



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÃO E COMUNICAÇÕES
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI - MPEG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
BOTÂNICA TROPICAL

KAREN CIBELLE LAMEIRA DA SILVA

**AS MUDANÇAS TEMPORAIS DO USO DA TERRA E DA FRAGMENTAÇÃO
FLORESTAL PROVOCADAS PELA EXPANSÃO DA MONOCULTURA DO DENDÊ
(*Elaeis guineensis* Jacq.) EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO ESTADO DO PARÁ**

**BELÉM
2020**

KAREN CIBELLE LAMEIRA DA SILVA

**AS MUDANÇAS TEMPORAIS DO USO DA TERRA E DA FRAGMENTAÇÃO
FLORESTAL PROVOCADAS PELA EXPANSÃO DA MONOCULTURA DO DENDÊ
(*Elaeis guineensis* Jacq.) EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO ESTADO DO PARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal Rural da Amazônia em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas. Área de concentração: Botânica Tropical. Linha de pesquisa: Ecologia, Manejo e Conservação.

**Orientadora: Dra. Ima Célia Guimarães Vieira.
Co-Orientadora: Dra. Arlete Silva de Almeida**

**BELÉM
2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586m Silva, Karen Cibelle Lameira da
AS MUDANÇAS TEMPORAIS DO USO DA TERRA E DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL
PROVOCADAS PELA EXPANSÃO DA MONOCULTURA DO DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM
UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO ESTADO DO PARÁ / Karen Cibelle Lameira da Silva. - 2020.
65 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Biológicas (CB), Campus
Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2020.

Orientador: Profa. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira
Coorientador: Profa. Dra. Arlete Silva de Almeida.

1. métricas de paisagem. 2. nordeste paraense. 3. palma de óleo. I. Vieira, Ima Célia Guimarães ,
orient. II. Título

577.3409811

CDD

KAREN CIBELLE LAMEIRA DA SILVA

AS MUDANÇAS TEMPORAIS DO USO DA TERRA E DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL PROVOCADAS PELA EXPANSÃO DA MONOCULTURA DO DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacq.) EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO ESTADO DO PARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal Rural da Amazônia em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas. Área de concentração: Botânica Tropical. Linha de pesquisa: Ecologia, Manejo e Conservação.

Data de aprovação: 26/03/2020.

BANCA EXAMINADORA



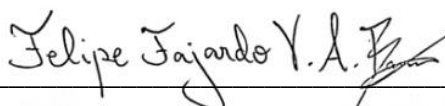
Orientadora

Prof^ª. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira
Doutora em Ecologia - University of Stirling
Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG



- 1º Examinador

Prof. Dr. Leandro Valle Ferreira
Doutor em Biologia (Ecologia) - INPA
Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG



- 2º Examinador

Prof. Dr. Felipe Fajardo Villela Antolin Barberena
Doutor em Botânica – UFRJ
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



- 3º Examinador

Prof. Alessandro Silva do Rosário
Doutor em Ciências Biológicas (Botânica) – IP/JBRJ
Universidade do Estado do Pará - UEPA

DEDICATÓRIA

Aos meus avós maternos (Antonio José Farnum Lameira e Maria de Lourdes da Silva Lameira) e à memória de minha avó paterna (Marcelina Costa da Silva)

Aos meus pais (José Augusto Costa da Silva e Enevana Lameira da Silva) por terem contribuído na conquista deste objetivo e conduzido com sabedoria minha educação formal.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, a qual agradeço pela concessão da bolsa.

A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e ao Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) pela oportunidade de ingressar no curso e pelas instalações físicas proporcionadas por ambas as instituições.

À minha orientadora Dra. Ima Célia Guimarães Vieira pela confiança depositada na elaboração deste trabalho. Agradeço ainda pela atenção, paciência, orientação e conhecimentos compartilhados desde a graduação, me fazendo sempre pensar e questionar sobre o tema trabalhado.

À minha co-orientadora Dra. Arlete Silva de Almeida pelas suas contribuições e por sua disponibilidade, colocando à disposição as dependências do Laboratório de Unidade Espacial (UAS) para a realização dos processamentos e análise de dados.

Às minhas antigas e queridas orientadoras: Dra. Alba Lúcia de Almeida Lins e Márlia Regina Coelho Ferreira pela oportunidade de conhecer a pesquisa e por todos os ensinamentos dados a mim durante os quatro anos de Iniciação Científica no Museu Goeldi.

Ao professor Msc. Bruno Monteiro Ferreira e à Ewelyn Rocha pela imensa ajuda e esclarecimentos acerca das técnicas em geoprocessamento e sensoriamento remoto.

Ao colega Engenheiro Ambiental Bruno Lobão pela ajuda no entendimento da plataforma Google Earth Engine.

À família que faço parte: meus pais José Augusto Costa da Silva e Enevana Lameira da Silva pelo esforço investido na minha educação e por toda atenção, amparo e apoio em minhas escolhas; à minha irmã Gabriela Lameira por todo afeto dado nesta etapa importante da minha vida e ao meu primo Gabriel Lameira por ter sido companhia fundamental na conclusão dessa caminhada.

Aos meus avós Antonio José Farnum Lameira e Maria de Lourdes da Silva Lameira pelo amor e incentivo; por serem a base da minha formação pessoal e profissional.

Às minhas tias Elenise da Silva Lameira e Antonia Italúcia Costa da Silva por todo amparo concedido.

Aos meus amigos e irmãos Igor Zampolo, Vanessa Madeiro, Fabrício Rodrigues, Jamille Oliveira e Marília Freitas por entenderem os momentos de ausência ao longo desses dois anos, nunca negando uma palavra de apoio, força e cumplicidade.

Aos meus amigos de profissão Wendell Vilhena e Fúvio Oliveira por terem se tornado mais que companheiros de sala de aula; compartilhando conquistas, dores e momentos de alegria há mais de sete anos. E àqueles que o mestrado colocou em minha vida: Jean Santos, Henrique Dias e Caio Soares.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente para a realização de mais esse sonho.

RESUMO

A microrregião de Tomé-Açu, nordeste paraense, é marcada pelas mudanças ocorrentes na paisagem devido ao *boom* do dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.), monocultura marcante que acabou por reorganizar o espaço e a dinâmica territorial nesta parte da Amazônia. O Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma (PPSOP), criado em 2010, previa o cultivo de 316 mil hectares de área plantada de palma de óleo até 2019, envolvendo mais de 30 municípios do nordeste paraense. Este contexto oferece uma oportunidade para que a paisagem de uma fronteira de colonização antiga, moldada com distintos padrões de uso da terra ao longo do tempo, possa ser analisada sobre a ótica da ecologia de paisagem. Este trabalho tem como objetivo identificar os padrões espaciais e temporais de mudanças de usos da terra e o efeito dessas mudanças na estrutura da paisagem florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, município de Tomé-Açu, Pará, em uma escala multitemporal de dezesseis anos. As etapas metodológicas desta pesquisa foram divididas em: (a) aquisição das imagens através do banco de dados da plataforma Google Earth Engine (GEE), (b) recorte e classificação das imagens através do programa ENVI v. 4.5, (c) elaboração de mapas temáticos da cobertura vegetal e uso da terra através do software ArcMap 10.5, (d) análise das trajetórias ambientais das mudanças na paisagem, (e) quantificação dos fragmentos de floresta remanescentes, (f) análise da estrutura da paisagem através da aplicação de métricas, com o auxílio do programa Fragstats v. 4.2. Foi aplicada a classificação supervisionada (MaxVer) e coletado pontos em campo para a validação. Os índices usados foram: proporção ocupada (PLAND), densidade de fragmentos (PD), proximidade média (PROX-MN), índice da maior mancha (LPI) e conectividade (COHESION). A classificação obteve desempenho geral de 0,83 para o índice Kappa. A classe agropecuária foi a mais expressiva ao longo dos anos; diferentemente da floresta remanescente que obteve um declínio de quase 20%, levando a paisagem a um estado crítico de fragmentação. As trajetórias mostraram que 47,27% do total da área analisada (765,65 km²) converteu-se de floresta para palma de óleo. A paisagem da bacia é dominada por fragmentos menores que 0,5 ha, totalizando um aumento de 12,76% destes de 2002 para 2018. A área do maior fragmento diminuiu 33,29% e a densidade aumentou de 6,03 para 28,62 (nº de fragmentos/100 ha). A proximidade média entre os fragmentos foi maior em 2002, diferentemente do ano de 2018, quando houve uma diminuição no quantitativo de floresta remanescente, ocasionando assim maior isolamento e menor quantidade de habitat. A conectividade decresceu em quase 5% em 16 anos, fato que pode ser explicado pelo aumento do isolamento entre os fragmentos e pelo desaparecimento de remanescentes pequenos. Constatou-se ainda que, mesmo com a diminuição do quantitativo de floresta remanescente na área de estudo, as instruções normativas deliberadas pelo PPSOP estão sendo seguidas dentro de suas conformidades, uma vez que a expansão da dendeicultura tem ocorrido em áreas de agropecuária e vegetação secundária. Portanto, o entendimento da dinâmica temporal e espacial da fragmentação na paisagem da BHRM contribuiu para que seja considerada uma (re)formulação no que diz respeito às políticas de expansão da palma de óleo, de forma que considere a paisagem como objeto da política e não somente questões ligadas ao uso da terra e do desmatamento de áreas dentro das propriedades.

Palavras-chave: métricas de paisagem, nordeste paraense, palma de óleo.

ABSTRACT

The microregion of Tomé-Açu, northeastern Pará, is marked by changes in the landscape due to the oil palm boom (*Elaeis guineensis* Jacq.), A remarkable monoculture that ended up reorganizing the space and territorial dynamics in this part of the Amazon. The Sustainable Palm Oil Production Program (PPSOP), created in 2010, provided for the cultivation of 316 thousand hectares of oil palm planted area by 2019, involving more than 30 municipalities in northeastern Pará. This context offers an opportunity for the landscape of an ancient colonization frontier, shaped with different land use patterns over time, to be analyzed from the perspective of landscape ecology. This work aimed to identify the spatial and temporal patterns of land use changes and the effect of these changes on the structure of the forest landscape in the Mariquita River Basin in the municipality of Tomé-Açu, Pará, on a sixteen-year multitemporal scale. The methodological steps of this research were divided into: (a) image acquisition through the Google Earth Engine (GEE) platform database, (b) image clipping and classification through the ENVI v. 4.5, (c) elaboration of thematic maps of vegetation cover and land use using the ArcMap 10.5 software, (d) analysis of the environmental trajectories of landscape changes, (e) quantification of the remaining forest fragments, (f) analysis of the structure of the landscape through the application of metrics, with the aid of the program Fragstats v. 4.2. Supervised classification (MaxVer) was applied and points were collected in the field for validation. The indices used were: occupied proportion (PLAND), fragment density (PD), medium proximity (PROX-MN), largest spot index (LPI) and connectivity (COHESION). The classification obtained an overall performance of 0.83 for the Kappa index. The agricultural class was the most expressive over the years; unlike the remaining forest, which declined by almost 20%, leading the landscape to a critical state of fragmentation. The trajectories showed that 47.27% of the total area analyzed (765.65 km²) left the forest for oil palm. The basin landscape is dominated by fragments smaller than 0.5 ha, totaling an increase of 12.76% from 2002 to 2018. The area of the largest fragment decreased by 33.29% and the density increased from 6.03 to 28, 62 (number of fragments / 100 ha). The average proximity between the fragments was greater in 2002, differently from 2018, when there was a decrease in the amount of remaining forest, thus causing greater isolation and less habitat. Connectivity has decreased by almost 5% in 16 years, a fact that can be explained by the increased isolation between the fragments and the disappearance of small remnants. It was also found that, even with the decrease in the amount of forest remaining in the study area, the normative instructions deliberated by the PPSOP are being followed within its conformities, since the expansion of oil palm has occurred in areas of agriculture and secondary vegetation. Therefore, the understanding of the temporal and spatial dynamics of fragmentation in the BHRM landscape has contributed to its being considered a (re)formulation with regard to oil palm expansion policies, in a way that considers the landscape as an object of policy and not only issues related to land use and deforestation of areas within properties.

Keywords: landscape metrics, northeastern Pará, oil palm.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Causas do efeito da fragmentação na biodiversidade. +: maior; -: menor. Adaptado de Metzger (1999).....	21
Figura 2: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.....	23
Figura 3: Esquema metodológico seguido para o processamento de imagens para uso nos estudos de dinâmica e de estrutura da paisagem.	25
Figura 4: Mapas temáticos de uso da terra e cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.....	36
Figura 5: Distribuição das classes de Cobertura Vegetal e Uso da Terra da Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, PA.....	37
Figura 6: Mapeamento dos fragmentos de floresta remanescente na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.	43
Figura 7: Distribuição dos fragmentos de floresta remanescente relacionando: a) porcentagem (%) dos fragmentos nas diferentes classes de tamanhos e b) área dos fragmentos (hectare) nas diferentes nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.....	44
Figura 8: Métricas da estrutura de paisagem associado à classe FR: relação entre a porcentagem da classe ocupada na área – PLAND (%) e a densidade de fragmentos -PD (n/100 ha), entre os anos 2002 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, estado do Pará.....	45
Figura 9: Métricas da estrutura de paisagem associadas à classe FR: relação entre a porcentagem da classe ocupada na área – PLAND (%) e a proximidade média de fragmento – PROX-MN, entre os anos 2002 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, estado do Pará.	46
Figura 10: Distribuição (em %) dos valores referentes à métrica de conectividade (COHESION) entre os anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição das classes de uso e cobertura da terra mais expressivas na bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.....	26
Tabela 2: Métricas utilizadas para quantificar a configuração da paisagem na bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, considerando questões levantadas para o emprego dos respectivos índices selecionados.....	31
Tabela 3: Métricas selecionadas para quantificar a configuração da paisagem da bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.....	32
Tabela 4: Interpretação do coeficiente de Kappa.....	34
Tabela 5: Valores de áreas e taxas de variação anual definidas para as classes de uso da terra e cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.....	38
Tabela 6: Trajetórias mais comuns (>0,5%) que culminaram em plantações de palma de óleo durante o período de 16 anos entre 2002 e 2018, relacionadas a todas as conversões para dendezeiro (90,57 km ²) na região de Tomé-Açu, na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita.....	40
Tabela 7: Trajetórias de conversão de floresta remanescente (FR) para palma de óleo (PO) entre os anos 2002 e 2018, considerando uma área de 90,57 km ² na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, com destaque para aquelas que após 2010 ainda continuaram sendo convertidas em plantações de palma.....	41

LISTA DE SIGLAS

BH – Bacia Hidrográfica

BHRM – Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita

CAR – Cadastro Ambiental Rural

GEE – Google Earth Engine

ISODATA - Iterative Self-organizing Data Analysis Technique

LAD – Latossolo Amarelo Distrófico

MAXVER – Máximo Verossimilhança

MDE – Modelo Digital de Elevação

NASA – Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço

PNBP - Programa Nacional de Produção de Uso e Biodiesel

PNRH – Política Nacional dos Recursos Hídricos

PPSOP - Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma

SEMAS – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará

TOA – Topo de Atmosfera

UTM – Universal Transversa de Mercator

ZAE-Dendê – Zoneamento Agroecológico

SUMÁRIO

1. CONTEXTUALIZAÇÃO	13
1.1. Questões e Hipóteses	15
1.2. Objetivos	16
1.2.1. Geral	16
1.2.2. Específicos.....	16
1.3. Referencial Teórico	16
1.3.1. A expansão da dendeicultura na Amazônia.....	16
1.3.2. Bacia hidrográfica como unidade de estudo.....	18
1.3.3. Estrutura da paisagem e fragmentação florestal	20
2. MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1. Área de estudo	22
2.2. Delimitação da bacia de estudo	24
2.3. Processamento de Imagens.....	24
2.4. Dinâmica e trajetória de usos da terra	26
2.4.1. Características das Classes de Cobertura Vegetal e Uso da Terra	26
2.4.2. Dinâmica Temporal de Uso da Terra	28
2.4.3. Trajetórias de usos da terra.....	29
2.5. Estrutura da Paisagem	30
2.5.1. Métricas de paisagem	30
2.5.3. Mapeamento dos fragmentos florestais	34
3. RESULTADOS	34
3.1. Mudanças de uso da terra e cobertura vegetal.....	34
3.1.2. Trajetórias de uso da terra: conversão para palma de óleo.....	39
3.2. Estrutura da paisagem.....	42
3.2.1. Mapeamento e quantificação dos remanescentes florestais	42
3.2.2. Mudanças na estrutura da paisagem	45
4. DISCUSSÃO	47
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
REFERÊNCIAS	56

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

O bioma Amazônia contém a maior e mais diversa floresta tropical do mundo, abrangendo mais de 6 milhões de km² em nove países da América do Sul e abriga um grande número de espécies vegetais e animais. A importância desse bioma em nível global se dá pelo seu importante papel nas mudanças climáticas e abundância de seus recursos naturais, cada vez mais demandados pela economia globalizada (FEARNSIDE, 2009; ARAGÓN, 2018).

A floresta amazônica vem sofrendo intensas transformações resultantes da intervenção humana, sendo sua paisagem redesenhada a partir do modelo de ocupação predatório associado à conversão de florestas e outros ecossistemas naturais (VIEIRA *et al.*, 2015), gerando impactos ambientais diversos como distúrbios hidrológicos e climáticos e degradação do solo (PEREIRA; GUIMARÃES, 2018).

O modelo tradicional de ocupação da Amazônia ocasionou um aumento significativo do desmatamento na Amazônia legal, tornando-se um fenômeno de natureza bastante complexa, que não pode ser atribuído a um único fator (ALENCAR *et al.*, 2004). O índice de desmatamento nessa região, em junho de 2019, foi 88% maior do que no mesmo mês de 2018, comprovando assim o recente desequilíbrio no controle do desflorestamento no bioma (INPE, 2019).

Os problemas ambientais ocasionados pelo uso desordenado da terra são apresentados à sociedade a partir de temas como conservação da biodiversidade e desenvolvimento de políticas públicas (MATO GROSSO, 2013), partindo-se do pressuposto de que as atividades que envolvem o uso da terra, juntamente com a ausência de planejamento, trazem consequências negativas tanto para o meio ambiente, quanto para a sociedade (GOUVEIA *et al.*, 2013).

Com a ascensão do discurso do desenvolvimento sustentável, atividades de impacto ambiental reduzido foram ganhando destaque no cenário nacional e internacional, assim como políticas para conter o desmatamento na região amazônica, fomentando ações de desenvolvimento atreladas à proteção do meio ambiente. É neste cenário que emerge o planejamento para a expansão ordenada do cultivo de palma de óleo (*Elaeis guienensis* Jacq.) na Amazônia, através de incentivos e acordos entre Estado e empresas privadas, para que a atividade ocorresse em áreas já alteradas ou degradadas, principalmente pastagens, e não adentrasse em áreas de floresta primária e áreas de preservação permanente, Unidades de

Conservação e Terras Indígenas (BACKHOUSE, 2013; NAHUM; SANTOS, 2015; BRANDÃO; SCHONEVELD, 2015).

O cultivo palma de óleo se expande para a Amazônia brasileira a partir da década de 80, dando início à instalação de fábricas de beneficiamento de óleo na região (HOMMA; VIEIRA, 2012). Esse crescimento dos cultivos da palmeira se intensifica a partir de 2004, com incentivos advindos do Programa Nacional de Produção de Uso e Biodiesel (PNPB) e do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma (PPSOP) (MOTA et al., 2019), este último sendo integrante do PNPB e criado em 2004 como uma política pública de incentivo à diversificação da matriz energética brasileira (SILVA, 2016).

O PPSOP instituiu, entre outras diretrizes oficiais para a expansão da palma de óleo no Brasil, o zoneamento da Palma, que identificou mais de 29 milhões de ha de terra nos estados da Amazônia Legal que estariam adequados e disponíveis para a expansão dessa monocultura, sem conflitar com a floresta. Deste modo, é lançado na cidade de Tomé-Açu, o programa que prevê o cultivo de 316 mil hectares de área plantada de palma de óleo até 2019, envolvendo mais de 30 municípios do nordeste paraense (BRANDÃO; SCHONEVELD, 2015).

O nordeste do estado do Pará passou a ser, por consequência, a mesorregião mais promissora à implantação da dendeicultura e foi denominada pólo do dendê no Pará. Considerando o contexto atual, faz-se importante estudos fundamentados nessa temática, tendo em vista a reorganização do espaço e da dinâmica territorial nesta parte da Amazônia, devido ao *boom* do dendê (NAHUM; MALCHER, 2012; NAHUM; SANTOS, 2014). Por ser a região mais antiga de colonização, o pólo do dendê configura-se como um mosaico de diferentes tipos de uso da terra, tendo grande parte da sua vegetação natural primária convertida em vegetação secundária (LAMEIRA, 2016). Esse processo de perda de floresta e de fragmentação leva à formação de mosaicos com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e matriz (BEZERRA et al., 2011).

A expansão da palma de óleo na Amazônia, portanto, gera oportunidade para que uma paisagem agrícola de uma fronteira de colonização antiga, conformada com distintos padrões de uso da terra ao longo do tempo, possa ser estudada sobre a ótica da ecologia de paisagem, levando à compreensão dos aspectos ecológicos além dos limites dos ecossistemas e ao potencial de aplicação dos estudos no campo do planejamento ambiental (ANTROP, 2001).

1.1. Questões e Hipóteses

O aproveitamento de áreas desmatadas a partir de atividades agrícolas tem ganhado destaque na tentativa de conciliar a conservação ambiental e o desenvolvimento local. Ao permitir novos usos para um solo já degradado, a atividade agrícola proporciona a conservação de áreas nativas e reduz os impactos negativos decorrentes do desmatamento (SIMAS; PENTEADO, 2019). Por outro lado, é defendido que a Amazônia “já é verde”, e possui o potencial para estabelecer um forte setor produtivo na região (BECKER, 2010).

A partir de resultados advindos do Zoneamento Agroecológico (ZAE-dendê), a região nordeste do estado do Pará é indicada como apta para o cultivo da palma de óleo, destacando os municípios do Acará, Moju, Tailândia, Tomé-Açu e Concórdia do Pará, na microrregião de Tomé-Açu (SIMAS; PENTEADO, 2019). A bacia do Rio Mariquita, sob estudo, está localizada em áreas de forte expansão da cultura da palma de óleo nessa região do estado, estando inserida totalmente na classe de aptidão regular (potencial médio a alto – terras com limitação moderada à produção da palma de óleo) (SILVA, 2016).

Após o lançamento do Programa de expansão da palma de óleo no município de Tomé-Açu, no ano de 2010, a expansão do dendezeiro toma uma dinâmica acentuada, o que acarretou mudanças substanciais na estrutura da paisagem (ALMEIDA et al., 2020). A microrregião de Tomé-Açu, composta pelos municípios do Acará, Concórdia do Pará, Moju, Tailândia e Tomé-Açu, é integrada a um cenário marcado principalmente pela expansão da monocultura do dendezeiro e esta atividade foi identificada como uma ameaça em progresso para as populações locais (NAHUM; SANTOS, 2014) e para a biodiversidade da Amazônia (LEES et al., 2015), a partir do estabelecimento de uma nova dinâmica social e produtiva baseada no monocultivo de uma espécie naturalizada em grande escala (NAHUM; SANTOS, 2014).

A problemática do presente estudo se delinea, portanto, a partir da frente de expansão do dendezeiro e ao processo de transformação da paisagem centrado em bacia hidrográfica como unidade de estudo. Soma-se a esta condição, o fato da bacia do rio Mariquita estar inserida na microrregião de Tomé-Açu, aonde os plantios de dendezeiro têm se expandido mais fortemente nos últimos anos.

O foco específico de análise está centrado nas características e dinâmicas do uso da terra que contribuem para a fragmentação e perda de habitat florestal, com consequências drásticas para a conservação da biodiversidade.

É importante salientar que a escolha dos anos se deu em virtude do ano 2010, período em que foi instituído o PPSOP. Sendo assim, subtraiu-se oito anos anterior a essa data e somou-se oito anos posterior; mantendo um intervalo de quatro anos entre eles. Desse modo, foi possível verificar o efeito que a expansão da palma de óleo ocasionou na dinâmica e estrutura da paisagem a partir da consolidação do programa.

Hipóteses

- 1) A conversão de floresta para plantação de palma de óleo diminui a partir de 2010, quando do lançamento do PSOP;
- 2) O avanço da palma de óleo na Bacia do Rio Mariquita causou a perda de florestas e intensificou o processo de fragmentação;
- 3) Os fragmentos de floresta primária tornaram-se menores e mais isolados a partir da consolidação do PPSOP, em 2010.

1.2. Objetivos

1.2.1. Geral

Identificar os padrões espaciais e temporais de mudanças de usos da terra e seu efeito na estrutura da paisagem florestal na bacia hidrográfica do Rio Mariquita, município de Tomé-Açu, Pará, com ênfase na expansão da cultura da palma de óleo.

1.2.2. Específicos

- 1) Analisar as mudanças na cobertura vegetal e usos da terra em uma escala temporal (anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018) na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita;
- 2) Quantificar a perda de floresta e o padrão de fragmentação ao longo de 16 anos (2002-2018) na bacia hidrográfica.

1.3. Referencial Teórico

1.3.1. A expansão da dendeicultura na Amazônia

Um dos momentos mais significativos de reprodução de capital no espaço agrário na Amazônia paraense foi marcado pela dendeicultura para biodiesel, proclamando para a região a vocação de fronteira agrícola e produtora de alimentos, atraindo o capital financeiro para o meio rural (NAHUM; SANTOS, 2016).

Essa mobilização pelo dendezeiro para o biodiesel na Amazônia teve início com a criação do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB) no final de 2004 e do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma (PPSOP) em 2010 (BRASIL, 2010). Contudo, o plantio da palma de óleo na região Amazônica não é uma prática recente e, no nordeste paraense, expandiu-se a partir da década de 80, dando sequência para instalação de fábricas de beneficiamento de óleo a região (HOMMA; VIEIRA, 2012).

Por muito tempo a dendeicultura foi vista como econômica e ambientalmente benéfica, uma vez que auxiliavam para a proteção contra processos erosivos. No entanto, plantios homogêneos de dendezeiro não contribuem para a conservação da biodiversidade (HOMMA et al, 2000; LESS; VIEIRA, 2013).

Nos últimos anos, na região nordeste do estado do Pará, tem-se vivenciado uma dinâmica sócio-espacial marcada pela expansão da dendeicultura, fundamentada em um conjunto de ações políticas estatais e empresariais que permitiram a formação do território da palma (NAHUM; SANTOS, 2015a). O lançamento pelo Presidente Lula do Plano Palma Verde em Tomé-Açu (Pará) em maio de 2010, de estímulo ao plantio e à produção do óleo de palma, desencadeou grande procura pela atividade (BECKER, 2010). O marco do dendê é representado por essa região onde, desde a criação do Programa, as transformações na paisagem e nos usos da terra intensificaram-se (NAHUM, SANTOS, 2016).

A microrregião de Tomé-Açu é marcada pela cultura dessa espécie, principalmente nos municípios de Tomé-Açu, Moju, Acará e Tailândia. A intensidade e amplitude da expansão desse cultivo no Pará são compassadas pelas políticas públicas de estado para a agricultura de energia – PNPB e PPSOP (NAHUM; MALCHER, 2012).

A expansão da dendeicultura no Pará segue as premissas do Zoneamento Agroecológico da cultura da palma (Decreto nº 7.172/2010); do Código Florestal (Lei nº 12.651 de 2012); da regularização ambiental por meio do Cadastro Ambiental Rural - CAR (Decreto nº 7.830/2012); e das Instruções Normativas (IN) nº02 /2014 e a de nº 08/2015 deliberadas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS/PA), que regulam a manutenção das florestas secundárias avançadas e a supressão das capoeiras em estágios iniciais de sucessão (LAMEIRA, 2016).

Para o plantio de palma de óleo na região estão aptas as áreas antropizadas até 2007 (MAPA, 2010), ficando excluídas todas aquelas com restrições legais, tal como as de florestas nativas, as de vegetação secundária avançada (> que 20 anos), as áreas protegidas, as Terras Indígenas e áreas de Quilombos (LAMEIRA, 2016).

No estado do Pará, em 2013, os dendezais ocupavam uma área de aproximadamente 54 mil hectares, dos quais cerca de 95% estavam concentrados no “polo do dendê”, localizado no arco do desmatamento (IBGE, 2015).

Mudanças econômicas e ecológicas são percebidas a partir do momento em que se consolidam políticas públicas como essa. Além do mais, existem os desafios para monitorar e controlar a expansão do cultivo, considerando fatores como as mudanças nos usos da terra, impactos ambientais, migrações e atendimento à legislação vigente (HOMMA; VIEIRA, 2012).

1.3.2. Bacia hidrográfica como unidade de estudo

A Lei Federal nº 9.433/97, no Brasil, estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial para aplicação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) que abrange, com a definição dessas unidades básicas, a aplicação de instrumentos tais como enquadramento dos corpos d'água, outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos (ALVES SOBRINHO et al., 2010).

Bacia Hidrográfica (BH) pode ser entendida como uma área geográfica natural delimitada pelos pontos mais altos do relevo (espigões, divisores de água) dentro dos quais a água da chuva, sedimentos e substâncias dissolvidas são drenadas para um canal principal (foz), no local mais baixo do relevo, delimitando bacias e sub-bacias, cuja interconexão se dá pelos sistemas hídricos (SANTANA, 2003; TUCCI, 2004; PORTO; PORTO, 2008).

Definida como unidade básica de análise ambiental, a BH, microbacia e sub-bacia permitem conhecer e avaliar seus diversos componentes, processos e interações ocorrentes, onde o planejamento facilitará uma melhor leitura do quadro de potencialidades e fragilidades de uma paisagem por meio do diagnóstico ecossistêmico (RUFO; CRISTO, 2014).

Os recursos hídricos, nesses compartimentos naturais, indicam a condição do ecossistema no que diz respeito aos efeitos e consequências das interações dos componentes (solo, água, vegetação e fauna) coexistentes em permanente e dinâmica interação, contestando às interferências naturais e antrópicas que afetam o meio (SOUZA et al., 2002).

A Bacia Hidrográfica pode desenvolver-se em diferentes tamanhos, se conectando com outra de ordem hierárquica superior constituindo, em relação à última, uma sub-bacia. Dessa maneira, os termos bacia e sub-bacias hidrográficas são relativos (SANTANA, 2003).

A classificação utilizada para estabelecer a hierarquização fluvial, possibilita o entendimento da dinâmica global do sistema hidrográfico, bem como a identificação das unidades que o compõem (SANTANA, 2003). Os canais primários (nascentes) são denominados de 1ª ordem. O encontro de dois canais primários forma um de 2ª ordem, e assim por diante, até a formação da macrobacia hidrográfica. A ligação de um canal de uma dada ordem a um canal de ordem superior não altera a ordem deste. A ordem do canal à saída da bacia é também a ordem da bacia (LIMA, 2008).

A definição de microbacia e sub-bacia estão incorporadas na literatura técnico-científica. Contudo, não existe convergência conceitual para o termo bacia hidrográfica (TEODORO et al., 2007).

Microbacias são áreas formadas por canais de 1ª e 2ª ordem, raramente alguns de 3ª. São frágeis e ameaçadas por perturbações, sendo definidas como base na dinâmica dos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, possuindo área inferior a 100 km² (CALIJURI; BUBEL, 2006; FAUSTINO, 1996).

As sub-bacias são consideradas áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal, formadas por várias microbacias, possuindo áreas maiores que 100 km² e menores que 700 km² (FAUSTINO, 1996). O rio Mariquita constitui uma sub-bacia afluente do Rio Acará-Mirim. De acordo com a divisão federal definida pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL-CNRH, 2003), essa sub-bacia está inserida na Macrorregião Hidrográfica do Tocantins e classificando-a à nível estadual, a mesma se encontra na Macrorregião Hidrográfica Costa Atlântica-Nordeste (PARÁ, 2012).

Diversos estudos têm adotado a bacia hidrográfica como recorte espacial ao tratar de temas como planejamento e gestão ambiental, incluindo o uso e ocupação da terra e suas implicações ambientais refletidas nas paisagens, geologia, qualidade da água e degradação ambiental (FREITAS, 2008; MARTINS; FREITAS, 2014).

A análise da cobertura vegetal e uso da terra em Bacias Hidrográficas inter-relacionam-se com os diversos elementos da paisagem sendo, o desmatamento e usos da terra, as principais atividades sobre o sistema hídrico que acarretam alterações na paisagem dessas unidades sobre o escoamento. Além do mais, é eficaz quando aplicada de forma a compatibilizar o

desenvolvimento econômico e social com ações de proteção ao meio ambiente (TUCCI; MENDES, 2006; PIRES; SANTOS; DEL PRETTE, 2002).

A observação da paisagem de uma BH facilita a compatibilidade de seu uso e ocupação com a preservação ambiental, possibilitando o desenvolvimento e monitoramento de estratégias de conservação na área analisada (MARTINS; FREITAS, 2014).

1.3.3. Estrutura da paisagem e fragmentação florestal

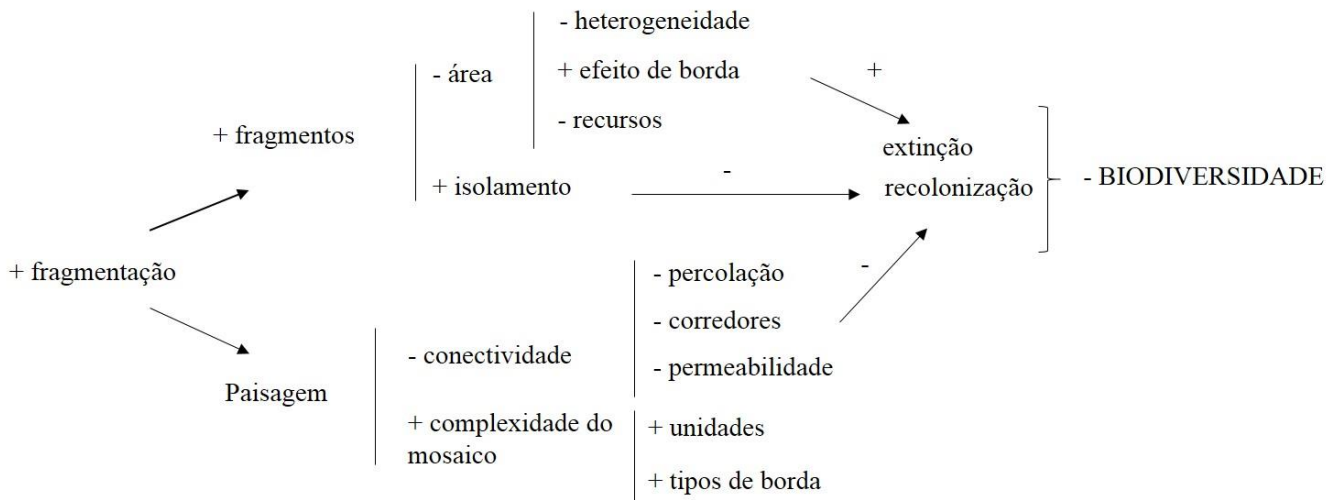
O crescimento desordenado das atividades humanas e a exploração dos recursos naturais, acompanhado do desmatamento e das mudanças no uso do solo decorrentes principalmente das expansões agrícola e urbana, implicam no fenômeno da fragmentação florestal, levando à alteração das paisagens tropicais e ocasionando a perda de *habitat* (TABARELLI et al., 2010).

A estrutura da paisagem envolve o estudo da composição e configuração dos ecossistemas no nível da paisagem (MITCHELL et al., 2013). A composição preocupa-se principalmente com os tipos de cobertura do solo que são apresentados em escala horizontal, enquanto a configuração se refere à fragmentação de *habitats* refletidos no nível da paisagem, classe e área para tipos específicos de uso /cobertura do solo, mas ambos ocorrem devido à conversão e perda de *habitat* (CASIMIRO, 2009).

O arranjo espacial dos ecossistemas através das paisagens, explicado pelos dois processos citados anteriormente, caracterizam essa unidade como heterogêneas em sua natureza, sendo as mudanças ocorrentes nesses processos resultado de atividades antropogênicas. Portanto, compreender a extensão, o caráter espacial e a distribuição das manchas florestais nos mosaicos de paisagens modificadas pelas atividades humanas representam uma dimensão importante nos estudos de fragmentação florestal (WU, 2013).

Para que se possa estudar o efeito da fragmentação é necessário levar em conta parâmetros como área e grau de isolamento, conectividade e a complexidade de um mosaico na paisagem, de acordo com Metzger (1999) (Figura 1).

Figura 1: Causas do efeito da fragmentação na biodiversidade. +: maior; -: menor. Adaptado de Metzger (1999).



Os principais impactos causados pelas modificações na paisagem produzidas pela fragmentação florestal afetam a estrutura e a dinâmica dos ecossistemas, e estão relacionados com a forma e o tamanho dos fragmentos remanescentes, bem como a distância entre eles. A forma está associada ao efeito de borda, que leva em consideração as mudanças nos parâmetros físicos, químicos e biológicos no limite dos fragmentos com a matriz circundante. Isso resulta na redução gradual desses parâmetros em direção ao seu interior, afetando a composição, estrutura e funcionamento do ecossistema florestal. Já o tamanho e a distância se relacionam diretamente com a biodiversidade, isto é, fragmentos menores e mais isolados apresentam índices menores de diversidade (LIMA *et al.*, 2017).

A fragmentação de florestas possui uma diversidade de definições na literatura devido aos diferentes métodos aplicados para a sua medição em escalas espaciais distintas. De modo geral, pode ser entendida como o processo pelo qual uma área contínua de habitat é reduzida em tamanho e dividida em dois ou mais espaços separados por um entorno ou matriz de habitats diferentes do original (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). A fragmentação de uma paisagem produz diversas manchas de vegetação remanescente cercada por uma matriz de vegetação diferente. Ou seja, é um processo que ajuda na compreensão da dinâmica de ocupação da terra (SAUNDERS *et al.*, 1991; MENDES *et al.*, 2015). Esse processo sobre o padrão do uso do habitat ocasiona efeitos como: 1) redução da área original; 2) aumento do número de fragmentos; 3) diminuição no tamanho dos fragmentos; 4) aumento no isolamento dos fragmentos e 5) mudança da forma dos fragmentos (FAHRIG, 2003).

A análise desses padrões de fragmentação pode ser feita utilizando-se métricas da paisagem para a quantificação da estrutura. Além do mais, fornecem suporte científico para revelar a quantidade e qualidade dos fragmentos com base na Ecologia da Paisagem considerando a área central, o tamanho do fragmento, forma e grau de isolamento dos fragmentos (FERREIRA DA SILVA; MELO E SOUZA, 2014).

Portanto, os serviços ecossistêmicos e a manutenção da biodiversidade dessas florestas estão ligados à capacidade de compreender as mudanças provocadas pelos distúrbios humanos e o valor de conservação dessas paisagens (RIBEIRO et al., 2009), sendo a ecologia da paisagem empregada como estudo primordial, já que a mesma traz informações acerca dos seus padrões espaciais e da sua própria estrutura.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O município de Tomé-Açu pertence à Mesorregião Nordeste Paraense e à Microrregião Tomé-Açu. Sua área total é de 5.145,36 km², distando em 200 km da cidade de Belém, capital paraense, e possui uma população estimada de 61 mil habitantes (IBGE, 2010; FAPESPA, 2016).

A vegetação do município de Tomé-Açu é representada pela Floresta Densa dos Baixos Platôs, a Densa de Platôs, bastante alterada, contribuindo para o surgimento das Florestas Secundárias ou capoeiras. Ao longo das margens dos cursos d'água que cortam o município, encontra-se a Floresta Ombrófila, com presença elevada de palmeiras pertencentes principalmente à família Arecaceae (FAPESPA, 2016).

A história dos japoneses está intimamente ligada ao município e inicia-se na Amazônia na década de 1929, com a instalação de sua colônia agrícola no então denominado distrito de Acará (HOMMA, 1998). Hoje, Tomé-Açu é considerado o maior produtor de pimenta-do-reino no nordeste paraense.

A produção agrícola do município tem como principais culturas plantadas o feijão-caupi, a mandioca, o milho, o arroz, a pimenta-do-reino, o dendê, o açaí, o coco, o cacau, o maracujá e a laranja. Há ainda a produção pecuária, com destaque a criação de bovinos, aves e peixes (IBGE, 2012). O extrativismo vegetal, também é destaque de produção, como a retirada de madeira em tora e lenha, os “produtos da economia invisível”, dentre os quais as hortaliças,

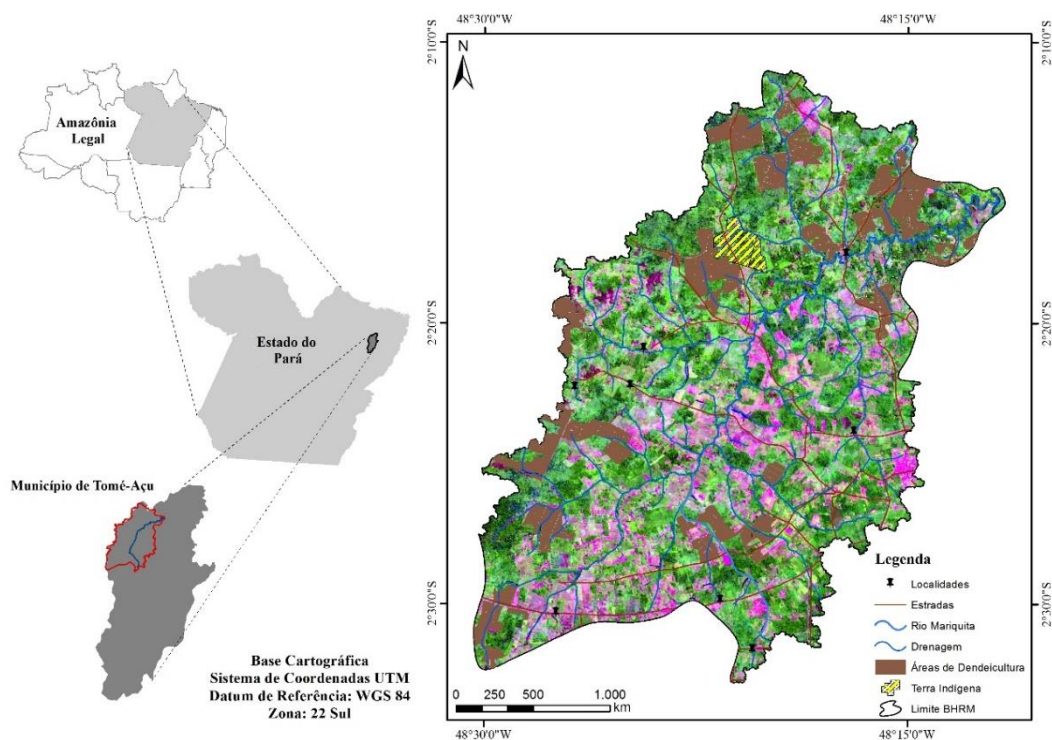
cupuaçu, bacuri, acerola, pupunha, carvão, oleaginosas e outras essências utilizadas nas indústrias de fármacos e cosméticos (REBELLO, 2012).

O percentual de desmatamento para esse município foi de 47,23% no ano de 2002. Até 2017, houve um acréscimo para 57,86% (INPE, 2018). A cobertura e uso do solo de Tomé-Açu é um mosaico com diferentes sistemas de produção agrícola, com remanescentes florestais em diversos estádios sucessionais (LAMEIRA *et al.*, 2016). A distribuição espacial dos remanescentes florestais é desordenada e percebe-se um adensamento na porção sul do município.

A Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita (BHRM) está localizada na mesorregião do Nordeste Paraense, microrregião de Tomé-Açu, município de Tomé-Açu; entre as coordenadas 48°22'38" W, 2°22'41" S e 48°30'42" W, 2°34'08" S (Figura 2). O rio é afluente do rio Acará-Mirim que por sua vez é afluente do rio Acará, que possui sua foz na Bahia do Guajará, em frente a cidade de Belém, capital paraense. A área total desta bacia é de 765,65 km², com perímetro de 196 km.

Na bacia há a predominância do latossolo amarelo distrófico (LAd). O clima, segundo a classificação de Koppen é do tipo Am, com temperatura média de 27,9 °C, precipitação média anual de 2.500 mm e umidade relativa do ar acima de 80% (EMBRAPA, 2009).

Figura 2: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.



2.2. Delimitação da bacia de estudo

Para a delimitação da bacia hidrográfica foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (MDE) do sensor Palsar, satélite alos, disponível na plataforma da National Aeronautics and Space Administration – NASA (Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço) no endereço eletrônico <https://earthdata.nasa.gov/>, datado de abril de 2011. Esse modelo apresenta resolução espacial de 12,5 metros e resolução radiométrica de 16 bits.

Algumas etapas foram empregadas no processo de delimitação, sendo elas: preenchimento de depressões (“*Fill Skin*”), direção de fluxo (“*Flow Direction*”), fluxo acumulado (“*Flow Accumulation*”) e *Basin* para modelar a bacia. No software ArcMap versão 10.5 foram feitos ajustes técnicos, através da ferramenta de edição, no limite da bacia de acordo com os dados de drenagem disponibilizados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS).

2.3. Processamento de Imagens

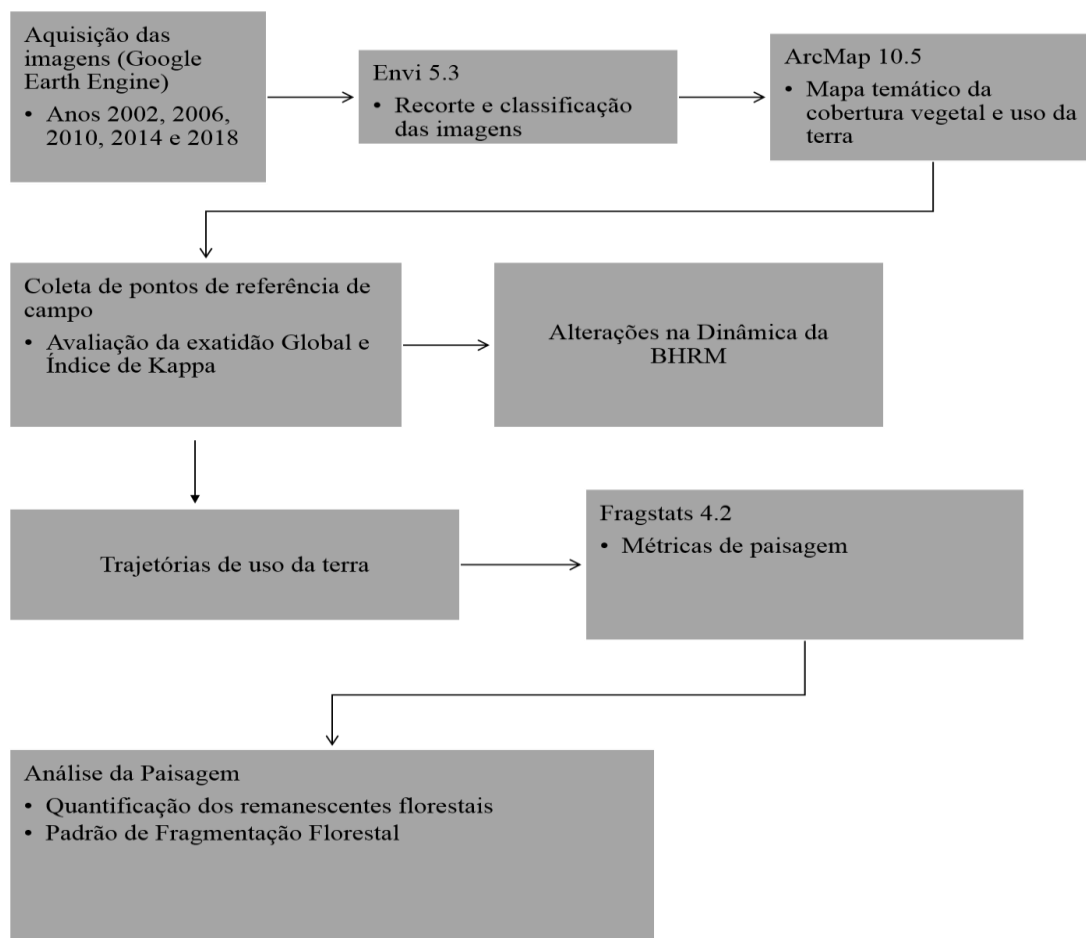
Para a obtenção dos resultados referentes à dinâmica e estrutura da paisagem foram seguidas algumas etapas. O trabalho iniciou com a aquisição das imagens dos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018. Em seguida, foi realizado o recorte das imagens, através do programa Envi versão 4.5 e a confecção dos mapas temáticos referentes ao uso da terra e cobertura vegetal. Foi utilizado, neste estudo, o Sistema de Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator), datum WGS-84, zona 22 Sul. A verdade de campo por meio de visita *in loco*, realizada em uma única excursão com duração de três dias no mês de Novembro/2019, foi executada com o intuito de dirimir dúvidas em relação à classificação gerada mediante a utilização de softwares (Figura 3). Percorreu-se, então, por 44 pontos distribuídos na área da bacia do rio Mariquita. O tratamento e edição dos mapas de uso e cobertura e dos remanescentes foram finalizados no software ArcMap versão 10.5.

Foram utilizadas imagens dos sensores ETM+/Landsat 7 (para o ano 2002), TM/Landsat 5 para os anos 2006 e 2010 e do sensor OLI/Landsat 8 para os anos 2014 e 2018. Estas imagens foram retiradas do banco de dados do Landsat, na plataforma do Google Earth Engine (GEE), nível 1 (melhor nível de correção produzido de forma sistemática que inclui: projeção em sistema cartográfico utilizando Modelo Digital de Terreno; valores de reflectância em Topo de

Atmosfera (TOA); reamostragem em grid padrão de 10, 20 e 60 m (GSD) e inclusão de máscara de nuvem (ESA, 2015), disponibilizadas com correção geométrica, radiométrica e atmosférica.

Para o processamento das imagens foi aplicada a linguagem de programação Java Script, utilizada no ambiente de programação do GEE, denominada Code Editor, em que todo processamento é realizado em nuvem. Foi aplicado um filtro para remoção de pixels de nuvem nas imagens capturadas entre janeiro e dezembro para cada ano de estudo e gerada uma imagem síntese do período utilizando o valor da mediana de cada pixel válido das bandas B3 (0.53 - 0.59 μm), B4 (0.64 - 0.67 μm), B5 (0.85 - 0.88 μm) e B6 (1.57 - 1.65 μm), a fim de se obter uma melhor feição das áreas. A utilização do valor da mediana é importante pois elimina pixels contaminados por ruídos causados por névoas, nuvem ou sombra de nuvem que não tenham sido removidos no filtro inicial (ROSA, 2018). As imagens possuem resolução espacial de 30 metros para as bandas de 1 a 7 e temporalidade de 16 dias (BECKER et al., 2019).

Figura 3: Esquema metodológico seguido para o processamento de imagens para uso nos estudos de dinâmica e de estrutura da paisagem.



2.4. Dinâmica e trajetória de usos da terra

2.4.1. Características das Classes de Cobertura Vegetal e Uso da Terra

A identificação das classes de uso da terra e cobertura foi fundamentada em critérios de interpretação visual, levando em consideração elementos de imagens como textura, forma, tamanho, cor, entre outros, que auxiliam na extração das informações que possam diferenciar os padrões de uso e cobertura que ocorrem com frequência na região que abrange a bacia hidrográfica do rio Mariquita (ALMEIDA; VIEIRA, 2014; ALMEIDA, 2015).

As classes de floresta remanescente, vegetação secundária, agropecuária, palma de óleo, queimada e solo exposto foram consideradas as mais expressivas no território estudado e estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição das classes de uso e cobertura da terra mais expressivas na bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.

Classe	Descrição
FR (Floresta Remanescente)	Florestas primárias próximas às florestas degradadas com sinais de distúrbios antrópicos frequentes (presença de lianas superabundantes, dossel irregular e espécies pioneiras). São áreas de vegetação natural interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes. Apresenta cor verde escuro e pontos com tonalidade clara, com textura rugosa e fragmentos com forma irregular.
VS (Vegetação Secundária)	Também conhecida por capoeira, a classe vegetação secundária resulta de um processo de sucessão em áreas onde, no passado, houve corte raso da floresta primária tendo como principais exemplos de capoeira na região amazônica as áreas de pousio no sistema agrícola de corte e queima; vegetação formada após abandono de áreas de pastagens degradadas e/ou alteradas e vegetação

	<p>após o abandono de cultivos agrícolas semi-perenes. Considerou-se nessa classe as vegetações em estágio inicial e intermediário de sucessão.</p> <p>As características marcantes para essa classe são: cor verde variando a tonalidade do claro ao escuro e textura de lisa a rugosa.</p>
<p>PO (Palma de Óleo)</p>	<p>É conhecida cientificamente por <i>Elaeis guineensis</i> Jacq., é uma das oleaginosas de origem africana mais produtivas do mundo e com bom desempenho em regiões tropicais. Cresce em média 8 metros e é comercialmente utilizada por ter grande produtividade em óleo. É popularmente conhecida como dendezeiro.</p> <p>As características marcantes para essa classe são: cor verde escuro, textura lisa a pouco rugosa e formas regulares bem definidas em talhões e estradas.</p>
<p>AP (Agropecuária)</p>	<p>Essa classe abrange pecuária e cultivos agrícolas. Em virtude da dificuldade em separar as classes agricultura e pecuária (pasto) através de interpretações de sensoriamento remoto, optou-se por juntá-las em uma única classe. As pastagens servem de pastoreio do gado em criação extensiva. Já as áreas agrícolas, são representadas por culturas de ciclo curto (mandioca, milho, arroz, etc.), ou ciclo longo (coco, laranja, seringueira, etc.).</p>
<p>QE (Queimada)</p>	<p>Áreas de florestas que estão sendo desmatadas para a agricultura, pecuária e queimada para a limpeza de pastagens e capoeiras.</p> <p>Possui características marcantes como: cor variando do lilás ao roxo escuro e textura rugosa.</p>
<p>SE (Solo Exposto)</p>	<p>Áreas urbanas como vilas, estradas estreitas e superfícies desprovidas de cobertura vegetal.</p> <p>As características marcantes para essa classe são: cor variando do lilás a branco e textura lisa.</p>

Fontes: Adaptado de Almeida, 2020, EMBRAPA, 1995; Lamb e Gilmour, 2003; IBGE, 2012; Barlow et al., 2007; Moreno, 2019.

2.4.2. Dinâmica Temporal de Uso da Terra

A quantificação de áreas das classes de uso da terra e cobertura vegetal para cada um dos anos envolvidos (2002, 2006, 2010, 2014 e 2018) foi realizada através do programa ENVI versão 5.3. Foi aplicada a classificação não supervisionada, usando o algoritmo de agrupamento ISODATA (Iterative Self-organizing Data Analysis Technique), adotando o número mínimo de cinco classes e máximo quinze, com cinco interações. Em seguida foi realizada a combinação de classes, onde foram interpolados os pixels que apresentaram a mesma resposta espectral na imagem (ALMEIDA; VIEIRA, 2014). Posterior à esta etapa e concluído o trabalho de campo, aplicou-se a classificação supervisionada usando o algoritmo de agrupamento Máximo Verossimilhança (MaxVer), segundo Almeida (2020). Subsequente à essa etapa aplicou-se o filtro Median 3x3 em todas as imagens.

A análise da dinâmica do uso da terra nos períodos considerados foi feita usando-se a tabulação cruzada entre as imagens. Retirou-se, então, os dados referentes ao tamanho da área que cada classe ocupava nos respectivos anos. No programa Microsoft Office Excel essas informações foram ajustadas afim de se verificar em planilha e gráficos a distribuição de cada classe.

Os erros de classificação (confusão entre as classes ou classes que não foram possíveis de serem reconhecidas ou classificadas) foram minimizados com o emprego do método edição de classes, aplicado de acordo com Almeida (2015).

Após a definição das classes de cobertura vegetal e uso da terra e realizado o trabalho de campo, foi realizado o desempenho geral da classificação, gerando assim o cálculo da Exatidão Global e índice de Kappa (valor de 0 – 1 ou 0 e 100%) para o ano de 2018. Este índice verifica a acurácia da classificação através do cruzamento dos dados obtidos no mapeamento com os dados obtidos em campo. Os dados serão mais acurados quanto mais próximo de 1 (ou 100%) o índice se encontrar e, para que os dados sejam aceitáveis, a classificação precisa de resultados superiores a 65%. (HUDSON; RAMM, 1987). As fórmulas correspondentes estão amostradas abaixo:

$$(a) \text{ Índice de Kappa: } k = \frac{N \sum x_{ii} - \sum x_{i+} \cdot x_{+i}}{N^2 - \sum x_{i+} \cdot x_{+i}}$$

Onde:

N = número total de observações;

x_{ii} = elementos da diagonal principal da matriz;

x_{i+} e **x_{+i}** = somatório dos elementos da linha e coluna, respectivamente.

$$(b) \text{ Índice de Exatidão Global: } G = \frac{\sum n_{ii}}{n}$$

Onde:

G: exatidão global;

n_{ii}: o número de elementos da diagonal da matriz de confusão;

n o número total de observações.

2.4.3. Trajetórias de usos da terra

As trajetórias de cobertura e uso da terra dentro de uma paisagem são definidas como transições, transformações ou mudanças, referindo-se à sequência temporal das classes em nível de pixel, descritas por meio de imagens classificadas (COPPIN et al., 2004; ALVES et al., 2009).

A análise de trajetória na bacia do rio Mariquita nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018 foi realizada a partir do mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal (ver item 2.4.2 dessa dissertação), disposto em formato raster com resolução de 30 m; posteriormente combinados por meio da função COMBINE ArcGIS (ESRI, 2010), que relaciona os anos da seguinte forma: 2002-2006; 2006-2010; 2010-2014 e 2014-2018.

Considerando a área total analisada de 765,65 km², existem cerca de 509 combinações possíveis de trajetórias de usos da terra que podem resultar em dendezeiro. Contudo, consideramos apenas as mais importantes (aqueles responsáveis por conversão superior a 0,5% da área de estudo) para entender como ocorreu a expansão do dendezeiro. Àquelas que se apresentavam como Floresta Remanescente (FR) em 2010 e culminaram em Palma de Óleo (PO) em 2018 foram analisadas separadamente por não atenderem ao parâmetro. Ou seja, essas trajetórias obtiveram valores abaixo de 0,5%.

2. 5. Estrutura da Paisagem

2.5.1. Métricas de paisagem

Utilizou-se o software *Fragstats* 4.2 (MCGARIGAL, 2013) para as métricas de paisagem, sendo os índices quantificados de acordo com Ferraz et al., (2005). Assim, seis métricas foram considerados para a análise da estrutura da paisagem para a classe floresta remanescente (FR): proporção da paisagem ocupada por FR (PLAND - área total da paisagem ocupada por manchas), densidade de manchas (PD – número de manchas FR por 100 ha), proximidade média (PROX-MN - isolamento médio de manchas FR com base na proximidade e no tamanho das manchas FR dentro de uma distância/raio considerada), maior índice de correção (LPI), que quantifica a composição da paisagem como a porcentagem da área total da paisagem abrangida pela maior mancha FR e tem sido amplamente usado como um indicador de fragmentação da paisagem e conectividade das manchas de FR (COHESION, que verifica o grau de isolamento dos fragmentos de FR) (Tabela 2). Valores mais altos do índice PROX indica uma maior proximidade de fragmentos (SILVA, 2012) e são considerados uma medida da quantidade de habitat dentro de uma paisagem. Em geral, quanto menor a disponibilidade de habitat na paisagem, maior o isolamento do fragmento (FAHRIG, 2003).

O software *Fragstats* 4.2 suporta formatos de imagens a partir da versão 4.1 que incluem: (1) Grade ASCII, (2) grades inteiras de 8, 16 e 32 bits, (3) grade ESRI (ou varredura), (4) grade GeoTIFF, (5) grade de formato de terreno binário VTP, (6) grade rotulada como cabeçalho ESRI, (7) ERDAS Imagine grade, (8) grade PCRaster e (9) grade de formato binário SAGA GIS. O suporte para os últimos seis formatos de imagem é via biblioteca GDAL (MCGARIGAL, 2013). Para este estudo em questão utilizou-se a opção de entrada GeoTIFF grid (.tif).

O uso dos mesmos índices utilizados por Almeida et al., (2020) é importante para que se possa discutir os resultados com outros estudo na região do pólo de expansão do dendezeiro no Pará. As questões amostradas na Tabela 2 nortearam essa pesquisa.

Considerou-se um raio de 1000 metros de busca para o índice proximidade média (PROX_MN). O índice PROX-MN é adimensional e quando se iguala a zero indica que a classe não possui vizinhos de mesmo tipo dentro do raio de busca especificado (CABACINHA et al., 2010).

Tabela 2: Métricas utilizadas para quantificar a configuração da paisagem na bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, considerando questões levantadas para o emprego dos respectivos índices selecionados.

Métrica	Questão
PLAND (Proporção da paisagem ocupada)	A proporção de área de FR na paisagem aumenta/diminui?
PD (Densidade de Fragmentos)	A densidade dos fragmentos aumentou ou diminuiu?
PROX_MN (Proximidade média entre fragmentos)	Os fragmentos de remanescente se aproximam ou se separam?
LPI (Índice do maior fragmento)	O maior fragmento aumenta ou diminui entre os anos?
COHESION (Conectividade dos fragmentos)	A conectividade indica maior agregação? Ou seja, existe um menor isolamento dos fragmentos da classe FR?

2.5.2. Análises estatísticas

Para avaliar a significância das mudanças na estrutura da paisagem, foram avaliadas todas as métricas de paisagem para os anos considerados. Em seguida, usou-se ANOVA unidirecional seguido pelo teste de Tukey (95%) afim de verificar as diferenças entre os anos. A normalidade das variáveis testadas e a homogeneidade da variância foi verificada através do teste de Lilliefors (1967). Utilizou-se, para todas as análises, o software estatístico STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Tabela 3: Métricas selecionadas para quantificar a configuração da paisagem da bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará,

Acrônimo	Métrica	Fórmula	Descrição
PLAND	Proporção ocupada por uma classe de uso na paisagem	$p_i = \sum a_{ij} / A * (100)$	<p>O <i>Percentage of Landscape</i> é a área da classe dividida pela área total da paisagem, que representa a composição geral da mesma. Ou seja, é a porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem.</p>
PD	Densidade de fragmentos	$n_i/A * (10000) * (100)$	<p>O <i>Patch density</i> é um índice limitado, porém importante para aspectos dos padrões da paisagem. Difere do índice do número de fragmentos por expressá-lo por unidade de área, o que facilita a comparação de paisagens com tamanhos variados. Este índice revela-se como um bom indicador de fragmentação da paisagem.</p>
PROX-MN	Proximidade média entre os fragmentos	$(\sum a_{ijs} / h^2ijs)$	<p>O <i>Proximity Index Distribution</i> quantifica o contexto de uma mancha em relação aos seus vizinhos, diferenciando distribuições dispersas de pequenas manchas e das configurações onde o habitat forma</p>

LPI	Índice da maior mancha	$\max (a_{ij})/A * (100)$	<p>um agrupamento complexo de manchas de maiores dimensões, medindo tanto o grau de isolamento quanto o grau de fragmentação da mancha.</p> <p>O <i>Largest Patch Index</i> representa a porcentagem que o maior fragmento de cada classe ocupa na paisagem, sendo este uma simples medida de dominância.</p>
COHESION	Conectividade	$[1 - (\sum P_{ij} / \sum P_{js} * \sqrt{A_{ij}}) [1 - 1/\sqrt{A}]^{-1} * (100)$	<p>Essa métrica envolve a capacidade da paisagem de facilitar fluxos biológicos. Valores de COHESION próximos de zero indicam que a classe está subdividida e menos conectada fisicamente, enquanto valores próximos de 100% indicam maior agregação e, portanto, menos isolamento dos fragmentos da classe.</p>

Onde: p_i – proporção da paisagem ocupada pelo fragmento tipo (classes) i .; a_{ij} – área (m^2) do fragmento ij ; A - área total da paisagem (m^2); n_i – número de fragmentos da classe na paisagem; a_{ijs} – área das manchas (m^2); h^2_{ijs} – quadrado da distância margem a margem entre a mancha (h_{ijs}) (m); a_{ij} – área (m^2) do fragmento ij ; P_{ij} – área perímetro (m) da mancha A_{ij} – área (m^2) da mancha ij

2.5.3. Mapeamento dos fragmentos florestais

Para a quantificação dos fragmentos foi utilizada a classe FR de cada ano de estudo. A partir dos arquivos referentes à essa classe, a área de cada fragmento foi quantificada usando-se a tabela de atributos do próprio arquivo vetorial poligonal, o que tornou possível a comparação dos tamanhos dos diversos fragmentos florestais encontrados na área da bacia. O número de fragmentos existentes na área foi relacionado à classe de tamanho às quais pertencem: muito pequenos (< 5 ha), pequenos (5 – 10 ha), médios (10-100 ha) e grandes (> 100 ha) (JUVANHOL et al., 2011).

3. RESULTADOS

3.1. Mudanças de uso da terra e cobertura vegetal

Foram encontradas sete classes de cobertura vegetal e uso da terra na bacia do Rio Mariquita, distribuídas entre floresta remanescente (FR), vegetação secundária (VS), palma de óleo (PO), agropecuária (AP), queimada (QE), solo exposto (SE) e água (AG). A classificação foi validada através de uma matriz de erro que consiste em um indicativo da veracidade da identificação, que resultou em uma acurácia global de 87,18. O desempenho geral da classificação para o ano de 2018 foi de 0,83 para o índice de Kappa (Tabela 4), indicando uma classificação considerada excelente (HUDSON; RAMM, 1987). Os maiores acertos foram para a classe floresta remanescente (100%) e palma de óleo (100%). Já a classe vegetação secundária obteve acerto de 72,73%.

A partir da análise dos mapas de uso da terra (Figura 4), notam-se algumas alterações na paisagem ao longo dos anos.

Tabela 4: Interpretação do coeficiente de Kappa.

Kappa	Qualidade
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Boa
0,61 – 0,80	Muito Boa
0,81 – 1,00	Excelente

Fonte: Adaptado de Fonseca (2000).

Em dezesseis anos, a floresta remanescente reduziu de 37,31% para 18,37% da área total da bacia, representando uma perda total de 145,04 km². As classes vegetação secundária e agropecuária oscilaram bastante ao longo do tempo, com um aumento significativo da vegetação secundária de 93,38 km² (Figura 5) de 2002 a 2018.

A classe agropecuária sempre foi dominante na região, mesmo com as mudanças ocorridas nos anos analisados. Plantios de palma de óleo somente foram observados a partir de 2010, mesmo que em pequena escala. Em 2014, primeiro ano analisado após a consolidação do PPSOP no município, esses plantios passaram a ocupar 8,37% da área, obtendo um ganho de 60,61 km² em quatro anos (2010 – 2014). O aumento de área plantada com esta palmeira entre os dois últimos anos analisados foi de 3,62% (27,78 km²) (Tabela 5).

As áreas ocupadas com as classes queimada e solo exposto (consideradas áreas em preparo) ficaram entre 10,73 km² e 16,01km², ao longo dos anos analisados. O maior valor foi observado no ano de 2010, o que evidencia, de certa forma, a dinâmica de utilização da terra na paisagem, principalmente no momento de preparação da área para a entrada de novos cultivos agrícolas (palma de óleo) ou limpeza de pastos.

Figura 4: Mapas temáticos de uso da terra e cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.

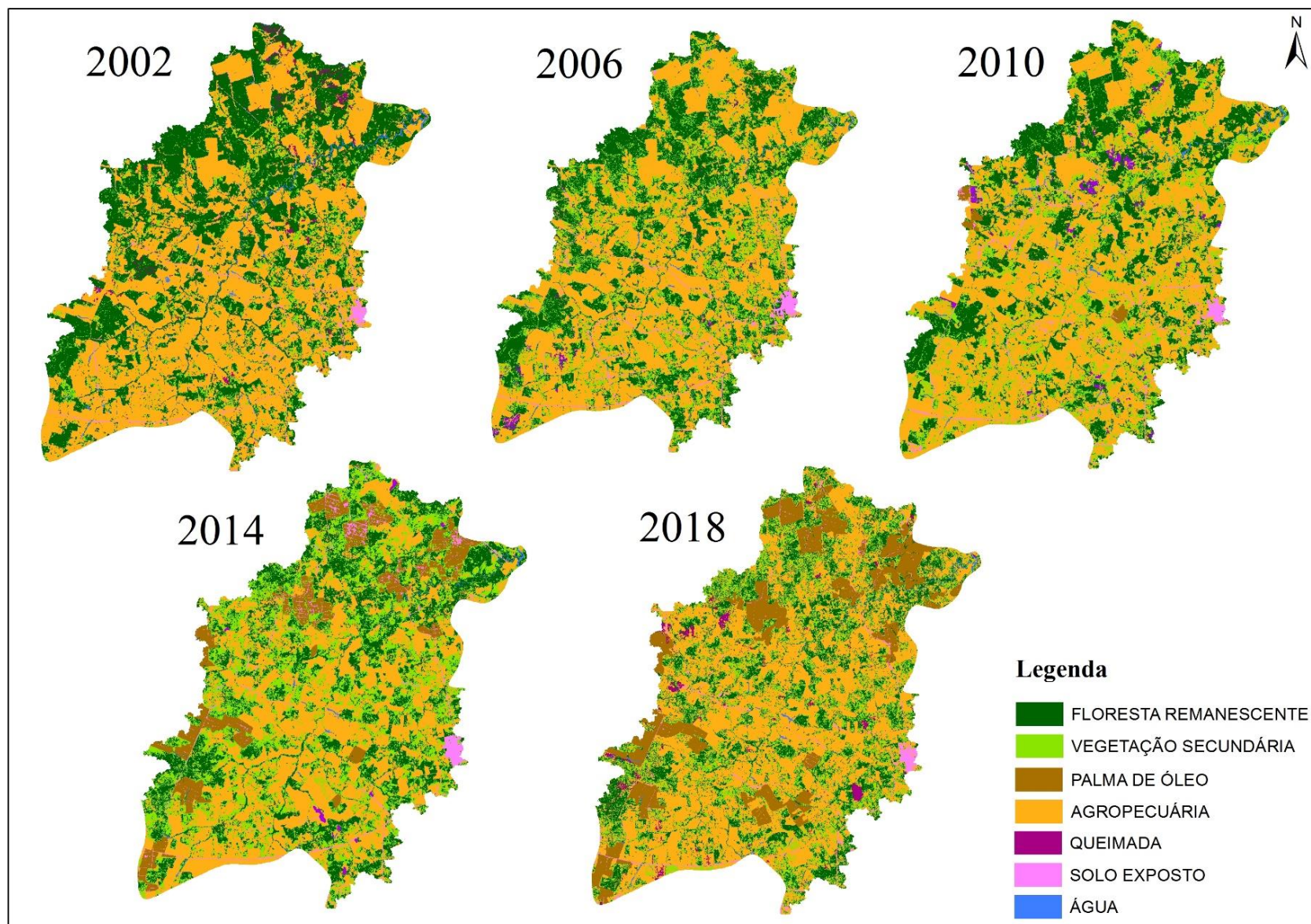


Figura 5: Distribuição das classes de Cobertura Vegetal e Uso da Terra da Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, PA.

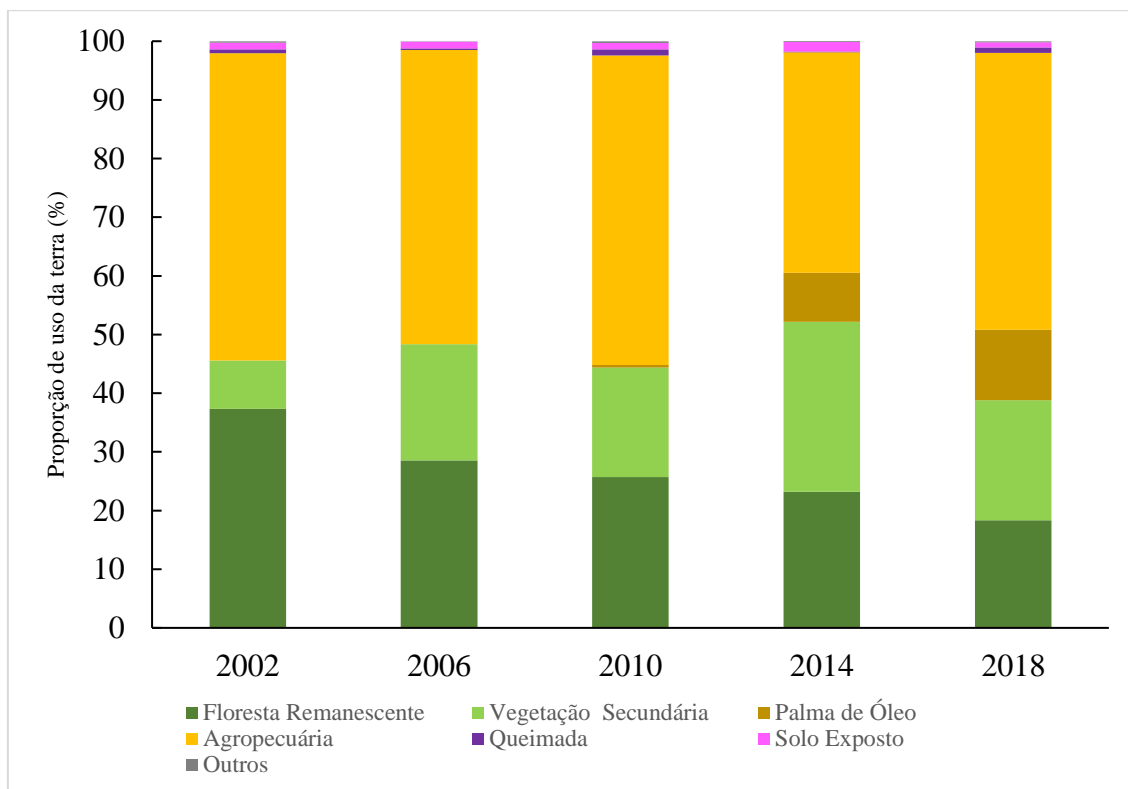


Tabela 5: Valores de áreas e taxas de variação anual definidas para as classes de uso da terra e cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará, nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.

Unidade de Mapeamento	2002	2006	2010	2014	2018	2002/2006	2006/2010	2010/2014	2014/2018
	Área (km ²)	Área (km ²)	Área (km ²)	Área (km ²)	Área (km ²)	Variação (%)	Variação (%)	Variação (%)	Variação (%)
Floresta Remanescente	285,70	218,51	196,98	177,64	140,66	-8,77	-2,81	-2,03	-4,83
Vegetação Secundária	63,17	151,69	142,61	221,72	156,55	11,56	-1,22	10,33	-8,51
Palma de Óleo	-	-	3,44	64,05	91,83	-	-	7,92	3,62
Agropecuária	401,37	383,95	404,21	287,72	361,31	-2,27	2,64	-15,21	9,61
Queimada	4,97	2,00	7,74	0,93	7,05	-0,39	0,75	-0,89	0,80
Solo Exposto	8,72	8,74	8,27	12,37	6,85	0	-0,06	0,54	-0,73
Água	1,73	0,77	2,40	1,22	1,40	-0,13	0,21	-0,15	0,02
TOTAL	765,65	765,65	765,65	765,65	765,65	-	-	-	-

3.1.2. Trajetórias de uso da terra: conversão para palma de óleo

A área total analisada para as trajetórias foi de 765,65 km², sendo que 90,57 km² culminaram em plantações de palma de óleo (11,8%). Para as análises dessas conversões considerando valores acima de 0,5%, foi observada uma área de 65,94 km², totalizando 14 combinações.

As conversões mais representativas dos três grandes grupos considerados (floresta remanescente – palma de óleo; agropecuária – palma de óleo e área em preparo – palma de óleo) na área de estudo entre 2002 e 2018 foram: FR → AP → PO, AP → VS → AP → PO e QE → AP → PO (Tabela 6).

A conversão de floresta remanescente para palma de óleo (FR → OP), representaram 47,27% no período de 2002 a 2018 (Tabela 6). Contudo, quando considerado o período de 2010 a 2018, observou-se que não houve nenhuma conversão deste grupo dentro do parâmetro escolhido para a análise em questão (acima de 0,5%). A trajetória que envolve agropecuária – palma de óleo somou 20,99% do total encontrado, enquanto que as trajetórias que saíram de QE e SE (áreas em preparo) para palma de óleo contribuíram com 4,54% de todas as conversões.

Para constatar se houve conversão de floresta no ano em que foi instaurada a política no município de Tomé-Açu (2010) para o último ano analisado, consideramos todas as trajetórias que culminaram em palma de óleo, inclusive as que se encontraram abaixo do valor de 0,5%. Tais conversões totalizaram 0,87%, o equivalente a 0,79 km² dentro de uma área de 90,57 km² (Tabela 7).

Tabela 6: Trajetórias mais comuns (>0,5%) que culminaram em plantações de palma de óleo durante o período de 16 anos entre 2002 e 2018, relacionadas a todas as conversões para dendezeiro (90,57 km²) na região de Tomé-Açu, na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita.

Trajetórias					Descrição da trajetória	Área (km ²)	%
2002	2006	2010	2014	2018			
FR	AP	AP	AP	PO	Conversão florestal em Palma de Óleo	41,90	46,26
FR	VS	VS	VS	PO		0,46	0,51
FR	AP	AP	VS	PO		0,45	0,50
FLORESTA - PALMA DE ÓLEO						SOMA	47,27
AP	AP	AP	VS	PO	Conversão agropecuária em Palma de Óleo	2,67	2,94
AP	AP	AP	AP	PO		2,35	2,59
AP	SE	VS	AP	PO		0,60	0,66
AP	AP	VS	VS	PO		1,04	1,15
AP	SE	AP	AP	PO		0,86	0,95
AP	AP	VS	AP	PO		11,50	12,70
AGROPECUÁRIA - PALMA DE ÓLEO						SOMA	20,99
QE	AP	AP	AP	PO	Conversão de queimada e solo exposto em Palma de Óleo	1,25	1,38
SE	AP	AP	AP	PO		0,88	0,97
SE	SE	AP	AP	PO		0,84	0,93
SE	SE	VS	AP	PO		0,68	0,75
SE	AP	VS	AP	PO		0,46	0,51
ÁREA EM PREPARO - PALMA DE ÓLEO						SOMA	4,54

Tabela 7: Trajetórias de conversão de floresta remanescente (FR) para palma de óleo (PO) entre os anos 2002 e 2018, considerando uma área de 90,57 km² na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, com destaque para aquelas que após 2010 ainda continuaram sendo convertidas em plantações de palma.

Trajetórias					Descrição da trajetória	Área (km ²)	%
2002	2006	2010	2014	2018			
FR	FR	FR	VS	PO	Conversão florestal em Palma de Óleo	0,25	0,27
FR	FR	FR	PO	PO		0,16	0,18
FR	FR	FR	FR	PO		0,22	0,24
FR	FR	FR	AP	PO		0,16	0,17
FR	FR	FR	SE	PO		0,01	0,01
FLORESTA - PALMA DE ÓLEO						SOMA	0,87

3.2. Estrutura da paisagem

3.2.1. Mapeamento e quantificação dos remanescentes florestais

O mapeamento dos remanescentes florestais (Figura 6 e 7) demonstrou que a maior parte encontrada na BHRM é caracterizada por remanescentes muito pequenos (< 5 ha), correspondendo a 82,50% (1.381 fragmentos) do número total de remanescentes florestais apresentados no ano de 2002 e 91,32% (3.640 fragmentos) em 2018. De 2006 para 2010 há uma redução nessa classe de remanescentes (87,59% para 85,16% respectivamente), fato que pode ser explicado pela destruição das florestas para usos da terra ou por incêndios na paisagem. Já de 2014 para 2018, há um aumento no percentual desses fragmentos de floresta remanescente (87,16% - 90,32%).

A classe de remanescentes considerados grandes (≥ 100 ha) representou um total de apenas 0,60% em 2018, com redução de 1,49% em 16 anos, o que equivale a uma perda de 17.958,10 hectares.

Figura 6: Mapeamento dos fragmentos de floresta remanescente na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.

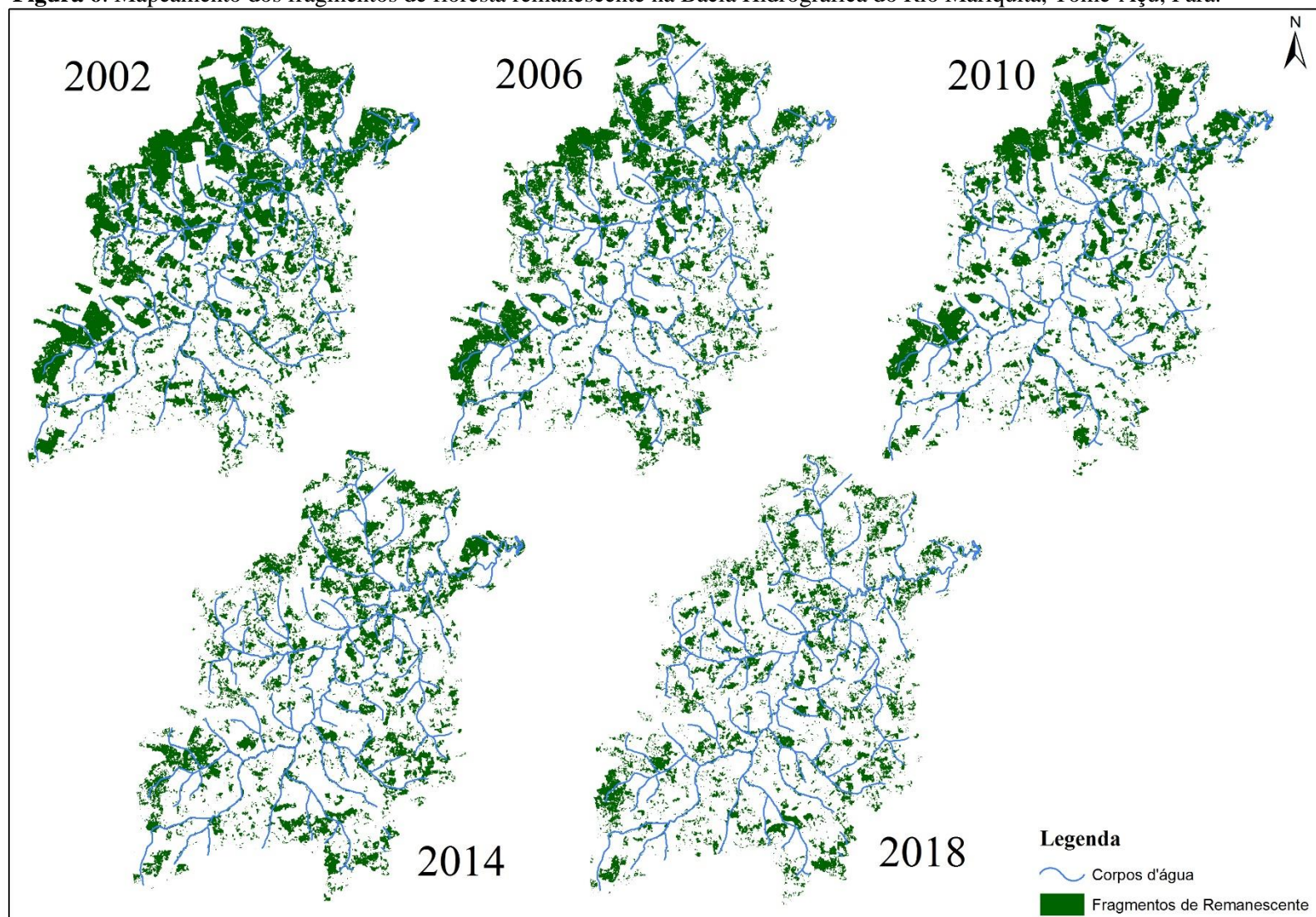
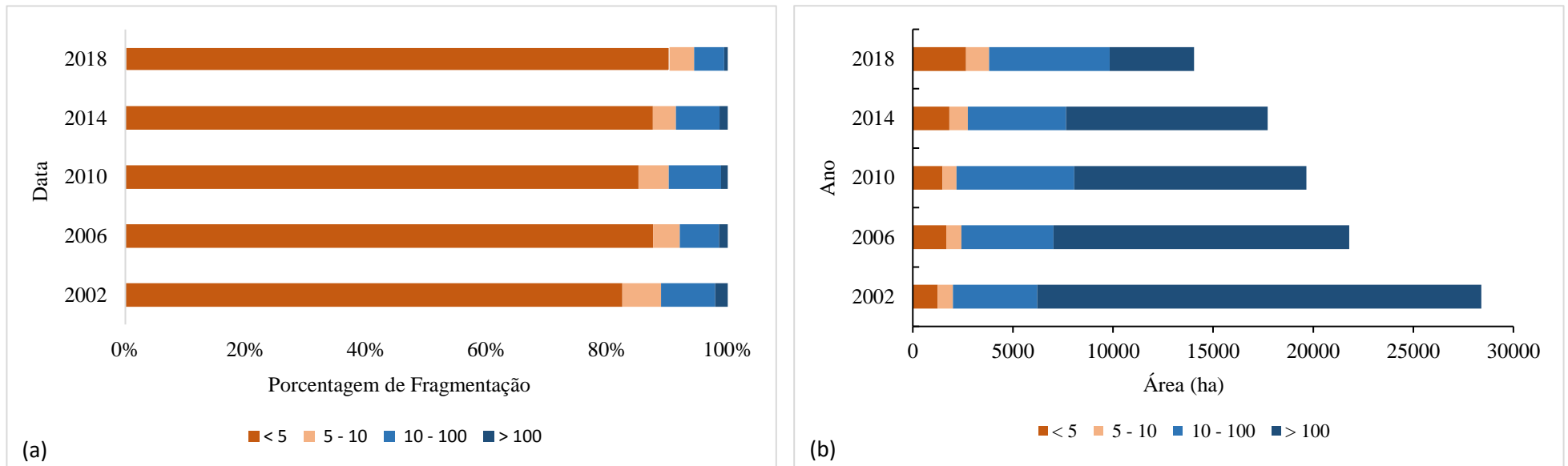


Figura 7: Distribuição dos fragmentos de floresta remanescente relacionando: a) porcentagem (%) dos fragmentos nas diferentes classes de tamanhos e b) área dos fragmentos (hectare) nas diferentes nos anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, Tomé-Açu, Pará.



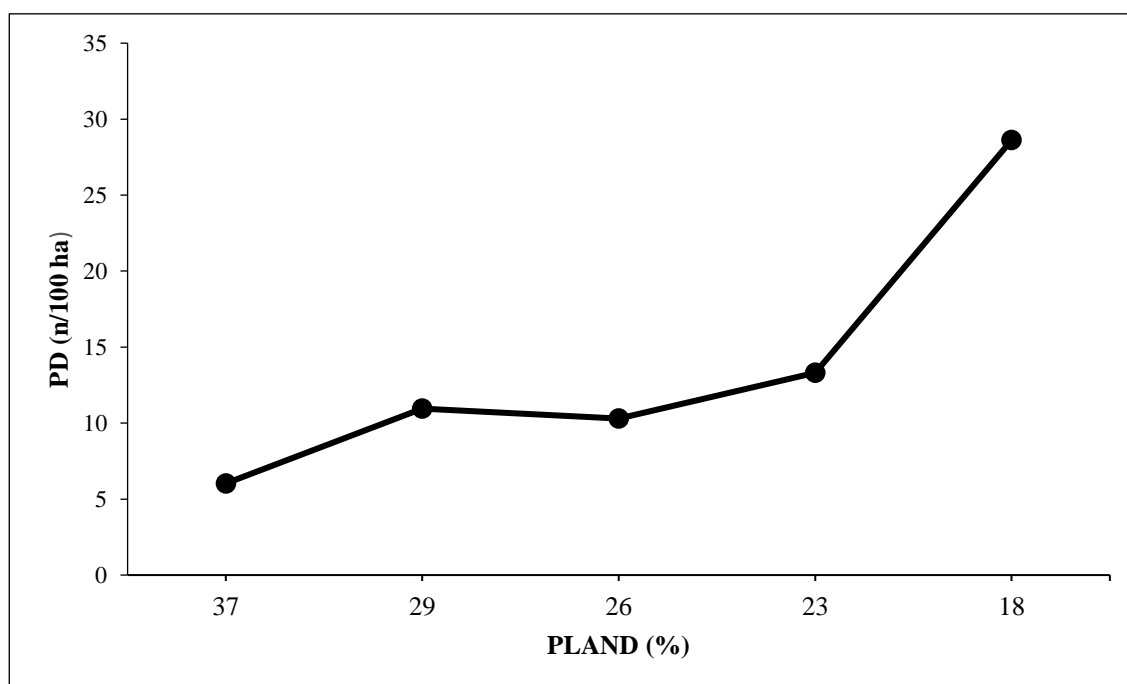
3.2.2. Mudanças na estrutura da paisagem

Foi considerada, para esta análise, uma área de 765,65 km² no município de Tomé-Açu. As variáveis dependentes testadas não possuem distribuição normal, com $p(\text{valor}) < 0,05$, o que refuta a hipótese nula de que os dados seguem uma distribuição normal.

O índice de maior mancha (LPI) se assemelha ao da proporção de área ocupada (PLAND), apresentando mudanças significativas de 2002 a 2018 ($F = 9,16$, $p < 0,01$) sendo todos os anos significativamente diferentes entre si (Tukey a 95%). A proporção de floresta remanescente na paisagem diminuiu ao longo do tempo, o que aconteceu também com o tamanho do maior fragmento, que possuía uma área de 37,15% em 2002 e se restringiu a apenas 3,86% em 2018.

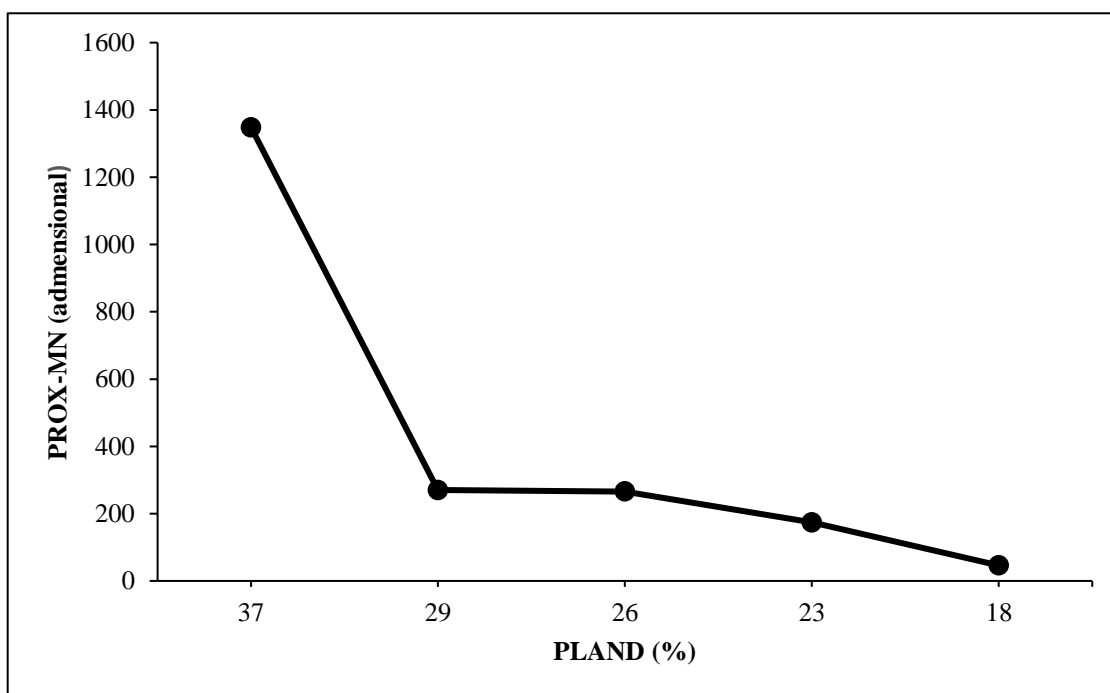
A densidade de mancha (PD) apresentou acentuada mudança ($F = 1,73$, $p < 0,01$) ao longo dos anos (Tukey a 95%). Esse índice possui comportamento inverso à proporção de área ocupada (PLAND), aumentando ao longo do tempo, o que caracteriza um alto nível de fragmentação da paisagem. Na BHRM a densidade de fragmentos variou de 6,03 a 28,62 fragmentos/100 ha. O salto nesse índice ocorreu com maior intensidade entre 2014 e 2018 (Figura 8).

Figura 8: Métricas da estrutura de paisagem associado à classe FR: relação entre a porcentagem da classe ocupada na área – PLAND (%) e a densidade de fragmentos -PD (n/100 ha), entre os anos 2002 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, estado do Pará.



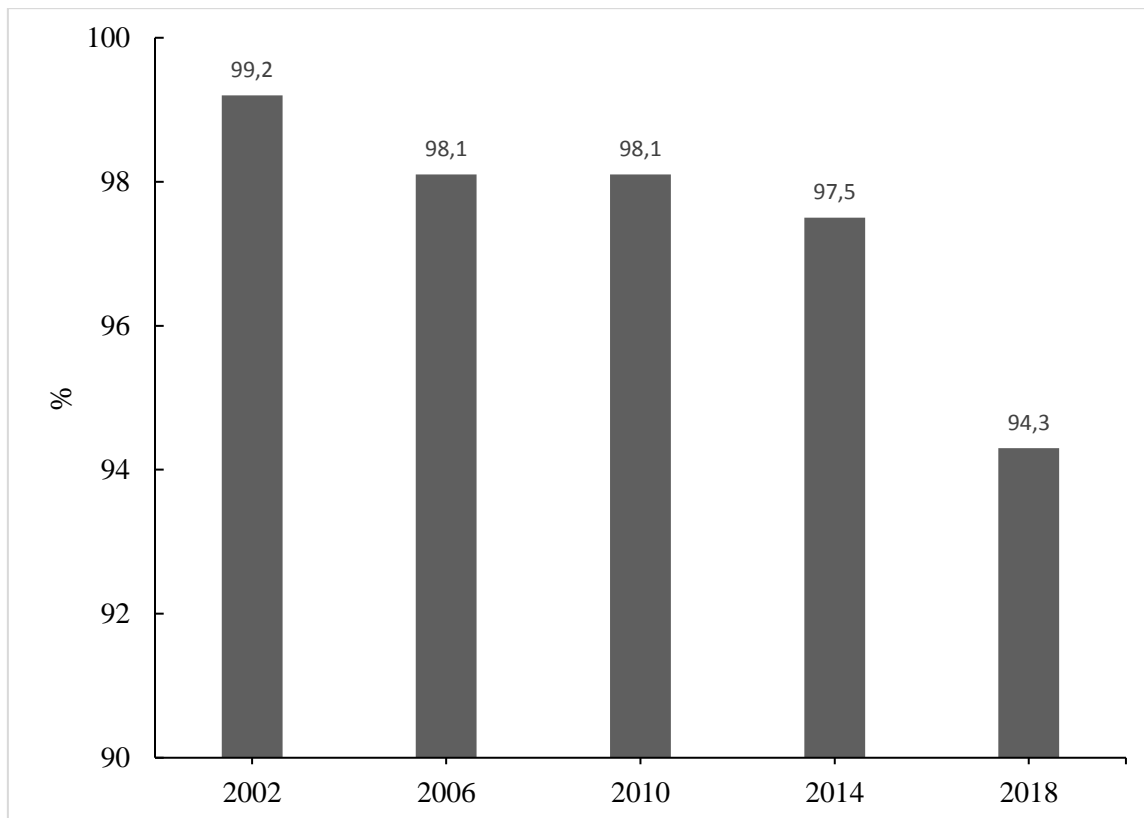
Foram observadas mudanças significativas para o índice de proximidade média entre as manchas (PROX-MN) ($F = 45,59$, $p < 0,01$) com diferenças entre todos os anos observados (Tukey a 95%) (Figura 9). A proximidade média e a proporção de área ocupada são diretamente proporcionais. Para a BHRM, em 2002, os fragmentos de remanescente estavam menos isolados entre si. No ano de 2018, a proximidade média entre os fragmentos mudou, uma vez que houve uma diminuição no quantitativo de floresta remanescente, ocasionando assim maior isolamento e menor quantidade de habitat.

Figura 9: Métricas da estrutura de paisagem associadas à classe FR: relação entre a porcentagem da classe ocupada na área – PLAND (%) e a proximidade média de fragmento – PROX-MN, entre os anos 2002 e 2018 na Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita, região de Tomé-Açu, estado do Pará.



Em relação a análise da conectividade (COHESION) foram encontradas mudanças consideráveis ($F = 4,20$, $p < 0,01$) ao longo dos anos (Tukey a 95%). No ano de 2002, os remanescentes apresentaram alto índice de conectividade (99,2%), que foi diminuindo na escala temporal alcançando um percentual de 94,3% em 2018. Essa queda corrobora com os valores encontrados para o índice PROX-MN, uma vez que a proximidade entre os fragmentos diminuiu, assim como a conectividade física existente entre eles (Figura 10).

Figura 10: Distribuição (em %) dos valores referentes à métrica de conectividade (COHESION) entre os anos 2002, 2006, 2010, 2014 e 2018.



4. DISCUSSÃO

4.1. Mudanças e trajetórias de usos da Terra entre 2002 e 2018

O estudo revelou que a diversidade de tipos de uso e cobertura vegetal na bacia do rio Mariquita é resposta da intensa utilização da terra, dada principalmente pela entrada da palma de óleo na região, fato que se intensificou a partir de 2010 com o estabelecimento do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma (PPSOP).

A perda de 18,9% da floresta primária remanescente entre 2002 e 2018, encontrada neste estudo, é reflexo da conversão desta para outras classes de uso e/ou da sua substituição por atividades produtivas em expansão, como a agropecuária e a dendeicultura e pequenos cultivos, práticas recorrentes no nordeste paraense. Na região de Moju, localizada no polo do dendezeiro, é notório a presença de florestas degradadas, que evidencia o efeito de queimadas e a extração seletiva de madeira de forma desordenada que ocorre nas florestas remanescentes da região (ALMEIDA et al, 2020).

Diante da queda do percentual de floresta remanescente percebida nos resultados da presente pesquisa, observa-se que a pressão nas áreas de vegetação nativa provoca a supressão para a abertura de novas frentes agrícolas. Esse resultado pode ser reflexo da entrada da agropecuária e depois da palma de óleo em áreas de floresta antes do zoneamento proposto pelo PSOP, haja vista que a região amazônica contém a maior área florestal em condições propícias para a implantação dessa atividade (VENTURIERI, 2011). A perda dessa vegetação (incluindo florestas primárias) associada à expansão da palma de óleo foi de 40% para o estado do Pará (FURUMO; AIDE, 2017), porém a conversão de florestas diminuiu após o PSOP, conforme demonstram esse trabalho e os estudos de Almeida et al., 2020; Benami et al., 2018).

Por outro lado, o aumento no percentual de vegetação secundária de 2002 e 2018 e a sua estabilidade entre os anos estudados pode ser resultado da conversão da classe agropecuária para capoeira. A existência das capoeiras na paisagem ganha visibilidade em uma paisagem altamente antropizada, requerendo atenção especial das governanças voltadas à sua manutenção e conservação, seguindo as diretrizes como a IN 02/2014 deliberada pelas SEMAS/PA que regula a supressão de vegetação secundária em estágio inicial no estado do Pará (VIEIRA et al., 2014).

É comprovada também a variação da classe agropecuária dada pela forte movimentação de preparo de terra, reforçando o processo alternado de ocupação desse solo e considerando que a atividade possui uma forte tendência de expansão (LAMEIRA et al., 2016). Pesquisas como esta desenvolvida na BHRM e outras apresentadas por Ferreira et al., (2017) e Vale et al., (2015) comprovam a marcante presença de pastagens em bacias hidrográficas, o que leva a acreditar que nessas regiões há uma grande pressão antrópica principalmente sobre os recursos hídricos (FERREIRA et al., 2017). Grande parte da área da bacia hidrográfica do rio Marapanim (SANTOS et al., 2019) também é ocupada por pasto, salientando que a dinâmica de uso e ocupação da terra dessas duas áreas está intimamente pautada em atividades que mantêm a economia de ambos os municípios, como agricultura e pecuária.

Com o aumento da demanda pelos produtos florestais não madeireiros e a possibilidade de plantios dessas espécies em áreas já abertas, como cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K.Schum.), açaí (*Euterpe oleraceae* Mart), pimentado-reino (*Piper nigrum* L.), Tomé-Açu passou a adotar os sistemas agroflorestais (SAFs). A implantação desse sistema vem ganhando relevância no cenário paisagístico da região, principalmente por apresentar um estilo de agricultura com grande nível de

sustentabilidade econômica, ambiental e sociocultural, tornando-se uma alternativa capaz de produzir alimentos de maneira sustentável e proporcionar serviços ambientais de maior qualidade (POMPEU et al, 2017).

Além do cultivo de culturas já implantadas na região como a pimenta-do-reino, Tomé-Açu passou a investir na consolidação da palma de óleo. As áreas dominadas por essa cultura se tornaram significativas desde a criação do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma (PPSOP), implantado na Microrregião de Tomé-Açu em 2010. Na bacia hidrográfica do rio Arauaí, Moju, Pará, as plantações de palma de óleo ocuparam uma área de 92,31 km² (19,82%) em 2016, mostrando que há um forte crescimento da classe nos municípios que compõem o polo dendezeiro no Pará (SILVA, 2018). Em Moju, essa cultura continua em ascensão econômica devido à grande demanda pelo óleo nos mercados nacional e internacional. Essa elevação é percebida no aumento das áreas plantadas com dendezeiro neste município, passando de 7,1 Mha para 34,6 Mha entre o período de 2010 a 2013 (SILVA, 2018; IBGE, 2017).

A análise de trajetória mostra que de 2002 a 2018 apenas 11,8% ou 90,57 km² da área de floresta primária presente em 2002 na paisagem, culminaram em plantações de palma de óleo. Se considerarmos o ano do lançamento da política de expansão do dendê em 2010, essa conversão até 2018 cai para cerca de 1%, o que mostra, que de fato, nossa hipótese inicial está confirmada parcialmente e embora tenha diminuído a conversão de florestas para plantios de dendezeiro, ainda ocorre alguma conversão. De acordo com Lameira et al., (2016), os cultivos de palma de óleo em Tomé-açu estão localizados principalmente nas zonas indicadas para lavoura e pecuária, obedecendo as diretrizes do PPSOP. Com a sua expansão seguindo o sistema de corte e queima e direcionada em áreas previamente desmatadas, antes utilizadas para a produção agropecuária (SILVA; NAVEGANTES-ALVES, 2017), esses plantios tendem a reduzir a produção de outras cadeias produtivas locais, até então exercidas em sua grande maioria por produtores da região (SILVA et al, 2011). Sendo assim, os resultados encontrados nesta pesquisa corroboram com Lameira (2016), Silva (2018) e Almeida et al., (2020) a partir do momento em que se verifica uma variação no percentual da classe agropecuária e vegetação secundária associada a expansão da palma de óleo.

O desmatamento tem sido o grande responsável pela maior parte das mudanças ocorridas nos usos da terra, sendo constatado que 55% do desflorestamento ocorrido após 2008 no estado do Pará se tornaram pastagens, 29% vegetação secundária e 0,4% agricultura (ADAMI et al, 2015).

Os processos envolvidos na conversão para palma de óleo no pólo do dendê do Pará estão associados à conversão de florestas e pastagens e intensificação de áreas já abertas (Almeida et al. 2020). O primeiro diz respeito à conversão de floresta (desmatamento) e processos mais recentes envolvendo florestas secundárias e pastagens degradadas. Por conseguinte, observa-se a intensificação das plantações de palma de óleo consolidadas em áreas não ocupadas de floresta, existindo alta taxa de conversão de terras agrícolas em palma. Em Moju, a trajetória que envolve agropecuária para palma de óleo mostrou-se bastante relevante no período de 1995 a 2001. Na região, também, houve a consolidação desta cultura no período de 1991 a 2005, sendo esta caracterizada pela permanência dos cultivos de palma de óleo na paisagem (ALMEIDA et al., 2020).

A paisagem produtiva do Estado do Pará é, desde muito tempo, dominada pelas pastagens, o que abre precedentes para que haja a expansão da dendeicultura, estabelecendo infraestrutura adequada, limpeza da terra para plantio e elevação dos preços da terra (BENAMI et al., 2018; ALMEIDA et al., 2020). A perda de vegetação natural, seja ela primária ou não, está relacionada com a recente e demasiada ampliação das áreas ocupadas por palma de óleo no Pará, conforme foi observado por Furumo e Aide (2017). O aumento das áreas com palma no polo do dendê está fortemente ligado às políticas públicas consolidadas no Estado, o que promoveu mudanças bruscas do padrão de uso da terra por parte das empresas que intensificaram e verticalizaram a cadeia dendeícola (LAMEIRA et al., 2016).

As áreas efetivas de palma de óleo no Pará de 2008 a 2010 aumentaram em aproximadamente 82%, o equivalente a 66.339 ha, localizados preferencialmente às mediações de Moju, Acará e Tomé-Açu, ambos os municípios pertencentes à Microrregião Tomé-Açu. As plantações nos municípios de São Domingos do Capim (Microrregião Guamá), Bujaru (Microrregião Castanhal), Concórdia do Pará (Microrregião Tomé-Açu), Igarapé-Açu e Bonito (ambos pertencentes à Microrregião Bragantina), eram inexpressivas, ganhando relevância a partir da aderência dos planos governamentais (LAMEIRA et al., 2016). Simulando um cenário futuro das plantações de palma de óleo de 2014 a 2025, Lameira (2016) observou que haverá cerca de 2.110 km² de plantios novos, um aumento de aproximadamente 244%. Contudo, este aumento representa menos de 5% da área total do polo do dendê, no Estado do Pará. Além desses resultados, a autora considera que a intensificação da cultura da palma de óleo se dá nas imediações da rodovia PA 150, que envolve Moju, Acará, Tailândia e Tomé-Açu, devendo ser mantido até 2025.

4.1.1. Fragmentação florestal e a importância dos remanescentes para a conservação da biodiversidade da Bacia Hidrográfica do Rio Mariquita

Os dados do estudo mostram alta taxa de perda de floresta (18,94%) na escala multitemporal de dezesseis anos (2002-2018). No entanto, houve uma baixa taxa de conversão de florestas para palma de óleo a partir de 2010 (cerca de 1%). Isso retrata que, mesmo essa taxa sendo baixa, as diretrizes do PPSOP não estão sendo seguidas à risca. A expansão da palma, por sua vez, ainda ocorre em áreas destinadas para a preservação (principalmente em faixas de rios), indicando que é necessário melhorar o monitoramento da cobertura vegetal e uso da terra em áreas sob impacto e/ou degradação ambiental associada à expansão do dendezeiro (LAMEIRA et al., 2016; Almeida et al., 2020).

O aumento do número de fragmentos de floresta remanescente indica que a paisagem da BHRM se apresenta bastante fragmentada, com a maior parte desses fragmentos apresentando pequenas dimensões. Valores acima de 80% dos fragmentos menores que 5 ha representa uma ameaça para a conservação da biodiversidade na área de estudo, refletindo o alto grau de fragmentação da paisagem elevando assim, o número de manchas e diminuindo a sua respectiva área. Além disso, a diminuição na quantidade de fragmentos de remanescentes médios e grandes indica que o evento da fragmentação tem se tornado cada vez mais intenso na região, comprovando, portanto, que as espécies que ocupam o interior de fragmentos muito pequenos podem sofrer declínio em suas populações devido à atuação em conjunto dos efeitos da redução do tamanho do habitat e seu eventual desaparecimento, como ocorreu na bacia do rio Mariquita entre os anos 2006 e 2010. Na região do nordeste paraense, marcada pela rotatividade no uso da terra, Lees et al., (2015) consideram que os pequenos e médios fragmentos possuem alto valor de conservação global, mesmo perdendo parte dos seus serviços ecossistêmicos.

O aumento de área e a variação no número dos fragmentos podem indicar tanto o surgimento de novas manchas como, também, o incremento no tamanho das mesmas, o que se torna mais interessante para a sustentabilidade da paisagem florestal (SILVA et al., 2015). Na Mata Atlântica, Silva et al., (2015) descreveram um acréscimo em relação aos fragmentos considerados grandes (> 20 ha) entre os anos 1975, 2002 e 2007 no nível de bacias hidrográficas. Esse acontecimento foi justificado pelo fato de os fragmentos florestais estarem circundados basicamente por pastagem, que nesse caso favorece o processo de regeneração natural das florestas, uma vez que na região é praticada a

pecuária extensiva, não sendo frequente a prática de manejo de eliminação de espécies arbóreas invasoras. O contrário acontece na bacia do Rio Mariquita, com a diminuição da área de floresta em virtude da diminuição da área e a manutenção no número dos fragmentos. Diferente da região analisada por Silva et al., (2015), em Tomé-Açu prevalecem grandes cultivos de palma de óleo e de outras culturas em que as práticas agrícolas são mais agressivas (queima e tráfego de máquinas), e que prejudicam a regeneração natural dos remanescentes florestais.

A fragmentação é capaz de alterar diversos processos ecológicos presentes em uma paisagem, e vários estudos mostram que fragmentos que possuem maior área, são mais importantes para a conservação, sendo esses detentores de informações biológicas necessárias para a restauração de uma paisagem fragmentada (FERREIRA et al., 2009). Contudo, a presença de floresta não é suficiente para promover a interação entre os indivíduos que compõe o ecossistema, e muito menos para garantir a sobrevivência das espécies animais e vegetais. Por isso, é essencial que os fragmentos florestais estejam conectados para que possam, dessa forma, favorecer a troca entre esses ambientes tendo os corredores, nessas condições, papel fundamental (GONÇALVES et al., 2019).

Neste sentido, o padrão de diminuição na métrica de conectividade encontrada para os cinco anos de análise (diminuição de 99,2% para 94,2%) é reflexo do processo de perda de floresta e conseqüente aumento no número de manchas. Para Marques (2004), baixo valor de conectividade para vegetação arbórea quando comparada com outras classes de uso, indica maior dispersão destas, ocasionando uma menor ligação entre elas já que em paisagens fragmentadas, quando o habitat original se encontra disperso em inúmeros fragmentos, isolando e reduzindo o tamanho das populações nativas, a sobrevivência das espécies depende de suas habilidades para se deslocarem e se reproduzirem, evitando assim a sua extinção.

O índice de maior mancha (LPI) encontrado nesse estudo (reduzindo de 37,15% para 3,86% entre 2002 e 2018) também seguiu padrão semelhante ao PLAND na região de Moju, conforme dados obtidos por Almeida et al (2020). Para essa região, os autores encontraram mudanças significativas entre os anos 1991 e 2013, com considerável redução no tamanho do maior fragmento florestal onde, no primeiro ano abrangia 18,4% da área e, no último, decrescendo para 15,8%. Esse mesmo índice foi utilizado por Fernandes et al (2017) ao analisarem a Bacia Hidrográfica do Rio Piauitinga, SE, encontrando um baixo percentual da área do maior fragmento de vegetação nativa, com valor de 1,6%, indicando que esse fragmento merece atenção especial na sua conservação.

A redução em mais de 30% no índice do maior fragmento, na unidade de estudo em questão, corrobora com os resultados obtidos por Ferraz et al., (2005) ao longo de 18 anos de análise em Rondônia, o que retrata, para o autor, que a estrutura da paisagem reflete a dinâmica do uso da terra do período estudado. Ou seja, a condição atual da região reflete os efeitos acumulativos na paisagem das atividades desenvolvidas no local, sendo essa diferença também observada por Metzger (2003) ao considerar os mais diversos regimes de manejo empregados na região amazônica. Nesse contexto, a diminuição no tamanho de um fragmento traz malefícios para a biodiversidade porque quanto menor for o remanescente florestal, maior será a influência de fatores externos nele, o que acarreta a baixa qualidade ambiental (COSTA; FLEURY, 2015). Diante disso, o fato de a densidade de fragmentos ter se apresentado três vezes maior, assim como no estudo realizado por Ferraz et al., (2005), era esperado, visto que com a diminuição de área de floresta normalmente aumenta o número de fragmentos.

A proximidade média abaixo de 70% de floresta e por consequência o aumento da densidade desses fragmentos (PD) mostraram, para Almeida et al (2020) que, dentro da escala temporal de estudo, a paisagem era menos fragmentada e isolada no primeiro ano de análise. Na bacia do rio Mariquita foi observada a mesma mudança na estrutura da paisagem, tendo a proximidade média também abaixo do valor encontrado pelos autores anteriormente citados e consequente aumento da densidade dos fragmentos; já que o PROX-MN é fortemente influenciado pela redução da classe e pela proximidade (considerando o raio de busca de 1000 metros) entre remanescentes na paisagem (CABACINHA et al., 2010). Para Metzger (1997), fragmentos com área superior a 0,72 ha têm condições de assumir a função de trampolins ecológicos, facilitando a locomoção e dispersão de muitas espécies. Em contrapartida, a retirada de fragmentos menores de 50 ha aumenta o isolamento dos maiores fragmentos, reduzindo a conectividade entre eles (RIBEIRO et al., 2009).

Portanto, as mudanças ecológicas no efeito de área ocorrem como resultado do isolamento do fragmento. A gravidade desses efeitos tende a ser inversamente proporcional ao tamanho do fragmento, ou seja, são mais intensos nos fragmentos com menor área. De modo geral, fragmentos pequenos contêm não apenas uma menor riqueza de espécies, mas também uma menor densidade de espécies (nº de espécies por unidade de áreas) do que fragmentos que possuem maior área ou florestas contínuas, mesmo porque estes possuem uma maior variedade de habitats do que aqueles (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

É comum nas paisagens antropogênicas do leste do Pará os mosaicos de remanescentes de florestas mais bem preservadas e outras degradadas nas propriedades rurais, que pelo Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651/2012) são obrigados a manter 80% das florestas em suas propriedades como Reserva Legal. Estudos realizados no pólo do dendê por Oliveira et al., (2006) e Almeida et al., (2020) mostram que esses remanescentes preservam um grande número de espécies arbóreas e mesmo as florestas degradadas suportam populações viáveis de muitas espécies de árvores, embora haja perceptíveis alterações na estrutura dessas florestas. Esses remanescentes florestais desempenham um papel importante na conservação da biodiversidade (ALMEIDA et al. 2020; LEES et al., 2015; MENDES-OLIVEIRA et al., 2017) e na integridade dos sistemas aquáticos dessa região (CUNHA et al., 2015). Esses estudos também mostraram que as plantações de palma de óleo têm baixo valor para conservação, uma vez que a plena expansão da cultura da palma enfrenta a recorrente dicotomia entre a conservação e desenvolvimento econômico.

Em termos de conservação, os considerados grandes fragmentos, mesmo não possuindo uma forma ideal para os parâmetros de conservação, conseguem manter os processos ecológicos positivos, a sustentabilidade e a integridade em seu interior (SILVA et al., 2015). A conservação dos remanescentes, de modo geral, em florestas tropicais, vai depender do manejo adequado de áreas dominadas por atividades humanas, podendo contribuir para a integridade ecológica dos biomas aumentando a conectividade dos corredores ecológicos e reduzindo a fragmentação da paisagem (GARDNER et al., 2009; BRITO, 2006). Florestas tropicais nativas, extensas e pouco perturbadas estão cada vez mais raras, surgindo a partir desse momento a necessidade de se atribuir diretrizes para a conservação (MIACHIR, 2009).

Na Amazônia, políticas são estabelecidas para que o desmatamento seja controlado, buscando alternativas de produção sustentável para áreas degradadas. Para os programas de expansão da palma de óleo, a questão ambiental ainda é a maior preocupação devido às consequências que a palma em grande escala acarretará para a floresta, uma vez que a paisagem da região apresenta-se bastante fragmentada (ALMEIDA et al., 2020). É nesse contexto que os esforços para a conservação de remanescentes ou fragmentos florestais no Brasil assumem importância estratégica para a redução da erosão de biodiversidade global (PIASENTIN; GÓIS, 2016).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A principal contribuição deste trabalho foi evidenciar a intensa mudança de usos da terra e da paisagem florestal que vem ocorrendo na região de Tomé-açu, Pará, principalmente por se tratar de uma área de colonização bastante antiga.

A bacia hidrográfica do rio Mariquita encontra-se com uma dinâmica de cobertura vegetal e uso da terra bastante acentuada, marcada principalmente pela conversão da vegetação secundária e de áreas de pasto em culturas agrícolas como a da palma de óleo. Contudo, foi confirmada que a conversão de floresta para plantações de palma de óleo a partir de 2010, ano do lançamento do PPSOP, diminuiu; apresentando uma pequena taxa de 0,87%.

A análise de uso e cobertura da terra indica que entre 2002 e 2018 foi intensificado o desmatamento como consequência do avanço do agronegócio na área de estudo, tendo a ampliação das áreas agrícolas levado à supressão de aproximadamente 19% da vegetação natural ao longo dos 16 anos. Estudos anteriores de Almeida et al (2020) em município do pólo do dendê no Pará evidenciaram tais mudanças no uso da terra, destacando que o desmatamento de florestas para implantar cultivos extensos de palma de óleo vem ocorrendo no leste do Pará desde a década de 1990. Portanto, a entrada da monocultura na área da bacia hidrográfica do Rio Mariquita ocasionou a perda de floresta, intensificando o processo de fragmentação, validando a segunda hipótese da pesquisa em questão.

O estudo da ecologia de paisagens mostrou que a matriz é predominantemente composta por vegetação nativa, atestando a hipótese de que houve um aumento no número de fragmentos de floresta remanescente com fragmentos menores e cada vez mais isolados, principalmente a partir de 2010 o que, aliado à degradação dos fragmentos de floresta remanescente por atividades madeireiras e queimadas, leva a um preocupante comprometimento das florestas nesta bacia hidrográfica. Apesar disso, observou-se que fragmentos maiores que 100 hectares ainda permanecem na paisagem merecendo, por isso, uma atenção especial quanto à sua conservação. Desse modo, políticas mais rígidas de monitoramento precisam ser efetivadas.

O resultado deste trabalho é essencial para o entendimento da dinâmica temporal e espacial da fragmentação na paisagem, contribuindo para a (re) formulação de política de expansão da palma de óleo, de forma que considere a paisagem como objeto da política

e não somente questões ligadas ao uso da terra e do desmatamento de áreas dentro das propriedades.

De outra forma, este trabalho indica ainda que mesmo com as premissas deliberadas pelo Zoneamento Agroecológico da cultura da palma de óleo, bem como pelas instruções normativas deliberadas pela SEMAS/PA, ainda há falhas na região que envolvem a plantação de palma de óleo, no que diz respeito aos aspectos ambientais.

Como estudos futuros, sugere-se conduzir análises detalhadas sobre a formação de corredores ecológicos nesta bacia e sua eficácia e funcionalidade do ponto de vista socioambiental, além de se verificar o grau de preservação em que os fragmentos maiores se encontram.

REFERÊNCIAS

ADAMI, M. et al. Dinâmica do uso e cobertura da terra no estado do Pará entre os anos de 2008 a 2012. *In: Embrapa Informática Agropecuária-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. Anais... São José dos Campos: INPE, 2015.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, N; MCGRATH, D; MOUTINHO, P; PACHECO, P; DIAZ, M. D. C. V e FILHO, B. S. **Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica**. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), 2004, 89 p.

ALMEIDA, A. S. D. E.; VIEIRA, I. C. G. Conflitos no uso da terra em Áreas de Preservação Permanente em um polo de produção de biodiesel no Estado do Pará. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 3, 2014.

ALMEIDA, A. S. de. **Mudanças de uso da terra em paisagens agrícolas com palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq.) e implicações para a biodiversidade arbórea da Amazônia**. 2015. 116p. Tese (Doutorado - Ciências Ambientais). Universidade Federal do Pará. Belém, PA. 2015.

ALMEIDA, A. S., VIEIRA, I. C. G., MOURA, N., LESS, A. C. Heterogeneity of tree diversity and carbon stocks in Amazonian oil palm landscapes, **Plant Ecology & Diversity**, 2020. DOI: 10.1080/17550874.2019.1710616

ALMEIDA, A. S.de.; VIEIRA, I. C. G.; FERRAZ, S.F.B. Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104321, 2020.

ALVES SOBRINHO, T. et al. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 46-57, 2010.

ALVES, D.S., MORTON, D.C., BATISTELLA, M., ROBERTS, D.A., SOUZA, C. Jr. Taxas de Mudança e Padrões de Desmatamento e Uso da Terra na Amazônia Brasileira. **Amazônia and Global Change**. 2009.

ANTROP, M. The language of landscape ecologists and planners: A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. **Landscape and Urban planning**, v. 55, n. 3, p. 163-173, 2001.

ARAGÓN, E. L. A dimensão internacional da Amazônia: um aporte para sua interpretação. **Revista NERA**, v. 21, n. 42, 2018.

BARLOW, J., GARDNER, T. A., ARAUJO, I. S., AVILA-PIRES, T. C., BONALDO, A. B., COSTA, J. E.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(47), 18555–18560. 2007.

BACKHOUSE, M. **A despropriação sustentável da Amazônia**. O caso de investimentos em dendê no Pará, Fair Fuels? Working Paper 6, Berlin, 2013.

BECKER, B. K. Recuperação de áreas desflorestadas da Amazônia: será pertinente o cultivo da palma de óleo (Dendê)? **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 10, 2010.

BECKER, W. R. et al. Google Earth Engine como instrumento de classificação uso e cobertura do solo no município de Cascavel, Paraná, Brasil. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Santos-SP. 2019.

BENAMI, E. et al. Oil palm land conversion in Pará, Brazil, from 2006–2014: evaluating the 2010 Brazilian sustainable palm oil production program. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 3, p. 034037, 2018.

BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre, ES. **Espaço & Geografia**, v. 14, n. 2, p. 257-277, 2011

BRANDÃO, F.; SCHONEVELD, G. The state of oil palm development in the Brazilian Amazon: Trends, value chain dynamics, and business models. **Working Paper 198**. Bogor, Indonesia: CIFOR, 2015.

BRASIL. CRNH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 30, de 11 de Dezembro de 2002**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, mar. 2003.

BRASIL. **Decreto Federal nº 7.378/2010** - Macrozoneamento ecológicoeconômico da Amazônia Legal - MacroZEE da Amazônia Legal. Decreto nº 7.378/2010. Brasília, 2010. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>. Acesso em: 05 out. 2018.

BRITO, T. D. **Competitividade e sustentabilidade no agronegócio: o caso do óleo de palma**. Universidade Federal do mato grosso do Sul. 2006. Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. 172 p., 2006.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W de P.; ZAKIA, M.J.B. (Orgs.) **As florestas plantadas e a água. Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Ed. RiMA, 2006. 226p.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista portuguesa de estudos regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009.

COPPIN, P., JONCKHEERE, I., NACKAERTS, K., MUYS, B., LAMBIN, E. Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v.9, p. 1565-1596, 2004.

COSTA, J. M. & FLEURY, M. F. 2015. O programa “Municípios Verdes”: estratégias de revalorização do espaço em município paraenses. **Ambiente & Sociedade** 18(2): 61-76.

CUNHA, E.J., de ASSIS. M., L.F., JUEN, E.L. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. **Ecological Indicators**. 52, 422–429, 2015.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **A cultura do dendê**. Centro de Pesquisa Agroflorestal da Amazônia Oriental. Brasília: EMBRAPA_SPI, p.68. 1995.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA – SPI, 2009. 412 p.

ESA. **SENTINEL - 2 User Handbook**. 2015. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook>.

ESRI. **Environmental Systems Research Institute**, 2010. ArcGIS 10.1: 122.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAPESPA - Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas. **Estatísticas Municipais Paraenses: Tomé-Açu**. Belém, 2016. 58f.: il.

FAUSTINO, J. Planificación y gestión de manejo de cuencas. **Turrialba: CATIE**, 1996. 90p.

FEARNSIDE, P. M. **A floresta amazônica nas mudanças globais**. INPA, 2009. 134 p.

FONSECA, L. M. G. **Processamento digital de imagens**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 105p. 2000.

GONÇALVES, A. L.; CRUZ, V. M. S. da.; SERRA, A. B. Fragmentação Florestal na Região de Integração do Lago de Tucuruí, Pará, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 62, 2019.

FERNANDES, M.; M. FERNANDES.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. da S.; GONÇALVES, F. Ecologia da paisagem de uma bacia hidrográfica dos Tabuleiros

Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**. v. 24. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.025015>.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A.; THEOBALD, D. M.; BALLESTER, M. R. V. Landscape Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future. **Forest Ecology and Management** 204, 67-83. 2005.

FERREIRA DA SILVA, M.S; MELO E SOUZA, R. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do ibura–sergipe. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 13, n. 3, 2014.

FERREIRA, S. C. G.; LIMA, A. M. M. DE; CORREA, J. A. M. Zoneamento da bacia hidrográfica do rio Moju (Pará): usos da água e sua relação com as formas de uso e cobertura do solo. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 4, p. 680- 69. 2017

FERREIRA, L. V.; PEREIRA, J. L. G.; THALES, M. C. Grau de fragmentação e isolamento da paisagem na Área de Influência Direta do Aproveitamento Hidrelétrico de Belo Monte no estado do Pará. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 2009**, INPE, p. 2729-2736. Disponível em: <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2009/03.02.18.19/doc/capa.htm>.

Acesso em 09 mar 2020.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional ea importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FREITAS, A. R. de. **A repercussão da legislação na dinâmica do uso da terra na bacia do rio Cará-Cará, Ponta Grossa–PR, no período de 1980 a 2007**. 111f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território: Sociedade e Natureza) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 2008.

FURUMO, P.R., AIDE, T.M. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America:land use change and trade. **Environmental Research Letters** 12 (2), 024008. 2017.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GOUVEIA, R. G. L.; GALVANIN, E. A. S.; ALVES, S.M. Aplicação do Índice de Transformação Antrópica na Análise Multitemporal da Bacia do Córrego do Bezerro Vermelho em Tangará da Serra-MT. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1045-1054, 2013.

HOMMA, A.K.O. A imigração japonesa na Amazônia, 1915-1945. In: HOMMA, A.K.O. **Amazônia: meio ambiente e desenvolvimento agrícola**. Brasília, EMBRAPA-SPI, 1998. p.1-31.

HOMMA, A.K.O., VIEIRA, I.C.G. Colóquio sobre dendezeiro: prioridades de pesquisas econômicas, sociais e ambientais na Amazônia. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**. Belém, v. 8, n. 15. P. 79-90. 2012.

HOMMA, A.K.O.; FURLAN JÚNIOR, J.; CARVALHO, R.R.; FERREIRA, C.A.P. Bases para uma política de desenvolvimento da cultura do dendê na Amazônia. In: VIÉGAS, I.J.M. & MULLER, A.A. (Org.). **A cultura do dendezeiro na Amazônia brasileira**. Belém, Embrapa Amazônia Ocidental. p. 11-30. 2000.

HUDSON, W. D.; RAMM, C. W, Correct formulation of the kappa coefficient of agreement, **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v, 53, n,4, p, 421-422, 1987.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Banco de dados do projeto PRODES, 2018**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>>. Acesso em: 09 out. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Alertas do DETER na Amazônia em junho somam 2.072,03 km²**. INPE, São José dos Campos, SP. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção agrícola do município de Tomé-Açu**. 2012. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa_resultados.php?id_pesquisa>. Acesso em: 03 de out. de 2018.

INSTITUTO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tome-acu/panorama>>. Acesso em 03 de out. de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Malha municipal digital**: escala 1:250.000. 2015. Rio de Janeiro – RJ. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br.php>>. Acesso em: 05 out de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Banco de Dados Agregados**. 2017. Sistema de Recuperação Automática - SIDRA. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso: 23 dez 2019.

LAMB, L. P.; GILMOUR, D. S. **Rehabilitation and restoration of degraded forests: Issues in forest Conservation**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK and WWF, Gland, Switzerland. 122p. 2003.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

LAMEIRA, W. J. de. M. **Análise e modelagem do dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) no nordeste do Pará e implicações para o planejamento de territórios sustentáveis**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2016.

LAMEIRA, W. J. de. M.; VIERIA, I. C. G.; TOLEDO, P. M. de. Expansão da dendeicultura em relação às zonas agroecológicas de Tomé-Açu, Pará. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 10, 2016.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, 2009.

LEES, A. C.; MOURA, N.G; ALMEIDA, A. S. de.; VIEIRA, I. C. G. Poor prospects for avian biodiversity in Amazonian oil palm. **PloS one**, v. 10, n. 5, 2015.

LEES, C.; VIEIRA, I. C. G. FORESTS: Oil-palm concerns in Brazilian Amazon. **Nature**, v. 497, n. 7448, p. 188, 2013.

LILLIEFORS, H.W. (1967). On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. **Journal of the American Statistical Association**, 62, 399-402 (6.2, Appendix).

LIMA, B. C; FRANCISCO, C. N.; DE ATHAYDE BOHRER, C. B. Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do estado do rio de janeiro. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1283-1295, 2017.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ/USP, p. 245, 2008.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. “**Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma no Brasil**”. Folheto explicativo. Disponível em http://www.sebrae.com.br/setor/agroenergia/livreto_palma.pdf. Acesso em 20 de jan de 2020. Publicado em 6 de maio de 2010(a).

MARQUES, A. J. **Mapeamento de Fragmentos de Mata no Município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem**. 2004. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Ciências Cartográficas.

MARTINS, F.; FREITAS, A. R. de. Identificação das unidades de paisagem na bacia hidrográfica do Arroio dos Pereiras, em Irati-PR. **Perspectiva**, v. 38, n. 143, p. 39-49, 2014.

MATO GROSSO, Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. **Mato Grosso em números: um diagnóstico da realidade de Mato Grosso**. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral, Cuiabá. 2013, 181p.

McGarigal K. **Fragstats: Fragstats help - versão 4.2**. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts. Massachusetts: Amherst; 2013. 182p.

MENDES, B. C. et al. Análise do uso e ocupação da terra, fragmentação florestal e áreas de preservação permanente no município de cerro azul-pr. **Revista Espaço e Geografia**, v. 17, n. 1, 2015.

MENDES-OLIVEIRA, A.C., PERES, C.A., MAUÉS, P.C.R.D.A., OLIVEIRA, G.L., MINEIRO, I.G., DE MARIA, S.L.S., LIMA, R.C. Oil palm monoculture induces drastic erosion of na Amazonian forest mammal fauna. **PLoS One** 12 (11), e0187650.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187650>. 2017.

METZGER, J.P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 37, p. 29-35, 1997.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, p.445-462, 1999.

METZGER, J. P. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. **Environmental Conservation**, 30(4), 325–333. doi:10.1017/s0376892903000341. 2003.

MIACHIR, J. I. **Caracterização da vegetação remanescente visando à conservação e restauração florestal no município de Paulínia-SP**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2009.

MITCHELL G. E. M.; BENNETT, E. M.; ANDREW, G. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: Current knowledge and research gaps. **Ecosystems**, 16, 894–908. 2013.

MORENO, V. de S. **Ecologia funcional de florestas estacionais semidecíduais em paisagens agrícolas da mata atlântica**. 2019. 104p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo-Piracicaba, 2019.

MOTA, D. M. da; RIBEIRO, L.; SCHMITZ, H. A organização do trabalho familiar sob a influência da produção de dendê em Tomé-Açu, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 14, n. 2, p. 531-552, 2019.

NAHUM, J. S.; DOS SANTOS, C. B. Uma interpretação geográfica da dendeicultura na amazônia paraense. **Revista da ANPEGE**, v. 11, n. 15, p. 309-331, 2015.

NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. O boom do dendê na microrregião de Tomé-Açu, na Amazônia paraense. **Revista Confins**, p. 1-14. Disponível em: <<http://journals.openedition.org/confins/10536>>. Acesso em: 15 set. 2019. 2015a.

NAHUM, J. S; DOS SANTOS, C. B. Impactos socioambientais da dendeicultura em comunidades tradicionais na amazônia paraense (Socio-environmental impacts of palm oil plantations on traditional communities in the paraense Amazon). **ACTA GEOGRÁFICA**, p. 63-80, 2014.

NAHUM, J. S; MALCHER, A. T. C. Dinâmicas territoriais do espaço agrário na Amazônia: a dendeicultura na microrregião de Tomé-Açu (PA). **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia**, n. 16, 2012.

NAHUM, J., SANTOS, C. A dendeicultura na Amazônia paraense. **GEOUSP Espaço E Tempo (Online)**, 20(2), 281-294. Disponível em: << <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2016.122591>>>. Acesso em: 05 set 2019. 2016.

PARÁ. Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Pará. **Política de Recursos Hídricos do Estado do Pará: Lei Estadual nº 6.381, de 25 de julho de 2001**. Belém: SEMA-PA, 2012. 117 p.

PEREIRA, L. F.; GUIMARÃES, R. M. F. Mapeamento multicategórico do uso/cobertura da terra em escalas detalhadas usando Semi-automatic Classification Plugin. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n. 4, p. 379-385, 2018.

PIASENTIN, F. B.; GÓIS, S. L. Conservação de remanescentes florestais no Brasil: considerações sobre os principais instrumentos de gestão ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, 2016.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a conservação dos Recursos Naturais. **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, Editus, p.17-35, 2002.

POMPEU, G. do S dos. S.; RYOHEI, O. K.; ALMEIDA, R. H C. Percepção de agricultores familiares e empresariais de Tomé-Açu, Pará, Brasil sobre os Sistemas de Agrofloresta. **Sustainability in Debate/Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, 2017.

PORTO, M. F. A; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

REBELLO, F. K. **Da lenha ao óleo de palma a transformação da agricultura no nordeste paraense**. 2012. 321f. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém. 2012.

RIBEIRO, M.C, METZGER, J.P, MARTENSEN, A.C, PONZONI, F.J, HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 2009; 142: 1141-1153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

ROSA, M. R. Classificação do Padrão de Ocupação Urbana de São Paulo Utilizando Aprendizagem de Máquina e Sentinel 2. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 15-21, 2018.

RUFO, R. L. T.; DE CRISTO, S. S. V. Sensoriamento remoto aplicado na análise do uso e ocupação da bacia hidrográfica do Córrego Titira, Porto nacional, Tocantins. **Revista Interface (Porto Nacional)**, n. 07, 2014.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de Bacias Hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. 63p. (Embrapa Milho e Sorgo.Documentos, 30). 2003.

SANTOS, L. B. et al. Usos da terra e conservação da biodiversidade na bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 03, p. 929-943, 2019.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Consequências biológicas da fragmentação do ecossistema: uma revisão. **Biologia da Conservação**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SILVA, K.G.D. **Avaliação da cobertura florestal da sub-bacia hidrográfica do rio Alegre, Sul do estado do Espírito Santo, utilizando geotecnologias**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias. 92 fls. 2012.

SILVA, K. G. da.; SANTOS, A. R. dos.; SILVA, A. G. da.; PELUZIO, J. B. E.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015.

SILVA, A. K. L. **Impacto da expansão da palma de óleo sobre escoamento superficial e produção de sedimentos nas sub-bacias hidrográficas não monitoradas dos rios Bujaru e Mariquita no nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental**. 2016. 287p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola Universidade de São Paulo, 2016.

SILVA, E. M. da; NAVEGANTES-ALVES, L. A ocupação do espaço pela dendeicultura e seus efeitos na produção agrícola familiar na Amazônia Oriental. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia*, n. 30, 2017.

SILVA, F. L. da.; HOMMA, A. K.O; PENA, H. W. A. O cultivo do dendezeiro na Amazônia: promessa de um novo ciclo econômico na região. **Observatório da Economia Latino-Americana**, n. 158, 2011.

SILVA, T. C. M. **Análise da paisagem e identificação de áreas prioritárias para restauração florestal na bacia do rio Arauaí, Moju, Pará**. 2018. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Botânica Tropical) -Universidade Federal Rural da Amazônia / Museu Paraense Emílio Goeldi. 2018.

SIMAS, J. P.; PENTEADO, C. L. C. Energia e sustentabilidade: análise da viabilidade do cultivo de dendê para o desenvolvimento regional endógeno da Amazônia. **Boletim de Geografia**, v. 37, n. 1, p. 184-198, 2019.

SOUZA, C. G. et al. **Caracterização e manejo integrado de bacias hidroráficas**. Belo Horizonte: EMATER, 2002. 124p.

STATSOFT, I.N.C. 2004. **Statistica** (Data Analysis Software System), Version 7. < <http://www.statsoft.com> >.

TABARELLI, M. AGUIAR, A. V, RIBEIRO, M. C, METZGER J.P, PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation** 2010; 143: 2328- 2340. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.

TEODORO, V. L. I. et al. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Brasileira Multidisciplinar-Brazilian Multidisciplinary Journal**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2004. 943p

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Ministério do Meio Ambiente/ SQA - Brasília: MMA, p. 302, 2006.

VALE, J. R. B.; BORDALO, C. A. L; FONSECA, L. C. N. da. Análise do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Apeú, Nordeste Paraense, entre os anos de 1999 e 2014. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Pará (IHGP)**. 2015. Belém 02, 76-83. DOI: 10.17553/2359-0831/ihgp.v2n2p76-83.

VIEIRA, I. C. G.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L.; LEES, A.; BARLOW, J. Challenges of governing second-growth forests: A case study from the Brazilian Amazonian State of Pará. **Forests**, v. 5, n. 7, p. 1737-1752, 2014.

VIEIRA, I. C. G.; JARDIM, M. A. G.; ROCHA, E. J. P. da. **Amazônia em tempo: estudos climáticos e socioambientais**. Belém: UFPA: MPEG: EMBRAPA, 2015. 461 p. Disponível em: <http://livroaberto.ufpa.br/jspui/handle/prefix/93>. Acesso em: 25 ago 2018.

VENTURIERI A. Zondendê x Amarelecimento Fatal. Mapeamento de áreas com potencial de expansão e de ocorrência de amarelecimento fatal em palma de óleo (dendê) na Amazônia Legal, com ênfase no Estado do Pará, **Agroenergia em Revista**. (Palma para o dendê). Ano II, nº 2, maio de 2011, p. 6-7. Disponível em: <http://issuu.com/embrapa/docs/agroenergetico_29/4>. Acessado em 11 mar 2020. p. 16.

WU. J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. **Landscape Ecology**, 28, 1–11. 2013.