território municipal (0,516 km²), enquanto as áreas de Uso Sustentável abrangem 15,143 km², correspondendo a 6,17% da área total do município. Já em Joinville, a cidade mais populosa do estado de Santa Catarina, as áreas de Proteção Integral somam 1,420 km², o que equivale a 0,13% do território municipal. As áreas de Uso Sustentável, por sua vez, totalizam 460,545 km², cobrindo 40,84% do município, o maior percentual entre as cidades estudadas.

Em São Francisco do Sul, há uma área significativa de Proteção Integral de 133,353 km², que corresponde a 27,06% do território municipal, tornando-a a cidade com a maior proporção de área de Proteção Integral na área de estudo. No entanto, para o grupo de Uso Sustentável, São Francisco do Sul possui apenas 0,067 km², ou 0,01% da área total do município, configurando-se como a cidade com a menor extensão de áreas de Uso Sustentável.

Vale salientar que única Unidade de Conservação que surgiu antes do período do estudo foi a Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Ilha do Morro do Amaral.

6 DISCUSSÃO

A Mata Atlântica brasileira pode ser vista como um ecossistema natural diversificado, apresentando uma mistura de diferentes tipos de vegetação e florestas. Historicamente, foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, estendendo-se por cerca de 150 milhões de hectares ao longo de 3.300 km da costa atlântica do Brasil. Atualmente, restam apenas cerca de 11,7% de sua vegetação original, em grande parte dividida em pequenos fragmentos florestais, destacando a urgente necessidade de iniciativas de conservação e recuperação (FERNANDES & FERNANDES, 2017).

No entanto, pode-se considerar como motivo desta perda para a Mata Atlântica o crescimento excessivo da população da Baía Babitonga em 96,78% entre 1991 e 2022, passando de 396.471 habitantes para 780.182 habitantes (IBGE, 2022). Esse crescimento populacional acentuado resultou em um aumento de 276% na área urbanizada em 2022 em comparação a 1985. A urbanização tem um impacto direto no uso do solo, convertendo áreas que antes eram permeáveis em superfícies impermeáveis, o que intensifica o escoamento das águas das chuvas. Isso sobrecarrega os sistemas de drenagem, que muitas vezes não conseguem lidar com o aumento do volume de água. Além disso, o desmatamento nessas regiões expõe o solo, prejudicando a estrutura superficial mantida pelas raízes das plantas, o que leva ao aumento da infiltração, erosão e, possivelmente, deslizamentos de terra. Esses fenômenos também influenciam a redução da intensidade de ventos e ruídos, a diminuição da temperatura e o aumento da umidade local (CERQUEIRA et al., 2021).

A vegetação, significativamente afetada pelas atividades antrópicas, serve como um indicador da qualidade ambiental nos municípios. Portanto, o planejamento urbano deve incluir mapeamentos constantes e extensivos para atualizar a base de dados, especialmente em relação à localização de áreas de risco, ocupações irregulares, espaços públicos, zonas de proteção ambiental, perda de vegetação e expansão urbana (GARCIA & ARAUJO, 2021).

Os fragmentos nativos diminuíram 21% em 2022 em comparação a 1985, impactados pelo aumento da urbanização. A classe de formação florestal sofreu uma redução de 12%, enquanto a classe de manguezal diminuiu 9%. A expansão urbana e industrial, especialmente em regiões costeiras e centrais, tem sido a principal

responsável por essas perdas, conforme mostrado na Figura 3. Muitas áreas de formação florestal foram convertidas em pastagens ou utilizadas para fins agrícolas. Embora os manguezais sejam protegidos pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), continuam sob ameaça.

Comparando com outras regiões do país, pode-se perceber a evolução do desmatamento no município de Poções no estado da Bahia entre os anos de 2008 e 2013. Segundo o Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, nesse período, a taxa de desmatamento atingiu o patamar de 172.04ha no município (TEIXEIRA et al., 2023). Já no sudeste do Pará observa-se uma tendência semelhante, onde a vegetação de formação florestal reduziu-se de forma mais expressiva de 12.580,5366 km² em 1985 (59,43% da área total) para 3.878,2944 km² em 2020 (18,32% da área total). Garcia et al., (2021a) concluíram que a expansão das pastagens e da pecuária contribuiu para a fragmentação florestal no sudeste paraense. A fragmentação reduz a diversidade de espécies, as populações e o tamanho dos habitats, aumentando a dependência dos ambientes e enfraquecendo as comunidades (HADDAD et al., 2015). Já no município de Patos, PB, ocorrem poucas alterações na classe Floresta, com perda de área de apenas 0,7%. Esse comportamento temporal sugere uma capacidade de recuperação da vegetação de caatinga, possivelmente relacionada à maior umidade nessas áreas, influenciada por variáveis climáticas como precipitação e temperatura da superfície terrestre, além das oscilações entre as estações seca e úmida (FRANCISCO et al., 2023). Também, para a classe de manguezal, Carneiro & Santos (2019) relataram um decréscimo de quase 50% (580,94 ha) na Bacia Hidrográfica Geniparana, Ilha do Maranhão. Esse ecossistema crucial está em deterioração, sofrendo as consequências do abandono e da falta de proteção efetiva. Portanto, evidencia-se que existe uma tendência a nível nacional de redução de fragmentos nativos assim como na área de estudo, mostrando que a Baía Babitonga acompanha a mesma direção.

Certamente, a quantidade de fragmentos em uma área de estudo, junto com o tamanho desses fragmentos e outros critérios de avaliação, como as métricas de paisagem, são ótimos indicadores da qualidade ambiental. Esses elementos ajudam a determinar o nível de fragilidade das áreas remanescentes em relação aos efeitos de borda (CALEGARI et al., 2010; FENGLER et al., 2015). Portanto, a borda é um indicador significativo da vulnerabilidade dos fragmentos nativos, fornecendo

informações valiosas sobre a qualidade dessas áreas remanescentes. A fragmentação florestal leva à formação de bordas na floresta original, expondo espécies de flora e fauna, que antes estavam adaptadas ao interior da floresta, a fatores externos como temperaturas elevadas, maior luminosidade, vento e baixa umidade. Essa exposição resulta na mortalidade dos organismos na borda e, no caso da flora, aumenta o risco de invasão por espécies vegetais adaptadas a ambientes mais abertos (SILVA et al., 2019). Com a diminuição no número de pequenos fragmentos (5 ≤ área < 10 ha), as medidas médias do perímetro dos fragmentos nativos reduziram (Tabela 7), assim como o tamanho total da borda para a classe de formação florestal. A densidade de borda nos fragmentos florestais aumentou, assim como o tamanho da classe de manguezal (Tabela 7).

No que diz respeito às métricas de tamanho, observou-se um aumento no número de fragmentos nativos em 2022 (ver Tabela 6). No entanto, tanto o tamanho médio das manchas quanto o desvio padrão diminuíram (Tabela 6), devido ao fato de que fragmentos menores intensificam os efeitos de borda. O tamanho dos fragmentos é, portanto, crucial para a dinâmica das populações, já que os efeitos de borda podem provocar uma redução ainda maior na área dos fragmentos. Além disso, a dimensão de um fragmento pode influenciar diretamente a sobrevivência das populações de diversas espécies (MASSOLI, STATELLA & SANTOS, 2016). Fragmentos menores estão mais suscetíveis à influência de fatores externos, o que significa que reduções significativas na área dos remanescentes florestais podem impactar sua estrutura e dinâmica biológica, gerando condições desfavoráveis para muitas espécies e comprometendo sua autossustentabilidade (JESUS et al., 2015). Dessa forma, há uma predominância de fragmentos muito pequenos em comparação com fragmentos grandes (Gráfico 1). Esses fragmentos (< 5 ha) podem atuar como corredores ecológicos, facilitando o acesso a fragmentos com maior área nuclear. A restauração ecológica desses fragmentos menores, através do plantio de espécies nativas ou sistemas agroflorestais, pode aumentar a conectividade com fragmentos maiores e facilitar o movimento da fauna (JESUS et al., 2019). Nas áreas de mosaico de usos, pastagens e solos expostos, é essencial promover a arborização, restauração e criação de corredores para melhorar a permeabilidade para a fauna silvestre (BARBOSA et al., 2017). No entanto, os fragmentos médios (10 ≤ área < 100 ha)

aumentaram ligeiramente, contribuindo positivamente para os resultados subsequentes.

A forma dos fragmentos florestais influencia diretamente sua interação com as atividades humanas ao redor. Fragmentos mais circulares são mais compactos, o que reduz sua exposição a intervenções externas devido a uma menor proporção de borda em relação ao interior. Isso mantém o núcleo do fragmento longe das bordas, reduzindo assim a vulnerabilidade da vegetação interna aos efeitos de borda (FENGLER et al., 2015). A configuração do fragmento florestal, portanto, pode fortalecer a interação entre o ambiente natural remanescente e as áreas modificadas ao redor, afetando os processos ecológicos locais e impactando principalmente o efeito de borda e sua área de influência (PIROVANI et al., 2014; MASSOLI, STATELLA & SANTOS, 2016). Então, para a classe de formação florestal, a métrica de indicador médio de forma aumentou para o ano de 2022 e para a classe de manguezal diminuiu, tornando-se mais efetivo e mais próximo de 1. Essa análise e classificação permitem auxiliar a gestão ambiental na Baía Babitonga, identificando as medidas de manejo mais adequadas para cada classe de fragmentos; considerando a similaridade entre eles, as ações direcionadas proporcionarão melhores resultados.

Por fim, nos municípios de Araquari, Barra do Sul e Garuva, não há Unidades de Conservação (Figura 6). No entanto, Araquari possui um Código Municipal do Meio Ambiente que regula a proteção, controle, conservação e recuperação ambiental, integrando-se ao Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Garuva tem um Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, que direciona ações de conservação e recuperação da vegetação nativa. Barra do Sul, o menor e mais recente município, possui uma minuta do Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, visando o desenvolvimento sustentável através do turismo responsável, incentivando negócios de impacto social que valorizem os ativos ambientais e as comunidades pesqueiras tradicionais.

7 CONCLUSÃO

A análise temporal das classes de uso e cobertura do solo na região da Baía Babitonga revela mudanças substanciais ao longo das últimas décadas, refletindo os impactos das atividades humanas e transformações ambientais. O aumento significativo da área urbanizada evidencia um contínuo processo de urbanização e crescimento populacional, resultando na perda de cobertura florestal e de ecossistemas sensíveis, como os manguezais.

As perdas observadas nas áreas de formação florestal e manguezal levantam preocupações ambientais importantes, incluindo a fragmentação desses habitats e a perda de biodiversidade associada. A redução das áreas de formação florestal não só reflete a expansão urbana, mas também pressões decorrentes de atividades como mineração e agricultura, destacando a necessidade urgente de um planejamento mais sustentável e medidas de conservação eficazes.

Além disso, a análise das métricas de paisagem revela não apenas mudanças na área das classes de vegetação nativa, mas também sua configuração espacial e a complexidade dos fragmentos remanescentes. A fragmentação das áreas florestais e de manguezais tem implicações diretas na conectividade dos ecossistemas e na manutenção da biodiversidade, enfatizando a importância de estratégias de restauração e conservação que considerem não apenas a área total, mas também a configuração e o contexto paisagístico.

Portanto, os resultados desta análise reforçam a necessidade premente de políticas públicas e práticas de manejo ambiental voltadas para a conservação e restauração dos ecossistemas (Unidades de conservação) na região da Baía Babitonga. Tais iniciativas devem buscar um equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico regional e a preservação dos recursos naturais e da biodiversidade, garantindo um futuro sustentável para as gerações presentes e futuras.

REFERÊNCIAS

ADÃO, N. M. L. Sistema de Indicadores de Qualidade Ambiental Urbana para Metrópoles Costeiras (SIMEC): aplicação nas Regiões Metropolitanas de Recife – PE, Rio de Janeiro – RJ e na Região de Joinville - SC. Itajaí, p. 118, 2016.

AMORIM, Amanda Trindade; SOUSA, Jocy Ana Paixão de; PIROLI, Edson Luís. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa vista. Revista Formação (ONLINE), v. 28, n. 53, p. 625 – 642, 2021.

ArcGis. Esri. 10.8.1. 2024.

BARBOSA, K. V. C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 15, p. 42 - 46, 2017.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 2023, 502p.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, 2012.

BREJÃO, G. L.; LEAL, C.; GERHARD, P. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. Oecologia Australis, v. 25, n. 2, p. 475 – 493, 2021.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. Revista Árvore, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CÂMARA DE VEREADORES DE ARAQUARI. Projeto de Lei Complementar (E) n° 0008/2009. Institui o Código Municipal do Meio Ambiente (SISNAMA). Araquari, 2009.

CARNEIRO, A. S. de L.; SANTOS, A. L. S. Evolução das áreas de manguezal da Bacia Hidrográfica Geniparana na ilha do Maranhão com dados de sensoriamento remoto. Revista GeoUECE, v. 8, n. 14, p. 11 – 22, 2019.

CERQUEIRA, M. A. et al. Análise temporal por sensoriamento remoto da supressão de vegetação nativa em vales na cidade de Maceió, Brasil. The Journal of Engineering and Exact Sciences – jCEC, v. 07, n. 01, p. 01 – 11, 2021.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. Associação Portuguesa de Investigação Operacional, v.24 n.1, p. 109 - 137, 2004.

CUNHA, S. D. et al. Fragmentação florestal na paisagem no Bioma Mata Atlântica: uma revisão sistemática da literatura. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 17, n. 1, p. 15-22, 2021.

FAUSCH, K. D. et al. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. BioScience, v. 52, n. 6, p. 483–498, 2002.
FENGLER, F. H. et al. Environmental quality of forest fragments in Jundiaí-Mirim river basin between 1972 and 2013. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 19, n. 4, p. 402 - 408, 2015.

FERNANDES, Milton Marques; FERNANDES, Márcia Rodrigues de Moura. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá – RJ. Ciência Florestal, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERNANDES, W. A. A.; PIMENTEL, M. A. da S. Dinâmica da paisagem no entorno da Resex Marinha de São João da Ponta/PA: Utilização de métricas e geoprocessamento. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 20, n. 72, p. 326 – 344, 2019.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493 - 502, 2007.

FRANCISCO, Paulo Roberto Megna; NETO, João Miguel de Moraes; SILVA, Viviane Farias; RIBEIRO, George do Nascimento; SANTOS, Djail. Avaliação da dinâmica temporal da cobertura e uso das terras do município de Patos-PB utilizando MapBiomas©. Geo UERJ, Rio de Janeiro, n. 42, p. 01 – 18, 2023.

GARCIA, C. S.; GARCIA, P. S.; LIMA, S. S.; LOUREIRO, G. E. Uso e Cobertura da Terra na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas, Estado do Para. Research, Society and Development. v.10, n.15, p. 01 – 13, 2021ª.

GARCIA, Ronald Costa; ARAUJO, Rodrigo da Cruz. Use of Remote Sensing and Geoprocessing to estimate vegetated and non-vegetated areas in the fastest growing neighborhoods in São Luís - MA, during the years 2000 and 2010. Research, Society and Development, v. 10, n. 5, p. 01 – 16, 2021.

GERCO/SC. Ministério do meio ambiente. Gerenciamento costeiro. GERCO Santa Cataria. 2004.

GOVBR. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. 2024.

GOVBR. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação — CNUC. 2024.

GUARIZ, H. R.; GUARIZ, F. R. Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por Meio de Métricas de Paisagem para o Município de São Roque do Canaã, Noroeste do Estado do Espírito Santo. Revista Brasileira de Geografia Física, v.13, n. 05, p. 2139-2153, 2020.

GUEDES, F.; SEEHUSEN, S. E. (orgs.). Pagamentos por serviços ambientais na mata atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2011.

HADDAD, N. M. et al. Fragmentação de Habitat e seu Impacto Duradouro nos Ecossistemas da Terra. Science Advances, v.1, n.2, p.8-17, 2015.

HENTZ, A. M. K. et al. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia hidrográfica do rio Iguaçu – PR, Brasil. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015.

IBGE. Cidades do Brasil. 2024.

JESUS, E. N. et al. Estrutura dos fragmentos florestais da Bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. Revista Árvore, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015.

JESUS, J. B. et al. Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. Pesquisa Florestal Brasileira, v. 39, p. 1-10, 2019.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. Floresta e Ambiente, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

KOEHNTOPP, P. I. et al. Caracterização climatológica na Baía Babitonga - parâmetros climáticos e meteorológicos - pluviosidade, temperatura e ventos. Revista CEPSUL, v. 10, n. 1, p. 01 – 13, 2021.

LACERDA, L. D. Os manguezais do Brasil. In: Vannucci, M. (ed.). Os manguezais e nós: uma síntese de percepções. São Paulo: EdUSP; 1999. p. 185-196.

LANG, S.; BLASCHKE, T. Análise da Paisagem com SIG. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

MAIA, M. A & RICHTER, M. Unidades de Conservação da Baixada Fluminense: contribuições para a consolidação da Baixada Verde. Curitiba: Editora Appris, 2019.

MapBiomas. Descrição de legenda – Coleção 8. 2022. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/09/Legenda-Colecao-8-Descricao-Detalhada-PDF-PT-3-1.pdf. Acesso em: 25 maio 2024.

MapBiomas. O projeto. 2022. Disponível em: https://mapbiomas.org/o-projeto. Acesso em: 16 maio 2023.

MASSOLI, J. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014. Caminhos de Geografia, v. 17, n. 60, p. 480 - 60, 2016.

MELO JÚNIOR, J. C. F. & M. R. T. BOEGER. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, Estado de Santa Catarina, Brasil. Hoehnea, n. 42, p. 207-232, 2015.

MELLO, Y. R. et al. Análise da precipitação mensal provável para o município de Joinville (SC) e Região. Revista Brasileira de Climatologia, v.17, p. 246 - 258, 2015.

MELLO, Y. R.; OLIVEIRA, T. M. N. Análise Estatística e Geoestatística da Precipitação Média para o Município de Joinville (SC). Revista Brasileira de Meteorologia, v. 31, n. 2, p. 229 - 239, 2016.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? Biota Neotropica, v. 1, n. 1, p. 1 - 9, 2001.

PANDOLFO, C. et al. Atlas climatológico digital do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2002.

PEREIRA, M. P. S. et al. A cobertura florestal em paisagens do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. Floresta e Ambiente, v. 24, p. 1 - 11, 2017.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. Revista Árvore, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271 - 281, 2014.

PMMA. PLANO DA MATA ATLÂNTICA DE GARUVA/SC. 2022.

REMPEL, R. S.; CARR, D. K. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. Version 5.2.0.16, 2015.

RIBEIRO, H. J. et al. Sensoriamento remoto em ecologia da paisagem: estado da arte. São Paulo: UNESP, Geociências, v. 36, n. 1, p. 257 - 267, 2019.

SANTOS, J. F. C. et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 151 - 158, 2017.

SILVA, A. L. et al. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. Ciência Florestal, v. 29, n. 3, p. 1254 - 1269, 2019.

SILVA, L. F. Alterações morfodinâmicas do Canal do Linguado pela remoção do dique que o separa da Baía da Babitona-SC. 198 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2011.

SILVA, S. F. et al. Análise espacial dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio da Prata em Ibiraçu e Aracruz – ES, Brasil. Vértices, Campos dos Goytacazes, v. 17, n. 1, p. 121 - 132, 2015.

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e Ecologia da Paisagem: pontos para discussão. Sociedade e Natureza, Uberlândia, v. 25, n. 3, p. 557 - 566, 2013.

TEIXEIRA, Niel Nascimento; SANTOS, Zorai de Santana; JÚNIOR, Dionísio Costa Cruz.Remanescentes de Mata Atlântica da APP Barragem de Morrinhos em Poções – Bahia. Research, Society and Development, v.12, n.5, p. 1 - 10, 2023.

TRUCCOLO, E. C.; SCHETTINI, C. A. F. Marés astronômicas na baía Babitonga, SC. Notas Técnicas Facimar, v. 3, p. 57 - 66, 1999.

VIEIRA, C. V.; HORN FILHO, N. O.; BONETTI, C. V. D. H. C.; BONETTI, J. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. Boletim Paranaense de Geociências, n. 62 – 63, p. 85 - 105, 2008.

VIEIRA, C. V.; HORN FILHO, N. O. Paisagem Marinha da Baía da Babitonga, nordeste de Santa Catarina. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 10, p. 1677 - 1689, 2017.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater Biology, v. 47, n. 4, p. 501 - 515, 2002.

Termo de Autorização para Publicação de Teses e Dissertações

Na qualidade de titular dos direitos de autor da publicação, autorizo a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) a disponibilizar em ambiente digital institucional, Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/IBICT) e/ou outras bases de dados científicas, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o texto integral da obra abaixo citada, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data 08/11/2024.

1. Identificação do material bibliográfico: ( ) Tese (X) Dissertação ( ) Trabalho de Conclusão

2. Identificação da Tese ou Dissertação:
Autor: Luana Caroline Neitzel Xavier
Orientador: Celso Voos Vieira
Data de Defesa: 26/08/2024
Título: ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BAÍA BABITONGA
Instituição de Defesa: Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE

3.Informação de acesso ao documento:

Pode ser liberado para publicação integral: (x) Sim ( ) Não

Havendo concordância com a publicação eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese, dissertação ou relatório técnico.

Joinville, 08 de novembro de 2024.

gov.br Documento assinado digitalmente
LUANA CAROLINE NEITZEL XAVIER
Data: 08/11/2024 13:25:21-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

_____

Assinatura do autor