



Analise multitemporal do desmatamento no município de Tomé-Açu entre 1985 a 2018

Larissa Melo de Sousa^{1*}, Osvaldo Ryohei Kato², Marcos Adami³, Arlesson Antônio de Almeida Souza³, Wilson Fernandes Ramos⁴, Igor dos Santos e Silva³

¹Universidade Federal Rural da Amazônia, Avenida Presidente Tancredo Neves, 2501, Bairro Terra Firme, CEP 66077-830, Belém, PA, Brasil

²Embrapa Amazônia Oriental, Travessa Dr. Enéas Pinheiro, s/n°, Bairro Marco, CEP 66095-903, Belém, PA, Brasil

³Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Avenida. Perimetral, 2651, CEP 66077-830, Belém, PA, Brasil

⁴Universidade Federal Rural da Amazônia, Rua Augusto Corrêa, 1, CEP 66075-110, Belém, PA, Brasil

***Autor correspondente:**

larissa_melo_sousa@hotmail.com

Termos para indexação:

Mapeamento
Classificação
Amazônia

Index terms:

Mapping
Classification
Amazon

Histórico do artigo:

Recebido em 15/10/2019

Aprovado em 10/12/2020

Publicado em 10/01/2022

Resumo - O objetivo desta pesquisa foi quantificar o desmatamento, considerando as mudanças espaciais e temporais da perda de floresta para o período de 1985 a 2018. Utilizou-se imagens do sensor Landsat para o mesmo período, referentes às órbitas/pontos 223/62 e 223/61. Foram realizadas composições coloridas RGB, realce linear de contraste das imagens e segmentação. Em seguida, realizou-se a interpretação das imagens por discriminação de classes. Os polígonos foram categorizados em 6 faixas de tamanho de áreas desmatadas. Adicionalmente, realizou-se a edição dos resultados do mapeamento e a elaboração de cartas temáticas. A expansão do desmatamento entre 1985 e 2018 acarretou perda de aproximadamente 298 mil ha de floresta (57% da área do município). Em todos os anos, foram observados valores elevados de polígonos no intervalo $\leq 6,25$ ha e reduzido valor no intervalo > 50 ha. Os pequenos fragmentos ($\leq 6,25$ ha) respondiam por 15% de todo o desmatamento, enquanto os grandes (> 50 ha) respondiam por 45%. Ao longo do período analisado, foram observadas diferenças tanto na análise temporal, quanto nos padrões de distribuição do desmatamento, indicando forte potencialidade futura à perda de floresta.

Multitemporal analysis of deforestation in the municipality of Tomé-Açu, Pará State, Brazil, from 1985 to 2018

Abstract - The objective of this research was to quantify deforestation, considering the spatial and temporal changes of forest loss for the period from 1985 to 2018. We used Landsat sensor images for the same period, according to orbits/points 223/62 and 223/61. Color compositions, linear contrast enhancement and segmentation were performed. The interpretation and the classification of the images were performed through class discrimination. The polygons were classified in 6 size ranges of deforested areas. Additionally, the mapping results were edited and thematic letters were elaborated. The expansion of deforestation led to a loss of forest of approximately 298 thousand ha between 1985 and 2018 (57% of the municipality area). In all years, high values of polygons were observed in the range ≤ 6.25 ha and reduced value in the range > 50 ha. Small fragments (≤ 6.25 ha) accounted for 15% of all deforestation, while large fragments (> 50 ha) accounted for 45%. The analyzed period showed substantial differences in both temporal analysis and deforestation distribution patterns, indicating a strong potential for future forest loss.



Introdução

A Floresta Amazônica é a maior floresta tropical úmida contígua do mundo e 60% dela está localizada no Brasil, ocupando mais de 40% do seu território. Até 2019, foram desmatados mais de 20% da floresta Amazônica no Brasil (Diniz et al. 2015; Almeida et al., 2021). Considerando o avanço do desmatamento, a Amazônia está em foco, devido principalmente à redução da biodiversidade, à destruição de habitats e ao aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera, que resulta em mudanças climáticas globais (Aragão et al., 2014).

As principais causas do desmatamento da Amazônia no Brasil são a expansão da fronteira agropecuária, mineração, exploração ilegal de madeira e a urbanização (Castelo, 2015; Almeida et al., 2016). Essas causas são resultados de políticas públicas iniciadas na década de 1960, como estabelecimento dos chamados “eixos” e “pólos” de desenvolvimento, apropriação de terras para projetos agropecuários, reforma agrária, mineração (Trindade Júnior & Madeira, 2016) e produção e exportação de grãos e carne (Gibbs et al., 2015).

Dada a importância da Amazônia, se faz necessário o mapeamento e o monitoramento dos elementos ambientais naturais e sociais, sendo alguns deles possíveis de serem analisados por meio de imagens de satélites (Barbosa & Dorigon, 2014). Neste cenário, a utilização de ferramentas de geotecnologias é de extrema importância, pois possibilita a análise conjunta de dados do meio físico e biótico para obtenção de informações relacionadas às questões ambientais. Essas análises são úteis para o monitoramento de áreas extensas, servindo tanto para o diagnóstico quanto para o planejamento ambiental (Rodrigues et al., 2009).

Na literatura são encontrados estudos como Hansen et al. (2013), Nepstad et al. (2014) e INPE (2019), que utilizam técnicas e métodos de processamento de dados da vegetação por sensoriamento remoto, para estudo da perda de floresta e avanço do desmatamento.

O desmatamento na Amazônia brasileira tem atraído a atenção de pesquisadores e do poder público, em suas diversas esferas, em torno de medidas e políticas que envolvem sua aferição e controle (Peres et al., 2010). Arelados a isso, relatórios do Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (Prodes) estimam taxas anuais de desmatamento, por remoção completa da cobertura

florestal, e disponibilizam em bancos de dados digitais os dados espaciais de desmatamento da Amazônia Legal (INPE, 2019).

O Prodes possibilitou ações governamentais por meio do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), que acarretou em significativas reduções de desmatamento desde 2004 (Assunção et al., 2013). Ao longo de sua trajetória, o sucesso do PPCDAm gerou otimismo sobre a contenção do desmatamento na Amazônia brasileira, com previsão por alguns autores do fim do desmatamento até 2020 (Nepstad et al., 2014). Entretanto, apesar de a redução de 12% em relação aos dados de 2016 (INPE, 2019), o país se afastou da meta que estabeleceu ao se tornar signatário do acordo sobre mudanças climáticas da ONU, em 2009. Estudos baseados no Prodes não fornecem um quadro real da dinâmica do desmatamento, visto que não monitoram desmatamentos menores que 6,25 ha (Kalamandeen et al., 2018) e quantificam o desmatamento somente em florestas primárias (Rosa & Souza, 2012). Além disso, conhecer o processo de desmatamento em unidades político administrativas como as municipais pode auxiliar a criação de políticas e/ou direcionar ações que auxiliem a redução da área desmatada bem como a determinação dos atores que o estão provocando.

Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo quantificar o desmatamento em unidades político-administrativas, tendo sido definido como estudo de caso o período entre 1985 e 2018, no município de Tomé-Açu, no estado do Pará.

Material e métodos

O presente estudo foi realizado no município Tomé-açu, PA (Figura 1), com área de 5.145,361 km². Em 2010 a população do município era de 56.518 habitantes, equivalendo a uma densidade populacional de aproximadamente 11 hab km⁻². O município está inserido na Mesorregião Nordeste Paraense, a 230 km da capital do estado.

Na literatura são encontrados estudos como Miranda & Rodrigues (1999) e Homma (2017), que justificaram a escolha do município. Tomé-Açu apresenta intensa remoção da cobertura florestal, provocada pelos sucessivos processos de derrubada e queimada. As áreas são destinadas à implantação de diferentes culturas agrícolas, particularmente pimenta-do-reino.

São observadas áreas com formação de vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento e áreas de cultivo. Esse município apresenta características diferenciadas quanto ao histórico de uso e ocupação da terra e significativa importância econômica, social e ambiental, no estado do Pará, de acordo com Homma (2004).

Os dados usados para construir o sistema foram:

1. Imagens Landsat;
2. Dados ortorretificados do Landsat com nível de correção Level1Terrain (L1T), ortorretificadas com projeção em UTM e datum WGS1984, exatidão superior a 0,8 pixel, correção geométrica pelo terreno e refletância no topo da atmosfera;
3. Base cartográfica oficial em formato *shapefile*, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no formato vetorial, em escala 1:250.000;
4. Dados do Prodes de 2000 até 2015;
5. Software TerraAmazon versão 4.4.5 e o software ArcGis versão 9.3.

Foi utilizado o método baseado na interpretação visual, que consiste nas seguintes etapas: 1) aquisição e composição da imagem; 2) pré-processamento das imagens; 3) segmentação; 4) interpretação e classificação visual; 5) geração da máscara de corte raso; 6) edição e mosaico.

A imagem foi adquirida do catálogo digital disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com correção geométrica pelo terreno e refletância no topo da atmosfera (Nischal et al., 2014; Wulder et al., 2016).

O período de estudo foi de 1985 a 2018, sendo selecionadas imagens dos meses de julho a setembro, com cobertura mínima de nuvens e melhor visibilidade. Especificamente, para os períodos de 1985 a 2001 e de 2003 a 2011, foram utilizadas imagens adquiridas pelo sensor TM Landsat5, enquanto que para 2002 e 2012 foram adquiridas pelo sensor ETM+Landsat7 e para 2013 a 2018 foram utilizadas as imagens adquiridas pelo sensor OLI Landsat8. As características destes três

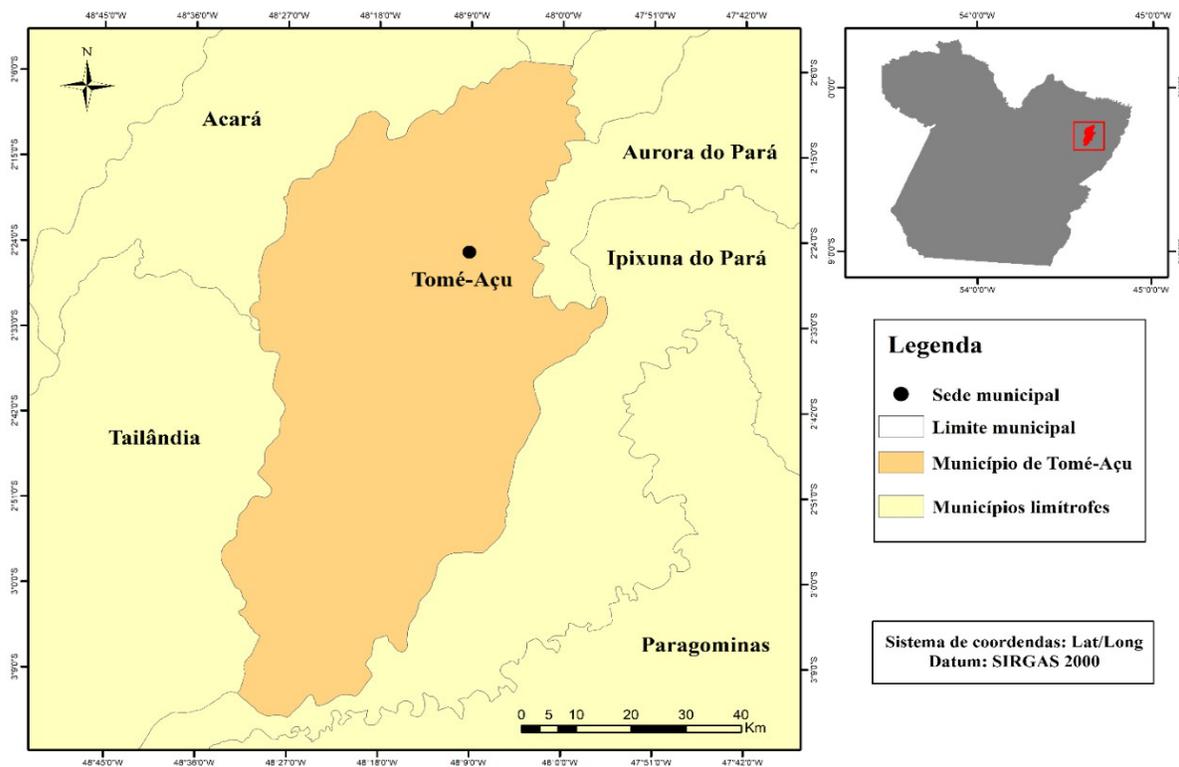


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Location of the study area.

sensores são apresentadas nos trabalhos de Chander et al. (2007), Scaramuzza et al. (2004) e Morfitt et al. (2015), respectivamente. A coerência do programa LANDSAT garante a constância na aquisição dos dados pelos três sensores utilizados (Irons et al., 2012).

O pré-processamento das imagens consistiu na elaboração das composições coloridas RGB, utilizando as bandas do infravermelho próximo, infravermelho médio e do vermelho. Em seguida, foi realizado o contraste por meio de realce linear das imagens, visando melhorar a distinção entre as classes e a interpretação visual.

A seguir, aplicou-se o algoritmo de segmentação de imagens por crescimento de regiões (Bins et al., 1996), utilizando os limiares de similaridade de área com 8 e 16 (INPE, 2018). A segmentação foi realizada a partir das imagens obtidas no período de julho a setembro para todos os anos em análise, aplicando-se a mesma técnica em todos os anos.

A interpretação e a classificação se restringiram à segmentação, não sendo desenhados novos polígonos ou modificada a segmentação. A chave de interpretação das classes foi baseada no Prodes digital e no comportamento espectral dos alvos. As seguintes classes foram definidas: 1) Corte raso - composto de diferentes usos e coberturas que substituíram a floresta após o desmatamento total; 2) Floresta - vegetação arbórea pouco alterada ou inalterada, com formação de dossel contínuo e composta por espécies nativas; 3) Nuvem - áreas que tiveram sua interpretação impossibilitada pela presença de nuvens; 4) Outros - áreas que não se enquadram na chave de classificação e; 5) Agregado - máscara de corte raso (Almeida et al., 2016; Sousa et al., 2017).

Este trabalho segue a metodologia incremental. A cada ano de referência (período de 1985 a 2018) mapeou-se os novos incrementos do desmatamento. Uma máscara de exclusão foi atualizada para cada ano, de modo a conter todos os desmatamentos detectados nos anos anteriores. Esta máscara foi denominada de agregado e inclui o corte raso histórico. Portanto, não foram mapeados incrementos em áreas que tenham sido mapeadas como desmatamentos em anos anteriores. Essa máscara é considerada um mapa base para cada ano de mapeamento (INPE, 2019). Em seguida, realizou-se a edição dos resultados do mapeamento e a elaboração dos mosaicos das cartas temáticas de cada ano.

As diferenças metodológicas entre o Prodes (INPE, 2019) e este trabalho são: a) para a classificação atual do Prodes, a identificação de desmatamento é feita por fotointerpretação de imagens, através da delimitação de polígonos de desmatamento diretamente na tela do computador. Sendo assim, os intérpretes desenharam polígonos baseados em tonalidade, textura e contexto. Neste trabalho, para a classificação foi utilizado o segmentador de incremento em área (*region growing*); b) O menor polígono considerado pelo Prodes é de 6,25 ha enquanto que neste trabalho o menor polígono tem uma área de 8 pixels (~0,7 ha); c) as datas de aquisição das imagens para classificação pelos dois trabalhos são diferentes, podendo gerar resultados diferentes.

A definição das faixas de tamanho das áreas desmatadas foram realizadas de acordo com: 1) áreas $\leq 6,25$ ha (valores que estão abaixo do limiar de desmatamento detectado pelo Prodes); 2) $6,25$ ha $<$ áreas ≤ 10 ha; 3) 10 ha $<$ áreas ≤ 20 ha; 4) 20 ha $<$ áreas ≤ 30 ha; 5) 30 ha $<$ áreas ≤ 40 ha; 6) 40 ha $<$ áreas ≤ 50 ha; 7) áreas > 50 ha.

Resultados

Evolução espacial-temporal do desmatamento

A expansão do desmatamento acarretou uma perda de cobertura florestal de aproximadamente 298 mil ha de floresta nativa, o que representa 57% da área do município de Tomé-Açu, PA, ao longo de um período de 33 anos (Figura 2).

Em 1985, primeiro ano da série analisada, o corte raso representou 164.706 ha, equivalente a 32% da área total do município. Neste ano foi observada a maior porcentagem de corte raso, pois representa o incremento dos anos anteriores a 1985 (Tabela 1). É interessante ressaltar que cerca de um terço da área deste município foi desflorestada há mais de 34 anos.

Em 1990, 28.928 ha de floresta sofreram corte raso e em 2000, foram 17.102 ha, sendo uma redução em área quando comparamos com 1990 que pode ser devido à alta ocorrência de nuvens (28.973 ha). A área desmatada reduziu em 2005 em Tomé-Açu (25.140 ha), quando comparado com 1995, que foi o ano ápice de desmatamento (32.702 ha).

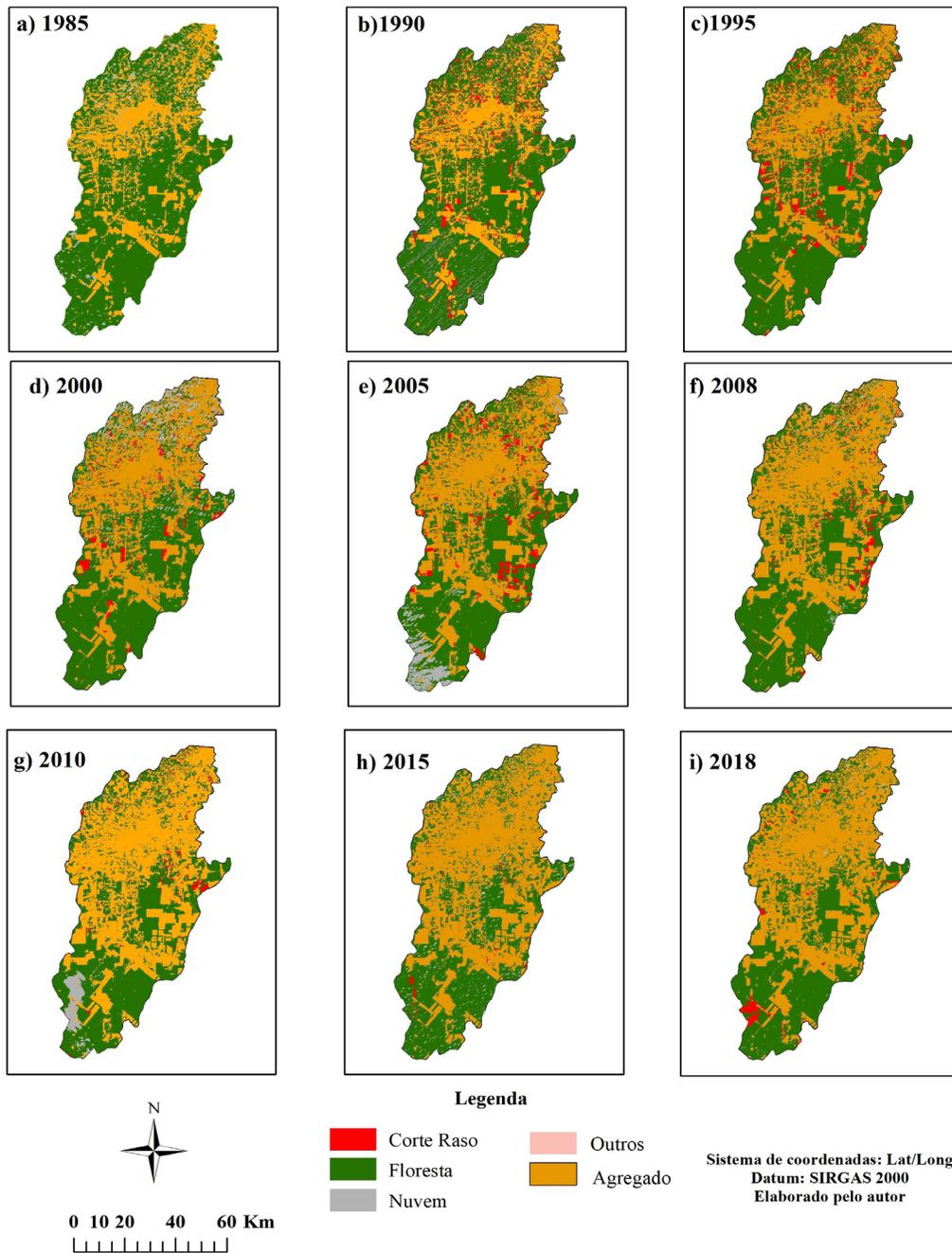


Figura 2. Evolução do desmatamento em Tomé-Açu, PA, de 1985 a 2018. a) 1985, ano base, com desmatamento histórico acumulado, com o desmatamento, áreas de floresta e coberturas de nuvens; b a i) desmatamentos do ano indicado na figura, agregado de desmatamento até ano anterior, áreas de floresta e coberturas de nuvens.

Figure 2. Deforestation evolution in Tomé-Açu, Para State, from 1985 to 2018. a) 1985, base year, with accumulated historical deforestation, with deforestation, forest areas and cloud cover; b to i) deforestation in the year indicate the figure, aggregate deforestation until the previous year, forest areas and cloud cover.

Tabela 1. Evolução do uso e cobertura da terra (ha) de 1985 a 2018 em Tomé-Açú, PA.**Table 1.** Land use and land cover evolution (ha) from 1985 to 2018 in Tomé-Açú, Pará State, Brazil.

Classes	Anos								
	1985	1990	1995	2000	2005	2008	2010	2015	2018
Corte raso (a)	164.706	28.928	32.702	17.103	25.140	14.096	8.376	3.250	4.123
Floresta (b)	328.525	294.332	288.094	242.098	224.068	224.735	209.378	204.697	213.463
Nuvem (c)	20.106	26.551	2	28.973	21.882	7.073	14.107	15.537	2.648
Outros (d)	1.199	19	104	26	6	53	-	-	-
Agregado (e)	-	164.706	193.634	226.336	243.439	268.579	282.675	291.051	294.301
Total (f)	514.535	514.535	514.535	514.535	514.535	514.535	514.535	514.535	514.535
Remanescente florestal *	67,99	62,37	56,01	52,69	47,80	45,06	43,43	42,80	42,00
Desmatamento Prodes**	-	-	-	13.730	14.800	13.900	6.400	7.200	-

(*) cálculo de remanescente florestal medido em percentual $(1-(a+e)/f)*100$; (**) Incremento do desmatamento constatado pelo Prodes.

A diferença de área na classe Floresta em 2008 e 2018 ocorre devido à presença de nuvens e aos ruídos advindos das mesmas, presentes nas imagens selecionadas para o mapeamento (Tabela 1). O uso de imagens suplementares, em algumas regiões críticas, não impediu a ocorrência de áreas não-observadas, como observado em 2005 e 2015. A presença de altas taxas de nuvens na área, em todas as imagens dentro do período, cobrindo o município, dificultou a classificação da classe floresta.

Padrões temporais em faixas de tamanho das áreas desmatadas

A distribuição espacial de tamanhos dos polígonos desmatados apresentou alterações em Tomé-Açú ao longo dos anos. A quantidade de polígonos desmatados no intervalo de classe > 50 ha ficou concentrada inicialmente (ano de 1985) ao longo de todo o município,

pois, pela metodologia adotada, foi considerado o desmatamento acumulado de anos anteriores (Figura 3).

O intervalo de classe > 50 ha apresentou picos de desmatamento em 1985, 1995 e 2005, com 151,789 ha, 13,642 ha e 16.999 ha, respectivamente (Figura 4). Após 2005, houve redução da representatividade dessa classe no desmatamento total, aumentando a representatividade dos polígonos menores. Áreas no intervalo de classes $\leq 6,25$ ha apresentaram os níveis mais altos de desmatamento, perdendo apenas para a classe > 50 ha (Tabela 2).

Constatou-se que, em média, de 1990 a 2018, os fragmentos menores ($\leq 6,25$ ha) de desmatamento respondiam por mais de 20% de todo o desmatamento, enquanto os grandes (> 50 ha) respondiam por 25% do desmatamento (Figura 5).

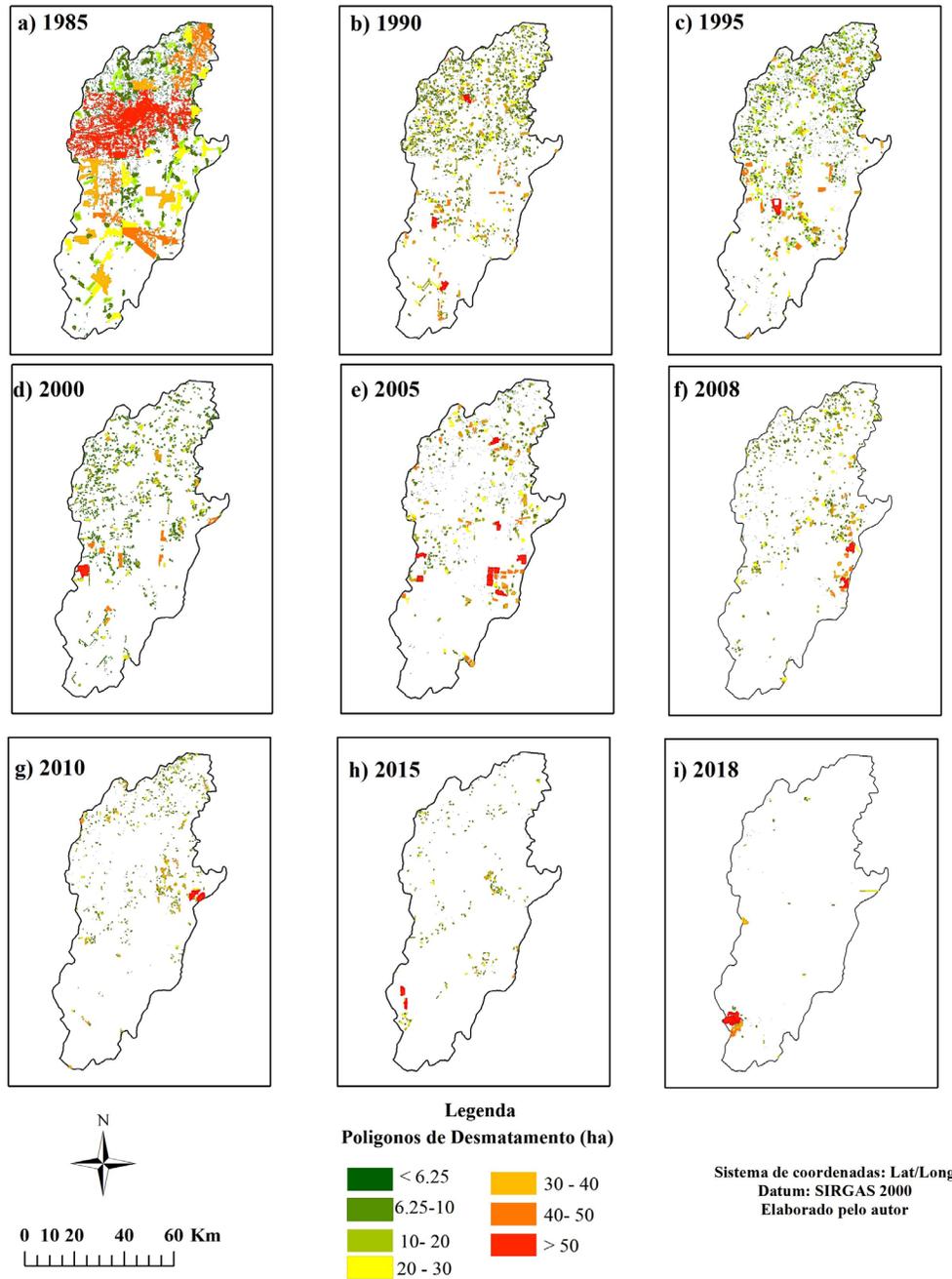


Figura 3. Padrão espacial do desmatamento de 1985 a 2018 em Tomé-Açú, PA. a)1985, ano base, com desmatamento histórico acumulado, com o desmatamento, áreas de floresta e coberturas de nuvens; b a i) desmatamentos do ano indicado na figura, agregado de desmatamento até ano anterior, áreas de floresta e coberturas de nuvens. Polígonos de desmatamento em faixas de tamanho das áreas medidas em hectare: áreas $\leq 6,25$ ha; $6,25$ ha < áreas ≤ 10 ha; 10 ha < áreas ≤ 20 ha; 20 ha < áreas ≤ 30 ha; 30 ha < áreas ≤ 40 ha; 40 ha < áreas ≤ 50 ha; áreas > 50 ha.

Figure 3. Deforestation spatial pattern from 1985 to 2018 in Tomé-Açú, Pará State, Brazil. a) 1985, base year, with accumulated historical deforestation, with deforestation, forest areas and cloud cover; b to i) deforestation in the year indicate the figure, aggregate deforestation until the previous year, forest areas and cloud cover. Deforestation polygons in size ranges of areas measured in hectares: areas $\leq 6,25$ ha; $6,25$ ha < areas ≤ 10 ha; 10 ha < areas ≤ 20 ha; 20 ha < areas ≤ 30 ha; 30 ha < areas ≤ 40 ha; 40 ha < areas ≤ 50 ha; areas > 50 ha.

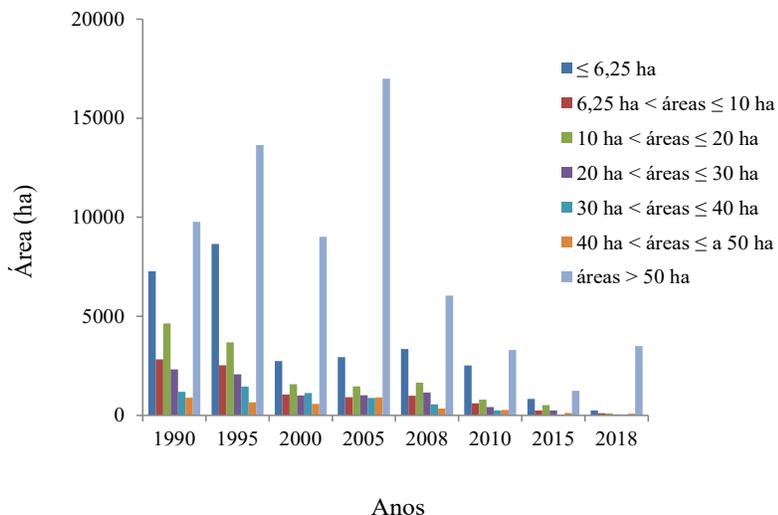


Figura 4. Somatório da área desmatada (ha) por classe de polígonos de 1990 a 2018, em Tomé-Açú, PA.
Figure 4. Sum of deforested area (ha) by polygons class, from 1990 to 2018, in Tomé-Açú, Para State, Brazil.

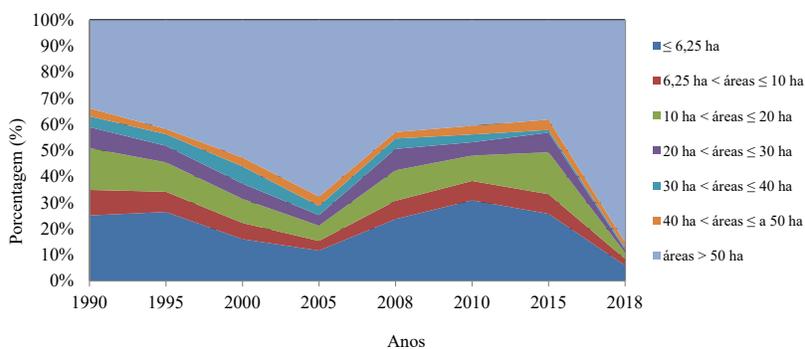


Figure 5. Proporção de área desmatada por tamanho de polígono, de 1990 a 2018, em Tomé-Açú, PA.
Figure 5. Proportion of deforested area by polygon size from 1990 to 2018, in Tomé-Açú, Para State, Brazil.

Tabela 2. Quantitativo de polígonos (unidades de polígonos) desmatados em Tomé-Açú, PA, de 1990 a 2018.

Table 2. Quantitative of deforested polygons (polygon units) in the municipality of Tomé-Açú, Pará State, Brazil from 1990 to 2018.

Classes dos polígonos	1990	1995	2000	2005	2008	2010	2015	2018
≤ 6,25 ha	7287	12296	3250	2760	3716	3302	1107	619
6,25 ha < áreas ≤ 10 ha	354	323	133	119	124	78	30	13
10 ha < áreas ≤ 20 ha	337	267	113	106	119	58	38	7
20 ha < áreas ≤ 30 ha	96	85	41	42	48	17	10	2
30 ha < áreas ≤ 40 ha	34	42	33	25	16	7	1	1
40 ha < áreas ≤ 50 ha	20	15	13	20	8	6	3	2
> 50 ha	72	84	43	93	32	24	9	4
Total	8200	13112	3626	3165	4063	3492	1198	648

Discussão

O processo histórico de desmatamento do município teve início em 1929 com a imigração japonesa na colônia de Acará, atual município de Tomé-Açu, e com a implantação dos monocultivos de pimenta do reino (Homma, 2017). Quando o ciclo da pimenta do reino entrou em declínio, surgiu a necessidade de diversificação dos sistemas de produção, tendo início a implantação de Sistemas Agroflorestais (SAF's) com grande variedade de espécies agrícolas e florestais (Homma, 2004). Portanto, a maior parte do desmatamento ter ocorrido antes de 1985 (55%) é justificada pelo histórico da colonização do município.

De acordo com Castelo (2015), o desmatamento tem sido um problema crônico na Amazônia ao longo dos séculos e se intensificou nas décadas de 1970 a 1990, devido a políticas econômicas implantadas no Brasil, os incentivos fiscais e os subsídios governamentais, sendo estes os principais indutores do desmatamento na Amazônia.

Durante a década de 1980 as políticas de colonização japonesa foram reduzidas. Ainda assim, o desmatamento teve altas taxas, em função da presença de outros fatores, tais como salários mais baixos, crescimento da população, escassez de empregos, demandas de mercado e viabilidade econômica da implantação de SAF's (Trindade Júnior & Madeira, 2016; Homma, 2017).

Para todos os anos analisados, os dados do Prodes apresentam valores bem menores do que os encontrados neste trabalho (Tabela 1). Esses resultados são devido a algumas diferenças metodológicas (INPE, 2018).

A redução da taxa de desmatamento após 2005 pode estar associada à influência de fatores econômicos e à valorização do real, que desestimularam as exportações (Fearnside, 2005). Outra possível causa foi a implementação de decisões governamentais de combate ao desmatamento na Amazônia, como o PPCDAM (Castelo et al., 2018).

Ferreira & Coelho (2015) afirmam que as políticas públicas de combate ao desmatamento evitaram aproximadamente 60.000 km² de área desmatada na Amazônia entre 2005 e 2009. Dados do INPE levantados pelo projeto Prodes demonstram que a intensificação dos programas do governo, como o PPCDAM e a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), tem influenciado a redução da taxa de desmatamento. Esses programas de governo têm por

objetivo o desenvolvimento sustentável, a diminuição da emissão de gases de efeito estufa, a redução dos índices de desmatamento amazônico e, conseqüentemente, o aumento da porcentagem de áreas com cobertura vegetal em diversos estágios de sucessão (Nepstad et al., 2014).

A distribuição espacial do desmatamento no município de Tomé-Açu concentra-se próximo ao centro urbano e na região central. A partir de 2005 foram desmatadas algumas áreas ao sul do município (Figura 2). Em relação ao tamanho das áreas, pode-se observar que os polígonos com área > 50 ha estão mais distantes do centro urbano, enquanto que os da menor classe de tamanho (área ≤ 6,25 ha) estão mais próximos (Figura 2). Tal tendência é evidenciada em pesquisas nesta região. Souza et al. (2017) observaram diminuição gradual nas detecções nas regiões mais distantes das estradas, visto que o Prodes não detecta o desmatamento inferior a 6,25 ha. Todavia, para as maiores distâncias, ficou evidente um padrão de desmatamento concentrado em mais detecções (INPE, 2009).

Quando considerado o número de polígonos de desmatamento, foi possível observar valores elevados de polígonos no intervalo ≤ 6,25 ha e reduzido no intervalo >50ha em todos os períodos (Tabela 2). Isso pode estar relacionado a introdução de SAF's, visto que grande parte dos sistemas apresentam dimensão de aproximadamente 1 ha (Miranda & Rodrigues, 1999), pois são sistemas que apresentam uma diversidade de culturas, dificultando o manejo em áreas maiores. Sendo assim, os desmatamentos para a introdução de SAF's estariam abaixo das detecções de monitoramento.

Entretanto, para Homma (2017) os SAF's podem reduzir a necessidade de novos desmatamentos em grandes áreas, pois são arranjos sequenciais de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas com cultivos agrícolas e/ou animais, que tem por objetivo a reprodução de uma dinâmica sucessional natural ao longo do tempo. Uma área com SAF pode ser usada permanentemente, minimizando a necessidade de abertura de novas áreas de floresta, contribuindo para a redução do desmatamento.

Especialmente em Tomé-Açu, as pequenas propriedades podem aumentar a lucratividade em curto prazo através de SAFs. O princípio econômico de um SAF está baseado na produção de diferentes produtos ao longo do ano em uma mesma área (Rocha, 2018). Weimann et al. (2017) afirmam que as associações de cultivos como os SAFs são capazes de proporcionar uma rápida recuperação do capital investido, a partir da renda

imediate durante os primeiros anos pelas culturas de ciclos curto, e uma renda em longo prazo com a venda de diversos produtos, como a produção de frutas e madeira.

É importante considerar que a metodologia elaborada pelo Prodes não considera áreas $\leq 6,25$ ha no monitoramento. Portanto, perturbações menores, como aquelas associadas à agricultura de subsistência e à mineração artesanal ou de pequena escala, não são apresentadas pelo Prodes, a menos que acumulem ao longo de vários anos áreas $> 6,25$ ha (INPE, 2009). Esses resultados corroboraram com Kalamandeen et al. (2018), que destacaram que os polígonos de desmatamento muito grandes na Amazônia diminuíram significativamente ao longo do tempo (67%) entre 2001-2007 e 2008-2014.

Quando valores $\leq 6,25$ ha não são contabilizados no cálculo de desmatamento, aumentam-se os níveis de incerteza quanto às estimativas de emissões de gases do efeito estufa. O INPE disponibiliza estimativas anuais das emissões de gases do efeito estufa para a Amazônia Brasileira, a partir de dados do Prodes e, conseqüentemente, uma parte importante da política de mitigação das mudanças climáticas no Brasil é sustentada por esses resultados. Para Salmons et al. (2016), as dúvidas das emissões estão atribuídas às incertezas dos estoques de carbono em áreas desmatadas ou em regeneração e na falta de dados confiáveis a respeito do total de carbono estocado.

O declínio do número dos polígonos de desmatamento na classe > 50 ha e do aumento do quantitativo de polígonos na classe $\leq 6,25$ ha explica-se pelo município de Tomé-Açu estar entre as economias rurais de maior crescimento na Amazônia (Nahum & Santos, 2015).

Rosa & Souza (2012) observaram um aumento contínuo na proporção de desmatamento associado a clareiras (6,25 a 50 ha) para o período de 2002 a 2009 e uma redução contínua na proporção de desmatamento associado a grandes áreas (> 1000 ha). Nossos resultados corroboraram com Michalski et al. (2010), que observaram que as pequenas propriedades estão gradualmente correspondendo a uma proporção cada vez maior de desmatamento na Amazônia.

Conclusões

A quantificação da perda de floresta indica diferenças substanciais tanto na análise temporal, quanto nos padrões de distribuição do desmatamento, possivelmente devido a subsídios governamentais, crescimento da

população, escassez de empregos, demandas de mercado e dos sistemas de produção utilizados.

Entre 1985 e 2018 ocorreu um aumento de polígonos em intervalos de classes $\leq 6,25$ ha, que não são detectados pelo Prodes. Este quadro indica um forte potencial para a perda de floresta, acarretando em incertezas quanto às estimativas de emissão de carbono para a atmosfera.

O desmatamento computado para 1985 (agregado de anos anteriores) pode ter problema de análise quantitativa e inconsistência metodológica, pois não se tem conhecimento das dinâmicas de desmatamento anteriores ao lançamento dos programas espaciais.

A análise apresentada neste trabalho é importante para subsidiar estudos e melhorias da resolução espacial das técnicas de vigilância do desmatamento, visando atingir níveis mais baixos das taxas de desmatamento na Amazônia brasileira nos próximos 30 anos.

Referências

- Almeida, C. A. et al. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica*, v. 46, n. 3, p. 291-302, 2016. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.
- Almeida, C. A. et al. **Metodologia para monitoramento da floresta usada nos projetos PRODES e DETER**. São José dos Campos: INPE, versão: 2021-01-26. <http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34R/443GTAS>.
- Aragão, L. E. O. C. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 89, p. 913-931, 2014. <https://doi.org/10.1111/brv.12088><https://doi.org/10.1111/brv.12088>.
- Assunção, J. et al. **DETERing deforestation in the Amazon: environmental monitoring and law enforcement**. Rio de Janeiro: Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas, Pontifícia Universidade Católica, 2013. 36 p.
- Barbosa, L. G. & Dorigon, L. P. Análise temporal da cobertura vegetal no município de Teresina/PI a partir da aplicação de NDVI. In: Congresso Brasileiro de Cartografia, 26.; Congresso Brasileiro de Geoprocessamento, 5.; Esposicarta, 25., 2014, Gramado. *Anais [...]*. Rio de Janeiro, 2014. p. 1-12. <http://www.cartografia.org.br/cbc/anais.html>.
- Bins, L. S. et al. Satellite Imagery Segmentation: a region growing approach. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8., 1996, Salvador. *Anais [...]*. São Paulo: INPE / Sociedade Latino-Americana de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Espaciais, 1996. p. 677-680.
- Castelo, T. B. et al. Governos e mudanças nas políticas de combate ao desmatamento na Amazônia. *Revista Ibero Americana de Economia Ecológica*, v. 28, n. 1, p. 125-148, 2018.

- Castelo, T. B. Legislação florestal brasileira e políticas do governo de combate ao desmatamento na Amazônia legal. **Ambiente & Sociedade**, v. 28, n. 4, p. 221-242, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC1216V1842015>.
- Chander, G. et al. Revised Landsat-5 thematic mapper radiometric calibration. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 4, n. 3, p. 490-494, 2007.
- Diniz, C. 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. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075>.
- Ferreira, M. D. P. & Coelho, A. B. Desmatamento recente nos estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista Economia e Sociologia Rural**, v. 53, v. 1, p. 93-108, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1234-56781806-9479005301005>.
- Gibbs, H. K. et al. Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>.
- Hansen, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850- 853. 2013. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>.
- Homma, A. K. O. A. A terceira natureza da Amazônia. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, v. 38, n. 132, p. 27-42, 2017.
- Homma, A. K. O. A. Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé- Açu, Pará. **Revista Instituto de Estudo Superiores da Amazônia**, v. 2, n. ½, p. 57-65, 2004.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Metodologia utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. São José dos Campos, 2019. http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/Prodes/pdfs/Metodologia_Prodes_Deter_revisada.pdf. Acesso em: 7 dez. 2019.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**: Projeto Prodes. São José dos Campos, 2018. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/Prodes>. Acesso em: 14 nov. 2018.
- Irons, J. F. et al. The next Landsat satellite: the landsat data continuity mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 11-21, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.026>.
- Kalamandeen, M. et al. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1600, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>.
- Michalski, F. et al. Rural property size drives patterns of upland and riparian forest retention in a tropical deforestation frontier. **Global Environmental Change**, v. 20, p. 705-712, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.04.010>.
- Miranda, P. S. & Rodrigues, W. **Sistema agroflorestal**: agricultura em andares. Belém: NUMA-UFPA, 1999. 102 p.
- Morfitt, R. et al. Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) Radiometric Performance On-Orbit. **Remote Sensing**, v. 7, n. 2, p. 2208–2237, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs70202208>.
- Nahum, J. S. & Santos, C. B. O boom do dendê na microrregião de Tomé-Açu, na Amazônia paraense. **Revista Franco-brasileira de Geografia**, n. 25, 2015. <https://journals.openedition.org/confins/10536>.
- Nepstad, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118–1123, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>.
- Nischal, M. et al. Radiometric cross calibration of Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+). **Remote Sensing**, v. 6, n. 12, p. 12619-12638, 2014. <https://doi.org/10.3390/rs61212619>.
- Peres, C. A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, n. 143, p. 2314-2327, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.021>.
- Rocha, A. S. S. Viabilidade econômica em sistema agroflorestal no município de Santa Izabel do Pará, PA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, p.155-166, 2018.
- Rodrigues, A. S. L. et al. Boom-and-bust development patterns across the Amazon Deforestation Frontier. **Science**, v. 324, n. 5933, p. 1435-1437, 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1174002>.
- Rosa, I. M. & Souza, C. J. R. Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**: the Journal of the Society for Conservation Biology, v. 26, p. 932–937, 2012.
- Salmona, B. Y. et al. Estimativas futuras de desmatamento e emissões de CO2 equivalente no oeste baiano. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 68/7, p. 1385-1395, 2016.
- Scaramuzza, P. L. et al. Landsat-7 ETM+ On-Orbit Reflective-Band Radiometric Characterization. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 42, n. 12, p. 2796-2809, 2004. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2004.839083>.
- Sousa, L. M. et al. Avaliação do uso e cobertura da terra em Paragominas e Ulianópolis-PA, utilizando dados do projeto TerraClass. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69 n. 3, p. 421-431, 2017.
- Souza, A. A. A. A. et al. Contribuição das estradas e o padrão de desflorestamento e degradação da cobertura florestal no sudoeste paraense. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 9, p. 1833-1846, 2017.
- Trindade Júnior, S. C. T. & Madeira, W. V. Polos, eixos e zonas: cidades e ordenamento territorial na Amazônia. **Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP**, v. 9, n. 1, p. 37-54, 2016.
- Weimann, C. Viabilidade econômica do componente arbóreo de sistema agrossilvipastoril comparado ao de plantio florestal na pequena propriedade rural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 429-436, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1147>.
- Wulder, M. A. et al. The global Landsat archive: status, consolidation, and direction. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 271-283, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.032>.