



Avaliação de mudanças de uso e cobertura da terra em território indígena na Amazônia brasileira

Luana Linhares Negreiro¹, Evandro Ferreira Silva², Miquéias Freitas Calvi², Anderson Borges Serra², Arien Hiusaki de Moura Santos^{3*}, Sayara Beatriz dos Santos Silva⁴,
Fernanda Santos Ferreira⁴

¹Engenheira Florestal, Universidade Federal do Pará, Altamira, Pará, Brasil. ²Docente da Universidade Federal do Pará, Altamira, Brasil. ³Mestrando em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, Altamira, Brasil. ⁴Discente do Curso de Bacharelado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Pará, Altamira, Pará, Brasil. *moura.arien.hiu@gmail.com

Recebido em: 27/07/2023

Aceito em: 17/05/2024

Publicado em: 31/07/2024

<https://doi.org/10.29327/269504.6.1-10>

RESUMO

A acelerada degradação dos recursos florestais é uma atividade antrópica em escala mundial. A degradação altera a paisagem natural e impacta o modo de vida de comunidades tradicionais ao reduzir sua área de ocupação por motivo de invasões ilegais e ao diminuir a disponibilidade de recursos naturais essenciais para a sobrevivência e geração de renda das famílias. O objetivo da pesquisa foi analisar as mudanças de uso e cobertura da terra na Terra Indígena (TI) Trincheira Bacajá, Pará. Por meio da Classificação Supervisionada Interativa das imagens de satélites Landsat 5 TM (1996) e Landsat 8 OLI (2020), foram definidas as classes de cobertura da terra floresta, hidrografia e área antropizada para o macrozoneamento (Área Total, Área de Amortecimento e Área da TI). e microzoneamento da área de estudo em 16 regiões. A análise da acurácia da classificação foi obtida por meio da matriz de erro e validada pelo índice de concordância Kappa. A Área da TI obteve a menor área de floresta convertida em áreas antropizadas e a Área de Amortecimento obteve maior taxa de desmatamento. As microrregiões Su-sudeste (SSE), Lornordeste (NNE) e Sudeste (SE) foram as mais antropizadas, coincidindo com as áreas prioritárias para controle de desmatamento definidas na plataforma MAPBIOMAS.

Palavras-chave: Terra Indígena, Trincheira Bacajá. Classificação Supervisionada Interativa. Desmatamento.

Assessment of land use and coverage changes in indigenous territory in the Brazilian Amazon

ABSTRACT

The accelerated degradation of forest resources is an anthropic activity on a world scale. Degradation alters the natural landscape and impacts the way of life of traditional communities by reducing their area of occupation due to illegal invasions and by reducing the availability of essential natural resources for survival and income generation for families. The objective of the research was to analyze land use and land cover changes in the Indigenous Land (TI) Trincheira Bacajá, Pará. Using the Interactive Supervised Classification of Landsat 5 TM (1996) and Landsat 8 OLI (2020) satellite images, the land cover classes forest, hydrography and anthropized area for macrozoning (Total Area, Buffer Area and Area of TI) and microzoning of the study area into 16 regions. The classification accuracy analysis was obtained using the error matrix and validated by the Kappa concordance index. The TI Area had the smallest forest area converted into anthropic areas and the Buffer Area had the highest deforestation rate. The South-Southeast (SSE), North-Northeast (NNE) and Southeast (SE) micro-regions were the most anthropized, coinciding with the priority areas for deforestation control defined in the MAPBIOMAS platform.

Keywords: Indigenous land. Trincheira Bacajá. Interactive supervised classification. Deforestation.

INTRODUÇÃO

A degradação dos recursos florestais é um fenômeno antrópico em escala global sendo uma preocupação mundial (BUNGNAMEI et al., 2020; ENCISA-GARCIA, 2020; GOMES, 2019; LENDE, 2020; SILVA et al., 2021; VELÁZQUEZ, 2021; WATRIN et al., 2022; ZHANG et al., 2022). Fatores como extração de madeira ilegal, estabelecimentos de infraestruturas de estradas, expansão da agropecuária e atividades minerárias são os principais estímulos à degradação dos recursos florestais no bioma amazônico (ALENCAR et al., 2018; DINIZ et al., 2009; GIANNINI et al., 2009; MARGULIS, 2003; RIVERO et al., 2009).

A degradação florestal leva à alteração na paisagem natural, fragmentação de ecossistemas, perdas de habitats e serviços ecossistêmicos são alguns dos efeitos do desmatamento na Amazônia, que impactam o modo de vida de comunidades tradicionais ao diminuir a disponibilidade de recursos naturais utilizados na sobrevivência e geração de renda das famílias (COMAR et al., 2013; NASCIMENTO et al., 2019; FEARNSSIDE, 2006; MELO et al., 2022; MIGON, 2014; OLIVEIRA, 2012; SILVA et al., 2021).

A Amazônia tem uma rica diversidade biológica com muitas espécies endêmicas, raras, ameaçadas de extinção e abriga um expressivo contingente de povos indígenas e comunidades tradicionais (ALMEIDA, 2020). No entanto, essa riqueza tem sido comprometida pelo desmatamento, apresentando altas taxas de redução de cobertura florestal ao longo do tempo (MAURANO et al., 2019; MESSIAS et al., 2021). De 2020 a 2021 foi contabilizado um incremento de área desmatada de 1,22 milhões de hectares, e dentre os estados com maior cobertura florestal no bioma amazônico, o Pará respondeu pelos maiores percentuais de desmatamento, no qual em 2019 a supressão de vegetação primária representou 33,43% (293.273 hectares) e vegetação secundária de 29,98% (115.775 hectares) (INPE 2020; MAPBIOMAS, 2019; 2020).

Como estratégia de conter o avanço do desmatamento na Amazônia, surge a necessidade de delimitar áreas de proteção ambiental. As Unidades de Conservação (UC) e as Terras Indígenas (TI) são exemplos de territórios que asseguram a proteção e a conservação socioambiental das áreas delimitadas (FERREIRA, 2021; OLIVEIRA et al., 2021; SILVA, 2019). As UCs são definidas como espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas

de proteção (BRASIL, 2000). O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) é o órgão responsável pela criação e gestão das unidades federais. Em 2020, as unidades federais e estaduais representaram 53,5% (43.825.543 hectares) de formação florestal (MAPBIOMAS, 2020) no estado do Pará.

As Terras Indígenas são terras sob domínio da união, reconhecida aos indígenas que nelas habitam a posse permanente e o usufruto exclusivo das riquezas do solo, dos rios e dos lagos nela existentes, como forma de preservação dos recursos ambientais necessários à sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições (BRASIL, 1973). A Fundação Nacional do Índio - FUNAI é a responsável pela delimitação e gestão das TIs que, em 2020, representaram 42,2% (34.787.190 hectares) de formação florestal no estado do Pará (MAPBIOMAS, 2020).

Apesar da importância das TIs na composição da reserva florestal, esses territórios têm sido cada vez mais invadidos por caçadores, pescadores, madeireiros, fazendeiros, grileiros e garimpeiros, que resulta em aumento do desmatamento e degradação florestal, sobretudo retirada da floresta para fins madeireiros e implantação de pastagens (MELO et al., 2022; MINGON, 2014), sendo necessária a articulação entre diferentes órgãos para intensificar o monitoramento e a fiscalização nessas áreas para combater o aumento do desmatamento ilegal e preservar o patrimônio natural e o modo de vida dos povos indígenas que residem nesses locais (SILVA, 2019).

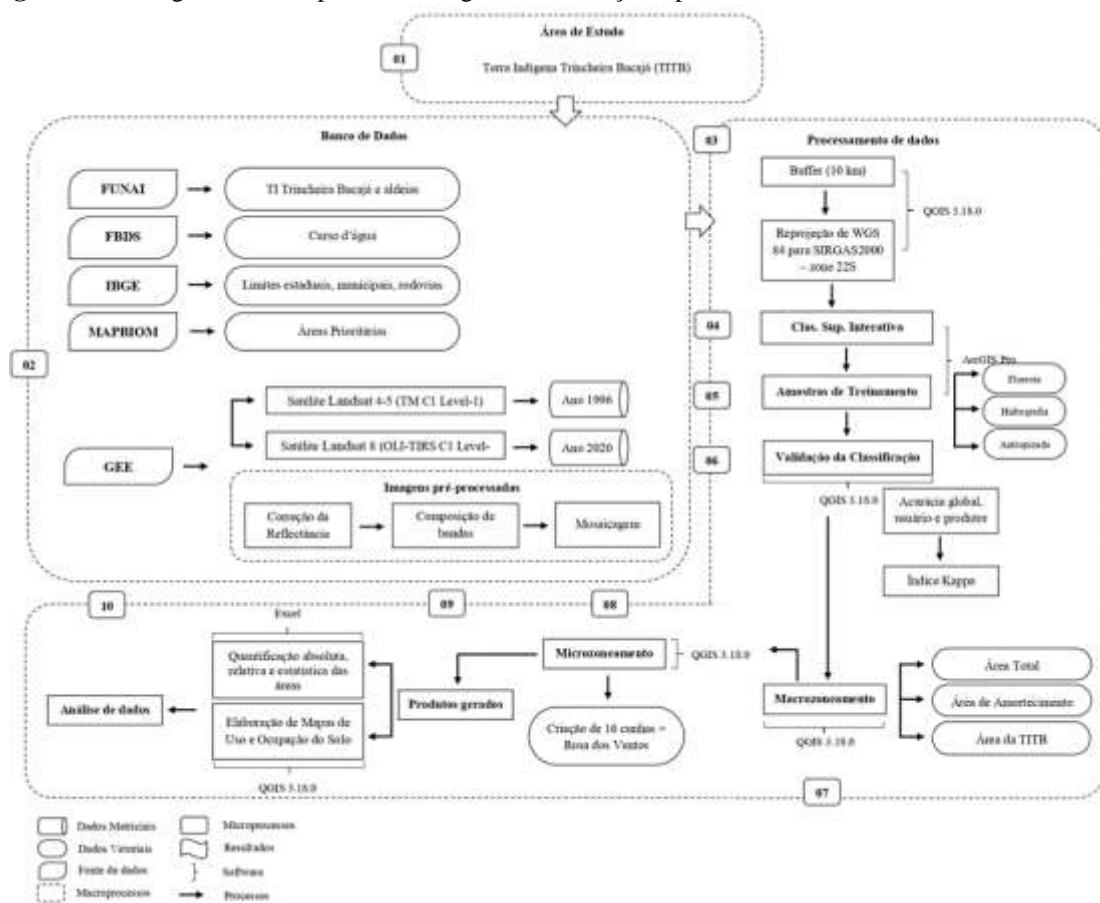
Por meio das atuais tecnologias de sensoriamento remoto, ciência que viabiliza a obtenção de informações espectral, espacial e temporal de objetos, sem que haja o contato direto com o alvo de interesse por meio da utilização de sensores remotos (FITZ, 2008), é possível quantificar alterações e a velocidade em que as florestas são convertidas em outros usos da terra, o que pode viabilizar a implementação de estratégias mais eficazes de gestão territorial (MOREIRA et al., 2016; PIROLI, 2010), contornar dificuldades de acesso ao local, reduz os custos operacionais relacionados às atividades de campo e obter melhor acurácia dos resultados (GONÇALVES et al., 2016; PERTILLE, 2018). O uso do sensoriamento remoto tem sido utilizado em pesquisas diversas como análise da fragmentação da paisagem, as mudanças de uso, cobertura e ocupação da terra, modelagem de riscos de inundação, dinâmicas de incêndios florestais entre outros (ADHIKARI et al., 2020; ADITYA et al., 2018; CHEN et al., 2009; MAMUN et al., 2013; SANTANA, 2019). Por meio dessa ferramenta é possível traçar ações efetivas de combate a ilícitos ambientais em TIs com muito mais eficiência.

Nesse sentido, o trabalho tem como premissa que as TIs foram criadas com o objetivo de conservar e preservar o patrimônio natural e o modo de vida dos povos indígenas. Logo, questiona-se se com o passar dos anos e mudanças geopolíticas a TI Trincheira Bacajá foi capaz de cumprir a função da sua criação no território. Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a mudança no uso e cobertura da terra na TI Trincheira Bacajá, Pará, e da sua área de entorno.

MATERIAL E MÉTODOS

Na Figura 1 é apresentado o fluxograma metodológico de processamento dos dados para obtenção das informações da pesquisa.

Figura 1 - Fluxograma das etapas metodológicas de obtenção e processamento dos dados.

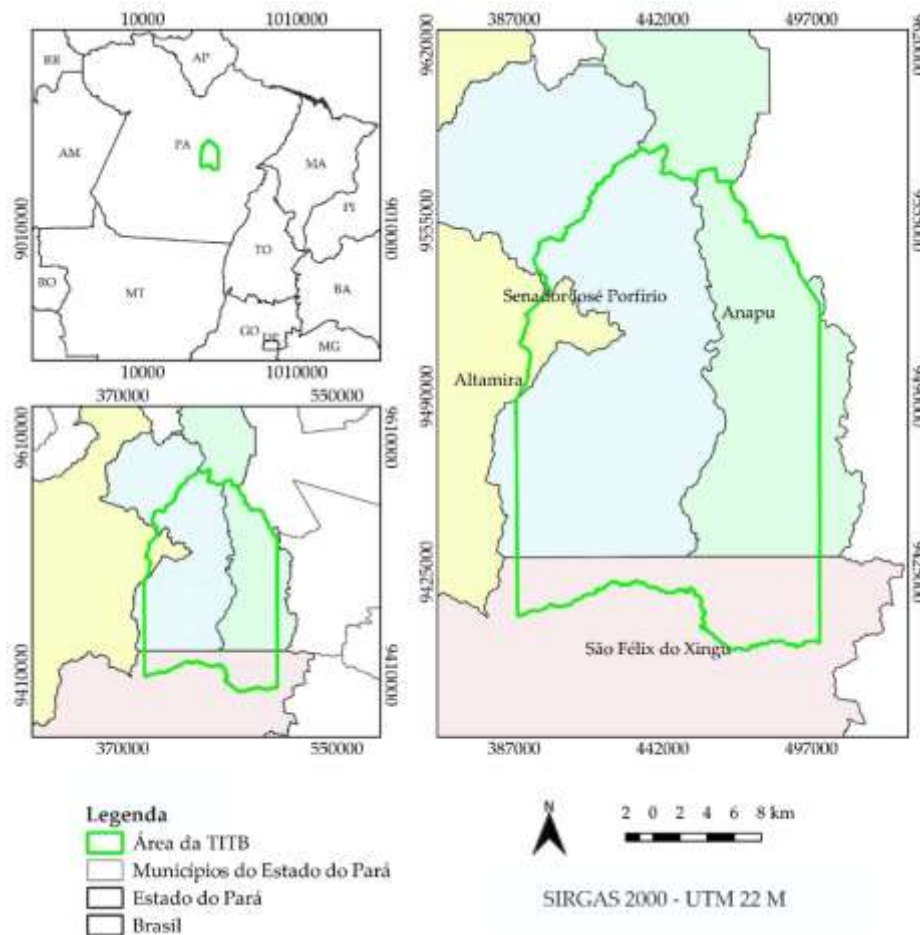


Área de estudo

A área de estudo é a Terra Indígena Trincheira Bacajá (TITB), ocupada pelo povo Xikrin e homologada pelo Decreto Federal Nº 1.775, de 8 de janeiro de 1996 (BRASIL, 1996). Está localizada no Sudoeste do Pará, ao longo do rio Bacajá, afluente da margem

direita do rio Xingu, na região da Volta Grande do Xingu, sob as coordenadas geográficas 4°36'56" S e 51°30'17" W (Figura 2). Possui área de 1.651.792,26 hectares e sua extensão territorial abrange parte dos municípios de São Félix do Xingu, Anapu, Altamira e Senador José Porfírio. O território está sob a jurisdição da Coordenação Regional Centro-Leste do Pará, da FUNAI, sediada na cidade de Altamira; e inserida no território etnoeducacional do Médio Xingu (BELTRAME, 2019; MANTOVANELLI, 2016).

Figura 2 - Localização da Terra Indígena Trincheira Bacajá, Pará, Brasil



O clima da TI é caracterizado como Equatorial quente, com temperaturas acima de 18 °C em todos os meses e temperaturas médias menores de 26 °C e maiores de 27,3 °C. A geologia é formada pela unidade Bacajá, Bacajaí, Depósitos Aluvionares Holocêntricos, Granito João Jorge, Grandiorito Anapu, Misteriosa e Xingu. A geomorfologia é formada por Depressão da Amazônia Meridional, Planaltos Residuais do Sul da Amazônia e Serras do Sul do Pará. A pedologia é composta pelas classes de solos Argissolo, Latossolo e Neossolo. A vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Aberta

Submontana com cipós, Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Floresta Ombrófila Densa Aluvial com dossel uniforme, Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente e Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel uniforme Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente e Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel uniforme (IBGE, 2021).

O povo indígena Xikrin vive ancestralmente nas florestas da TITB. Detentores de expressiva riqueza sociocultural, têm o modo de vida pautado na valorização e conservação do ecossistema, no extrativismo dos recursos naturais disponíveis em seu território, por meio das práticas tradicionais de caça e roças de lavouras anuais (ISA, 2022). Os Xikrin se autodenominam Mëbêngôkre, falante do tronco linguístico Jê, e além da TITB, também ocupam a TI Xikrin do Cateté, na região do Carajás (BELTRAME, 2013; 2019; MANTOVANELLI, 2016).

Os Xikrin estão organizados neste território em 21 aldeias: Bacajá, Kabakrô, Kameridjãm, Kamoktikô, Kenkrô, Kenkudjôi, Kenoro, Krãnh, Krimei, Moinoro, Mrotidjãm, Pokamrore, Potikrô, Prindjãm, Pukakey, Pukamei, Pukatam, Pykajakà, Pytakô, Rapkô e Roitidjãm, contabilizando uma população aproximada de mil pessoas (FUNAI, 2022).

No entanto, uma realidade das TI são os episódios de invasões por não indígenas que causam aberturas de lotes e depois os comercializam, leiloam ou doam de forma irregular por redes criminosas por meio de grilagem de terras; e, também roubos de madeira com caminhões sem identificação, instalação de garimpos, ameaças de mortes e queimadas, esses são os principais fatores que aumentam os riscos iminente de conflitos no território, comprometendo a comunidade indígena (CIM, 2019; ISA, 2019a; ISA, 2019b; ISA, 2020; IMAZON, 2021).

Banco de dados

Os shapefiles da área de interesse e curso d'água foram obtidos respectivamente nos sites da FUNAI e Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) (FUNAI, 2021; FBDS, 2013). Os shapefiles dos limites estaduais e municipais foram obtidos no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021).

O shapefile das áreas prioritárias foram obtidas na plataforma MapBiomas, e as classificadas como áreas que possuem o potencial de serem degradadas, são utilizadas para implementação de ações preventivas, monitoramento e controle do desmatamento

ilegal, classificadas em 1) regiões com no mínimo 90% dos registros de desmatamento no período anterior do PRODES (agosto/2019 a julho/2020); 2) regiões onde foram registrados pelo menos 90% dos avisos de desmatamento do DETER 2020/2021; 3) regiões de abrangência dos 54 municípios prioritários para fiscalização, referidos no Decreto Federal 6.231/2007 (BRASIL, 2007; INPE, 2021). A partir da obtenção dos dados, as áreas foram interseccionadas para verificar o quantitativo considerado como áreas prioritárias para a conservação da paisagem.

Os dados utilizados no trabalho abrangeram uma resolução temporal de 24 anos, com informações do ano de 1996, ano de referência da homologação da terra indígena, e ano de 2020. As imagens de satélite Landsat 5 TM (junho/1996) e Landsat 8 OLI (junho/2020) foram obtidas no Google Earth Engine (GEE), com resolução espacial de 30 metros e correção da reflectância do topo da atmosfera das imagens. A seleção das datas de captura das imagens foi baseada na cobertura mínima de nuvens e no período do ano em que a cobertura terrestre poderia ser monitorada.

Processamento dos dados

Foi confeccionado um buffer de 10 km a partir da área da TI denominada de área de amortecimento, com auxílio do Software QGIS 3.18.0 (QGIS, 2022). Para o ano de 1996 foram utilizadas as bandas B1, B2, B3, B4, B5 e B7, e para o ano de 2020 as bandas B2, B3, B4, B5, B6 e B7, correspondendo respectivamente ao comprimento de ondas do espectro azul, verde, vermelho, infravermelho próximo, infravermelho médio e infravermelho médio. Posteriormente, foi reprojetoado o Sistema de Referência de Coordenadas de World Geodetic System (WGS) 84 - Universal Transverse Mercator (UTM) zone 22N para SIRGAS2000 do UTM zone 22S.

Foi adotada a classificação supervisionada interativa, realizada pelo plugin Interactive Supervised Classification no software ArcGIS Pro Versão Teste Gratuito de 21 dias. Essa ferramenta apresenta rápido processamento, sem criar explicitamente um arquivo de assinatura, que integra a ferramenta Classificação de Probabilidade Máxima com parâmetros padrão, na qual usa todas as bandas disponíveis na camada de imagem selecionada durante a classificação (ADHIKARI et al., 2020; ESRI.com; MAMUN, et al., 2013; YUAN, 2020).

Amostras de treinamento

Foram definidas quatro classes de uso da terra, sendo: floresta, hidrografia, solo exposto e regeneração. As áreas de florestas representavam alta rugosidade na imagem, a hidrografia linhas contínuas e homogêneas de coloração altamente escuras, solo exposto com formatos irregulares e coloração claras e regeneração áreas irregulares com vegetação rasteira em estado de pousio. As classes solo exposto e regeneração apresentarem valores médios de pixels diferentes e foram divididas para melhorar a amostragem nas classes, no entanto, posteriormente, foram unidas resultando na classe de área antropizada.

Foram selecionados e identificados 30 pontos representativos para as classes de forma aleatória e visual, por meio da delimitação de polígonos circulares de tamanhos pequenos e similares distribuídos uniformemente pela área. Para facilitar a fotointerpretação das imagens, foram utilizadas a composição das bandas RGB = 5, 4 e 3 (falsa cor), que correspondem respectivamente ao espectro de cor vermelho, verde e azul.

Validação da classificação

A classificação foi validada por meio da acurácia global, acurácia do usuário e produtor por meio da matriz de erro estabelecida pela amostragem aleatória estratificada, usando proporção baseada em área do Plugin AcATaMa, do QGIS 3.18.0 (LLANO, 2022).

A percentagem da área total de estudo que foi mapeada corretamente está associada à acurácia global da estatística da matriz de confusão. A porcentagem mapeada corretamente no campo associada a classe específica determinada é a precisão do usuário. A precisão do produtor é o percentual da classificação que confere com a classe na realidade. Logo, a matriz passa a ser o erro do cruzamento entre a classificação e as amostras realizadas (LLANO, 2022).

A avaliação da acurácia foi obtida por meio do índice de concordância Kappa, utilizado para avaliar a precisão de mapas temáticos, no qual utiliza todos os dados da matriz de erros no cálculo, descrito pela Equação (1) (LANDIS; KOCH, 1977).

$$k = \frac{N \sum X_{ii} - \sum X_{i+} \sum X_{+i}}{N^2 - \sum X_{i+} \sum X_{+i}} \quad (1)$$

Os valores do índice Kappa variando de 0 a 1 e suas respectivas concordâncias estão apresentados na Tabela 1

Tabela 1 (LANDIS; KOCH, 1977).

Tabela 1 – Valores de Índice de Kappa.

| Índice Kappa | Concordância |
|---------------------|---------------------|
| < 0 | Sem Concordância |
| 0,00 a 0,19 | Pobre |
| 0,20 a 0,39 | Fraca |
| 0,40 a 0,59 | Moderada |
| 0,60 a 0,79 | Forte |
| 0,80 a 1,00 | Excelente |

Macrozoneamento

Na análise do macrozoneamento da área de estudo foram consideradas três regiões, sendo: Área Total (Área de Amortecimento + TITB), Área de Amortecimento (10 km da borda da TITB) e Área da TITB.

Microzoneamento

Na análise do microzoneamento da área de estudo foi utilizado o Plugin Create wedge buffers do QGIS 3.18.0, que a partir de um ponto centróide, foram criadas 16 regiões com largura de 22,5°, no sentido horário, considerando os pontos cardeais, colaterais e subcolaterais da Rosa dos Ventos, realizado para as três áreas do macrozoneamento.

Produtos gerados

O produto gerado foi a quantificação das áreas dos mapas de uso e ocupação da terra do macrozoneamento e microzoneamento. Foi realizada a contagem total dos pixels de abrangência de cada classe para o macrozoneamento e microzoneamento e calculado os valores absolutos, relativos, média, variância, desvio padrão e coeficiente de variação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação da matriz de erro e precisão da classificação

A classificação supervisionada interativa resultante da imagem Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI tiveram precisão global acima de 0,95. A quantidade de pontos que

correspondem às amostras usadas para validar a classificação e que correspondem à realidade no mapa de classificação gerado podem ser observados na Tabela 2. O índice de concordância Kappa para as imagens Landsat 5 TM (1996) e Landsat 8 OLI (2020) foram, respectivamente, 0,88 e 0,93.

Tabela 2 - Matriz de erro (matriz de confusão) resultante da validação da classificação da imagem de satélite Landsat 5 TM referente ano de 1996 e 2020.

| Classes/Ano | Valores da Classificação | | | | | | | | | | Acurácia do Usuário | |
|-----------------------------|--------------------------|------|-------------|------|--------------|------|-------------|------|------------------------|------|---------------------|------|
| | Floresta | | Hidrografia | | Solo Exposto | | Regeneração | | Total | | 1996 | 2020 |
| | 1996 | 2020 | 1996 | 2020 | 1996 | 2020 | 1996 | 2020 | 1996 | 2020 | | |
| Floresta | 351 | 266 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 2 | 357 | 268 | 0,98 | 0,99 |
| Hidrografia | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1,00 | 1,00 |
| Solo Exposto | 0 | 0 | 1 | 1 | 17 | 45 | 0 | 0 | 18 | 46 | 0,94 | 0,98 |
| Regeneração | 2 | 10 | 0 | 0 | 0 | 1 | 17 | 68 | 19 | 79 | 0,89 | 0,86 |
| Total | 353 | 276 | 3 | 3 | 19 | 46 | 21 | 70 | 396 | 395 | | |
| Acurácia do Produtor | 0,99 | 0,96 | 0,67 | 0,67 | 0,89 | 0,98 | 0,81 | 0,97 | Acurácia Global | | 0,98 | 0,96 |

A precisão global, do produtor e do usuário da classificação supervisionada gerada a partir da imagem Landsat 5 TM (1996) e Landsat 8 OLI (2020) tiveram alto nível de precisão da classificação, que resulta em informações espaciais confiáveis para a análise (Tabela 3). Zhang et al., (2022) analisando as mudanças na cobertura da terra na Reserva Caça de Dhorpatan, Nepal, encontraram precisão global, precisão do produtor e usuário acima de 0,84. Yuan (2020) avaliando a aplicação de classificação supervisionada interativa no Condado de Broome, NY encontrou uma precisão global de 0,83 e precisão do produtor e usuário acima de 0,73. O índice Kappa segundo Landis e Koch (1977) apresenta nível de concordância excelente entre os pontos observados.

Quando analisado os dados da dinâmica de conversão de terras da TI disponibilizados pela plataforma MapBiomias (2020), os valores foram aproximados. A plataforma apresentou um valor superior de 0,26% de mudança de cobertura de terra, referente à conversão de 4.243,24 hectares de floresta em áreas antropizadas.

Essa diferença pode ser explicada por diferenças metodológicas, interpretação dos dados usados no processamento e variação espectral das classes e cenas utilizadas (MELLO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2020).

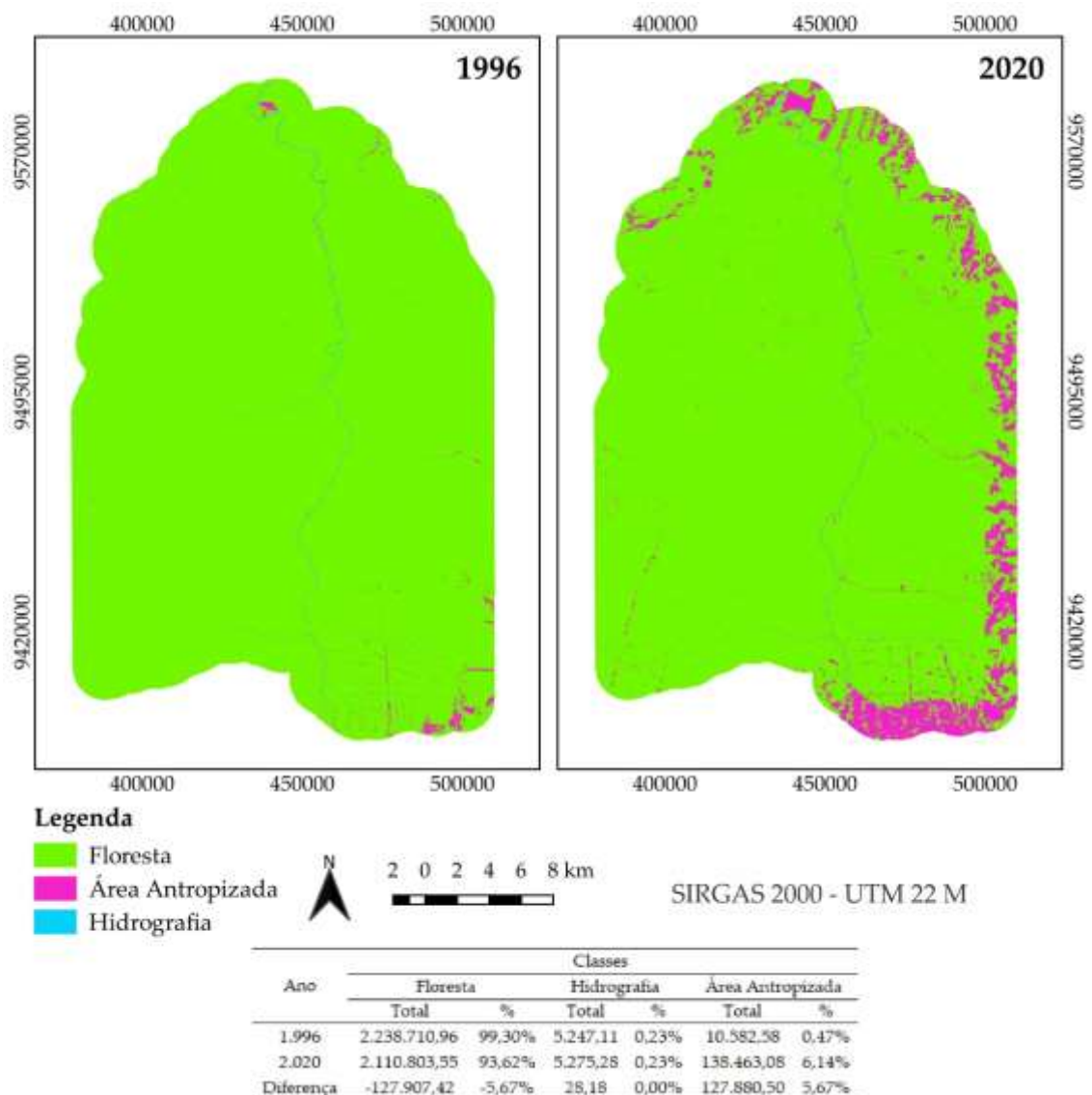
Tabela 3 – Relação de áreas de floresta convertidas para áreas antropizadas do MapBiomias entre 1996 e 2020 na área da TI.

| Área | 1996 (ha) | | | | | | 2020 (ha) | | | | | | Diferença (2020 - 1996) | | | | | |
|------------|--------------|----------|----------|-------|------|------|--------------|----------|-----------|-------|------|------|-------------------------|--------|-----------|-------|------|------|
| | Total | | | % | | | Total | | | % | | | Total | | % | | | |
| | (1) | (2) | (3) | (1) | (2) | (3) | (1) | (2) | (3) | (1) | (2) | (3) | (1) | (2) | (3) | | | |
| Estudo | 1.645.582,31 | 3.813,75 | 2.395,04 | 99,62 | 0,23 | 0,14 | 1.636.555,31 | 3.824,15 | 11.412,80 | 99,08 | 0,23 | 0,69 | -9.027,00 | 10,40 | 9.017,76 | -0,55 | 0,00 | 0,55 |
| MapBiomias | 1.647.446,00 | 3.343,00 | 1.895,00 | 99,68 | 0,20 | 0,11 | 1.634.216,00 | 3.311,00 | 15.156,00 | 98,88 | 0,20 | 0,92 | -13.230,00 | -32,00 | 13.261,00 | -0,80 | 0,00 | 0,80 |

Macrozoneamento da Área Total, da Área de Amortecimento e da Terra Índigena

A representação espacial e análise quantitativa das classes de uso e ocupação da terra (floresta, hidrografia e área antropizada) para os anos de 1996 e 2020 demonstraram diferenças nos valores das classes de área para as três áreas estudadas (Figura 3).

Figura 3 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 na Área total (10 km + TI).



Na Área Total foi observada uma redução da área de floresta em 5,67%, sendo convertidos 127.880,50 hectares de floresta em áreas antropizadas no período estudado,

se aproximando ao percentual de 6,85% do Bioma Amazônia de conversão de áreas de florestas em áreas antropizadas entre o período estudado (MAPBIOMAS, 2020). Em 1996, a cobertura florestal representava 99,30% da área (2.238.710,96 hectares). Em 2020, a área foi reduzida para 93,62% (2.110.803,55 hectares).

As áreas antropizadas tiveram um aumento de 6,14% no período do estudo. Já a classe da hidrografia permaneceu relativamente inalterada, apresentando mudanças estáveis e inferiores a 1%, apresentando apenas um aumento de 28,18 hectares de cobertura de água.

Ao interseccionar as áreas prioritárias para fins de implementação de ações preventivas, monitoramento e controle do desmatamento ilegal para essa região foi contabilizado 14.541,30 hectares (MapBiomias, 2021).

O desmatamento na Amazônia, em grande parte, está associado ao seu histórico de uso e ocupação, marcado pelos ciclos de exploração econômica de atividades extrativistas (décadas de 1950) e recursos minerais (décadas de 1960). Nesse período foram implementadas políticas de distribuições de terras e construção de infraestruturas com implementação de assentamentos e rodovias (BRASIL, 1970; PEREIRA, 1997; MARGULIS, 2003; GIANNINI et al., 2009; RIVERO et al., 2009).

Na década de 1970, foram criados Projetos Integrados de Colonização (PIC) no âmbito do Programa de Integração Nacional (PIN), com o objetivo de fixar na Amazônia parte do excedente populacional do Nordeste e Sul do país em áreas da União. A maioria das áreas destinadas possui solos de alta fertilidade, adequados para o desenvolvimento de atividades agropecuárias. Tais características favoreceram o aumento do fluxo migratório para a região, ocasionando o aumento da pressão sobre o recurso florestal, por se tratar de uma ocupação que exigia o desbravamento na Amazônia (PEREIRA, 1997).

A construção da rodovia Transamazônica (BR-230) se configurou como o principal vetor de integração que viabilizou as frentes de ocupação na região. A Transamazônica está localizada, aproximadamente a 50 km de distância em linha reta do ponto mais ao Norte da TITB. O modelo de colonização adotado foi de projetos de assentamentos ortogonais, em modelo “espinha de peixe” caracterizada pela derivação de travessões a partir do eixo rodoviário, esse modelo resultou em uma paisagem intensamente fragmentada e de uso da terra constituída principalmente por atividades agropecuárias (GIANNINI et al., 2009; LI et al., 2018; SANTOS, 2012). Sendo essa frente de ocupação da região Norte do país, caracterizada pela presença de madeireiros,

fazendeiros e colonos de projetos de assentamentos, contribuindo com uma intensa antropização da área (GIANNINI et al., 2009; BISTENE; GUIMARÃES, 2019).

Essa dinâmica de uso e cobertura da terra na Amazônia é uma prática normal na bacia do Rio Xingu, região que está inserida a TI Trincheira Bacajá, sendo comum o impacto de projetos assentamentos, estradas e rodovias em áreas de proteção ambiental (SCHWARTZMAN et al., 2013; AMIGO, 2020).

A Área de Amortecimento teve o maior percentual de percentual de mudança de cobertura de terra (19,72%), sendo convertidas 118.862,74 hectares de floresta em áreas antropizadas, reduzindo sua área de 98,40% para 78,68%, o que corrobora com Ferreira (2020) que identificou que as regiões ao entorno da Terra Indígena, não protegidas, têm maior grau de pressão antrópica e ocorrência de desmatamento em grandes escalas.

A classe de hidrografia permaneceu relativamente inalterada, com um aumento de 0,24%. Ao interseccionar as áreas prioritárias para fins de implementação de ações preventivas, monitoramento e controle do desmatamento ilegal do MapBiomias (2021) para essa região foi contabilizado 10.941,71 hectares (Figura 4).

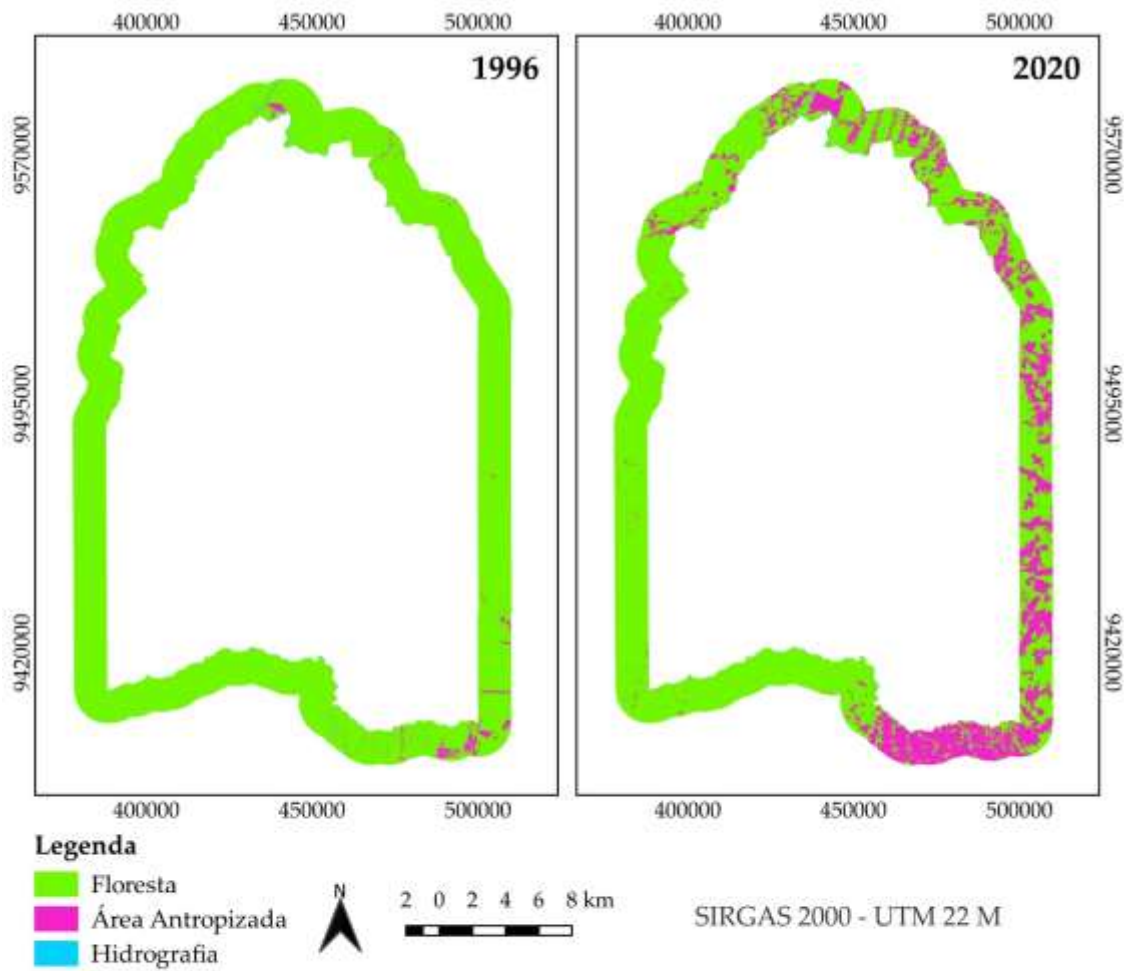
Essa área de entorno da TI é considerada como Zona Socialmente Sensível no Zoneamento Ecológico-econômico (ZEE) no Estado do Pará. Pois é caracterizada como áreas ao entorno de terras indígenas e unidades de conservação que apresentam grande valor físico, biológico e sociocultural, vulnerável às atividades antrópicas e de alto potencial de geração de conflitos de uso. Nessas áreas as atividades de uso da terra e dos recursos naturais devem ser desenvolvidas de maneira menos intensificada, socialmente equitativas e que busquem promover a conservação ambiental (SEMAS/PA, 2009; SEMAS/PA, 2012).

Considerando que a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012) autoriza a conversão de áreas particulares na Amazônia de 20% do total da área do imóvel rural, a Área de Amortecimento analisada poderia ter uma capacidade máxima de áreas antropizadas de 120.549,93 hectares (20%), cuja área já se aproxima desse valor por apresentar uma área de 118.862,7351 hectares (19,72%) sem remanescente de vegetação nativa. Vale ressaltar que não foi computada a adequação de cada propriedade, somente realizado o cálculo relativo para a área total.

Diante desse cenário, a Área de Amortecimento analisada está próxima de atingir o máximo de 20%, em análise global, de conversão da área permitido por lei. Todavia, fica clara a importância de políticas públicas específicas e eficazes para essas áreas

sensíveis, capazes de assegurar o desmatamento dentro dos limites aceitáveis e que impeçam a intensificação da intervenção antrópica do uso da terra e dos recursos naturais nessas regiões de amortecimento, para que não comprometam o componente ambiental e o modo de vida dos povos tradicionais.

Figura 4 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 na Área de Amortecimento.



| Ano | Classes | | | | | |
|-----------|-------------|---------|-------------|-------|------------------|--------|
| | Floresta | | Hidrografia | | Área Antropizada | |
| | Total | % | Total | % | Total | % |
| 1.996 | 593.128,66 | 98,40% | 1.433,36 | 0,24% | 8.187,53 | 1,36% |
| 2.020 | 474.248,23 | 78,68% | 1.451,13 | 0,24% | 127.050,28 | 21,08% |
| Diferença | -118.880,42 | -19,72% | 17,78 | 0,00% | 118.862,74 | 19,72% |

A área de estudo está inserida nos municípios que mais sofrem pressão antrópica sobre o recurso florestal na Amazônia, sendo Altamira, São Félix do Xingu e Anapu, que em um curto período da primeira semana de junho de 2022, teve um incremento de desmatamento acumulado respectivamente de 5,31%, 4,81% no ranking de desmatamento desse bioma, o município de Altamira se destaca com incremento de

desmatamento de 550.134 hectares (TERRABRASILIS, 2022). Esse município, que ocupa o 3º lugar no ranking de desmatamento nacional (INPE, 2020), está a aproximadamente 130 km de distância da Área de Amortecimento. A dinâmica de uso e ocupação do município foi marcada pelo forte processo migratório a partir de 2011, quando foram iniciadas as atividades de construção da Usina Hidrelétrica UHE Belo Monte (CALVI et al., 2019).

Oliveira et al. (2021) analisou que o aumento do desmatamento da TI Ituna-Itatá coincidiu com o início das obras de construção do empreendimento de Belo Monte, cujo principal canteiro de obras se localizava a menos de 70 km da TI.

O Estudo Socioambiental da TITB – EIA-RIMA do Projeto da Usina Hidrelétrica de Belo Monte (UHEBM) já previa possíveis impactos do empreendimento ao entorno da TITB, como o aumento das atividades ilegais extrativistas para o suprimento de matérias primas e insumos o que contribuiria com o incremento da pressão sobre a área com descaracterização do território, além de apresentar vulnerabilidade às invasões e possíveis acordos com os indígenas (GIANNINI et al., 2009).

Buscando garantir a qualidade socioambiental da TITB e prevenir ameaças ao meio ambiente, o EIA-RIMA propôs o Programa de Gestão Ambiental que com diretrizes para realização de diagnósticos e monitoramentos ambientais dos meios físicos e bióticos, ações com o poder público, formas para o controle da possível extração ilegal de areia nos grotões, igarapés e rios da bacia do rio Bacajá, discutir e propor a criação de unidades de conservação na região norte da TITB, dentre outras, das quais são desconhecidas a efetividade dessas ações após a implementação de UHE Belo Monte (GIANNINI et al., 2009).

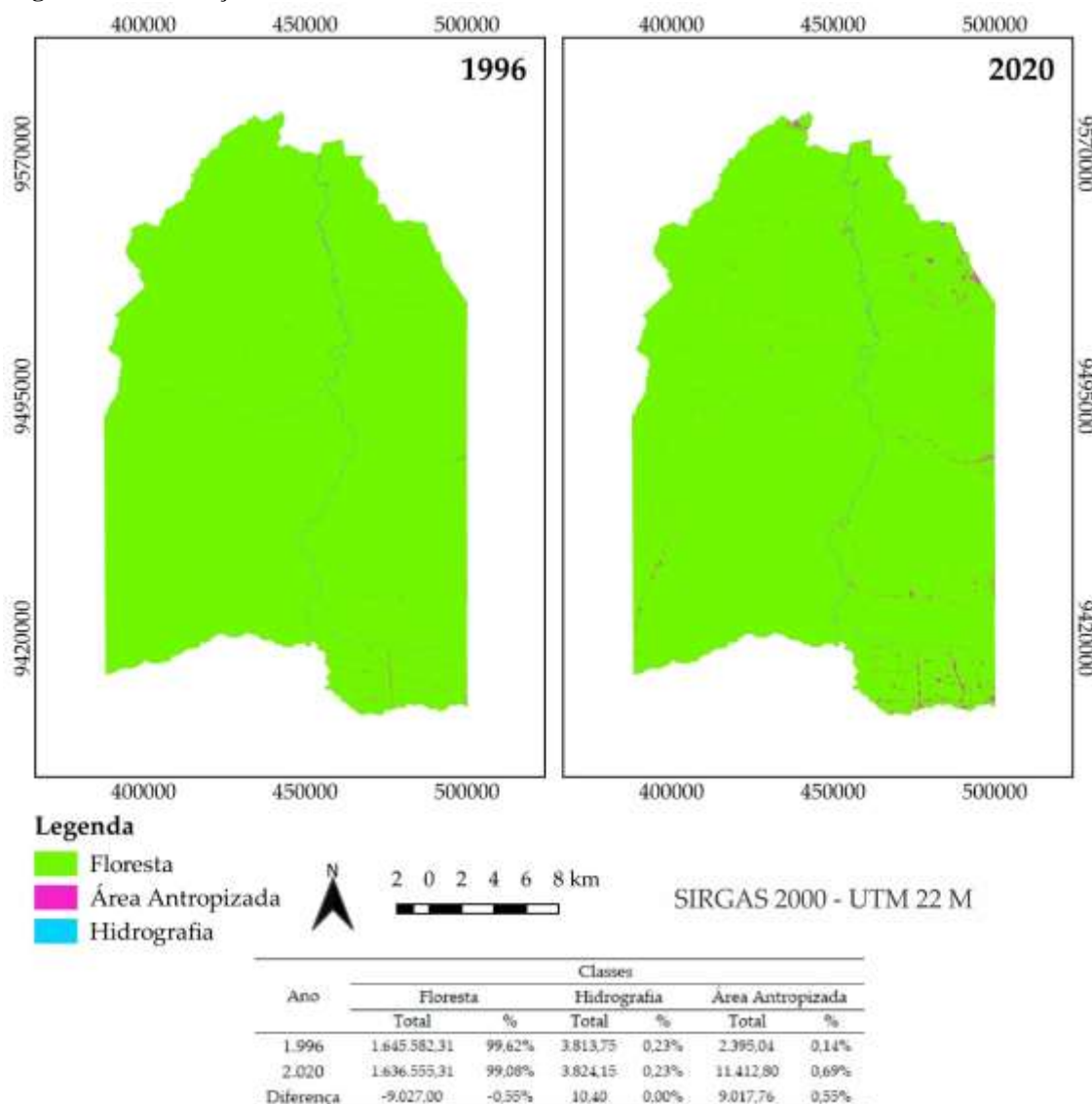
Atualmente, processos de mineração estão em estágios de requerimento de pesquisa ou aguardando autorização para o estudo nas proximidades da TI (GIANNINI et al., 2009; ISA, 2021; ISA, 2022), dentre eles destaca-se o Projeto Volta Grande de Mineração, da mineradora canadense Belo Sun Mining Ltda. Esse empreendimento está previsto para ocorrer na mesma região recém-impactada pela construção da UHE Belo Monte, e tem apresentado negligências quanto aos Estudos do Componente Indígena (ECI) além de não prever possíveis impactos socioambientais sob o território e o povo Mëbengôkre-Xikrin (XINGU+, 2021).

A Área da TI teve um percentual de 0,55% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 9.017,76 hectares de floresta em áreas antropizadas, reduzindo sua área

de 99,62% para 99,08%, apresentando taxa de desmatamento relativamente baixa comparado ao percentual de 6,85% do Bioma Amazônia (MAPBIOMAS, 2020), considerando a grandeza da TITB de 1.669.516,23 hectares, o que demonstra alto nível de conservação do território.

A classe de hidrografia também permaneceu relativamente inalterada, sendo observado um aumento de 10,40 hectares de cobertura de água (Figura 5).

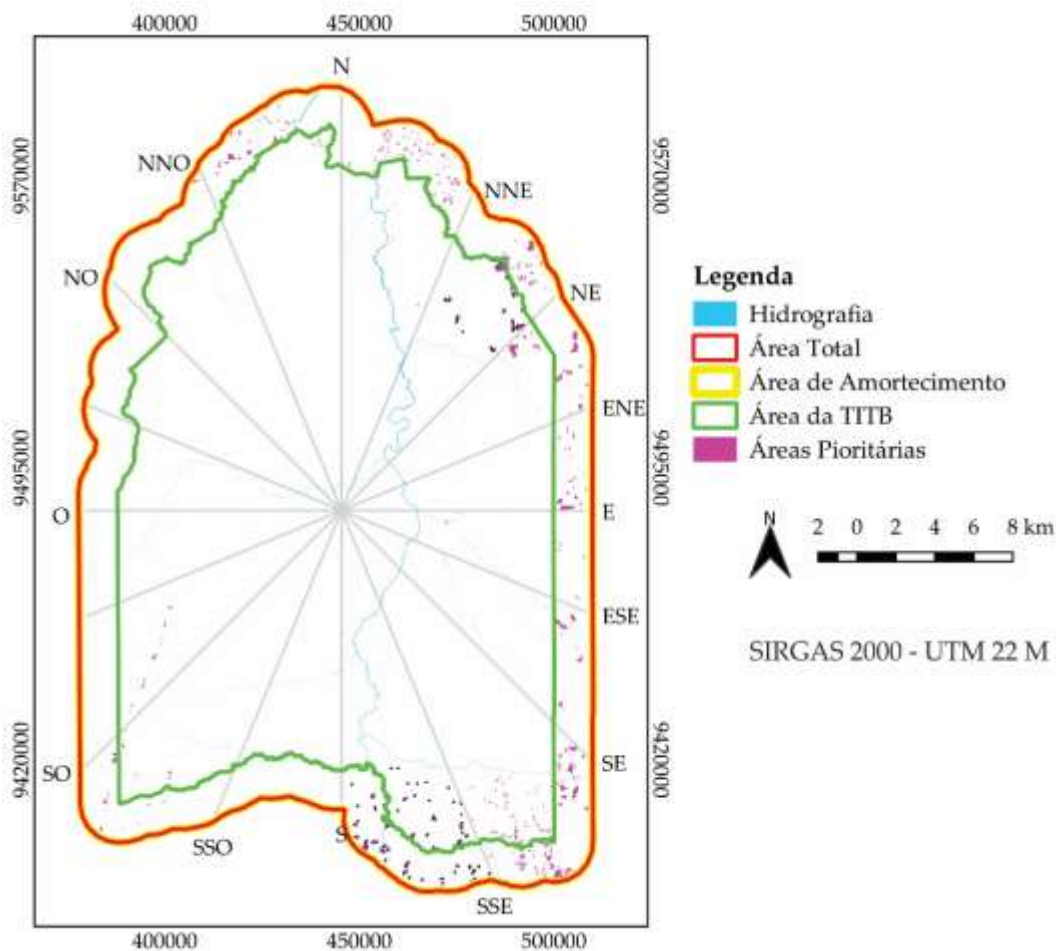
Figura 5 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 na Área da TI.



Ao interseccionar as áreas prioritárias para fins de implementação de ações preventivas, monitoramento e controle do desmatamento ilegal do MapBiomias (2021) para essa região foi contabilizado 3.599,59 hectares.

A Área Total, resultante do somatório das áreas de Amortecimento e TI, apresenta taxas de desmatamento que não destoam significativamente dos percentuais da Amazônia, diferentemente da Área de Amortecimento que está altamente pressionada por ações antrópicas, cuja região absorve o impacto ao redor da TI ao mesmo tempo em que o seu limite é ultrapassado de maneira gradual por invasores que convergem para a área interna do território, principalmente nas regiões Su-sudeste (SSE), Lés-sudeste (ESE) e Sudeste (SE) (Figura 6 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Apesar da pressão antrópica, a TITB tem conseguido manter a integridade dos recursos florestais, apresentando baixa taxa de conversão de áreas e cumprido o seu papel de criação.

Figura 6 - Mapa de áreas prioritárias em 2021 no macrozoneamento e microzoneamento das Área Total (10 km + TI), Área de Amortecimento e Área da TI.



As menores manchas de áreas antropizadas estão distribuídas às margens do Rio Bacajá que coincidem com os pontos de localização de 21 aldeias, cujo o modo de vida é baseada na subsistência dos recursos naturais, tais como caça, pesca e extrativismo utilizados na alimentação, construção de moradias, usos medicinais, ritos cerimoniais e

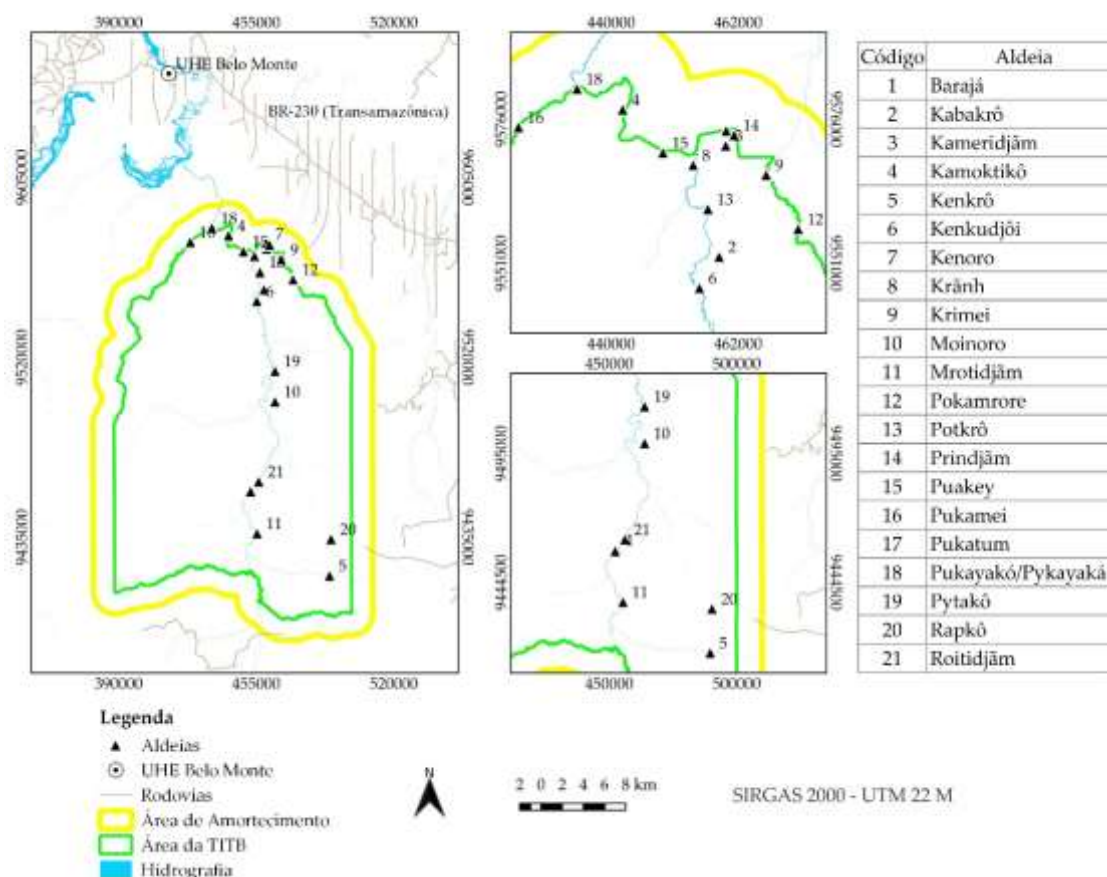
geração de renda (GIANNINI et al., 2009). Isso demonstra a baixa intensidade de conversão de uso da terra pelos povos tradicionais em relação às demais manchas que se configuram em grandes áreas abertas por invasores de terras que desenvolvem atividades ilegais, destacando a mineração (CIM, 2019).

Por motivo das invasões ilegais ações judiciais junto à Justiça Federal, Supremo Tribunal Federal (STF), Advocacia-Geral da União (AGU), por meio da Procuradoria Federal do Estado do Pará (PF/PA) e da Procuradoria Federal Especializada, são demandadas pela Funai e pelos próprios Xikrins com pedidos de reintegração de posse em áreas dentro da TITB devido às invasões realizadas de forma recorrente. Em várias regiões da TITB tem sido verificado áreas desmatadas, em destaque a região sudoeste do território, com a evidente abertura de ramais, invasões com lotes, casas com pessoas e veículos, e curral com presença de gado no local (ISA, 2019; ISA, 2019; ISA, 2021) (Figura 7).

Os dados do INPE (2022) apresentaram um aumento de 2.310 hectares de incremento de desmatamento entre 2017 e 2021. O crescimento dos desmatamentos pode ter sido impulsionado com as intenções favoráveis à regularização de atividades de mineração em terras indígenas, lançadas como proposta de governo, durante o período eleitoral para o mandato de 2019-2022. Após às eleições, outro instrumento que favoreceu tal interpretação foi a tramitação do Projeto de Lei 191/2020, apresentado em fevereiro de 2020, pelo Poder Executivo, que se refere a regulamentação da exploração de recursos minerais, hídricos e orgânicos em reservas indígenas para fins de aproveitamento econômico, o que pode ter influenciado o avanço do desmatamento na TITB (BRASIL, 2020).

Segundo ISA (2021, 2022), o território indígena possui um histórico de processos minerários que afetam áreas da TI desde muito antes da sua delimitação, e por questões burocráticas, muitos desses estão em estágios de requerimento de pesquisa ou aguardando autorização para o estudo.

Figura 7 - Mapa de distribuição de aldeias na Terra Indígena Trincheira Bacajá.

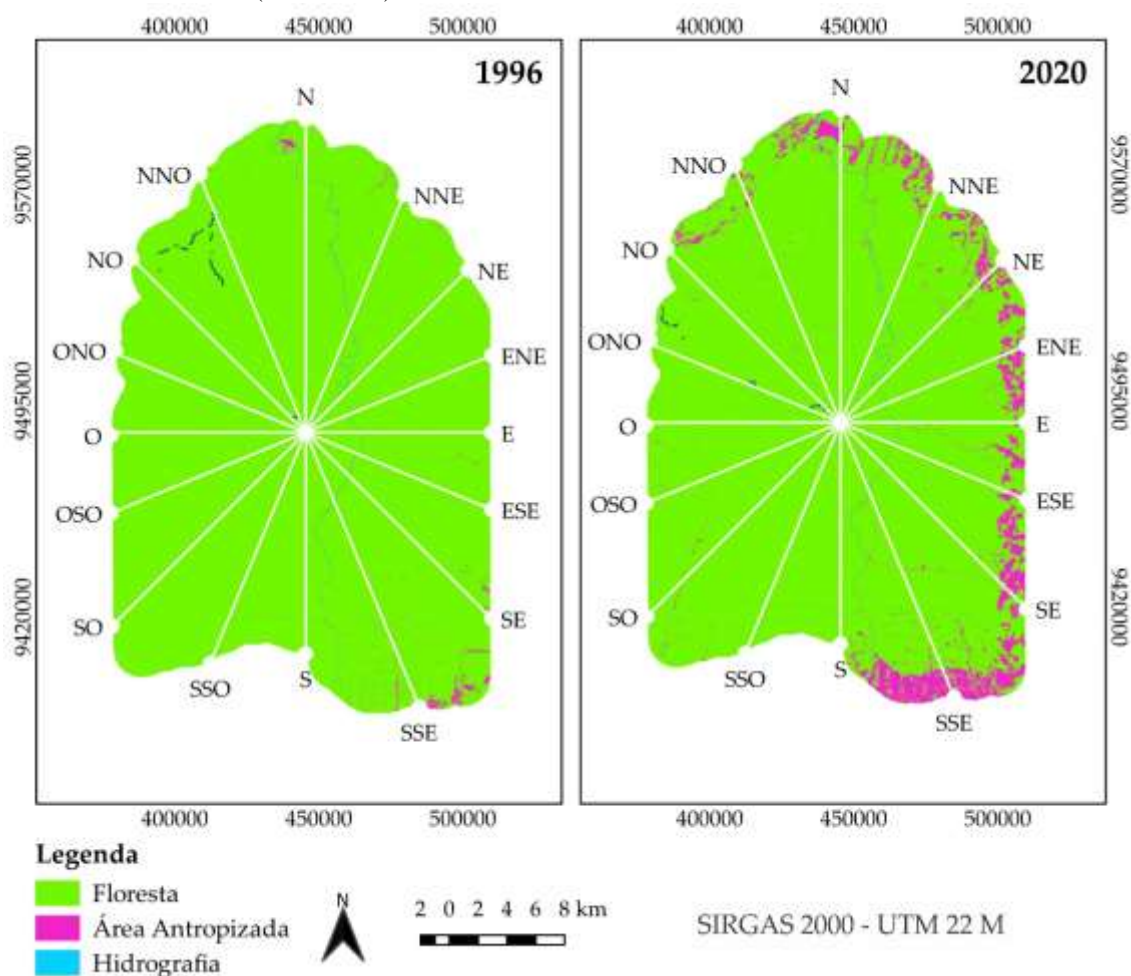


Microzoneamento da Área Total, da Área de Amortecimento e da Terra Indígena

A representação espacial e análise quantitativa das classes de uso e ocupação da terra (floresta, hidrografia e área antropizada) por microrregiões para os anos de 1996 e 2020 também foram observadas diferenças nos valores de áreas da Área Total, Áreas de Amortecimento e Área da TI, indicando quais regiões sofreram menos e mais pressão da conversão de cobertura florestal em áreas antropizadas.

A região Sul-sudeste (SSE) é a que mais sofreu pressão por desmatamento na Área Total (Figura 8), correspondendo a 14,17% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 25.861,17 hectares de floresta em áreas antropizadas. Em 1996, a cobertura florestal da região Su-sudeste (SSE) representava 98,45% da região SSE (179.668,63 hectares). Em 2020, a cobertura florestal foi reduzida para 84,28% (153.804,32 hectares). As áreas antropizadas somavam 1.767,61 hectares (0,97%) no ano de 1996. Em 2020, a área antropizada aumentou para 27.628,78 hectares, representando 15,14% da área de estudo.

Figura 8 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 nas microrregiões da Área total (10 km + TI).



A região Sul (S) é a que menos sofreu a antropização nas áreas de floresta, correspondendo a um percentual de 0,08% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 96,07 hectares de floresta em áreas antropizadas. Em 1996, a cobertura florestal da direção Sul (S) representava 99,84% da área da cunha, contabilizando 117.941,76 hectares. Em 2020, essa área foi reduzida para 117.845,68 hectares (99,76%). As áreas antropizadas somavam 64,72 hectares (0,5%) no ano de 1996. Em 2020, essa área aumentou para 160,79 hectares, representando 0,14% da área de estudo. A classe de floresta apresentou uma redução de 5,42% de mudança de cobertura da terra entre as regiões e coeficiente de variação (CV) de 0,93%.

As áreas prioritárias do MapBiomias (2021) para essa região contabilizaram uma área máxima de 4.074,58 (28,02%) hectares para a região Sudeste (SE), mínimas de 9,79 (0,07%) hectares para as regiões Cés-sudoeste (WSW), Oeste (W) e Cés-noroeste (NNW) e média de 908,83 (6,25%) hectares (Tabela 4).

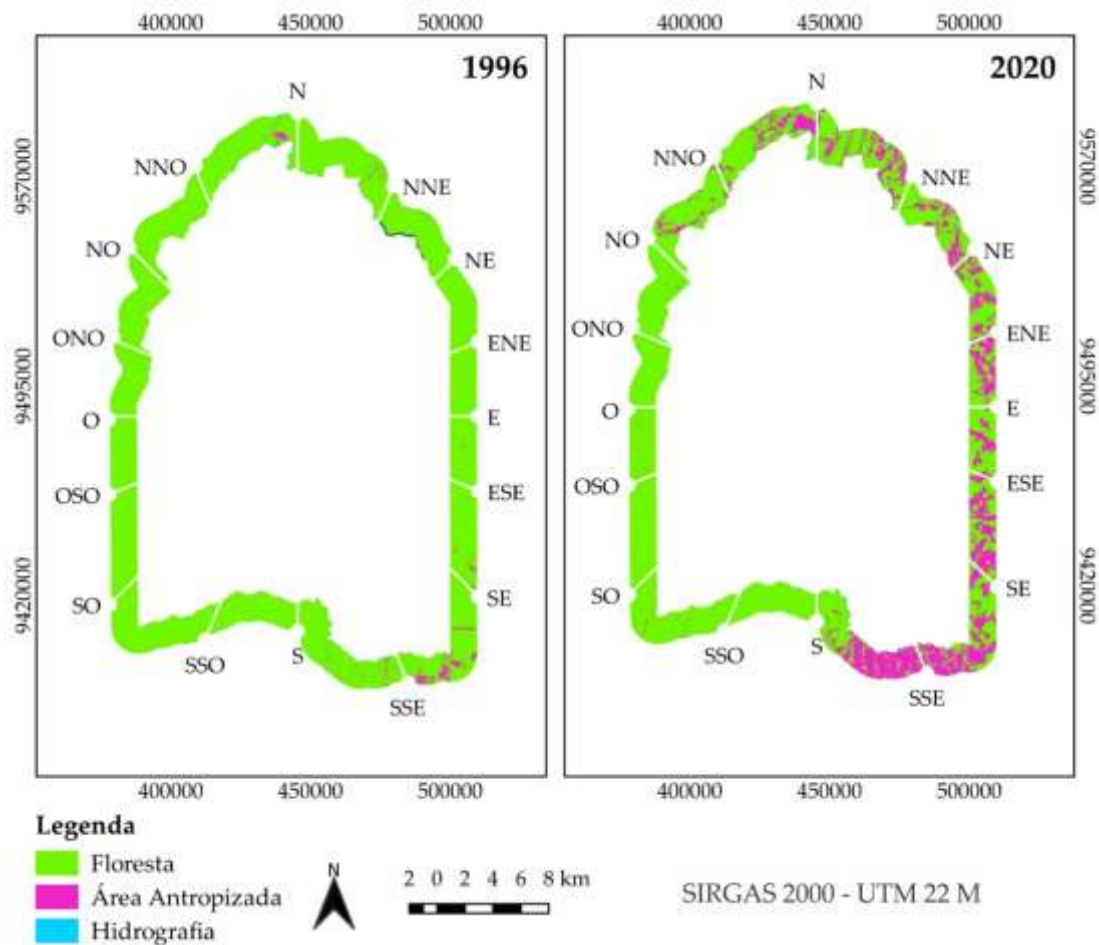
Tabela 4 – Relação de áreas prioritárias do MapBiomias no ano de 2021 interseccionadas na Área Total.

| Ordem | Direção | Região | Total | % |
|--------------|----------------|--------------------|--------------|----------|
| 1 | N-NNE | Norte (N) | 1.293,47 | 8,90 |
| 2 | NNE-NE | Nor-nordeste (NNE) | 2.130,21 | 14,65 |
| 3 | NE-ENE | Nordeste (NE) | 1.848,76 | 12,71 |
| 4 | ENE-E | Lés-nordeste (ENE) | 861,77 | 5,93 |
| 5 | E-ESE | Leste (E) | 204,21 | 1,40 |
| 6 | ESE - SE | Lés-sudeste (ESE) | 770,72 | 5,30 |
| 7 | SE - SSE | Sudeste (SE) | 4.074,58 | 28,02 |
| 8 | SSE - S | Su-sudeste (SSE) | 1.139,38 | 7,84 |
| 9 | S - SSW | Sul (S) | 70,90 | 0,49 |
| 10 | SSW - SW | Su-sudoeste (SSW) | 545,72 | 3,75 |
| 11 | SW - WSW | Sudoeste (SW) | 264,27 | 1,82 |
| 12 | WSW - W | Cés-sudoeste (WSW) | 9,79 | 0,07 |
| 13 | W - WNW | Oeste (W) | 9,79 | 0,07 |
| 14 | WNW - NW | Cés-noroeste (WNW) | 9,79 | 0,07 |
| 15 | NW - NNW | Noroeste (NW) | 103,13 | 0,71 |
| 16 | NNW - N | Nor-noroeste (NNW) | 1.204,82 | 8,29 |
| Média | | | 908,83 | 6,25 |
| Total | | | 14.541,30 | 100,00 |

Em relação à Área de amortecimento, região Su-sudeste (SSE) é a que mais sofreu pressão por desmatamento na área de amortecimento de 10 km (Figura 9), correspondendo um percentual de 46,77% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 24.760,94 hectares de floresta em áreas antropizadas. Em 1996, a cobertura florestal Su-sudeste (SSE) representava 97,42% da região, contabilizando 51.571,52 hectares. Em 2020, a área foi reduzida para 26.810,38 hectares (50,65%). As áreas antropizadas somavam 996,28 hectares (1,88%) no ano de 1996. Em 2020, a área aumentou para 25.757,21 hectares, representando 48,66% da área de estudo.

A direção Oeste (W) é a que menos sofreu a antropização nas áreas de floresta (Figura 9) correspondendo a um percentual de 0,05% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 13,26 hectares de floresta em áreas antropizadas. Em 1996, a cobertura florestal da região Oeste (W) representou 100% da área da direção, contabilizando 27.557,71 hectares. Em 2020, a área foi reduzida para 27.544,51 hectares (99,95%). As áreas antropizadas somavam 0,18 hectares (0,0006%) no ano de 1996. Em 2020, a área aumentou para 13,44 hectares, representando 0,05% da área de estudo. A classe de floresta apresentou uma média do percentual de mudança de cobertura de terra de 17,64 e CV de 1,02%.

Figura 9 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 nas microrregiões da Área de Amortecimento.



As áreas prioritárias do MapBiomás (2021) para essa região contabilizaram uma área máxima de 3.123,23 (28,54%) hectares para a região Sudeste (SE), mínimas de 7,36 (0,07%) hectares para as regiões Sudoeste (SW), Cés-sudoeste (WSW), Oeste (W) e Cés-noroeste (NNW) e média de 683,86 (6,25%) hectares (Tabela 5).

As Áreas de Amortecimento por sua vez necessitam de maior atenção por parte do poder público, pois diferentemente da sua proposta de atenuar a pressão ao redor da TI, nessas áreas têm sido desenvolvidas atividades de intenso impacto que podem comprometer os modos de vida dos povos indígenas diretamente afetados pelos conflitos agrários.

Tabela 5 – Relação de áreas prioritárias do MapBiomás no ano 2021 interseccionada na Área de Amortecimento.

| Ordem | Direção | Região | Total | % |
|-------|---------|--------------------|----------|-------|
| 1 | N-NNE | Norte (N) | 1.254,04 | 11,46 |
| 2 | NNE-NE | Nor-nordeste (NNE) | 1.059,99 | 9,69 |
| 3 | NE-ENE | Nordeste (NE) | 1.217,76 | 11,13 |

| Ordem | Direção | Região | Total | % |
|--------------|----------------|--------------------|--------------|----------|
| 4 | ENE-E | Lés-nordeste (ENE) | 859,34 | 7,85 |
| 5 | E-ESE | Leste (E) | 165,49 | 1,51 |
| 6 | ESE - SE | Lés-sudeste (ESE) | 766,88 | 7,01 |
| 7 | SE - SSE | Sudeste (SE) | 3.123,23 | 28,54 |
| 8 | SSE - S | Su-sudeste (SSE) | 754,79 | 6,90 |
| 9 | S - SSW | Sul (S) | 68,47 | 0,63 |
| 10 | SSW - SW | Su-sudoeste (SSW) | 418,74 | 3,83 |
| 11 | SW - WSW | Sudoeste (SW) | 7,36 | 0,07 |
| 12 | WSW - W | Cés-sudoeste (WSW) | 7,36 | 0,07 |
| 13 | W - WNW | Oeste (W) | 7,36 | 0,07 |
| 14 | WNW - NW | Cés-noroeste (WNW) | 7,36 | 0,07 |
| 15 | NW - NNW | Noroeste (NW) | 100,70 | 0,92 |
| 16 | NNW - N | Nor-noroeste (NNW) | 1.122,85 | 10,26 |
| Média | | | 683,86 | 6,25 |
| Total | | | 10.941,71 | 100,00 |

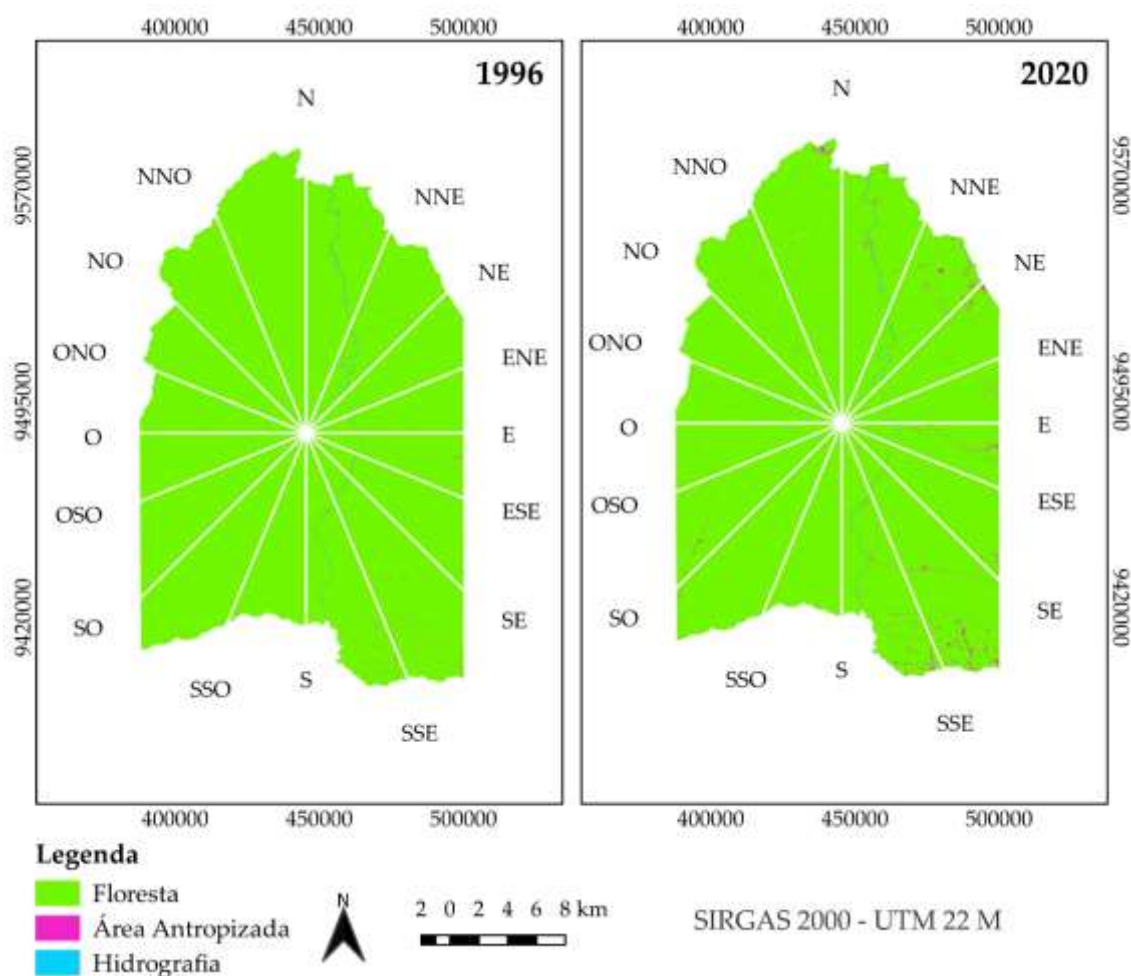
Com relação à Área da Terra Indígena, a região Nor-nordeste (NNE) é a que mais sofreu pressão por desmatamento na área (Figura 10) correspondendo a um percentual de 1,35% de mudança de cobertura de terra, sendo convertidas 1.430,17 hectares de floresta em áreas antropizadas. Em 1996, a cobertura florestal da direção Nor-nordeste (NNE) representava 99,07% da área da região, contabilizando 104.569,96 hectares. Em 2020, a área foi reduzida para 103.138,07 hectares (97,71%).

As áreas antropizadas somavam 160,16 hectares (0,15%) no ano de 1996, no entanto, em 2020, a área aumentou para 1.590,32 hectares, representando 1,51% da área de estudo.

Apesar da degradação florestal ao redor da TITB e a recorrência de conflitos agrários dentro e fora do território indígena, a TITB conseguiu manter 99,45% da floresta nativa do seu território protegida desde o ano da sua delimitação até os dias atuais, com menos de 1% de áreas de florestas convertidas em áreas antropizadas, evidenciando que essa é uma estratégia capaz de manter os recursos naturais.

Visto a sua importância social, ambiental e econômica dos territórios indígenas, torna-se importante ampliar o estudo para mais TIs, a fim de computar a situação de cada uma delas em relação aos conflitos agrários, mudanças de uso da terra e situação das áreas que circundam esse território.

Figura 10 - Distribuição das classes de cobertura da terra nos anos de 1996 e 2020 nas microrregiões da Área da TI.



CONCLUSÃO

A Área da TI apresentou menor áreas de florestas convertidas em áreas antropizadas e a Área de Amortecimento obteve maior taxa de desmatamento. As microrregiões Su-sudeste (SSE), Lor-nordeste (NNE) e Sudeste (SE) foram as mais antropizadas, coincidindo com as áreas prioritárias do MapBiomias. Por fim, a Terra Indígena Trincheira Bacajá tem cumprido o seu papel de conservar e preservar o recurso florestal e o modo de vida do Povo Xikrin que habita esse território e o uso de ferramentas da geotecnologia constitui uma estratégia robusta para gerar informações de baixo custo que serão subsídio para implementação de políticas públicas de contenção e prevenção do desmatamento.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Pará e ao Laboratório de Geotecnologia Aplicada ao Manejo de Recursos Naturais por ser possível realizar este estudo.

REFERÊNCIAS

ADITYA, S. K.; ASOK, V. S.; JEROME, J.; REGHUNATH, R. Landscape analysis using GIS and remote sensing for assessing spatial pattern in forest fragmentation in Shendurney Wildlife Sanctuary, Western Ghats, India. **Indian Journal of Ecology**, v. 45, n. 2, p. 299-304, 2018.

ADHIKARI, B.; POKHREL, P.; PRADHAN, Y.; ULAK, A. Decadal Variation in the Land Use and Land Cover Pattern of Madi, Chitwan from 1989 to 2017 with Flood Hazard Mapping. **Lowland Technology International**, v. 21, n. 4, p. 287-295, 2020.

ALENCAR, L. F. C. S. **A dinâmica dos padrões de desmatamento e da vegetação secundária na Amazônia e suas implicações para a biodiversidade**. Dissertação [Mestrado em Biologia (Ecologia)] – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 2018.

MARTINS, M. B.; GONÇALVES JARDIM, M. A.; SABINO, W. O.; BARROS, M. F. G. S. Reflexões em biologia da conservação. In: ALMEIDA, C. A. **Biodiversidade e as estratégias de manejo para conservação de espécies ameaçadas de extinção na Amazônia**. em **Biologia**, p. 254. 2020.

AMIGO, I. When will the Amazon hit a tipping point? **Nature**. v. 578, p. 505–507, 2020.

BELTRAME, C. B. Relato etnográfico sobre a escola dos Xikrin do Bacajá. **Revista de Antropologia da UFSCar**, v. 5, n. 2, p. 111-124. 2013.

BELTRAME, C. B. **Sobre a pele, paredes e papéis: a escrita entre os Xikrin do Bacajá**. Tese [Doutorado em Antropologia Social] – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

BISTENE, M. V. R. S.; GUIMARÃES, J. L. C. Desmatamento, população e desenvolvimento econômico no oeste do Pará nos eixos das Rodovias Santarém-Cuiabá e Transamazônica. **Natural Resources**, v. 9, n. 2, p. 19-35, 2019. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2237-9290.2019.002.0003>.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 191/2020. 06 fev. 2020**. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2236765>. Acesso em: 01 maio. 2022.

BRASIL. **Decreto-Lei n.1.106 de 16 de junho de 1970**. Brasília: DOU, 1970.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Decreto Federal nº 1.775. 8 jan. 1996. Dispõe sobre a Homologação da Terra Indígena Trinchreira Bacajá**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/Anterior_a_2000/1996/Dnn4505.htm. Acesso em: 28 fev. 2022.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei Federal nº 6.001. 19 dez. 1973**. Dispõe sobre o Estatuto do Índio. Disponível em: <https://encurtador.com.br/kprt3>. Acesso em: 28 fev. 2022.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. **Lei Federal nº 9.985. 18 jul. 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 28 fev. 2022.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. **Lei Federal nº 12.651. 25 mai. 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 29 mai. 2022.

BUNGNAMEI, K.; SAIKIA, A. Park in the periphery: land use and land cover change and forest fragmentation in and around Yangoupokpi Lokchao Wildlife Sanctuary, Manipur, India. **Geographia Polonica**, v. 93, n. 1, p. 107-120, 2020. DOI: <https://doi.org/10.7163/GPol.0165>.

CALVI, M. F; MORAN, E. F; SILVA, R. F. B; BATISTELLA, M. The construction of the Belo Monte dam in the Brazilian Amazon and its consequences on regional rural labor. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104327, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104327>.

CHEN, X.; ZHANG, Y. Land Use Change of Kunming Based on Landscape Ecology and NDVI. In: **2009 International Conference on Information Engineering and Computer Science. IEEE**, 2009. p. 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1109/ICIECS.2009.5362954>.

CIM_Conselho Indigenista Missionário. 2019. Disponível em: encurtador.com.br/wySZ5. Acesso em: maio. 2022.

COMAR, S. E. **As Formas organizacionais e a intencionalidade no manejo dos recursos naturais e antrópicos entre os Terena da Aldeia Lagoinha, terra indígena Buriti-MS: uma abordagem a partir da antropologia ecológica.** Dissertação [Mestrado em Antropologia (Sociocultural)] – Universidade da Grande Dourados, Minas Gerais. 2013.

DINIZ, M. B.; OLIVEIRA, J. N. de.; NETO, N. T.; DINIZ, M. J. T. Causas do desmatamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desmatamento nos municípios da Amazônia Legal brasileira. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 121-151, 2009.

ENCISA-GARCIA, J. O.; PULHIM, J. M.; CRUZ, R. V. O.; SIMONDAC-PERIA, A. C.; RAMIREZ, M. A. M.; DE LUNA, C. C. Land Use/Land Cover Changes Assessment and Forest Fragmentation Analysis in the Baroro River Watershed, La Union, Philippines. **Journal of Environmental Science and Management**, n. 2, p. 14-27, 2020.

ESRI. G. I. S. **Mapping Software, Location Intelligence & Spatial Analytics.** Disponível em: www.esri.com/en-us/home. Acesso em: 13 dez. 2021.

FBDS, **Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2013.** Disponível em: <http://geo.fbds.org.br/>. Acesso em: 15 fev. 2022.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta amazônica**, v. 36, p. 395-400, 2006.

FERREIRA, H. S. **A governança na gestão das Unidades de Conservação da Amazônia: o SNUC em questão.** Tese [Doutorado em Geografia] – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2021.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação.** Oficina de textos, São Paulo, 2008. Disponível em: https://www.academia.edu/40392941/Geoprocessamento_sem_complicacao_paulo_roberto_fitz. Acesso em: 13 fev. 2022.

FUNAI_Fundação Nacional do Índio. Terra Indígena. **Ano não identificado. Terra Indígena Trincheira Bacajá:** FUNAI, [S.A.]. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br>. Acesso em: 04 jun. 2021.

FERREIRA, E. S. **Análise da base de dados e indicadores de desmatamento em terras indígenas na Amazônia Legal.** Tese [Doutorado em Geografia] – Universidade de Brasília, Brasília. .2020.

FUNAI, **Fundação Nacional do Índio. GeoServer. Aldeias Indígenas.** Disponível em: <https://geoserver.funai.gov.br/geoserver/web/wicket/bookmarkable/org.geoserver.web.demo.MapPreviewPage?1&filter=false>. Acesso em: 23 mai. 2022.

GIANNINI, I. V.; COHN, C.; GIANNINI, R.; NOGUEIRA, O. H. Jr.; PICCHIA, C. M. del.; GONÇALVES, M. V. D.; GIANNINI, M. V. **Estudo Socioambiental da Terra Indígena Trincheira Bacajá - EIA-RIMA do Projeto AHE Belo Monte**. 2009. Disponível em: https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/. Acesso em: 22 fev. 2022.

GOMES, C. P. D. S. **Aplicação da detecção remota na monitorização do desmatamento da floresta do Maiombe (Cabinda-Angola)**. Dissertação [Mestrado em Geomática – Análise de Sistemas Ambientais] – Universidade do Algarve, Cabinda, 2019.

GONÇALVES, W. G.; RIBEIRO, H. M. C.; SÁ, J. A. S. D.; MORALES, G. P.; FERREIRA FILHO, H. R., ALMEIDA, A. D. C. Classificação de estratos florestais utilizando redes neurais artificiais e dados de sensoriamento remoto. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 612-624, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1871>

IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pedologia. Brasil**: IBGE, Ano não identificado. Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>. Acesso em: 01 dez. 2021.

IMAZON Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. **Sistema de alerta de desmatamento-SAD**. 2021. Disponível em <https://amazon.org.br/publicacoes/boletim-do-desmatamento-da-amazonia-legal-abril-2021-sad/>. Acesso em: 14 mai. 2022.

INPE, **Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais**. 2021. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/ee34ffdc-59a4-4bce-815b-8d51139a072c>. Acesso em: 15 maio. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. 2022 Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/terras-indigenas/3609#gestao>. Acesso em: 28 fev. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/brasil>. Acesso em: 28 fev. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. 2019. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/es/noticia/201651>. Acesso em: 23 jun. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. 2019. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/noticia/202100>. Acesso em: 23 jun. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. 2020. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/noticia/208703>. Acesso em: 23 jun. 2022.

ISA_Instituto Socioambiental. **Terras Indígenas no Brasil**. 2021. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/es/noticia/214925>. Acesso em: 23 maio. 2022.

LANDIS, J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data, Washington, USA. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LENDE, S. G. Desmatamento da floresta nativa e acumulação por desapropriação: o caso da província de Salta, Argentina (1998-2016). **Formação (Online)**, v. 27, n. 52, p. 147-176, 2020.

LI, G; LU, D; MORAN, E. F; CALVI, M. F; DUTRA, L. V; BATISTELLA, M. Examining deforestation and agropasture dynamics along the Brazilian TransAmazon Highway using multitemporal Landsat imagery. **GIScience & Remote Sensing**, p. 1–23, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/15481603.2018.1497438>.

LLANO, X. C. **AcATaMa - plugin QGIS para Avaliação de Precisão de Mapas Temáticos, versão 3.0.0**. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Acesso em: 23 maio 2022.

MAMUN, A. A.; MAHMOOD, A.; RAHMAN, M. Identification and monitoring the change of land use pattern using remote sensing and GIS: A case study of Dhaka City. **IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering**, v. 6, n. 2, p. 20-28, 2013.

MANTOVANELLI, T. Os Xikrin da Terra Indígena Trancheira-Bacajá e os Estudos Complementares do Rio Bacajá: reflexões sobre a elaboração de um laudo de impacto ambiental. **Horizontes Antropológicos**, Porto Alegre, ano 22, n. 46, p. 159-188, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-71832016000200006>

MAPBIOMAS. 2021. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/geonetwork/srv/eng/>. Acesso em: 15 maio. 2022.

MAPBIOMAS. 2020. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 15 mai. 2022.

MAPBIOMAS. 2020. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 14 jun. 2022.

MAPBIOMAS. 2019. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 14 fev. 2022.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira**. Banco Mundial, Brasil. 2 ed. Brasília, 2003. Disponível em: encurtador.com.br/bsuRX. Acesso em: 15 jan. 2022.

MAURANO, L. E. P.; ESCADA, M. I. S.; RENNO, C. D. Spatial deforestation patterns and the accuracy of deforestation mapping for the Brazilian Legal Amazon. **Ciência florestal**, v. 29, p. 1763-1775, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509834380>.

MELO, M. H. F. de.; SILVA, F. B.; OLIVEIRA, SANTOS FILHO O. O.; Conhecimento indígena, sistema de manejo e mudanças ambientais na região de transição Amazônia-Cerrado. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 59, p. 1-22, 2022. DOI: <https://10.5380/dma.v59i0.72964> e-ISSN 2176-9109

MESSIAS, C. G.; SILVA, D. e.; SILVA, M. B. da.; LIMA, T. C. de.; ALMEIDA, C. A. de. Análise das taxas de desmatamento e seus fatores associados na Amazônia Legal Brasileira nas últimas três décadas. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 52, p. 18-41, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v52i0.74087>

MELLO, A. Y. I. M.; ALVES, S. D.; LINHARES, C. A.; LIMA, F. B. de. Avaliação de técnicas de classificação digital de imagens Landsat em diferentes padrões de cobertura da terra em Rondônia. **Revista Árvore**, v.36, n.3, p. 537-547, 2012.

MIGON, N. B. **A trajetória da gestão de recursos comuns na terra indígena Campinas, Katukina (Noke Koï) do estado do Acre, Brasil**. Dissertação [Mestrado em Ciências (Práticas em Desenvolvimento Sustentável)] – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2014.

MOREIRA, E. F.; SANTOS, R. L. S.; FRANCA-ROCHA, W. J. S.; BOSCOLO, D.; PIGOSSO, C. M. Comparação e desempenho dos algoritmos paramétricos na classificação supervisionada de áreas naturalmente heterogêneas e dinâmicas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 3, 2016.

NASCIMENTO, J. S. do.; SANTOS, C. S. Jr. dos.; MONTEIRO, M. J. G.; LOPES, P. V. N.; SILVA, Y. P. da. Monitoramento ambiental Impactos ambientais movidos pelo desmatamento sucessivo da amazônia legal. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 12, p. 33157-33167, 2019. DOI: :10.34117/bjdv5n12-368

NETO, J. Q. M. UHE Belo Monte e a Reestruturação da Cidade de Altamira-PA: Agentes, processos e redefinições espaciais. **XI Encontro Nacional da ANPEGE**, 2014.

OLIVEIRA, E. K. B. de.; FARIA, B. L. de; JÚNIOR, L. S. M. Áreas protegidas e desmatamento na Amazônia: análise da terra indígena Ituna-Itatá no Pará, Brasil. **Recital-Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG**, v. 3, n. 3, p. 142-163, 2021. DOI: <https://doi.org/10.46636/recital.v3i3.224>

OLIVEIRA, G. de.; CHEN, J. M.; MATAVELI, G. A. V.; CHAVES, M. E. D.; SEIXAS, H. T.; CARDOZO, F. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ELE, C.; STARK, S. C.; SANTOS, C. A. C. dos. Rapid recent

deforestation incursion in a vulnerable indigenous land in the Brazilian Amazon and fire-driven emissions of fine particulate aerosol pollutants. **Forests**, v. 11, n. 8, p. 1-18, 2020. DOE: <https://doi.org/10.3390/f11080829>

OLIVEIRA, L. J. C. **Cenários futuros para a Amazônia: interações entre o desmatamento, as mudanças climáticas, o ecossistema natural e os sistemas agrícolas**. Tese [Doutorado em Meteorologia Agrícola] – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2012.

PARÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade. **Lei Nº 7.243. 09 jan. 2009**. Disponível em: <https://www.semam.pa.gov.br/legislacao/files/pdf/104132.pdf>. Acesso em: maio. 2022.

PARÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade. **ZEE. 2012**. Disponível em: <https://www.semam.pa.gov.br/diretorias/digeo/zee/>. Acesso em: maio. 2022.

PEREIRA, J. M. O processo de ocupação e de desenvolvimento da Amazônia: a implementação de políticas públicas e seus efeitos sobre o meio ambiente. **Revista de Informação Legislativa**, v. 34, n. 134, p. 75-85, 1997.

PERTILLE, C. T.; SILVA, G. O.; SOUZA, C. F. de.; NICOLETTI, M. F. Estudo da Eficiência de Classificações Supervisionadas Aplicadas em Imagem de Média Resolução Espacial. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 2, p. 289-296, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5380/biofix.v3i2.60477>

PIROLI, E. L. **Introdução ao geoprocessamento**. Ourinhos: Unesp / Campus Experimental de Ourinhos, 2010.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova economia**, v. 19, n. 1, p. 41-66, 2009.

SANTANA, N. C. **Dinâmica de incêndios florestais e alterações biofísicas na Amazônia e Cerrado brasileiros a partir de séries temporais de sensoriamento remoto**. Tese [Doutorado em Geografia] – Universidade de Brasília, Brasília. 2019.

SANTOS, E. R. C. Urbanização e Rede Urbana na Amazônia Setentrional Amapaense/AP. **Revista Formação Online**, v. 2, n. 19, p. 107 -131, 2012.

SILVA, F. I. T. da.; TAVARES, P. V. O desmatamento na floresta amazônica brasileira: de 2010 a 2020. **Revista Brasileira de Meio Ambiente & Sustentabilidade**, v. 1, n. 5, p. 100–111, 2021.

SILVA, G. da.; PUREZA, M. G. B. A demarcação de terras indígenas na Amazônia Legal. **Revista NUPEM**, v. 11, n. 22, p. 43–53, 2019. DOI: <https://doi.org/10.33871/nupem.v11i22.608>

SILVA, H. R. O. da.; SILVA, S. C. P. G.; CAVALCANTE, M. M. A. Unidade de Conservação e Desmatamento na Amazônia: Análise do Parque Estadual de Guajará Mirim em Rondônia/Brasil. **Acta geográfica**, v. 13, n. 32, p. 156-170, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5654/acta.v13i32.5489>

SILVA, L. C. V. **Desmatamento e intensificação de uso da terra na reserva da biosfera da floresta Mbaracayú, Paraguai por meio de imagens de satélite**. Dissertação (Mestrado em Agroecologia e Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 2021.

SCHWARTZMAN, S.; BOAS, A. V.; ONO, K. Y.; FONSECA, M. G.; DOBLAS, J. ZIMMERMAN, B. JUNQUEIRA, P. JERZOLIMSKI, A.; SALAZAR, M. JUNQUEIRA, R. P.; TORRES, M. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci**, v. 368, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0164>

TERRABRASILIS. **Amazonia**. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Acesso em: 24 fev. 2022.

WATRIN, O. S.; SILVA, T. M. da.; PORRO, R.; OLIVEIRA, M. M. Jr.; BELLUZZO, A. P. Land use and land cover dynamics in a sustainable development project in the Transamazon highway region, Pará state, Brazil. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 88-100, 2022. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-45146>

XINGU+. **Mineração Volta Grande** (BELO SUN). 2022. Disponível em: <https://xingumais.org.br/obra/mineracao-volta-grande-belo-sun>. Acesso em: 10 jun. 2022.

YUAN, Y. Analysis and application of interactive supervised classification in Broome County, NY. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **IOP Publishing**, 2020. p. 012054. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/560/1/012054>

ZHANG, Y.; SHARMA, S.; BISTA, M.; LI, M. Characterizing changes in land cover and forest fragmentation from multitemporal Landsat observations (1993-2018) in the Dhorpatan Hunting Reserve, Nepal. **Journal of Forestry Research**, v. 33, p. 159-170, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01325-9>.