



**USO E COBERTURA DA TERRA NA MICROBACIA COSTEIRA
DO RIO CUINARANA, PARÁ, BRASIL (1984–2024):
CONTRIBUIÇÕES DA GEOMORFOLOGIA PARA A GESTÃO
AMBIENTAL**

*LAND USE AND LAND COVER IN THE COASTAL WATERSHED OF THE
CUINARANA RIVER, PARÁ, BRAZIL (1984–2024): CONTRIBUTIONS OF
GEOMORPHOLOGY TO ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*

*USO Y COBERTURA DE LA TIERRA EN LA MICROCUENCA COSTERA DEL
RÍO CUINARANA, PARÁ, BRASIL (1984–2024): CONTRIBUCIONES DE LA
GEOMORFOLOGÍA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL*

Kayque da Silva Dias¹

¹Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEO/UFGA), e-mail:

kayquedias093@gmail.com
 <https://orcid.org/0009-0007-9807-5121>

Raquel Cardoso de Araujo²

² Geógrafa e Pesquisadora Bolsista da Fundação para o Desenvolvimento da Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado do Rio Grande do Norte - FUNCITERN/Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente - IDEMA, e-mail: raquelcdr909@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0002-6990-1021>

Lucas Figueiredo Soares³

³ Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEO/UFGA), e-mail:

lucasfigueiredosoares@gmail.com
 <https://orcid.org/0000-0002-6035-4703>

Davi Rodrigues Rabelo⁴

⁴ Professor adjunto da Universidade Estadual do Ceará, e-mail: rodrigues.rabelo@uece.br

 <https://orcid.org/0000-0002-5449-6326>

Eder Mileno Silva de Paula⁵

⁵ Professor da Faculdade de Geografia e Cartografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia, e-mail: edermileno@ufpa.br

 <https://orcid.org/0000-0002-6895-2126>



RESUMO

A Amazônia é um palco de intensas transformações na paisagem, especialmente em sua zona costeira, que abriga elevada biodiversidade e desempenha papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos. Este estudo analisa a evolução espaço-temporal do uso da terra na microbacia costeira do Rio Cuinarana (PA), no período de 1984 a 2024. Para isso, foram aplicadas técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento no Google Earth Engine, com utilização de dados orbitais e classificação supervisionada. Os índices espectrais foram calculados com base na literatura e empregados como variáveis auxiliares no treinamento do classificador. Os resultados evidenciam mudanças expressivas no uso da terra, com redução de áreas florestais e expansão de áreas antrópicas ao longo do período. Essas transformações indicam intensificação das pressões sobre a paisagem, comprometendo a dinâmica ambiental local. Conclui-se que a integração de dados multitemporais é fundamental para subsidiar o planejamento territorial e a gestão sustentável dos recursos naturais.

Palavras-chave: Classificação supervisionada. Dinâmica da paisagem. Zona costeira. Amazônia paraense. Ambiente flúvio-marinho.

ABSTRACT

The Amazon is a stage of intense landscape transformations, especially in its coastal zone, which hosts high biodiversity and plays a fundamental role in maintaining ecosystem services. This study analyzes the spatiotemporal evolution of land use in the coastal microbasin of the Cuinarana River (PA), from 1984 to 2024. Remote sensing and geoprocessing techniques were applied using the Google Earth Engine, based on orbital data and supervised classification. Spectral indices were calculated based on the literature and used as auxiliary variables in training the classifier. The results reveal significant changes in land use, with a reduction in forested areas and expansion of anthropogenic areas over time. These transformations indicate increasing pressure on the landscape, compromising local environmental dynamics. It is concluded that the integration of multitemporal data is essential to support territorial planning and the sustainable management of natural resources.

Keywords: Supervised classification. Landscape dynamics. Coastal zone. Pará Amazon. Fluvio-marine environment.

RESUMEN

La Amazonía es un escenario de intensas transformaciones del paisaje, especialmente en su zona costera, que alberga una alta biodiversidad y desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Este estudio analiza la evolución espacio-temporal del uso de la tierra en la microcuenca costera del río Cuinarana (PA), entre 1984 y 2024. Se aplicaron técnicas de teledetección y geoprocésamiento utilizando el Google Earth Engine, a partir de datos orbitales y clasificación supervisada. Los índices espectrales fueron calculados con base en la literatura y empleados como variables auxiliares en el entrenamiento del clasificador. Los resultados evidencian cambios significativos en el uso de la tierra, con reducción de áreas forestales y expansión de áreas antrópicas a lo largo del período. Estas transformaciones indican una intensificación de las presiones sobre el paisaje, comprometiendo la dinámica ambiental local. Se concluye que la integración de datos multitemporales es fundamental para apoyar la planificación territorial y la gestión sostenible de los recursos naturales.

Palabras clave: Clasificación supervisada. Dinámica del paisaje. Zona costera. Amazonía paraense. Ambiente fluvio-marino.

INTRODUÇÃO

Uma das principais consequências das ações antrópicas direcionadas ao uso inadequado da terra em áreas de vegetação é o processo de fragmentação florestal, caracterizado pela ruptura das unidades de paisagem e formação de pequenos fragmentos florestais isolados, onde antes existia uma área de cobertura vegetal contínua. Os impactos decorrentes dessa ruptura envolvem a formação de paisagens com pouca diversidade de habitats, presença de fragmentos isolados geograficamente e de dimensões reduzidas, somados aos aumentos nos efeitos de borda, alterações nas interações ecológicas das espécies, aumento das relações de predação e competição e perda de micro-habitats (Pirovani *et al.*, 2014). Esse fenômeno leva à separação de habitats e provoca o isolamento entre as espécies, contribuindo significativamente para a perda de biodiversidade e, em muitos casos, para a extinção das espécies (Laurance; Bierregaard, 2001). Essas atividades degradam o meio ambiente ao remover a cobertura florestal e expor o solo aos efeitos diretos dos ventos, chuvas torrenciais e radiação solar, resultando em reduções na capacidade produtiva do solo e perda de biodiversidade nos ecossistemas (Rabelo, 2017; Soares *et al.*, 2025).

As bacias hidrográficas, por sua vez, desempenham um papel importante na manutenção dos ciclos hidrológicos e na conservação da biodiversidade (Tucci, 2007).

No entanto, a fragmentação das áreas florestais dentro dessas bacias intensifica os processos de degradação ambiental, afetando diretamente a qualidade da água, os regimes de escoamento e a integridade dos ecossistemas fluviais (Silva, Rylands & Fonseca, 2005). Globalmente, esses processos têm sido agravados por práticas insustentáveis de uso do solo, que, além de fragmentar as paisagens, pressionam os recursos naturais, principalmente em regiões de alta biodiversidade, como a Amazônia Paraense (Peres; Palacios, 2007).

Adicionalmente à biodiversidade, os múltiplos usos das bacias hidrográficas, como o abastecimento de água, a irrigação agrícola e a geração de energia, adicionam complexidade à gestão dessas áreas (Fearnside, 2016). O manejo inadequado e a intensificação dessas atividades causam consequências ambientais significativas, como erosão do solo, assoreamento dos rios e redução da capacidade de suporte das bacias (Santos, 2011). Com isso, a análise das transformações na paisagem e nos usos do solo, especialmente em regiões como a microbacia do Rio Cuinarana, é fundamental para promover a gestão ambiental sustentável e mitigação dos impactos ocasionados pela fragmentação florestal e da perda de biodiversidade (Laurance; Bierregaard, 2001).

De acordo com Foley *et al.* (2005) e Lambin *et al.* (2003), a relação entre o uso e cobertura da terra é fundamental para entender as trocas de energia entre a superfície e a atmosfera, afetando tanto escalas locais quanto regionais. Nesse sentido, as mudanças no uso e na cobertura da terra, contribuem para a perda de biodiversidade, modificam o albedo terrestre, a composição da atmosfera e os ciclos biogeoquímicos, influenciando diretamente o clima e o balanço energético global (Laurance *et al.*, 2011; Verburg *et al.*, 2009). As políticas públicas de conservação, como a criação de Unidades de Conservação (UCs), em especial as Reservas Extrativistas (REs), têm se mostrado eficazes na mitigação dos impactos do uso insustentável dos recursos naturais. No Brasil, as REs foram instituídas entre o final da década de 1980 e o início da década de 1990, com o objetivo de conciliar a conservação ambiental com a regularização fundiária de terras ocupadas por populações tradicionais (Cunha, 2001). Nesse contexto, essas áreas protegidas apresentam potencial para conservar remanescentes florestais, proteger recursos hídricos e promover práticas de manejo sustentável, particularmente na Amazônia.

As REs foram estabelecidas em duas esferas institucionais: no âmbito do Plano Nacional de Reforma Agrária, por meio do Projeto de Assentamento Extrativista (PAE), conforme a Portaria Incra nº 627, de 30 de julho de 1987; e no âmbito da política ambiental nacional, posteriormente incorporada ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), com base na Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989, art. 9º, e no Decreto nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990, que regulamentou essas áreas como unidades de uso sustentável dos recursos naturais.

Segundo a Lei nº 9.985/2000 (Lei do SNUC), o Plano de Manejo (PM) é o documento técnico responsável por estabelecer o zoneamento, as normas de uso da área e a gestão dos recursos naturais em uma unidade de conservação, prevendo também a implantação das estruturas físicas necessárias à sua administração. Esse instrumento fornece uma base consistente para conciliar a conservação ambiental e o uso sustentável, especialmente em regiões de elevada vulnerabilidade socioambiental, como a Amazônia. Sob essa perspectiva, o PM constitui o principal instrumento de planejamento e gestão da unidade de conservação, pois define os usos permitidos e especifica onde e como eles podem ocorrer. Além disso, o documento explicita o propósito e a relevância da unidade,

estabelece seus Recursos e Valores Fundamentais (RVF), orienta ações de interpretação ambiental, avalia demandas de planejamento e identifica os atos legais e administrativos vigentes, contribuindo para uma gestão mais eficaz e bem informada.

Somadas aos fatores naturais, as atividades antrópicas, como a exploração de recursos naturais, a urbanização e a agricultura, intensificam os processos de degradação ambiental, resultando em perda de biodiversidade e alterações na morfologia do solo (França; Souza Filho, 2003). Essas pressões são relevantes para compreender a dinâmica e a evolução da paisagem da microbacia, uma vez que afetam diretamente a funcionalidade e a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela região costeira. Além disso, a ausência de uma gestão integrada e efetiva dos recursos naturais constitui outro fator preocupante. Embora o PNGC (1988) e o ZEECPA busquem promover o uso sustentável da região, a limitada articulação entre as políticas públicas e a realidade local tem dificultado a implementação de medidas de conservação e recuperação de áreas degradadas (França; Souza Filho, 2003). Dessa forma, a carência de planejamento territorial adequado compromete a mitigação dos impactos ambientais e a manutenção da biodiversidade.

A utilização de dados de satélite para o monitoramento da dinâmica de microbacias já foi aplicada com sucesso em estudos anteriores na região amazônica. França *et al.* (2006) e Souza Filho *et al.* (2012), por exemplo, utilizaram imagens Landsat para mapear mudanças morfológicas costeiras e identificar padrões de uso e cobertura do solo ao longo de décadas. Esses estudos, no entanto, enfrentam limitações relacionadas à baixa resolução temporal e à dificuldade de integrar dados em larga escala. A inovação do presente estudo está na aplicação do (Google Earth Engine GEE), que permite o processamento eficiente de grandes volumes de dados de satélite e a automação de tarefas de classificação, superando alguns dos desafios enfrentados por estudos anteriores, como a análise contínua e em alta resolução de séries temporais ambientais (Foody, 2002; Xue & Su 2017; Rabelo *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2024).

Este trabalho investiga a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na microbacia costeira do rio Cuinarana, situada no litoral nordeste do estado do Pará, em um contexto marcado pela intensificação das atividades antrópicas e pelas transformações da paisagem ao longo das últimas quatro décadas. O estudo busca identificar as principais mudanças ocorridas na organização da paisagem, discutindo suas implicações para a gestão ambiental e para a compreensão da dinâmica geomorfológica dos ambientes costeiros.

Para isso, foram empregadas técnicas de sensoriamento remoto, índices espectrais e classificação supervisionada, permitindo uma análise detalhada das transformações observadas. Os resultados contribuem para a identificação de padrões de alteração do uso e cobertura da terra, fornecendo subsídios para o planejamento territorial, a conservação dos recursos naturais e a gestão sustentável da microbacia. Além disso, a metodologia empregada pode ser replicada em diferentes escalas espaciais, contribuindo para o avanço dos estudos ambientais em áreas costeiras amazônicas.

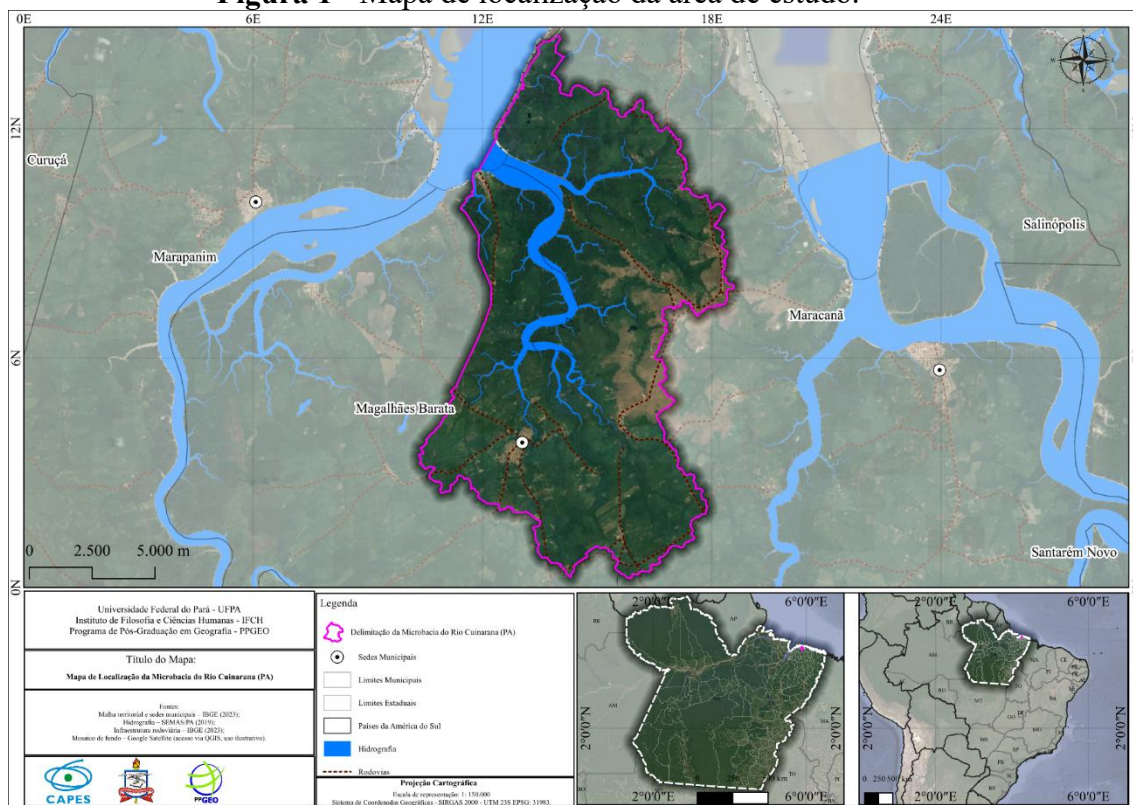
METODOLOGIA

Área de Estudo

A área de estudo está localizada no Brasil, especificamente no estado do Pará, na região imediata de Castanhal, sendo denominada na literatura regional como “microrregião do Salgado Paraense” (SEMAS, 2020).

O objeto de estudo está localizado sob as coordenadas de latitude: 0°38'34.24"S, longitude: 47°36'44.64"W, latitude: 0°50'0.45"S, longitude: 47°40'16.95"W, latitude: 0°50'59.62"S, longitude: 47°31'0.72"W, latitude: 0°39'59.30"S, longitude: 47°30'6.15"W. (Figura 1).

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: IBGE (2023), SEMAS/PA (2019), Google Satellite via QGIS (2026). **Organização:** Autores (2026). **Elaboração:** Kayque da Silva Dias (2026).

A microbacia do Rio Cuinarana, localizada no município de Magalhães Barata, nordeste do estado do Pará, apresenta características ambientais distintas que refletem a sua diversidade de ecossistemas. A rede hidrográfica da microbacia é composta pelos rios Cuinarana, Marapanim e Maracanã, que desempenham um papel crucial na drenagem e na dinâmica ecológica da região. O Rio Marapanim, por exemplo, atua como um limite natural entre os municípios de Magalhães Barata e Marapanim, enquanto o Rio Cuinarana deságua na bacia do Marapanim, integrando-se a essa vasta rede hidrográfica. Essas áreas são caracterizadas pela presença de solos diversificados, como Latossolos Amarelos, solos Hidromórficos e solos Aluviais, que influenciam diretamente a vegetação e a hidrodinâmica da região (ICMBIO, 2013; IDESP, 2011). A combinação desses solos cria um ambiente propício para o desenvolvimento de ecossistemas variados, reforçando a importância da microbacia no equilíbrio ambiental local (SILVA, 2019).

A vegetação predominante na microbacia é composta por Floresta Secundária Latifoliada, junto a extensas áreas de capoeiras e vegetação de várzea nas regiões aluviais. Nas proximidades da costa, há presença de manguezais, associados à dinâmica flúvio-marinha da região costeira paraense, conforme observado na Figura 2. Segundo o ICMBio (2013), essas áreas de vegetação são essenciais para a proteção da fauna e da flora locais, além de desempenharem papel importante na estabilização do solo e na mitigação de processos erosivos. As altitudes na microbacia variam entre 9 e 31 metros, e a região

abriga um grande número de nascentes que alimentam o sistema fluvial e contribuem para a regulação hidrológica. Esses elementos geomorfológicos e hidrológicos tornam a microbacia uma área de grande interesse para estudos de gestão ambiental e conservação dos recursos naturais (SILVA, 2019).

Figura 2 - Paisagem flúvio-marinha com presença de manguezal às margens do rio Cuinarana, Pará, Brasil.



Fonte: Acervo dos autores (2026); Elaboração: Lucas Figueiredo Soares (2026).

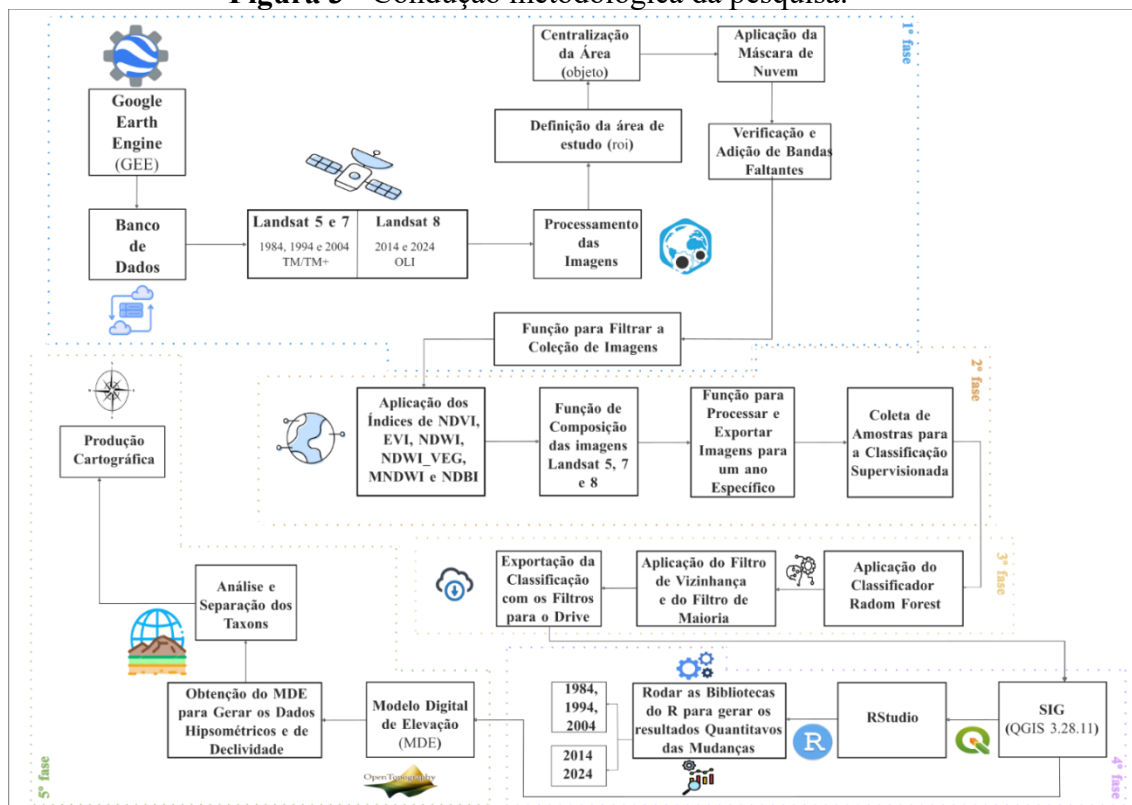
A Figura 2 ilustra um trecho do rio Cuinarana caracterizado por ambiente flúvio-marinho, com presença de vegetação de manguezal ao longo das margens. Observa-se o desenvolvimento de manguezais arbóreos em substrato lamoso, evidenciando a influência direta das dinâmicas de maré e da sedimentação estuarina. A exposição do solo na zona de entremarés, associada à presença de raízes aéreas, indica adaptação das espécies às condições de inundação periódica e baixa oxigenação do solo.

Esse ambiente desempenha papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos, atuando na proteção das margens contra processos erosivos, na retenção de sedimentos e no suporte à biodiversidade local. No contexto da microbacia, a presença e a integridade desses sistemas refletem o equilíbrio entre processos naturais e pressões antrópicas, sendo particularmente sensíveis às mudanças no uso e cobertura da terra identificadas ao longo da análise multitemporal.

Procedimento metodológico

A condução metodológica desta pesquisa está descrita na figura 3. Em vista disso, o fluxograma apresentado ilustra um processo metodológico que se desdobra em cinco fases principais, cada uma desempenhando um papel crucial no desenvolvimento desta pesquisa.

Figura 3 - Condução metodológica da pesquisa.



Fonte: Autores (2026). **Elaboração:** Kayque da Silva Dias (2026).

A primeira fase é dedicada à coleta de dados, onde imagens de satélite são obtidas do banco de dados do GEE para a área de estudo, seguida da aplicação de máscaras de nuvens e tratamento dessas imagens. Em seguida, os dados coletados passam por uma preparação meticulosa, incluindo correções radiométricas e atmosféricas, assegurando que as imagens estejam devidamente ajustadas e prontas para serem submetidas a processos mais complexos.

Na fase seguinte, os índices utilizados são adicionados e incorporados às imagens, permitindo a composição colorida em RGB, bem como da exportação e coleta das amostras para as etapas de classificação supervisionada. A terceira fase foca nas etapas de classificação, incluindo a aplicação de filtros e do classificador.

A quarta fase concentra-se no uso do QGIS (3.34.15) e do *RStudio* (4.4.3), sendo crucial para a exploração e manipulação dos resultados obtidos no GEE. É aqui que se desenvolvem os primeiros mapas de Uso e Cobertura, gráficos, tabelase a obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE). Finalmente, a quinta fase dedica-se à hipsometria e declividade, juntamente da análise e separação dos táxons para o mapeamento geomorfológico. Nesta última etapa, toda a produção cartográfica é realizada, consolidando os resultados da pesquisa.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) SRTM, com resolução espacial de 30m, foi obtido através do *plugin Opentopography DEM Downloader*, desenvolvido por Win,

(2023), via QGIS. Este modelo de SRTM, desenvolvido pela NASA, foi usado para extrair parâmetros geomorfológicos, como declividade, hipsometria e orientação das vertentes, para auxiliar na identificação da geomorfologia da região. Por fim, foram utilizados dados do TOPODATA, incluindo curvatura horizontal, curvatura vertical, forma do terreno, divisores e talvegues.

Google Earth Engine (GEE)

Utilizando a infraestrutura de computação em nuvem do Google, o GEE permite o processamento e análise de grandes volumes de dados geoespaciais de forma rápida e eficiente. Ele fornece acesso a um acervo extenso de dados de satélite provenientes da *United States Geological Survey* (USGS), incluindo séries temporais históricas e dados em ‘tempo real’, o que fez com que essa pesquisasse tornasse possível. Em suma, no que essa pesquisa se centra, buscou-se no GEE processar imagens de satélite do *Landsat 5*, *7* e *8* com o objetivo de analisar as mudanças na superfície terrestre na região da microbacia entre os anos de 1984, 1994, 2004, 2014 e 2024.

Para garantir a qualidade das imagens utilizadas, foi aplicado um filtro de nuvens detalhado. Esse processo envolveu a utilização da banda *QA_PIXEL*, que codifica a qualidade de cada pixel, indicando a presença de nuvens, sombras de nuvens, neve e outros artefatos atmosféricos. A função de máscara aplicada no GEE utilizou uma operação bitwiseAnd sobre essa banda, focando nos seis bits específicos que indicam a condição do pixel. Esses bits foram representados pelo valor binário 111111, que corresponde ao valor decimal 63. A operação bitwiseAnd foi então utilizada para extrair esses bits e identificar os pixels que estavam livres de interferências atmosféricas, mantendo apenas aqueles com qualidade suficiente para análise.

Dessa forma, a banda *QA_RADSAT* foi empregada para detectar e remover pixels que apresentavam saturação radiométrica, assegurando que apenas dados de alta qualidade fossem considerados. A condição *.eq(0)* foi aplicada para garantir que somente os pixels não saturados fossem utilizados.

Após a aplicação das máscaras de qualidade, as bandas ópticas (*SR_B.*) das imagens foram ajustadas para refletância de superfície. Esse ajuste foi realizado multiplicando os valores dos pixels por um fator de escala de 0,0000275 e adicionando um offset de -0,2. Este ajuste é essencial para garantir a consistência dos dados ao longo do tempo, permitindo comparações precisas entre diferentes períodos.

As bandas termais (*ST_B.*) também foram ajustadas para converter os valores dos pixels em temperatura de superfície. Essa conversão foi feita multiplicando os valores dos pixels por 0,00341802 e, em seguida, adicionando 149,0, permitindo a interpretação precisa das variações de temperatura ao longo dos anos.

Com as máscaras de qualidade aplicadas e os valores das bandas ajustados, as imagens foram filtradas de forma a garantir que fossem de alta qualidade e com a menor cobertura de nuvens possível. Esse processo assegura que as observações realizadas sobre as mudanças na superfície terrestre ao longo do tempo sejam precisas e não comprometidas por interferências atmosféricas.

A sistemática do código no GEE visava aplicar a metodologia de classificação supervisionada da MLRC, embasando-se nos índices de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Aprimorado (EVI), Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI), Índice de Diferença Normalizada da Água Modificado (MNDWI) e o Índice de Diferença Normalizada da Construção (NDBI). Após todo o trabalho de obtenção das imagens orbitais e adição dos índices, as etapas seguintes foram de: 'coleta de amostras'; aplicação do algoritmo *Random Forest* (RF)

(Breiman, 2001); aplicação dos filtros de vizinhança usando (*kernel.manhattan*) e do filtro de maioria usando (*majority.filter*) e, por fim, o resultado da classificação e os metadados das imagens utilizadas foram exportados para o *Google Drive*. Essas imagens já estão ortorretificadas, corrigidas geometricamente e registradas no sistema de coordenadas *Universal Transverse Mercator* (UTM) Zona 23S (EPSG:31983). As informações contidas nos metadados foram esboçadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Informações das imagens utilizadas.

Quantidade de Imagens Utilizadas	Satélite	Sensor	Órbita Ponto	Data de Aquisição	Cobertura de Nuvem (%)	Hora (Pm)	Resolução Espacial (m)	Combinação de Bandas	Resolução Radiométrica
Landsat 5 (1984): 38 imagens	LANDSAT 5	TM	223060	25/06/1984	65%	12:51 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	28/08/1984	8%	12:52 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	13/09/1984	14%	12:52 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
Landsat 5 (1994): 29 imagens	LANDSAT 5	TM	223060	12/01/1994	85%	12:44 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	21/06/1994	10%	12:41 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	25/09/1994	25%	12:38 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
Landsat 5 (2004): 72 imagens	LANDSAT 5	TM	223060	08/01/2004	17%	1:01 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	12/03/2004	87%	1:01 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
	LANDSAT 5	TM	223060	29/04/2004	11%	1:02 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	8 bits
Landsat 8 (2014): 122 imagens	LANDSAT 8	OLI	223060	03/01/2014	18%	1:24 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits
	LANDSAT 8	OLI	223060	19/01/2014	33%	1:23 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits
	LANDSAT 8	OLI	223060	04/02/2014	58%	1:23 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits
Landsat 8 (2024): 43 imagens	LANDSAT 8	OLI	223060	15/01/2024	83%	1:22 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits
	LANDSAT 8	OLI	223060	31/01/2024	57%	1:22 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits
	LANDSAT 8	OLI	223060	16/02/2024	88%	1:22 PM	30x30	2, 3, 4, 5, 6, 7	16 bits

Fonte: USGS (2024); Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

Aplicação dos Índices

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), proposto por Rouse *et al.* (1974), foi utilizado para avaliar a densidade e o vigor da vegetação. O índice varia entre -1 e 1, sendo que valores mais elevados indicam maior densidade de vegetação. O NDVI é calculado conforme a Equação 1:

$$NDVI = \frac{\rho_5 - \rho_4}{\rho_5 + \rho_4} \quad (1)$$

onde:

ρ_4 = refletância na banda do vermelho;

onde:

ρ_4 é a refletância na banda do vermelho;

ρ_5 é a refletância na banda do infravermelho próximo.

Fonte: Adaptado de Rouse *et al.* (1974).

Quanto ao EVI, ele foi desenvolvido para combinar o SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*; Huete, 1988) e o ARVI (*Atmosphere Resistant Vegetation Index*; Kaufman e Tanré, 1992). O EVI é calculado conforme a Equação 2:

$$EVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + C1 \times \rho_{Red} - C2 \times \rho_{Blue} + L} \quad (2)$$

onde:

ρ_{NIR} é a a reflectância no infravermelho próximo (*Near-Infrared*);

ρ_{Red} é a reflectância no vermelho;

ρ_{Blue} é a reflectância no azul;

G é um fator de ganho (geralmente 2.5);

C1 e C2 são coeficientes de correção atmosférica (geralmente 6 e 7.5, respectivamente);

L é um fator de correção de fundo (geralmente 1).

Fonte: Adaptado de Huete *et al.* (1988).

O NDWI, desenvolvido por Gao (1996), é utilizado para medir o estresse hídrico da vegetação utilizando as bandas do infravermelho próximo e médio. O índice é calculado conforme a Equação 3:

(3)

$$NDWI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}}$$

onde:

ρ_{NIR} representa a reflectância no infravermelho próximo;

ρ_{SWIR} representa a reflectância no infravermelho médio (*Short-Wave Infrared*).

Fonte: Adaptado de Gao *et al.* (1996).

O MNDWI, desenvolvido por Xu (2006), é utilizado para melhorar a detecção de áreas de água em ambientes urbanos, utilizando as bandas do infravermelho médio e do verde. O índice é calculado conforme a Equação 4:

(4)

$$MNDWI = \frac{\rho_{GREEN} - \rho_{SWIR}}{\rho_{GREEN} + \rho_{SWIR}}$$

onde:

ρ_{GREEN} é a reflectância na banda do verde;

ρ_{SWIR} é a reflectância na banda do infravermelho médio.

Fonte: Adaptado de Xu (2006).

Por fim, o NDBI desenvolvido por Zha *et al.* (2003), é utilizado para identificar áreas urbanizadas, utilizando as bandas do infravermelho médio e do infravermelho próximo.

O NDBI é eficaz na distinção de áreas construídas devido à maior reflectância dessas superfícies na banda do infravermelho médio em comparação com a banda do infravermelho próximo. Ele é calculado a partir da equação 5:

(5)

$$NDBI = \frac{\rho_{SWIR} - \rho_{NIR}}{\rho_{SWIR} + \rho_{NIR}}$$

onde:

ρ_{SWIR} é a reflectância na banda do infravermelho médio;

ρ_{NIR} é a reflectância na banda do infravermelho próximo.

Fonte: Adaptado de Zha *et al.* (2003).

Para cada ano analisado (1984, 1994, 2004, 2014 e 2024), a matriz de confusão foi empregada como instrumento de avaliação do desempenho do modelo de classificação. Nessa estrutura, os valores dispostos na diagonal principal correspondem aos pixels corretamente classificados, representando os acertos do modelo para cada classe temática, enquanto os valores fora da diagonal evidenciam os erros de classificação e os padrões de confusão entre classes.

A análise dessas matrizes permite avaliar não apenas o desempenho global do classificador, mas também identificar dificuldades específicas na distinção entre classes com respostas espectrais semelhantes, especialmente em áreas de transição entre ambientes naturais e antrópicos.

A partir das matrizes de confusão, foram derivadas métricas de desempenho amplamente consolidadas na literatura, como a acurácia global (*overall accuracy*), que expressa a proporção de classificações corretas em relação ao total de amostras; a precisão (*precision*), que avalia a confiabilidade das classes mapeadas; o recall (*recall*), que indica a capacidade do modelo em identificar corretamente os elementos de cada classe; o *F1-score*, que sintetiza o equilíbrio entre precisão e recall; e o coeficiente *Kappa*, que mede o grau de concordância entre a classificação e os dados de referência, considerando o efeito do acaso.

Essas métricas possibilitam uma avaliação quantitativa consistente da qualidade das classificações geradas em cada período analisado, constituindo um elemento fundamental para assegurar a confiabilidade das análises espaciais e temporais subsequentes.

Dessa forma, a exatidão global (*Overall Accuracy*) corresponde à proporção total de classificações corretas em relação ao conjunto completo de amostras avaliadas na matriz de erro. As métricas e diretrizes de avaliação basearam-se nos fundamentos estabelecidos por Congalton (1991).

(6)

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^n M_{ii}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n M_{ij}}$$

M_{ii} representa os elementos da diagonal principal da matriz de confusão;

M_{ij} representa os elementos individuais da matriz, cuja somatória dupla totaliza o número geral de amostras avaliadas.

Fonte: Adaptado de Congalton (1991).

A precisão de uma classe corresponde à proporção de classificações corretas em relação ao total de pixels previstos para essa classe. As métricas utilizadas neste estudo foram baseadas em Salton *et al.* (1971).

(7)

$$Precisão = \frac{TP}{TP + FP}$$

TP número de verdadeiros positivos;

e

FP é o número de falsos positivos.

Fonte: Adaptado de Salton, *et al.* (1971).

O *recall*, ou sensibilidade, de uma classe é a proporção de classificações corretas para essa classe em relação ao total de pixels reais dessa classe.

(8)

$$Recall = \frac{TP}{TP + FN}$$

TP é o número de verdadeiros positivos;

FN é o número de falsos negativos.

Fonte: Adaptado de Salton, *et al.* (1971).

O *F1-score* é a média harmônica entre precisão e *recall* para cada classe.

(9)

$$F1 = \frac{2 \times Precisão \times Recall}{Precisão + Recall}$$

onde:

Precisão é a proporção de classificações corretas em relação ao total previsto para a classe;

Recall é a proporção de classificações corretas em relação ao total real existente da classe.

Fonte: Adaptado de Rijsbergen (1979).

O coeficiente Kappa mede o grau de concordância entre duas classificações, ajustando a concordância que ocorre por acaso. A fórmula é:

(10)

$$Kappa = \frac{p_o - p_e}{1 - p_e}$$

onde:

p_o é a proporção de concordância observada (a exatidão global);

e

p_e é a probabilidade de concordância esperada ao acaso.

Fonte: Adaptado de Cohen (1960).

(11)

$$Probabilidade = \frac{\sum_{i=1}^n M_{ii}}{N}$$

M_{ii} representa os elementos da diagonal principal da matriz de confusão;

N representa o número total de pixels/amostras;

e p_e (como mencionado na fórmula acima) é a acurácia esperada, que é a soma dos produtos das margens de cada classe dividida pelo quadrado do total de pixels:

(12)

$$p_e = \frac{\sum_{i=1}^n (M_{i+} \times M_{+i})}{N^2}$$

onde:

M_{i+} representa o total da linha da classe i ;

e

M_{+i} representa o total da coluna da classe i .

As equações apresentadas integram o mesmo arcabouço metodológico concebido pelo mesmo autor, Jacob Cohen (1960), estruturando de forma sistemática o cálculo do Coeficiente Kappa. Enquanto a primeira expressão define o índice mestre de concordância ajustada ao acaso, as equações subsequentes detalham as etapas analíticas que a compõem: a mensuração da proporção de concordância observada (*Probabilidade*) e o cálculo da probabilidade de concordância esperada ao acaso (p_e), unificando a avaliação estatística da precisão temática.

Processamento em SIG

A exportação da classificação supervisionada e os metadados das imagens utilizadas é realizada de maneira a converter o resultado da classificação para dentro da área de estudo com a função (.clip) e em seguida, exportá-las como arquivo tiff (.tiff) para o Google Drive. Após isso, esses dados foram manipulados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) com o intuito de remover possíveis ruídos na imagem ou 'pixels' sobressalentes.

No QGIS 3.28.11, os produtos obtidos do GEE, foram refinados para remover pixels soltos ou desnecessários utilizando a função 'crivo'. Em seguida, foram elaborados os mapas temáticos.

Posteriormente, com os produtos refinados, foi escrito um código no RStudio versão 4.4.1 para quantificar os resultados em metros quadrados e porcentagem.



Margarida Penteado - Revista de Geomorfologia. v.3 n.1, julho de 2026, p.1-31
<https://doi.org/10.66049/ISSN2966-2958.v3n1.2026.002>

Ainda no QGIS, foi realizado os cálculos de área em metros quadrados (m²); quilômetros quadrados (km²); hectares (hc) e perímetro. Esses cálculos, não só serviram para se ter noção das dimensões da área estudada, mas também para a realização do Coeficiente de Compacidade (Kc).

O Coeficiente de Compacidade é a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual a da bacia, dado pela seguinte equação:

(13)

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

onde:

Kc é o coeficiente de compacidade, *P* é o perímetro em km e *A* é a área da bacia em km².

Baseado no trabalho de Villela e Mattos (1975), o coeficiente de compacidade é um valor adimensional que depende da forma da bacia e não do seu tamanho. Bacias mais irregulares apresentam um coeficiente de compacidade mais elevado.

Santos, (2022), explica que quanto mais próximo de 1 for este coeficiente, mais a forma da bacia se aproxima de um círculo. No mesmo estudo, o autor descreve que:

1,00 – 1,25 - bacia com alta propensão a grandes enchentes;

1,25 – 1,50 - bacia com tendência mediana a grandes enchentes;

> 1,50 - bacia não sujeita a grandes enchentes.

No caso da MLRC, após os cálculos, comprovou-se que a mesma não se enquadra como suscetível à grandes enchentes (2,12).

Processamento no RStudio

Para quantificar as áreas de diferentes classes de uso e cobertura do solo e visualizar suas mudanças ao longo do tempo, utilizou-se um script no *RStudio* versão 4.4.1. O código começa com a preparação do ambiente, onde foram verificados e instalados os pacotes necessários, como 'terra', 'ggplot2' e 'networkD3'. Também garantimos que o PhantomJS esteja instalado para capturar gráficos *HTML* como imagens no ambiente do *Python/Jupyter Notebook*.

Em seguida, carregou-se os arquivos raster correspondentes aos anos de 1984, 1994, 2004, 2014 e 2024. Cada raster representa uma classificação de uso e cobertura do solo.

Definimos as classes de categoria, como "Corpo d'água Continental" e "Floresta Ombrófila" e as demais classes e suas cores associadas. Para calcular a área de cada classe em metros quadrados para todos os anos, utilizamos a frequência dos valores dos pixels e a resolução espacial dos rasters.

Para visualizar as transições das classes entre os diferentes anos, foram criados links que representam essas transições. Esses links são utilizados para gerar um gráfico *Sankey* (SCHMIDT, 2008), que ilustra visualmente as mudanças nas áreas das classes ao longo do tempo. O gráfico *Sankey* é salvo como um arquivo *HTML* e posteriormente convertido em PNG para facilitar a visualização e o compartilhamento (Figura 7).

Paralelamente ao gráfico de *Sankey*, de forma suplementar, foi gerado um gráfico de barras que mostra as áreas de cada classe para os diferentes anos. O gráfico de barras (Figura 5) é criado com barras centralizadas e a legenda ajustada, facilitando a comparação visual das áreas entre os anos. Este gráfico é salvo como uma imagem *PNG* e exibido no visualizador do *RStudio*.

Finalmente, os dados das áreas são salvos em um arquivo *CSV* para análises futuras. Este processo permite uma análise detalhada das mudanças no uso e cobertura do solo ao longo de várias décadas, fornecendo insights valiosos para estudos ambientais e planejamento territorial.

Processo da Classificação Supervisionada no GEE

A classificação supervisionada foi realizada no ambiente do *Google Earth Engine*, empregando o algoritmo *Random Forest* (RF), amplamente utilizado em estudos de sensoriamento remoto devido à sua robustez e capacidade de lidar com dados multivariados.

Inicialmente, para cada ano analisado, foram selecionadas e processadas imagens orbitais, a partir das quais se derivou um conjunto integrado de variáveis espectrais. Esse conjunto incluiu bandas ópticas (*SR_B1*, *SR_B2*, *SR_B3*, *SR_B4*, *SR_B5* e *SR_B7*) e índices espectrais

representativos das condições da superfície terrestre, como *NDVI*, *EVI*, *NDWI*, *NDWI_VEG*, *MNDWI* e *NDBI*, permitindo captar diferentes respostas da vegetação, umidade e áreas antrópicas.

A etapa seguinte consistiu na construção da base amostral, realizada a partir de regiões de interesse (ROI) representativas das classes temáticas definidas, incluindo corpos d'água, formações florestais, áreas urbanizadas, manguezais, pastagens, áreas agrícolas e capoeiras. As amostras foram extraídas por meio da função "*sampleRegions*", sendo posteriormente divididas em subconjuntos de treinamento (80%) e validação (20%), assegurando independência na avaliação do modelo.

O classificador foi então treinado utilizando o algoritmo *Random Forest*, implementado pela função "*ee.Classifier.smileRandomForest*", com 100 árvores de decisão. O treinamento considerou como variáveis preditoras as bandas espectrais e índices derivados, e como variável resposta a classe temática atribuída às amostras.

Após o treinamento, o modelo foi aplicado às imagens anuais, gerando mapas classificados por meio da função *classify*. Com o objetivo de reduzir ruídos e inconsistências espaciais, aplicou-se um filtro de maioria (majority filter) baseado em vizinhança do tipo Manhattan, com kernel de tamanho 1, promovendo maior coerência espacial entre os pixels classificados.

A avaliação da acurácia foi realizada a partir do conjunto independente de validação, por meio da geração da matriz de confusão (*confusion matrix*), a partir da qual foram derivadas métricas de desempenho, como acurácia global, índice *Kappa*, precisão, *Recall* e *F1-score*. Esse conjunto de métricas permitiu uma avaliação robusta da qualidade da classificação, evidenciando tanto o desempenho geral do modelo quanto sua capacidade de discriminar adequadamente as diferentes classes temáticas.

Os produtos resultantes da classificação, acompanhados de seus respectivos metadados, foram posteriormente exportados em formato *CSV* por meio da função "*Export.table.toDrive*". Esses dados foram integrados a ambiente de Sistema de Informação Geográfica, com destaque para o QGIS, onde foram realizados os procedimentos de organização, análise espacial e elaboração cartográfica dos mapas temáticos apresentados (Figura 4).

Análise Geomorfológica

No mapa geomorfológico, utilizou-se a metodologia de Diniz *et al.*, (2017) como base para a identificação das áreas taxonômicas, especificamente o 3º táxon (Subunidades Morfoesculturais). Estas subunidades compreendem conjuntos de relevos distintos em termos de modelos e texturas, subdivididos entre as unidades morfoestruturais. Para a classificação dos táxons, aplicou-se o modelo de Jurandyr Ross (1992), que define, em sua classificação, o 1º táxon como unidade morfoestrutural, representando bacias sedimentares que determinam um padrão específico de grandes formas do relevo; o 2º táxon como unidades morfoestruturais geradas pela ação climática ao longo do tempo geológico; o conceito do 3º táxon foi extraído do manual técnico de geomorfologia (2009), referindo-se à unidade geomorfológica, que é um compartimento do relevo e o 4º táxon como tipos de formas de relevo inerentes para cada Unidade de Padrão de Formas Semelhantes (Figura 8). Em suma, no 4º táxon, ocorreu o mapeamento morfométrico da bacia, com elaboração dos mapas de declividade, hipsometria e orientação das vertentes, com vistas a identificar os padrões de formas do relevo, embasando-se na metodologia proposta por Santos *et al.*, (2021), ao qual os autores propuseram a vetorização dos modelado por meio da análise dos mapas de declividade e hipsometria. Seguindo essa metodologia, para este mapeamento identificou-se para o 4º táxon os modelados de acumulação: Planície Fluvio-marinha - (Apfm); Terraço Fluvio-marinho - (Atfm) e de dissecação: Homogênea - D. As nomenclaturas são referentes ao Manual Técnico de Geomorfologia, IBGE (2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os padrões observados no mapa multitemporal de uso e cobertura da terra (Figura 4) devem ser interpretados à luz dos procedimentos metodológicos adotados no estudo. Os índices espectrais apresentaram variações consistentes ao longo da série temporal, refletindo as transformações na paisagem. De modo geral, valores mais elevados de NDVI e EVI estiveram associados às áreas de vegetação densa, enquanto valores reduzidos indicaram superfícies com menor cobertura vegetal ou áreas antrópicas.

O SAVI demonstrou maior sensibilidade em áreas com influência do solo exposto, contribuindo para a identificação de zonas de transição. Já o NDWI e o MNDWI apresentaram valores positivos relacionados à presença de água e umidade superficial, enquanto valores negativos estiveram associados a superfícies secas. O NDBI, por sua vez, apresentou maiores valores em áreas urbanizadas e com maior grau de antropização.

Esses produtos alimentaram o classificador Random Forest, treinado com amostras representativas das classes temáticas e posteriormente refinado por filtro de maioria, reduzindo ruídos espaciais e aumentando a coerência cartográfica dos mapas gerados.

À luz disso, a redução relativa da Floresta Ombrófila e a expansão de classes antrópicas, sobretudo pastagens, lavouras e áreas urbanizadas, são consistentes com a resposta espectral captada pelos índices aplicados. O NDVI e o EVI, ao representarem o vigor e a densidade da cobertura vegetal, permitem reconhecer a persistência de áreas florestais mais conservadas e, ao mesmo tempo, evidenciar a fragmentação progressiva da vegetação ao longo da série temporal. De modo complementar, o NDWI e o MNDWI favorecem a identificação de áreas úmidas, drenagens e variações associadas aos ambientes flúvio-marinhos, o que ajuda a interpretar a relativa estabilidade dos corpos d'água e as oscilações espaciais dos manguezais. Já o NDBI contribui para distinguir superfícies construídas e áreas mais intensamente antropizadas, reforçando a leitura da

expansão de núcleos de ocupação. Assim, os resultados cartográficos não expressam apenas mudanças visuais na paisagem, mas refletem diferenças biofísicas detectadas pelas equações espectrais empregadas no processamento das imagens, o que fortalece a consistência analítica da discussão dos resultados.

A fragmentação da cobertura florestal observada neste estudo também é amplamente discutida na literatura. Segundo Laurance (2002), a fragmentação não apenas reduz a área total de floresta, mas compromete sua conectividade ecológica, afetando processos como dispersão de espécies e fluxo gênico.

Nesse sentido, mesmo com a manutenção da Floresta Ombrófila como classe dominante na microbacia, os resultados indicam uma perda de integridade funcional da paisagem, corroborando a ideia de que a fragmentação pode ser tão impactante quanto a redução absoluta da cobertura vegetal.

Esse padrão de expansão de classes antrópicas, sobretudo pastagens e áreas agrícolas, também foi identificado em outros estudos realizados na Amazônia brasileira. Fearnside (2005) destaca que a conversão de áreas florestais em pastagens constitui um dos principais vetores de transformação da paisagem amazônica, estando associada à expansão da pecuária extensiva. De forma semelhante, estudos desenvolvidos na Amazônia Oriental indicam que a substituição progressiva da cobertura florestal por usos agropecuários intensifica a pressão sobre os ecossistemas naturais.

Embora esses resultados sejam consistentes com a literatura, observa-se que, na microbacia do rio Cuinarana, a persistência da cobertura florestal ainda é relativamente elevada quando comparada a outras regiões da Amazônia, o que pode estar associado à presença de áreas protegidas e a dinâmicas locais de uso do território.

No caso da microbacia do rio Cuinarana, os resultados obtidos corroboram essas tendências, evidenciando que a expansão de atividades produtivas segue um padrão regional mais amplo de reorganização do território, ainda que condicionado por especificidades locais, como a presença de áreas protegidas e ambientes flúvio-marinhos.

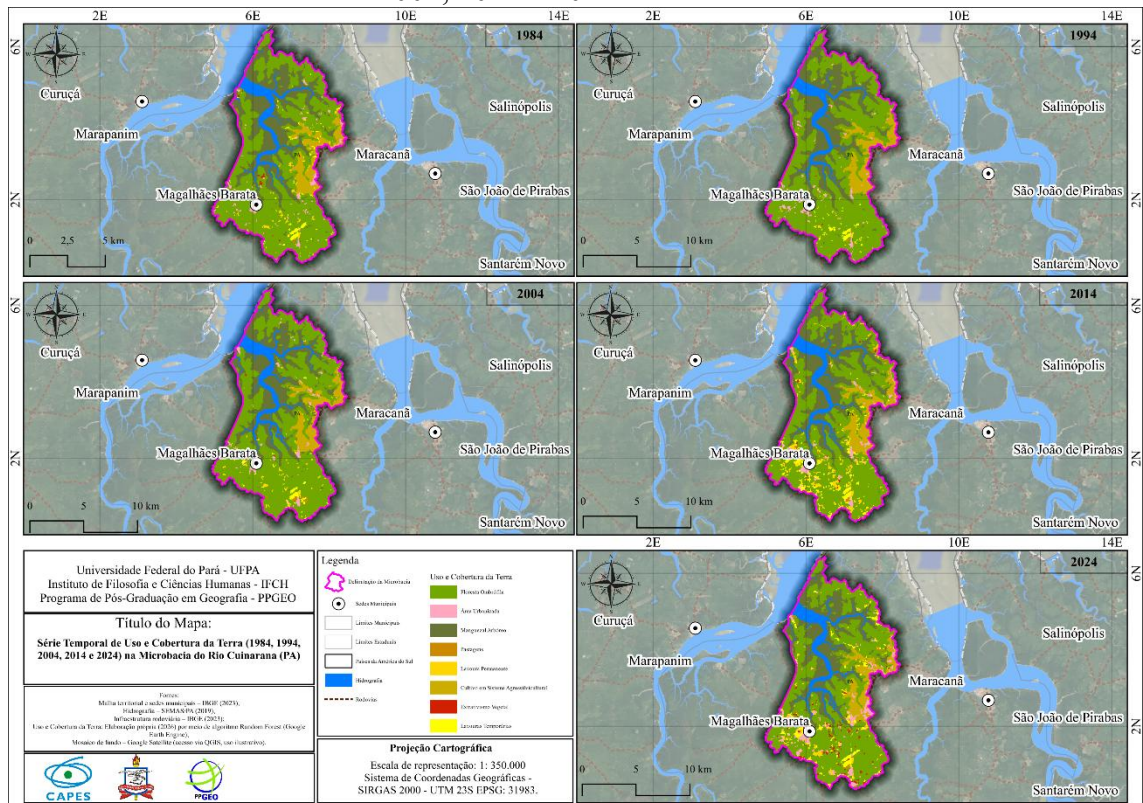
Além disso, a interpretação dos resultados foi sustentada pela matriz de confusão e pelas métricas de desempenho, como acurácia global, Kappa, precisão, recall e F1-score, que permitem avaliar a confiabilidade da classificação e identificar possíveis confusões entre classes com comportamento espectral semelhante, especialmente em zonas de transição entre coberturas naturais e usos antrópicos. Somada a isso, a matriz de transição mostrou que, embora a Floresta Ombrófila tenha mantido parte expressiva de sua área, ocorreram conversões relevantes para áreas urbanizadas, lavouras temporárias, lavouras permanentes, sistemas agrossilviculturais e extrativismo vegetal. Esse resultado confirma que a paisagem da microbacia passou por um processo contínuo de reorganização espacial, marcado pela persistência relativa de coberturas naturais, mas também por sua fragmentação e substituição gradual por usos de maior intensidade antrópica, sobretudo nas porções leste, sudeste e sul da área estudada.

Análise dos Uso da Terra e Cobertura Vegetal

A análise multitemporal do uso e cobertura da terra permitiu identificar alterações na configuração da paisagem da microbacia ao longo de quatro décadas. Conforme apresentado na Figura 4, observa-se a predominância de formações florestais e manguezais, associada à expansão gradual de áreas destinadas às atividades agropecuárias e ocupações antrópicas entre 1984 e 2024.

A dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na microbacia litorânea do rio Cuinarana é apresentada na Figura 4, evidenciando as principais transformações ocorridas entre os anos de 1984 e 2024.

Figura 4 - Mapa de mosaico de usos e coberturas do solo dos anos de 1984,1994, 2004, 2014 e 2024.



Fonte: IBGE (2023), SEMAS/PA (2019), Algoritmo Random Forest (Google Earth Engine), Google Satellite via QGIS (2026). Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

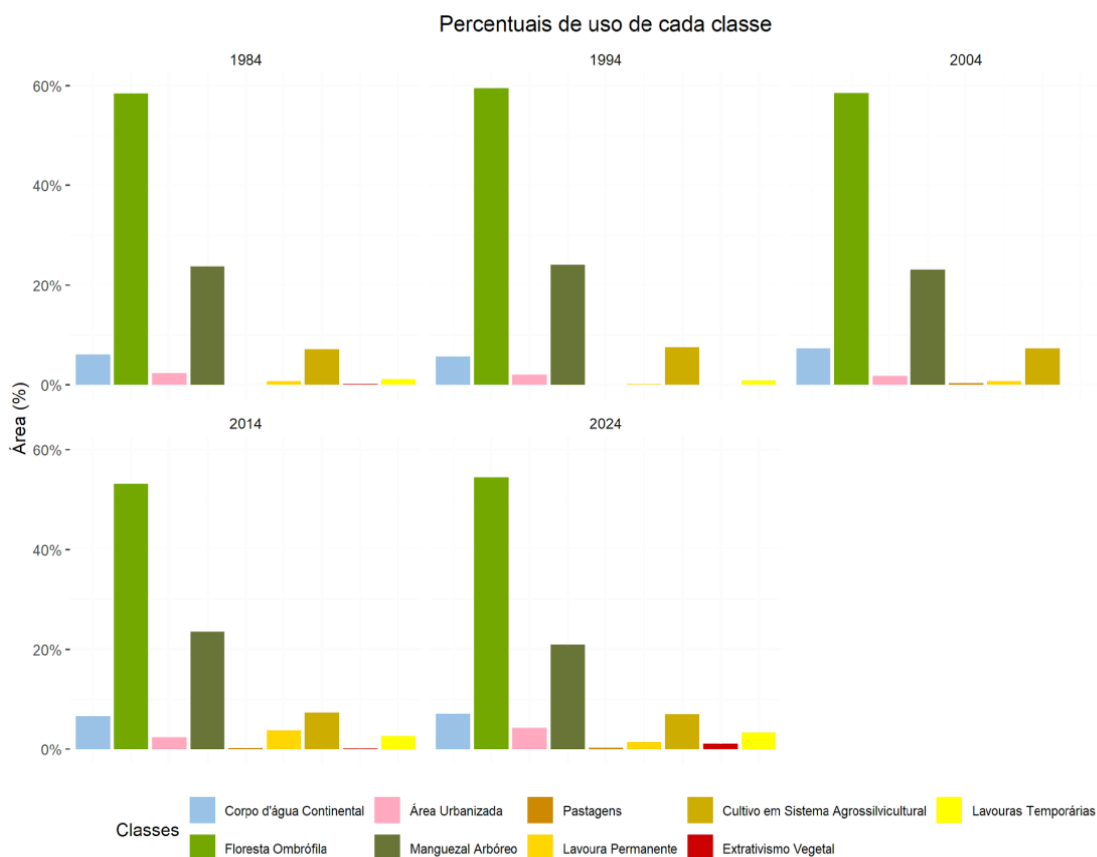
Observa-se, de maneira geral, a predominância de formações florestais ao longo de todo o período analisado, sobretudo nas porções centrais e mais preservadas da microbacia. Ao longo da série temporal, nota-se a progressiva expansão de classes antrópicas, especialmente áreas de pastagem e agricultura, com maior intensidade a partir da década de 2000. Essas mudanças concentram-se principalmente, nas porções leste e sudeste da área de estudo, indicando a influência de processos de ocupação e uso intensivo do solo. Paralelamente, verifica-se a redução e fragmentação de áreas naturais, bem como a presença de zonas de transição, onde ocorre maior mistura entre classes, refletindo a complexidade das dinâmicas ambientais e antrópicas na região. Os corpos d'água mantêm relativa estabilidade espacial, acompanhando a rede de drenagem principal da microbacia. Observa-se no gráfico que em 1984, a classe Floresta Ombrófila dominava a paisagem, ocupando cerca de 60% da área total, seguida por Pastagens com aproximadamente 20%.

Nos anos subsequentes, 1994 e 2004, observa-se uma continuidade dessa predominância, embora com uma leve redução na área florestal e um pequeno aumento em Pastagens e outras classes como Manguezal Arbóreo e Cultivo em Sistema Agroflorestal.

A relativa estabilidade dos corpos d'água também tem sido observada em estudos de dinâmica de paisagem em bacias hidrográficas, como apontado por Junk *et al.*, (1989), que destacam que a rede de drenagem tende a apresentar maior estabilidade espacial quando comparada às classes de uso antrópico.

No entanto, pequenas variações espaciais, como as observadas neste estudo, podem estar associadas tanto a processos naturais quanto a intervenções antrópicas, como alterações no uso do solo e drenagem local.

Figura 5 - Gráfico de barras de usos da área em porcentagem (%) dos anos 1984, 1994, 2004, 2014 e 2024.



Fonte: Elaborado pelos autores (2026), com base em dados do Google Earth Engine. Organização: Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

Métricas geradas no GEE

A matriz de confusão constitui um dos principais instrumentos para a avaliação da qualidade de classificações temáticas em sensoriamento remoto, ao permitir a identificação sistemática dos acertos e erros do modelo em nível de classe. Essa matriz estabelece uma relação direta entre os valores de referência e aqueles atribuídos pelo classificador, possibilitando uma análise detalhada do desempenho do modelo.

A partir dessa estrutura, torna-se possível estimar não apenas a acurácia global, mas também métricas específicas por classe, como precisão, *Recall* e *F1-score*, evidenciando padrões de erro e limitações na separabilidade espectral entre determinadas classes. A análise dessas métricas ao longo da série temporal contribui, ainda, para avaliar a consistência do classificador e sua sensibilidade frente às mudanças na paisagem. A matriz é organizada em formato de tabela cruzada, na qual as linhas representam as classes de referência e as colunas correspondem às classes atribuídas pelo modelo. Cada célula indica a quantidade de pixels associados a uma determinada combinação entre classe real e classe prevista, permitindo identificar diretamente os erros de comissão e omissão.

No contexto deste estudo, as classes consideradas incluem: Corpo d'água continental, Floresta Ombrófila, Área Urbanizada, Manguezal Arbóreo, Pastagens, Lavoura Permanente, Cultivo em Sistema Agrossilvicultural, Extrativismo Vegetal e Lavouras Temporárias. Essa estrutura possibilita não apenas avaliar o desempenho

da classificação, mas também compreender as principais confusões entre classes com respostas espectrais semelhantes.

A dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra foi analisada por meio de uma matriz de transição entre os anos de 1984 e 2024 (Tabela 2). Essa abordagem permite identificar os processos de permanência e conversão entre as diferentes classes de uso e cobertura ao longo do período analisado, evidenciando as transformações ocorridas na paisagem da microbacia.

Na matriz, as linhas representam as classes de uso e cobertura da terra no ano inicial (1984), enquanto as colunas correspondem às classes no ano final (2024), sendo os valores expressos em hectares. Os elementos da diagonal principal indicam a permanência das classes ao longo do período, ao passo que os valores fora da diagonal representam os processos de conversão entre classes, associados principalmente às dinâmicas antrópicas de uso do território.

Tabela 2 - Matriz de Transição de todos os anos.

		Ano 2024								
DE/PA	Classes em (ha)	Corpo d'água Continental	Floresta Ombrófila	Área Urbanizada	Manguezal arbóreo	Pastagem	Lav. Permanente	Cultivo Agrossilvicultural	Extrativismo Vegetal	Lavouras Temporárias
Ano 1984	Corpo d'água Continental	925.74	0.45	0	26.55	0	0	0.99	0	0
	Floresta Ombrófila	7.38	7826.13	291.78	81.81	45.18	186.57	113.13	151.74	410.58
	Área Urbanizada	0	102.33	172.35	0.72	2.43	9.99	55.98	6.84	18.72
	Manguezal arbóreo	170.28	385.47	0.81	3142.71	0	0.9	3.87	0.63	0.9
	Pastagem	0	0.72	0	0	7.83	0	0	0	0
	Lav. Permanente	0	72.54	2.43	0.09	0.63	26.73	0	5.13	8.19
	Cultivo Agrossilvicultural	0	31.05	178.92	5.85	0	0.54	879.93	1.26	14.04
	Extrativismo Vegetal	0	20.79	1.98	0	0.27	2.43	0	4.14	1.98
	Lavouras Temporárias	0.27	53.91	9.45	4.14	0	1.71	44.64	1.26	69.93

Fonte: Organização: Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

Além da avaliação da acurácia da classificação, procedeu-se à análise da dinâmica de uso e cobertura da terra por meio da construção de matrizes de transição entre os anos considerados. Essa abordagem permite quantificar, de forma sistemática, as mudanças ocorridas entre diferentes classes ao longo do tempo, evidenciando processos como a conversão de coberturas naturais, a expansão de áreas urbanizadas e a intensificação das atividades agropecuárias.

As matrizes de transição foram estruturadas em formato de tabela de contingência, na qual as linhas correspondem às classes no ano inicial e as colunas às classes no ano final. Cada célula representa a área convertida de uma classe para outra, expressa em hectares, a partir da conversão do número de pixels com base na resolução espacial das imagens utilizadas.

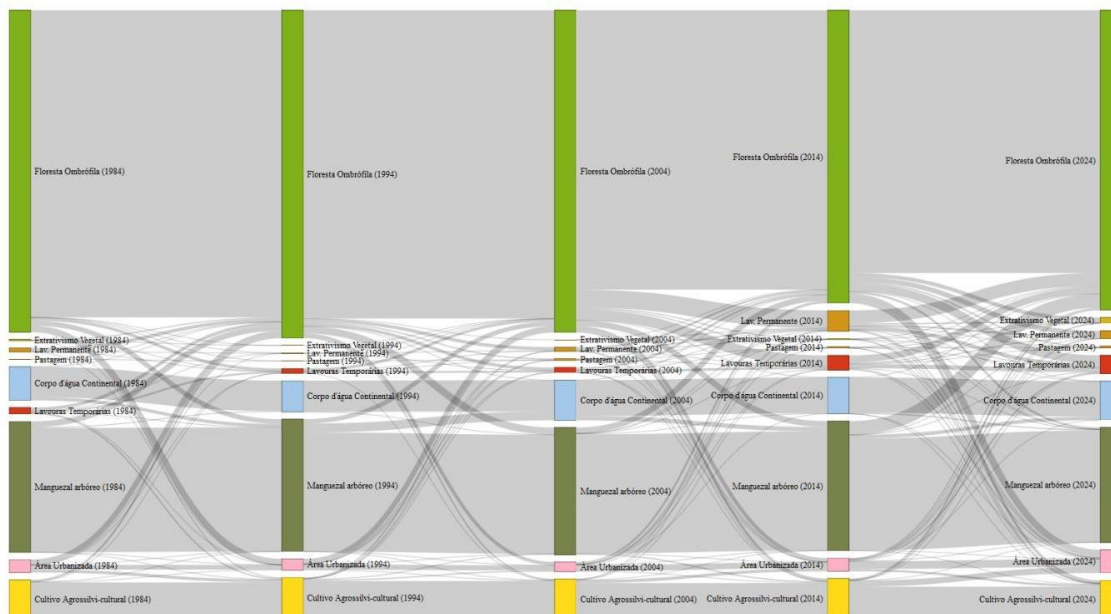
Complementarmente, foi elaborada uma matriz de transição consolidada para todo o período de análise (1984–2024), permitindo apreender as transformações acumuladas ao longo de quatro décadas. Essa perspectiva de longo prazo possibilita identificar padrões dominantes de reorganização da paisagem, bem como compreender a evolução espacial dos usos da terra no contexto da área de estudo.

Esse padrão é consistente com o que foi observado por Rabelo *et al.* (2022) na bacia hidrográfica do rio Seridó, onde o uso de produtos de sensoriamento remoto permitiu identificar que a expansão de usos antrópicos e a redução da cobertura vegetal estão diretamente associadas à intensificação de processos de degradação da paisagem, como exposição do solo e maior suscetibilidade à erosão. Embora se trate de contextos ambientais distintos, a aproximação entre os estudos reforça que a substituição progressiva da cobertura natural por atividades agropecuárias e outras formas de ocupação tende a alterar a dinâmica ambiental das bacias hidrográficas, comprometendo sua estabilidade ecológica. No caso da microbacia do rio Cuinarana, a manutenção da Floresta Ombrófila como classe predominante não elimina a relevância das conversões observadas, uma vez que a expansão de pastagens e agricultura nas porções leste e sudeste indica um processo de reorganização espacial da paisagem que pode intensificar a fragmentação florestal e reduzir a funcionalidade dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo.

Em 2014, a Floresta Ombrófila permaneceu a classe mais representativa, apesar de uma pequena redução, enquanto Pastagens e Cultivo em Sistema Agrossilvicultural mantiveram suas proporções. Projeções para 2024 indicam a manutenção das tendências observadas, com a Floresta Ombrófila ainda dominando a paisagem da microbacia. No entanto, há um pequeno aumento nas áreas de Manguezal Arbóreo e Pastagens, e flutuações leves em Área Urbanizada e Cultivo em Sistema Agrossilvicultural.

O diagrama de *Sankey* (Figura 6) evidencia que, entre 1984 e 2024, a paisagem da microbacia do rio Cuinarana manteve a Floresta Ombrófila como classe dominante e área total de 443,071 km², mas com conversões contínuas para usos antrópicos, principalmente pastagens, lavouras temporárias, lavouras permanentes e cultivo em sistema agrossilvicultural. Esse padrão indica que, embora a matriz florestal ainda predomine, ocorreu fragmentação progressiva da cobertura natural ao longo do período. O Manguezal arbóreo também apresentou permanência relevante, mas com trocas para Floresta Ombrófila e corpos d'água continentais, refletindo a atuação conjunta de processos naturais e pressões antrópicas. Os corpos d'água continentais, por sua vez, mostraram maior estabilidade, enquanto a área urbanizada, apesar de menos expressiva, apresentou expansão gradual. Em conjunto, os resultados mostram uma reorganização espacial da paisagem marcada pela persistência relativa das coberturas naturais, mas também pelo avanço de usos antrópicos, o que aponta para o aumento da pressão sobre a microbacia e para a redução da conectividade ecológica ao longo das últimas quatro décadas.

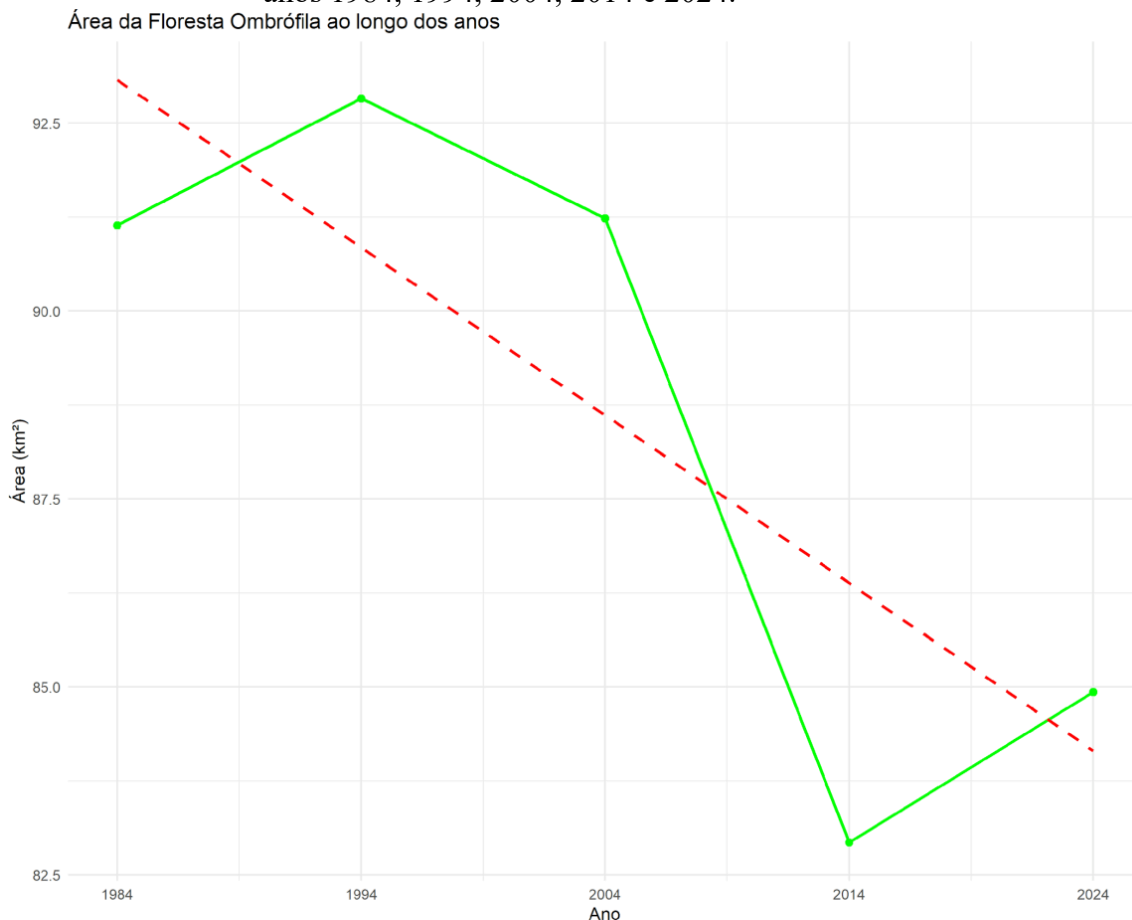
Figura 6 - Diagrama de transições de Sankey gerado para os anos 1984, 1994, 2004, 2014 e 2024.



Fonte: Google Earth Engine (2026). Organização: Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

A análise da área de Floresta Ombrófila ao longo do período de 1984 a 2024 evidencia uma dinâmica não linear, com tendência geral de redução, conforme indicado pela linha de tendência (Figura 7). Inicialmente, observa-se um aumento entre 1984 e 1994, seguido por uma diminuição moderada até 2004 e uma redução acentuada até 2014, quando a classe atinge seu menor valor. A partir desse período, verifica-se uma leve recuperação até 2024, embora sem retornar aos níveis iniciais. Esse comportamento indica que, apesar da persistência da Floresta Ombrófila como classe dominante na microbacia, ocorreram perdas significativas ao longo do tempo, associadas à conversão para usos antrópicos. Assim, os resultados sugerem um processo contínuo de fragmentação da cobertura florestal, com implicações diretas para a estrutura da paisagem e a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Figura 7 - Gráfico de tendência da classe de Floresta Ombrófila ao longo dos anos 1984, 1994, 2004, 2014 e 2024.



Fonte: Google Earth Engine (2026). Organização: Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

O gráfico da figura 7 indica uma flutuação significativa entre 1984 e 2024. Inicialmente, houve um aumento na área de Floresta Ombrófila de 1984 a 1994, seguido por um declínio contínuo até 2014, quando atingiu seu ponto mais baixo. A partir de 2014, observa-se uma leve recuperação até 2024. A linha de tendência vermelha pontilhada, que representa a tendência linear geral, mostra uma clara diminuição na área de Floresta Ombrófila ao longo do período estudado.

Comparando esse gráfico de tendência com o gráfico de barras (Figura 5) que ilustra a variação percentual do uso do solo em diferentes classes ao longo dos mesmos anos, podemos observar que a Floresta Ombrófila, embora ainda dominante, tem diminuído em proporção. Em 1984, a Floresta Ombrófila ocupava cerca de 60% da área total, mas esse percentual foi reduzido nos anos seguintes. Em 1994 e 2004, houve uma pequena redução na área florestal, enquanto outras classes, como Pastagens e Manguezal Arbóreo, começaram a ocupar proporções maiores do uso do solo. A análise dos dois gráficos revela uma tendência preocupante de diminuição da cobertura florestal, refletida tanto na redução da área total quanto no percentual de uso do solo.

Este declínio pode ser atribuído a fatores como desmatamento para a expansão de áreas de Pastagens, Agricultura Permanente e Sistemas Agrossilviculturais. A leve recuperação observada entre 2014 e 2024 pode estar associada a esforços de reflorestamento e políticas de conservação implementadas na região, haja vista que a região de estudo abrange diversas UCs.

A tendência de redução da cobertura florestal observada ao longo do período analisado também foi identificada em outros estudos que utilizam séries temporais de imagens orbitais. Hansen *et al.* (2013), demonstram que regiões tropicais vêm apresentando perdas significativas de cobertura florestal nas últimas décadas, associadas principalmente à expansão agrícola e à exploração madeireira.

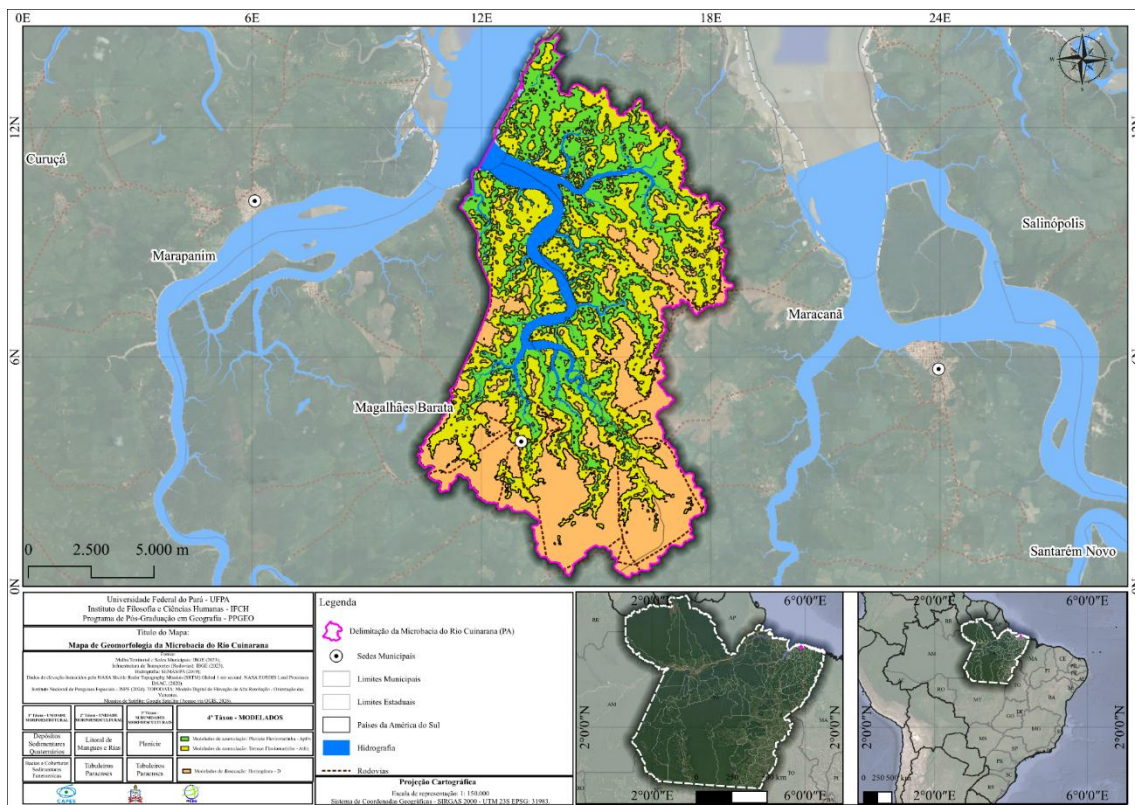
Embora a microbacia do rio Cuinarana ainda mantenha predominância florestal, os resultados indicam que ela não está isolada dessas dinâmicas, refletindo processos mais amplos de transformação da paisagem em escala regional.

Em conjunto, os resultados obtidos reforçam que a dinâmica observada na microbacia do rio Cuinarana não constitui um fenômeno isolado, mas integra um conjunto mais amplo de transformações territoriais que vêm sendo registradas em diferentes escalas na Amazônia.

Maapeamento Geomorfológico

Por sua vez, a análise do mapa geomorfológico (Figura 8) da microbacia litorânea do rio Cuinarana evidencia a predominância de formas de relevo associadas a ambientes sedimentares costeiros de baixa altitude, característicos do litoral nordeste paraense. A compartimentação geomorfológica identificada demonstra forte controle dos processos deposicionais flúvio-marinhos sobre a configuração atual da paisagem, refletindo a interação entre a dinâmica hidrológica continental, a influência das marés e a evolução sedimentar quaternária da região.

Figura 8 - Mapa geomorfológico da Microbacia Litorânea do Rio Cuinarana.



Fonte: IBGE (2023), SEMAS/PA (2019), Dados de Elevação NASA (SRTM) (2020) TOPODATA, Modelo Digital de Elevação de Alta Resolução (2024), Google Satellite via QGIS (2026). Organização: Autores (2026). Elaboração: Kayque da Silva Dias (2026).

Os modelados de acumulação fluviomarinha constituem os compartimentos mais sensíveis da paisagem. Essas áreas apresentam baixa energia de relevo, drenagem deficiente e forte influência das marés, favorecendo o desenvolvimento dos manguezais e dos depósitos sedimentares quaternários. A permanência expressiva dos manguezais identificada no mapeamento de uso e cobertura da terra está diretamente relacionada a essas condições geomorfológicas. A associação entre baixas altitudes, reduzidas declividades e influência hidrodinâmica cria condições favoráveis para a manutenção desses ecossistemas, que desempenham funções fundamentais na retenção de sedimentos, proteção das margens fluviais e manutenção da biodiversidade costeira.

Por outro lado, os terraços fluviomarinhos representam superfícies relativamente mais estáveis e menos sujeitas à inundação frequente, tornando-se áreas preferenciais para atividades agropecuárias e ocupação humana. Esse padrão pode ser observado na distribuição espacial das classes antrópicas mapeadas entre 1984 e 2024, cuja expansão ocorre principalmente sobre esses compartimentos geomorfológicos. Embora essas áreas apresentem maior aptidão para ocupação, a conversão da cobertura florestal para usos agropecuários favorece a fragmentação da paisagem e pode alterar o balanço hidrossedimentológico da microbacia, aumentando o aporte de sedimentos para os canais fluviais e para os ambientes estuarinos.

Sob a perspectiva da dinâmica ambiental, os resultados demonstram que a geomorfologia exerce controle sobre a organização espacial da paisagem da microbacia. Os ambientes de acumulação fluviomarinha funcionam como áreas de elevada fragilidade ambiental devido à influência das marés, à baixa declividade e à elevada saturação hídrica dos solos. Já os compartimentos de dissecação homogênea e os terraços fluviomarinhos apresentam maior suscetibilidade aos impactos decorrentes da remoção da cobertura vegetal, sobretudo em áreas onde a expansão das atividades agropecuárias vem promovendo a fragmentação da Floresta Ombrófila ao longo das últimas quatro décadas. Dessa forma, a análise integrada entre geomorfologia e uso da terra evidencia que as transformações observadas na microbacia não ocorrem de maneira aleatória, mas seguem condicionantes morfoestruturais e morfoesculturais que controlam tanto a distribuição dos ecossistemas naturais quanto os padrões de ocupação humana. Essa relação reforça a necessidade de incorporar os compartimentos geomorfológicos como unidades de planejamento ambiental, especialmente para orientar estratégias de conservação dos manguezais, proteção das áreas de drenagem e controle da expansão de usos antrópicos sobre setores ambientalmente mais vulneráveis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, a análise desenvolvida evidenciou a importância de abordagens integradas para a compreensão das dinâmicas de uso e cobertura da terra na microbacia litorânea do rio Cuinarana, especialmente em contextos marcados por intensas transformações territoriais.

Os resultados obtidos a partir da classificação supervisionada e da análise das matrizes de transição permitiram identificar padrões consistentes de mudança na paisagem, associados à expansão de atividades antrópicas e à redução relativa de coberturas naturais. Essas transformações refletem processos mais amplos de reorganização territorial, diretamente relacionados às formas de ocupação e uso dos recursos naturais.

A utilização de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, com destaque para o Google Earth Engine e o QGIS, mostrou-se fundamental para a

sistematização e análise dos dados espaciais, possibilitando uma leitura multitemporal da paisagem com maior precisão e consistência.

Nessa perspectiva, o estudo contribui para o entendimento das dinâmicas socioambientais na área analisada, oferecendo subsídios relevantes para o planejamento territorial e para a formulação de estratégias voltadas à conservação e ao uso sustentável dos recursos naturais. A partir do mapeamento realizado, observou-se que, ao longo do período analisado, ocorreram modificações expressivas nos padrões de uso e cobertura da terra, destacando-se a expansão da classe de Área Urbanizada, bem como a redução e oscilação de classes naturais, como Corpo d'água Continental, Floresta Ombrófila e Manguezal Arbóreo.

Os resultados evidenciam mudanças significativas na dinâmica de uso e cobertura da terra na microbacia litorânea do rio Cuinarana entre 1984 e 2024, com destaque para a expansão de áreas antrópicas e a redução relativa de coberturas naturais. Essas transformações concentram-se principalmente nas porções leste, sudeste e sul da microbacia, em áreas próximas às comunidades de São Sebastião de Itaquere, Vista Alegre, Vila Nova e Brasil Novo, onde se observa maior intensificação do uso do solo. Adicionalmente, núcleos pontuais de alteração também foram identificados nas proximidades de Prainha, Beira-Mar, Santo Antônio e Fazendinha.

A análise da matriz de transição indica que a classe de Floresta Ombrófila apresentou elevada persistência ao longo do período, mantendo aproximadamente 7.826,13 ha, mas também registrando conversões expressivas para classes antrópicas, como áreas urbanizadas (291,78 ha), lavouras temporárias (410,58 ha) e lavouras permanentes (186,57 ha), além de conversões para sistemas agrossilviculturais (113,13 ha) e extrativismo vegetal (151,74 ha). Esses valores evidenciam um processo contínuo de fragmentação e substituição da cobertura florestal.

No caso do Manguezal Arbóreo, observa-se também uma dinâmica relevante, com manutenção de 3.142,71 ha, mas com perdas associadas à conversão para Corpo d'água Continental (170,28 ha) e Floresta Ombrófila (385,47 ha). Esses resultados evidenciam mudanças na distribuição espacial dos ambientes costeiros da microbacia e na configuração da paisagem flúvio-marinha ao longo do período analisado. Considerando a função ecológica e geomorfológica dos manguezais na proteção das margens, retenção de sedimentos e conectividade entre ambientes continentais e costeiros, as transformações observadas reforçam a importância desses ecossistemas para a manutenção da estabilidade ambiental da microbacia.

As classes antrópicas, por sua vez, apresentaram expansão e diversificação ao longo do período analisado. O cultivo agrossilvicultural manteve área expressiva (879,93 ha), enquanto as lavouras temporárias e permanentes demonstraram crescimento associado à conversão de áreas naturais. A classe de Área Urbanizada também apresentou incremento, ainda que em menor magnitude, registrando 172,35 ha de permanência e 102,33 ha oriundos de processos de conversão.

Esses padrões revelam uma reorganização espacial da paisagem diretamente vinculada às formas de uso e ocupação do território, com intensificação das pressões antrópicas, sobretudo nas áreas mais acessíveis e próximas às comunidades. Tais transformações implicam alterações na estrutura e no funcionamento da paisagem, especialmente nas zonas de transição entre ambientes naturais e áreas antropizadas, onde se concentram os principais processos de fragmentação da cobertura vegetal observados ao longo da série temporal.

Os resultados obtidos evidenciam a relevância de abordagens integradas para a compreensão da dinâmica ambiental da microbacia litorânea do rio Cuinarana,

especialmente diante das transformações observadas no uso e cobertura da terra ao longo das últimas décadas. Nesse contexto, a perspectiva da Geoecologia da Paisagem constitui um importante referencial teórico-metodológico para interpretar as interações entre os componentes naturais e as ações antrópicas, permitindo compreender a paisagem de forma sistêmica e integrada (BERTRAND, 1972; RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2022).

Sob essa ótica, a organização espacial das unidades territoriais resulta da interação contínua entre fatores físicos, biológicos e socioeconômicos, refletindo processos dinâmicos de transformação associados ao uso e ocupação do solo. Conforme discutido por Metzger (2001), a Ecologia da Paisagem fornece importantes subsídios para estudos voltados ao planejamento ambiental e à gestão territorial, especialmente em áreas ambientalmente sensíveis e submetidas a intensos processos de alteração antrópica.

Dessa forma, a integração entre técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e abordagens geoecológicas contribui para a compreensão das transformações espaço-temporais da paisagem, subsidiando estratégias de planejamento ambiental integrado, conservação dos recursos naturais e ordenamento territorial voltadas à sustentabilidade ambiental da microbacia litorânea do rio Cuinarana.

AGRADECIMENTOS

À Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Federal do Pará (PROPESP/UFGPA), à Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) e ao Observatório de Gestão Costeira do Estado do Pará (OGC-PA), vinculado à Universidade Federal do Pará (UFGPA), pelo apoio institucional e científico ao desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global: esboço metodológico. **RA'E GA: O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 8, n. 8, p. 141-152, 2004.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério do Planejamento Orçamento e Gestão. **Manual Técnico de Uso da Terra: Manuais Técnicos em Geociências**. 3. Ed. Rio de Janeiro: Autor, 2013b. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 20 de jul. de 2023.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 19 jul. 2000.

BRASIL. Decreto nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990. Dispõe sobre as Reservas Extrativistas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 31 jan. 1990.

BRASIL. **Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1988.

BREIMAN, L. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5-32, 2001.

COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, p. 37-46, 1960.

CUNHA, L. H. O. Reservas extrativistas: uma alternativa de produção e conservação da biodiversidade. **Encontro dos povos do Vale do Ribeira**, São Paulo, NUAPUB- USP, 2001.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FEARNSIDE, P. M. **Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry**. *World Development*, v. 77, p. 48-65, 2016.

FOODY, G. M. Influence of the spatial resolution on the accuracy of classification. **Remote Sensing of Environment**, v. 85, n. 3, p. 258-265, 2002.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FRANÇA, M. C.; FRANCISQUINI, M. I.; COHEN, M. C. L.; PESSENDA, L. C. R.; ROSSETTI, D. F.; GUIMARÃES, J. T. F.; SMITH, C. B. The last mangroves of Marajó Island — Eastern Amazon: Impact of climate and/or relative sea-level changes. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 187, p. 50–65, nov. 2012.

GAO, B. C. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, p. 257-266, 1996.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, Washington, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, n. 3, p. 295-309, Aug. 1988.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Estudo socioambiental referente à proposta de criação da Reserva Extrativista Marinha no município de Magalhães Barata, Estado do Pará**. Brasília, DF: 80 p., 2013.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística Municipal de Magalhães Barata: 2011**. Belém: IDESP, 2011.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. **Proceedings of the International Large River Symposium**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans. p. 110-127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, n. 106, 1989.

KAUFMAN, Y. J.; TANRÉ, D. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing Symposium**. v. 30, p. 261-270, 1992.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELLOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002

LAURANCE, W. F., & BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, 2001.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon: development trends and deforestation. **Science**, Washington, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2001.

LAMBIN, E.F. GEIST, H. L. E. Dynamics of land use and cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 205–241, 2003.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1–9, 2001.

PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39 n. 3, p. 304-315, 2007.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

RABELO, D. R. Evidências da degradação ambiental na vertente seca da Serra de Uruburetama, Ceará - Brasil. **Revista Geonorte**, 8: 72-85, 2017.

RABELO, D. R.; ARAUJO, J. C.; CAVALCANTE, A. A. Utilização dos produtos do sensoriamento remoto para delimitação do uso e cobertura da paisagem na bacia hidrográfica do rio Seridó. **JOURNAL OF HYPERSPECTRAL REMOTE SENSING**, v. 12, p. 1-12, 2022.

RABELO, D. R.; SANTOS, M. R. S.; SOUSA FILHO, M. R. P. Análise comparativa dos dados pluviométricos de satélite e de superfície em bacia hidrográfica semiárida. **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 3, p. 63-75, 2022.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, Agostinho Paula Brito. **Geoecologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Imprensa Universitária, 2022.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS**. In: **EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE – 1 SYMPOSIUM**. Proceedings. v. 1, s. A, p. 309-317, Washington, 1974.

ROSS, J. L. S. O registrado cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. **Rev. do Depto. Geografia**, São Paulo, v. 6, n. 1, p. 17-29, 1992.

SALTON, G. Experiments in automatic thesaurus construction for information retrieval. In: FREIMAN, C. V.; GRIFFITH, J. E.; ROSENFELD, J. L. (Eds.). **Information Processing. Proceedings of IFIP Congress**, 71. North-Holland, 1971.

SANTOS, J. Y. G. **Geoprocessamento aplicado à análise de bacias hidrográficas: características fisiográficas de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ensino Superior do Seridó, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2022.

SANTOS, M. R. S.; PAULA, E. M. S.; RABELO, D. R.; PIMENTEL, M. A. S. Variação espaço-temporal (1981-2020) da chuva na região costeira do estado do Pará - Amazônia Oriental. **Caminhos de Geografia**, v. 00, p. 167-178, 2024.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO ESTADO DO PARÁ (SEMAS). **Gerenciamento costeiro no estado do Pará: Orientações para o ordenamento ambiental**. Governo do Pará, 2020.

SILVA, S. C. **Aspectos geoambientais dos recursos hídricos do rio Cuinarana, Magalhães Barata - Pará**. 2017. 142f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional para o Ensino das Ciências Ambientais. Belém, Pará, 2019.

SILVA, J. M. C., RYLANDS, A. B., & FONSECA, G. A. B. The fate of the Amazonian areas of endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689-694, 2005.

SOARES, L. F.; PAULA, E. M. S.; MOURA, H. G. M.; DIAS, K. S.; RABELO, D. R. Variação espaço-temporal da cobertura vegetal na Resex Marinha Cuinarana, Pará, Brasil (2004-2024). **Revista Pensar Geografia**, v. 9, p. e9202504, 2025.

SOUZA, M. J. N. Bases naturais e esboço do zoneamento geoambiental do Estado do Ceará. In: LIMA, L. C.; SOUZA, M. J. N.; MORAIS, J. O. **Compartimentação Territorial e Gestão Regional do Ceará**. Fortaleza, Funece, 2000.

SOUZA, C. D.; DA SILVA, F. E. B.; DINIZ, M. T. M. Unidades de paisagem das planícies costeiras do litoral oriental do Rio Grande do Norte, Nordeste–Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 1, p. 443-465, 2023.



DIAS, K. da. S; ARAUJO, R. C. de; SOARES, L. F; RABELO, D. R; PAULA, E. M. S. de.

USO E COBERTURA DA TERRA NA MICROBACIA COSTEIRA DO RIO CUINARANA, PARÁ, BRASIL (1984-2024): IMPLICAÇÕES PARA A GESTÃO AMBIENTAL

SOUZA, S. R.; MACIEL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; JESUÍNO, S. A. Dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Apeú, nordeste do Pará, Brasil. **Revista Acadêmica Ciência Agrária e Ambiental**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 141-150, 2011.

SILVA, M. V. C. **Análise Geoambiental: Subsídios ao Planejamento Agrícola da Serra de Uruburetama - CE**. Dissertação - Curso de Mestrado Acadêmico em Geografia do Centro de Ciências e Tecnologia, da Universidade Estadual do Ceará, 2007.

SCHMIDT, M. The Sankey diagram in energy and material flow management: Part I: History. **Journal of Industrial Ecology**, v. 12, n. 1, p. 82–94, 2008.

TUCCI, C. E. M. **Águas urbanas: Gerenciamento e planejamento**. Porto Alegre: ABRH, 2007.

VERBURG, P. H.; STEEG, J. V.; VELDKAMP, A.; WILLEMEN, L. From land cover change to land function dynamics: a major challenge to improve land characterization. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 3, p. 1327-1335, 2009.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.

WIN, N. K. **Opentopography DEM Downloader**. Versão 2. 2023.

XU, H. Modification of normalised difference water index (MNDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025-3033, 2006.

XUE, J.; SU, B. Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. **Sensors**, v. 17, n. 12, p. 1-38, 2017.

ZHA, Y.; GAO, J.; NI, S. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. **International Journal of Remote Sensing** v. 24, n. 3, p. 583–594, 2003.

