

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**  
**Centro de Desenvolvimento Tecnológico**  
**Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos**



**Dissertação**

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS ÀS DINÂMICAS AMBIENTAIS CAUSADAS  
PELA IMPLANTAÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE-PA**

**Paulo Renato Piedade da Silva**

Pelotas, 2025

**Paulo Renato Piedade da Silva**

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS ÀS DINÂMICAS AMBIENTAIS CAUSADAS  
PELA IMPLANTAÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE-PA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Fabrício da Silva Terra

Pelotas, 2025

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação da Publicação

S586g Silva, Paulo Renato Piedade da

Geotecnologias aplicadas às dinâmicas ambientais causadas pela implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte-PA [recurso eletrônico] / Paulo Renato Piedade da Silva ; Fabrício da Silva Terra, orientador. — Pelotas, 2025.

79 f.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2025.

1. Recursos ambientais. 2. Meio ambiente. 3. Matriz energética. 4. Desenvolvimento. I. Terra, Fabrício da Silva, orient. II. Título.

CDD 627

**Paulo Renato Piedade da Silva**

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS ÀS DINÂMICAS AMBIENTAIS CAUSADAS  
PELA IMPLANTAÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE-PA**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Recursos Hídricos, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 07/04/2025

Banca examinadora:

Prof<sup>o</sup>. Dr. Fabrício da Silva Terra (Orientador)  
Doutor em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas) pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (Esalq/USP)

Prof<sup>a</sup>. Dra. Tamara Leitzke Caldeira Beskow  
Doutora em Manejo e Conservação do Solo e da Água pela Universidade Federal de Pelotas

Prof<sup>o</sup>. Msc. Hudson Rosemberg Poceschi e Campos  
Mestrado em Meteorologia Aplicada pela Universidade Federal de Viçosa

**Dedico este trabalho à minha esposa; à minha mãe; e, in memoriam, ao meu pai, cuja presença e exemplo continuam a inspirar meus passos, mesmo que não esteja mais aqui para compartilhar desta conquista.**

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar, quero expressar minha profunda gratidão à minha família, especialmente à minha esposa e à minha mãe, pelo apoio incondicional, pela paciência e pelo amor que me fortaleceram nos momentos mais desafiadores. Vocês foram meu porto seguro e minha motivação para seguir em frente.

Ao meu orientador, Dr. Fabrício Terra, meu sincero agradecimento pela orientação, dedicação e confiança em meu trabalho. Sua expertise e incentivo foram fundamentais para a conclusão desta jornada.

Aos amigos que estiveram ao meu lado durante esse árduo processo, quero dizer que cada palavra de encorajamento e cada momento compartilhado foram essenciais para que eu não desistisse. Vocês me lembraram que não estava sozinho. E em especial aos meus amigos Dalcirlei Albuquerque, Israel Bachi, Diego Nonato, Aryane, Silas Santos.

Aos professores que foram minha base e inspiração nesta busca pelo sonho, meu eterno agradecimento. Seu conhecimento, apoio e orientação foram pilares que me guiaram e ajudaram a superar os desafios ao longo do caminho.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão às agências que acreditaram em meu potencial e tornaram possível a realização deste sonho. À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e ao Programa de Bolsas Carrefour, meu sincero reconhecimento pelo apoio essencial que proporcionaram. Sem o auxílio dessas bolsas, certamente não teria conseguido alcançar este momento tão significativo em minha trajetória acadêmica e profissional. Muito obrigado por acreditarem em mim e por contribuírem diretamente para a concretização deste trabalho e da minha formação.

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que este momento se tornasse realidade. Esta conquista é também de vocês.

***"Se você não pode voar, então corra. Se você não pode correr, então ande. Se você não pode andar, então rasteje, mas continue em frente de qualquer jeito."  
(Martin Luther King Jr)***

## Resumo

SILVA, Paulo Renato Piedade da. **Geotecnologias aplicadas às dinâmicas ambientais causadas pela implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte-PA.** Orientador: Fabrício da Silva Terra. 2025. 84f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Recursos hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2025.

A Usina Hidrelétrica de Belo Monte (UHBM), localizada no rio Xingu, Pará, é um dos maiores empreendimentos hidrelétricos do Brasil, com impactos ambientais e sociais significativos. Este estudo analisou as mudanças ambientais na área de influência da UHBM entre 2001 e 2022, utilizando geotecnologias e imagens de satélite processadas na plataforma Google Earth Engine. O algoritmo Random Forest foi aplicado para classificar o uso e cobertura do solo, com foco em mudanças na vegetação, hidrografia e ocupação humana. As análises multitemporais abrangeram os anos de 2001, 2006, 2011, 2016, 2021 e 2022, e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi empregado para distinguir diferentes tipos de cobertura vegetal. Os resultados revelaram uma redução significativa na área florestal, de 48,97% em 2001 para 44,10% em 2022, enquanto as pastagens aumentaram de 27,02% para 36,68% no mesmo período. A área urbana também apresentou crescimento, passando de 0,27% para 0,62%. Essas transformações destacam a necessidade de políticas eficazes de mitigação e monitoramento ambiental para minimizar os impactos a longo prazo sobre a biodiversidade e as comunidades locais. Este estudo reforça a importância das geotecnologias para a gestão sustentável de grandes empreendimentos hidrelétricos, fornecendo subsídios para futuras pesquisas e decisões que equilibrem desenvolvimento energético e preservação ambiental. A metodologia adotada demonstrou a relevância do sensoriamento remoto (SR) e do geoprocessamento para a compreensão das dinâmicas ambientais em grandes empreendimentos, destacando a importância do monitoramento contínuo e da adoção de estratégias sustentáveis para minimizar os impactos. Conclui-se que a UHBM alterou significativamente a paisagem da região, reforçando a aplicabilidade das geotecnologias no acompanhamento dessas transformações e sugerindo que futuras pesquisas aprofundem a relação entre desenvolvimento energético e conservação ambiental na Amazônia.

Palavras-chave: recursos ambientais; meio ambiente; matriz energética; desenvolvimento.

## Abstract

SILVA, Paulo Renato Piedade da. **Geotechnologies applied to the environmental dynamics caused by the implementation of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant, PA**. Advisor: Fabrício da Silva Terra. 2025. 84f. Dissertation (Master's in Water Resources) – Graduate Program in Water Resources, Center for Technological Development, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2025.

The Belo Monte Hydroelectric Plant (UHBM), located on the Xingu River in Pará, is one of Brazil's largest hydroelectric projects, with significant environmental and social impacts. This study analyzed environmental changes in the UHBM's area of influence between 2001 and 2022, using geotechnologies and satellite images processed on the Google Earth Engine platform. The Random Forest algorithm was applied to classify land use and land cover, focusing on changes in vegetation, hydrography, and human occupation. Multitemporal analyses covered the years 2001, 2006, 2011, 2016, 2021, and 2022, and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was used to distinguish different types of vegetation cover. The results revealed a significant reduction in forest area, from 48.97% in 2001 to 44.10% in 2022, while pastureland increased from 27.02% to 36.68% over the same period. Urban areas also expanded, rising from 0.27% to 0.62%. These transformations highlight the need for effective mitigation and environmental monitoring policies to minimize long-term impacts on biodiversity and local communities. This study reinforces the importance of geotechnologies for the sustainable management of large hydroelectric projects, providing insights for future research and decisions that balance energy development and environmental preservation. The adopted methodology demonstrated the relevance of remote sensing and geoprocessing for understanding environmental dynamics in large-scale projects, emphasizing the importance of continuous monitoring and the adoption of sustainable strategies to minimize impacts. It is concluded that the UHBM significantly altered the region's landscape, reinforcing the applicability of geotechnologies in tracking these transformations and suggesting that future research should further explore the relationship between energy development and environmental conservation in the Amazon.

Keywords: environmental resources; environment; energy matrix; development.

## Lista de Figuras

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo.....	35
Figura 2: tipo de vegetação presente na área de estudo .....	37
Figura 3: tipo de solo presente na área de estudo .....	38
Figura 4 – Comparação temporal, referentes às mudanças ocorridas na área de implantação da UHBM, dos anos de 2001, 2006, 2011 e 2016. ....	49
Figura 5 – Comparação temporal, referentes às mudanças ocorridas na área de implantação da UHBM, dos anos de 2011, 2016, 2021 e 2022. ....	50
Figura 6 – Área de floresta analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	52
Figura 7 – Área de várzea analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	54
Figura 8 – Área de campo alagado analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	55
Figura 9 – Área de campo natural analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	56
Figura 10 – Área de pastagem analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	57
Figura 11 – Área urbana analisada entre os anos de 2001 a 2022.....	58
Figura 12 – Área de hídrica analisada entre os anos de 2001 a 2022 .....	59
Figura 13 – Área de lavoura temporária analisada entre os anos de 2001 a 2022 ...	60
Figura 14 – Classificação das magnitudes das estimativas de correlação entre as classes analisadas. ....	61

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1	Validação e acurácia da classificação para o ano de 2022.....	48
----------	---	----

## **Lista de Quadros**

- Quadro 1 Bandas utilizadas dos satélites Landsat e suas resoluções espectrais...40
- Quadro 2 Datas das aquisições das imagens disponíveis no acervo GEE .....41

## Sumário

<b>1 Introdução</b> .....	13
<b>2 Hipóteses</b> .....	15
<b>3 Objetivos</b> .....	16
3.1 Objetivo geral.....	16
3.2 Objetivos específicos.....	16
<b>4 Revisão de Literatura</b> .....	17
4.1 Conceitos de Impactos Ambientais.....	17
4.2 Impactos Ambientais da Usina Hidrelétrica de Belo Monte.....	18
4.3 Municípios.....	21
4.4 Geomorfologia e solos.....	24
4.5 Vegetação.....	25
4.6 O papel das geotecnologias aplicadas no monitoramento das mudanças de uso e cobertura do solo.....	25
4.7 O papel do geoprocessamento.....	27
4.8 O papel do sensoriamento remoto.....	30
4.9 Plataforma Google Earth Engine.....	33
<b>5 Material e Métodos</b> .....	35
5.1 Caracterização da área de estudo.....	35
5.2 Clima.....	36
5.3 Vegetação.....	36
5.4 Solo.....	37
5.5 Geologia.....	38
5.6 Geomorfologia.....	39
5.7 Hidrografia.....	39

5.8 Biodiversidade .....	39
5.9 Análise dos dados .....	39
5.10 Algoritmo de classificação .....	40
5.11 Imagens utilizadas no GEE .....	40
5.12 Pré-processamento das Imagens.....	43
5.13 Classificação do uso e cobertura do solo .....	44
5.14 Validação da classificação .....	44
5.15 Definição das Classes de Uso e Cobertura do Solo.....	44
5.16 Processamento dos dados .....	45
5.17 Pós-processamento dos dados .....	46
5.18 Análise de Mudanças no Uso e Cobertura do Solo.....	46
5.19 Análise de correlação .....	47
<b>6 Resultados</b> .....	<b>47</b>
6.1 Validação da classificação .....	47
6.2 Análise multitemporal das mudanças no uso e cobertura do solo.....	49
<b>7 Discussão</b> .....	<b>61</b>
<b>8 Conclusões</b> .....	<b>65</b>
<b>9 Referências</b> .....	<b>67</b>

## 1 Introdução

A bacia hidrográfica do rio Xingu destaca-se como um ecossistema de notável diversidade socioambiental e contrastes marcantes, abrigando um dos mais extensos corredores de áreas protegidas do mundo. Este mosaico único entre o Cerrado e a Floresta Amazônica não apenas preserva uma rica biodiversidade, mas também representa um patrimônio cultural brasileiro de valor incomparável (Instituto Socioambiental – ISA; Associação Yudjá Mĩratu Xingu – AYMĨX, 2018). O rio Xingu, terceiro maior afluente do rio Amazonas e o segundo maior sistema fluvial de águas da América do Sul, é fundamental tanto ambiental quanto culturalmente (Sawakuchi *et al.*, 2015).

Durante o regime militar no Brasil, a bacia do rio Xingu tornou-se alvo de um ambicioso plano para aproveitar seu considerável potencial energético através da construção de um complexo hidrelétrico. Entre 1975 e 1979, o Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores (CNEC) conduziu o Inventário Hidrelétrico da bacia do rio Xingu, identificando 47 locais potenciais para a instalação de barragens. A Volta Grande do Xingu emergiu como uma das áreas prioritárias devido à sua significativa vocação hidroenergética (Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores, 1980).

A implementação de grandes projetos hidrelétricos na Amazônia, como a UHBM, cuja construção ocorreu entre 2011 e 2019, com início da operação comercial em 2016, sempre acarreta em consequências ambientais permanentes, que são frequentemente subestimadas ou insuficientemente previstas (Tullos, 2009; Magalhães; Silva; Vidal, 2016; Fearnside, 2017). A intensificação da influência humana sobre o ambiente, incluindo a ocupação desordenada das bacias hidrográficas, pode resultar em perturbações ecológicas significativas, o que amplia os efeitos adversos já observados (Porto; Ferreira, 2012).

A Amazônia apresenta um vasto potencial para o desenvolvimento de energia hidrelétrica, podendo suportar até 30 usinas, conforme destacado por estudos (Fearnside, 2015). A UHBM, localizada em Altamira, Pará, representa um exemplo emblemático desse potencial. Desde sua concepção até sua construção, o projeto tem sido um ponto focal de intensos debates governamentais, ambientais e sociais, o que reflete as complexidades envolvidas na implementação de grandes barragens na região (Silva; Herreros; Borges, 2014). Apesar de seu papel crucial no

desenvolvimento econômico regional, os impactos ambientais e sociais associados exigem avaliações detalhadas e estratégias robustas de mitigação (Costa *et al.*, 2012).

Os impactos ambientais causados pela UHBM não se limitam à área de instalação da usina, pois afetam ecossistemas de água doce, solos circundantes e fragmentos florestais. Entre esses impactos, destacam-se mudanças microclimáticas, alterações nos cursos d'água e modificações no uso e ocupação do solo, com consequências complexas e, muitas vezes, difíceis de mensurar com precisão (Freire, 2014; Lees *et al.*, 2016; Sousa Júnior; Reid, 2010). Antonaz (2009) ressalta a importância de uma atenção especial à parcela da população impactada pela construção da hidrelétrica. Conforme indicado no Estudo de Impacto Ambiental (EIA), é essencial minimizar a complexidade sociocultural da população atingida, que frequentemente é tratada apenas como 'proprietários ou não proprietários' de terras que serão ou não alagadas (Brasil, 2021).

Nesse contexto, utilização de tecnologias avançadas, como o Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), desempenha um papel crucial no monitoramento dessas mudanças ao longo do tempo, o que facilita um manejo mais eficaz das áreas impactadas (Xavier; Zaidan, 2011; Ziembowicz *et al.*, 2018). A análise temporal das mudanças no uso e cobertura do solo é essencial para identificar e compreender as transformações ambientais de longo prazo causadas por projetos hidrelétricos, como a formação de reservatórios e os impactos associados sobre os ecossistemas locais (Périco; Cemin; Rempel, 2006; Coelho, 2008). A aplicação de índices de vegetação, derivados de sensoriamento remoto, proporciona uma avaliação contínua dos impactos ambientais, incluindo mudanças na cobertura florestal e expansão urbana, fornecendo insights valiosos para a gestão sustentável dessas áreas (Oliveira; Freitas, 2015; Santos *et al.*, 2022).

Plataformas como o Google Earth Engine (GEE) têm revolucionado a análise de dados geoespaciais em larga escala, o que possibilita uma avaliação detalhada e econômica dos impactos ambientais de projetos como a UHBM (Gorelick *et al.*, 2017). Essas tecnologias desempenham um papel fundamental na orientação de políticas públicas voltadas para a gestão sustentável dos recursos naturais na região do Xingu, onde a compreensão das transformações ambientais é crucial para mitigar os impactos negativos do desenvolvimento econômico e social (Araújo Filho; Meneses; Sano, 2007).

## **2 Hipóteses**

A implantação da UHBM influenciou diretamente nas mudanças ambientais ocorridas nas suas adjacências ao longo dos anos, culminado, principalmente na modificação da vegetação e hidrografia, especificamente nos fragmentos florestais existentes naquelas áreas, no uso e ocupação do solo e no espaço geográfico.

A construção da UHBM não afetou a dinâmica ambiental ocorridas em seus arredores a partir de implantação até o ano de 2022.

A construção da UHBM gerou modificações na região de sua implantação a partir do ano de sua construção até o ano de 2022.

### **3 Objetivos**

#### **3.1 Objetivo geral**

Realizar uma análise multitemporal das mudanças ambientais ocorridas na área de implantação da UHBM entre os anos de 2001, 2006, 2011, 2016, 2021 e 2022 com base em dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Quantificar as mudanças ocorridas nos usos e coberturas da área desde a implantação da UHBM ao longo da série temporal estudada.
- Determinar e caracterizar as mudanças ocorridas nas ocupações do solo, na vegetação nativa e na hidrografia da região que sofreu influência direta da implantação da UHBM.
- Avaliar como as transformações no uso do solo, identificadas via geotecnologias, influenciaram conflitos socioambientais e a sustentabilidade do modelo energético na região da UHBM

## **4 Revisão de Literatura**

### **4.1 Conceitos de Impactos Ambientais**

Os impactos ambientais são avaliados principalmente por meio das Avaliações de Impacto Ambiental (AIAs), no Brasil representadas pelos Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e Relatórios de Impacto sobre o Meio Ambiente (RIMA). O EIA não é uma inovação brasileira, mas uma adaptação de práticas já utilizadas em outros países. Sua fundamentação filosófica se baseia na obrigatoriedade de respeitar o meio ambiente e no direito dos cidadãos à participação e informação (Antunes, 1992).

Na década de 1980, com a mobilização social e o movimento ambientalista no Brasil, o EIA ganhou nova importância por meio da Lei nº 6.938 de 1981 (Brasil, 1981), que trata da Política Nacional do Meio Ambiente e seus mecanismos de aplicação (Milaré; Benjamim, 1993). A Lei nº 6.938/1981 atribui ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a responsabilidade de estabelecer normas para o licenciamento de atividades potencialmente poluidoras e de realizar estudos sobre as alternativas e consequências ambientais de projetos (BRASIL, 1981).

A Constituição Federal de 1988, em seu Art. 225 (Brasil, 1988), garante o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e impõe ao Poder Público o dever de exigir estudos prévios de impacto ambiental para obras potencialmente degradadoras, garantindo a publicidade dos resultados. Mirra (1998) destaca o EIA como um dos mais importantes instrumentos de defesa ambiental no Brasil, pois obriga a consideração do meio ambiente antes da realização de obras que possam afetá-lo. O EIA/RIMA é um estudo das prováveis modificações socioeconômicas e biofísicas resultantes de um projeto proposto (Milaré; Benjamim, 1993).

Segundo Rohde (2002), os EIA/RIMA são essenciais para a avaliação de impactos ambientais, o que assegura um exame sistemático das consequências ambientais de uma ação proposta e suas alternativas. A Resolução nº 001/86 do CONAMA estabelece que o EIA deve identificar e avaliar sistematicamente os impactos nas fases de implantação e operação de uma atividade, e deve definir a área geográfica afetada. Impactos ambientais não se limitam a efeitos negativos, os mesmos podem ser positivos, tais como a geração de empregos ou a modernização de sistemas produtivos. Meneguzzo e Chaicouski (2010) explicam que impactos ambientais podem trazer benefícios ou malefícios.

Oliveira (2013) observa que os impactos podem ser causados por ações naturais ou antropogênicas, e muitas vezes a intervenção humana amplifica os efeitos de desastres naturais. Cerri Neto (2008), complementa que a degradação ambiental pode resultar de causas naturais, conforme a definição ampla de "degradação" pela Lei nº 6.938/81 (Brasil, 1981). Embora frequentemente confundidos, impacto ambiental e poluição têm distinções importantes. A poluição sempre tem conotação negativa, enquanto impacto ambiental pode ser positivo ou negativo. Segundo Sánchez (2008), toda poluição causa impacto ambiental, mas nem todo impacto ambiental resulta em poluição. Antunes (1999), define impacto ambiental como qualquer alteração significativa no meio ambiente, incluindo seres vivos e seus habitats. A ABNT NBR ISO 14001 (1996, 2015) descreve impacto ambiental como qualquer mudança no ambiente, positiva ou negativa, resultante das atividades, produtos ou serviços de uma organização.

#### **4.2 Impactos Ambientais da Usina Hidrelétrica de Belo Monte**

O rio Xingu, o terceiro maior afluente do rio Amazonas, destaca-se como um dos principais sistemas fluviais da América do Sul (Sawakuchi *et al.*, 2015). A bacia do Xingu é um exemplo emblemático da diversidade socioambiental da Amazônia brasileira, combinando áreas protegidas extensas com uma rica diversidade cultural e ecológica. Este mosaico diversificado transita entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, abrindo uma biodiversidade peculiar e significativa (ISA; AYMIX, 2018).

Esse contexto natural se entrelaça com o modelo econômico brasileiro, historicamente baseado na geração de energia por grandes hidrelétricas, que frequentemente resulta em conflitos socioambientais intensos. A construção dessas usinas gera impactos significativos devido à utilização dos recursos naturais e à apropriação de territórios pertencentes a comunidades tradicionais (Araújo; Pinto; Mendes, 2014). Nesse cenário, a Usina Hidrelétrica de Belo Monte, no rio Xingu, tornou-se um caso emblemático desses conflitos, suscitando debates intensos sobre os impactos ambientais e sociais gerados.

A região de influência direta da UHE Belo Monte inclui territórios de cinco municípios do estado do Pará: Altamira, Anapu, Brasil Novo, Senador José Porfírio e Vitória do Xingu (Salomão *et al.* 2007). O projeto foi concebido durante a ditadura militar, com os primeiros estudos de aproveitamento hidrelétrico do rio Xingu iniciados

na década de 1970. Este período foi marcado pela construção de grandes projetos hidrelétricos, promovidos pelas características físicas e naturais do território e por considerações de custo-benefício (Fainguelernt, 2016).

Na década de 1980, o governo federal revisitou o planejamento de energia hidrelétrica, com destaque para a construção de usinas na Amazônia, como parte do Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (ARAÚJO, 2014). Prevendo a inundação de dois milhões de hectares, incluindo várias terras indígenas e glebas ribeirinhas, o projeto enfrentou forte oposição de povos indígenas, ambientalistas e movimentos sociais. Em fevereiro de 1989, o Encontro dos Povos Indígenas em Altamira resultou na suspensão temporária do projeto (SEVÁ FILHO, 2005).

Em 1994, o projeto foi ambientalmente ajustado, o que resultou em uma redução significativa do tamanho do reservatório, evitando a inundação da Área Indígena Paquiçamba (Luna, 2010). Após longos embates legais e políticos, o Congresso Nacional aprovou o Decreto Legislativo nº 788/2005 (Brasil, 2005), o que autorizou a implantação da UHEBM. Em 2008, o Encontro Xingu Vivo Para Sempre reuniu representantes para debater os impactos das hidrelétricas na bacia do rio Xingu (Freire; Lima; Silva, 2018).

Essa discussão intensificou-se em setembro de 2009, quando foram realizadas quatro audiências públicas sobre Belo Monte, embora os Estudos de Impactos Ambientais (EIA) tenham sido disponibilizados apenas dois dias antes da primeira audiência. Esse fato levou o Ministério Público Federal a recomendar a realização de mais audiências. Os estudos indicaram que a UHEBM impactaria diretamente 66 municípios e terras indígenas (Araújo; Pinto; Mendes, 2014).

Com a obtenção das licenças necessárias, as obras de construção da UHEBM começaram em 2011, e a operação estava prevista para 2019 (Carraro, 2019). A UHEBM é a maior hidrelétrica 100% brasileira e a quarta maior do mundo, com capacidade máxima de 11.233,1 MW, atendendo até 60 milhões de pessoas e distribuindo energia para 17 estados brasileiros (Norte Energia S.A., 2016). Sua infraestrutura inclui uma barragem principal, um reservatório e duas casas de força, sendo a principal localizada em Belo Monte e a complementar na barragem principal (De Paula *et al.*, 2016).

A formação do reservatório de Belo Monte trouxe diversos impactos ambientais, como o aumento da pressão hidrostática sobre nascentes situadas ao longo das margens do rio e dos rios represados, potencialmente o que alterou a alimentação

natural e drenagem de aquíferos (Eletrobras, 2009). Além disso, houve desmatamento e aumento da erosão nas margens dos rios e igarapés, eliminação do pulso de inundação, mudanças na vazão do rio e alterações no ciclo hidrológico na Volta Grande, o que levou à perda de habitat e biodiversidade, perda de conectividade e rotas de migração, além de mudanças na qualidade da água (Santos, 2009).

Nos primeiros anos após a formação do reservatório, houve uma significativa emissão de gases de efeito estufa devido à decomposição subaquática de vegetação e matéria orgânica. A morte de árvores, a decomposição do carbono do solo e das folhas da floresta original, bem como a explosão de macrófitas, contribuíram para essa emissão inicial (Félix Filho, 2013).

A Volta Grande do Xingu, uma área onde o curso do rio apresenta baixa profundidade com afloramentos rochosos, sofreu uma redução da vazão do rio. Quando todas as turbinas estiverem instaladas, um trecho de 100 km de rio abaixo da barragem principal perderá 80% do seu volume de água, impactando diretamente os meios de subsistência das populações ribeirinhas e indígenas que dependem da pesca (Fearnside, 2017). Para mitigar os impactos da redução da vazão, foi proposto pelo Estudo de Impacto Ambiental (EIA) um Hidrograma Ecológico, que visa manter as planícies aluviais úmidas e garantir que as raízes das plantas da Floresta Aluvial recebam a umidade necessária (Eletrobras, 2009).

A construção da UHE Belo Monte envolveu complexas negociações legais e políticas entre o governo federal, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Ministério Público Federal, a Justiça Federal e as comunidades afetadas. Em 2010, a licença prévia foi concedida, seguida pela licença de instalação em 2011 e a licença de operação em 2015, o que permitiu o início das obras (Carraro, 2019).

A construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte exemplifica os desafios e as consequências de grandes projetos de desenvolvimento na Amazônia. A análise dos impactos ambientais e das medidas mitigatórias é crucial para entender o balanço entre desenvolvimento econômico e a preservação ambiental e dos direitos das comunidades tradicionais. Este caso destaca a necessidade de abordagens mais sustentáveis e inclusivas no planejamento de projetos de infraestrutura de grande escala.

Ainda que os benefícios econômicos e energéticos sejam frequentemente utilizados como justificativa para empreendimento desse porte, a realidade vivenciada

pelas populações locais e os danos irreversíveis ao meio ambiente expõem a complexidade da tomada de decisões em relação a obras de infraestrutura. O caso da UHEBM permanece como um exemplo notório da necessidade de conciliar desenvolvimento e sustentabilidade, o que destaca a importância de considerar os saberes tradicionais, os direitos humanos e a conservação da biodiversidade na busca por um modelo energético mais equilibrado e justo.

### **4.3 Municípios**

A maior parte das sedes municipais está situada ao longo da rodovia Transamazônica, com exceção das cidades de Porto de Moz, Senador José Porfírio e Vitória do Xingu, que se encontram às margens do rio Xingu. A economia local é sustentada principalmente pela agricultura familiar, que se origina da agricultura ribeirinha e das atividades extrativistas tradicionais, como a coleta de borracha e castanha-do-Pará. Cultivos como café, pimenta, banana e coco também são comuns, além de mandioca, arroz, milho e feijão, que compõem a base alimentar da região. A pecuária ocupa uma vasta extensão de terras, cerca de quatro vezes mais do que as áreas destinadas às lavouras. As florestas são exploradas economicamente através do extrativismo vegetal, combinando atividades tradicionais, como a coleta de castanha e açaí, com práticas de alto impacto ambiental, como a exploração madeireira. Aproximadamente 10% da madeira extraída no estado do Pará vem da Área de Influência Indireta da UHEBM, com significativa produção de lenha e madeira em tora (Eletrobras, 2009).

As atividades industriais são modestas e estão principalmente associadas à produção agropecuária, como a separação de polpas, moagem de grãos e abate de animais, além das empresas que transformam madeira em produtos comercializáveis e a extração mineral, em sua maioria localizadas em Altamira (Eletrobras, 2009). A infraestrutura e os serviços públicos de educação e saúde são precários. Durante a estação chuvosa, a circulação de pessoas em algumas áreas é inviável devido às condições das estradas vicinais, tornando o rio Xingu e seus afluentes essenciais para a população, pois a navegação fluvial é o meio de transporte mais utilizado, inclusive para carga. Os principais portos estão localizados em Vitória do Xingu, Porto de Moz, Senador José Porfírio e Altamira, de onde partem embarcações para várias

localidades ribeirinhas, incluindo acesso a diversas Terras Indígenas (Eletrobras, 2009).

localizado no estado do Pará, na Região Norte do país. Situa-se na área de influência da bacia hidrográfica do rio Xingu, sendo um dos maiores municípios em extensão territorial do Brasil (IBGE, 2018). Em 2020, o IBGE estimou a população de Altamira em 174.402 habitantes, um crescimento de 14,3% em relação a 2010. Esse crescimento acelerado, impulsionado principalmente pela migração interna, pressiona os recursos naturais e a infraestrutura da cidade, intensificando os desafios socioambientais. Segundo o Sistema de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal, do Instituto INPE, em 2022, o município registrou a maior taxa de desmatamento anual da história, com 1.435,5 km<sup>2</sup> de floresta devastada. Isso representa um aumento de 28,1% em relação ao ano anterior e 320,7% em comparação com 2010 (PRODES, 2022). Em Altamira, em 2021, 7.480 imóveis rurais estavam com CAR cadastrado, representando 42,8% da área total do município.

O município de Senador José Porfírio está situado no estado do Pará, integrando a mesorregião do Sudeste Paraense e a microrregião de Altamira. Localiza-se na região Norte do Brasil, compondo uma das áreas que formam o território conhecido como Médio Xingu (IBGE, 2020). Em 2020, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) estimou a população de Senador José Porfírio em 10.824 habitantes, um crescimento de 22,4% em relação a 2010 (IBGE, 2020). Esse crescimento, impulsionado principalmente pela migração interna, pressiona os recursos naturais e a infraestrutura do município, intensificando os desafios socioambientais.

Senador José Porfírio, município paraense banhado pelo Rio Xingu, também enfrenta o desafio do desmatamento. Segundo o Sistema de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal (PRODES, 2022) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em 2022, o município registrou 514,7 km<sup>2</sup> de área desmatada, um aumento de 42,9% em relação ao ano anterior e 357,8% em comparação com 2010. Em Senador José Porfírio, em 2021, 1.802 imóveis rurais estavam com CAR cadastrado, representando 67,9% da área total do município.

Vitória do Xingu é um município brasileiro localizado no estado do Pará, na região Norte do país. Está inserido na mesorregião do Sudeste Paraense e integra a área conhecida como Médio Xingu, próxima aos municípios de Altamira e Senador José Porfírio. Em 2020, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) estimou

a população de Vitória do Xingu em 16.918 habitantes, um crescimento de 18,2% em relação a 2010 (IBGE, 2020). Esse crescimento, impulsionado principalmente pela migração interna, pressiona os recursos naturais e a infraestrutura do município, intensificando os desafios socioambientais.

Vitória do Xingu, município paraense banhado pelas águas cristalinas do Rio Xingu, também enfrenta o desafio do desmatamento. Segundo o Sistema de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em 2022, o município registrou 237,8 km<sup>2</sup> de área desmatada, um aumento de 31,5% em relação ao ano anterior e 222,2% em comparação com 2010 (PRODES, 2022). Em Vitória do Xingu, em 2021, 1.231 imóveis rurais estavam com CAR cadastrado, representando 61,5% da área total do município.

Brasil Novo é um município brasileiro situado no estado do Pará, na região Norte do país. Faz parte da mesorregião do Sudoeste Paraense e ocupa uma área de aproximadamente 6.362 km<sup>2</sup>. Está localizado próximo aos municípios de Altamira e Medicilândia, compondo a área de influência da Rodovia Transamazônica (BR-230), em uma região de relevo suavemente ondulado, com altitude média de 190 metros. Em 2020, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística estimou a população de Brasil Novo em 17.462 habitantes, um crescimento de 14,5% em relação a 2010 (IBGE, 2020). Esse crescimento, impulsionado principalmente pela migração interna, pressiona os recursos naturais e a infraestrutura do município, intensificando os desafios socioambientais.

Brasil Novo, município paraense localizado na bacia do Xingu, também enfrenta o desafio do desmatamento. Segundo o Sistema de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em 2022, o município registrou 384,2 km<sup>2</sup> de área desmatada, um aumento de 27,8% em relação ao ano anterior e 174,8% em comparação com 2010 (PRODES, 2022). Em Brasil Novo, em 2021, 2.104 imóveis rurais estavam com CAR cadastrado, representando 54,9% da área total do município.

Anapu é um município brasileiro localizado no estado do Pará, na região Norte do país. Possui uma área de aproximadamente 11.895 km<sup>2</sup> e, em 2018, sua população estimada era de 27.161 habitantes. O município integra a mesorregião do Sudoeste Paraense e está inserido na área de influência da Rodovia Transamazônica (BR-230), em uma região de relevo suavemente ondulado, com altitude média de 96 metros. Em

2020, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) estimou a população de Anapu em 26.533 habitantes, um crescimento de 54,8% em relação a 2010. Esse crescimento acelerado, impulsionado principalmente pela migração interna, exerce forte pressão sobre os recursos naturais e a infraestrutura do município, intensificando os desafios socioambientais.

Anapu, município paraense banhado pelo Rio Xingu, enfrenta um dos maiores desafios da Amazônia: o desmatamento desenfreado. Segundo o Sistema de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia Legal do INPE, em 2022, Anapu ostentou o triste título de campeão do desmatamento no Pará, com 1.290,9 km<sup>2</sup> de área devastada. Essa área desmatada representa um aumento de 35,4% em relação ao ano anterior e 342,9% em comparação com 2010, um verdadeiro massacre à floresta (PRODES, 2022). Em 2021, 3.218 imóveis rurais do município estavam com CAR cadastrado, representando 42,3% da área total. Apesar da baixa adesão, o CAR se configura como um ponto de partida para a organização fundiária e a promoção do desenvolvimento sustentável.

#### **4.4 Geomorfologia e solos**

O Planalto Meridional da Bacia Sedimentar do Amazonas e o Planalto do Tapajós-Xingu destacam-se por relevos de topos tabulares, rampas suavemente inclinadas e lombadas em rochas sedimentares e cristalinas, moldados por processos de dissecação em superfícies de aplainamento. Essas áreas apresentam vales rasos e vertentes de baixa a média declividade. Nos Planaltos Residuais do Sul do Pará e na Depressão do Médio Xingu, predominam formas de relevo com topos convexos e vales pouco profundos, esculpidos em diferentes tipos de rochas, com declividades suaves a medianas e drenagens de primeira ordem (De Paula *et al.*, 2016).

O domínio dos Planaltos Dissecados da Borda Sul da bacia Amazônica apresenta solos espessos e bem drenados, como Latossolos Amarelos Distróficos, Nitossolos Vermelhos e Chernossolos, associados à vegetação de Floresta Ombrófila Densa Submontana (Dantas; Teixeira, 2013). Morros e serras altas, compostos pelas Formações Ererê, Maecuru e Diabásio Penatecaua, integram a Província Espeleológica Altamira-Itaituba, que possui 50 cavernas registradas na sub-bacia do baixo Xingu (Leme Engenharia, 2010). As planícies que margeiam o rio Xingu possuem baixa sedimentação aluvial, solos hidromórficos e alta fertilidade natural,

com Gleissolos Háplicos e Neossolos Flúvicos recobertos por formações pioneiras e Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Dantas; Teixeira, 2013; De Paula *et al.*, 2016).

Já no domínio das Superfícies Aplainadas do Sul da Amazônia, o relevo é formado por morros, colinas suaves e inselbergs. Solos como Argissolos e Latossolos predominam, sendo recobertos por Floresta Ombrófila Submontana Densa e Aberta, em áreas moldadas por erosão e estabilidade tectônica regional durante o Cenozoico (Dantas; Teixeira, 2013; De Paula *et al.*, 2016).

#### **4.5 Vegetação**

A área de influência direta da UHE Belo Monte apresenta vegetação típica do Bioma Amazônico, com destaque para as Florestas Ombrófilas Densas, Submontanas e Abertas. A Floresta Ombrófila Densa ocorre em clima úmido, sem períodos secos, com precipitação superior a 2300 mm e temperaturas médias de 22°C a 25°C, predominando na Depressão Amazônica, com variações edáficas e altitudinais (IBGE, 2020). A Floresta Ombrófila Densa Aluvial ocorre em várzeas sazonal ou permanentemente inundadas, abrigando espécies adaptadas como as matas de várzea e igapó (IBGE, 2009). Nas Terras Baixas, a Floresta Densa apresenta árvores emergentes em altitudes de até 100 metros (IBGE, 2009). A Floresta Submontana, entre 100 e 600 metros, possui dossel uniforme com árvores de até 30 metros (IBGE, 2009).

A Floresta Ombrófila Aberta ocupa zonas de transição, formando mosaicos com palmeiras, cipós ou sororocas. A formação com palmeiras é densa e intercalada com árvores de dossel uniforme; a com cipós é mais aberta, com árvores de até 25 metros cobertas por lianas; e a com sororocas ocorre em clareiras naturais ou humanas (IBGE, 2012). Essas áreas são impactadas por agricultura, pastagens e solos rasos, aumentando a sazonalidade da vegetação. A Floresta Aberta das Terras Baixas ocorre em vales de sedimentação terciária (IBGE, 2012). Já a Submontana, presente no sul da Transamazônica, alterna-se em mosaicos com a Floresta Densa, sendo altamente degradada por exploração madeireira e favorecendo o crescimento de palmeiras como babaçu e inajá (IBGE, 2012).

#### **4.6 O papel das geotecnologias aplicadas no monitoramento das mudanças de uso e cobertura do solo**

As tecnologias espaciais estão desempenhando um papel cada vez mais crucial na sociedade contemporânea. Anteriormente restritos aos pesquisadores do meio físico (Silva, 2003), os dados espaciais agora são essenciais para uma variedade de aplicações. As geotecnologias, como Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Sistema de Informação Geográfica (SIG) (Rosa, 2005), destacam-se como ferramentas poderosas para o planejamento e gestão territorial.

O Sensoriamento Remoto utiliza sensores e equipamentos em aeronaves, espaçonaves ou outras plataformas para estudar fenômenos na superfície terrestre, analisando interações entre radiação eletromagnética e substâncias (Novo, 2010). Essa técnica captura e registra energia refletida ou emitida pela superfície, fornecendo imagens de alta qualidade e um histórico extenso (Florenzano, 2011).

O Geoprocessamento emprega técnicas matemáticas e computacionais para coletar e processar informações espaciais, desenvolvendo novos sistemas (Rosa; Brito, 1996; Câmara; Davis; Monteiro; 2001). Por sua vez, o SIG integra programas computacionais para coletar, armazenar, manipular e analisar dados espacialmente referenciados (Fitz, 2008; Longley *et al.*, 2010), fundamentais para a avaliação de cenários futuros e a gestão territorial.

As geotecnologias têm contribuído significativamente para a análise da dinâmica de uso e cobertura da Terra, crucial para compreender a organização do espaço (Leite; Rosa, 2012; Rosa, 2005). O estudo do "uso da Terra" e "cobertura da Terra" permite entender como o espaço é utilizado pelo homem e o tipo de vegetação que o reveste (Rosa, 2005; Novo, 2010).

Informações detalhadas são cruciais para o planejamento e as decisões, sendo os mapas de uso e cobertura da Terra instrumentos essenciais para o desenvolvimento sustentável e o planejamento local (Araújo Filho; Meneses; Sano, 2007). Na Amazônia, projetos como PRODES, DETER e TerraClass monitoram e combatem o desmatamento, fornecendo dados essenciais para políticas públicas (INPE, 2016; Becker, 2010).

O PRODES, desde 1988, monitora o desmatamento por corte raso na Amazônia Legal, utilizando imagens de satélite como Landsat 5, CBERS-2, entre outros (PRODES, 2022). O DETER, sistema de alerta rápido, identifica mudanças na cobertura florestal em tempo real, enquanto o DETER-B foi desenvolvido para mapear áreas menores que 25 hectares (Diniz *et al.*, 2015).

O Projeto TerraClass, em parceria com a Embrapa, mapeia o uso da terra na Amazônia, usando dados do PRODES e imagens de satélite para classificar áreas como Agricultura Anual, Pastagem e Floresta (PRODES, 2022). Esses esforços são cruciais para entender e controlar as mudanças na cobertura da terra na região.

Além disso, os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são fundamentais nesse campo de pesquisa, englobando diversas geotecnologias que são cada vez mais utilizadas em pesquisas, negócios e outras áreas onde há necessidade de especialização em informações (Oliveira, 2015). A tecnologia facilita a criação de metodologias aplicáveis ao geoprocessamento, permitindo análises sistemáticas do ambiente e suas propriedades sob a cobertura do solo, gerando uma base de informações georreferenciadas (Zimmermann, 2012).

Os dados coletados e processados em computador, organizados em bases de dados geográficos, possibilitam a introdução, manipulação, interpretação e visualização de informações georreferenciadas, fundamentais para o apoio ao ordenamento territorial e à gestão de atividades humanas (Garrido; Costa, 2006). Segundo Florenzano (2011), as geotecnologias são essenciais tanto para o público acadêmico quanto para o público em geral, sendo amplamente acessíveis e incrementando os SIGs.

Esses avanços são suportados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que disponibiliza dados brutos e processados em SIG, como é o caso do TerraClass e PRODES. O PRODES, em particular, desempenha um papel crucial no conhecimento dos recursos ambientais, especialmente na Amazônia (Hayes; Rajão, 2011). Os sensores remotos, como os de satélites e radares, têm permitido um mapeamento detalhado e o acompanhamento do crescimento do uso da terra ao longo dos anos, destacando-se pelo volume crescente de dados disponíveis (Rosenqvist *et al.*, 2003).

Este texto integra diversas perspectivas das geotecnologias e seus impactos, desde aplicações práticas na gestão territorial até o monitoramento ambiental na Amazônia, refletindo o avanço contínuo das tecnologias espaciais e sua importância crescente na sociedade moderna.

#### **4.7 O papel do geoprocessamento**

A análise geoespacial, também conhecida como geomática ou geotecnologias em algumas definições, engloba uma variedade de ferramentas e abordagens multidisciplinares para o processamento de dados espaciais. Inclui técnicas como Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informação Geográfica (SIG/GIS), Processamento Digital de Imagens (PDI), Geoestatística, Cartografia Digital, Desenho Assistido por Computador (CAD), Bancos de Dados Alfanuméricos e Sistemas Globais de Navegação por Satélite (GNSS), amplamente utilizados na análise ambiental. Devido à complexidade e à variedade de ferramentas disponíveis, frequentemente há confusão entre esses conceitos e a própria análise geoespacial. Esta última, de maneira mais abrangente, refere-se ao processamento de qualquer tipo de dados georreferenciados, enquanto um SIG/GIS lida tanto com dados gráficos quanto alfanuméricos, concentrando-se em análises espaciais e modelagem de superfícies (Burrough, 1986).

No contexto contemporâneo, o termo geoprocessamento descreve uma disciplina que emprega métodos matemáticos e computacionais para o tratamento de informações geográficas, influenciando cada vez mais áreas como Cartografia, Análise de Recursos Naturais, Transporte, Comunicações, Energia, Planejamento Urbano e Regional (Câmara; Davis; Monteiro, 2001). Trabalhar com geoinformação implica, primeiramente, utilizar computadores para representar dados espacialmente referenciados (Câmara; Davis; Monteiro, 2001).

Rosa (2005) enfatiza que as geotecnologias abrangem um conjunto de tecnologias para coleta, processamento, análise e apresentação de informações geográficas. Estas tecnologias incluem soluções em hardware, software e pessoas, formando ferramentas poderosas que visam facilitar, garantir segurança e aumentar a eficiência nas atividades de monitoramento, planejamento e tomada de decisões relacionadas ao espaço geográfico. Em um país de dimensões continentais como o Brasil, onde há uma carência significativa de informações adequadas para decisões sobre questões urbanas, rurais e ambientais, o geoprocessamento apresenta grande potencial, especialmente quando baseado em tecnologias acessíveis e conhecimento local (Câmara; Davis; Monteiro, 2001). Oliveira (2013) destaca que o geoprocessamento pode contribuir, em várias situações, para aprimorar a qualidade de estudos socioambientais, integrando diversas disciplinas e técnicas relacionadas à compreensão do espaço geográfico, como sensoriamento remoto,

topografia/agrimensura, fotogrametria, geodésia, cartografia, geomorfologia, geologia, biologia, arquitetura, sociologia e, particularmente, geografia.

As técnicas de geoinformação começaram a se desenvolver com o advento dos primeiros computadores eletrônicos na década de 1940, evoluindo nas décadas seguintes e se popularizando na década de 1980 com a disseminação dos computadores pessoais. Desde então, impulsionado pelo avanço da capacidade computacional, pela redução dos custos de hardware e software, e pela disponibilidade de opções mais acessíveis para a construção de bases de dados geográficas, seu uso se expandiu inicialmente na comunidade científica, em órgãos de gestão pública e em empresas de serviços essenciais como água, energia e telecomunicações.

Atualmente, as ferramentas de geoinformação estão consolidadas e amplamente difundidas, alcançando até mesmo áreas que tradicionalmente não as utilizavam. Quem poderia imaginar, alguns anos atrás, um usuário comum acessando imagens de satélite de alta resolução pelo inovador Google Earth em sua própria casa, ou utilizando GPS em celulares e veículos? Câmara, Davis e Monteiro (2001) observam um crescimento significativo na adoção de SIG/GIS pelas organizações na última década, impulsionado pela redução dos custos de hardware e software, bem como pelo surgimento de alternativas mais econômicas para o desenvolvimento de bases de dados geográficas.

Portanto, o uso das ferramentas de geoinformação em estudos ambientais deve incorporar os avanços tecnológicos atuais, tanto em software e hardware quanto em dados, para obter informações espaciais mais precisas e alinhadas com a realidade geográfica multitemporal. Os avanços mencionados refletem-se em diversas técnicas de geoinformação, como o uso de sensores remotos orbitais de alta resolução espacial, sistemas de posicionamento de precisão e interoperabilidade de sistemas. Dependendo de suas funções e objetivos, essas tecnologias proporcionam suporte para a geração de produtos mais sofisticados na análise ambiental. Câmara e Medeiros (1998) destacam que, como consequência natural, o uso do geoprocessamento em projetos ambientais demanda a aplicação intensiva de técnicas de integração de dados, sendo essencial que especialistas em geoprocessamento combinem ferramentas de análise espacial, processamento de imagens, geoestatística e modelagem numérica do terreno.

Assim, a pesquisa geográfica contemporânea, quando apoiada pelo geoprocessamento, especialmente na análise sistemática das condições ambientais, permite a incorporação de novas perspectivas da realidade ambiental e ampliação das possibilidades de registro e tabulação de eventos e entidades ambientais (Silva; Zaidan, 2010).

#### **4.8 O papel do sensoriamento remoto**

O Sensoriamento Remoto (SR), uma das principais áreas das Geotecnologias, é uma ferramenta que visa capturar imagens da superfície terrestre, medindo quantitativamente a interação entre a radiação eletromagnética e os alvos terrestres (Meneses; Almeida, 2012).

SR é uma tecnologia poderosa para mapeamento e monitoramento ambiental, permitindo a extração de várias informações através da captura, processamento e análise de imagens. Ele quantifica a interação entre a radiação eletromagnética e a superfície da Terra ou objetos específicos. Segundo o paradigma ondulatório, a interpretação das imagens leva em conta a interação entre o comprimento de onda e as dimensões dos objetos (Meneses; Almeida, 2012). Assim, cada classe de objeto pode ser localizada e caracterizada.

Um aspecto fundamental das técnicas de SR é a resolução das imagens, que facilita a obtenção de dados de alta qualidade. As resoluções são categorizadas em espacial, espectral, radiométrica e temporal (Dainese, 2001).

Os principais objetivos do SR são identificar e distinguir as diferentes composições de materiais da superfície, como tipos de vegetação, usos do solo, rochas, entre outros. Esta diferenciação é possível devido ao comportamento específico dos materiais ao longo do espectro eletromagnético, permitindo sua identificação (Crósta, 1999; Iost Filho *et al.*, 2020).

De acordo com Ramos *et al.* (2010), o SR utiliza faixas espectrais de bandas no espectro eletromagnético, combinações de bandas e índices. É crucial usar as bandas adequadas, como destacado por Gaida *et al.* (2020), que indicam que os espectros de reflectância são fundamentais para orientar a escolha das bandas dos sensores para interpretação de imagens. No exemplo do satélite Landsat 7, as bandas mais comuns (verde, vermelho e azul) permitem ao analista formar uma composição colorida integrando todas as informações em uma imagem.

Assim, o SR permite a obtenção de dados sobre o uso da terra. As técnicas de sensoriamento remoto são, portanto, uma ferramenta valiosa para adquirir informações ambientais e entender as interações entre o meio ambiente e as atividades humanas (Rudorff; Moreira, 2002).

Com o aumento das questões ambientais globais, especialmente na Amazônia Brasileira, o SR torna-se uma ferramenta essencial. Rosan e Alcântara (2016) destacaram sua importância ao analisar mudanças no uso e cobertura do solo entre 2005 e 2013, evidenciando a redução da conservação em áreas de vegetação natural, regeneração e áreas antropizadas pela agricultura.

O SR tem contribuído significativamente para o estudo de diversos ambientes, ajudando a compreender as estruturas ecossistêmicas e suas interações. Ele é utilizado para identificar e quantificar a distribuição florestal desde escalas globais até locais (Archard *et al.*, 2002). Sensores remotos facilitam a análise da variação espacial e temporal de ambientes, principalmente em áreas extensas e de difícil acesso, onde o trabalho de campo tradicional é inviável. O SR é essencial para a aquisição de informações territoriais, tornando-se uma ferramenta indispensável no monitoramento e gestão dos recursos naturais (Palha; Marques; Almeida, 2003).

Imagens de satélite são dados em formato matricial, onde os vetores x, y (localização) e z (valores radiométricos) podem ser transformados algebricamente para realce espectral e/ou espacial e análises estatísticas. O uso de imagens e técnicas de SR para mapear a variação temporal e espacial de habitats em ecossistemas alagáveis da Amazônia é altamente vantajoso, pois essas imagens são registradas com alta frequência por constelações de satélites, facilitando a detecção de mudanças na dinâmica e paisagem desses ambientes (Novo, 2010). Sensores remotos oferecem um método rápido e preciso para criar mapas de uso e cobertura do solo (Novo, 2010), com uma ampla gama de técnicas de segmentação e classificação automática de imagens digitais disponíveis no mercado (Palha; Marques; Almeida, 2003).

As informações derivadas do SR podem servir como indicadores das condições da vegetação através de medições de biomassa, produtividade, fenologia e diversidade (Foody, 2003). Aliadas à coleta de dados em campo, essas informações podem ser usadas para criar mapas geomorfológicos (Verstappen, 2011).

Atributos estruturais da vegetação são indicadores do estágio de desenvolvimento e da relação com o ambiente (Feldpausch *et al.*, 2003; Quesada *et*

*al.*, 2012). As florestas são caracterizadas pelas diferenças estruturais da vegetação e pelas associações com o clima, geomorfologia e tipos de solo. Diferenças quantitativas na estrutura florestal podem ajudar a entender as relações ecológicas entre a vegetação e gradientes ambientais, bem como estudos de manejo sustentável (Uhl; Kauffman, 1990; Hubbel *et al.*, 1999; Vierling; Naugle; Schimidt, 2008).

Apesar de ser uma técnica abrangente e acessível, o SR apresenta limitações, especialmente relacionadas aos sensores óticos. Nos trópicos, um desafio significativo é o longo período de cobertura de nuvens, que dificulta a aquisição de imagens com menos de 60% de cobertura de nuvens, sendo possível apenas durante o verão (Souza Filho; Paradella; Silveira; Novo, 2010; Zanotta; Ferreira; Zortea, 2019).

Outra questão é a definição dos requisitos mínimos de resolução espacial, radiométrica e temporal necessários para atender às necessidades de informação sobre a superfície de interesse. Problemas de mistura espectral também ocorrem devido à resolução espacial dos sensores, que pode permitir que um pixel contenha mais de um tipo de cobertura (Novo, 2010; Zanotta; Ferreira; Zortea, 2019).

Por exemplo, embora seja comum discriminar áreas florestais de outros tipos de cobertura e uso da terra, nos trópicos, onde a floresta é um mosaico de estágios sucessivos com limites indefinidos, torna-se difícil especificar diferentes tipos de vegetação devido às características do sensor e ao gradiente contínuo da vegetação (Whitmore, 1990). Além disso, existe a questão do limite máximo de degradação da resolução espacial sem perda significativa de informação.

Para superar esses desafios, várias abordagens têm sido propostas, incluindo o uso de radares de abertura sintética (SAR) e tecnologias a laser (LiDAR). Dados orbitais de sensores SAR são pouco influenciados pelas condições atmosféricas e podem penetrar alvos como a vegetação, identificando formas do relevo em áreas alagáveis (Flores-Anderson *et al.*, 2019). A tecnologia LiDAR, por sua vez, mede distâncias das estruturas com base no tempo de retorno do raio laser (Lefsky *et al.*, 2002), coletando dados altimétricos para a superfície da água e topografia terrestre. Alguns autores sugerem que LiDAR aperfeiçoa muitas técnicas de SR existentes, obtendo estimativas ambientais mais precisas (Brown, 2002; Drake *et al.*, 2003; Freitas; Shimabukuro, 2007).

Dados orbitais de sensores remotos podem fornecer informações geomorfológicas de áreas emersas e águas rasas com base na textura, geometria e conteúdo de umidade dos alvos (Souza Filho; Paradella; Silveira, 2005). Imagens

SAR, combinadas com sensores óticos e devidamente ortorretificadas, permitem manipulação e comparação precisa de dados pixel a pixel, sendo úteis no mapeamento geomorfológico de ambientes tropicais úmidos (Souza Filho; Paradella; Silveira, 2005).

#### **4.9 Plataforma Google Earth Engine**

O Google Earth Engine (GEE) é uma plataforma tecnológica criada para análise de dados ambientais em escala global. Ela disponibiliza imagens de satélite de todo o mundo, coletadas nas últimas décadas e atualizadas diariamente. Além disso, oferece ferramentas computacionais para que cientistas e outros usuários possam identificar mudanças e tendências na superfície terrestre, nos oceanos e na atmosfera (Gorelick *et al.*, 2017).

O GEE é um exemplo de modelo PaaS (Platform as a Service), desenhado para facilitar o desenvolvimento de aplicações na computação em nuvem (Taurion, 2009). Este modelo disponibiliza um conjunto de ferramentas que permite aos usuários desenvolver, implantar e gerenciar software aplicativo, suportando um grande número de usuários e possibilitando o processamento de dados em qualquer lugar com acesso à internet. Nuvens PaaS oferecem diversas ferramentas de desenvolvimento, como linguagens de programação, banco de dados e suporte em tempo de execução, o que facilita a criação de aplicações de alta qualidade (Schmitt; Damasco, 2012).

A infraestrutura do GEE combina uma vasta coleção de dados geoespaciais com capacidade de armazenamento e processamento elevados, integrados ao ambiente de computação em nuvem do Google. Além disso, disponibiliza um ambiente de desenvolvimento integrado para a implementação de algoritmos de análise e processamento de dados geoespaciais utilizando JavaScript e Python (Gorelick *et al.*, 2017).

O catálogo de dados geoespaciais do GEE é extenso e inclui produtos com cobertura regional e global de diversos sensores, como ASTER e MODIS, além de coleções de imagens de satélites Landsat e NOAA, e produtos MeaSURES, que combinam diferentes dados para formar séries temporais consistentes (Ganem *et al.*, 2017). A plataforma também armazena algoritmos que podem ser acessados facilmente via API (Application Programming Interface).

Uma das vantagens do GEE é permitir aos usuários realizar desde análises estatísticas simples até operações complexas, como a geoestatística, diretamente na nuvem do Google, facilitando a extração de informações das imagens (Gorelick *et al.*, 2017). Além dos dados disponíveis na infraestrutura do Google, os usuários podem integrar seus próprios dados ao banco de dados da nuvem (Ganem *et al.*, 2017).

O GEE está integrado ao Google Drive, que oferece 15 GB de armazenamento gratuito, expansível mediante pagamento. Esta integração facilita a importação e exportação de arquivos produzidos na plataforma GEE. Uma vantagem significativa de utilizar um serviço em nuvem é a eliminação da necessidade de espaço físico para armazenar dados, bastando ter acesso à Internet para obtê-los. Isso permite que várias pessoas trabalhem simultaneamente em um mesmo arquivo sem a necessidade de envio ou controle de versões (Balbinot *et al.*, 2016).

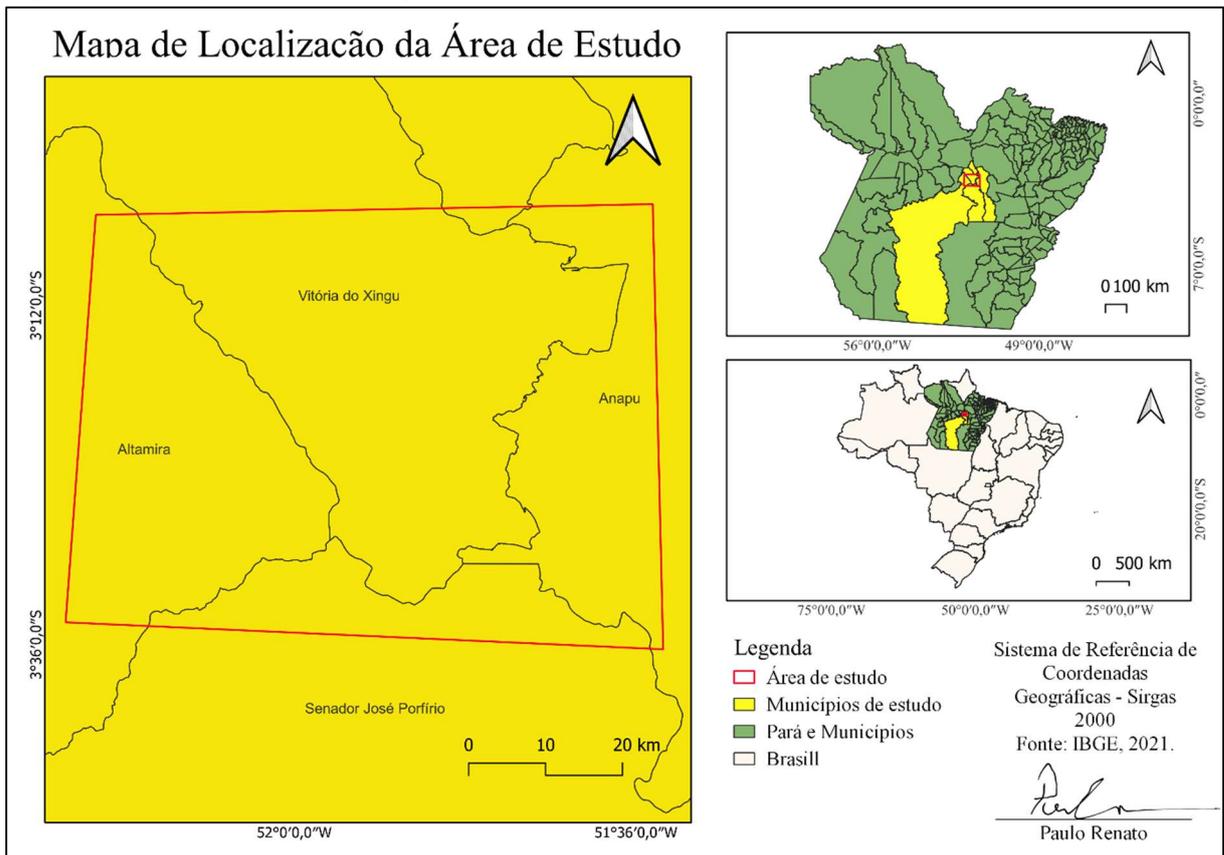
Apesar de ser uma plataforma relativamente nova, o GEE tem sido utilizado em uma ampla gama de pesquisas científicas, incluindo estudos sobre mudanças na cobertura florestal global, dinâmica da água doce superficial, estimativas de produção agrícola, mapeamento da expansão, mapeamento de áreas suscetíveis a enchentes (Hansen *et al.*, 2013). No Brasil, o GEE tem sido uma ferramenta fundamental para o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass, 2021).

## 5 Material e Métodos

### 5.1 Caracterização da área de estudo

A UHBM está localizada na região sudoeste do estado do Pará, na bacia do rio Xingu, um dos principais afluentes do rio Amazonas, conforme Figura 1. A área de influência direta do empreendimento abrange os municípios de Altamira, Vitória do Xingu, Anapú e Senador José Porfírio, que estão inseridos em um contexto socioambiental marcado pela diversidade de ecossistemas amazônicos e pela presença de comunidades tradicionais e indígenas (Eletrobras, 2009; Fearnside, 2017).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor.

A região é estratégica tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico, pois integra um dos maiores corredores de áreas protegidas do mundo, incluindo unidades de conservação e terras indígenas. A UHBM está situada na Volta Grande do Xingu, uma área de notável importância ecológica e hidrológica, onde o rio Xingu apresenta um curso sinuoso com afloramentos rochosos e baixa profundidade (Sawakuchi *et al.*,

2015). Essa localização geográfica confere à usina um papel central no debate sobre desenvolvimento sustentável e conservação na Amazônia.

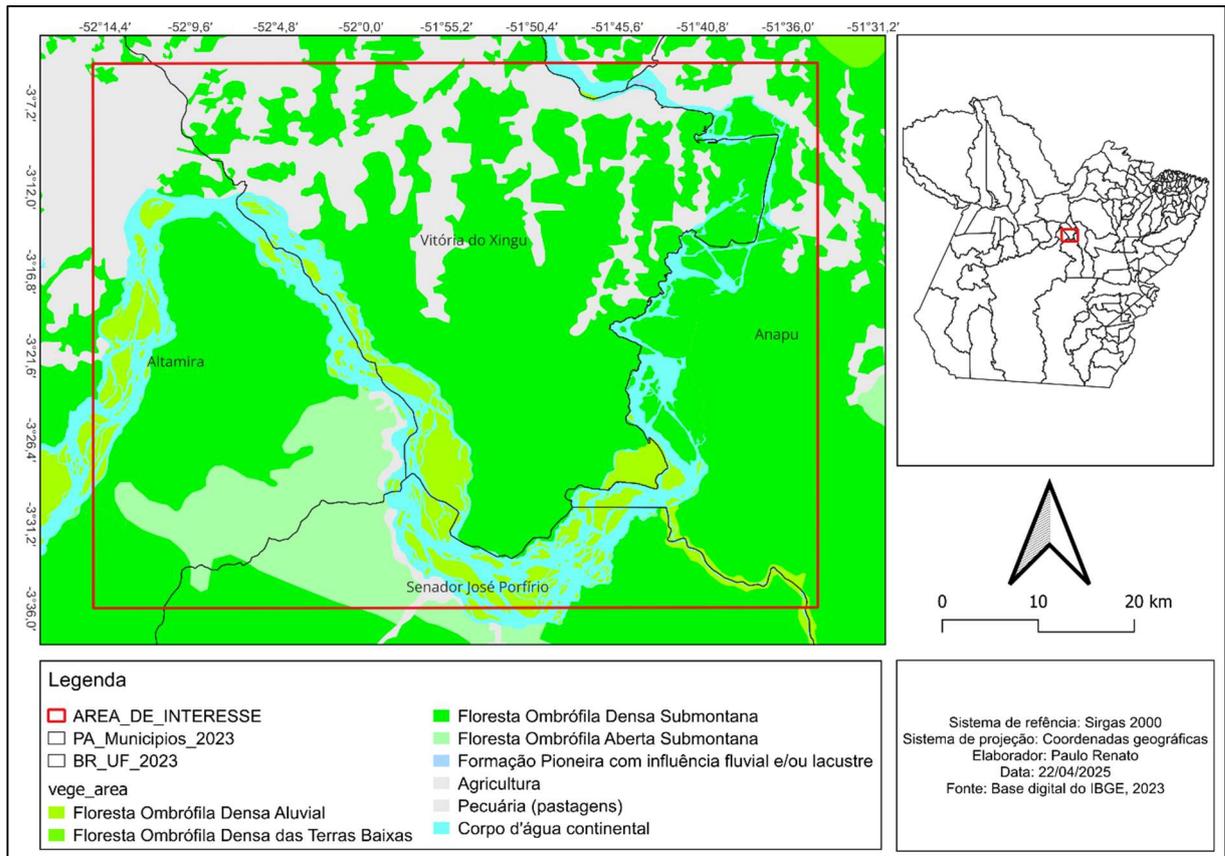
## **5.2 Clima**

O clima da região é classificado como Am e Amw' (Köppen), caracterizado por temperaturas médias anuais de 25°C, com isotermas em torno de 26°C. A precipitação anual é de aproximadamente 1.705 mm, com maior intensidade entre janeiro e abril (período chuvoso) e menor entre julho e outubro (período seco). A umidade relativa do ar é elevada, em torno de 85% (De Paula *et al.*, 2016; IBGE, 2020).

## **5.3 Vegetação**

A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa, típica do bioma amazônico, com variações como a Floresta Ombrófila Densa Aluvial (em áreas de várzea e igapó) e a Floresta Ombrófila Submontana (em altitudes entre 100 e 600 metros). Há também áreas de transição com formações de palmeiras, cipós e sororocas, além de pastagens e áreas agrícolas (IBGE, 2013; Brasil, 2025). A vegetação é altamente diversificada, com espécies adaptadas a diferentes condições edáficas e hidrológicas (Salomão *et al.*, 2007).

Figura 3: tipo de vegetação presente na área de estudo

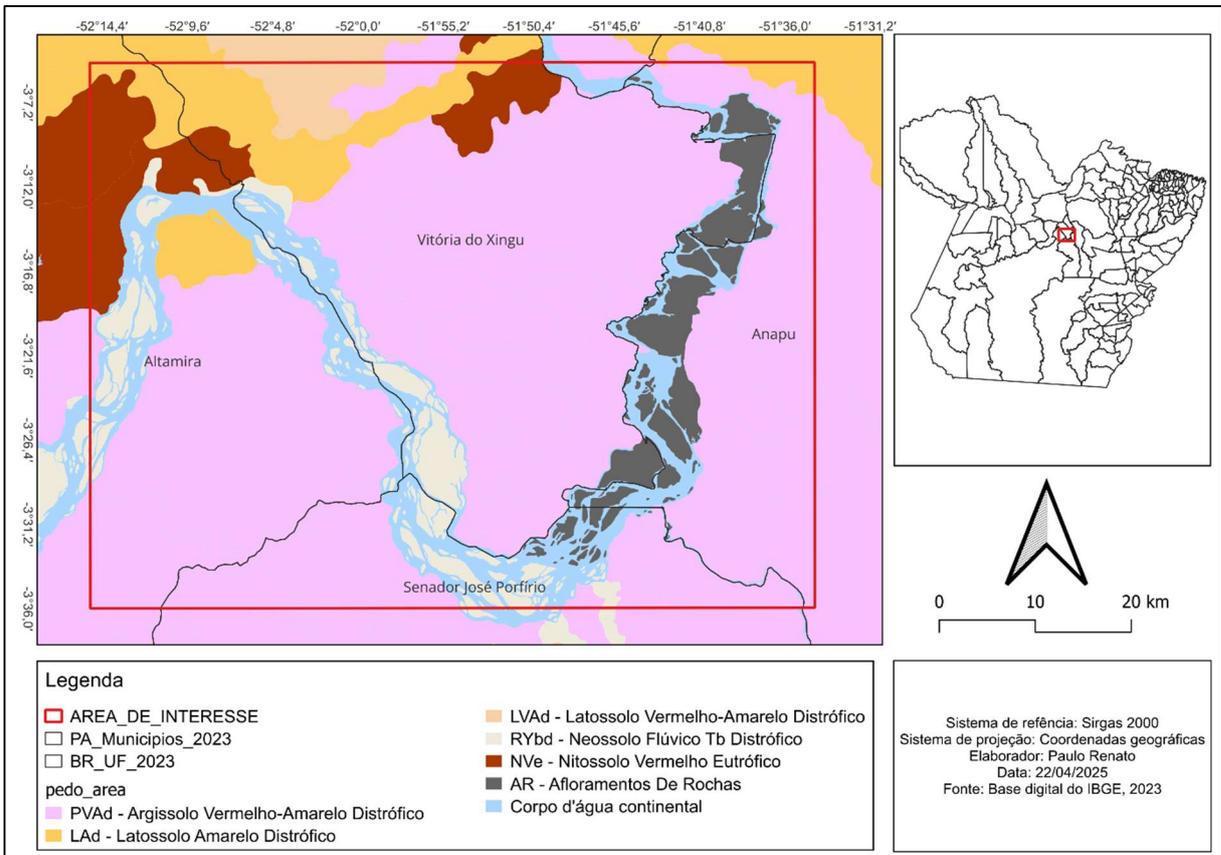


fonte: elaborado pelo autor.

## 5.4 Solo

Os solos da região são predominantemente Latossolos Amarelos Distróficos, Nitossolos Vermelhos e Chernossolos, bem drenados e associados à vegetação de Floresta Ombrófila Densa Submontana. Nas planícies aluviais, encontram-se Gleissolos Háplicos e Neossolos Flúvicos, com alta fertilidade natural, recobertos por formações pioneiras e Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Dantas; Teixeira, 2013; De Paula *et al.*, 2016). Esses solos são essenciais para a sustentação da biodiversidade local e para atividades agrícolas.

Figura 4: tipo de solo presente na área de estudo



Fonte: elaborado pelo autor.

## 5.5 Geologia

A geologia da região é marcada por formações rochosas sedimentares e cristalinas, com destaque para as Formações Ererê, Maecuru e Diabásio Penatecaua. Essas formações integram a Província Espeleológica Altamira-Itaituba, que abriga 50 cavernas registradas na sub-bacia do baixo Xingu (Leme Engenharia, 2010). A região também apresenta afloramentos rochosos e áreas de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica (Sawakuchi *et al.*, 2015).

## 5.6 Geomorfologia

A área está inserida no Planalto Meridional da Bacia Sedimentar do Amazonas e no Planalto do Tapajós-Xingu, com relevo de topos tabulares, rampas suavemente inclinadas e vales rasos. Há também morros e serras altas compostos por formações rochosas, além de inselbergs e colinas suaves. A geomorfologia é influenciada por processos de dissecação e erosão, resultando em uma paisagem diversificada com declividades suaves a medianas (Dantas; Teixeira, 2013; De Paula *et al.*, 2016).

## 5.7 Hidrografia

A região é drenada pelo rio Xingu, um dos principais afluentes do rio Amazonas, com destaque para a Volta Grande do Xingu, onde o curso do rio apresenta baixa profundidade e afloramentos rochosos. A construção da UHBM alterou significativamente o regime hídrico, impactando a dinâmica fluvial e os ecossistemas aquáticos (Eletrobras, 2009; Fearnside, 2017). A região também é marcada por igarapés e áreas de várzea, que desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade e dos ciclos hidrológicos.

## 5.8 Biodiversidade

A região abriga uma rica biodiversidade, com espécies endêmicas de flora e fauna. A Floresta Ombrófila Densa é habitat para diversas espécies de mamíferos, aves, répteis e anfíbios, enquanto os ecossistemas aquáticos sustentam uma variedade de peixes e invertebrados (Lees *et al.*, 2016). A construção da usina tem causado impactos significativos na biodiversidade, com perda de habitat e alterações nos ciclos ecológicos (Fearnside, 2015).

## 5.9 Análise dos dados

A metodologia utilizada para analisar as dinâmicas ambientais associadas à implantação da UHBM foi desenvolvida com o uso da plataforma de computação em nuvem Google Earth Engine (GEE). O processamento dos dados, desde a seleção das imagens até a avaliação das classificações, seguiu as diretrizes propostas por Gorelick *et al.* (2017). O procedimento metodológico envolveu múltiplas etapas, incluindo a obtenção de imagens de satélite e a classificação do uso e cobertura do

solo por meio do algoritmo Random Forest. Após essa etapa, foi realizada a vetorização das áreas classificadas para permitir a análise das mudanças no uso e cobertura do solo nos anos de 2001, 2006, 2011, 2016, 2021 e 2022, como detalhado a seguir.

### 5.10 Algoritmo de classificação

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada por meio do algoritmo Random Forest, um método de aprendizado de máquina amplamente utilizado em análises de sensoriamento remoto devido à sua eficiência e precisão (Breiman, 2001; Gorelick *et al.*, 2017). Essa etapa envolveu a definição de parâmetros específicos para o treinamento e execução do algoritmo, bem como a seleção de amostras de treinamento e validação. No GEE, o algoritmo Random Forest é implementado de forma que muitos parâmetros são definidos automaticamente, a menos que o usuário especifique valores diferentes. Isso facilita o uso para quem não tem familiaridade com ajustes detalhados de algoritmos de aprendizado de máquina.

### 5.11 Imagens utilizadas no GEE

Inicialmente, o acesso ao acervo do GEE foi realizado por meio de um navegador web ou da interface de programação (API). Foram selecionadas imagens dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8 (Quadro 1), abrangendo a área de interesse da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, delimitada pelas coordenadas aproximadas que definem os quatro vértices da região de estudo. O período de análise foi estabelecido com foco nos anos de 2001, 2006, 2011, 2016, 2021 e 2022, selecionando uma imagem por ano. A escolha desses anos específicos permitiu cobrir diferentes fases do projeto da UHBM, desde o período pré-implantação até os anos mais recentes (Gorelick *et al.*, 2017).

Quadro 1 – Bandas utilizadas dos satélites Landsat e suas resoluções espectrais

Satélite	Banda 1	Banda 2	Banda 3
Landsat 5 (TM)	Vermelho (B3) 0.63 – 0.69 $\mu$ m	Infravermelho Próximo - NIR (B4) 0.76 – 0.90 $\mu$ m	Infravermelho de ondas curtas - SWIR (B5) 1.55 – 1.75 $\mu$ m

Landsat 7 (ETM+)	Vermelho (B3) 0.63 – 0.69 $\mu$ m	Infravermelho Próximo - NIR (B4) 0.76 – 0.90 $\mu$ m	Infravermelho de ondas curtas - SWIR (B5) 1.55 – 1.75 $\mu$ m
Landsat 8 (OLI/TIRS)	Vermelho (B4) 0.64 – 0.67 $\mu$ m	Infravermelho Próximo - NIR (B5) 0.85 – 0.88 $\mu$ m	Infravermelho de ondas curtas - SWIR (B6) 1.57 – 1.65 $\mu$ m

Fonte: United States Geological Survey, 2024.

A época do ano para aquisição das imagens foi escolhida com base no período de menor cobertura de nuvens na região, que geralmente ocorre entre os meses de junho e setembro, durante a estação seca. Isso garantiu a qualidade das imagens, minimizando interferências atmosféricas e permitindo uma análise mais precisa do uso e cobertura do solo (Santos *et al.*, 2022). A estação seca é amplamente recomendada para estudos de sensoriamento remoto na Amazônia, pois reduz significativamente a presença de nuvens, que podem obscurecer a superfície terrestre (Fearnside, 2015).

A decisão de utilizar apenas uma imagem por ano foi tomada para garantir a consistência temporal da análise, evitando variações sazonais que poderiam distorcer os resultados. Além disso, a seleção de uma única imagem por ano, com baixa cobertura de nuvens e boa qualidade radiométrica, foi suficiente para capturar as mudanças significativas na paisagem ao longo do tempo (Oliveira; Freitas, 2015). Essa abordagem é comumente adotada em estudos multitemporais, pois permite comparar mudanças de forma consistente e reduz a complexidade do processamento de dados (Gorelick *et al.*, 2017). As datas exatas das aquisições das imagens utilizadas estão detalhadas no Quadro 2. Posteriormente, as imagens foram filtradas por data e localização, resultando em uma coleção contendo todas as cenas relevantes para a área de estudo e os intervalos temporais especificados.

Quadro 2 – Datas das aquisições das imagens disponíveis no acervo GEE

Landsat 5 (TM)	11/09/2001
Landsat 5 (TM)	24/07/2006
Landsat 7 (ETM+)	12/06/2011
Landsat 8 (OLI/TIRS)	09/09/2016
Landsat 8 (OLI/TIRS)	27/09/2021
Landsat 8 (OLI/TIRS)	13/08/2022

Fonte: Elaborado pelo autor.

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada utilizando o algoritmo Random Forest, um método de aprendizado de máquina amplamente reconhecido por sua eficiência e precisão em análises de sensoriamento remoto (Breiman, 2001; Gorelick *et al.*, 2017). Como parte do processo, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi utilizado como uma das variáveis de entrada para o algoritmo, auxiliando na distinção entre diferentes tipologias de cobertura vegetal. Os índices de vegetação, como o NDVI, são instrumentos eficazes para o monitoramento das áreas cobertas por vegetação natural, possibilitando a distinção entre diferentes tipologias de cobertura vegetal (Santos *et al.*, 2022).

O NDVI é calculado pela seguinte fórmula geral:

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} + \text{Vermelho})}{\text{NIR} - \text{Vermelho}}$$

Onde: NIR representa a reflectância na banda do infravermelho próximo; e vermelho representa a reflectância na banda do vermelho.

Esse índice é particularmente eficaz para monitorar áreas cobertas por vegetação, pois captura a diferença entre a alta reflectância da vegetação no infravermelho próximo e a baixa reflectância no vermelho, permitindo a distinção entre vegetação saudável, áreas urbanas, corpos d'água e solo exposto (Santos *et al.*, 2022). Portanto, o NDVI foi utilizado como uma das variáveis no processo de classificação, complementando as bandas espectrais originais e melhorando a precisão do algoritmo Random Forest.

As imagens utilizadas foram Level-2, que são produtos pré-processados com correção atmosférica e geométrica aplicada. Essas imagens fornecem valores de reflectância de superfície, o que é essencial para análises precisas de uso e cobertura do solo (USGS, 2024). O nível de correção Level-2 garante que os dados estejam prontos para uso em análises ambientais, sem a necessidade de etapas adicionais de pré-processamento.

As bandas selecionadas (vermelho, infravermelho próximo – NIR, e infravermelho de ondas curtas – SWIR) foram escolhidas por sua relevância para a classificação do uso e cobertura do solo. Essas bandas são particularmente úteis porque: vermelho (Red) – sensível à clorofila, permitindo a identificação de áreas vegetadas; infravermelho próximo (NIR) – altamente reflexivo para a vegetação saudável, facilitando a distinção entre vegetação e outras classes; e infravermelho de ondas curtas (SWIR) – sensível à umidade do solo e à estrutura da vegetação,

ajudando a diferenciar áreas úmidas, solos expostos e vegetação seca (Jensen, 2007). Essas bandas são amplamente utilizadas em estudos de sensoriamento remoto devido à sua eficácia na discriminação de classes de cobertura do solo (Santos *et al.*, 2022).

A escolha de apenas uma imagem por ano foi feita para garantir a consistência temporal da análise, evitando variações sazonais que poderiam distorcer os resultados. Além disso, o uso de uma única imagem por ano é uma prática comum em estudos multitemporais, pois permite comparar mudanças de forma consistente e reduz a complexidade do processamento de dados (Gorelick *et al.*, 2017).

Os meses escolhidos (junho a setembro) correspondem ao período de menor cobertura de nuvens na região, durante a estação seca. Isso garantiu a qualidade das imagens, minimizando interferências atmosféricas e permitindo uma análise mais precisa do uso e cobertura do solo (Fearnside, 2015). A estação seca é amplamente recomendada para estudos de sensoriamento remoto na Amazônia, pois reduz significativamente a presença de nuvens, que podem obscurecer a superfície terrestre (Santos *et al.*, 2022).

## **5.12 Pré-processamento das Imagens**

As imagens selecionadas para o estudo foram obtidas dos satélites Landsat 5, 7 e 8, com nível de correção atmosférica Level-2A, que são produtos pré-processados fornecidos pelo Google Earth Engine (GEE). Essas imagens já passaram por calibração radiométrica e correção atmosférica, fornecendo valores de reflectância de superfície, o que as torna adequadas para análises ambientais (Gorelick *et al.*, 2017).

Para garantir a qualidade das imagens, foi realizado o pré-processamento, que incluiu a aplicação de máscaras de nuvens disponíveis no GEE. Essa etapa é essencial para eliminar interferências atmosféricas, como nuvens e sombras, que podem comprometer a precisão da análise. A máscara de nuvens foi aplicada utilizando o algoritmo CFMask (Fmask), que identifica e remove pixels contaminados por nuvens e suas sombras (Zhu; Woodcock, 2012).

Após o pré-processamento, procedeu-se à coleta de dados para a classificação do uso e cobertura do solo. Essa etapa foi dividida em duas fases: seleção de pontos de referência onde foram identificados e coletados pontos correspondentes às classes de interesse (Campo alagado, Campos Naturais, Florestas, Lavouras temporárias,

Pastagem, Várzea, Água e Área urbana) com base na interpretação visual das imagens e nos valores de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

### **5.13 Classificação do uso e cobertura do solo**

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada utilizando o algoritmo Random Forest, um método de aprendizado de máquina amplamente reconhecido por sua eficiência e precisão em análises de sensoriamento remoto (Breiman, 2001). Para o treinamento do algoritmo, foram selecionados pontos de referência correspondentes às classes de interesse: Campo alagado, Campos Naturais, Florestas, Lavouras temporárias, Pastagem, Várzea, Água e Área urbana. Esses pontos foram coletados com base na interpretação visual das imagens e nos valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que auxilia na distinção entre diferentes tipos de cobertura vegetal.

O conjunto de pontos foi dividido em dois subconjuntos: 70% para treinamento do algoritmo e 30% para validação. Essa divisão garantiu que o modelo fosse testado com dados independentes, aumentando a confiabilidade dos resultados.

### **5.14 Validação da classificação**

A validação foi realizada por meio da análise da matriz de confusão, que fornece métricas como a acurácia global e o índice Kappa. Essas métricas permitem avaliar a precisão da classificação e identificar possíveis erros ou inconsistências.

### **5.15 Definição das Classes de Uso e Cobertura do Solo**

As classes de uso e cobertura do solo foram definidas com base no objetivo específico deste estudo, que é analisar as mudanças ambientais decorrentes da implantação da UHBM. Para garantir consistência e comparabilidade com estudos anteriores, as classes adotadas foram inspiradas no projeto MapBiomas (2021), uma iniciativa reconhecida por seu mapeamento detalhado e atualizado da cobertura e uso do solo no Brasil. A utilização dessas classes permite uma análise alinhada com padrões nacionais e facilita a comparação com outros estudos regionais e temporais.

As classes selecionadas para este estudo são: Campo alagado, Campos Naturais, Florestas, Lavouras temporárias, Pastagem, Várzea, Água e Área urbana.

Essa categorização reflete as principais dinâmicas de uso e cobertura do solo na região de influência da UHBM, permitindo uma avaliação precisa das transformações ocorridas ao longo do período analisado.

### **5.16 Processamento dos dados**

A classificação supervisionada do uso e cobertura do solo foi realizada utilizando o algoritmo Random Forest, um método de aprendizado de máquina amplamente empregado em análises de sensoriamento remoto devido à sua eficiência e precisão (Breiman, 2001). Para o treinamento do algoritmo, foram selecionadas 280 amostras de coordenadas geográficas, distribuídas entre as oito classes de interesse: Campo alagado, Campos Naturais, Florestas, Lavouras Temporárias, Pastagem, Várzea, Água e Área urbana. A seleção desses pontos foi baseada na interpretação visual das imagens e nos valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que auxilia na distinção entre diferentes tipos de cobertura vegetal (Santana, 2021).

Os pontos foram distribuídos aleatoriamente em toda a área de estudo, considerando a fisionomia da vegetação observada. O conjunto de pontos foi dividido em dois subconjuntos independentes: 70% para treinamento do algoritmo e 30% para validação. Essa divisão garantiu que o modelo fosse testado com dados independentes, aumentando a confiabilidade dos resultados.

Todo o processamento de dados foi realizado na plataforma de computação em nuvem Google Earth Engine (GEE), que permite o armazenamento e análise de grandes volumes de dados geoespaciais (Gorelick *et al.*, 2017). As imagens utilizadas foram pré-processadas e corrigidas atmosféricamente (nível Level-2A), garantindo a qualidade dos dados de entrada. Além do NDVI, foram utilizadas as bandas espectrais do vermelho, infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR), que são particularmente eficazes para discriminar diferentes tipos de cobertura do solo (Jensen, 2007). A escolha dessas bandas foi baseada em sua relevância para a identificação de vegetação, corpos d'água e áreas urbanas.

O algoritmo Random Forest foi configurado com 50 árvores de decisão (o padrão são 10), e o número de variáveis por divisão foi definido como a raiz quadrada do total de variáveis, conforme recomendado na literatura (Santana, 2021). O número de nós foi mantido sem limite, seguindo as configurações padrão do algoritmo. Essa

configuração permitiu uma classificação robusta e precisa, adaptada às características da área de estudo.

### 5.17 Pós-processamento dos dados

Após a classificação do uso e cobertura do solo, foi realizado o pós-processamento dos resultados para melhorar a qualidade do mapa gerado. Foram aplicadas técnicas de filtro majoritário e peneira para reduzir ruídos e eliminar pixels isolados, que podem comprometer a precisão da classificação. O filtro majoritário substitui o valor de cada pixel pelo valor mais frequente em sua vizinhança, enquanto a peneira remove pequenos agrupamentos de pixels que não correspondem a padrões reais de uso do solo.

A avaliação da precisão da classificação foi realizada utilizando o plugin AcATaMa (Llano, 2019), que permite a geração de uma matriz de confusão e o cálculo de métricas como a precisão global e o índice Kappa. Essas métricas são fundamentais para avaliar a qualidade da classificação e são calculadas as equações subsequentes.

- Precisão Global (Overall Accuracy):

$$\text{Precisão Global} = \frac{\sum \text{Elementos corretamente classificados}}{\sum \text{Total de elementos}}$$

- Índice Kappa:

$$k = \frac{P_0 - P_e}{1 - P_e}$$

Onde:  $P_0$  é a proporção de concordância observada (precisão global); e  $P_e$  é a proporção de concordância esperada por acaso.

No presente estudo, a avaliação da precisão foi realizada com base em uma amostragem aleatória estratificada, que garante uma distribuição equilibrada das amostras entre as classes de uso e cobertura do solo. Essa abordagem foi escolhida para melhorar a confiabilidade das estimativas de área e a precisão da classificação (Olofsson *et al.*, 2014). O plugin AcA-TaMa foi utilizado para implementar essa metodologia, garantindo resultados robustos e confiáveis.

### 5.18 Análise de Mudanças no Uso e Cobertura do Solo

A análise das mudanças no uso e cobertura do solo foi realizada comparando as classificações obtidas para os diferentes anos estudados (2001, 2006, 2011, 2016, 2021 e 2022). Para identificar áreas com alterações significativas, foi utilizada a técnica de Diferença entre Imagens, que permite quantificar a magnitude das mudanças na cobertura vegetal ao longo do tempo. Essa abordagem foi aplicada para avaliar os períodos antes, durante e após a construção da UHBM, permitindo a geração de mapas que ilustrem áreas com perda, ganho ou estabilidade na cobertura vegetal.

A quantificação das mudanças nas oito classes de uso e cobertura do solo (Campo alagado, Campos Naturais, Florestas, Lavouras temporárias, Pastagem, Várzea, Água e Área Urbana) foi realizada no software QGIS 3.22. Inicialmente, as áreas classificadas foram convertidas para formatos vetoriais, o que facilitou a análise espacial. Em seguida, as áreas vetorizadas foram transformadas em shapes, e o cálculo da extensão de cada classe foi realizado utilizando a ferramenta "Calculadora de Campo" na tabela de atributos. Essa metodologia permitiu a comparação das áreas entre os anos analisados, fornecendo uma visão detalhada das transformações espaciais ocorridas ao longo do tempo.

### **5.19 Análise de correlação**

A análise de correlação buscou avaliar as relações lineares entre as diferentes variáveis ambientais avaliadas. A classificação das magnitudes das estimativas de correlação foi realizada de acordo com a proposta de Shimakura e Ribeiro Júnior (2012), que categoriza as correlações nas seguintes faixas: 0 a 0.19 (muito fraca), 0.20 a 0.39 (fraca), 0.40 a 0.69 (moderada), 0.70 a 0.89 (forte) e 0.90 a 1.00 (muito forte). Essa classificação permite uma interpretação clara da intensidade e direção das relações entre as variáveis analisadas.

## **6 Resultados**

### **6.1 Validação da classificação**

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada utilizando o algoritmo Random Forest, com base em imagens de satélite dos anos de 2001, 2006, 2011,

2016, 2021 e 2022. Para a validação, foram utilizados pontos de referência coletados com base na interpretação visual das imagens e nos valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que permite a distinção entre diferentes tipos de cobertura vegetal, corpos d'água e áreas urbanas.

O processo de validação detalhada, com matriz de confusão e métricas de acurácia, foi concentrado no ano de 2022, pois os pontos de referência foram coletados especificamente para esse período. Para os anos anteriores (2001, 2006, 2011, 2016 e 2021), a análise foi baseada em dados já validados da plataforma MapBiomas, que realiza anualmente classificações de uso e cobertura do solo e disponibiliza pontos de referência validados e confiáveis. Essa abordagem foi adotada porque não é viável coletar pontos de referência para anos anteriores no presente, uma vez que as condições do solo e da cobertura vegetal mudam ao longo do tempo, e não há como retroceder para realizar coletas em anos passados.

A escolha de focar a validação detalhada em 2022 se justifica pela maior robustez de dados de referência atualizados para esse período, além de representar um marco temporal significativo, refletindo as mudanças ambientais consolidadas após a conclusão das obras e o início da operação plena da UHBM. A disponibilidade de imagens de satélite com baixa cobertura de nuvens e dados complementares, como os da plataforma MapBiomas, permitiram uma validação mais precisa e confiável.

A classificação para 2022 obteve um índice Kappa de 83%, uma acurácia global de 81% e um desvio padrão de 0,01, o que demonstra alta confiabilidade na categorização do uso e cobertura do solo. A precisão do usuário foi calculada conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Validação e acurácia da classificação para o ano de 2022

Classes	Campo alagado	Campos Naturais	Florestas	Lavouras temporárias	Pastagem	Várzea	Água	Área urbana	total	Acc. Usuário
<b>Campo alagado</b>	30	2	0	1	2	0	2	2	39	76,92
<b>Campos Naturais</b>	3	31	0	6	5	2	0	0	47	65,95
<b>Florestas</b>	0	0	35	0	0	0	0	0	35	100
<b>Lavouras temporárias</b>	0	0	0	24	2	0	0	0	26	92,30

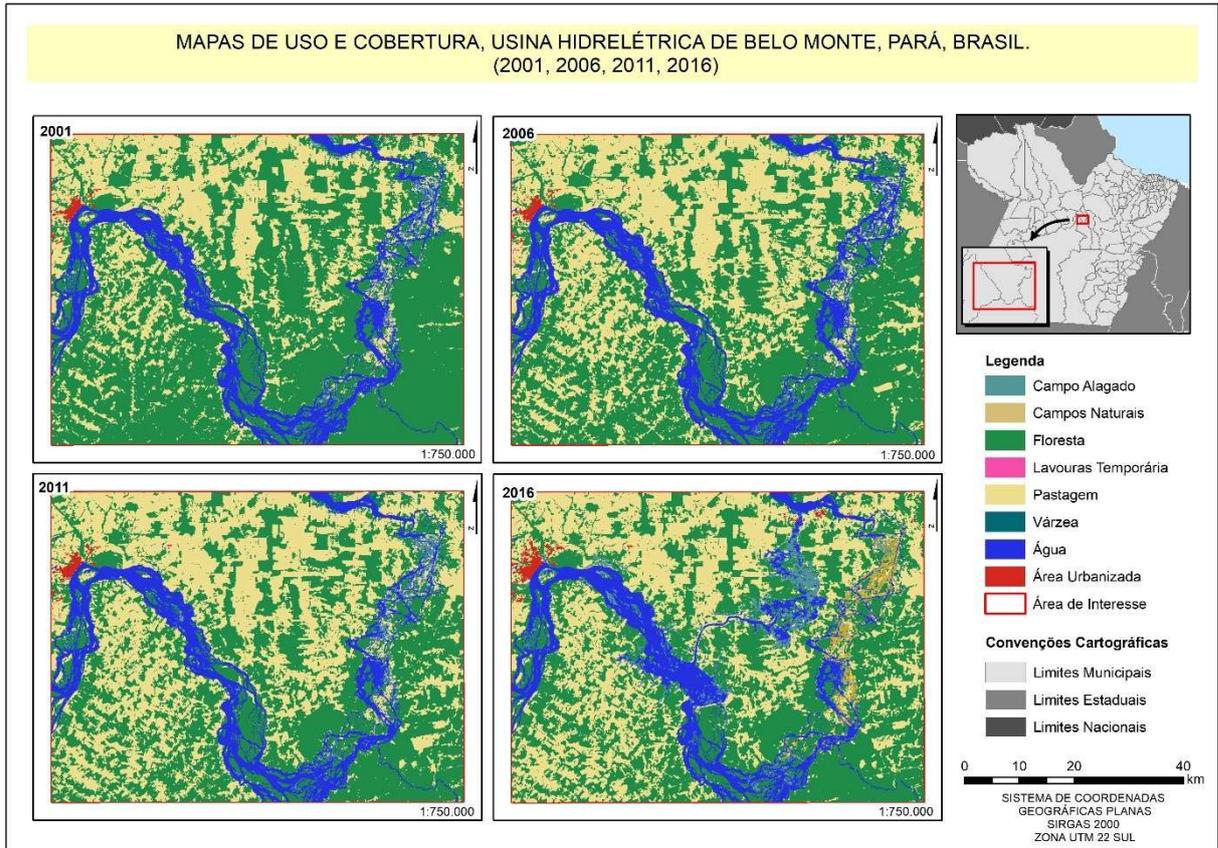
<b>Pastagem</b>	0	2	0	4	20	5	0	0	31	64,51
<b>Várzea</b>	0	0	0		3	28	0	1	32	87,5
<b>Água</b>	2	0	0	0	0	0	33	2	37	89,18
<b>Área urbana</b>	0	0	0	0	3	0	0	30	33	90,90
<b>total</b>	35	35	35	35	35	35	35	35	280	-
<b>Acc. (Produtor)</b>	85,714	88,571	100,0	68,571	57,142	80,0	94,286	85,714	-	-

Fonte: Elaborado pelo autor.

## 6.2 Análise multitemporal das mudanças no uso e cobertura do solo

As Figuras 2 e 3 mostram a distribuição e as mudanças nas categorias de uso e cobertura do solo na região da UHBM entre os anos de 2001 e 2022. A Figura 2 apresenta a evolução temporal das classes de uso e cobertura do solo nos anos de 2001, 2006, 2011 e 2016. Observa-se uma redução progressiva das áreas de floresta, especialmente após 2011, coincidindo com o início das obras da UHBM. Paralelamente, há um aumento expressivo das áreas de pastagem e uma expansão moderada das áreas urbanas. As várzeas e campos alagados também apresentam variações significativas, influenciadas pelas alterações no regime hídrico do rio Xingu.

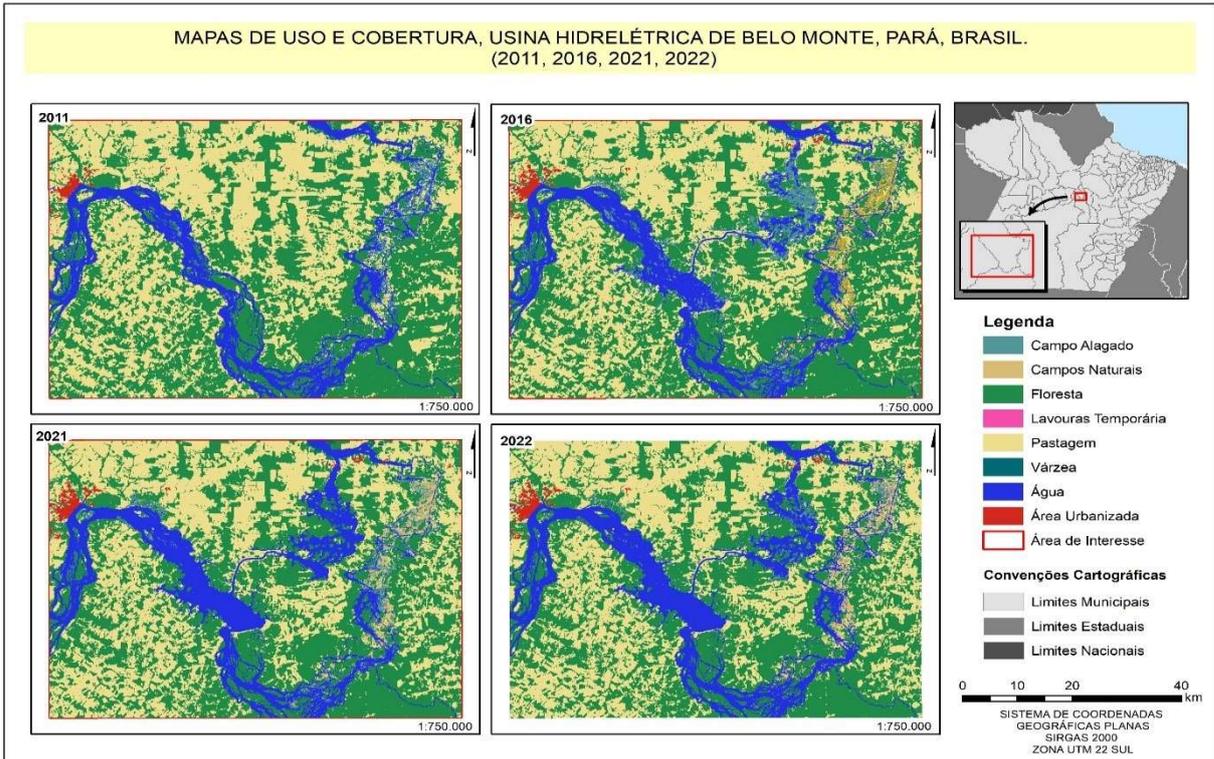
Figura 5 – Comparação temporal, referentes às mudanças ocorridas na área de implantação da UHBM, dos anos de 2001, 2006, 2011 e 2016.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 3 complementa a análise anterior ao mostrar as mudanças ocorridas entre 2011, 2016, 2021 e 2022. Nesse período, destaca-se a consolidação das áreas de pastagem como a classe predominante, além de um aumento contínuo das áreas urbanas. As áreas florestais, embora tenham apresentado uma leve recuperação após 2016, ainda estão abaixo dos níveis observados em 2001. As alterações hidrológicas, como a formação do reservatório, também são evidentes, com um aumento significativo das áreas de água.

Figura 6 – Comparação temporal, referentes às mudanças ocorridas na área de implantação da UHBM, dos anos de 2011, 2016, 2021 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise revela uma transformação significativa no uso do solo, com tendências de desmatamento, expansão agrícola e pecuária, além de alterações na hidrografia da área decorrentes da construção da usina. Essas mudanças refletem os impactos socioambientais associados a grandes projetos de infraestrutura na Amazônia. Os resultados deste estudo estão alinhados com pesquisas anteriores que analisaram os impactos da UHBM e de outros grandes projetos hidrelétricos na Amazônia. Por exemplo, Fearnside (2015) destacou que a construção de barragens na região amazônica frequentemente resulta em desmatamento e perda de biodiversidade, corroborando os achados deste estudo. Além disso, Lees *et al.* (2016) observaram que a fragmentação de habitats e a alteração dos regimes hídricos são impactos comuns associados a usinas hidrelétricas, o que também foi verificado neste estudo.

Outro trabalho relevante é o de MapBiomass (2021), que mapeou as mudanças no uso e cobertura do solo em toda a Amazônia Legal. Os dados do MapBiomass indicam uma tendência de aumento das áreas de pastagem e redução das florestas, especialmente em regiões próximas a grandes projetos de infraestrutura, como a UHBM. Esses resultados reforçam a validade das conclusões deste estudo e

destacam a importância de políticas de conservação e manejo sustentável para mitigar os impactos ambientais.

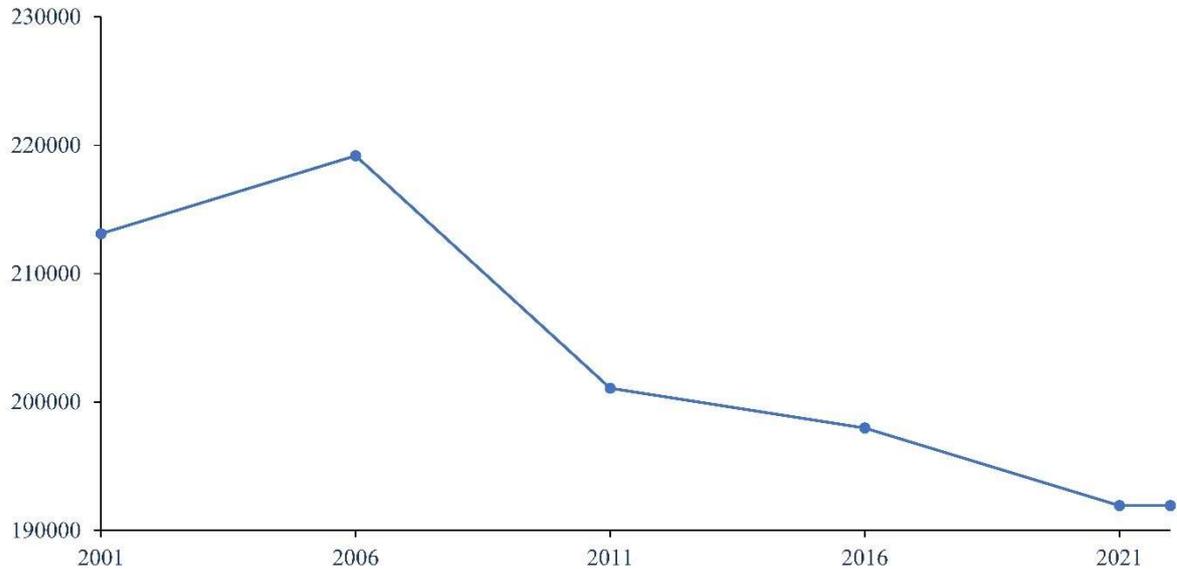
As mudanças observadas no uso e cobertura do solo refletem os impactos diretos e indiretos da construção da UHBM. A redução das áreas florestais e o aumento das pastagens estão associados à expansão da atividade pecuária, impulsionada pela migração de trabalhadores e pela demanda por terras. Já as alterações hidrológicas, como a formação do reservatório, impactaram diretamente os ecossistemas aquáticos e as comunidades ribeirinhas, que dependem do rio Xingu para sua subsistência. Esses resultados destacam a necessidade de uma abordagem integrada para o planejamento de grandes projetos de infraestrutura, considerando não apenas os benefícios econômicos, mas também os impactos ambientais e sociais. A continuidade do monitoramento e a implementação de medidas mitigatórias são essenciais para garantir o equilíbrio entre desenvolvimento e conservação na região amazônica.

O monitoramento das mudanças no uso e cobertura do solo é fundamental para entender as dinâmicas ambientais e socioeconômicas de uma região. A coleta de dados, que apresentam os valores absolutos em hectares quanto em porcentagens permite uma análise detalhada e comparativa ao longo dos anos, conforme as figuras 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12.

Em 2001, a área florestal era de 213.111,81 hectares, o que representa 48,97% da área total. Em 2006, essa área sofreu leve aumento para 219.182,31 hectares, representando 50,36% da área total. A partir de 2006 a área de floresta decresceu vertiginosamente e alcançou 201.080,52 (46,20%), 197.980,47 (45,49%) e 191.938,41 (44,10%) nos anos de 2011, 2016 e 2021, respectivamente. Apenas em 2022 a área florestal se manteve estável se comparada ao ano anterior (Figura 4). No entanto, essa estabilidade pode ser consequência do pouco tempo decorrido em apenas um ano, fato que pode ser diferente quando analisada a área em 2026 (cinco anos) caso não haja políticas de conservação, reflorestamento e maior conscientização ambiental. O decréscimo contínuo possivelmente está estritamente associado ao projeto da UHBM, visto que a maior queda foi observada no ano de 2011, que coincide com o início oficial das obras.

Figura 7 – Área de floresta analisada entre os anos de 2001 a 2022

## Área de Floresta



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, as várzeas ocupavam 1.840,95 hectares, o que representa 0,42% da área total. Em 2006, essa área diminuiu um pouco para 1.787,58 hectares, totalizando 0,41% da área total. Em 2011, ocorreu um aumento moderado da área de várzea para 1.852,20 hectares e alcançou 0,43 da área. Para 2016 e 2021 os valores foram de 1.894,23 e 1.938,24 hectares e representou 0,44 e 0,44% da área estudada, respectivamente (Figura 5). Além disso, foi observado, no ano de 2021 e 2022, a formação de uma nova cobertura conhecida como formação savânica, que representou 1,35 hectares. Observou-se que tanto o aumento quando a diminuição desse tipo de cobertura, diferente da cobertura florestal, teve pequena oscilação, cerca de 1% a cada 5 anos de análise. Entretanto, mesmo um pequeno aumento da área de várzea em detrimento da área de floresta destaca a necessidade de monitoramento e manejo adequado na preservação do ecossistema como um todo. Destaca-se, ainda, que as variações nas áreas de várzea podem ser influenciadas por alterações nos regimes hídricos, infraestrutura e manejo de águas.

Figura 8 – Área de várzea analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, os campos alagados ocupavam 5.727,60 hectares, representando 1,32% da área avaliada. Em 2006, essa área diminuiu para 4.812,66 hectares, decrescendo para 1,10%. Em 2011, a área de campos alagados continuou a aumentar e chegou a 6.828,93 hectares, o que representa 1,57% da área total. No entanto, o aumento mais considerável foi observado no ano de 2016, onde a cobertura de campos alagados aumentou para 16.690,50 hectares, valor correspondente a 3,83% da área em questão. Em contrapartida, em 2021, a área de campos alagados diminuiu para 9.911,88 hectares, representando uma queda de 1,55 % se comparado com 2016. Finalmente, em 2022, a área de campos alagados se estabeleceu em 9.913,23 hectares, isto é, 2,28% da área de estudo (Figura 6). A flutuação nas áreas de campos alagados pode ser resultado de mudanças nos padrões de inundação, construção de barragens e outras infraestruturas hídricas. As porcentagens refletem a variabilidade dessas áreas, indicando a necessidade de estratégias de manejo adaptativas para garantir sua sustentabilidade.

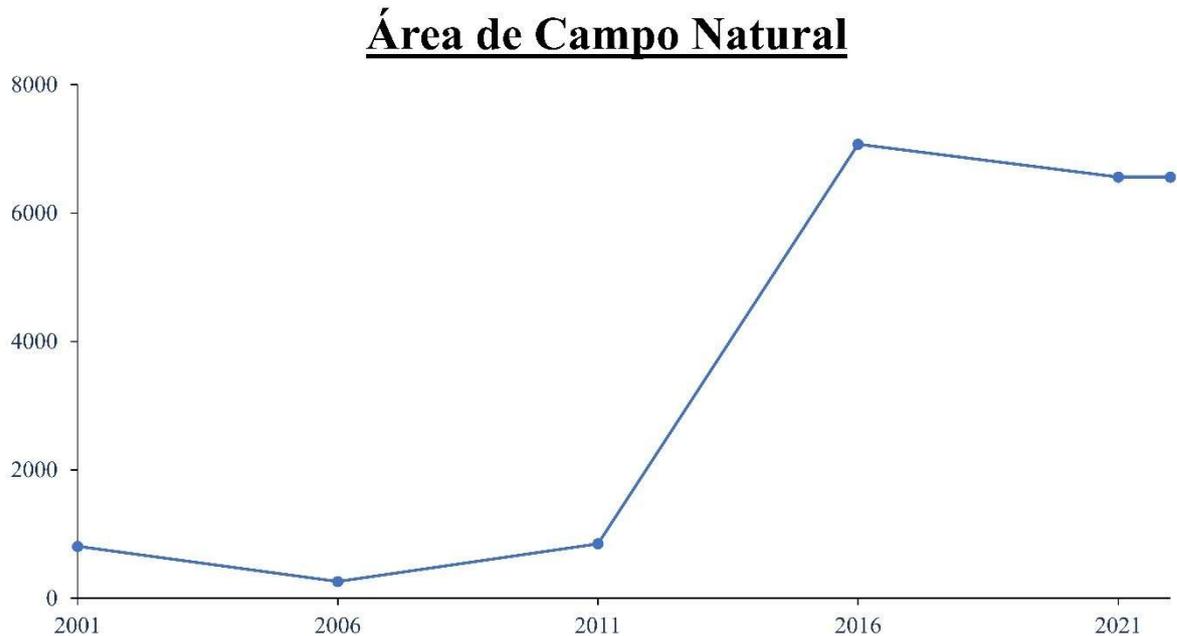
Figura 9 – Área de campo alagado analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, os campos naturais ocupavam 809,64 hectares, representando 0.19% da área total. Em 2006, essa área teve uma queda brusca para 261,71 hectares e representava apenas 0,061% da área de estudo. Os campos naturais sofreram novamente um aumento e chegou a 849,42 hectares em 2011, representando 0,20% da área total. Todavia, foi em 2016 que se observou um aumento significativo desse tipo de cobertura, alcançando 7.072,74 hectares, perfazendo um percentual de 1,62% da área. Em 2021 os campos naturais sofrem uma pequena queda e ocuparam 6.560,28 hectares, um total de 1,5% da área. Houve estabilidade no ano de 2022 (Figura 7). Os resultados sugerem que os campos naturais continuam desempenhando um papel importante no uso do solo da região.

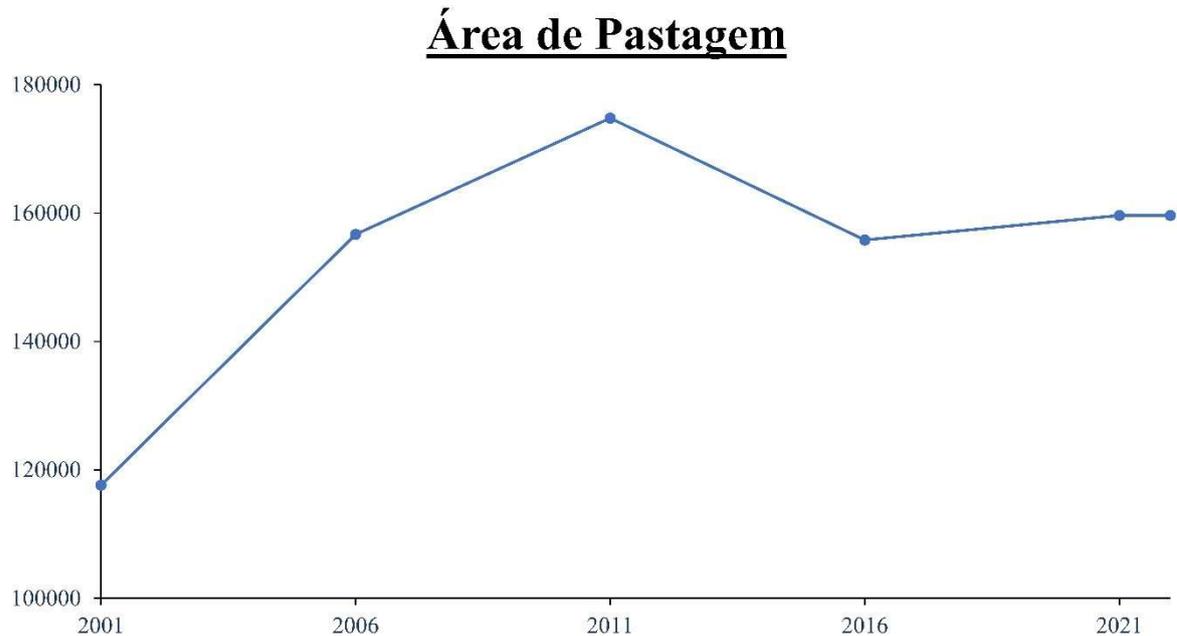
Figura 10 – Área de campo natural analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, as pastagens ocupavam 117.628,74 hectares e representava 27,02% da área total. A área teve um crescimento e no ano de 2006, essa área já ocupava 156.689,10 hectares e 36% da área de estudo. Continuou aumentando para o ano de 2011 onde ocupou 174.785,04 hectares, o que representa 40,16% da área estudada. Foi um aumento considerável em 10 anos (2001 – 2011). No entanto, em 2016 houve uma diminuição na área de pastagem totalizando 155.802,42 hectares, o que soma 35,80% da área. Houve novamente um pequeno aumento no ano de 2021 o qual estabilizou em 2022 em 159.639,93 hectares, isto é, 36,68% (Figura 8). O crescimento notável das pastagens, especialmente nos primeiros anos de análise, reflete a expansão agrícola e a intensificação da atividade pecuária na região. As porcentagens altas indicam a predominância das pastagens no uso do solo, reforçando a importância da agricultura na economia local e também ressaltando o cuidado com o tipo de atividades desenvolvidas que podem potencializar problemas ambientais.

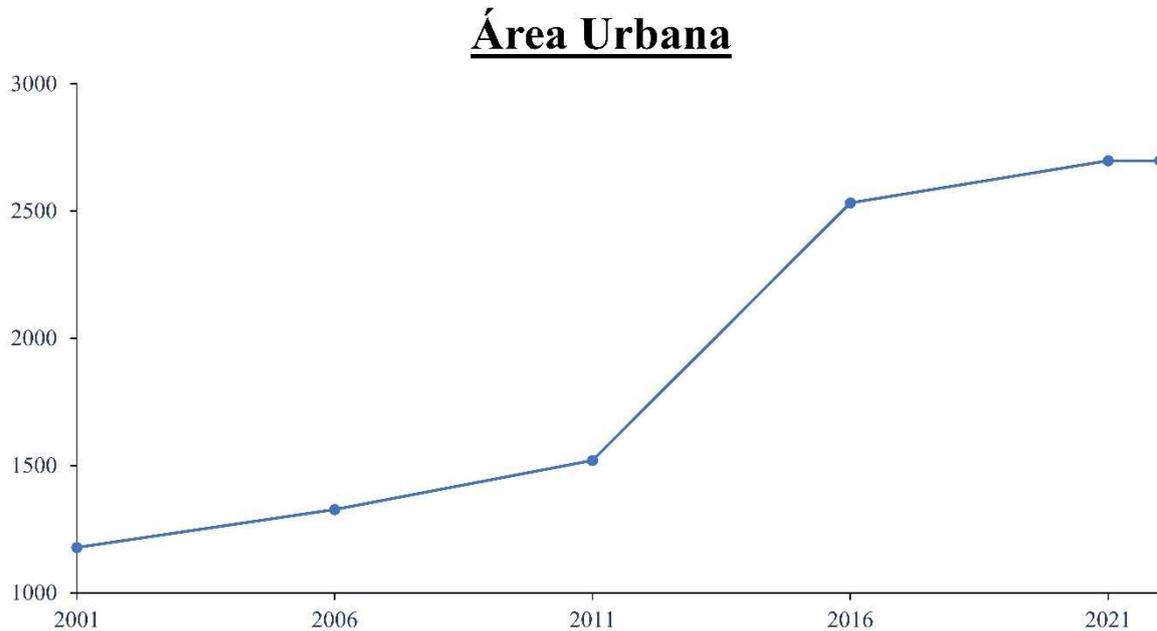
Figura 11 – Área de pastagem analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, as áreas urbanas ocupavam 1.178,01 hectares, o que representava 0,27% da área total. Em 2006, essa área aumentou para 1.327,14 hectares, isto é, 0,30%. Em 2011, o aumento se deu para 1.520,10 hectares e já representava 0,35% da área estudada. De 2011 para 2016 houve o maior aumento significativo, onde foi alcançado, neste último, 2.532,06 hectares, totalizando 0,58%, um aumento de 0,23% se comparado com 2011. Em 2021 a área urbana era de 2.698,02 hectares (0,62%), o qual se manteve para 2022 (Figura 9). Mais uma vez, o crescimento é síncrono com o início das obras da hidrelétrica na região. O crescimento das áreas urbanas, embora menor em termos absolutos, mostra uma tendência constante de urbanização. As porcentagens crescentes indicam uma expansão das infraestruturas urbanas, refletindo o desenvolvimento socioeconômico da região.

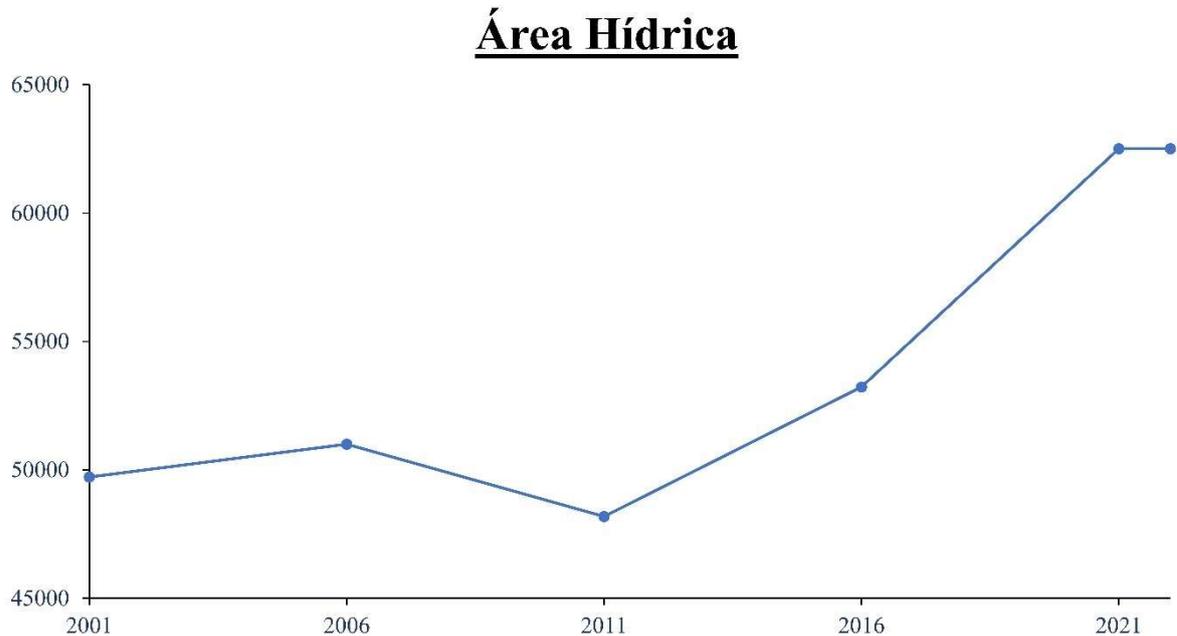
Figura 12 – Área urbana analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em 2001, as áreas de água ocupavam 49.722,84 hectares, o que representa 11,42% da área total. O aumento foi considerado de pouca escala se comparado a 2006, onde atingiu 51.001,47 hectares, isto é, 11,72% da área. Em 2011 foi visto uma diminuição na área de recursos hídricos, a qual ocupou 48.185,64 hectares (11,07%). A partir de então ocorreram aumentos para 53.228,88 (12,23%) em 2016 e 62.505,81 hectares (14,36%) em 2021 e 2022 (Figura 10). O aumento significativo das áreas de água reflete a importância dos recursos hídricos e a necessidade de sua preservação. As porcentagens elevadas destacam a relevância dessas áreas para o equilíbrio ecológico e a disponibilidade de água para usos múltiplos. Além disso, o decaimento de 2006 a 2011 pode ser reflexo de atividades de captação que precederam o início da obra e o aumento em seguida, provavelmente se deve a áreas alagadas pelo empreendimento.

Figura 13 – Área de hídrica analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

Baixos percentuais foram encontrados para lavouras temporárias. Em 2001, essa cobertura ocupava 75,33 hectares, o que corresponde a apenas 0,017% da área total. No ano de 2006 foi observado um aumento e a mesma já ocupava 167,22 hectares, ou seja, 0,038% da área de estudo. Já em 2011 o valor observado foi de 127,35 hectares, o que representa 0,029% da área. A partir deste ano, as lavouras temporárias sofreram uma enorme queda e, em 2016, apenas 16,20 hectares continhas esse tipo de cobertura, o que representa um valor praticamente nulo (0,004%) se considerado o tamanho da área. Esse valor cresceu minimamente para 22,41 hectares em 2021 e 2022, cerca de 0,005% (Figura 11). As áreas de lavoura temporária mostraram variações ao longo dos anos, porém em 2022, a variação estabilizou em uma área de pequeno tamanho indicando uma estabilidade no uso agrícola temporário. As porcentagens, embora pequenas, refletem a presença contínua dessa atividade agrícola.

Figura 14 – Área de lavoura temporária analisada entre os anos de 2001 a 2022



Fonte: Elaborada pelo autor.

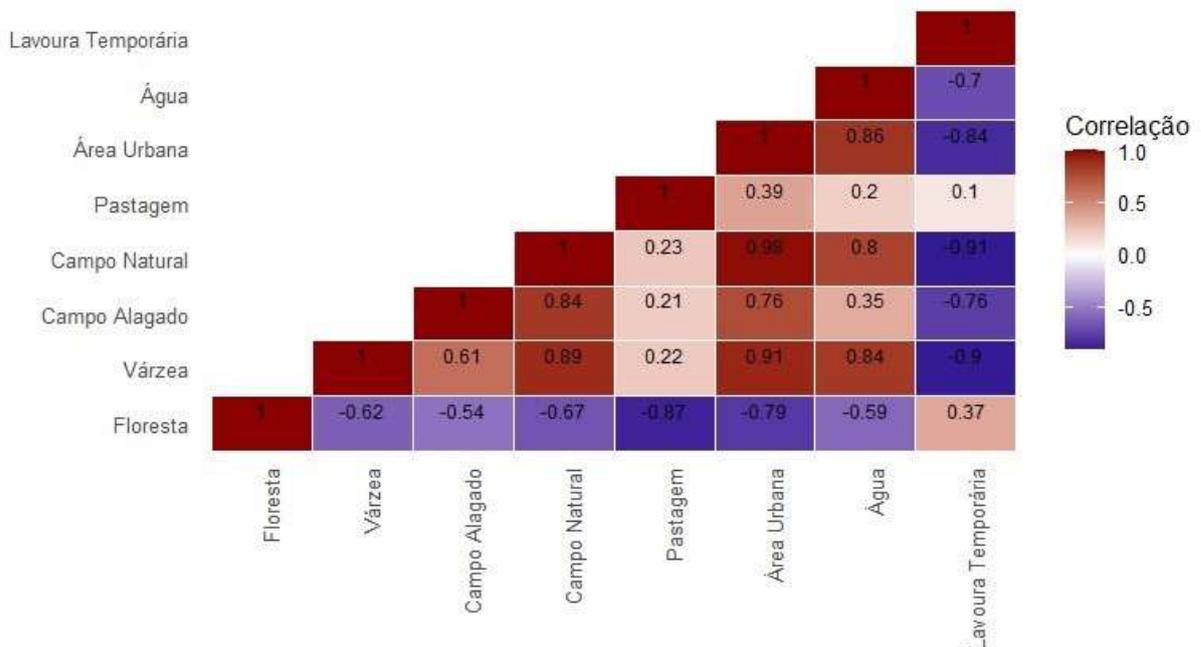
A Figura 12 mostra a classificação das estimativas de correlação, que busca elucidar as relações lineares entre as classes estudadas. Associações muito forte e positivas foram encontradas entre Campo Natural e Área Urbana (0.98), Várzea e Área Urbana (0.91), e muito forte, mas negativas entre Campo Natural e Lavoura Temporária (-0.91) e Várzea e Lavoura Temporária (-0.90). Assim, quando a correlação é positiva, há tendência de aumento síncrono entre as duas variáveis, ou seja, sugere-se que quando a Área Urbana tende a aumentar, aumenta-se também os campos naturais e Várzeas. O contrário ocorre quando a direção é negativa, onde quando uma classe aumenta, a outra tende a ter uma diminuição. Isto indica que quando há crescimento de Lavoura temporária, perde-se hectares em Campo Natural e Várzea.

A Várzea destacou-se por apresentar correlações de moderada a muito forte em relação a todas as variáveis, exceto pastagem. Valores como 0.89, 0.91 e 0.84 sugerem uma relação direta e significativa entre a Várzea e os fatores analisados. No entanto, também foi observada uma correlação muito forte negativa (-0.90), o que indica que, em alguns casos, a Várzea pode estar associada a uma redução em determinadas variáveis.

Já a Floresta apresentou correlações predominantemente negativas, variando de -0.54 a -0.87, com exceção da Lavoura Temporária. Esses valores sugerem uma relação inversa e forte entre a Floresta e as outras variáveis. Em outras palavras, à medida que outras variáveis aumentam, haverá diminuição (degradação) da área de floresta da área. Isso é de se esperar, visto que, por exemplo, o aumento da urbanização tem uma concordância conhecida com a perda de floresta, fato que pode ser entendido no resultado negativo de correlação (-0.79).

No caso do Campo Alagado, as correlações variaram de 0.21 a 0.76, com alguns valores indicando relações fortes (ex.: 0.76) e outros apontando para correlações negativas (ex.: -0.91 e -0.76). Esses resultados refletem a complexidade das interações nesse tipo de ambiente, onde fatores como a dinâmica da água e a vegetação podem influenciar de maneira distinta as variáveis analisadas.

Figura 15 – Classificação das magnitudes das estimativas de correlação entre as classes analisadas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 7 Discussão

A instalação da UHE Belo Monte (UHEBM) gerou impactos ambientais significativos tanto na região diretamente afetada quanto no ecossistema adjacente, como evidenciado pela perda de áreas florestais ao longo dos anos (Figura 4) e pela

correlação negativa entre o crescimento de outras classes de uso do solo e a redução da cobertura florestal (Figura 12). Esses impactos foram agravados pelo processo de desvio e represamento do rio Xingu, que alterou os níveis das águas, modificando a dinâmica do relevo fluvial e o transporte de sedimentos. A elevação das águas a montante da barragem e o rebaixamento a jusante impactaram profundamente a morfologia fluvial, desequilibrando o fluxo natural e a distribuição de sedimentos. Como apontado por Freire (2014), essas transformações podem gerar consequências imprevisíveis nas interações ambientais, criando um cenário de incertezas ecológicas.

Além das modificações hidrológicas, a complexidade do processo de licenciamento trouxe desafios adicionais. Durante a segunda fase do projeto, atrasos na emissão da Licença Prévia (LP) e da Licença de Instalação (LI) comprometeram a implementação e potencializaram os impactos negativos. Apesar das controvérsias e do princípio de precaução previsto pelo direito ambiental, a licença foi concedida (Silva; Herreros; Borges, 2014), o que levantou questionamentos sobre a eficácia dos mecanismos de fiscalização.

Os impactos ambientais não se restringiram às alterações no regime hídrico. A construção da hidrelétrica resultou na destruição de grandes áreas de vegetação, causando desmatamento e perda de habitat para espécies endêmicas. A implementação do projeto também acelerou a exploração ilegal de madeira, exacerbando a perda de vegetação em áreas de proteção, como observado na redução abrupta de floresta após 2006 (Figura 4). O impacto total abrangeu 516 km<sup>2</sup>, com redução de habitats naturais, inundação da vegetação local e interrupção dos igarapés, levando ao desaparecimento de espécies de peixes. O aumento da área hídrica a partir de 2011 (Figura 10) está associado a essas inundações, que tiveram efeitos cascata no ecossistema. Além disso, houve deterioração da qualidade da água devido ao aumento de matéria orgânica em decomposição, perda de matas ciliares e inundação de sítios arqueológicos (Freire, 2014).

A implantação do projeto também acelerou a expansão urbana após 2011 (Figura 9), com efeitos particularmente graves em Altamira. O município registrou um crescimento populacional de 14,3% entre 2010 e 2020, atingindo 174.402 habitantes, o que pressionou recursos naturais e infraestrutura. Em 2022, Altamira teve a maior taxa de desmatamento anual da história (1.435,5 km<sup>2</sup>), um aumento de 28,1% em relação a 2021 (IBGE, 2020; PRODES, 2022), reforçando a tendência de perda florestal. Apesar da magnitude desses impactos, a UHEBM representa apenas o início

de um projeto maior, que prevê a construção de cerca de 30 empreendimentos na Amazônia Legal, com potencial para danos ainda mais severos (Oliveira, 2013).

Diante desse cenário, discute-se o papel da Amazônia no desenvolvimento nacional, que deve equilibrar proteção ambiental e direitos de povos indígenas e tradicionais. Fainguelernt (2016) destaca a necessidade de reconhecer essa interdependência para um desenvolvimento sustentável. No entanto, como argumentam Del Moral Hernández e Magalhães (2011), grandes projetos de infraestrutura frequentemente manipulam processos de licenciamento, ocultando impactos sociais. Isso exige uma reavaliação do licenciamento ambiental, incorporando o pluralismo e as especificidades amazônicas.

Fearnside (2017) ressalta que a implementação da UHEBM gerou controvérsias, incluindo a formação de um Painel de Especialistas, manifestações públicas e mais de 60 ações judiciais. Apesar disso, o projeto avançou em um contexto de pressão por licenciamentos acelerados, resultando em danos ambientais e sociais. A visibilidade desses impactos é crucial, mas questiona-se a necessidade de um programa massivo de barragens na Amazônia, especialmente diante de falhas na governança e na execução de condicionantes ambientais.

Em 2015, um relatório da FGV encomendado pelo ISA identificou problemas graves na implementação das condicionantes de Belo Monte, incluindo falhas de gestão e falta de participação cidadã (Fainguelernt, 2016). Reis e Souza (2015) também documentaram o aumento de crimes como homicídios e estupros nos municípios afetados entre 2007 e 2013, reflexo do fluxo migratório desordenado. Em Senador José Porfírio, por exemplo, a população cresceu 22,4% entre 2010 e 2020, enquanto o desmatamento aumentou 42,9% em 2022 (IBGE, 2020; PRODES, 2022), corroborando a correlação inversa entre expansão urbana e áreas florestais (Figura 11).

A rápida urbanização também afetou Altamira, Vitória do Xingu e Brasil Novo, com supressão de vegetação e problemas de saneamento. Vitória do Xingu registrou um aumento populacional de 18,2% (2010-2020) e desmatamento de 237,8 km<sup>2</sup> em 2022 (+31,5%) (IBGE, 2020; PRODES, 2022). Brasil Novo, impulsionado pela proximidade com Altamira, teve crescimento de 14,5% no período e 384,2 km<sup>2</sup> de área desmatada em 2022 (+27,8%). Anapu, o mais impactado, viu sua população crescer 54,8% e o desmatamento atingir 1.290,9 km<sup>2</sup> em 2022 (+35,4%) (IBGE, 2020; PRODES, 2022), pressionando recursos naturais e infraestrutura.

As Terras Indígenas (TIs) e Unidades de Conservação (UCs) também enfrentam ameaças, especialmente pela exploração ilegal de madeira, agravada pela falta de fiscalização (ISA, 2017). Os impactos biológicos e sociais incluem danos à floresta aluvial, extinção local de espécies e escassez de pescado (Fearnside, 2011). Fainguelernt (2016) sugere que futuros projetos devem integrar variáveis socioambientais desde o planejamento, com participação efetiva de comunidades tradicionais.

As mudanças no uso do solo entre 2001 e 2021 revelam aumento florestal em algumas áreas (possivelmente por políticas de conservação), mas redução de várzeas e campos alagados devido a alterações hídricas. A expansão urbana e de pastagens reflete a pressão antrópica, enquanto corpos d'água e lavouras temporárias mantiveram relativa estabilidade. Essas transformações exigem monitoramento contínuo e políticas de manejo sustentável.

O potencial hidrelétrico do Pará, com rios de grande volume, justificou a inclusão de 10 usinas no PAC (Brasil, 2011). No entanto, a viabilidade econômica da UHEBM é questionável. Silva, Herreros e Borges (2014) destacam que o fator de capacidade da usina (0,41) é inferior à média nacional (55%), e a geração concentrada entre dezembro e junho limita sua eficiência. A Resolução CNPE nº 06/2008 proíbe barragens adicionais no Xingu, restringindo alternativas (Norte Energia, 2016). A Eletronorte argumenta que a energia gerada em seis meses permite equilibrar reservatórios em outras regiões, mas os custos socioambientais desafiam essa lógica. A Resolução ANA nº 740/2009 exige vazão ecológica mínima, o que pode ociosa turbinas (Brasil, 2009).

Silva, Herreros e Borges (2014) defendem alternativas como biomassa, eólica e PCHs. O MME (2024) reconhece que medidas de eficiência energética poderiam reduzir a demanda equivalente a uma usina como Belo Monte, mas o crescimento econômico tende a aumentar o consumo. Além disso, perdas de 15-17% no sistema elétrico (MME, 2024), muitas por conexões ilegais, exigem ações governamentais, sem eliminar a necessidade de novas fontes.

Comparando fatores de capacidade globais, Belo Monte (41%) fica abaixo de Três Gargantas (55%) e Itaipu (61%), mas tem menor área alagada por operar a fio d'água (MME, 2024). No leilão de 2009, o preço final (R\$ 77,97/MWh) foi 6,02% abaixo do teto (Norte Energia, 2016), mas externalidades socioambientais dificultam mensurar sua real viabilidade (Silva; Herreros; Borges, 2014).

No nível macroeconômico, hidrelétricas impulsionam o desenvolvimento, mas localmente geram conflitos. O EIA de Belo Monte foi criticado por subestimar impactos, como efeitos sobre peixes da Volta Grande e migração induzida (Hurwitz, 2011). O IBAMA emitiu a LP mesmo com lacunas, contrariando o princípio da precaução (Brasil, 1981). Audiências públicas tiveram falhas, e consultas indígenas foram tratadas como formalidades (Hurwitz, 2011). Estudos da International Rivers alertaram para extinção de peixes na Volta Grande devido à redução de vazão (Hurwitz, 2011).

Impactos diretos afetaram Altamira (51,9% do reservatório), Vitória do Xingu (48%) e Brasil Novo (0,1%), com deslocamentos e pressão sobre infraestrutura. Em Altamira, 500 casas para trabalhadores sobrecarregaram serviços, enquanto em Vitória do Xingu, 2.500 residências agravaram problemas urbanos (MME, 2009; 2024).

A construção de barragens historicamente ignorou custos sociais do deslocamento. Em Belo Monte, reassentamentos inadequados e indenizações insuficientes desestabilizaram comunidades (IHU, 2017). O EIA delimitou áreas afetadas por critérios físicos, excluindo perdas culturais (Chaves; Monzoni; Artuso, 2019). A Norte Energia ofereceu opções de compensação, mas muitas famílias enfrentaram condições precárias (Craide, 2016). O conflito entre desenvolvimento e direitos territoriais indígenas violou o Artigo 231 da Constituição (Brasil, 1988).

Comunidades indígenas, como os Juruna da TI Paquiçamba e os Arara da Volta Grande, sofreram com a redução de pescado. Entre 2015 e 2019, mais de 85 mil peixes morreram por turbinas (MPF, 2021). Reassentamentos Urbanos Coletivos (RUCs) falharam em manter coesão social, e compensações prometidas não foram integralmente entregues (Mongabay, 2021; ECOA, 2021).

As correlações ambientais (Figura 11) variam de fracas a fortes, positivas e negativas, destacando a complexidade ecológica. A UHEBM exemplifica como intervenções humanas alteram relações ambientais, exigindo análises aprofundadas para entender mecanismos contraditórios e mitigar danos.

## **8 Conclusões**

As análises realizadas ao longo deste estudo evidenciaram que a implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte trouxe significativas alterações na dinâmica ambiental da região do rio Xingu. A utilização de geotecnologias possibilitou a identificação e quantificação dessas mudanças, destacando a conversão de áreas

naturais em novos padrões de uso e ocupação do solo. Os resultados confirmam que, ao longo dos anos analisados, houve uma expressiva modificação na vegetação, na hidrografia e na estrutura socioeconômica das áreas impactadas.

A aplicação do sensoriamento remoto e de técnicas de geoprocessamento permitiu uma abordagem detalhada e multitemporal, fornecendo uma base sólida para a compreensão dos impactos ambientais. A análise das imagens de satélite revelou tendências claras de alteração na paisagem, com implicações diretas para a biodiversidade e para as comunidades locais. Diante desses achados, torna-se evidente a necessidade de políticas públicas mais eficazes no monitoramento e mitigação dos impactos causados por grandes empreendimentos hidrelétricos na Amazônia.

Por fim, este estudo reforça a importância do uso de geotecnologias para a gestão e conservação ambiental, demonstrando sua aplicabilidade no acompanhamento de transformações espaciais e temporais. Espera-se que os dados e metodologias empregados possam contribuir para futuras pesquisas e subsidiar decisões que equilibrem o desenvolvimento energético e a preservação ambiental.

## 9 Referências

ANTONAZ, Maria. **Barragens e barrageiros: um estudo sobre os processos de construção de identidades coletivas em uma área de empreendimentos hidrelétricos**. 2009. Disponível em: <https://www.livrosgratis.com.br/ler-livro-online-14498/barragens-e-barrageiros--um-estudo-sobre-os-processos-de-construcao-de-identidades-coletivas-em-uma-area-de-empreendimentos-hidreletricos>.

ANTUNES, Paulo Bessa. **Curso de direito ambiental: doutrina, legislação e jurisprudência**. 2 ed. Rio de Janeiro: Renovar, 1992. 399 p.

ANTUNES, Paulo de Bessa. **Direito Ambiental**. 3. ed., rev. e ampl. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 1999. 529 p.

ARAÚJO FILHO, Milton da Costa; MENESES, Paulo Roberto; SANO, Edson Eyji. Sistema de classificação de uso e cobertura da terra com base na análise de imagens de satélite. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 2, p. 9-21, ago. 2007. DOI: <https://doi.org/10.14393/rbcv59n2-44902>.

ARAÚJO, Mayara Moreno Vasconcelos; PINTO, Karina de Jesus; MENDES, Flávio de Oliveira. A Usina de Belo Monte e os impactos nas terras indígenas. **Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, n. 6, Macapá, p. 43–51, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/planetaamazonia/article/view/488>. Acesso em: 05 fev. 2025.

ARCHARD, F. et al. Remote sensing and forest monitoring in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 17, p. 3395–3415, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160110108094>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14001: sistemas de gestão ambiental: requisitos com orientações para uso**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2015. 35 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14001: sistemas de gestão ambiental: especificação e diretrizes para uso**. Rio de Janeiro: ABNT, 1996. 15 p.

BALBINOT, Alexandre. et al. **Computação em nuvem e colaboração em ambientes digitais**. São Paulo: Novatec Editora, 2016.

BECKER, Bertha Koiffmann. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Humanas, Belém, v. 5, n. 1, p. 17–23, jan.–abr. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1981-81222010000100003>.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília: Presidência da República, [2016]. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Constituicao/Constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm). Acesso em: 04 jan. 2025.

BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. Resolução nº 740, de 06 de outubro de 2009. Estabelece critérios gerais para a outorga preventiva e de direito de uso de recursos hídricos. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 7 out. 2009. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/legislacao/resolucoes/740-2009.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2025.

BRASIL. Decreto Legislativo nº 788, de 2005. Aprova o Tratado de Cooperação Amazônica. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 2005. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/2005/ld788.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2005/ld788.htm). Acesso em: 04 jan. 2025.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. **Blogue de Geografia**. Disponível em: <https://suburbanodigital.blogspot.com/2016/02/mapa-de-localizacao-da-usina-hidreletrica-uhe-de-belo-monte.html?m=1>. Acesso em: 04 jan. 2025.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 118, n. 158, p. 13709-13711, 2 set. 1981. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 04 jan. 2025.

BRASIL. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Plano de Aceleração do Crescimento: infraestrutura, energia, transportes**. Brasília, DF: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2011. Disponível em: <https://acervo.enap.gov.br/handle/41435>. Acesso em: 17 jun. 2025.

BREIMAN, Leo. Random forests. *Machine Learning*, v. 45, n. 1, p. 5–32, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.

BROWN, J. F. **LiDAR remote sensing in environmental studies**. *Remote Sensing Reviews*, v. 20, n. 2, p. 123-134, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1080/027572502753504386>.

BURROUGH, Peter Andrew. **Princípios de sistemas de informação geográfica para avaliação de recursos terrestres**. Oxford: Clarendon Press, 1986. 333 p.

CÂMARA, Gilberto; DAVIS, Cláudio; MONTEIRO, Ana Maria Vieira. **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001.

CÂMARA, Gilberto; MEDEIROS, José Sérgio de Souza. **Geoprocessamento para projetos ambientais**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 1998. 87 p.

CARRARO, Fernanda Garcia Pinto. **Análise da cobertura do solo usando NDVI, na região da hidrelétrica de Belo Monte, estado do Pará – Brasil**. 2019. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Barragem e Gestão Ambiental) – Núcleo de Desenvolvimento Amazônico em Engenharia, Universidade Federal do Pará, Tucuruí, 2019.

CERRI NETO, Mauro. **Impacto ambiental, degradação ambiental, poluição, contaminação e dano ambiental: comparação entre conceitos legal e técnico.** 2008. 125 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

CHAVES, Kena Azevedo; MONZONI, Mario; ARTUSO, Letícia Ferraro. UHE Belo Monte: reassentamentos rurais, participação social e direito à moradia adequada. **Revista Direito GV**, v. 15, p. e1913, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2317-6172201913>.

CNEC – CONSÓRCIO NACIONAL DE ENGENHEIROS CONSULTORES S.A.). **Estudos de inventário hidrelétrico da bacia hidrográfica do rio Xingu: estudos hidrometeorológicos.** v. 2. Brasília: Eletronorte; Ministério das Minas e Energia/CNEC, 1980.

COELHO, Silvio José. **Transformações na paisagem decorrentes da construção de Usina Hidrelétrica do Funil – UHE-Funil e o impacto no município de Ijaci, MG.** Lavras: Universidade Federal de Lavras (UFLA), 2008.

COSTA, B. B. S. et al. Licenciamento ambiental no Brasil sobre usinas hidrelétricas: um estudo de caso da usina de Belo Monte, no Rio Xingu (PA). **Caderno de Graduação - Ciências Exatas e Tecnológicas – UNIT**, Sergipe, v. 1, n. 1, p. 19-33, 2012. Disponível em: <https://periodicosgrupotiradentes.emnuvens.com.br/cadernoexatas/article/view/185>. Acesso em: 04 jan. 2025.

CRAIDE, Sabrina. **Defensor público diz que 700 famílias esperam indenização de Belo Monte.** *Agência Brasil*, Brasília, 11 maio 2016. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/politica/noticia/2016-05/defensor-publico-diz-que-700-familias-esperam-indenizacao-de-belo-monte>. Acesso em: 04 jan. 2025.

CRÓSTA, Antônio Paulo. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto.** Campinas, SP: Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 1999. 140 p.

DAINESE, Renata Cilene. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao estudo temporal do uso da terra e na comparação entre classificação não-supervisionada e análise visual.** 2001. 186 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu, Botucatu, 2001.

DANTAS, Maria Eugênia; TEIXEIRA, Sérgio G. Origem das paisagens. In: JOÃO, X. da S. J.; TEIXEIRA, Sérgio G.; FONSECA, D. D. F. (org.). **Geodiversidade do Estado do Pará.** Belém: CPRM, 2013. p. 23-52.

DE PAULA, E. M. S. et al. Compartimentação geocológica da sub-bacia do Baixo Rio Xingu – Amazônia Centro-Oriental, Brasil. **Revista Equador**, Teresina, v. 5, n. 4, p. 128–150, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.26694/equador.v5i4.5192>.

DEL MORAL HERNÁNDEZ, Francisco; MAGALHÃES, Sônia Barbosa. Ciência, cientistas e democracia desfigurada: o caso Belo Monte. **Novos Cadernos NAEA**, Belém, v. 14, n. 1, p. 79–96, jun. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v14i1.599>.

DINIZ, Cristiano G. et al. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619-3628, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2447481>.

DRAKE, J. B. et al. **Estimation of tropical forest structural characteristics using LiDAR data. Remote Sensing of Environment**, v. 79, n. 2-3, p. 305–319, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00322-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00322-0).

EOCA. Belo Monte: Um olhar sobre os impactos e compensações para comunidades tradicionais. Eoca.org.br, 2021. Disponível em: <https://www.eoca.org.br/belo-monte-impactos-compensacoes-comunidades-tradicionais>. Acesso em: 16 jul. 2024.

ELETROBRÁS (Centrais Elétricas Brasileiras). **Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte: Relatório de Impacto Ambiental**. 2009. Disponível em: [http://restrito.norteneergiasa.com.br/site/wp-content/uploads/2011/04/NE.Rima\\_.pdf](http://restrito.norteneergiasa.com.br/site/wp-content/uploads/2011/04/NE.Rima_.pdf). Acesso em: 04 jan. 2025.

ERSTAPPEN, Harm. **Geomorfologia: conceitos e processos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011.

FAINGUELERNT, Maíra Borges. A trajetória histórica do processo de licenciamento ambiental da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 245–264, abr./jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC0259R1V1922016>.

FEARNSIDE, P. M. A barragem de Belo Monte: lições de uma luta por recursos na Amazônia. p. 37-82. *In*: HERRERA, J. A.; CAVALCANTE, M. M. A. (org.). **Hidrelétricas na Amazônia: implicações territoriais nas áreas de influências das usinas nos rios Xingu (Pará) e Madeira (Rondônia)**. Belém: GAPTA; Universidade Federal do Pará; Joinville: Clube de Autores Publicações, 2017. 273 p.

FEARNSIDE, Philip M. Belo Monte: O debate sobre os impactos sociais e ambientais. **Revista Amazônica**, v. 6, n. 2, p. 24-38, 2011.

FEARNSIDE, Philip Martin. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Volume 2. Manaus: Editora INPA, 2015. 297 p.

FELDPUSCH, T. R. et al. **Structural attributes of vegetation as indicators of developmental stage and environmental relationships. Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 4, p. 491–504, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467403003434>.

FÉLIX FILHO, José. **Amazônia: belezas e verdades dos rios**. São Paulo: All Print Editora, 2013. 136 p.

FITZ, Paulo Roberto. **Geoprocessamento sem complicação**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 160 p.

FLORENZANO, Teresa Gallotti. **Iniciação em sensoriamento remoto**. São Paulo: Oficina de Texto, 2011. 128 p. ISBN 978-85-7975-016-8.

FLORES-ANDERSON, A. et al. **Mapping forest structure and terrain in tropical wetlands using airborne LiDAR and SAR data**. *Remote Sensing of Environment*, v. 222, p. 1-15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.023>.

FOODY, Giles M. **Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development**. *International Journal of Remote Sensing*, v. 24, n. 20, p. 4035–4046, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1080/0143116031000118088>.

FREIRE, Luciana Maria. Impactos ambientais no Rio Xingu diante da implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte no Estado do Pará: subsídios para o planejamento ambiental. *Revista Geonorte*, Amazonas, Edição Especial 4, v. 10, n. 1, p. 490-493, 2014.

FREIRE, Luciana Martins; LIMA, Joselito Santiago de; SILVA, Edson Vicente da. Belo Monte: fatos e impactos envolvidos na implantação da usina hidrelétrica na região amazônica paraense. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 30, n. 3, p. 18–41, set./dez. 2018. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v30n3-2018-2>.

FREITAS, C. C.; SHIMABUKURO, Y. E. **LiDAR applications in forest inventory**. *International Journal of Remote Sensing*, v. 28, n. 9-10, p. 2223–2235, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160600954642>.

GAIDA, W. et al. **Correção atmosférica em sensoriamento remoto: uma revisão**. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 1, p. 229-248, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p229-248>

GANEM, Sérgio et al. **Big data e computação em nuvem: fundamentos, tecnologias e aplicações**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

GARRIDO, Dulce; COSTA, Rui. **Dicionário breve de geografia**. 2. ed. Lisboa: Editorial Presença, 2006. 118 p.

GORELICK, Noel et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.

HANSEN, M. C. et al. **High-resolution global maps of 21st-century forest cover change**. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.

HAYES, Niall; RAJÃO, Raoni. Competing institutional logics and sustainable development: the case of geographic information systems in Brazil's Amazon region. **Information Technology for Development**, v. 17, n. 1, p. 4–23, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/02681102.2010.511701>.

HUBBELL, Stephen P. et al. **Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest**. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554-557, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.283.5401.554>.

HURWITZ, J. Environmental and social impacts of the Belo Monte hydroelectric project on the Xingu River, Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 12, p. 3031-3040, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.016>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra: Série Manuais Técnicos em Geociências** - nº 7. 3ª ed., Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2025.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra no período de 10 anos nas áreas desflorestadas da Amazônia legal Brasileira**. Belém: INPE/CRA; Embrapa Amazônia Oriental, 2016. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1059985>. Acesso em: 04 jan. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico: Cidades do Pará, 2020 – Panorama**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/>. Acesso em: 3 mar. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 2012. 271p. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 5).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades@ – Altamira (PA): histórico**. 2025. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/altamira/historico>. Acesso em: 04 jan. 2025.

INSTITUTO HUMANITAS UNISINOS – IHU. “Amazônia Resiste: Depois de Belo Monte”. **Instituto Humanitas Unisinos**, 9 nov. 2017. Disponível em: <https://www.ihu.unisinos.br/186-noticias/noticias-2017/573441-amazonia-resiste-depois-de-belo-monte>. Acesso em: 04 jan. 2025.

IOST FILHO, F. H. et al. **Drones: innovative technology for use in precision pest management**. *Journal of Economic Entomology*, v. 113, n. 1, p. 1–25, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1093/jee/toz268>.

ISA – Instituto Socioambiental; AYMIX – Associação Yudjá Miratu Xingu. **Discussão de critérios para a redefinição do hidrograma da vazão residual da UHE Belo Monte na região da Volta Grande do Xingu**. Belém: Instituto Socioambiental; Associação Yudjá Miratu da Volta Grande do Xingu, 2018. Oficina científica.

JENSEN, John R. **Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective**. 2. ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2007. 592 p.

LEES, Andrew C. et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 451-466, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>.

LEFSKY, M. A. et al. **Lidar remote sensing for ecosystem studies**. *Bioscience*, v. 52, n. 1, p. 19–30, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0019:LRSFES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0019:LRSFES]2.0.CO;2).

LEITE, Emerson Figueiredo; ROSA, Roberto. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Formiga, Tocantins. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 4, n. 12, p. 90-106, 2012. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/Observatorium/article/view/45664>. Acesso em: 04 jan. 2025.

LEME ENGENHARIA LTDA; NORTE ENERGIA S.A. **Projeto básico ambiental. Tomo V, v. 7**. Brasília, 2010. 109 p.

LLANO, Xavier Corredor. **AcATaMa – QGIS plugin for accuracy assessment of thematic maps**, versão 19.11.21. 2019. Disponível em: <https://smbyc.github.io/AcATaMa>. Acesso em: 01 abr. 2025.

LONGLEY, P. A. et al. **Geographic Information Systems and Science**. 3. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2010. 560 p. ISBN 978-0470721445.

LUNA, Denise. **Cronologia – Facões, artistas e contradições cercam Belo Monte**. Reuters, São Paulo, 2010. Disponível em: <https://economia.estadao.com.br/noticias/negocios,facoes-artistas-e-contradicoes-cercam-belo-monte,14438e>. Acesso em: 04 jan. 2025.

MAGALHÃES, Sonia Barbosa; SILVA, Ygor Yuri Pereira da.; VIDAL, Cleice da Luz. Não há peixe para pescar neste verão: efeitos socioambientais durante a construção de grandes barragens—o caso Belo Monte. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 37, p. 111-134, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v37i0.45595>.

MAPBIOMAS. **Coleção 5 (1985-2019)**: Plataforma Brasil. 2021. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 07 jan. 2025.

MENEGUZZO, Isonel Sandino; CHAICOUSKI, Adeline. Reflexões acerca dos conceitos de degradação ambiental, impacto ambiental e conservação da natureza. **Geografia**, Londrina, v. 19, n. 1, p. 181-185, 2010. DOI: <https://doi.org/10.5433/2447-1747.2010v19n1p181>.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília, DF: UnB / CNPq, 2012. 266 p.

MILARÉ, Édís; BENJAMIN, Antonio Herman V. **Estudo prévio de impacto ambiental: teoria, prática e legislação**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1993. 350 p.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (Brasil). **Plano Decenal de Expansão de Energia 2024-2033**. Brasília: MME, 2024. 150 p. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/sntep/publicacoes/plano-decenal-de-expansao-de-energia/pde-2029-a-2021/pde-2024/plano-decenal-de-expansao-de-energia-pde-2024.pdf/view>. Acesso em 05 fev. 2025.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL – MPF. **Mortandade de peixes e impactos da Usina de Belo Monte**. Ministério Público Federal, 2021. Disponível em: <https://www.mpf.mp.br/mortandade-peixes-belo-monte>. Acesso em: 16 jul. 2024.

MIRRA, Álvaro Luiz Valery. **Impacto ambiental: aspectos da Legislação Brasileira**. São Paulo: Oliveira Mendes, 1998. 162 p.

MONGABAY. **Reassentamentos Urbanos Coletivos em Belo Monte e seus desafios**. 2021. Disponível em: <https://www.mongabay.com/reassentamentos-urbanos-coletivos-belo-monte>. Acesso em: 16 jul. 2024.

NORTE ENERGIA S.A. **19º Relatório anual sócio ambiental independente do projeto UHE Belo Monte 2016**. Disponível em: <http://norteenergiasa.com.br/>. Acesso em: 06 fev. 2025.

NOVO, Evlyn Márcia L. de Moraes. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010. 388 p.

OLIVEIRA, André Silva; FREITAS, Carlos Cesar. Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento ambiental: estudo de caso na Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 3, p. 456-467, 2015.

OLIVEIRA, Assis da Costa. Consequências do neodesenvolvimentismo brasileiro para as políticas públicas de crianças e adolescentes: reflexões a partir da implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. **Revista de Políticas Públicas**, v. 17, n. 2, p. 289–302, 2013. DOI: <https://doi.org/10.18764/2178-2865.v17n2p289-302>

OLIVEIRA, Vinicius de Moura. **O uso de geotecnologia no estudo multitemporal das mudanças ambientais no entorno da hidrelétrica de Santo Antonio no Rio Madeira (RO)**. 2015. 83 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2015.

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

PALHA, José A. A.; MARQUES, André S.; ALMEIDA, Luiz C. Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 55, n. 1, p. 12-25, 2003.

PÉRICO, Edson; CEMIN, Gabriel; REMPEL, Carlos. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, v. 70, n. 1, p. 9-21, 2006. DOI: <https://doi.org/10.18671/scifor.v70n10.01>.

PORTO, K. G.; FERREIRA, I. M. G. Gestão das bacias hidrográficas urbanas e a importância dos ambientes ciliares. **Geografia em Questão**, [s. l.], v. 5, n. 2, 2012. DOI: <https://doi.org/10.48075/geoq.v5i2.4978>.

PRODES. **Projeto de Estimativa de Desflorestamento da Amazônia**. 2022. Coordenação Geral de Observação da Terra – OBT. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 04 jan. 2025.

QUESADA, Carlos A. et al. **Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their formation history. Biogeosciences**, v. 9, n. 6, p. 2433–2453, 2012. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-9-2433-2012>.

RAMOS, R. R. et al. Aplicação do Índice da Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) na avaliação de áreas degradadas e potenciais para unidade de conservação. *In*: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO**, 3., 2010, Recife. Anais [...]. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2010.

REIS, João Francisco Garcia; SOUZA, Jaime Luiz Cunha de. Grandes projetos na Amazônia: A hidrelétrica de Belo Monte e seus efeitos na segurança pública. **Dilemas – Revista de Estudos de Conflito e Controle Social**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 79–96, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5102/dilemas.v9i2.7730>.

ROHDE, Geraldo Mário. Estudos de impacto ambiental: a situação brasileira em 2000. *In*: VERDUM, Roberto; MEDEIROS, Rosa Maria Vieira (Orgs.). **RIMA, Relatório de Impacto Ambiental: legislação, elaboração e resultados**. 4. ed. (ver. ampl.). Porto Alegre: UFRGS, 2002. p. 41-65.

ROSA, Roberto. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2005. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.2005.0016.0009>.

ROSA, Roberto; BRITO, João Luiz Santos. **Introdução ao geoprocessamento: sistema de informação geográfica**. Uberlândia: UFU, 1996. 150 p.

ROSAN, Thais Michele; ALCÂNTARA, Enner. Detecção de mudanças de uso e cobertura da terra na Amazônia Legal Matogrossense: o estudo de caso do município de Cláudia (MT). **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 5, p. 979–990, 2016. DOI: <https://doi.org/10.14393/rbcv68n5-44430>.

ROSENQVIST, Å. et al. A review of remote sensing technology in support of the Kyoto Protocol. **Environmental Science and Policy**, v. 6, n. 5, p. 441–455, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(03\)00060-0](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(03)00060-0).

RUDORFF, Benedito F. T.; MOREIRA, Marcos Antônio. **Sensoriamento remoto aplicado à agricultura**. 2002. p. 19.

SALOMÃO, Rafael de Paiva et al. As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais**, v. 2, n. 3, p. 57–153, set./out. 2007. DOI: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v2i3.696>.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. **Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 495 p.

SANTANA, Aline Cristina. Classificação de uso e cobertura do solo utilizando técnicas de aprendizado de máquina. **Revista Brasileira de Geografia Aplicada**, v. 12, n. 2, p. 45–60, 2021.

SANTOS, G. M. Análise do EIA-RIMA – Ictiofauna. In: MAGALHÃES, S. M. S. B.; HERNANDEZ, F. D. M. (org.). **Painel de especialistas: análise crítica do estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico de Belo Monte**. Belém: [s.n.], 2009. p. 161-166.

SANTOS, R. M. et al. Avanços no uso de índices de vegetação para monitoramento ambiental: uma revisão sistemática. **Revista de Geografia e Sustentabilidade**, v. 12, n. 2, p. 123-140, 2022. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.2.p123-140>.

SAWAKUCHI, André Oliveira et al. The Volta Grande do Xingu: Reconstruction of past environments and forecasting of future scenarios of a unique Amazonian fluvial landscape. **Scientific Drilling**, v. 20, n. 20, p. 21-32, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/sd-20-21-2015>.

SCHMITT, Fernando; DAMASCO, Daniela. **Plataformas como serviço (PaaS): conceitos, características e desafios**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE COMPUTAÇÃO EM NUVEM, 2012, São Paulo. Anais... São Paulo: Sociedade Brasileira de Computação, 2012.

SEVÁ FILHO, Alípio de Oliveira. **Tenotã-Mõ: alertas sobre as consequências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu**. 1. ed. São Paulo: International Rivers Network, 2005. 84 p.

SHIMAKURA, Sérgio Eduardo; RIBEIRO JÚNIOR, Pedro José. **Estatística descritiva: interpretação do coeficiente de correlação**. Curitiba: Departamento de

Estatística, Universidade Federal do Paraná, 2012. Disponível em:  
<http://leg.ufpr.br/~paulojus/CE003/ce003/node8.html>.

SILVA, Ardemirio de Barros. **Sistemas de informações geo-referenciadas: conceitos e fundamentos**. 1. ed. Campinas: UNICAMP, 2003. 236 p. ISBN 978-85-268-0896-6.

SILVA, Mayane Bento; HERREROS, Mário Miguel Amin Garcia; BORGES, Fabricio Quadros. Análise dos aspectos econômicos e socioambientais no projeto hidrelétrico Belo Monte, Pará. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 1, p. 15-27, 2014. DOI: <https://doi.org/10.18316/1385>.

SILVA, Robson de Oliveira; Z Aidan, José Ulisses. **Geoprocessamento e análise ambiental: uma abordagem espacial**. Brasília: Paralelo 15, 2010. 304 p.

SOUSA JÚNIOR, Wilson Cabral de.; REID, John. Uncertainties in Amazon hydropower development: risk scenarios and environmental issues around the Belo Monte dam. **Water Alternatives**, v. 3, n. 2, p. 249-268, 2010. Disponível em: <https://www.water-alternatives.org/index.php/volume3/v3issue2/92-a3-2-15/file>. Acesso em: 04 jan. 2025.

SOUZA FILHO, P. W. M.; PARADELLA, W.; SILVEIRA, A. J. **Sensoriamento remoto e análise multitemporal para o estudo do desmatamento na Amazônia Legal**. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 245-256, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200012>.

TAURION, C. **Cloud computing: a revolução da computação na nuvem**. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2009.

TULLOS, Desiree. Assessing the influence of environmental impact assessments on science and policy: An analysis of the Three Gorges Project. **Journal of Environmental Management**. v. 90, 2009, p. S208-S223. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.031>.

UHL, Christopher; KAUFFMAN, J. Boone. **Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon**. **Ecology**, v. 71, n. 2. p. 437-449, 1990. DOI: <https://doi.org/10.2307/1938250>.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Bandas utilizadas dos satélites Landsat e suas resoluções espectrais**. 2024.

VIERLING, Lee A.; NAUGLE, David E.; SCHMIDT, Thomas L. **Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling**. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 2, p. 90–98, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/070001>.

WHITMORE, T. C. **Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss**. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 326, n. 1237, p. 295–310, 1990. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0074>.

XAVIER, João Sérgio; Z AidAN, Raimundo Tavares. **Geoprocessamento e Meio Ambiente**. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. 344 p.

ZANOTTA, Danilo C.; FERREIRA, Gilberto; ZORTEA, Márcia. Análise de séries temporais de imagens orbitais para monitoramento ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 1, p. 123-137, 2019.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 118, p. 83-94, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.028>.

ZIEMBOWICZ, Marcos Morais et al. Geotecnologias aplicadas na análise dos impactos no uso e cobertura da terra causados pela construção de uma usina hidrelétrica. **Ciência e Natura**, v. 40, e17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X29847>.

ZIMMERMANN, Valéria. **O uso da análise multicritério em ambiente SIG na setorização das áreas de risco do distrito administrativo do Pântano do Sul, município de Florianópolis, SC**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.