

MAURICIO BORGES DO NASCIMENTO

**USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA DO
RIO SIRINHAÉM – PERNAMBUCO**

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Fevereiro - 2024

MAURICIO BORGES DO NASCIMENTO

**USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA DO
RIO SIRINHAÉM VIA MAPBIOMAS BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de Concentração: Ciências Florestais.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano

Co-orientador: Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Fevereiro – 2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

N244u Nascimento, Maurício Borges do.
Uso e ocupação do solo e fragmentação florestal da Bacia do Rio Sirinhaém -
Pernambuco / Maurício Borges do Nascimento. – Recife, 2024.
58 f.: il.

Orientador(a): Ana Lícia Patriota Feliciano.
Co-orientador(a): Emanuel Araújo Silva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa
de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2024.
Inclui referências.

1. Dinâmica espaço-temporal 2. Fragmentos florestais 3. Mata Atlântica
I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orient. II. Silva, Emanuel Araújo, co-orient. III. Título

CDD 634.9

MAURÍCIO BORGES DO NASCIMENTO

**USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA DO
RIO SIRINHAÉM - PERNAMBUCO**

Aprovada em 21/02/2024

ORIENTADORA

Prof.^a Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano
Departamento de Ciência Florestal - UFRPE

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Ana Carolina Borges Lins e Silva
Departamento de Biologia - UFRPE

Prof. Dr. Hernande Pereira da Silva
Departamento de Engenharia Agrícola - UFRPE

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Fevereiro – 2024

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco pela oportunidade de desenvolver este trabalho e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela disponibilidade de bolsa para realização desta dissertação.

À minha família, especialmente aos meus pais, Aldoberto e Elizabete, por todo amor, dedicação e por nunca pouparem esforços para a realização dos meus sonhos.

À Prof^ª. Dra. Ana Lícia Feliciano, por toda atenção e empatia, pela confiança na minha capacidade para realizar este projeto e pela paciência com tanto enrolos e desenrolos nesse caminho. Ao Prof. Dr. Emanuel Silva, pelo suporte e considerações na construção deste trabalho.

Aos meus amigos e companheiros de laboratório Jailson Silva, Edson Silva Jr. e Rodrigo Lacerda, por todo tempo gasto em descontração e em assuntos acadêmicos, polêmicos e capciosos tornando o ambiente e convívio mais leves. Em especial, a Jailson e Rodrigo que fizeram importantes contribuições na construção desse projeto.

Aos amigos conterrâneos Alex Nascimento e Débora Almeida, por todo acolhimento, atenção, descontrações e contribuições relevantes neste trabalho.

Aos meus amigos Gustavo Bastos, Leonardo Ferreira e Silvio Ramos, pelo apoio nos melhores e piores momentos, e especialmente à Ana Paula Alves por nunca largar minha mão e fazer considerações significativas neste trabalho.

À Dra. Ângela Freitas, por todos os cafés de “rico”, tantas plantas costuradas, pela escuta atenciosa e conselhos valiosos que levo para vida.

A todos que contribuíram de alguma forma e estiveram comigo nesse caminho.

Finalmente, a mim pela realização deste trabalho, com fé, café, chá de camomila e cerveja, e pelo crescimento e amadurecimento pessoal nessa jornada.

“Eu sei que tempo vai passar
E as coisas vão ficar
Porque acredito em mim
E o tempo passa a flutuar
E a chance de eu ficar
Depende só de mim”

Ângela Ro Ro/ Sergio Bandeyra
A mim e mais ninguém

NASCIMENTO, MAURICIO BORGES. Uso e ocupação do solo e fragmentação florestal da bacia do rio Sirinhaém - Pernambuco. Orientadora: Prof^a. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano. Coorientador: Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva.

RESUMO

Uma bacia hidrográfica é uma unidade territorial que abrange os processos ecossistêmicos do ciclo da água, servindo como uma base fundamental para estudar a interação humana com a paisagem, além de desempenhar um papel crucial na gestão e implementação de políticas públicas ambientais e sociais. O ser humano, ao transformar a paisagem, especialmente por meio de atividades agropastoris intensivas, representa uma ameaça à conservação dos recursos hídricos e das áreas florestais remanescentes. Portanto, é essencial desenvolver políticas públicas eficazes para a conservação e restauração nas bacias hidrográficas. Dessa forma, objetivou-se analisar as mudanças na paisagem e na fragmentação florestal ao longo de 21 anos, indicando áreas prioritárias para ações de restauração na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém, Pernambuco. Para isso, foram analisadas as alterações nas unidades da paisagem na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém de 2001 a 2021, por meio de arquivos matriciais previamente classificados de acordo com o uso e ocupação do solo da coleção de mapas 7.0 do projeto MapBiomas. Foram definidos intervalos de sete anos e empregados os testes de Kruskal-Wallis e Dunn para avaliar diferenças estatísticas entre os intervalos e classes. A dinâmica da fragmentação florestal na bacia durante o período de estudo foi analisada utilizando métricas da paisagem relacionadas à área, quantidade de manchas, borda, forma e proximidade. Os resultados indicam uma matriz agropecuária na paisagem e um aumento da cobertura florestal na bacia, sendo identificadas diferenças estatísticas significativas entre os intervalos de 2001-2007 e 2015-2021, nas classes Formações florestais, Agricultura e Pastagem, em que nas duas primeiras classes houve um aumento em área e a última classe uma redução. A análise das métricas da paisagem revela um alto grau de fragmentação florestal, com predominância de fragmentos pequenos, menores que 5 ha, elevado efeito de borda e isolamento acentuado entre os fragmentos. Assim, espera-se que os dados possam servir de base para restauração ecológica e definição de corredores ecológicos para aumentar a conectividade da paisagem, conservação da biodiversidade e manutenção de ecossistemas.

Palavras-chaves: Dinâmica espaço - temporal, ecologia da paisagem, fragmentos florestais, Mata Atlântica, políticas públicas.

NASCIMENTO, MAURICIO BORGES. Land use and land cover and forest fragmentation of the Sirinhaém River basin - Pernambuco. 2024. Orientadora: Prof^a. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano. Coorientador: Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva.

ABSTRACT

A watershed is a territorial unit that encompasses the ecosystem processes of the water cycle, serving as a fundamental basis for studying human interaction with the landscape, as well as playing a crucial role in the management and implementation of environmental and social public policies. The human, by transforming the landscape, especially through inadequate agropastoral activities, poses a threat to the preservation of water resources and remaining forest areas. Therefore, it is essential to develop effective public policies for conservation and restoration in watersheds. In this way, the objective was to analyze changes in landscape and forest fragmentation dynamics over 21 years, indicating priority areas for restoration actions in the Sirinhaém River Watershed, Pernambuco. To achieve this, changes in landscape elements in the Sirinhaém river watershed from 2001 to 2021 were analyzed using previously classified raster files according to land use and land cover from the MapBiomass project's map collection 7.0. Seven-year intervals were defined, and Kruskal-Wallis and Dunn tests were employed to assess statistical differences between intervals and classes. Forest fragmentation dynamics in the watershed during the study period were analyzed using landscape metrics related to area, quantity, edge, shape, and proximity. The results indicate an agricultural matrix in the landscape and an increase in forest cover in the basin, with statistically significant differences identified between the intervals of 2001-2007 and 2015-2021, in the Forest Formations, Agriculture, and Pasture classes, where there was an increase in area in the first two classes and a reduction in the last class. Landscape metric analysis reveals a high degree of forest fragmentation, with predominance of small fragments, less than 5 ha, high edge effect, and pronounced isolation among fragments. Thus, it is expected that the data can serve as a basis for ecological restoration and definition of ecological corridors to increase landscape connectivity, biodiversity conservation, and ecosystem maintenance.

Keywords: Temporal-temporal dynamics, landscape ecology, forest fragments, public policies.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1. Ecologia da Paisagem	12
2.2. Fragmentação Florestal.....	15
2.2.1. Histórico da fragmentação florestal no Brasil	16
2.3. Bacias Hidrográficas.....	17
2.4. Legislação e Políticas Públicas.....	20
2.5. Sensoriamento Remoto.....	22
2.5.1. O projeto MapBiomias.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Área de Estudo	25
3.2. Uso e Cobertura do Solo via MapBiomias Brasil.....	28
3.3. Dinâmica da Fragmentação	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
6. REFERÊNCIAS	48

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém no estado de Pernambuco. A. Localização da BHS nas mesorregiões; B. Imagem de satélite da BHS; C. Limites municipais na BHS; D. Imagem de satélite da nascente do rio Sirinhaém.26
- Figura 2** Relevo e declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.....27
- Figura 3** Precipitação e temperatura média anual na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.28
- Figura 4** Uso e ocupação do solo em nível 1 na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém no último ano de cada período avaliado, de acordo com as classes da legenda 7.0 do MapBiomias. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.....33
- Figura 5** Boxplot da quantidade de área em hectares (ha) de cada classe de uso e ocupação da terra, em cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE. Os *outliers* são indicados por pontos. Intervalo 1. 2001 – 2007; Intervalo 2. 2008 – 2014; Intervalo 3. 2015 – 2021. A. Formações florestais; B. Formações não florestais; C. Agricultura; D. Pastagem; E. Áreas não vegetadas; F. Corpos hídricos.....36
- Figura 6** Diagrama de Sankey com as conversões de áreas entre as classes de uso e ocupação do solo nos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.....38
- Figura 7** Uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE, no ano de 2021.....39
- Figura 8** Uso de alterações na classe de formação florestal de cada último ano dos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.....41
- Figura 9** Fragmentos florestais classificados de acordo com as classes de tamanhos de cada último ano dos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Unidades de Planejamento Hídrico definidas no PERH/PE - 2022.	19
Tabela 2 Classes de uso e cobertura do solo em dois níveis hierárquicos propostos na Coleção de mapas 7.0 disponibilizados pelo MapBiomas presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE e as classes adaptadas para este estudo.....	29
Tabela 3 Classificação do tipo de alteração na classe de Formação Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.....	30
Tabela 4 Métricas da paisagem calculadas no software Fragstats® para os fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	31
Tabela 5 Área de cada classe de uso e ocupação do solo e de cada último ano dos períodos avaliados, em hectares e em porcentagem em relação à área total da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.	32
Tabela 6 Valores mínimos, máximos e médios de área de cada classe, em ha, valores de desvio padrão de cada classe e comparação das médias entre classes em cada período analisado pelo teste de Dunn na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.....	34
Tabela 7 Quantidade bruta de área de cada classe dentro de cada intervalo de tempo, em ha, na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.....	36
Tabela 8 Quantidade de área, em ha, de cada classe de uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE	39
Tabela 9 Quantidade de área alterada na classe Formações florestais, em ha, em cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	41
Tabela 10 Quantidade de fragmentos correspondente a cada classe de dimensão e em cada último ano dos períodos analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.	43
Tabela 11 Métricas de área e densidade de fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	43
Tabela 12 Métricas de borda dos fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	44
Tabela 13 Métricas de formas dos fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	45
Tabela 14 Métricas de proximidade entre os fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.....	46

1. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas podem ser compreendidas como unidades naturais para estudo e gestão socioambiental. Em regras gerais, são definidas como uma área natural delimitada por divisores de água, na qual ocorre a captação natural de água através da precipitação, formando uma rede de drenagem composta por cursos de água que convergem para formar um leito único (TUCCI 1997; TEODORO et al., 2007). Essa unidade natural permite a interação de características bióticas, abióticas, sendo levada em consideração a influência do ser humano no meio, sendo este considerado um agente transformador na paisagem (SILVA et al., 2021). Assim, as bacias hidrográficas, por exibirem características semelhantes, como, por exemplo, compartilhar condições ambientais, tipologias florestais e biodiversidade, além de limites bem definidos na paisagem, permitem uma avaliação integrada dos seus componentes, processos e interações, facilitando assim a compreensão da relação entre os seres humanos e o ambiente (BOTELHO; SILVA, 2010).

A análise integrada de uma bacia hidrográfica como uma unidade da paisagem aponta as potencialidades, limitações e vulnerabilidades dos elementos biofísicos diante da influência humana, sendo possível indicar atributos impulsionadores da dinâmica da paisagem e destacar fragilidades ambientais, fatores relevantes para a gestão territorial (CHRISTOFOLETI, 1999; ROSS 2009). Assim, a bacia hidrográfica também pode ser reconhecida como uma unidade básica para pesquisa, planejamento, gestão ambiental e desenvolvimento de políticas públicas (ALVES et al., 2019).

No contexto do planejamento territorial, uma bacia hidrográfica é considerada uma unidade de análise fundamental para orientar a integração entre gestão ambiental e gestão de recursos hídricos. Conforme estabelecido pela Lei Federal nº 9.433/1997, uma bacia hidrográfica representa uma unidade territorial de planejamento de gestão hídrica (BRASIL, 1997; CARVALHO, 2020). Dada sua importância como unidade territorial, é essencial uma gestão integrada que abranja aspectos ambientais, físicos, sociais, econômicos e culturais, visando evitar conflitos especialmente entre contextos sociais e ambientais (CARVALHO, 2020).

Os impactos ambientais causados por ações humanas, como a ocupação irregular do solo, supressão de matas ciliares, uso indiscriminado da água e crescimento urbano e agrícola, tem provocado alterações significativas na disponibilidade dos recursos

hídricos (SILVA, 2018; PINHEIRO et al., 2019). Diante desse cenário, torna-se fundamental formular políticas públicas de planejamento hídrico e embasar decisões buscando conciliar o desenvolvimento econômico com a preservação ambiental, a partir da implementação de planos de manejo e políticas públicas direcionadas para garantir o uso apropriado da água e a preservação sustentável dos recursos (SILVA et al., 2021; PAVÃO; NASCIMENTO, 2019).

Tendo em vista a necessidade de estudos para um planejamento adequado da gestão socioambiental em uma bacia hidrográfica, esta passa a ser entendida como uma unidade natural para analisar a interação ser humano e o meio ambiente, utilizando-se ferramentas como o sensoriamento remoto e a ecologia da paisagem para o levantamento e interpretação das informações sobre as alterações na paisagem. A ecologia da paisagem tem como foco examinar interações e alterações espaciais de elementos e unidades da paisagem ao longo do tempo (COSTA, 2020). O entendimento sobre a paisagem é influenciada diretamente pela perspectiva do observador, podendo ser moldado pela interação do observador com os cenários cotidianos. Além disso, a percepção da heterogeneidade espacial da paisagem depende da escala em que o observador analisa (COLLOT, 1990; METZGER, 2001).

A integração da ecologia da paisagem com o sensoriamento remoto tem gerado contribuições fundamentais para análises de monitoramento e transformações na paisagem, comportamento de processos ecossistêmicos e estudos sobre a vulnerabilidade de ecossistemas (PRICOPE; MAPES; WOODWARD, 2019). A observação remota orbital possibilitou monitorar de forma eficiente a paisagem em escalas que variam do local ao global, devido à rápida obtenção de dados primários sobre a superfície terrestre (BAN, 2016; WOODCOCK et al., 2020). Essa abordagem analítica tem sido aplicada para aprofundar a compreensão das interações entre atividades antrópicas e fenômenos naturais que impactam o ambiente (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015).

O sensoriamento remoto possibilita a obtenção de imagens da superfície terrestre, permitindo a análise de aspectos espaciais e temporais das unidades que compõem a paisagem em diferentes usos e ocupação do solo, sobretudo da vegetação em uma determinada região (BAN et al., 2015). Esse monitoramento contínuo das mudanças na cobertura florestal, visando caracterizar a estrutura e dinâmica florestal na paisagem,

torna-se uma ferramenta fundamental para a gestão florestal (FRANCH-PARDO et al., 2017; SARMIENTO-MATEOS et al., 2019). Em uma bacia hidrográfica, a cobertura florestal é responsável por regular o escoamento superficial, infiltração e armazenamento da água. Dessa forma, entender o impacto do uso do solo sobre o comportamento hidrológico e alteração na cobertura florestal da bacia é fundamental para a preservação dos recursos hídricos (ALADEJANA; SALAMI; ADETORO, 2018; SUN; LOTZ; CHANG, 2018).

Assim, o objetivo do presente trabalho foi analisar as alterações espaço-temporais no uso e ocupação do solo e na dinâmica da fragmentação florestal ao longo de 21 anos na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém, Pernambuco. Como objetivos específicos, mapear e analisar as mudanças na composição e na configuração da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém em uma série histórica de 21 anos (2001 – 2021); e analisar a dinâmica da fragmentação florestal em uma série histórica de 21 anos (2001 – 2021) na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Ecologia da Paisagem

No que diz respeito ao conceito de paisagem, há diversas interpretações, uma vez que o termo é amplamente difundido e empregado em diversas áreas, especialmente nas artes e ciências. O senso comum faz com que o observador associe a paisagem a algo estático, ligado ao visual e à estética de ambientes naturais ou urbanos. No século XIX, o geógrafo alemão Alexander von Humboldt introduziu o termo “paisagem” no cenário científico, com base em suas observações da vegetação (COSTA, 2020). Mais tarde, em 1939, o geógrafo alemão Carl Troll estabeleceu a ecologia da paisagem como uma ciência, explorando questões relacionadas ao uso da terra, a partir de imagens aéreas (METZGER, 1997). Suas observações permitiram inferências valiosas sobre o progresso do Império Inca nos Andes, enfatizando o uso dos recursos naturais pela sociedade, unindo conceitos da geografia, que se baseia nas modificações estruturais na paisagem, e da ecologia, que se baseia nas consequências ambientais causadas por essas alterações na paisagem (NAVEH; LIEBERMAN, 1984; METZGER, 2001).

Assim, a ecologia da paisagem se concentra em examinar as interações e as transferências de elementos ao longo do tempo em paisagens, apresentando duas abordagens distintas (COSTA, 2020). Na perspectiva norte-americana, a análise da

paisagem exclui as influências dos seres humanos no meio, focando nos elementos naturais, como relevo, solo e clima (FORMAM, 1995). Na perspectiva europeia, a ecologia da paisagem se baseia na interação entre a sociedade e seu espaço de vida, sendo o ser humano um agente modificador da paisagem (NAVEH; LIEBERMAM, 1994).

A paisagem depende diretamente da perspectiva do observador e das mudanças ao se deslocar pelo espaço, podendo ser influenciada pela atividade do observador, que se torna parte dela ao interagir com os cenários cotidianos, causando alterações conforme se movimenta pelo espaço (COLLOT, 1990). A compreensão da diversidade espacial como um dos principais tópicos de estudo da ecologia da paisagem depende diretamente da escala. Em escalas mais amplas, os elementos da paisagem são mais homogêneos, enquanto em escalas mais detalhadas, eles se tornam mais heterogêneos (METZGER, 2001).

Dessa forma, para se ter uma melhor compreensão da paisagem, os elementos que a compõem são classificados como manchas ou fragmentos, corredores e matriz. As manchas são áreas de superfícies não lineares que se destacam por sua aparência distinta em relação ao seu entorno, apresentando diversas formas, tamanhos, tipos e outras características, que são resultantes do processo de evolução da paisagem (FORMAN; GORDON, 1989). Os corredores são faixas lineares e estreitas que desempenham um papel de transporte, penetrando na paisagem e aumentando sua conectividade (FORMAN; GORDON, 1989). A matriz é essencial para compreender a estrutura da paisagem, sendo a unidade mais extensa da paisagem, com alta conectividade e quase homogênea, onde os outros elementos estão inseridos, desempenhando um papel crucial no funcionamento da paisagem (FORMAN; GORDON, 1989).

A conectividade na paisagem se refere à habilidade dos organismos, sementes e pólen em transitar entre as manchas, podendo ser definida como estrutural, sendo relacionada às características físicas dos elementos que compõem a paisagem, ou definida como funcional, que se refere à resposta biológica das espécies às condições ambientais na paisagem (URBAN; SHUGART, 2000; GUARENGHI, 2018). Outro conceito chave para compreender os processos de evolução da paisagem é a permeabilidade da matriz, em que se baseia na aptidão do ambiente e na capacidade de uma espécie utilizar um determinado espaço (RUDOLPHO, 2020).

Os avanços nas tecnologias de sensoriamento remoto e SIG permitiram o desenvolvimento de estudos sobre as mudanças e processos na paisagem (METZGER, 2001; PRICOPE; MAPES; WOODWARD, 2019). Devido à rápida e consistente obtenção de informações básicas sobre a superfície terrestre, a observação remota orbital se destaca como uma das maneiras mais eficientes de monitorar a paisagem em escalas que vão desde o nível local até o global (BAN, 2016; WOODCOCK et al., 2020). A abordagem analítica tem sido amplamente empregada para aprimorar a compreensão das interações e relações entre as ações humanas e os fenômenos naturais que tem impacto no meio ambiente (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015).

Por meio do sensoriamento remoto, é viável obter e examinar aspectos espaciais e temporais da superfície da terra, sobretudo, da vegetação que cobre uma área específica (BAN et al., 2015). Dessa forma, o monitoramento contínuo das mudanças na cobertura florestal ao longo do tempo, com o propósito de caracterizar a estrutura e dinâmica florestal na paisagem, tem se tornado uma ferramenta fundamental para a gestão florestal (FRANCH-PARDO et al., 2017; SARMIENTO-MATEOS et al., 2019).

Essa abordagem, que associa a ecologia da paisagem ao sensoriamento remoto, tem proporcionado estudos relevantes a respeito da vulnerabilidade de ecossistemas, monitoramento da paisagem e análise de processos ecossistêmicos. Como exemplo têm-se o trabalho realizado por Chi et al. (2019) ao avaliarem a sensibilidade ecológica da paisagem em uma ilha estuarina na China, Castillo et al. (2015) ao avaliarem a mudança da cobertura florestal no Parque Natural Moncayo na Espanha, Willis (2015) ao detectar alterações no monitoramento ecológico em áreas protegidas nos Estados Unidos e Estoque & Murayama (2016) ao quantificar o padrão da paisagem e as mudanças no valor dos sistemas ecossistêmicos em quatro estações montanhosas no Sudeste Asiático.

Para compreender o comportamento e a complexidade dos elementos na paisagem, é necessário empregar medidas quantitativas baseadas nos aspectos físicos das manchas. Essas medidas analisam a disposição espacial e a estrutura das manchas, especialmente as de cobertura florestal, na paisagem, levando em conta a fragmentação e o impacto da exploração de recursos naturais e da ocupação humana na configuração das áreas (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA et al., 2013). As métricas de paisagem desempenham um papel crucial em diversas áreas, incluindo a compreensão da integridade espacial, a identificação de corredores e a preservação da conectividade na paisagem. Além disso, são fundamentais para o planejamento espacial, a proteção dos serviços ecossistêmicos,

a gestão de unidades de conservação e a criação de estratégias para a recuperação de áreas degradadas (FRANÇA et al., 2019).

2.2. Fragmentação Florestal

A fragmentação pode ser definida como a divisão de uma unidade de paisagem em partes que apresentam condições ambientais distintas da configuração original, aumentando o número e o isolamento das manchas e diminuindo o tamanho das manchas (BRASIL, 2003). O processo de fragmentação impacta negativamente todos os ecossistemas no mundo, provocando a perda de biodiversidade e a redução na qualidade dos serviços ecossistêmicos. No Brasil, a Mata Atlântica se destaca por restar apenas 28% de cobertura florestal original, sendo este, um dos motivos para ser considerado um dos *hotspot* de biodiversidade mundial (REZENDE et al, 2018; HABEL et al., 2019).

Dessa forma, a fragmentação florestal é um processo contínuo de alteração espacial dos remanescentes florestais, geralmente envolvendo a diminuição dos habitats naturais, que, muitas vezes, são substituídos por uma matriz diferente da original. Esse fenômeno é, sobretudo, causado pelo uso e ocupação irregular do solo, como discutido por Cunha et al. (2021). As ações humanas nas paisagens naturais têm um papel fundamental na perda de habitats e na fragmentação de ecossistemas (FARIG, 2003).

As mudanças intensas na paisagem têm impactos diretos na biodiversidade, tais como, a perda de habitats e micro-habitat, aumento dos efeitos de borda, aumento da competição e predação, isolamento dos fragmentos, mudanças nos processos ecológicos e reprodutivos das espécies, culminando na extinção (CALEGARI et al., 2010; CUNHA et al., 2021). A fragmentação florestal, em geral, provoca alterações na dinâmica das populações e comunidades, nas interações tróficas e nos processos ecossistêmicos, o que resulta em alterações significativas na estrutura e função das comunidades florestais (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; TABARELLI et al., 2010).

Assim, pode-se afirmar que a paisagem é um mosaico com diferentes tipos de uso do solo, resultado de processos naturais e antrópicos, constituído por uma matriz com manchas e corredores, sendo crucial examinar os elementos e unidades da paisagem e suas interações (METZGER, 2001). Com isso, é fundamental ressaltar a importância da aplicação de métricas da paisagem, não somente para descrever os padrões e dinâmicas

de suas estruturas, mas para avaliar quantitativamente os impactos nos ecossistemas (FRANÇA et al., 2019).

Assim, é crucial destacar a relevância do estudo desses elementos da paisagem e suas interações, especialmente a utilização das métricas da paisagem como uma ferramenta para compreender a dinâmica da paisagem (JUVANHOL et al., 2011). As métricas da paisagem têm um papel chave na avaliação da integridade espacial dos fragmentos, na criação de corredores e na manutenção da conectividade da paisagem, no planejamento espacial e conservação dos serviços ecossistêmicos, na gestão de unidades de conservação e na elaboração de estratégias de manejo, preservação e recuperação de áreas degradadas (PIROVANI, 2010; FRANÇA et al., 2019). Além disso, a análise das métricas e índices da ecologia da paisagem também possibilita a avaliação do grau efetividade e vulnerabilidade dos habitats na manutenção da biodiversidade (CUNHA et al., 2021).

2.2.1. Histórico da fragmentação florestal no Brasil

No Brasil, o processo de fragmentação florestal começou durante o período colonial com a exploração do Pau-Brasil e supressão de extensas áreas de floresta para dar lugar às culturas que movimentavam a economia enquanto colônia, como por exemplo, a cana-de-açúcar e o café (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; SOLÓRZANO et al., 2021). As condições edafoclimáticas e topográficas que caracterizam o domínio da Floresta Atlântica, sobretudo na porção norte, eram essenciais para o desenvolvimento da cultura da cana-de-açúcar, principalmente nos estados de Alagoas e Pernambuco onde a ocupação pela agricultura se deu nas encostas com solos argilosos, restringindo as florestas em topos de morro e vales profundos (ANDRADE, 1994; CUNHA, 2023).

Com a necessidade da industrialização da economia e o crescimento urbano aumentou a pressão em cima da Floresta Atlântica, em que era preciso suprir a crescente demanda energética e de materiais de construção a partir da década de 1930 (SOLÓRZANO et al., 2021). Nesse período também existiu uma distribuição fundiária desigual, onde houve o aumento dos latifúndios, expansão das áreas produtivas e um enfraquecimento dos pequenos produtores, concentrando 89% do território ocupado pelo domínio da floresta Atlântica (BANKS-LEITE et al., 2014; REZENDE et al., 2018). Na década de 1960, a agricultura brasileira passou por modernização, em que

houve a incorporação de um maquinário moderno e insumos para o aumento da produtividade agrícola em áreas já consolidadas, podendo ser uma alternativa para frear o desmatamento da Floresta Atlântica, mas que já se encontrava quase dizimada (SOLÓRZANO et al., 2021).

Atualmente, o que ainda resta da Floresta Atlântica está concentrado nas regiões Sul e Sudeste, detendo 83% dos remanescentes e, apenas, aproximadamente 15% no Nordeste (PIFFER et al., 2021). A porção norte da Floresta Atlântica teve sua área reduzida e substituída por cana-de-açúcar, configurando uma paisagem com pequenos fragmentos distribuídos em uma matriz agrícola e restritos principalmente em propriedades privadas (REZENDE et al., 2018; LINS-E-SILVA et al., 2021). Em Pernambuco, estima-se que a Floresta Atlântica cobria 17% do estado, contudo, perdeu 90% de sua cobertura original, abrangendo apenas 2% no estado (LINS-E-SILVA et al., 2021). Assim, o processo de fragmentação florestal em Pernambuco está bastante avançado, reforçando a necessidade de ações de restauração da Floresta Atlântica no estado, um domínio que apresenta a menor resiliência dentre as demais florestas tropicais na América do Sul e baixa capacidade de recuperação (JAEGER, 2000; TAMBOSI et al., 2014; POORTER et al., 2016).

2.3. Bacias Hidrográficas

O termo Bacia Hidrográfica, em um contexto geográfico, refere-se a uma área natural delimitada por divisores de água, onde ocorre captação natural da água, por meio da precipitação que escoam superficialmente formando rios e riachos ou infiltram no solo, formando nascentes ou abastecendo o lençol freático (TEODORO et al., 2007). Neste contexto, a bacia hidrográfica é composta por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único (TUCCI, 1997).

Uma bacia hidrográfica pode ser entendida como unidade natural que viabiliza a interação de fatores físicos, químicos e biológicos, levando em consideração a influência humana no meio (SILVA et al., 2021). Essa unidade apresenta características semelhantes e com limites geográficos bem definidos na paisagem que favorecem uma avaliação integrada dos componentes, processos e interações, facilitando a compreensão da relação humana com o ambiente (ROSS, 2009; BOTELHO; SILVA, 2010).

A análise integrada da bacia hidrográfica, enquanto uma unidade da paisagem, destaca as potencialidades, limitações e vulnerabilidades dos elementos biofísicos diante da influência humana na paisagem (CHRISTOFOLETI, 1999). Além disso, essa abordagem possibilita a identificação dos atributos que promovem a dinâmica da paisagem, assim como revela as principais fragilidades ambientais na unidade, sendo um aspecto determinante para a gestão territorial (ROSS, 2009). Dessa forma, a bacia hidrográfica é considerada uma unidade para pesquisa, planejamento, gestão ambiental, bem como para a aplicação de informações básicas e o desenvolvimento de políticas públicas (TUNDSI, 2008; ALVES et al., 2019).

No âmbito do planejamento territorial, uma bacia hidrográfica pode ser entendida como uma unidade de análise para subsidiar o desenvolvimento de ações e medidas visando a integração entre gestão ambiental e gestão de recursos hídricos, podendo, neste caso, ser definida como uma unidade de pesquisa e planejamento (BRASIL, 1997; CARVALHO, 2020). De acordo com a Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, uma bacia hidrográfica trata-se de uma unidade territorial de planejamento de gestão hídrica. Partindo da premissa a bacia hidrográfica é uma unidade territorial e levando em consideração que o território pode se tornar uma zona de conflitos, especialmente entre os contextos sociais e ambientais, faz-se necessário uma gestão efetiva e integrada (ambiental, físicos, social, econômico e cultural) (CARVALHO, 2020).

Visando aperfeiçoar o gerenciamento das bacias hidrográficas, surgiu a necessidade de iniciativas para categorização hierárquica das bacias. Tais categorizações permitem um maior detalhamento do sistema hídrico e facilita a visualização dos impactos socioambientais em uma determinada área (RUBERT, 2000). Nessa perspectiva, o território brasileiro, considerando tanto as diferenças dos ecossistemas, quanto sociais e culturais, foi dividido em Regiões Hidrográficas Brasileiras (PORTO; PORTO, 2008).

De forma a delimitar unidades básicas para análise das bacias hidrográficas, levando em consideração principalmente aspectos geográficos, foi desenvolvido um método de codificação de bacias hidrográficas proposto por Pfafstetter (1989). Além de representar uma divisão natural, a ottocodificação é amplamente empregada devido à "economia" de dígitos em sua nomenclatura, em comparação com outros métodos de subdivisão de bacias hidrográficas, e também pela fácil interpretação dos nomes (GONTIJO et al., 2019). Assim, o sistema de codificação e classificação de bacias desenvolvido por Otto

Pfaffstetter (1989) foi oficialmente adotado no Brasil pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), conforme estabelecido na Resolução nº 30, de 11 de dezembro de 2002.

O conselho Nacional de Recursos Hídricos, Resolução nº 32, publicada em 2003, definiu as seguintes regiões hidrográficas brasileiras: Região Hidrográfica Amazônica; Região Hidrográfica do Paraguai; Região Hidrográfica do Tocantins/Araguaia; Região hidrográfica Atlântico Leste Ocidental; Região Hidrográfica do Parnaíba; Região Hidrográfica do São Francisco; Região Hidrográfica do Paraná; Região Hidrográfica do Uruguai; Região Hidrográfica Atlântico Sul; Região Hidrográfica Atlântico Sudeste; Região Hidrográfica Atlântico Leste e Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental.

Com objetivo de melhorar a gestão hídrica, os Estados brasileiros têm autonomia para criar e utilizar seus próprios critérios para fazerem divisões hierárquicas hidrográficas em seus territórios. Em Pernambuco, a divisão hidrográfica, de acordo com a proposta do Plano de Recursos Hídricos de 1998, foi seccionado em 29 Unidades de Planejamento (UP). Em 2022, o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco, considerando, aspectos da hidrogeologia, geologia, uso do solo, rede de adutoras, irrigação, além de outros critérios, alterou o número de Unidades de Planejamento para 16 UPs (APAC, 2024) (Tabela 1).

Tabela 1 Unidades de Planejamento Hídrico definidas no PERH/PE - 2022.

Unidades de Planejamento	
UP 1	Goiana
UP 2	Metropolitana Norte
UP 3	Capibaribe
UP 4	Metropolitana Sul
UP 5	Ipojuca
UP 6	Sirinhaém
UP 7	Una
UP 8	Mundaú
UP 9	Ipanema
UP 10	Moxotó
UP 11	Pajeú
UP 12	Terra Nova
UP 13	Brígida
UP 14	Garças
UP 15	Pontal
UP 16	Fernando de Noronha

Fonte: APAC, 2024

A bacia hidrográfica do rio Sirinhaém, localizada entre 08°16'05" e 08°44'50" de latitude Sul, e 35°01'00" e 35°47'58" de longitude Oeste, está inserida, de acordo com a nova classificação de Unidade de Planejamento Hídrico, na UP6 (Tabela 1). O principal curso d'água da bacia é o rio Sirinhaém, cuja nascente é localizada no município de Camocim de São Félix. A extensão do rio Sirinhaém é de aproximadamente 158 km, sendo o córrego Sabiá, os riachos do Sangue, Seco, Tanque de Piabas e Várzea Alegre, e os rios Amaraji, Camaragibe, Cuiambuca, Sibiró, Tapiruçu os principais afluentes do Rio Sirinhaém (APAC, 2024).

A bacia hidrográfica do Rio Sirinhaém vem sofrendo grandes modificações paisagísticas, devido principalmente ao crescimento urbano e o crescente desenvolvimento econômico da região canavieira e bacia leiteira no estado, se mostrando necessário uma gestão adequada nos municípios banhados pelo Rio Sirinhaém (PORTELA et al., 2023). Esses fatores acarretam em impactos negativos na Bacia Hidrográfica do Sirinhaém, tanto ambientais, quanto sociais (PORTELA et al., 2023).

2.4. Legislação e Políticas Públicas

A utilização dos recursos hídricos vem gerando muitas discussões nos últimos anos, especialmente no que diz respeito à melhor gestão e à melhor adequação desses recursos (PORTO; PORTO, 2023). Tal preocupação surgiu, principalmente pelo fato desses recursos estarem sofrendo grandes alterações devido a impactos ambientais causados pelas ações antrópicas, como, por exemplo, a ocupação do solo de forma irregular, o supressão das matas ciliares, o uso indiscriminado da água e o crescimento urbano (SILVA, 2018, PINHEIRO et al., 2019).

Neste contexto, surgiu a necessidade de se ter legislações para tomadas de decisões com o objetivo de formular políticas públicas de planejamento hídrico, visando conciliar o desenvolvimento econômico e preservação do meio ambiente (JACOBI; CIBIM; LEÃO, 2015; PAVÃO; NASCIMENTO, 2019). Frente ao exposto, é necessária a realização de um plano de manejo e a aplicação de políticas públicas adequadas dos recursos hídricos que visem integrar o uso adequado da água e a preservação dos recursos (SILVA et al., 2021).

A gestão de recursos hídricos ganhou destaque no Brasil no início dos anos 1990. Este tema foi especialmente discutido na Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente, durante a reunião preparatória à Rio-92 (MCKEAGUE, 1992; PORTO;

PORTO 2008; CASTRO, 2012). Essa reunião gerou uma série de discussões relevantes para o gerenciamento de recursos hídricos, especialmente sobre a necessidade de integrar os aspectos físicos, sociais e econômicos na gestão de recursos hídricos (SILVA, 2003; CARVALHO, 2020).

Um dos marcos mais importante para a gestão de recursos hídricos no Brasil foi a aprovação da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (BRASIL, 1997). A partir da aprovação da Lei Federal 9.433/1997 surgiu uma nova política referente aos recursos hídricos que fortaleceu o sistema de gestão e uma gestão mais organizada por bacias hidrográficas no Brasil. Dentre os diversos instrumentos introduzidos à Lei Federal 9.433/1997, destacam-se os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de águas em classes de usos preponderantes, a outorga referente aos direitos de uso dos recursos hídricos; a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; a compensação aos municípios e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Em 2001, foi criada Agência Nacional de Águas (ANA). Trata-se de uma organização operacional que tem como principal responsabilidade implantar uma política de fiscalização e de cobrança pelo uso da água (PORTO; PORTO, 2008). A ANA está integrada ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), e está vinculada ao Ministério do Desenvolvimento Regional.

No contexto estadual, a criação da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) ocorreu por meio da Lei Estadual nº 14.028, de 26 de março de 2010. Seu objetivo é aperfeiçoar o planejamento e a regulação dos múltiplos usos da água, consolidando a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 12.984/2005) e o Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SIGRH) (APAC, 2024). Além disso, a missão da APAC é planejar e regulamentar o uso da água em território pernambucano, bem como supervisionar e monitorar a hidrometeorológico dos rios e reservatórios, bem como analisar as variáveis climáticas do estado (APAC, 2024).

Outro elemento chave para a gestão adequada dos recursos hídricos é a preservação da vegetação nativa. Em uma bacia hidrográfica, as florestas desempenham um papel crucial na regulação do fluxo superficial da água, na infiltração e no seu armazenamento, sendo essencial compreender como o uso do solo afeta o comportamento hidrológico e modifica a cobertura florestal para a preservação dos recursos hídricos (SUN; LOTZ; CHANG, 2018).

O Código Florestal, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que trata da proteção da vegetação nativa, reforça o compromisso com a conservação das florestas e demais formas de vegetação nativa, bem como dos recursos hídricos (BRASIL, 2012). A Lei Federal 12.651/2012 introduziu diversos instrumentos, como as Áreas de Preservação Permanente (APP), com um dos objetivos de preservar os recursos hídricos. São áreas designadas ao longo das margens de corpos d'água naturais ou artificiais, podendo ser permanente ou intermitente, com largura variável, para a preservação ambiental, sobretudo dos recursos hídricos.

2.5. Sensoriamento Remoto

O conceito de Sensoriamento Remoto é o processo de obtenção e registro da energia refletida emitida pela superfície da Terra que permite a obtenção de imagens (SABINS-JÚNIOR; ELLIS, 2020). O termo Sensoriamento é referente à obtenção de dados por intermédio dos sensores instalados em plataformas orbitais, aéreas e terrestres, e o termo Remoto corresponde à distância em que os dados são coletados e interpretados (TOTH; JÓZKÓW, 2016). Atualmente, alguns autores consideram o sensoriamento remoto é uma ciência que abrange não apenas o processamento e obtenção de imagens, mas também a análise e a interpretação dos dados coletados (MA et al., 2019).

Conforme Florenzano (2002), a história do sensoriamento remoto pode ser dividida em duas eras distintas, sendo a primeira relacionada à utilização de imagens aéreas e a segunda caracterizada pela utilização de imagens de satélite. Sua origem é militar, sendo relevante que, em 1856, a primeira captura fotográfica aérea foi feita a partir de um balão, sendo usada para o reconhecimento de áreas e tropas. Na Primeira Guerra Mundial teve um grande aumento de sua aplicação e, na Segunda Guerra Mundial, houve um grande avanço no campo do sensoriamento remoto, o que resultou no auge de sua utilização (PANIZZA; FONSECA, 2011).

Devido à rapidez e regularidade na obtenção de informações básicas sobre a superfície terrestre, a observação remota orbital surge como uma das formas mais eficazes de monitoramento da paisagem em escalas tanto locais quanto globais (BAN, 2016; WOODCOCK et al., 2020). A sua utilização em análises espaço-temporais é crucial em diversas áreas, abrangendo tópicos ambientais, urbanos, agrícolas, oceanográficos e climáticos (KAR et al., 2018; CARSTENS; AMER, 2019; MEASHO et al., 2019). Assim, o sensoriamento torna-se uma das ferramentas contemporâneas na

análise de registros provenientes de satélites para acelerar e otimizar os processos de cartografia e identificação de transformações geoambientais.

Quando se trata do geoprocessamento das informações da superfície terrestre é importante destacar os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que consistem em um conjunto de ferramentas, normalmente como software ou hardware, que permitem manipular, analisar e processar dados vetoriais ou matriciais e associar esses dados geográficos a diversos atributos (MOREIRA, 2011; LONGLEY et al., 2013). Devido a facilidade e agilidade de gerenciar essas informações geográficas e seus atributos correspondentes, os SIG são ferramentas que fornecem análises de forma rápida e de baixo custo, contribuindo para tomadas de decisões e constante atualização de dados (HAMADA; GONÇALVES 2007).

A utilização do SIG torna-se de suma relevância em estudos multitemporais e multiescalares da paisagem e no acompanhamento das alterações de atributos ambientais e unidades da paisagem, como por exemplo, Bellon *et al.* (2022), em que analisaram o uso e ocupação do solo em unidades de conservação no Cerrado no período de 2001 a 2016, no mapeamento de áreas de relevância ecossistêmicas (SOUZA, 2019), bem como na dinâmica da biodiversidade e monitoramento da qualidade da água (LIMA; LIBÓRIO; HADAD, 2018).

As informações coletadas podem ser analisadas por meio da observação visual ou do processamento digital das imagens. Estes dados podem ser coletados por meio de diversos dispositivos, tais como câmeras, escâneres e lasers, que são posicionados em plataformas como aeronaves ou satélites (EL-GHANY; EL-AZIZ; MAREI, 2020). É viável obter dados em diversas regiões do espectro eletromagnético, tais como ultravioleta, visível, infravermelho e micro-ondas, a partir da energia refletida emitida pela superfície da Terra.

A classificação de imagens é uma das diversas técnicas e procedimentos empregados no sensoriamento remoto, sendo que ela consiste em distinguir e identificar as composições de diferentes materiais superficiais a partir dos diferentes comportamentos no espectro eletromagnético (CRÓSTA, 1999). A classificação automática de imagens multiespectrais de sensoriamento remoto diz respeito a associar cada pixel da imagem a um “rótulo”, ou seja, atribuir cada pixel de uma imagem a uma

de um grupo de classes, podendo ser feita de forma supervisionada ou não supervisionada (CRÓSTA, 1999).

Na abordagem supervisionada, a classificação dos dados da imagem em classes é realizada por meio de um conjunto de amostras representativas denominadas de parâmetros de treinamento. Por outro lado, a classificação não supervisionada não requer treinamento por amostras, sendo realizada apenas com base no agrupamento de pixels com base em suas propriedades multiespectrais, que podem ser especificadas pelos pesquisadores ou definidas arbitrariamente (FAGUNDES; ALEXANDRINI JÚNIOR, 2022).

É crucial se atentar às etapas do processo, para que seja seguida a acurácia da geometria das imagens, a precisão no ajuste dos dados, a compreensão das características ambientais da região em questão, o conhecimento e a experiência do pesquisador sobre a área estudada, o algoritmo utilizado, a metodologia de classificação realizada e as limitações de tempo e recursos (DADASHPOOR; AZIZI; MOGHADASI, 2019).

Ademais, o uso do sensoriamento remoto possibilita o cálculo de índices biofísicos capaz de descrever diversos fenômenos naturais. Esses indicadores são medidas quantitativas que são derivadas do processamento de informações espectrais obtidas por meio de sensores remotos, como satélites ou aeronaves, e, por possuírem precisão para caracterizar a vegetação, são utilizados como indicadores qualitativos da vegetação, auxiliando no mapeamento da distribuição e dinâmica espacial da vegetação, no monitoramento de mudanças na cobertura do solo, na avaliação da biodiversidade e no planejamento e gestão sustentável (PANDE; MOHARIR; KHADRI, 2021). Os índices se distinguem por meio de suas fórmulas e maneiras de representar as diversas condições ambientais, sendo alguns são mais sensíveis à clorofila das folhas e outros à presença de água nas folhas. Logo, é crucial destacar que a escolha do índice biofísico a ser utilizado faz parte do objetivo do trabalho e das análises previstas pelo pesquisador (REINERMANN et al., 2019).

2.5.1. O projeto MapBiomias

As atividades humanas presentes em diversas regiões globais provocam modificações na cobertura terrestre, afetando os ecossistemas e acarretando

consequências significativas para a preservação ambiental e a subsistência da população. Identificar essas mudanças no padrão de uso do solo é um grande desafio substancial para a comunidade científica. Pode-se afirmar que Brasil teve um progresso notável em relação a outras nações, uma vez que as informações sobre a cobertura terrestre são precisas e atualizadas, proporcionando suporte eficiente para a administração e o processo decisório no que diz respeito ao uso e cobertura do solo (BAEZA et al., 2022). Esse progresso se deve, em primeiro lugar, à criação, aprimoramento e implementação do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) (BAEZA et al., 2022).

O Projeto MapBiomias, criado em 2015, tem como objetivo simplificar a fiscalização do uso e da cobertura do solo de maneira ágil, descomplicada, colaborativa e economicamente acessível, o que demonstra sua relevância. É uma plataforma desenvolvida por diversas entidades, que inclui organizações não governamentais, companhias privadas de tecnologia, instituições acadêmicas e científicas (AZEVEDO et al., 2018; SOUZA; AZEVEDO, 2017). O MapBiomias realiza o mapeamento contínuo da cobertura e do uso do solo no território brasileiro ao longo dos últimos 37 anos, de 1985 a 2022, utilizando métodos de processamento altamente avançados, com tecnologias de ponta e big data, sendo disponibilizado pelo Google Earth Engine (GEE). O projeto usa técnicas empíricas e estatísticas para calcular o histórico de pixels e criar mapas sobre o uso e cobertura do solo (AZEVEDO et al., 2018; SOUZA; AZEVEDO, 2017).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém (BHS), localizada entre 08°16'05" e 08°44'50" de latitude Sul, e 35°01'00" e 35°47'58" de longitude Oeste, abrange 19 municípios (Água Preta, Amaragi, Barra de Guabiraba, Bezerros, Bonito, Camocim de São Felix, Cortês, Escada, Gameleira, Gravatá, Ipojuca, Joaquim Nabuco, Primavera, Ribeirão, Rio Formoso, Sairé, São Joaquim do Monte, Sirinhaém, Tamandaré), apresentando 190.170 ha (APAC, 2024). A nascente do rio Sirinhaém está localizada no município de Camocim de São Felix, na região Agreste de Pernambuco, e percorre 158 km até desaguar no Oceano Atlântico no município de Sirinhaém, na Zona da Mata Sul do estado (Figura 1) (APAC, 2024).

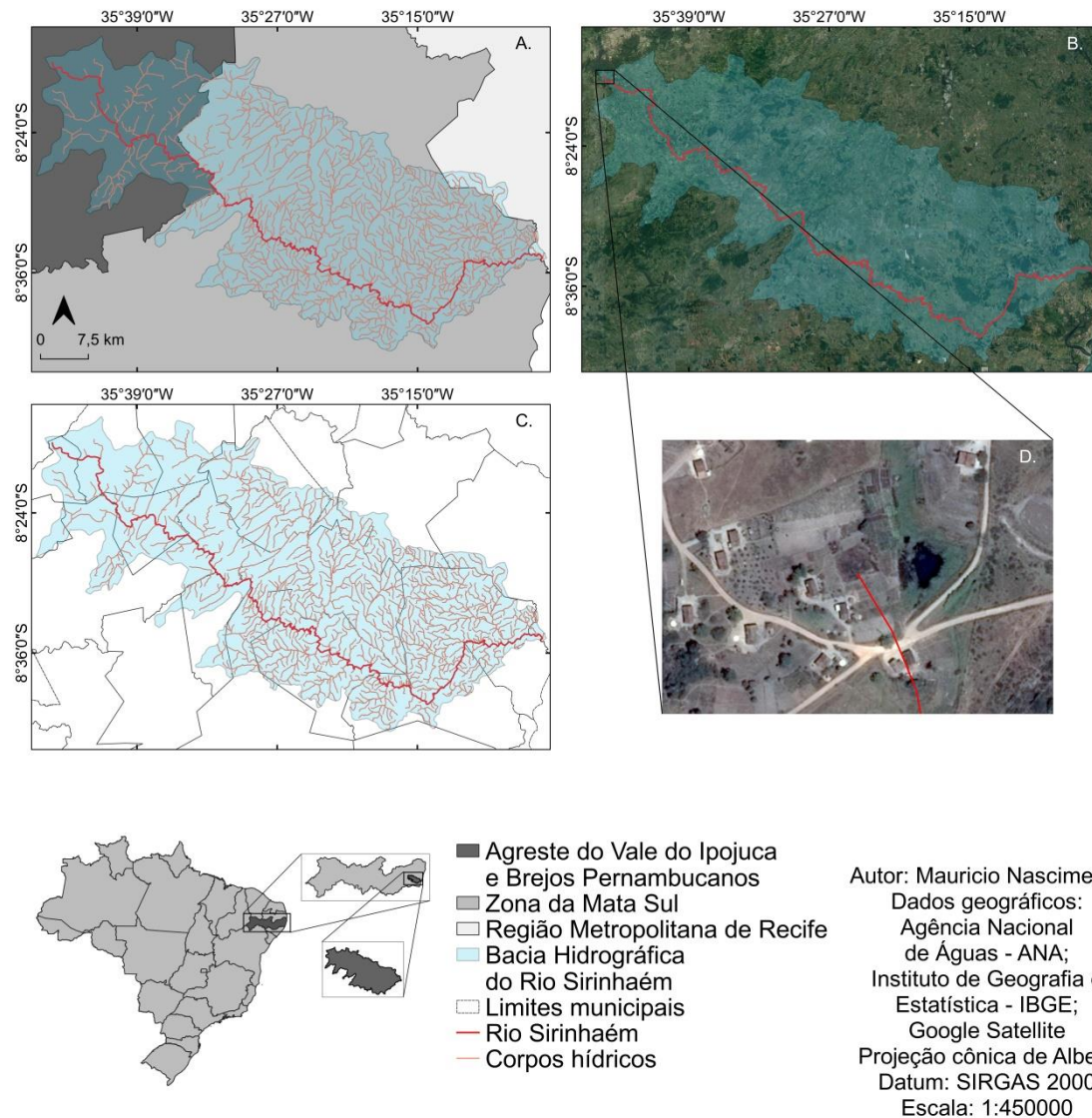


Figura 1 Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém no estado de Pernambuco. A. Localização da BHS nas mesorregiões; B. Imagem de satélite da BHS; C. Limites municipais na BHS; D. Imagem de satélite da nascente do rio Sirinhaém.

O rio Sirinhaém nasce a 720 m de altitude, no planalto da Borborema, o qual funciona como barreira natural para o ar quente e úmido vindo do litoral formando as chuvas orográficas, possibilitando a manutenção hídrica de formações florestais características do domínio da Floresta Atlântica em toda área da BHS (TABARELLI; SANTOS, 2004) (Figura 2). As principais tipologias florestais encontradas na BHS são Florestas Estacionais Semidecíduais, Florestas Ombrófilas densas e abertas, sendo as duas últimas mais comuns na zona da mata de Pernambuco e a primeira na região do agreste pernambucano (TABARELLI; SANTOS, 2004; IBGE, 2012). A BHS apresenta um relevo que varia de 0 a 828 m de altitude e com declividade predominante

classificada como fortemente ondulado, de acordo com a classificação de declividade sugerida pela EMBRAPA (1999).

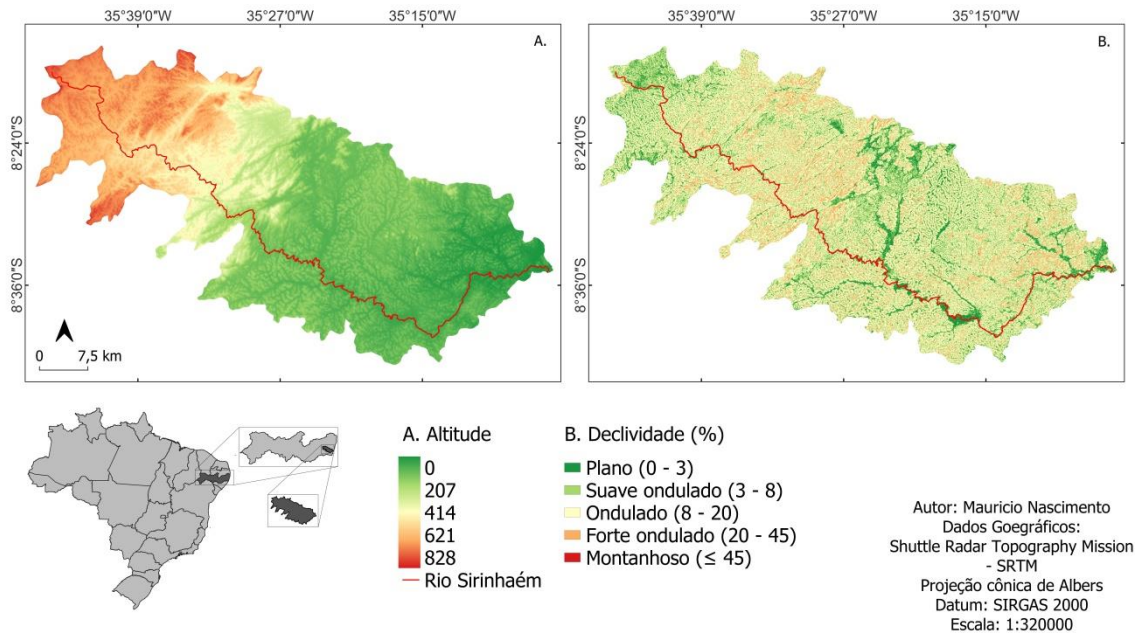


Figura 2 Relevo e declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

A precipitação na BHS varia entre 2259 mm, próxima a sua foz em Sirinhaém, e 737 mm, na região da sua nascente em Camocim de São Félix (APAC 2023). A temperatura média anual na BHS, por sua vez, oscila entre 22°C, na porção de maior elevação da bacia, e 26°C, na região costeira (APAC, 2023). De acordo com a classificação de Köppen, a BHS apresenta três tipos de clima, sendo Am (clima tropical de monções com estação seca curta) próximo ao litoral, As (clima tropical com verões secos) na porção interior da zona da mata sul pernambucana e próximo a cabeceira do rio (BECK, et al., 2018).

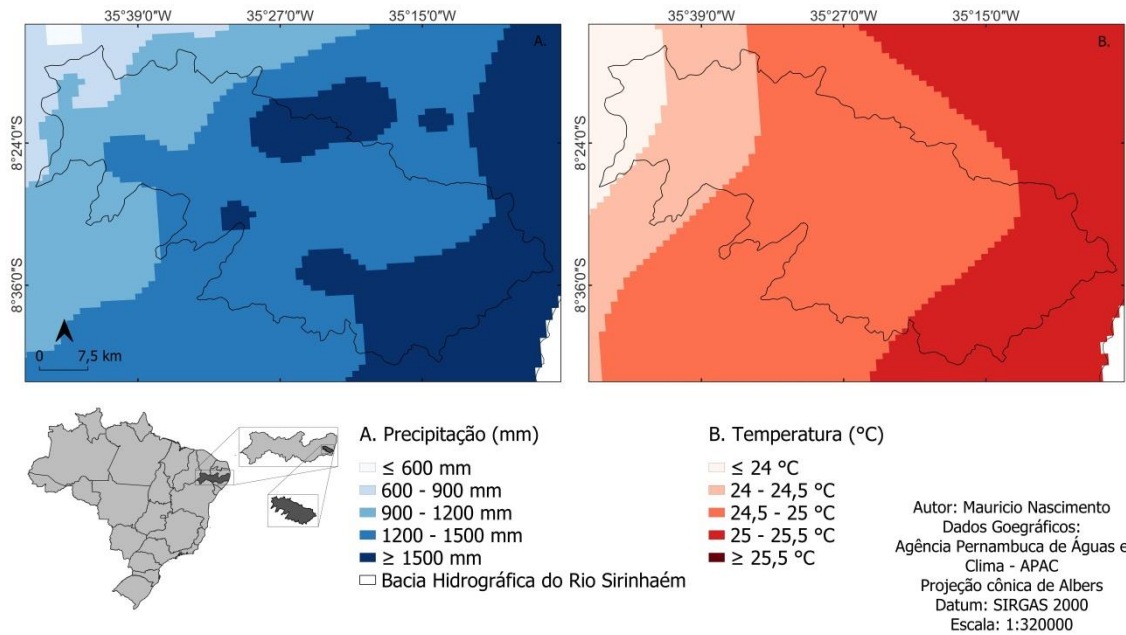


Figura 3 Precipitação e temperatura média anual na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

3.2. Uso e Cobertura do Solo via MapBiomas Brasil

Para as análises espacial e temporal do uso e cobertura do solo na BHS em 21 anos (2001 – 2021) foram obtidas imagens da área de estudo previamente classificadas, disponibilizadas pelo MapBiomas, seguindo a classificação sugerida pela Coleção 7.0 (Tabela 2), por meio da plataforma *Google Earth Engine* (GEE). A coleção de imagens foi obtida, inicialmente, com classes em nível II. Em seguida, foi feita uma reclassificação para nível I, com a exceção da classe Agropecuária em nível I, que foi dividida em Pastagem e Agricultura (Tabela 2). Além disso, foram estabelecidos períodos de sete anos (2001 a 2007; 2008 a 2014; 2015 a 2021), sendo este, o intervalo ideal para analisar a dinâmica da paisagem na região, em que intervalos longos subestimariam alterações na paisagem e intervalos curtos não evidenciaria tais mudanças na paisagem (Tabela 2).

Tabela 2 Classes de uso e cobertura do solo em dois níveis hierárquicos propostos na Coleção de mapas 7.0 disponibilizados pelo MapBiomas presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE e as classes adaptadas para este estudo.

Nível I	Nível II	Neste estudo
Formações Florestais	Formação florestal	Formações florestais
	Formação savânica	
	Mangue	
Formações Naturais Não Florestais	Formação campestre	Formações não florestais
	Campos alagados	
	Outras formações	
Agropecuária	Pastagem	Pastagem
	Agricultura	Agricultura
	Mosaico de usos	
Área não vegetada	Área urbanizada	Áreas não vegetadas
	Dunas	
	Outras áreas não vegetadas	
Corpos hídricos	Rios e lagoas	Corpos hídricos

Com a coleção de imagens classificadas em nível I, os dados de áreas das classes foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, no nível de 95% de significância, para comparar o valor médio de área de cada classe entre os intervalos. Havendo diferença estatística entre os períodos avaliados, foi aplicado o teste de comparação múltipla de Dunn. Os testes estatísticos foram executados no programa RStudio a partir dos pacotes ‘dplyr’ e ‘rstatix’ (R CORE TEAM, 2022). A variação dos dados foi registrada em *box-plot*. Além disso, foram identificadas e quantificadas as conversões de áreas entre classes em cada intervalo. A partir dos dados das áreas das conversões nos intervalos, foram elaborados diagramas de Sankey para ilustrar as conversões entre classes e entre anos, desenvolvido no R Studio por meio do pacote ‘netWorkD3’ (R CORE TEAM, 2022).

Para analisar o uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente (APP) na BHS foram obtidos arquivos vetoriais das APP por municípios que compõe a BHS e realizado um recorte com os limites da bacia. Esses documentos vetoriais foram disponibilizados pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável – FBDS. Foi utilizada somente a classificação de uso e ocupação do solo para o ano de 2021. São consideradas APP na BHS faixas marginais de 30 m, para cursos d’água com largura inferior a 10 m, e de 50 m, para cursos d’água com largura superior a 10 m e inferior a

50 m, área no entorno de nascente com raio mínimo de 50 m e encostas com declividade superior a 45° (BRASIL, 2012).

Para determinar as mudanças na classe Formações florestais ao longo do tempo foram analisadas as conversões entre essa classe e as outras, identificando tanto a adição, quanto a saída de área na classe de Formações florestais. Essas áreas selecionadas foram classificadas como alterações naturais, que correspondem às mudanças ocorridas entre a classe florestal e a não florestal e os corpos hídricos; em reflorestamento, que representa o aumento em área florestal, sendo dividido entre Agricultura e Pastagem; e desmatamento, referente à substituição de área florestal em Agricultura e Pastagem (Tabela 3).

Tabela 3 Classificação do tipo de alteração na classe de Formação Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

Classe inicial	Classe alterada	Tipo de alteração
Formações florestais	Formações não florestais	Alterações naturais
Formações florestais	Corpos hídricos	
Formações não florestais	Formação Florestal	
Corpos hídricos	Formação Florestal	
Formações florestais	Agricultura	Desmatamento – Agricultura
Formações florestais	Pastagem	Desmatamento – Pastagem
Agricultura	Formações florestais	Reflorestamento – Agricultura
Pastagem	Formações florestais	Reflorestamento – Pastagem

3.3. Dinâmica da Fragmentação

Para cada último ano dos intervalos avaliados foram criados arquivos vetoriais com apenas a cobertura florestal desses anos. Dessa forma, foi possível classificar os fragmentos em cinco níveis de tamanho, de 0 a 5 ha; 5 a 25 ha; 25 a 50 ha; 50 a 100 ha; e maiores que 100 ha, para analisar a dinâmica espacial e temporal dos fragmentos na BHS. Além disso, também foram criados arquivos matriciais da cobertura florestal na BHS, nos quais foram aplicadas as métricas da paisagem, por meio do software Fragstats® (MACGARIGAL; MARKS, 1995). As métricas estão dispostas de acordo com as características espaciais dos fragmentos florestais, classificadas como métricas de área e densidade, de borda, de forma e de proximidade (MACGARIGAL; MARKS, 1995) (Tabela 4).

Tabela 4 Métricas da paisagem calculadas no software Fragstats[®] para os fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

Atributos	Métricas	Unidade	Descrição
Área/ Densidade	Área total da classe	ha	Expressa a soma de área de todos os fragmentos
	Área média das manchas	ha	Expressa a área média dos fragmentos
	Desvio padrão da área das manchas	ha	Representa a variação do tamanho dos fragmentos
	Densidade de manchas	n/100ha	Expressa o número de manchas por unidade de área
	Número de manchas	N	Representa a quantidade de fragmentos na paisagem
Borda	Densidade de borda	m/ha	Expressa o total de borda dos fragmentos ponderado pela área total da paisagem
	Total de borda	m	Expressa a soma do perímetro de todos os fragmentos
Forma	Índice de forma médio e mediano	-	Expressa o quanto o formato da mancha se assemelha a uma forma regular
	Desvio padrão do Índice de forma	-	Representa a variação do valor do índice de forma dos fragmentos na paisagem
	Índice de dimensão fractal médio e mediano	-	Expressa o quanto a forma da mancha se distânciava de uma geometria euclidiana
	Desvio padrão do Índice de dimensão fractal	-	Representa a variação do valor do índice de dimensão fractal dos fragmentos na paisagem
	Razão perímetro-área médio e mediano	-	Expressa a complexidade de forma dos fragmentos sem a padronização com uma forma regular
	Desvio padrão da Razão perímetro-área	-	Representa a variação do valor da razão perímetro – área dos fragmentos.
Proximidade	Distância média e mediana do vizinho mais próximo	m	Representa a distância do vizinho mais próximo entre as manchas da classe de uso do solo
	Desvio padrão da Distância do vizinho mais próximo	m	Representa a variação do valor da distância do vizinho mais próximo

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da quantificação da área de cada classe e de cada ano analisado, foi possível notar que a matriz da paisagem na BHS é majoritariamente caracterizada como Agricultura (Tabela 5, Figura 4), onde predominam extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar próximo ao litoral, enquanto na porção mais continental a classe Pastagem é a mais predominante, sendo a segunda maior classe na BHS (Tabela 5, Figura 4). Observa-se também, um aumento na área da classe Formações florestais ao longo dos períodos avaliados, em que ocupava 11% da área total da BHS no ano de 2001 e passou a ter 14% no ano de 2021, sendo a classe que mais teve acréscimo de área (Tabela 5, Figura 4).

Tabela 5 Área de cada classe de uso e ocupação do solo e de cada último ano dos períodos avaliados, em hectares e em porcentagem em relação à área total da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

Classes	Áreas							
	2001		2007		2014		2021	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Formações florestais	20948	11,02	23200,29	12,20	23409,27	12,31	26639,37	14,01
Formações não florestais	16	0,01	40,41	0,02	15,66	0,01	31,32	0,02
Pastagem	66792	35,12	60403,59	31,76	51108,48	26,88	46199,88	24,29
Agricultura	101099	53,16	105060,96	55,25	114192,09	60,05	115697,07	60,84
Áreas não vegetadas	596	0,31	678,06	0,36	909,99	0,48	1115,46	0,59
Corpos Hídricos	720	0,38	786,24	0,41	533,61	0,28	481,14	0,25

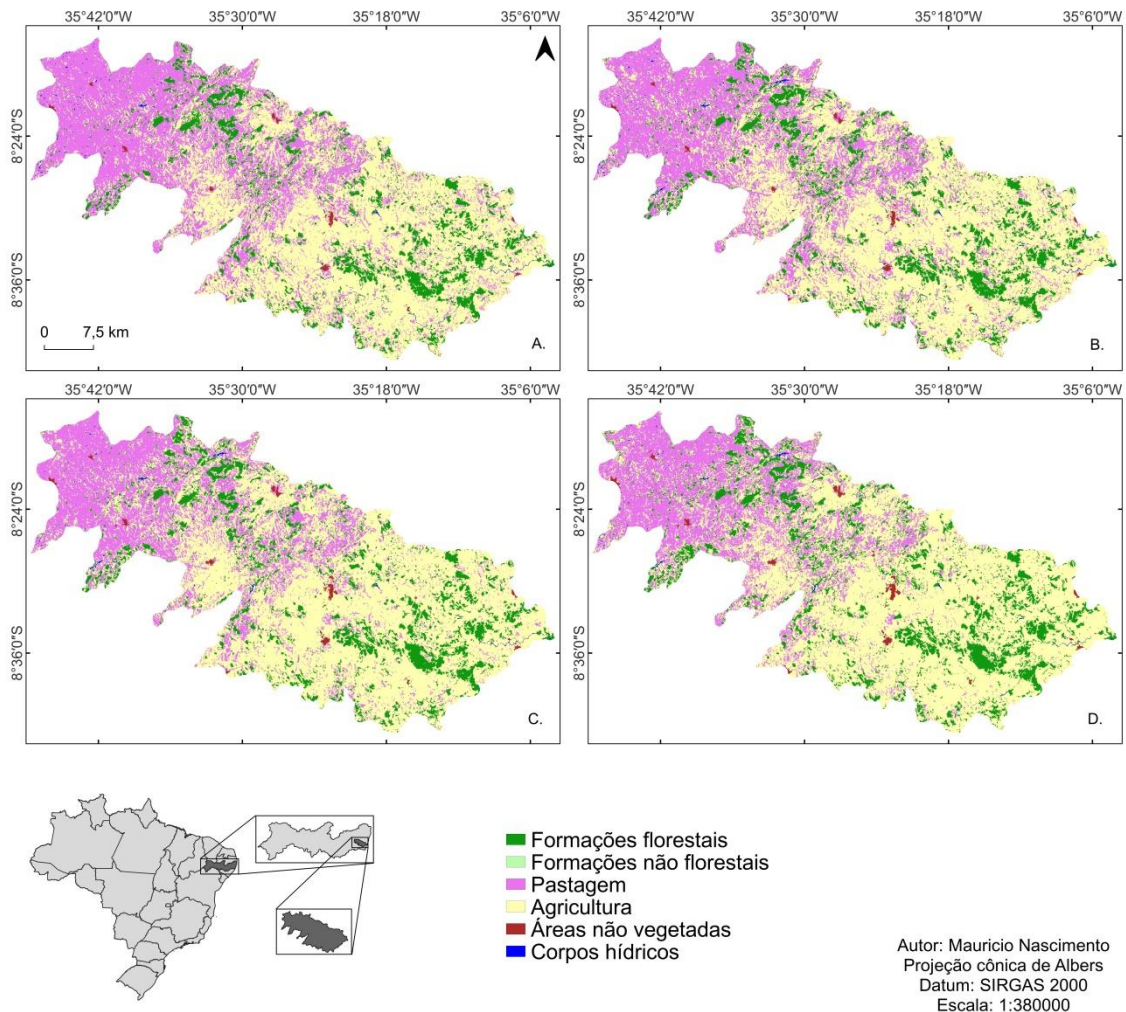


Figura 4 Uso e ocupação do solo em nível 1 na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém no último ano de cada período avaliado, de acordo com as classes da legenda 7.0 do MapBiomás. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.

Na BHS a cana-de-açúcar é a cultura que domina na classe Agricultura. Historicamente, uma das regiões da Mata Atlântica em que alterações significativas na paisagem, principalmente com a substituição da vegetação nativa por áreas agricultáveis, foi a porção ao Norte do Rio São Francisco (LINS-E-SILVA; FERREIRA; RODAL, 2021; BRANCO et al., 2022). Além disso, a paisagem pernambucana compreendida pelo domínio da Mata Atlântica consolidou sua matriz agrícola, sobretudo produtora de cana-de-açúcar, na década de 1970, devido à criação do Programa do Governo Federal Proálcool em 1975, em que foram oferecidos incentivos fiscais para a indústria sucroalcooleira, desencadeando esforços significativos para otimizar a cadeia de produção de açúcar e etanos, visando maximizar a produção e rendimento (GIMENEZ et al., 2018).

O Proálcool, além de diminuir a dependência do país em relação aos preços voláteis do petróleo no mercado, é considerado uma solução para os desafios ambientais, uma vez que a produção do etanol, a partir da cana-de-açúcar, é vista como menos prejudicial ao meio ambiente do que a produção de combustíveis fósseis (CHIARAVALLOTI et al., 2014; GIMENEZ et al., 2018). No entanto, é necessário considerar os possíveis danos ambientais, um dos efeitos negativos da expansão da cana-de-açúcar é o desmatamento da vegetação nativa e, conseqüentemente, a perda de diversidade e qualidade dos habitats, para o cultivo da cana-de-açúcar. Além disso, a expansão da lavoura de cana-de-açúcar pode agravar a crise hídrica em algumas áreas, devido ao uso irresponsável da água e ao esgotamento dos aquíferos subterrâneos (CHIARAVALLOTI et al., 2014).

As médias de área de cada classe foram distintas estatisticamente nos intervalos avaliados, sendo destacada a diferença entre o primeiro período (2001 – 2007) e o terceiro período (2015 – 2021). As classes Formações florestais, Agricultura e Pastagem apresentaram as maiores variações nos valores de área em cada intervalo, evidenciadas pelos valores elevados de desvio padrão (Tabela 6). As classes Formações florestais e Agricultura tiveram um aumento significativo de área entre o primeiro e terceiro intervalo, enquanto a classe Pastagem teve uma diminuição na área ocupada na BHS nos mesmos intervalos (Tabela 5; Tabela 6).

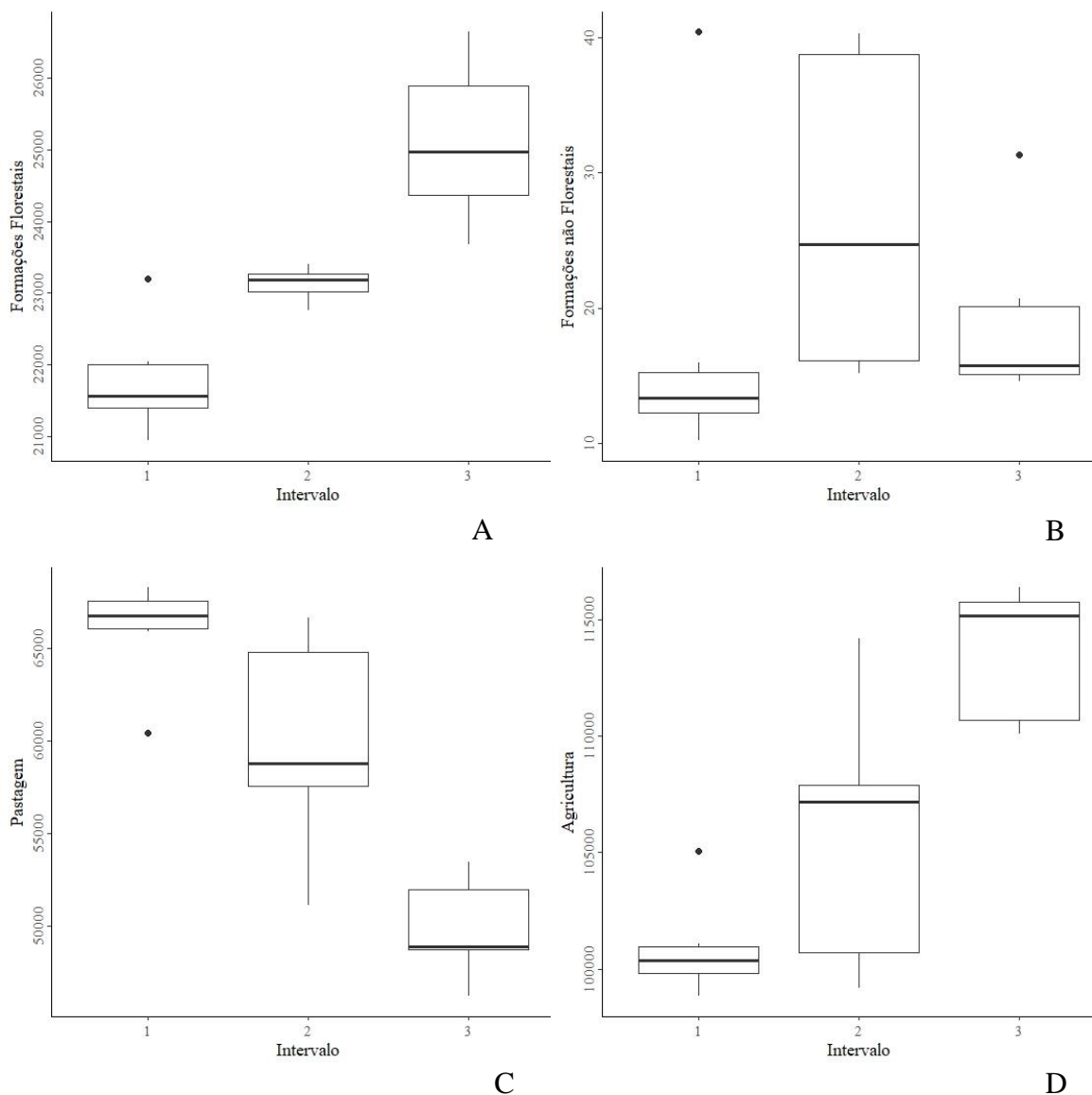
Tabela 6 Valores mínimos, máximos e médios de área de cada classe, em ha, valores de desvio padrão de cada classe e comparação das médias entre classes em cada período analisado pelo teste de Dunn na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

Classes	Períodos	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Kruskal-Wallis
Formações florestais	2001-2007	20948	23200	21785b	728,04	0,00026
	2008-2014	22761	23409	23128b	230,37	
	2015-2021	23681	26639	25114a	1099,07	
Formações não florestais	2001-2007	10	40	17b	10,47	0,054
	2008-2014	15	40	27a	11,82	
	2015-2021	15	31	19ab	5,99	
Pastagem	2001-2007	60404	68298	66106a	2651,83	0,00053
	2008-2014	51108	66661	60182ab	5538,99	
	2015-2021	46200	53462	49964b	2562,84	
Agricultura	2001-2007	98849	105061	100833b	2016,48	0,0012
	2008-2014	99183	114192	105384b	5424,88	
	2015-2021	110084	116375	113504a	2845,16	
Área não vegetada	2001-2007	596	678	641b	29,94	0,00014
	2008-2014	695	910	790ab	84,51	
	2015-2021	923	1115	995a	65,43	
Corpos Hídricos	2001-2007	720	848	787a	47,26	0,0011

2008-2014	534	749	658b	89,17
2015-2021	481	637	570b	53,00

Médias seguidas por letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Dunn no nível de 5% de probabilidade.

Como apresentado na Tabela 6, a diferença estatística entre os intervalos avaliados em cada classes de uso e ocupação do solo é evidenciada por meio das médias das classes em cada período, permitindo a visualização da evolução de cada classe na paisagem durante cada período (Figura 5). Na Figura 5, percebe-se uma evolução em termos de área das classes Formações florestais, Agricultura e Pastagem, sendo um aumento em cobertura florestal e em lavouras de cana-de-açúcar e uma redução em área destinada à pastagem.



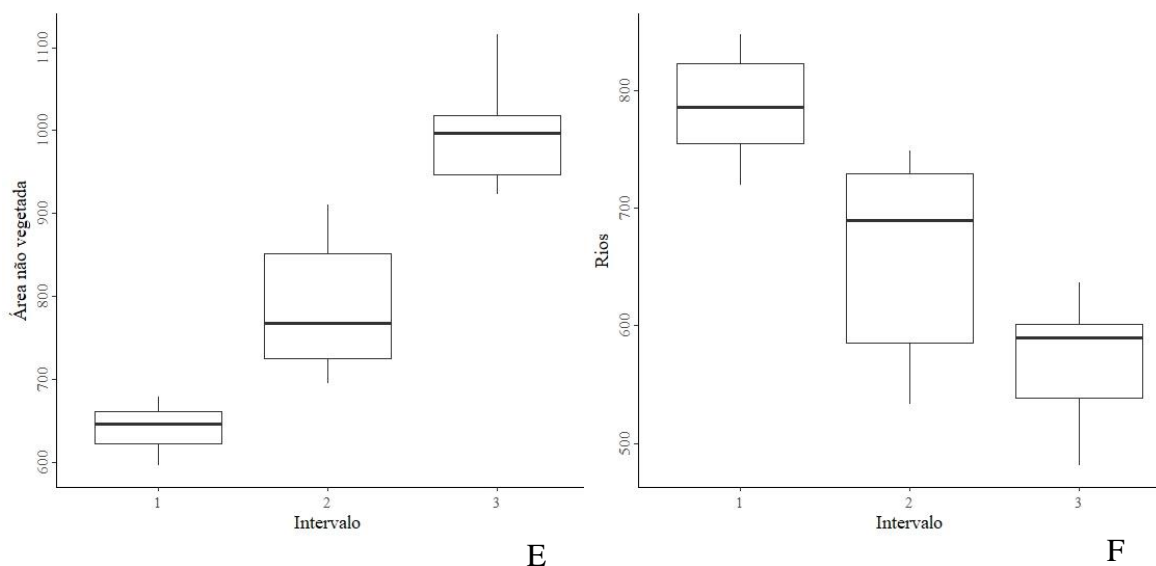


Figura 5 Boxplot da quantidade de área em hectares (ha) de cada classe de uso e ocupação da terra, em cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE. Os *outliers* são indicados por pontos. Intervalo 1. 2001 – 2007; Intervalo 2. 2008 – 2014; Intervalo 3. 2015 – 2021. A. Formações florestais; B. Formações não florestais; C. Agricultura; D. Pastagem; E. Áreas não vegetadas; F. Corpos hídricos.

As variações de área entre classes foram calculadas por meio do acúmulo de áreas transformadas em cada intervalo de tempo, em que os valores positivos representam o ganho de área e os negativos a perda de área em ha (Tabela 7). Os valores expressivos que se destacam são de ganhos de área da classe de Formações florestais, com um aumento de 5334,48 ha de cobertura florestal, e as perdas de área da classe Pastagem, com a redução de 14553,18 ha de área (Tabela 7). Dessa forma, é evidente que a variação na área de cobertura florestal na BHS é em decorrência da dinâmica da atividade agrícola e pecuária na bacia (Figura 5).

Tabela 7 Quantidade bruta de área de cada classe dentro de cada intervalo de tempo, em ha, na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

Classes	Áreas		
	2001-2007	2008-2014	2015-2021
Formações florestais	2252,25	122,85	2959,38
Formações não florestais	24,12	-24,39	16,38
Pastagem	-6388,29	-5721,84	-2443,05
Agricultura	3963,33	5623,02	-676,98
Áreas não vegetadas	82,44	214,74	192,42
Corpos Hídricos	66,15	-214,38	-48,15

A aprovação da Lei da Mata Atlântica em 2006, que regulamenta a proteção e o uso sustentável da biodiversidade e dos recursos florestais, pode ter sido um dos fatores que

contribuíram para o aumento da cobertura florestal na BHS. A Lei nº 11.428/06 tem como principal objetivo assegurar os direitos e deveres dos cidadãos e órgãos públicos na exploração consciente, considerando critérios sustentáveis para preservar os ecossistemas. Além disso, promove incentivos financeiros para projetos de conservação e restauração dos ecossistemas, impedindo o desmatamento de florestas primárias e regulamentando a exploração econômica (SOS MATA ATLÂNTICA 2021).

Fernandes et al. (2022) notaram aumento na cobertura florestal do domínio da Floresta Atlântica na bacia hidrográfica do Rio São Francisco entre o período 1997 e 2017, o que foi atribuído pelos autores a iniciativas como o pacto da restauração da Mata Atlântica e a Lei da Mata Atlântica. O aumento da cobertura florestal na Mata Atlântica também é observado no Rio Grande do Sul, onde houve um aumento de 203 km² na cobertura florestal entre os anos de 1985 e 2011, resultando em um aumento de 36% de Floresta Estacional Decidual e Ombrófila Mista no município de Caxias do Sul (CEMIN; DUCATI, 2015). Outro possível motivo que justifique o aumento da cobertura florestal na bacia hidrográfica é o crescimento de florestas primárias em áreas agropastoris abandonadas, principalmente quando próximas ou adjacentes a fragmentos florestais com características sucessionais avançadas, como a presença de espécies secundárias (BEILIN et al. 2014; FRAGOSO et al 2017;).

Observa-se por meio do diagrama de Sankey a dinâmica das mudanças entre classes em cada período de tempo (Figura 6). As colunas referem-se às classes de uso e ocupação do solo no início e no final do período de tempo, enquanto os fluxos com as cores correspondentes às classes representam às mudanças de áreas, sendo que a espessura de cada fluxo é proporcional à quantidade de área convertida de uma classe para outra ou para a mesma classe (Figura 6).

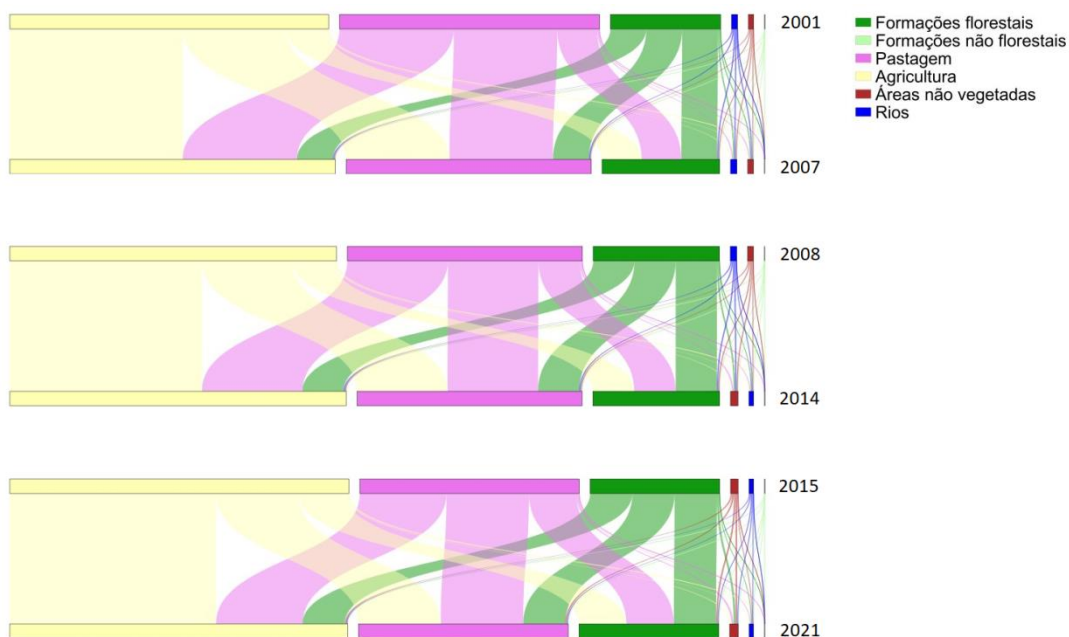


Figura 6 Diagrama de Sankey com as conversões de áreas entre as classes de uso e ocupação do solo nos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE.

Na Tabela 7, verifica-se que as classes que tiveram alterações significativas foram Formações florestais, Agricultura e Pastagem. Essas classes são também as que tiveram maiores interações, onde se observam os fluxos mais espessos no diagrama de Sankey (Figura 6). A dinâmica das outras classes é quase imperceptível, devido às pequenas áreas que são transferidas entre as classes nos intervalos temporais, além da quantidade de área ser ínfima se comparada à área total da BHS.

Assim como a matriz na BHS é definida como Agricultura, 70% das áreas de APP na bacia correspondem principalmente ao cultivo de cana-de-açúcar, que equivale a 8359,23 ha. Em seguida, a classe de Pastagem, com 15%, que abrange 1835,1 ha. As Formações florestais cobrem 1528,38 ha em APP na BHS, representando 13% do total de APP.

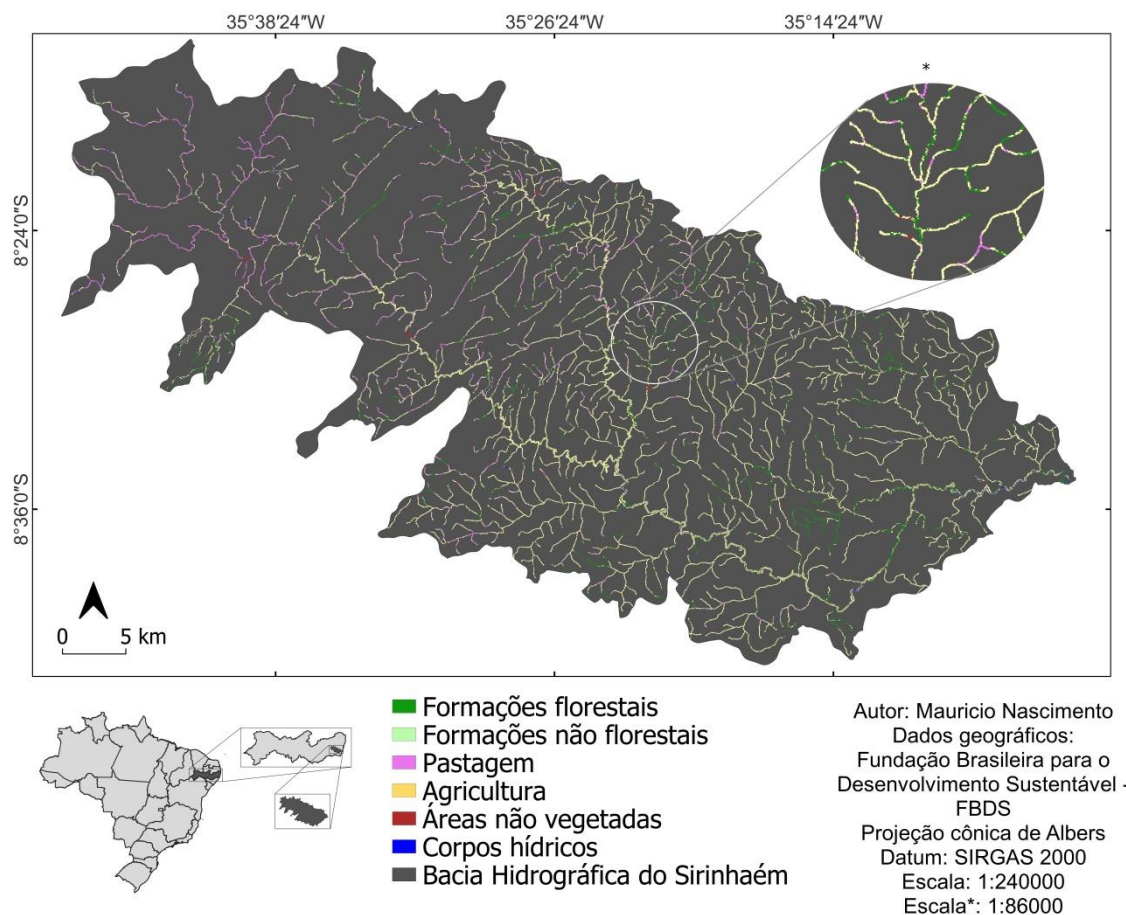


Figura 7 Uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE, no ano de 2021.

Tabela 8 Quantidade de área, em ha, de cada classe de uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE .

Classes	Áreas	
	ha	%
Formações florestais	1528,38	12,9
Formações não florestais	9,09	0,1
Agricultura	8359,29	70,4
Pastagem	1835,1	15,5
Área não vegetada	46,98	0,4
Corpos hídricos	88,2	0,7
Total	11867,04	100

De acordo com a Lei Federal nº 12.651/12 permite a ocupação antrópica em APP, desde que seja preexistente até 22 de julho de 2008. Se houver atividades agrossilvipastoris, é necessário adotar de um regime de pousio. No entanto, após essa data, o proprietário do imóvel é responsável por restaurar as áreas que foram suprimidas (BRASIL, 2012). Por sua vez, os órgãos reguladores e fiscalizadores tem a função de

garantir a preservação e manutenção dessas áreas de APP (AZEVEDO, 2017). Contudo, percebe-se que os mecanismos legais podem não ter influenciado a classe de Formações florestais nas áreas de APP na BHS.

As APP, especialmente as matas ciliares, têm um papel crucial na manutenção da biodiversidade e processos ecossistêmicos, além da disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica (JESUS, 2018). Essas áreas funcionam como corredores ecológicos, permitindo uma maior conectividade funcional, o que reforça a interação organismo-paisagem, além de aumentar a conectividade estrutural, uma vez que os fragmentos passam a ter contato com outros, o que resulta em um aumento na cobertura florestal na paisagem (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007; JESUS, 2018). Dessa forma, ressalta-se a relevância da restauração florestal nas APP para assegurar uma melhor conectividade e permeabilidade em paisagens no geral (AZEVEDO, 2017; SOARES; SAIS; OLIVEIRA, 2020).

Sendo a classe de Formações Florestais outro objeto de análise neste estudo, foram quantificadas as áreas que houve alterações relacionadas aos incrementos e reduções em área de cobertura vegetal entre as demais classes em cada intervalo (Figura 7). O terceiro período (2015 – 2021) foi o que houve o maior aumento de área na classe Formações florestais, a partir de áreas sob atividades agropastoris, sendo um acréscimo de 4587 ha, em que 3971 ha eram plantios de cana-de-açúcar e 616 ha de pasto (Tabela 9). Já no segundo intervalo (2008 – 2014), houve a maior perda de área na classe Formações florestais, com a retirada 2564 ha de cobertura florestal para atividade antrópicas, sendo 2068 ha destinados à Agricultura e 496 ha Pastagem (Tabela 9).

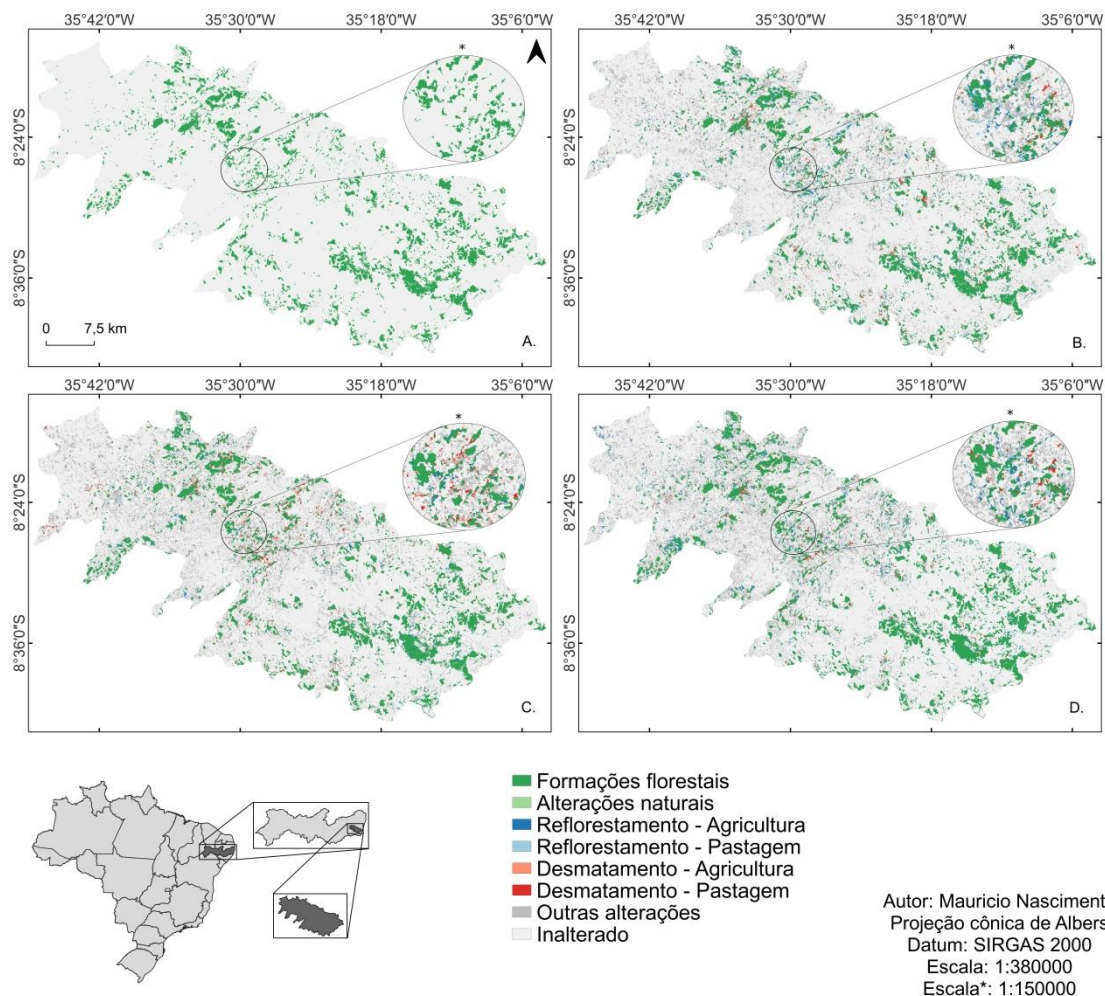


Figura 8 Uso de alterações na classe de formação florestal de cada último ano dos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.

Tabela 9 Quantidade de área alterada na classe Formações florestais, em ha, em cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

Tipo de Alteração	Áreas (ha)		
	2001-2007	2008-2014	2015-2021
Formações florestais	19164	20720	22042
Alterações naturais	11	14	12
Reflorestamento – Agricultura	2653	2332	3971
Reflorestamento – Pastagem	1378	346	616
Desmatamento – Agricultura	369	2068	1455
Desmatamento – Pastagem	1411	496	180
Outras alterações	22918	25201	25102
Inalterado	142267	139452	137171

As manchas de classes de Formação Florestal na BHS foram classificadas de acordo com cinco classes de dimensões (Figura 9, Tabela 10). De acordo com a Tabela 10, a quantidade de fragmentos aumenta quando se reduz a área nas classes de dimensões, ou

seja, na BHS há mais fragmentos menores ou iguais a 5 ha, o que indica uma grande fragmentação florestal na BHS (Tabela 10). O intervalo que obteve o maior número de fragmentos foi 2021, em que foram identificadas 3330 manchas de floresta e apenas seis fragmentos iguais ou maiores a 100 ha (Tabela 10).

O aumento considerável na quantidade de fragmentos no último período analisado, principalmente de pequenas dimensões, em comparação aos períodos anteriores, pode ser atribuído a vigência do Novo Código Florestal a partir do ano de 2012 (Lei 12.651/12), em que obrigam os imóveis rurais a destinarem pelo menos 20% da área do terreno a preservação de vegetação nativa (MARCHESAN, 2019). Como também pode ser atribuído as áreas abandonadas com o crescimento de florestas primárias, após o uso destinado a atividades agropastoris (BEININ et al 2014).

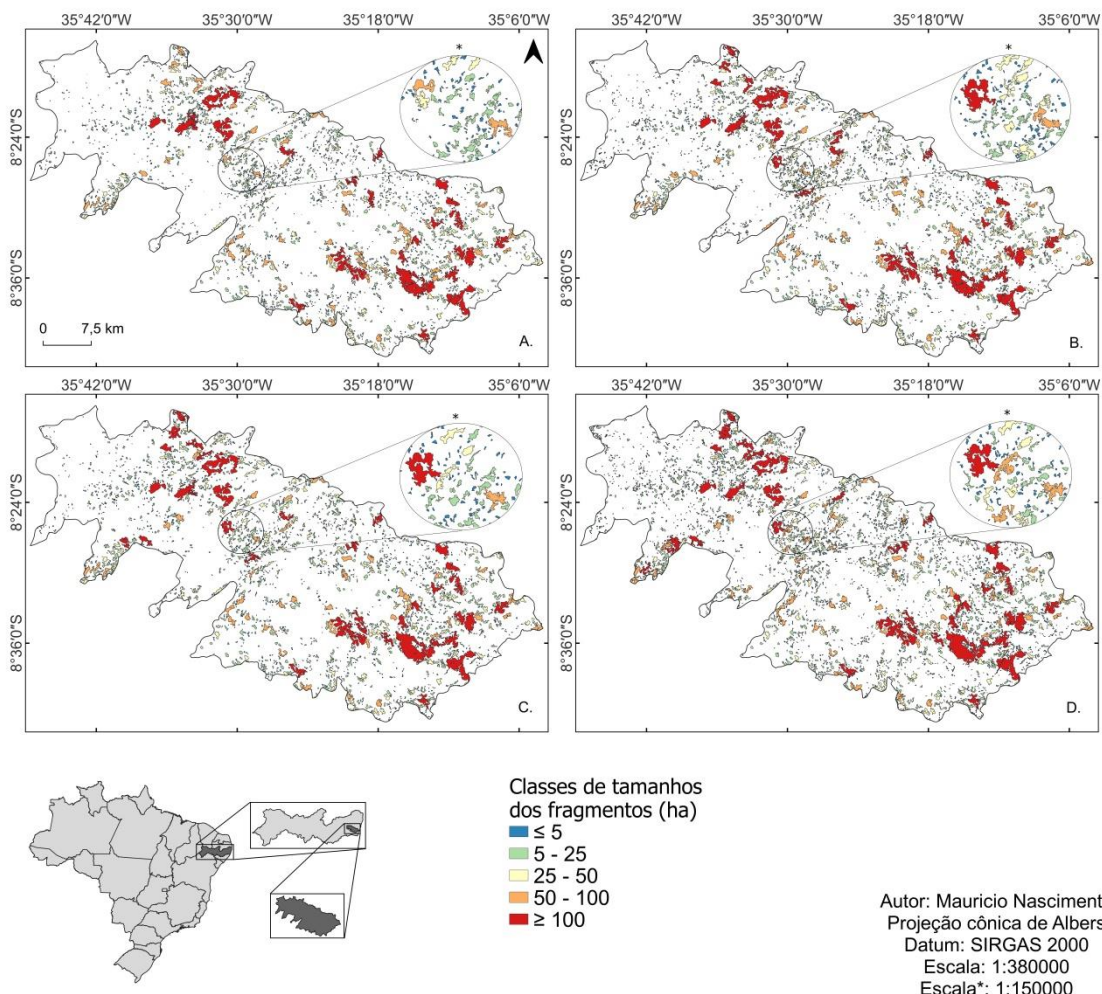


Figura 9 Fragmentos florestais classificados de acordo com as classes de tamanhos de cada último ano dos períodos analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém – PE. A. 2001; B. 2007; C. 2014; D. 2021.

Tabela 10 Quantidade de fragmentos correspondente a cada classe de dimensão e em cada último ano dos períodos analisados na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

Classes de tamanho (ha)	Número de Fragmentos			
	2001	2007	2014	2021
≤ 5	1809	2037	1821	2686
5 – 25	474	482	506	542
25 – 50	78	94	89	102
50 – 100	49	46	42	52
≥ 100	24	34	36	35
Total	2434	2693	2494	3417

A partir das métricas da paisagem que dizem respeito à área e densidade de manchas, é possível notar um aumento significativo de 132%, no número de fragmentos florestais entre os anos de 2008 – 2014 e 2015 – 2021, totalizando 925 manchas de floresta na BHS (Tabela 10; Tabela 11). No entanto, a área média dessas manchas é de poucos hectares, variando de 7 a 9 ha, quando comparada à área total da BHS (Tabela 11). Além disso, conforme observado na Tabela 10, a grande parte dos fragmentos florestais tem área igual ou inferior a 5 ha.

Tabela 11 Métricas de área e densidade de fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

	2001	2007	2014	2021
Área total	20948	23200,29	23409,27	26639,37
Número de manchas	2434	2693	2494	3417
Densidade de manchas	1,28	1,42	1,31	1,80
Área média das manchas	8,61	8,62	9,38	7,80
Desvio padrão das áreas das manchas	41,30	38,89	43,25	40,50

A ocorrência de numerosos fragmentos de pequena dimensão é descrita como um padrão em toda a extensão da Mata Atlântica, e há um aumento no número de fragmentos florestais na última década. Segundo Fernandes et al. (2022), observaram um aumento no número de fragmentos e na área de pequenos fragmentos na bacia do Rio São Francisco no período de 2007 a 2017. Fernandes e Fernandes (2017) também relatam essa relação de quantidade e tamanho na Bacia do Rio Ubá, no Rio de Janeiro, e ressaltam que quanto menores forem os fragmentos, maior o efeito de borda.

Como observado nas Tabelas 9 e 10, a quantidade de fragmentos é inversamente proporcional à área ocupada na BHS, ou seja, há muitos fragmentos florestais pequenos, com área igual ou inferior a 5 ha, e poucos remanescentes grandes, com mais de 100 ha, na BHS. Esse padrão é comum para o domínio da Mata Atlântica, que se encontra

bastante fragmentada, independente da região em sua extensão (CALEGARI et al., 2010; MARCHESAN, 2019).

Pequenos fragmentos geralmente apresentam menor diversidade e, frequentemente, uma densidade de espécies mais baixa devido à influência do efeito de borda (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009). Todavia, vale salientar que esses fragmentos menores mantêm ambientes e condições únicas, diferentes do interior da floresta, servindo de refúgio para espécies que dependem desses locais (FORMAN; GORDON, 1989). Além disso, podem desempenhar um papel crucial na conexão entre grandes áreas na paisagem, contribuindo para o aumento da conectividade, por outro lado, os fragmentos maiores desempenham um papel fundamental na preservação e manutenção dos processos ecológicos e da biodiversidade (FORMAN; GORDON, 1989; ZANELLA, 2011).

Com as métricas aplicadas às bordas das manchas é possível compreender a influência do efeito de borda nos fragmentos florestais. O total de borda representa o perímetro total das manchas de vegetação na BHS, enquanto a densidade de borda representa a quantidade de borda e a área total da floresta, ou seja, o quanto, em metros, de borda há em um hectare. Entre os intervalos de tempo analisado, o total de borda mais extenso foi no período de 2015 – 2021, com 5.376.930 m. Além disso, foi o intervalo com maior densidade de borda, com 28,27 m/ha (Tabela 11).

Tabela 12 Métricas de borda dos fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

	2001	2007	2014	2021
Total de borda	3941130	4379250	4215570	5376930
Densidade de borda	20,7242	23,0281	22,1675	28,2752

O valor de borda e o aumento da densidade de borda na BHS no último ano avaliado se devem principalmente ao aumento do número de fragmentos pequenos. Entretanto, quanto maior a diferença entre as condições ambientais da matriz e dos fragmentos, maior será a intensidade do efeito de borda (COLLI et al., 2003). Além disso, quanto menores forem os fragmentos, mais a floresta se torna vulneráveis às condições vizinhas (JUVANHOL et al., 2011). Dessa forma, os fragmentos florestais na BHS são bastante afetados pelo efeito de borda, sendo um padrão encontrado no Mata Atlântica, onde há um aumento na densidade de borda, indicando uma tendência na fragmentação florestal no domínio (CALEGARI et al., 2010; PIROVANI et al., 2014).

A forma das manchas está diretamente relacionada à proporção entre a borda e a área do fragmento, podendo ser classificada como regular ou irregular. Essas características demonstram a vulnerabilidade dos fragmentos a influências externas, como o efeito de borda. O índice de forma, por sua vez, avalia a relação entre o perímetro e a área na paisagem como um todo, comparando a forma da mancha a uma forma padrão. Quanto mais próximo de 1 o valor do índice de forma for, mais uniforme é a forma do fragmento. Na BHS, os fragmentos apresentam índices de forma médios em cada intervalo avaliado que variam de 1,58 a 1,61, como apresentado na Tabela 12. Dessa forma, pode-se inferir que os fragmentos apresentam formas regulares, semelhantes a um círculo.

Tabela 13 Métricas de formas dos fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

	2001	2007	2014	2021
Índice de forma médio	1,5809	1,5913	1,5881	1,6117
Índice de forma mediano	1,4444	1,4444	1,4444	1,500
Desvio padrão do índice de forma	0,5644	0,5725	0,5568	0,5894
Índice de dimensão fractal médio	1,0870	1,0882	1,0873	1,0921
Índice de dimensão fractal mediano	1,0847	1,0863	1,0831	1,0901
Desvio padrão do índice de dimensão fractal	0,0476	0,0490	0,0467	0,0485
Razão perímetro-área médio	530,3066	540,1041	506,8627	545,6709
Razão perímetro-área mediano	476,1905	484,8485	454,5455	518,5185
Desvio padrão da Razão perímetro-área	304,1102	309,5039	294,8102	277,9074

O índice de dimensão fractal dos fragmentos é um indicador da complexidade da forma das manchas de vegetação, com valores que variam de 1 a 2. Quanto mais próximo de 1 o valor estiver, mais uniforme será a forma do fragmento, enquanto valores próximos de 2 indicam formas de fragmentos mais irregulares. Na BHS, os fragmentos florestais apresentam formas mais regulares, com médias de índice de dimensão fractal nos intervalos dos anos avaliados que variam de 1,087 a 1,092 (Tabela 12).

A relação entre perímetro e área tem um papel fundamental na compreensão e inferências relacionadas às medidas de borda. Conforme destacado por Colli et al. (2003), a redução dessa métrica implica em uma diminuição da influência do efeito de borda. Não houve uma grande variação entre os períodos avaliados, com valores médios da relação perímetro-área oscilando entre 530,30 e 545,67. É relevante notar que o

intervalo de 2015 – 2021 teve o valor médio mais elevado e obteve o menor desvio padrão (Tabela 12).

Assim, por meio das métricas de forma analisado, pode-se concluir que os fragmentos florestais na BHS apresentam uma tendência para formas mais regulares. Esses valores baixos de índice de forma são, principalmente, atribuídos à presença numerosa de pequenos fragmentos, uma vez que estes tendem a formas mais uniformes, enquanto fragmentos maiores apresentem formas mais irregulares (SILVA, 2015; MARCHESAN, 2019).

A métrica de proximidade indica o grau de isolamento dos fragmentos na paisagem em geral, já que quanto maior a distância entre eles, maior será a influência externa na manutenção da diversidade das manchas. A distância Euclidiana média do vizinho mais próximo entre os fragmentos florestais diminuiu entre os intervalos de anos, sendo uma distância média de 186,79 m de um fragmento a outro no primeiro ano, enquanto que no último ano avaliado a distância média é de 154 m entre os fragmentos (Tabela 13).

Tabela 14 Métricas de proximidade entre os fragmentos em cada último ano de cada período analisado na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém - PE.

	2001	2007	2014	2021
Distância Euclidiana média do vizinho mais próximo	186,7887	176,2071	174,8496	154,0724
Distância Euclidiana mediana do vizinho mais próximo	120	108,1665	108,1665	94,9883
Desvio Padrão da Distância Euclidiana do vizinho mais próximo	195,8433	183,4433	185,4396	147,0971

A distância média entre os fragmentos na BHS é considerada baixa quando comparado com outros estudos realizados na Mata Atlântica. Thiago, Magalhães e Santos (2020) encontraram distâncias de 794,88 m entre fragmentos menores que 5 ha e 70170,38 m entre fragmentos maiores que 300 ha na bacia hidrográfica de Itapemirim, no Espírito Santo. Enquanto Fernandes e Fernandes (2017) encontraram distâncias de 2069,81 m entre fragmentos menores que 5 ha e 4863,38 m entre fragmentos maiores que 100 ha na bacia do rio Ubá, no Rio de Janeiro.

O grau de isolamento entre os fragmentos florestais pode variar de acordo com a capacidade que os organismos conseguem interagir com as condições vizinhas e ou atravessar de um fragmento para outro, sendo preciso a implantação de corredores na paisagem para aumentar a conectividade e permeabilidade nas paisagens (METZGER,

2000; ALMEIDA E SILVA; FORTES; VOLTOLINI, 2017; CORRAL; MENDES VALÉRIO, 2019). Em geral, a grande quantidade de fragmentos pequenos na paisagem pode ser vista como um ponto positivo, já que servem de trampolim para algumas espécies, facilitando o fluxo gênico entre os fragmentos e aumentando a conectividade (ZANELLA, 2011; PIROVANI et al., 2014).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dominância das atividades agrícolas como uso e ocupação do solo é bem evidente, principalmente devido ao cultivo da cana-de-açúcar e pastagens, definindo uma matriz bastante antropizada na paisagem da Bacia do Rio Sirinhaém. Foi observado também um progresso positivo na cobertura florestal na paisagem, com um aumento na área de cobertura florestal, especialmente no período de 2015-2021. O aumento na cobertura florestal pode ter sido atribuído aos mecanismos legais que regulamentam e incentivam a proteção, conservação e restauração dos ecossistemas, em particular aqueles que se referem à Mata Atlântica ou pelo abandono de áreas pouco produtivas para atividades agropastoris. Esse aumento na área de cobertura florestal está diretamente relacionado ao aumento no número de fragmentos durante os períodos avaliados na BHS.

As métricas da paisagem analisadas neste estudo mostram uma grande fragmentação da cobertura florestal na Bacia do Rio Sirinhaém, que se caracteriza por numerosos fragmentos, mas de tamanhos pequenos, menores que 5 ha. Esses fragmentos apresentam uma maior susceptibilidade ao efeito de borda e possuem um alto grau de isolamento em meio a matriz. Além disso, apresentam formas mais regulares, mas essa característica é principalmente atribuída aos pequenos fragmentos. As características dos fragmentos florestais na Bacia do Rio Sirinhaém são bastante preocupantes para a manutenção da biodiversidade local e do ecossistema, já que possuem baixa conectividade e baixa permeabilidade na matriz. Por isso, é imprescindível um maior incentivo e uma intervenção mais efetiva de projetos de restauração ecológica na Bacia do Rio Sirinhaém.

Espera-se que com as informações da dinâmica da paisagem, sobretudo da fragmentação florestal sirvam de base para elaboração de futuros projetos de restauração ecológica na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém, além disso, contribuir para a criação de corredores ecológicos a fim de aumentar a conectividade entre os

fragmentos, melhorando a permeabilidade na matriz e o fluxo gênico no ecossistema, garantindo a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

6. REFERÊNCIAS

ALMEIDA E SILVA, A.S.; FORTES, V.B.; VOLTOLINI, J.C. Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos florestais no sudeste do Brasil. **Mastozoología neotropical**, v. 24, n. 2, p. 323-331, 2017. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0327-93832017000200007&script=sci_arttext

ALVES, J.S.; CUNICO, C; SOUZA, J.O. A paisagem na Geografia. **Revista Contexto Geográfico**, v. 4, n.8, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.28998/contegeo.4i8.8650>

ANDRADE, M.C.O. **Modernização e pobreza**: a expansão da agroindústria canavieira e seu impacto ecológico e social. (1 ed.). Unesp, 1994.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. 2022. Disponível online: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas>> (Acessado em 12 de Janeiro de 2024)

ALADEJANA, O. O.; SALAMI, A. T.; & ADETORO, O.-I. O. Hydrological responses to land degradation in the Northwest Benin Owena River Basin, Nigeria. **Journal of Environmental Management**, n. 225, p. 300–312, 2018. doi:10.1016/j.jenvman.2018.07.095

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2015. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

AZEVEDO, T. S. O uso da legislação ambiental na restauração da conectividade estrutural da paisagem: um estudo de caso para a bacia hidrográfica do córrego das posses, Extrema - MG. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 15, n. 2, p. 78-112, 2017. <https://doi.org/10.5016/estgeo.v15i2.12554>

AZEVEDO, T.S. et al. MapBiomas initiative: Mapping annual land cover and land use changes in Brazil from 1985 to 2017. **American Geophysical Union**, v. 2018, 2018. Disponível em: <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2018AGUFM.B22A..04A/abstract>

BAEZA, S. et al. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomas Pampa initiative. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 28, p. 100834, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>

BAN, Y; GONG, P.; GIRI, C. Global land cover mapping using Earth observation satellite data: Recent progresses and challenges. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 103, p. 1-6, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.01.001>

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014. [10.1126/science.1255768](https://doi.org/10.1126/science.1255768)

BECK, H.E. et al. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific data**, v. 5, n. 1, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>

BEILIN, R. et al. Analysing how drivers of agricultural land abandonment affect biodiversity and cultural landscapes using case studies from Scandinavia, Iberia and Oceania. **Land use policy**, v. 36, p. 60-72, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.07.003>

BELLÓN, B. et al. Integrated landscape change analysis of protected areas and their surrounding landscapes: application in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, p. 1413, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12091413>

BOTELHO, R.G.M.; SILVA A.S. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: VITTE, A.C.; GUERRA, A.J.T. (Orgs.) **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

BRANCO, A.F.V.C. et al. Avaliação da perda da biodiversidade na Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, v. 31, p. 1885-1909, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509853310>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p. Disponível em: <http://livroaberto.ibict.br/handle/1/979>

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em 20 de janeiro de 2024.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, p. 871-880, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>

CARVALHO, A.T.F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 1, p. 140-161, 2020. <http://orcid.org/0000-0002-6642-3802>

CARSTENS, D.; AMER, R. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 720-734, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.033>

CASTILLO, E.M. et al. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). **Applied Geography**, v. 62, p. 247-255, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.002>

CASTRO, C.N. **Gestão das Águas: experiências internacional e brasileira**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012. Disponível em: <https://www.econstor.eu/handle/10419/91094>

CEMIN, G.; DUCATI, J.R. Análise temporal das mudanças na paisagem de mata atlântica do município de Caxias do Sul-RS. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 67, v. 7, p. 1479-1493, 2015. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/download/49193/26223>

CHI, Y. et al. Evaluating landscape ecological sensitivity of an estuarine island based on landscape pattern across temporal and spatial scales. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 221-237, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.012>

CHIARAVALLLOTI, R.M. et al. Efeitos da expansão da cana de açúcar no sudeste do Mato Grosso do Sul e possíveis caminhos para uma agenda sustentável. **Sustainability in Debate**, n. 5, v. 1, p. 117-135, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/index>

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Ed. Blucher, 1999.

COLLI, G.R. et al. A fragmentação dos ecossistemas e a diversidade brasileira: Uma síntese. In: RAMBALI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 316 – 324.

COLLOT, M. Pontos de Vista sobre a Percepção das Paisagens. **Boletim de Geografia Teórica**, Rio Claro, v. 20, n. 39, p. 21-32, 1990.

COSTA, I.C.N.P. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de Geografia**, v. 38, n. 1, p. 91-105, 2020. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v38i1.43257>

CORRAL, A.; MENDES VALÉRIO, L. Efeito do tamanho e distância de fragmentos florestais urbanos na composição de aves no perímetro urbano de Campo Grande-MS. **Atualidades Ornitológicas**, n. 210, p. 33, 2019. Disponível em: <https://openurl.ebsco.com/EPDB%3Agcd%3A4%3A10974980/detailv2?sid=ebsco%3Aplink%3Ascholar&id=ebsco%3Agcd%3A139404847&crl=c>

CRÓSTA, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. UNICAMP/Instituto de Geociências, 1999.

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, 2021. 10.17271/1980082717120212704.

DADASHPOOR, H.; AZIZI, P.; MOGHADASI, M. Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 707-719, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.267>

EL-GHANY, N.M.A.; EL-AZIZ, S.E.A.; MAREI, S.S. A review: application of remote sensing as a promising strategy for insect pests and disease management.

Environmental Science and Pollution Research, v. 27, p. 33503-33515, 2020.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-09517-2>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, Serviço de Produção de Informação, 1999. 412p.

ESTOQUE, R.C.; MURAYAMA, Y. Quantifying landscape pattern and ecosystem service value changes in four rapidly urbanizing hill stations of Southeast Asia. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1481-1507, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0341-6>

FAGUNDES, W.S.; ALEXANDRINI JÚNIOR, M.J. Evolução das técnicas de classificação de imagens do sensoriamento remoto utilizadas na produção científica brasileira. **Geociências**, v. 41, n. 3, p. 593-604, 2022.
<https://doi.org/10.5016/geociencias.v41i03.16209>

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FERNANDES, M.M.; FERNANDES, M.R.M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá-RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 1429-1439, 2017.
<https://doi.org/10.5902/1980509830330>

FERNANDES, M.M. et al. Fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil. **Ciência Florestal**, n. 32, p. 1227-1246, 2022.
<https://doi.org/10.5902/1980509845253>

FLORENZANO, T.G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 97. 2002.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
[10.4257/oeco.2007.1104.03](https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.03)

FORMAN, R.T.T.; GORDON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wilwy e Sons, 619 p. 1989.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics. The ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University Press, 1995, 632p.

FRAGOSO, R.D.O.; CARPANEZZI, A.A.; KOEHLER, H.S.; ZUFFELLATO-RIBAS, K.C. Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**, 27, 1451-1464, 2017.
<https://doi.org/10.5902/1980509830331>

FRANCH-PARDO, I. et al. The Role of geographical landscape studies for sustainable territorial planning. **Sustainability**, v. 9, n.11, p. 2123, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9112123>

FRANÇA, L.C.J. et al. Ecologia de paisagens aplicada ao ordenamento territorial e gestão florestal: procedimento metodológicos. **Nativa**, v. 7, n. 5, p. 613-620, 2019. [10.31413/nativa.v7i5.7363](https://doi.org/10.31413/nativa.v7i5.7363)

GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I.G. **The Atlantic Forest of South América: biodiversity status, threats, and outlook: Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International State of the Hotspots series**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 488 p.

GIMENEZ, A.R. et al. O aumento da produtividade e a busca pela excelência na produção do etanol brasileiro: uma história de sucesso. **Research, Society and Development**, n. 7, v. 2, e1472195-e1472195, 2018. <https://doi.org/10.17648/rsd-v7i2.270>

GUARENGHI, M.M. **Avaliação dos potenciais impactos da expansão canieira sobre a conectividade da paisagem**. 2018. 142 f. Tese (Doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 2018. <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2018.1048973>

GONTIJO, G.A.B. et al. Análise do atendimento ao Código Florestal e a regularização ambiental por unidades de bacias hidrográficas. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 1538-1550, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509818102>

HABEL, J.C. et al. Final countdown for biodiversity hotspots. **Conservation Letters**, v. 12, n. 6, p. e12668, 2019.

HAMADA, E.H.; GONÇALVES, R.R.V.G. **Introdução ao Geoprocessamento: princípios básicos e aplicação**. EMBRAPA Meio Ambiente, 2007.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE. 2012.

JACOBI, P.R.; CIBIM, J.; LEÃO, R.D.S. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos Avançados**, v. 29, p. 27-42, 2019. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200003>

JAEGER, J.A.G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. **Landscape ecology**, v. 15, p. 115-130, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>

JESUS, E.N. **Ecologia de paisagem como subsídio à recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP)**. 2018. 215 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Sergipe, São Cristóvão – SE. 2018. Disponível em: <http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/8248>

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**, n. 18, p. 353-364, 2011. <https://doi.org/10.4322/loram.2011.055>

KAR, R. et al. Monitoring spatio-temporal dynamics of urban and peri-urban landscape using remote sensing and GIS - a case study from Central Índia. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 21, n. 3. p. 401-411, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2017.12.006>

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451 2009. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>

LIMA, B.A.A.; LIBÓRIO, M.P.; HADAD, R.M. Análise Espaço-Temporal do crescimento de macrófitas e sua aplicação no monitoramento da qualidade da água. **Revista Ra'eGa**. Curitiba, v.45, n. 1. p. 45 -57, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v17i0.16135>

LINS-E-SILVA, A.C.B.; FERREIRA, P.S.M.; RODAL, M.J.N. The north-eastern Atlantic Forest: biogeographical, historical, and current aspects in the sugarcane zone. In: MARQUES, M.C.M.; GRELE, C.E.V. (Eds.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Springer, Cham, 2021. p. 45-61.

LONGLEY, P.A. et al. **Sistemas e ciência da informação geográfica**. Bookman Editora. 2009.

MA, L. et al. Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 152, p. 166-177, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.04.015>

MACGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. v. 351. 122 p.

MARCHESAN, J. **Análise espacial da fragmentação florestal em áreas do bioma mata atlântica utilizando linguagem R**. 2017. 121 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS. 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/12858>

MAXIMIANO, L. A. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 8, 2004. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v8i0.3391>

MCKEAGUE, P. Water and the Environment-Development Issues for the 21st Century. *Envtl. Pol'y & L.*, v. 22, p. 16, 1992. Disponível em: <https://heinonline.org/HOL/LandingPage?handle=hein.journals/envpola22&div=7&id=&page=>

MEASHO, S. et al. Spatio-temporal analysis of vegetation dynamics as a response to climate variability and drought patterns in the Semiarid Region, Eritrea. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 724, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11060724>

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and urban planning**, v. 37, n. 1-2, p. 29-35, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(96\)00367-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00367-2)

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**. v. 1, n. 1, p. 9, 2001. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologia de aplicações**. UFV. Viçosa, MG, 2005.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape Ecology – Theory and Application**. Springer – Verlag, New York, 360 p. 1984.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape ecology: theory and applications**. In: Spring-Verlag, New York, 1994.

NUCCI, J. C. Origem e desenvolvimento da ecologia e da ecologia da paisagem. **Revista Geografar**, v. 2, n. 1, 2007. <http://dx.doi.org/10.5380/geografar.v2i1.7722>

PANDE, C.B.; MOHARIR, K.N.; KHADRI, S.F.R. Assessment of land-use and land-cover changes in Pangari watershed area (MS), India, based on the remote sensing and GIS techniques. **Applied Water Science**, v. 11, n. 96, p. 1-12, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-021-01425-1>

PANIZZA, A.C.; FONSECA, F.P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, n. 30, p. 30-43, 2011. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2011.74230>

PAVÃO, B.B.M.; NASCIMENTO, E.P. Crise hídrica como unidade analítica sobre a regulação das águas brasileiras. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, p. 1-20, 2020. Disponível em: <https://repositorio.fgv.br/items/3b431e6b-cca6-4e09-9170-4d6180a8afb7>

PFAFSTETTER, O. **Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação**. Unpublished Technical Report (in Portuguese). Departamento Nacional de Obras de Saneamento. Rio de Janeiro: DNOS, 1989. 19 p.

PIFFER, P.R. et al. Ephemeral forest regeneration limits carbon sequestration potential in the Brazilian Atlantic Forest. **Global Change Biology**, v. 28, n. 2, p. 630-643, 2021. <https://doi.org/10.1111/gcb.15944>

PINHEIRO, J.A.C. et al. Processos hidrológicos na bacia hidrográfica do Córrego Zerede em Timóteo - MG. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 1658-1671, 2019. <https://doi.org/10.5902/198050984677>

PIROVANI, D.B. **Fragmentação florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES**. 2010. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre. 2010. Disponível em: <https://repositorio.ifes.edu.br/handle/123456789/2090>

PIROVANI, D.B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, p. 271-281, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16512>

PORTO, M.F.A.; PORTO, R.L.L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200004>

PORTELA, B.M. et al. Análise da vulnerabilidade à inundação na Bacia Hidrográfica do rio Sirinhaém, utilizando o Método de Análise Hierárquica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1247-1262, 2023. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.3.p1247-1262>

PRICOPE, N.G.; MAPES, K.L.; WOODWARD, K.D. Remote sensing of human–environment interactions in global change research: A review of advances, challenges and future directions. **Remote Sensing**, v. 11, n. 23, p. 2783, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11232783>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria., 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

REINERMANN, S. et al. The effect of droughts on vegetation condition in Germany: an analysis based on two decades of satellite earth observation time series and crop yield statistics. **Remote Sensing**, v.11, n.15, p. 1783, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11151783>

REZENDE, C.L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

ROSS, J.L.S. **Ecogeografia do Brasil: subsídios para Planejamento Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

RUBERT, O.A.V. **Codificação automática de regiões hidrográficas utilizando Sistemas de Informações Geográficas**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa–MG. 2000.

RUDOLPHO, L.S. **Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro**. 2020. 308 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC. 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/220438>

SABINS-JUNIOR, F.F.; ELLIS, J.M. **Remote Sensing: Principles, Interpretation, and Applications**, Waveland Press Inc., Illinois, 2020, 4 ed.

SARMIENTO-MATEOS, P. et al. Designing protected areas for social–ecological sustainability: Effectiveness of management guidelines for preserving cultural landscapes. **Sustainability**, v. 11, n. 10, p. 2871, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11102871>

SILVA, M.A.R. Economia dos recursos naturais. In: MAY, P.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. (Orgs.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Editora Campus, 2003.

SILVA, M.S.F.; SOUZA, R.M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na FLONA do Ibura–Sergipe. **Mercator**, v. 13, p. 121-137, 2014. <https://doi.org/10.4215/RM2014.1303.0009>

SILVA, F.L. **Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o manejo**. 2018. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos – SP. 2018. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-23032018-105015/pt-br.php>

SILVA, F.L. et al. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1626-1653, 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1626-1653>

SIQUEIRA, M.N; CASTRO, S.S; FARIA, K.M.S. Geografia e Ecologia da Paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & natureza**, v. 25, p. 557-566, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000300009>

SOARES, D.R.; SAIS, A.C.; OLIVEIRA, R.E. Análise da estrutura espacial da paisagem a partir da proposição de cenários de restauração florestal em uma microbacia hidrográfica na amazônia mato-grossense. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 40, n. 01, p. 1-23, 2020. 10.5216/BGG.v40.63175

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L.S.C.A.; OLIVEIRA, R.R.. The Atlantic Forest ecological history: From pre-colonial times to the Anthropocene. In: MARQUES, M.C.M.; GRELE, C.E.V. **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 25-44, 2021.

SOS Mata Atlântica - **Relatório anual 2019**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wpcontent/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>. Acessado em: 24/03/2023.

SOUZA, C.; AZEVEDO, T. **Map Biomas General Handbook**. MapBiomas: São Paulo, Brazil, p. 1–23, 2017.

SOUZA, A.P.S. **Sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados ao mapeamento dos manguezais na região do baixo sul da Bahia**. 2019. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciência da Terra e do Ambiente). Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana - BA. 75 f. 2019. Disponível em: <http://tede2.uefs.br:8080/handle/tede/885>

SUN, Z.; LOTZ, T.; CHANG, N.-B. Assessing the long-term effects of land use changes on runoff patterns and food production in a large lake watershed with policy implications. **Journal of Environmental Management**, n. 204, p. 92–101, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.043>

TABARELLI, M.; SANTOS, A.M.M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: PÔRTO, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 324.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

TAMBOSI, L.R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>

TEODORO, V.L.I. et al. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236>

THIAGO, C.R.L.; MAGALHÃES, I.A.L.; SANTOS, A.R. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 595-612, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.2.p595-612>

TOTH, C; JÓZKÓW, G. Remote sensing platforms and sensors: a survey. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 115, p. 22-36, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.10.004>

TUCCI, C.E.M. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.4). 1997.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 7-16, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200002>

URBAN, D.L.; SHUGART, H.H. J. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNER, M.L., MORRISSON, M.L. & RALPH, C.J. (Ed.). **Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison: The University of Wisconsin Press, 1986. p. 273-279.

WILLIS, K.S. Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. **Biological Conservation**, v. 182, p. 233-242, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.006>

WOODCOCK, C.E. et al. Transitioning from change detection to monitoring with remote sensing: a paradigm shift. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, p. 111558, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111558>

ZANELLA, L. **Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos de simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira do Estado de Minas Gerais**. 2011. 117 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/631>.