



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

LARISSA MELO DE SOUSA

**SISTEMAS AGROFLORESTAIS: UMA ABORDAGEM SOBRE MUDANÇAS
DE USO E COBERTURA DA TERRA E ESTIMATIVA DE CARBONO, NO
MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU, PARÁ**

BELÉM

2021

LARISSA MELO DE SOUSA

**SISTEMAS AGROFLORESTAIS: UMA ABORDAGEM SOBRE MUDANÇAS
DE USO E COBERTURA DA TERRA E ESTIMATIVA DE CARBONO, NO
MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU, PARÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal Rural da Amazônia, como requisito para obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Área de Concentração: Silvicultura e Sistemas Agroflorestais.

Orientador: Dr. Osvaldo Ryohei Kato

Coorientador: Dr. Marcos Adami

BELÉM

2021

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

- S725s Sousa, Larissa Melo de
 Sistemas agroflorestais: Uma abordagem sobre mudanças de uso e cobertura da terra e estimativa de carbono, no município de Tomé- açu, Pará / Larissa Melo de Sousa. - 2021.
 93 f. : il. color.
- Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF), Campus
 Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2021.
 Orientador: Prof. Dr. Osvaldo Ryohei Kato
 Coorientador: Prof. Dr. Marcos Adami.
1. Sensoriamento remoto. 2. Desmatamento. 3. Mudança de uso e cobertura da terra. 4. Biomassa
 acima do solo. 5. Amazônia. I. Kato, Osvaldo Ryohei , *orient.* II. Título
-

634.9509811

CDD

LARISSA MELO DE SOUSA

**SISTEMAS AGROFLORESTAIS: UMA ABORDAGEM SOBRE MUDANÇAS
DE USO E COBERTURA DA TERRA E ESTIMATIVA DE CARBONO, NO
MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU, PARÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, do Instituto de Ciências Agrárias, da Universidade Federal Rural da Amazônia, como requisito para obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Data da Avaliação: 10 de fevereiro de 2021

Banca examinadora:



Dr. Osvaldo Ryohei Kato- Orientador
Embrapa Amazônia Oriental



Dr. Marcos Adami- Coorientador
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais



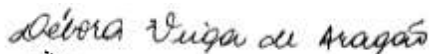
Dr. Francisco de Assis Oliveira
Universidade Federal Rural da Amazônia- UFRA



Dr. Hassan Camil David
Universidade Federal Rural da Amazônia- UFRA



Dra. Aline M. Meiguins de Lima
Universidade Federal do Pará- UFPA



Dra. Débora Veiga de Aragão
Embrapa Amazônia Oriental

Dedico esta tese a vocês que sempre me fizeram acreditar na realização dos meus sonhos e trabalharam muito para que eu pudesse realizá-los, meus pais Raimundo e Maria do Socorro.

A você Raissa, que sempre compartilhou comigo todas as alegrias e deixou os momentos difíceis mais suaves.

Ao meu esposo Wilson, que sempre esteve ao meu lado e tornou essa caminhada mais alegre.

Ao meu avô Diquinho (in memoriam) que me ensinou a amar a natureza.

Ao avanço da Ciência Florestal na Amazônia.

AGRADECIMENTOS

Ao meu DEUS toda honra e toda glória, sem ELE nada seria possível. Agradeço a Nossa Senhora de Nazaré por toda intercessão realizada durante os meus estudos.

A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) através do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais pela oportunidade do curso.

Ao meu orientador Dr. Osvaldo Kato, pela confiança depositada neste trabalho, pela atenção, paciência e hospitalidade oferecida durante as viagens a Tomé-Açu. Sua contribuição na minha vida profissional e pessoal é imensurável e sempre constante.

Ao meu coorientador Dr. Marcos Adami pelos preciosos ensinamentos repassados, por oferecer condições possíveis para a realização deste trabalho e por sempre está disposto a ensinar de uma maneira suave e agradável.

À CAPES que disponibilizou recursos financeiros que me proporcionaram a total dedicação a este trabalho.

Ao Centro Regional da Amazônia do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, por ceder a estrutura física para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço a todos os amigos que o INPE me deu, em especial ao Igor Silva e Arlesson Souza, pela grande paciência e dedicação neste trabalho.

A CAMTA e todos os produtores rurais Tomé-Açu que sempre nos receberam com muito afeto e por concederem condições possíveis para a realização desta pesquisa.

Aos meus pais, Raimundo e Maria do Socorro, meus apoiadores incondicionais. Espero sempre dar motivos de orgulho para que me chamem de filha, pois a razão de tudo isso é vocês. Por todos os ensinamentos ao longo da vida e por acreditar que a educação é a arma mais poderosa que alguém poderia ter.

A minha irmã Raissa que sempre esteve ao meu lado e por ser uma fonte de inspiração profissional e pessoal.

Ao meu esposo Wilson pelo amor, dedicação e companheirismo ao longo desses quase 11 anos. Você foi meu maior suporte emocional nessa jornada, com quem pude dividir minhas alegrias e frustrações.

E aos queridos familiares e amigos que me incentivaram, por me entenderem nos momentos de ausência, pelos momentos de descontração e pelas palavras amigas.

Enfim, a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para realização deste trabalho.

*“Agir, eis a inteligência verdadeira. Serei o que quiser. Mas tenho que querer o que for.
O êxito está em ter êxito, e não em ter condições de êxito. Condições de palácio tem
qualquer terra larga, mas onde estará o palácio se não o fizerem ali ?”*

(Fernando Pessoa)

RESUMO

O estudo da estimativa de biomassa em SAF resultantes de mudanças de uso e cobertura da terra é relevante para reduzir as incertezas quanto às estimativas das emissões e remoções de carbono e compreender como atuam nos processos ambientais. Este trabalho tem como objetivo estimar o estoque de carbono na biomassa acima do solo em SAFs resultantes de mudanças de uso e cobertura da terra, no município de Tomé-Açú, Pará. Foram realizadas a interpretação e classificação das imagens através da discriminação de classes. Os polígonos foram classificados em 6 faixas de tamanho das áreas. Realizou-se a edição dos resultados do mapeamento e a elaboração de cartas temáticas. Foram quantificadas e mapeadas classes de uso e cobertura da terra baseada na interpretação visual, aplicação do Random Forest, quantificação de área para comparações entre os mapeamentos dos anos de 1990, 2000, 2010 e 2018. Adicionalmente realizou-se um inventário em SAFs, foram realizadas análises de regressão entre os dados de biomassa do inventário e de SR, seguidos de espacialização da biomassa para os SAFs. Para o período entre 1985 e 2018, a expansão do desmatamento acarretou uma perda de floresta de aproximadamente 298 mil ha, sendo 57% da área do município. Em todos os anos foram observados valores elevados de polígonos no intervalo <6,25 ha e reduzido valor no intervalo >50 ha. Os pequenos fragmentos (<6,25 ha) respondiam por 15% de todo o desmatamento, enquanto os grandes (> 50 ha) respondiam por 45%. A classe SAF1 foi observada que se teve um leve crescimento com 7.049ha (1,4%) em 1990, para o ano de 2018 apresentou 9.148ha (1,8%). A classe SAF2 teve sua área reduzida progressivamente de 16.803ha (3,3%) em 1990, para 10.508ha (2%) em 2018. Para todos os períodos as classes SAF 1 e SAF 2 apresentaram persistência menor que 8%. Tanto para o SAF 1 quanto para o SAF 2 grande parte do incremento se deu pelo avanço sobre as áreas de vs, floresta e pasto. As três equações resultantes das análises de regressões dos dados de SR com inventário apresentaram a mesma tendência. O valor total do estoque de carbono em SAFs de Tomé-açu foi de 41.982,52 MgC para NDWI, 42.534,28 MgC para TSAVI x NDWI e 43.094,75 MgC para B5 x NDWI. Conclui-se que o período analisado apresentou diferenças tanto na análise temporal, quanto aos padrões de distribuição do desmatamento, indicando uma forte potencialidade futura à perda de floresta. A classificação de imagens através do GEE se mostrou válida para monitoramento das mudanças ocorridas em classes de uso e cobertura inclusive de SAFs. As respostas espectrais dos SAFs seguem padrões diferenciados dos demais tipos de vegetações e são alterados de acordo com a variação de biomassa. O índice de vegetação NDWI apresentou maior eficiência na predição de biomassa acima do solo de SAFs.

Palavras-Chave: Classificação, Desmatamento, Biomassa acima do solo, Sensoriamento remoto, Amazônia.

ABSTRACT

The study of the biomass estimate in SAF resulting from land use and land cover changes is relevant to reduce the uncertainties regarding the estimates of carbon emissions and removals and to understand how they act in the environmental processes. This work aims to estimate the carbon stock in above-ground biomass in SAFs resulting from land use and land cover changes, in the municipality of Tomé-Açu, Pará. The interpretation and classification of the images were carried out by class discrimination. The polygons were classified into 6 ranges of size of the areas. The mapping results were edited and thematic letters were prepared. Classes of land use and land cover were quantified and mapped based on visual interpretation, application of Random Forest, quantification of area for comparisons between the mappings of the years 1990, 2000, 2010 and 2018. Additionally, an inventory was made in SAFs, regression analyzes were carried out between the biomass data of the inventory and SR, followed by spatialization of biomass for the SAFs. For the period between 1985 and 2018, the expansion of deforestation resulted in a loss of forest of approximately 298 thousand ha, with 57% of the area of the municipality. In all years, high values of polygons were observed in the range <6.25 ha and low values in the range > 50 ha. Small fragments (<6,25 ha) accounted for 15% of all deforestation, while large fragments (> 50 ha) accounted for 45%. The SAF1 class was observed to have a slight growth with 7,049 ha (1,4%) in 1990, for the year 2018 it presented 9,148 ha (1,8%). The SAF2 class had its area progressively reduced from 16,803ha (3,3%) in 1990, to 10,508ha (2%) in 2018. For all periods, the SAF 1 and SAF 2 classes showed persistence of less than 8%. For both SAF 1 and SAF 2, a large part of the increase was due to the advance on the areas of VS, forest and pasture. The three equations resulting from the regression analysis of SR data with inventory showed the same trend. . The total value of the carbon stock in SAFs of Tomé-açu was 41,982.52 MgC for NDWI, 42,534.28 MgC for TSAVI x NDWI and 43,094.75 MgC for B5 x NDWI. It is concluded that the analyzed period presented differences both in the temporal analysis, as in the patterns of distribution of deforestation, indicating a strong future potential for forest loss. The classification of images through GEE proved to be valid for monitoring changes in classes of use and coverage, including SAFs. The SAFs' spectral responses follow different patterns from other types of vegetation and are altered according to the variation of biomass. The NDWI vegetation index showed greater efficiency in the prediction of above-ground biomass of SAFs.

Keywords: Classification, Deforestation, Above Ground Biomass, Remote sensing, Amazon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPITULO I

Figura 1. Fluxograma das etapas metodológicas integradas.....21

CAPITULO II

Figura 1. Localização da área de estudo.....**Erro! Indicador não definido.**8

Figura 2. Desmatamento de 1985 a 2018. 32

Figura 3. Padrão espacial do desmatamento de 1985 a 2018 em Tomé-Açú.....**Erro!**

Indicador não definido.5

Figura 4. Quantitativo em área (hectare) de polígonos desmatados no município de Tomé-Açú, de 1990 a 2018.**Erro! Indicador não definido.**7

Figura 5. Proporção de área desmatada por tamanho de polígono de 1990 a 2018. .**Erro!**

Indicador não definido.8

CAPITULO III

Figure 1. Location of the study area.....52

Figure 2. Classification steps flowchart.....53

Figure 3. Tomé-Açu land use and land cover classification for the years: a) 1990;b) 2000; c)2010; and d) 2018.....59

Figure 4. Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990- 2000. 2000-2010 and 2010-2018. for the municipality of Tomé-Açu.....63

Figure 5. Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990-2010, for the municipality of Tomé-Açu.....75

Figure 6. Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990-2018, for the municipality of Tomé-Açu.75

Figure 7. Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 2000-2018, for the municipality of Tomé-Açu.....76

CAPITULO IV

Figura 1. Localização da área de estudo.....80

Figura 2. Desenho esquemático do tamanho da parcela e subparcela para inventário florestal em Sistemas Agroflorestais.....82

Figura 3. Lotes de agricultores rurais associados a CAMTA, em 2015.....85

Figura 4. Histogramas e Boxplots dos principais valores estimados para o *p-value* (frequência), R^2 ajustado e Erro padrão residual resultantes na análise de regressão simples e regressão múltipla entre inventário e os dados de SR.....86

Figura 6. Boxplots dos intervalos de valores para a biomassa arbórea (Mg. ha^{-1}) estimada dos SAFs de agricultores rurais associados a CAMTA.....88

LISTA DE TABELAS

CAPITULO II

Tabela 1. Evolução do uso e cobertura da terra (em hectares) de 1985 a 2018 em Tomé-Açú.....34

Tabela 2. Quantitativo de polígonos (unidades de polígonos) desmatados no município de Tomé-Açú, de 1990 a 2018.....**Erro! Indicador não definido.**8

CAPITULO III

Table 1. Key for the interpretation of land use and land cover classes54

Table 2. Quantitative of validated points and dispersion measures.....59

Table 3. Quantification of areas (in hectares) and the relative participation of classes of land use and cover for the years 1990, 2000, 2010 and 2018 in the municipality of Tomé-Açu.....62

Table 4. Transition matrix between the years 1990 - 2000. for the municipality of Tomé-Açu. With areas in hectares (ha).....65

Table 5. Transition matrix between the years 2000 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).....65

Table 6. Transition matrix between the years 2010 - 2018, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).....66

Table 7. Transition matrix between the years 1990 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).....73

Table 8. Transition matrix between the years 1990 - 2018, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).....73

Table 9. Transition matrix between the years 1900 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).....74

CAPITULO IV

Tabela 1. Equações alométricas utilizadas para estimar a biomassa acima do solo.....82

Tabela 2. Índices de vegetação utilizados na obtenção das variáveis espectrais dos SAFs no município de Tomé-Açu, PA.....83

Tabela 3. Equações medianas utilizando regressão linear simples e múltipla.....87

Tabela 4. Carbono ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) estimada dos SAFs de agricultores rurais associados a CAMTA, valores mínimo, máximo, mediana e desvio absoluto da mediana.....88

LISTA DE SIGLAS

CAMTA: Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açú

CH_4 : metano

CO: monóxido de carbono

CO_2 : dióxido de carbono

CTVI: Corrected Transformed Vegetation Index

DAP: Diâmetro à altura do peito

EVI2: Enhanced Vegetation Index

FNO: Fundo Constitucional de Financiamento do Norte

GEE: Google Earth Engine

GPS: Sistema de Posicionamento Global

H: Altura total

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MSAVI: Modified Soil Adjusted Vegetation Index

NDVI: Normalized Difference Vegetation Index

NDWI: Normalized difference Water Index

NIR: Reflectância do Infravermelho próximo

PNMC: Política Nacional sobre Mudanças do Clima

PPCDAm: Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal

PRODES: Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite

PVI 1: Perpendicular Vegetation Index

RED: Reflectância da banda do vermelho

SAF: Sistema Agroflorestal

SAVI: Soil Adjusted Vegetation Index

SR: Simple Ratio

TSAVI: Transformed Soil Adjusted Vegetation Index

USGS: Serviço Geológico dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1.CAPITULO I: CONTEXTUALIZAÇÃO	15
1.2. PROBLEMA DE PESQUISA E HIPOTESE.....	16
1.3. OBJETIVO GERAL.....	17
1.3.1. Objetivos específicos	17
1.4.ASPECTOS HISTÓRICOS.....	17
1.5.METODOLOGIA INTEGRADORA.....	20
1.4.ESTRUTURA DA TESE	21
1.5.REFERENCIAS	21
2.CAPITULO II: ANALISE MULTITEMPORAL DO DESMATAMENTO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇÚ ENTRE 1985 A 2018	24
2.1. Introdução.....	25
2.2. Material e métodos	27
2.2.1. Área de estudo	Erro! Indicador não definido.
2.2.2. Materiais	Erro! Indicador não definido.
2.2.3. Métodos	Erro! Indicador não definido.
2.3. Resultados.....	27
2.3.1. Evolução espacial-temporal do desmatamento.....	31
2.3.2. Padrões temporais em faixas de tamanho das áreas desmatadas.....	31
2.4. Discussão.....	39
2.4.Conclusão	43
3.CAPITULO III: AMAZON AGROFORESTRY SYSTEMS AND LAND USE AND LAND COVER DYNAMICS.....	49
3.1. INTRODUCTION.....	49
3.2. MATERIAL AND METHODS.....	50
3.2.1. Study Area	50
3.2.2. Material.....	52
3.2.3. Methods	52
3.3. RESULTS AND DISCUSSION.....	58

3.4. CONCLUSION	68
3.4.REFERENCES	
3.5.SUPPLEMENTARY MATERIAL	73
5.CAPITULO IV: ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS, NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇÚ, PA	77
4.1. INTRODUÇÃO.....	78
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	80
4.2.1. Área de estudo	80
4.2.2. Material.....	81
4.2.3. Métodos	81
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
4.4. CONCLUSÕES	89
4.6. AGRADECIMENTOS	90
5.4.REFERENCIAS	90
6.CAPITULO V: CONCLUSÕES GERAIS.....	93

1. CAPÍTULO I: CONTEXTUALIZAÇÃO

O processo de conversão dos ecossistemas florestais em agroecossistemas, envolve uma transferência de carbono da biosfera para a atmosfera (NOBRE et al., 2009), ou seja, quando as florestas são danificadas, seja por queimadas e/ou desmatamento, e tornam-se emissoras de grandes quantidades de carbono para a atmosfera, contribuindo então com as mudanças climáticas (FEARNSIDE et al., 2013).

Estudos como o de Montagnini e Nair (2004), visam encontrar sistemas de produção sustentáveis, como os Sistemas Agroflorestais (SAFs), eficientes no sequestro e armazenamento de carbono atmosférico em sua biomassa. Na Amazônia os SAFs estão sendo estudados e difundidos com ênfase na agricultura familiar (KITAMURA, 2003), pois se apresentam como uma proposta com ampla potencialidade de substituição das áreas desflorestadas, visto que permitem uma rápida recuperação das áreas degradadas, apresentam-se como importantes fixadores de carbono atmosférico, produção de cultivos diversificados e geração de serviços ambientais (PEREIRA NETO, 2012). Desta maneira, o estudo da estimativa de biomassa em SAF é relevante no planejamento para um uso sustentável dos recursos naturais, entendimento da inserção dessa atividade sobre o ciclo do carbono e conseqüentemente manutenção de carbono como biomassa pela atividade produtiva (PEREIRA NETO, 2012).

Os SAFs apresentam uma dinâmica fotossintética diferenciada, que pode ser devido tanto ao arranjo das espécies, quanto pelas condições edafoclimáticas do local, formando então, variações sobre o estoque de carbono (WINROCK, 1997). Essas variações nos valores de carbono estão associadas à correlação entre fatores biofísicos da vegetação (biomassa e porcentagem de cobertura vegetal) e sua resposta espectral, tornando possíveis estudos quantitativos que determinam a produtividade sobre uma determinada cobertura vegetal (FONSECA, 2004).

Para Foody (2003), quantificar a distribuição espacial da biomassa a nível local, como em um SAF, é importante para reduzir as incertezas quanto às estimativas das emissões e remoções de carbono, bem como compreender, como tais fenômenos atuam tanto nos processos ambientais, quanto na sustentabilidade do sistema. A fim de obter estimativas confiáveis de biomassa e diminuir as incertezas, há a necessidade da

integração de dados obtidos a partir de diferentes fontes, como medições de campo, imagens e métricas de sensoriamento remoto (SAATCHI et al., 2007).

Apesar dos SAFs serem citados como alternativa nos usos da terra, poucas pesquisas existem sobre estimativa de carbono na região do Nordeste Paraense. Em virtude dessa importância citada no texto, torna-se necessário compreender a quantificação do estoque de carbono em SAFs através de geoprocessamento, contribuindo para o planejamento do uso sustentável dos recursos naturais, onde a biomassa utilizada para estimar o estoque de carbono da vegetação e a quantidade de CO₂ que é liberado à atmosfera devido à adoção de diferentes usos da terra (LU et al., 2006). Sendo que cada Sistema Agroflorestal implantado no município de Tomé-Açu possui características diferenciadas, como a dinâmica fotossintética e arranjo das espécies, gerando assim, classes distintas de estoque de carbono.

1.2. PROBLEMA DE PESQUISA E HIPOTESE

a) Problema de pesquisa

De todas as afirmativas acima, advém os seguintes questionamentos:

Questão 1: Como ocorreu a quantificação do desmatamento no município de Tomé-Açu ao longo dos últimos 30 anos?

Questão 2: Como os SAFs podem ser identificados e quantificados remotamente devido a grande variação biofísica ?

Questão 3: Quão forte é a relação da biomassa e carbono acima do solo em Sistemas Agroflorestais com os índices de vegetação?

b) Hipóteses

Hipótese 1: Se a maior quantificação de desmatamento em Tomé-açu ocorreu com polígonos de pequena área, logo valores abaixo de 6,25ha não foram detectados.

Hipótese 2: Se os SAFs não apresentarem uma resposta espectral única logo há a necessidade da integração de diversas metodologias que certifiquem identificação e quantificação de um sistema.

Hipótese 3: Se as variações de biomassa acima do solo nos diversos sistemas agroflorestais ocasionarem modificações nas respostas espectrais, logo haverá correlações significativas entre a biomassa e os índices de vegetação.

1.3. OBJETIVO GERAL

Estimar o estoque de carbono na biomassa acima do solo em Sistemas Agroflorestais resultantes de mudanças de uso e cobertura da terra, no município de Tomé-Açu, Pará.

1.3.1. Objetivos específicos

- a) Quantificar o desmatamento entre o período de 1985 a 2018, no município de Tomé-Açu, no estado do Pará.
- b) Analisar a dinâmica do uso e ocupação da terra através da plataforma GEE, com ênfase na quantificação dos Sistemas Agroflorestais no município de Tomé-Açu, Pará.
- c) Estimar a biomassa acima do solo em SAFs do município de Tomé-Açu, Pará, com base em dados de campo e de Sensoriamento Remoto.

1.4. ASPECTOS HISTÓRICOS

No século XIX, primeiros imigrantes japoneses (aproximadamente 500 pessoas) chegaram a Amazônia pelas fronteiras com o Peru e a Bolívia, vindos possivelmente atraídos pela riqueza da região e pela oportunidade de emprego em função do auge do ciclo da borracha. Alguns imigrantes tornaram-se seringueiros e participaram ativamente do ciclo da Borracha, outros tornaram-se produtores de legumes devido à escassez na região (YAMADA, 2009).

Na Amazônia, o estabelecimento de colônias japonesas ocorreu pelo programa de imigração japonesa com a concessão de terras doadas pelo Governo à Companhia Nipônica de Plantação do Brasil, com o objetivo de implantar um projeto de desenvolvimento rural, de política de desenvolvimento agrícola e de colonização da região (BOLFE, 2011).

No estado do Pará, a instalação japonesa iniciou-se entre os anos de 1925 a 1929 com a doação de terras as margens do Rio Capim pelo governador Dionísio Bentes, (VILARINS, 2007). Segundo Vieira (2008), o processo de imigração japonesa na colônia de Acará, atual município de Tomé-Açu, ocorreu a partir de 22 de setembro de 1929 com a chegada de 189 pessoas, distribuídas em 43 núcleos familiares e nove solteiros, a bordo do navio Montevidéu Maru pelo rio Acará-Mirim.

Os primeiros núcleos em Tomé-Açu foram estabelecidos com o programa de imigração japonesa na Região Amazônica, com a fundação da colônia japonesa, em uma concessão de um milhão de hectares doados pelo governo do estado à Companhia Nipônica de Plantação do Brasil. O objetivo da concessão de terras era de implantar um projeto de desenvolvimento rural na Amazônia e da política de desenvolvimento agrícola e de colonização do governo do Estado do Pará (BOLFE, 2011).

O desenvolvimento agrícola se iniciou no ano de 1933, algumas mudas de pimentas do reino foram trazidas de Singapura para o campo experimental da companhia de Tomé-Açu, o que proporcionou o desenvolvimento dessa cultura, a partir da década de 50, que foi devido a grandes dificuldades com o sistema de manejo, ocasionando, portanto perdas na produtividade. Nesta mesma década foi fundada a Cooperativa de Hortaliças do Acará, por iniciativa própria dos colonizadores, a qual foi a célula-mãe da Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), contando inicialmente com 76 associados, se tornou uma das maiores organizações cooperativistas do Brasil (CAMTA, 2009).

A CAMTA teve como objetivo fortalecer os agricultores, assegurar mercado para vender seus produtos, e, conseqüentemente, para assegurar sua própria sobrevivência. Na década de 1950, a pimenta do reino chegou a uma produção anual de aproximadamente 1.000 toneladas (BOLFE, 2011). A CAMTA foi considerada a primeira exportadora de pimenta do reino no Brasil no ano de 1953. Em função das guerras o abastecimento de pimenta do reino diminuiu em todo mundo e os agricultores associados a CAMTA de Tomé-Açu intensificaram a produção e aproveitaram os altos preços do mercado (CAMTA, 2009).

Com os lucros da pimenta do reino, a cooperativa contribuiu com o desenvolvimento socioeconômico do município de Tomé-Açu nas áreas da saúde, educação e infraestrutura. Atualmente, os lucros concentram-se na venda de produtos oriundos de cooperados na comunidade de Tomé-Açu (CAMTA, 2009).

Ainda em 1953, o município de Tomé-Açu recebeu cerca de 2.000 novos imigrantes. Em 1960, o preço da pimenta do reino oscilou no mercado mundial de maneira negativa para os produtores da cultura. A partir de 1970, surgiu a revolução verde, que teve como finalidade impulsionar a agricultura com a utilização de agroquímicos e sistemas altamente tecnificados e em larga escala (WESZ JUNIOR; TRENTIN, 2005). A partir dessa revolução o modelo de produção esteve embasado no monocultivo de pimenta do reino.

Nesta mesma década, o ciclo da pimenta do reino entrou em declínio, acentuado por questões fitossanitárias (os pimentais foram praticamente dizimados) com a fusariose (*Fusariumsolani f. sp. Piperis*), amarelecimento fatal, vassoura-de-bruxa e mal das folhas. Essas questões fitossanitárias devastaram a região com o passar dos anos com ápice na década de 1970 (RODRIGUES, et al., 2015), daí a necessidade de diversificação da produção dos sistemas, com o objetivo de evitar riscos no mercado (YAMADA, 1999).

Segundo Homma (1998), as iniciativas dos agricultores japoneses foi a diversificação da produção, com busca a novas atividades econômicas, como a diversificação do uso da terra para redução do desmatamento e queima e a implantação da fruticultura. A diversificação foi relacionada a um novo sistema de produção, dito consorcio e atualmente denominado Sistemas Agroflorestais. Assim, os agricultores não mais ficaram dependentes de uma única fonte de renda, esses sistemas foram compostos de uma grande variedade de espécies frutíferas combinadas com espécies florestais.

Novas culturas como mamão-havai e melão passaram a dominar o cenário agrícola. Os imigrantes japoneses também se destacaram com a introdução da acerola. Em vista aos baixos preços da pimenta do reino, e a grande necessidade de mão de obra, provocaram a sua substituição por outras culturas como: dendê, laranja, cupuaçu e maracujá (HOMMA, 2016).

Homma (2004) resume em oito fases o histórico agrícola na colônia nipo-brasileira de Tomé-Açu, sendo estas:

a) Primeira fase (1933 a 1955): Introdução da pimenta do reino em monocultivo a altos preços internacionais pelos colonos japoneses e seus descendentes. Apogeu do “diamante negro” da Amazônia. Uso de adubação (NPK) nos cultivos de pimenta do reino e início da mecanização agrícola;

b) Segunda fase (1955 a 1970): democratização da cultura com o crescimento de agricultores brasileiros. O aparecimento do *Fusarium*, com conseqüências no processo produtivo. Mudança espacial das áreas de plantio da pimenta do reino, principalmente em Santa Isabel do Pará e Castanhal;

c) Terceira fase (1970 a 1978): Diversificação das atividades, havendo a introdução e a expansão de culturas frutíferas. Política agrícola em vigor com crédito rural e aquisição de insumos agrícolas;

d) Quarta fase (1978 a 1982): Primeiro produtor e exportador de pimenta do reino. Redução do preço da pimenta do reino. Redução do crédito rural. Adoção da pecuária de cultivares alimentares;

e) Quinta fase (1982 a 1987): Altas taxas inflacionárias. Decréscimo na produção e exportação de pimenta do reino. Outras culturas como cacau e mamão atingem o máximo de participação na produção comercializada;

f) Sexta fase (1987 a 1991): Produção da pimenta do reino por pequenos produtores, portanto pouca utilização de insumos modernos. Pimenta do reino como cultura de subsistência. Mesmo com as dificuldades, o Brasil tem produção e exportação recorde em 1991;

g) Sétima fase (1992 a 1999): Crise decorrente dos preços baixos. Abandono dos pimentais. Produções locais recorde de maracujá e acerola. Maior visibilidade das frutas Amazônicas;

h) Oitava fase (A partir de 2000): Alta dos preços da pimenta trouxe insegurança aos produtores, em virtude de roubos nas propriedades e durante o transporte. Recursos do Fundo Constitucional de Financiamento do Norte (FNO) para financiamentos agropecuários. Incorporação de cultivos de frutíferas perenes e anuais.

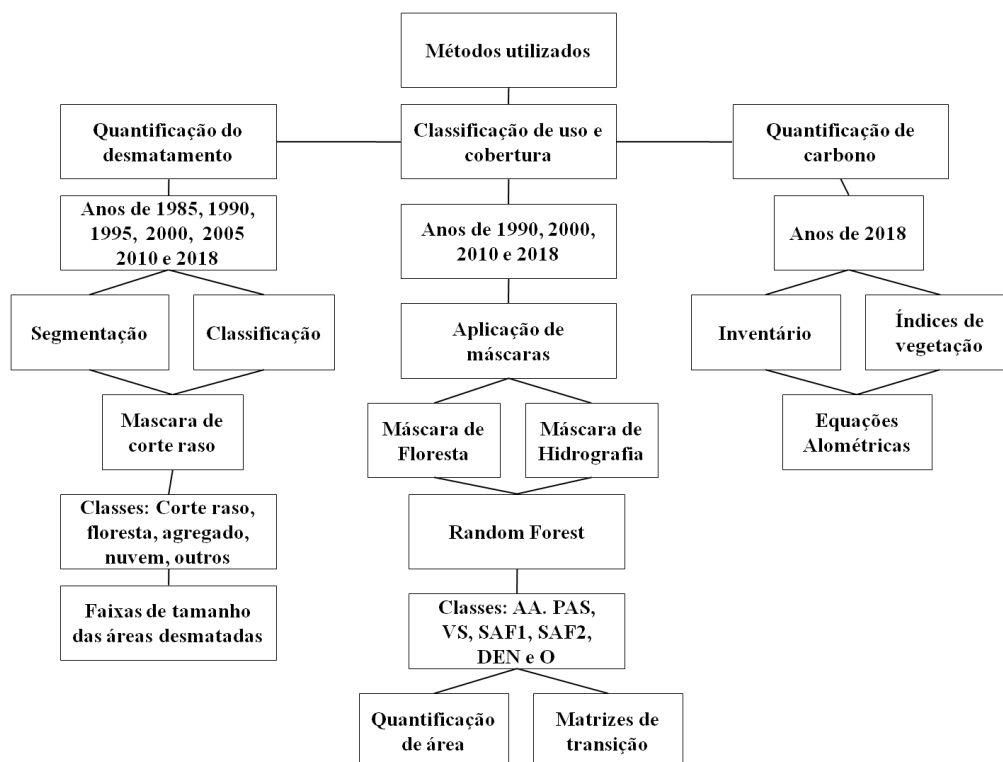
Apesar das adversidades frente ao monocultivo de pimenta do reino e da visível transformação para sistemas agroflorestais em diversas áreas, o município de Tomé-Açu ainda é conhecido como a Terra da pimenta. Possivelmente, tal reconhecimento se deve ao fato de o município levar o Brasil a posição de destaque como maior produtor de pimenta do reino (CAMTA, 2009).

Entretanto, como alternativa a queda do preço da pimenta e incidência de doenças, foram implantados os sistemas agroflorestais afim de assistir um novo ciclo econômico iniciando pelo plantio de espécies frutíferas nativas e exóticas, ao qual possuem uma imensa variedade, mantendo o desenvolvimento da região (CAMTA, 2005).

1.5.METODOLOGIA INTEGRADORA

Para alcançar os objetivos deste trabalho, o mesmo foi realizado em três etapas (Figura 1): quantificação do desmatamento (referente ao artigo 1), classificação das classes de uso e cobertura do solo (referente ao artigo 2), e quantificação do carbono (referente ao artigo 3).

Figura 1: Fluxograma das etapas metodológicas integradas.



1.4. ESTRUTURA DA TESE

Para atingir o objetivo proposto, este trabalho foi dividido em 5 capítulos, os quais foram organizados em etapas de desenvolvimento desta pesquisa. O presente capítulo consta com uma contextualização, fazendo referência a apresentação do trabalho e neste são abordadas a problemática e hipóteses científicas que motivaram essa pesquisa, aspectos históricos sobre o município de Tomé-açu e metodologia integradora dos artigos. No capítulo 2 são discutidos temas acerca da perda de floresta bem como a quantificação do tamanho dos polígonos de desmatamento e de áreas desmatadas, este artigo aceito pela Revista Pesquisa Florestal Brasileira. No capítulo 3, apresentam-se as dinâmicas de transições de uso e ocupação da terra com ênfase em sistemas agroflorestais através da plataforma Google Earth Engine, neste capítulo são apresentados a análise visual, bem como a quantificação das mudanças de uso, este artigo será submetido à Applied Geography. No capítulo 4, apresenta-se a estimativa do estoque de carbono em sistemas agroflorestais e sua relação com os índices de vegetação extraídos da plataforma Google Earth Engine, este artigo será submetido à revista Ciência Florestal. No capítulo 5 são apresentadas conclusões gerais desta tese.

1.5.REFERENCIAS

BOLFE, E. L.; BATISTELLA, M. Análise florística e estrutural de sistemas silviagrícolas em Tomé-Açu, Pará. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.46, n.10, p.1139-1147, 2011.

COOPERATIVA AGRÍCOLA MISTA DE TOMÉ-AÇÚ (CAMTA) – **Relatos históricos da Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu e 78 anos de Cooperativismo na Amazônia (1931~ 1935~ 1949~ 2009)**. Belém, PA: Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu. 2009. 107 p.

COOPERATIVA AGRÍCOLA MISTA DE TOMÉ-AÇU (CAMTA). **Suplemento Estatístico**: Exercício 2005. Balanço encerrado em 31 de dezembro de 2005. 74^a Assembléia Geral Ordinária de 19 de março de 2006. Tomé-Açu. 2006. 15p.

FEARNSIDE, P. M. Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas amazônicas brasileiras. **O ecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 743-756, 2008.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V. B. Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. **Revista Agro@mbiente**, v. 7, n. 1, p. 95-111, 2013.

FONSECA, E. L. Uso de dados de sensoriamento remoto para o monitoramento do estresse das culturas agrícolas. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 2., 2015, Aracaju, Brasil, **Anais...** Aracaju, Brasil: GEONORDESTE, 2004.

FOODY, G. M. Remote sensing of tropical forest environments: Towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 20, p. 4035–4046, 2003.

HOMMA, A. K. O. **A imigração Japonesa na Amazônia**: sua contribuição ao desenvolvimento agrícola. Embrapa Informação Tecnológica; Brasília: Embrapa, 2016. 255 p.

HOMMA, A. K. O. **Amazônia**: meio ambiente e desenvolvimento agrícola. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Belém: Embrapa-CPATU, 1998. 412 p.

HOMMA, A. K. O. Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé- Açu, Pará.. Revista do IESAM. **Revista Instituto de Estudo Superiores da Amazônia**, Belém, v. 2, n. 1/2, p. 57-65, 2004.

KITAMURA, P.C. Agricultura Sustentável no Brasil: avanços e perspectivas. **Ciência & Ambiente**, v.27, n.1, p.7-28, 2003.

- MONTAGNINI, F.; NAIR, P.K.R. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**. v.61, p.281-295, 2004.
- PEREIRA NETO, J. A. **Estoques de carbono em sistemas agroflorestais de cacauero como subsídios a política de serviços ambientais**. 2012, 212 f. Tese (Doutorado do curso de Pós-Graduação em desenvolvimento sustentável do tropico úmido) – Universidade Federal do Pará- Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém, 2012.
- RODRIGUES, E. C. N.; RIBEIRO, S. C. A. ; FELIX, L. S.; SANTOS, Y. B. I. . Influência do empreendimento econômico solidário na satisfação do produtor rural no município de Tomé-Açu-Pa. *Observatório de la Economía Latino americana* , v. 2, p. 1-25,2015.<<http://www.eumed.net/cursecon/ecolat/br/15/emprendimientoeconomico.html>>. 26 Jan. de 2017.
- SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, v. 13, p.816-837, 2007.
- VIEIRA, A. **Pará acolhe descendentes e suas histórias**. Diário do Pará. Caderno Cidades. 13 de janeiro de 2008. p. A6.
- VILARINS, T. **Imigração japonesa no Brasil faz 99 anos**. Jornal O Liberal. Caderno Cidades. Seção Atualidades. 18 de junho de 2007. p.5.
- WESZ JUNIOR, V.J; TRENTIN, I. C. L. Desenvolvimento territorial com agroindústria familiares. In: XLII Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, 2004, Ribeirão Preto. 2005, p. 2-20.
- WINROCK INTERNATIONAL. **A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects**. California: CAL University, 1997. 87p.
- YAMADA. M. Uma breve história de desenvolvimento agroflorestal Nikkei na Amazônia: O caso da colônia de Tomé-Açu. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação**. Brasília, DF: Embrapa, 2009. p.691-704.

2. CAPÍTULO II: ANÁLISE MULTITEMPORAL DO DESMATAMENTO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇÚ ENTRE 1985 A 2018

Artigo aceito para publicação na revista Pesquisa Florestal Brasileira

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

Termos para Indexação: Mapeamento, Classificação, Amazônia.

Multitemporal analysis of deforestation in the municipality of Tomé-Açu from 1985 to 2018

Abstract: The objective of this research was to quantify deforestation, considering the spatial and temporal changes of forest loss for the period from 1985 to 2018. We used Landsat sensor images for the same period, as according to orbits/points 223/62 and

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

Index Terms: Mapping, Classification, Amazon.

2.1. Introdução

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

As principais causas do desmatamento da Amazônia no Brasil são a expansão da fronteira agropecuária, mineração, exploração ilegal de madeira e a urbanização (Castelo, 2015; Almeida et al., 2016). Essas causas são resultados de políticas públicas iniciadas na década de 1960, como estabelecimento dos chamados “eixos” e “pólos” de

desenvolvimento, apropriação de terras para projetos agropecuários, reforma agrária, mineração (Trindade Júnior & Madeira, 2016) e produção e exportação de grãos e carne (Gibbs et al., 2015).

Dada a importância da Amazônia, se faz necessário o mapeamento e o monitoramento dos elementos ambientais naturais e sociais, sendo alguns deles possíveis de serem analisados por meio de imagens de satélites (Barbosa & Dorigon, 2014). Neste cenário, a utilização de ferramentas de geotecnologias é de extrema importância, pois possibilita a análise conjunta de dados do meio físico e biótico para obtenção de informações relacionadas às questões ambientais. Essas análises são úteis para o monitoramento de áreas extensas, servindo tanto para o diagnóstico quanto no planejamento ambiental (Rodrigues et al., 2009).

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

O desmatamento na Amazônia brasileira tem atraído à atenção de pesquisadores e do poder público, em suas diversas esferas, em torno de medidas e políticas que envolvem sua aferição e controle (Peres et al., 2010). Atrelados a isso, relatórios do Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (Prodes) estimam taxas anuais de desmatamento, por remoção completa da cobertura florestal, e disponibilizam em bancos de dados digitais os dados espaciais de desmatamento da Amazônia Legal (INPE, 2019).

O Prodes possibilitou ações governamentais por meio do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), que acarretou em significativas reduções de desmatamento desde 2004 (Assunção et al.,

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

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

2.2. Material e métodos

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

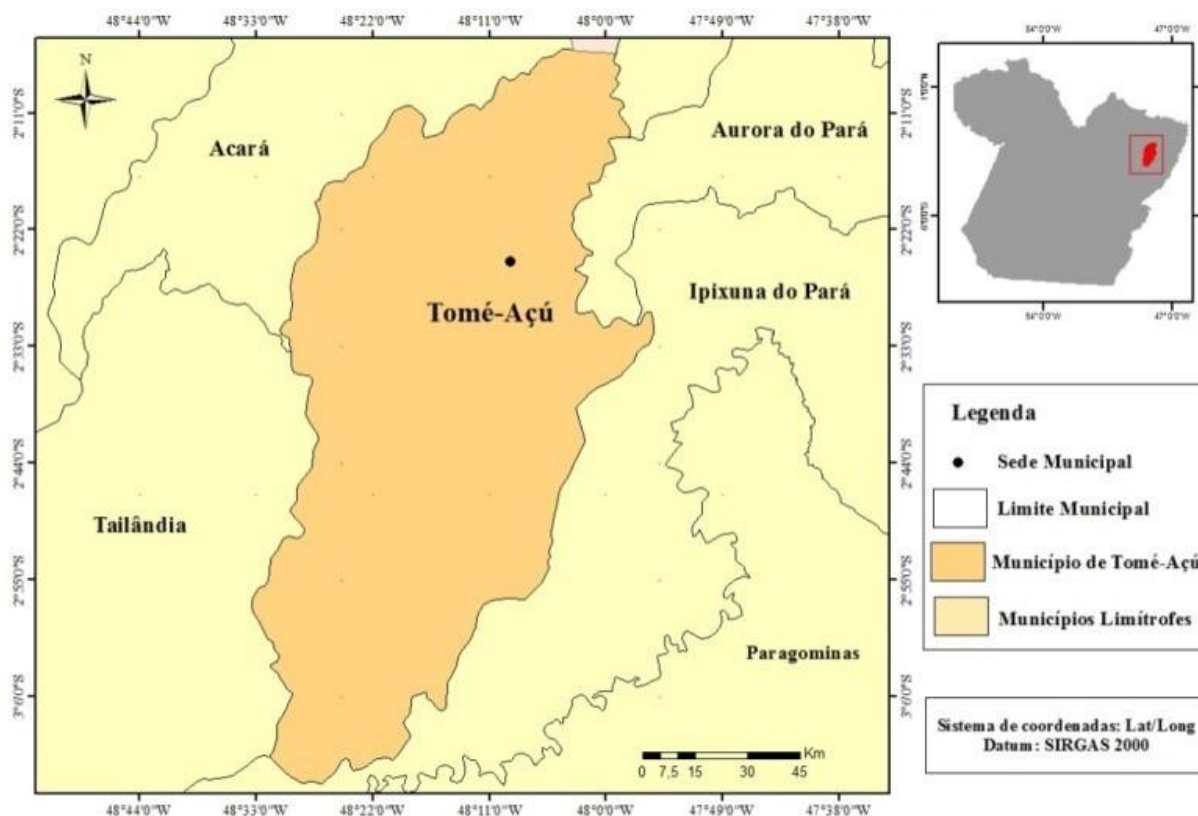


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Location of the study area.

Na literatura são encontrados estudos como Miranda & Rodrigues (1999), Homma (2017) que justificaram a escolha do município. Tomé-Açu apresenta intensa remoção da cobertura florestal, provocada pelos sucessivos processos de derrubada e queimada. As áreas são destinadas à implantação de diferentes culturas agrícolas, particularmente pimenta-do-reino. São observadas áreas com formação de vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento e áreas de cultivo. Características diferenciadas quanto ao histórico de uso e ocupação da terra e significativa importância econômica, social e ambiental, no estado do Pará, de acordo com Homma (2004).

Os dados usados para construir o sistema foram:

- a) Imagens Landsat;

- b) Dados ortorretificados do Landsat com nível de correção Level1Terrain (L1T), ortorretificadas com projeção em UTM e datum WGS1984, exatidão superior a 0,8 pixel, correção geométrica pelo terreno e reflectância no Topo da Atmosfera;
- c) Base cartográfica oficial em formato shapefile, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no formato vetorial, em escala 1:250.000;
- d) Dados do PRODES de 2000 até 2015;
- e) Software TerraAmazon versão 4.4.5 e o software ArcGis versão 9.3.

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

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

O período de estudo foi de 1985 a 2018, sendo selecionadas imagens dos meses de julho a setembro, com cobertura mínima de nuvens e melhor visibilidade. Especificamente, para os períodos de 1985 a 2001 e de 2003 a 2011, foram utilizadas imagens adquiridas pelo sensor TM Landsat5, enquanto que para 2002 e 2012 foram adquiridas pelo sensor ETM+Landsat7 e para 2013 a 2018 foram utilizadas as imagens adquiridas pelo sensor OLI Landsat8. As características destes três sensores são apresentadas nos trabalhos de Chander et al. (2007), Scaramuzza et al. (2004) e Morfitt et al. (2015), respectivamente. A coerência do programa LANDSAT garante a constância na aquisição dos dados pelos três sensores utilizados (Irons et al., 2012).

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

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

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

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

edição dos resultados do mapeamento e a elaboração dos mosaicos das cartas temáticas de cada ano.

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

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

2.3. Resultados

2.3.1. Evolução espacial-temporal do desmatamento

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

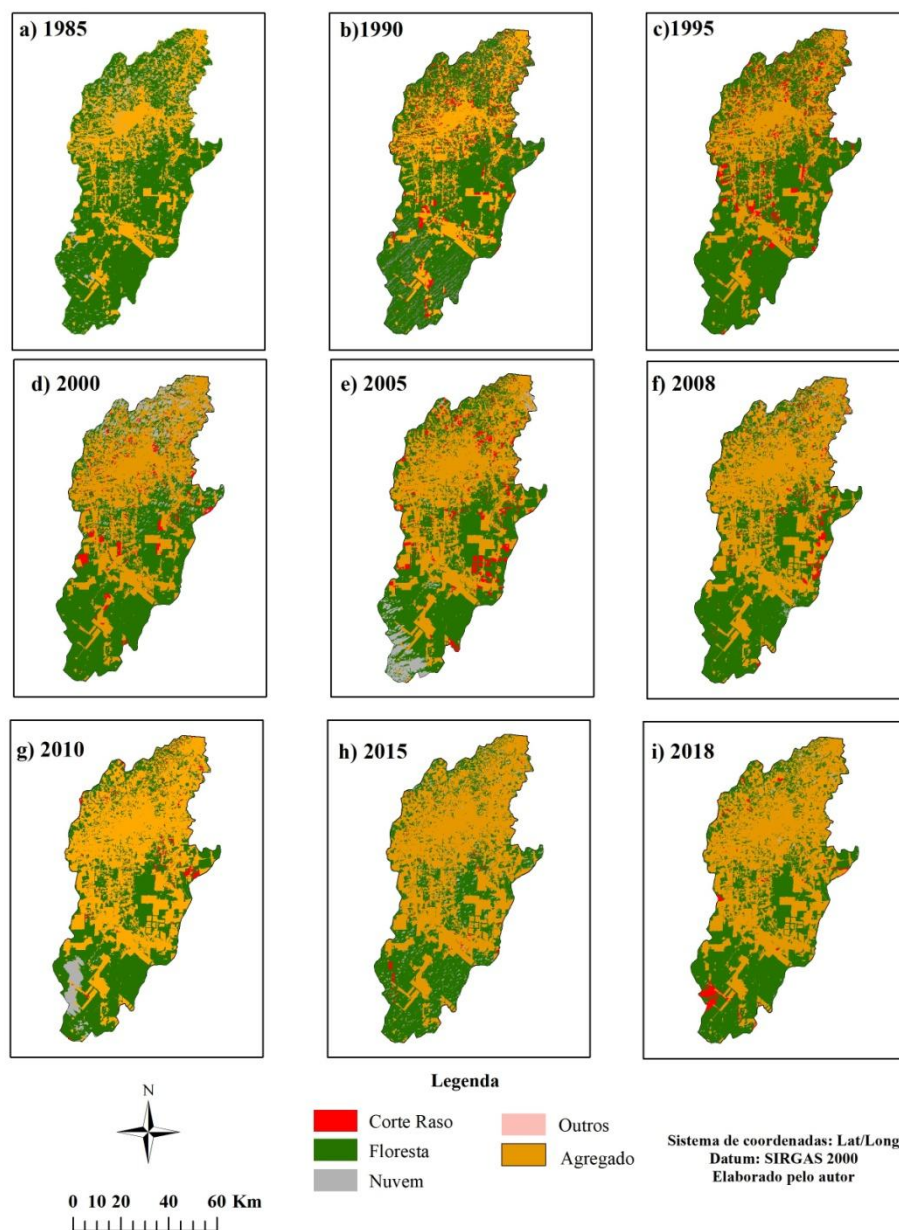


Figura 2. Evolução do desmatamento em Tomé-Açu, PA, de 1985 a 2018. a) 1985, ano base, com desmatamento histórico acumulado, com o desmatamento, áreas de floresta e coberturas de nuvens; b) desmatamentos do ano de 1990, agregado de desmatamento até 1989, áreas de floresta e coberturas de nuvens; c) desmatamentos do ano de 1995, agregado de desmatamento até 1994, áreas de floresta e coberturas de nuvens; d) desmatamentos do ano de 2000, agregado de desmatamento até 1999, áreas de floresta e coberturas de nuvens; e) desmatamentos do ano de 2005, agregado de desmatamento até 2004, áreas de floresta e coberturas de nuvens; f) desmatamentos do ano de 2008,

agregado de desmatamento até 2007, áreas de floresta e coberturas de nuvens; g) desmatamentos do ano de 2010, agregado de desmatamento até 2009, áreas de floresta e coberturas de nuvens; h) desmatamentos do ano de 2015, agregado de desmatamento até 2014, áreas de floresta e coberturas de nuvens; i) desmatamentos do ano de 2018, agregado de desmatamento até 2017, áreas de floresta e coberturas de nuvens.

Figure 2. Deforestation evolution in Tomé-Açu, Para State, from 1985 to 2018. 1985, base year, with accumulated historical deforestation, with deforestation, forest areas and cloud cover; b) deforestation in 1990, aggregate deforestation until 1989, forest areas and cloud cover; c) deforestation in 1995, aggregate deforestation until 1994, forest areas and cloud cover; d) deforestation in the year 2000, aggregate deforestation until 1999, forest areas and cloud cover; e) deforestation in 2005, aggregate deforestation until 2004, forest areas and cloud cover; f) deforestation in 2008, aggregate deforestation until 2007, forest areas and cloud cover; g) deforestation in 2010, aggregate deforestation by 2009, forest areas and cloud cover; h) deforestation in 2015, aggregate deforestation by 2014, forest areas and cloud cover; i) deforestation in 2018, aggregate deforestation by 2017, forest areas and cloud cover.

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

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

(25.140 ha), quando comparado com 1995, que foi o ano ápice de desmatamento (32.702ha).

Tabela 1. Evolução do uso e cobertura da terra (ha) de 1985 a 2018 em Tomé-Açú, PA.

Table 1. Land use and land cover evolution (pa) from 1985 to 2018 in Tomé-Açú, Pará State.

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

(*) cálculo de remanescente florestal medido em percentual $(1-(a+e)/f)*100$;

(**)Incremento do desmatamento constatado pelo PRODES.

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

2.3.2. Padrões temporais em faixas de tamanho das áreas desmatadas

A distribuição espacial de tamanhos dos polígonos desmatados apresentou alterações em Tomé-Açú ao longo dos anos. A quantidade de polígonos desmatados no intervalo de classe >50 ha ficou concentrada inicialmente (ano de 1985) ao longo de todo o município, pois, pela metodologia adotada, foi considerado o desmatamento acumulado de anos anteriores (Figura 3).

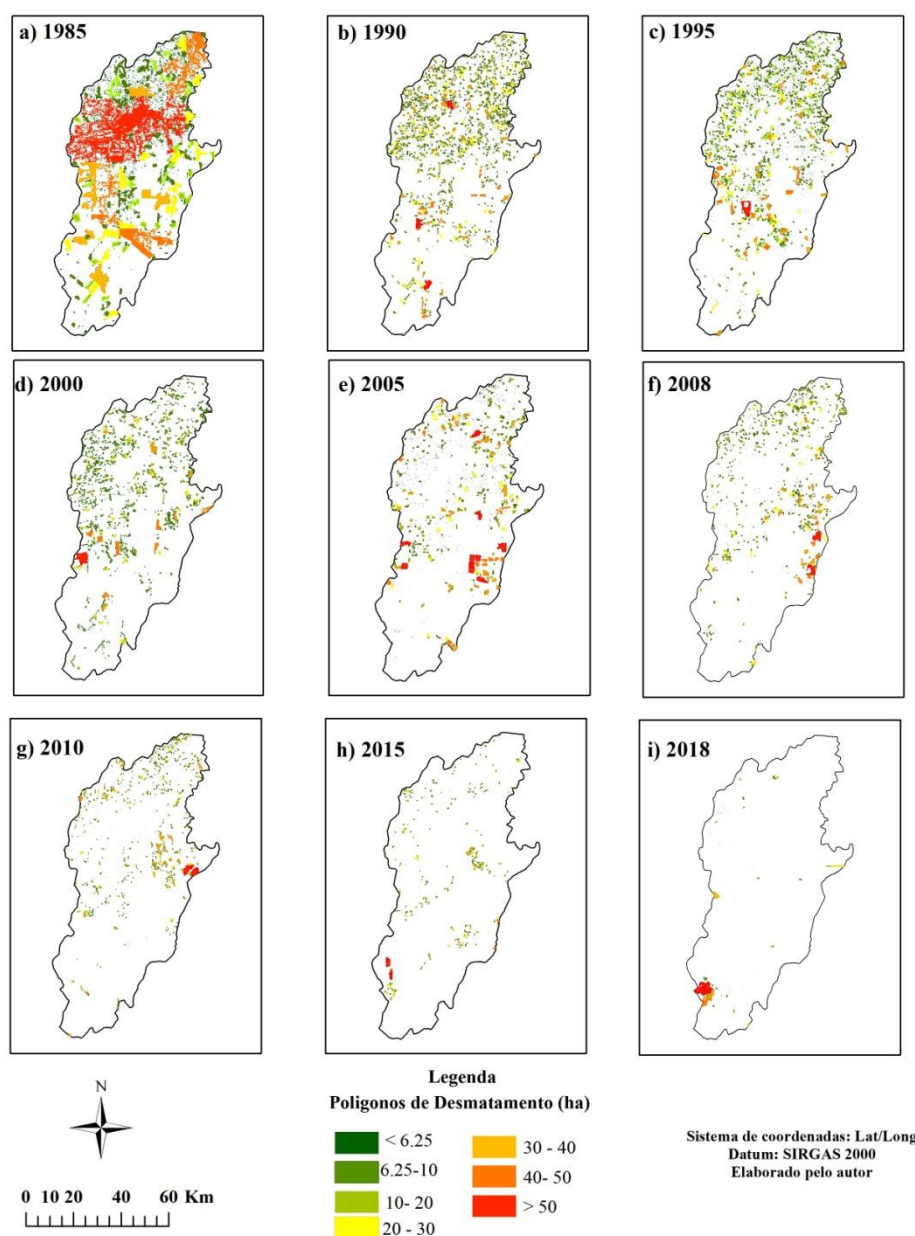


Figura 3. Padrão espacial do desmatamento de 1985 a 2018 em Tomé-Açú, PA. a) 1985, ano base, com desmatamento histórico acumulado, com o desmatamento, áreas de

floresta e coberturas de nuvens; b) desmatamentos do ano de 1990, agregado de desmatamento até 1989, áreas de floresta e coberturas de nuvens; c) desmatamentos do ano de 1995, agregado de desmatamento até 1994, áreas de floresta e coberturas de nuvens; d) desmatamentos do ano de 2000, agregado de desmatamento até 1999, áreas de floresta e coberturas de nuvens; e) desmatamentos do ano de 2005, agregado de desmatamento até 2004, áreas de floresta e coberturas de nuvens; f) desmatamentos do ano de 2008, agregado de desmatamento até 2007, áreas de floresta e coberturas de nuvens; g) desmatamentos do ano de 2010, agregado de desmatamento até 2009, áreas de floresta e coberturas de nuvens; h) desmatamentos do ano de 2015, agregado de desmatamento até 2014, áreas de floresta e coberturas de nuvens; i) desmatamentos do ano de 2018, agregado de desmatamento até 2017, áreas de floresta e coberturas de nuvens. Polígonos de desmatamento em faixas de tamanho das áreas medidas em hectare: áreas $\leq 6,25$ ha; $6,25$ ha $<$ áreas ≤ 10 ha; 10 ha $<$ áreas ≤ 20 ha; 20 ha $<$ áreas ≤ 30 ha; 30 ha $<$ áreas ≤ 40 ha; 40 ha $<$ áreas ≤ 50 ha; áreas > 50 ha.

Figure 3. Deforestation spatial pattern from 1985 to 2018 in Tomé-Açú, Pará State. a) 1985, base year, with accumulated historical deforestation, with deforestation, forest areas and cloud cover; b) deforestation in 1990, aggregate deforestation until 1989, forest areas and cloud cover; c) deforestation in 1995, aggregate deforestation until 1994, forest areas and cloud cover; d) deforestation in the year 2000, aggregate deforestation until 1999, forest areas and cloud cover; e) deforestation in 2005, aggregate deforestation until 2004, forest areas and cloud cover; f) deforestation in 2008, aggregate deforestation until 2007, forest areas and cloud cover; g) deforestation in 2010, aggregate deforestation by 2009, forest areas and cloud cover; h) deforestation in 2015, aggregate deforestation by 2014, forest areas and cloud cover; i) deforestation in 2018, aggregate deforestation by 2017, forest areas and cloud cover. Deforestation

polygons in size ranges of areas measured in hectares: areas $\leq 6,25$ ha; $6,25$ ha $<$ areas ≤ 10 ha; 10 ha $<$ areas ≤ 20 ha; 20 ha $<$ areas ≤ 30 ha; 30 ha $<$ areas ≤ 40 ha; 40 ha $<$ areas ≤ 50 ha; areas > 50 ha.

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

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

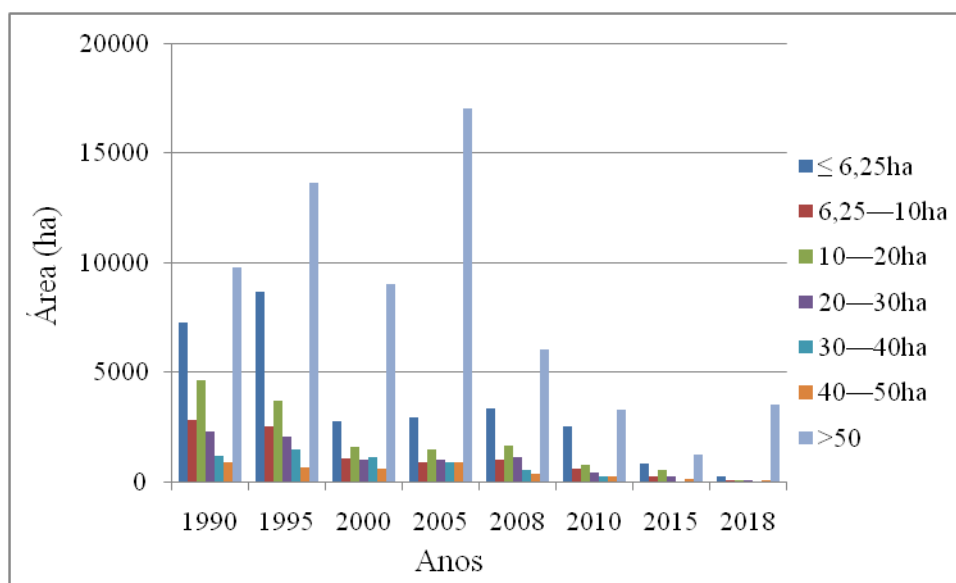


Figura 4. Somatório da área desmatada (ha) por classe de polígonos de 1990 a 2018, em Tomé-Açú, PA.

Figure 4. Sum of deforested area (ha) by polygons class, from 1990 to 2018. in Tomé-Açú, Para State

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

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

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

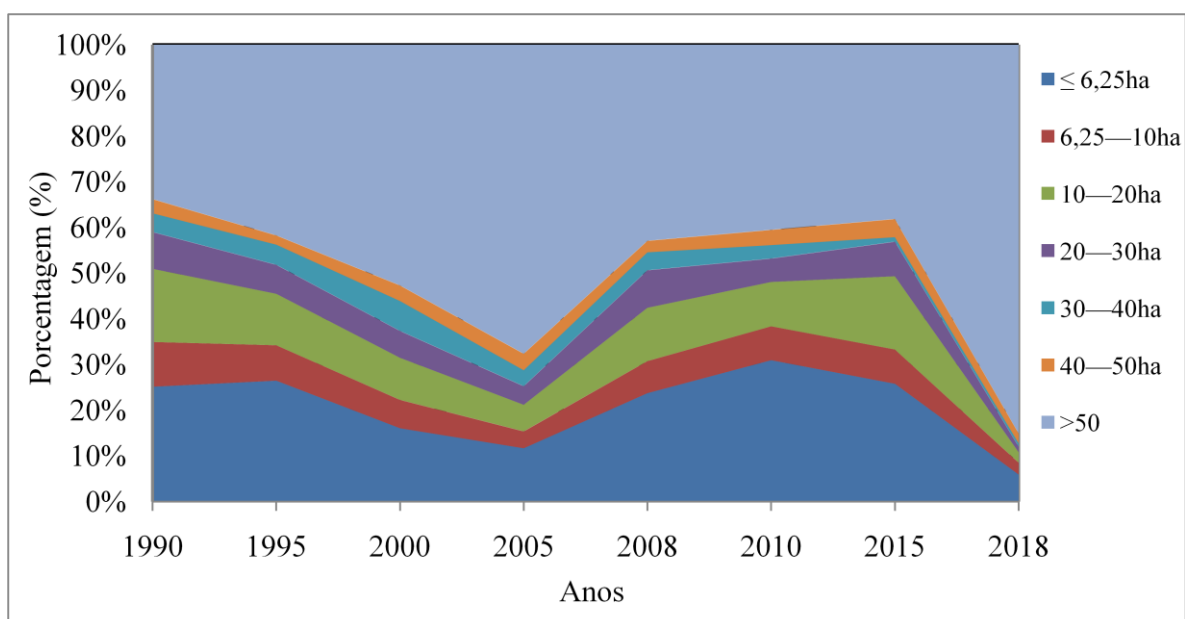


Figure 5. Proporção de área desmatada por tamanho de polígono, de 1990 a 2018, em Tomé-Açú, PA.

Figure 5. Proportion of deforested area by polygon size from 1990 to 2018, in Tomé-Açú, Para State.

2.4. Discussão

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

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

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

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

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

Ferreira & Coelho (2015) afirmam que as políticas públicas de combate ao desmatamento evitaram aproximadamente 60.000km² de área desmatada na Amazônia entre 2005 e 2009. Dados do INPE levantados pelo projeto PRODES demonstram que a intensificação dos programas do governo, como o PPCDAM e a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), tem influenciado a redução da taxa de desmatamento. Esses programas de governo têm por objetivo o desenvolvimento sustentável, a diminuição da emissão de gases de efeito estufa, a redução dos índices de desmatamento amazônico e, conseqüentemente, o aumento da porcentagem de áreas com cobertura vegetal em diversos estágios de sucessão (Nepstad et al., 2014).

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

maiores distâncias ficou evidente um padrão de desmatamento concentrado em mais detecções (INPE, 2009).

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

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

Especialmente em Tomé-Açú, as pequenas propriedades podem aumentar a lucratividade em curto prazo através de SAFs. O princípio econômico de um SAF está baseado na produção de diferentes produtos ao longo do ano em uma mesma área (Rocha, 2018). Weimann et al.(2017) afirma que as associações de cultivos como os SAFs são capazes de proporcionar uma rápida recuperação do capital investido, a partir da renda imediata durante os primeiros anos pelas culturas de ciclos curto, e uma renda em longo prazo com a venda de diversos produtos, como, a produção de frutas e madeira.

É importante considerar que a metodologia elaborada pelo PRODES não considera áreas $\leq 6,25$ ha no monitoramento. Portanto, perturbações menores, como

aquelas associadas à agricultura de subsistência e à mineração artesanal ou de pequena escala, não são apresentadas pelo PRODES, a menos que sejam acumuladas ao longo de vários anos resultando em áreas $\leq 6,25$ ha (INPE, 2009). Esses resultados corroboraram com Kalamandeen et al. (2018), que destacam que os polígonos de desmatamento muito grandes na Amazônia diminuíram significativamente ao longo do tempo (67%) entre 2001-2007 e 2008-2014.

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

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

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

2.4. Conclusão

A quantificação da perda de floresta observa diferenças substanciais tanto na análise temporal, quanto nos padrões de distribuição do desmatamento, possivelmente devido a subsídios governamentais, crescimento da população, escassez de empregos, demandas de mercado e sistemas de produção utilizados.

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

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

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

2.5. Referências

Almeida, C. A. et al. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v.46, n.3, p.291-302, 2016. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.

Almeida, C. A. et al. Metodologia para Monitoramento da Floresta usada nos projetos PRODES e DETER. São José dos Campos: INPE, versão: 2021-01-26. <http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34R/443GTAS>.

Aragão, L. E. O. C. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 89, p. 913–931, 2014. <https://doi.org/10.1111/brv.12088><https://doi.org/10.1111/brv.12088>.

Assunção, J. et al. **DETERing deforestation in the Amazon**: environmental monitoring and law enforcement. Rio de Janeiro: Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas, Pontifícia Universidade Católica, 2013.36 p.

Barbosa, L. G.& Dorigon, L. P. Análise temporal da cobertura vegetal no município de Teresina/PI a partir da aplicação de NDVI. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 26.; CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 5.; ESPOCICARTA, 25., 2014, Gramado **Anais...**Rio de Janeiro, 2014. p. 01-12.<http://www.cartografia.org.br/cbc/anais.html>.

Bins, L.S.et al. Satellite Imagery Segmentation: a region growing approach. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** São Paulo: INPE / Sociedade Latino-Americana de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Espaciais, 1996. p. 677-680.

Castelo, T. B. et al. Governos e mudanças nas políticas de combate ao desmatamento na Amazônia. **Revista Ibero americana de Economia Ecológica**, v. 28, n. 1, p. 125-148, 2018.

Castelo, T. B. Legislação florestal brasileira e políticas do governo de combate ao desmatamento na Amazônia legal. **Ambiente & Sociedade**, v. 28, n. 4, p. 221-242, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC1216V1842015>.

Chander, G. et al. Revised Landsat-5 thematic mapper radiometric calibration. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 4, n. 3, p. 490-494,2007.

Diniz, C. G. et al. DETER-B: The New Amazon near real-time deforestation detection system. **IEEE Journal Of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619-3628, 2015. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075>.

Ferreira, M. D. P. & Coelho, A. B. Desmatamento recente nos estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista Economia e Sociologia Rural**, v.53, v.1, p. 93-108, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1234-56781806-9479005301005>.

Gibbs, H. K. et al. Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>.

Hansen, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850- 853. 2013. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>.

Homma, A. K. O. A. A terceira natureza da Amazônia. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, v. 38, n. 132, p. 27-42, 2017.

Homma, A. K. O. A. Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé- Açú, Pará. **Revista Instituto de Estudo Superiores da Amazônia**, v. 2, n. ½, p. 57-65, 2004.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Brasil). **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. São José dos Campos, 2019. http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes/pdfs/Metodologia_Prodes_Deter_revisada.pdf. Acesso em 07 dez. 2019.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Brasil). **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**: Projeto Prodes. São José dos Campos, 2018.

Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>.

Acesso em: 14 nov. 2018.

Irons, J. F. et al. The next Landsat satellite: The landsat data continuity mission.

Remote Sensing of Environment, v. 122, p. 11-21, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.026>.

Kalamandeen, M. et al. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia.

Scientific Reports, v. 8, n. 1600, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>.

Michalski, F. et al. Rural property size drives patterns of upland and riparian forest

retention in a tropical deforestation frontier. **Global Environmental Change**, v. 20, p. 705-712, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.04.010>.

Miranda, P. S. & Rodrigues, W. **Sistema agroflorestal**: agricultura em andares. Belém: NUMA-UFPA, 1999. 102 p.

Morfitt, R. et al. Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) Radiometric Performance

On-Orbit. **Remote Sensing**, v. 7, n. 2, p. 2208–2237, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs70202208>.

Nahum, J. S.; Santos, C. B. O boom do dendê na microrregião de Tomé-Açu, na

Amazônia paraense. **Revista franco-brasileira de geografia**, n. 25, 2015. <https://journals.openedition.org/confins/10536>.

Nepstad, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118–1123, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>.

Nischal, M. et al. Radiometric cross calibration of Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+). **Remote Sensing**, v. 6, n. 12, p. 12619-12638. <https://doi.org/10.3390/rs61212619>.

Peres, C. A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, n. 143, p. 2314-2327, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.021>.

Rocha, A. S. S. Viabilidade econômica em sistema agroflorestal no município de Santa Izabel do Pará, PA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, p.155-166, 2018.

Rodrigues, A. S. L. et al. Boom-and-bust development patterns across the Amazon Deforestation Frontier. **Science**, v. 324, n. 5933, p. 1435-1437, 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1174002>.

Rosa, I. M. & Souza, C. J. R. Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology: the Journal of the Society for Conservation Biology**, v. 26, p. 932–937, 2012.

Salmona, B. Y. et al. Estimativas futuras de desmatamento e emissões de CO2 equivalente no oeste baiano. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 68/7, p. 1385-1395, 2016.

Scaramuzza, P. L. et al. Landsat-7 ETM+ On-Orbit Reflective-Band Radiometric Characterization. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 42, n. 12, p. 2796-2809, 2004. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2004.839083>.

Sousa, L. M. et al. Avaliação do uso e cobertura da terra em Paragominas e Ulianópolis-PA, utilizando dados do projeto TerraClass. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69 n. 3, p. 421-431, 2017.

Souza, A. A. A. A. et al. Contribuição das estradas e o padrão de desflorestamento e degradação da cobertura florestal no sudoeste paraense. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 9, p.1833-1846, 2017.

Trindade Júnior, S. C. T. & Madeira, W. V. Polos, eixos e zonas: cidades e ordenamento territorial na Amazônia. **Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP**, v. 9, n.1, p. 37-54, 2016.

Weimann, C. Viabilidade econômica do componente arbóreo de sistema agrossilvipastoril comparado ao de plantio florestal na pequena propriedade rural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 429-436, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1147>.

Wulder, M. A. et al. The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 271-283, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.032>.

3. CAPITULO III: LAND USE AND COVER DYNAMICS OF AMAZON AGROFORESTRY SYSTEMS.

Abstract: Agroforestry (AF) system can enhance both environmental and income sustainability in the Amazon region. These systems can preserve and enhance the relationships that local people share with their environment. However, the land use and land cover (LULC) dynamics of AF systems need further exploration. This study analyzes LULC dynamics in the context of one AF system in the Tomé-Açu municipality in the Brazilian State of Pará. This AF system is of great economic importance to the region. Our study produced land-cover classifications over the region for the years 1990, 2000, 2010, and 2018 using Google Earth Engine. The study area defines two classes of woody vegetation. SAF1 consists of shrubs and small trees younger than ten years and SAF2 consists of mature shrubs and larger trees older than ten years. For each analysis year, we collected training points based on visual interpretation and input these to a Random Forest classifier. We validated the 2018 classification and built a land-use transition matrix. The results show that SAF 1 had a slight net growth in area from 7,049 ha (1.4%) in 1990 to 9,148 ha (1.8%) in 2018. The net area of SAF 2 was progressively reduced from 16,803ha (3.3%) in 1990 to 10,508ha (2%) in 2018. The SAF1 class transitioned into secondary vegetation, oil palm or SAF2. The SAF 2 class transitioned into secondary vegetation, pasture or oil palm. Through classifying then quantifying the changes in land cover in this AF system, we are better able to understand the broader land use dynamics involved.

Keywords: Transition dynamics, land use and occupation, Amazon rainforest.

3.1. INTRODUCTION

Since the second half of the twentieth century, land use and land cover (LULC) changes have been a major focus of the scientific community. This is largely due to the scale and speed of the conversion of natural landscapes and the associated environmental degradation (SOUSA et al. 2017). Monitoring LULC dynamic at scale requires a remote sensing based analysis. Remote sensing has been used to map and monitor landscapes and to inform sustainable environmental policies in the fight against deforestation (WATZLAWICK et al. 2009; HANSEN et al. 2013; DINIZ et al. 2015). The Google Earth Engine (GEE) platform can help in optimizing time and reducing costs associated with LULC research development. GEE has large-scale analysis capabilities based on cloud computing combined with a catalog of several petabytes of imagery and products derived from remote sensing. The platform provides historical and current Earth observation images, enabling pixel-based land use analyses and classifications through its machine learning algorithms (GORELICK et al., 2017). Global and regional products are available with coverage from several satellite sensors to quantify changes and trends on the Earth's surface (HANSEN et al. 2013).

Finding a balance between the life-essential services that ecosystems provide while minimizing the exploitation of landscapes can be difficult. Agroforestry (AF) systems combine an agro-ecological intensification of land use with multiple environmental, social, and economic benefits (FOLEY et al., 2005). AF systems have proven to be a sustainable way to produce food and income in the Amazon region. AF systems integrate local species, usually on a small farm, and using family labor (DUBOIS, 1996; OLIVEIRA, 2009; HOMMA, 2017). This allows for the preservation and enhancement of local culture, food, and traditions.

Usually AF systems consist of two or more agricultural components and an arboreal component. The trees provide both a wood production service while shading the crops as necessary. This relationship can occur simultaneously or in a time sequence (OLIVEIRA, 2009). It is important to note that AF systems represent a high turnover of species diversity and arrangements. The planting sequence usually begins with pepper, passion fruit, shrub, palm, fruit tree, and forest species (i.e. AF arrangement). The market prospects have given rise to different types of active systems. Currently, the AF system in the municipality of Tomé-Açu is composed of a wide variety of fruit species, but mainly cocoa (*Theobroma cacao*), pineapple (*Nanas comosus*), açai (*Euterpe oleracea*), and cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) (CAMTA, 2006).

The diversity of species in the AF system correlates with a spectral diversity in the satellite imagery and the nature of AF cultivation requires intensive manual work that results in an average field size of roughly one hectare (MIRANDA & RODRIGUES, 1999). These spectral and spatial characteristics make it challenging to map AF systems and the relationship between AF dynamics and LULC is still poorly understood. This work analyzes the LULC dynamics of the AF system from 1990 to 2018 using Landsat time series images in the Google Earth Engine (GEE) platform.

3.2. MATERIAL AND METHODS

3.2.1. Study Area

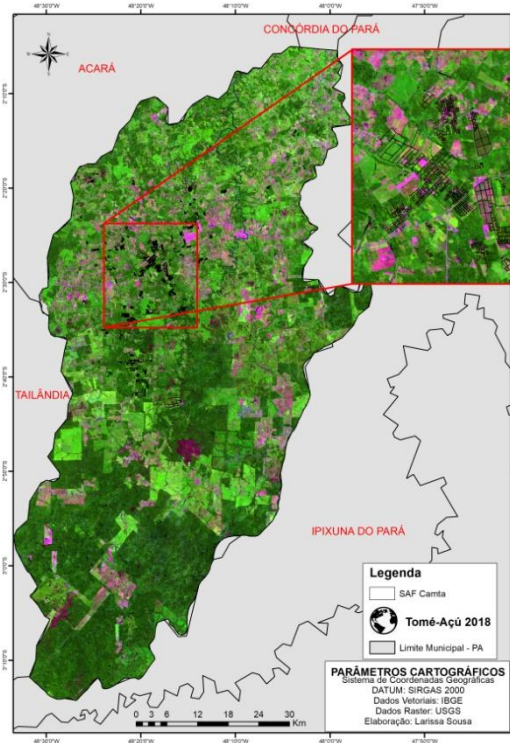
We selected the municipality of Tomé-Açu as our study area for several reasons. Firstly, the historical processes here include intense deforestation and conversion to mostly black pepper crops. The start of the AF system in Tomé-Açu took place at the end of the black pepper cycle. Since then, the strong CAMTA (Mixed Agricultural Cooperative of Tomé-Açu) association of small, engaged producers has boosted the

regional economy by establishing diverse well-managed patterns of land use and coverage. The planting of fruit species has also become more relevant due to the search for high quality products. Secondly, the AF system has significant social and economic importance in this municipality. The positive impacts of a producer organization for the marketing and development of an AF system are reflected in the health, safety and education outcomes for the municipality of Tomé-Açu (HOMMA, 2016). A series of training programs and other development projects generate around 10,000 direct and indirect jobs in the region. This enables better conditions for both CAMTA members and local residents (HOMMA, 2016). Thirdly, some areas of regrowth on abandoned land makes this municipality a mosaic of several stages of successional forest ecosystems. Lastly, in comparison to other Amazon municipalities, Tomé-Açu has a unique and contrasting LULC history due to Japanese immigration.

The municipality of Tomé-Açu (Figure 1) is around 5,145 km² in size and is located at 02°25'08" S, 48°09'08" W, in the mesoregion of Northeast Paraense around 230 km from the capital Belém. According to a demographic census in 2010, the population was 56,518 inhabitants and its population density was 10.98 inhab/km² (IBGE, 2010; IDESP, 2014). The climate is 'rainy tropical' with a well-defined dry season according to the Köppen classification. The annual temperature is around 27° C, the relative humidity is 85% and total annual precipitation varies between 2,144 mm and 2,581 mm. The soils in the Tomé-Açu region are yellow latosols, yellowish-red latosols, and yellow clayey (IBGE, 2010; IDESP, 2014).

Successional forest ecosystems are dominant in the area, with a remnant of dense Ombrofila forests from the Low Plateau and Dense Plateau forests (IDESP, 2014). According to Bolfe et al. (2011), the economy is based on agriculture. Pepper and tropical fruit of native and exotic species are the most important products. AF cultivation in the region began at the end of the black pepper cycle in the 1960s. The following sections outline the materials and methods we employed.

Figure 1: Location of the study area.



3.2.2. Material

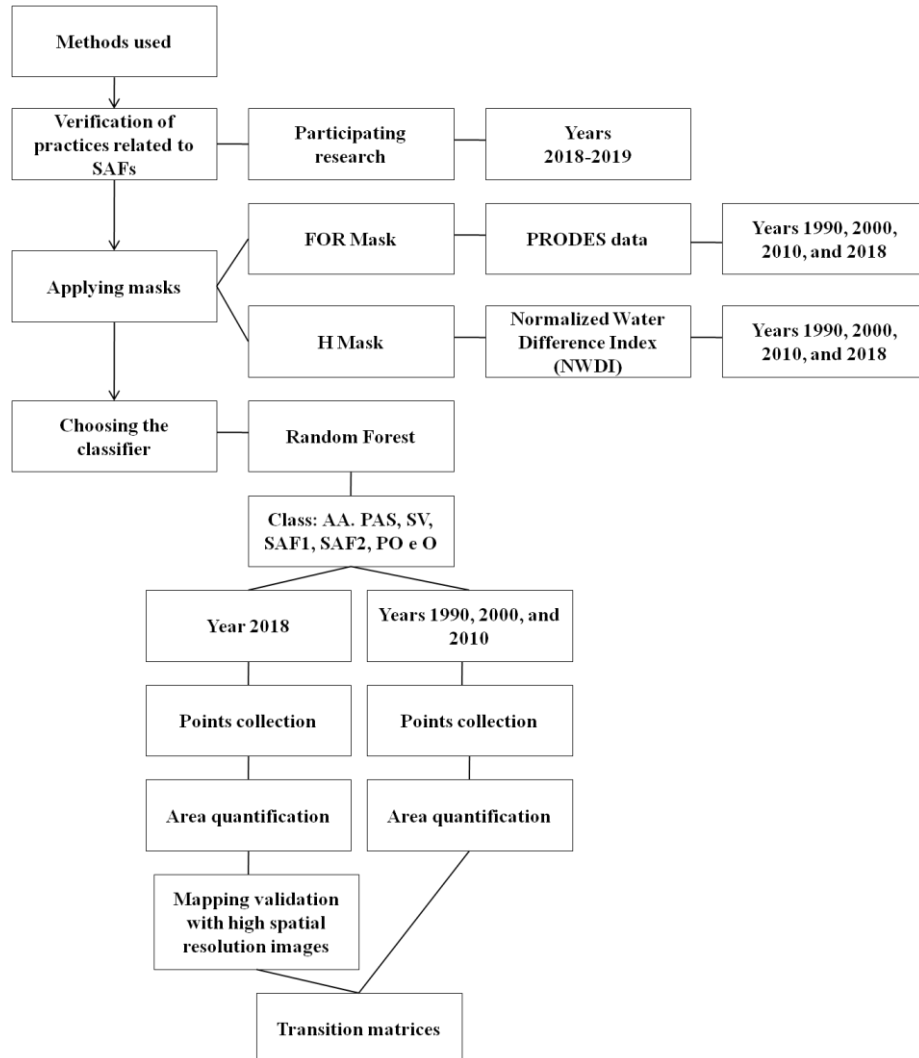
All data processing and mapping was performed using the GEE platform (GORELICK et al., 2017). We used atmospherically and geometrically corrected data from Landsat-4/Thematic Mapper, Landsat-5/Thematic Mapper, Landsat-7/Enhanced Thematic Mapper+, and Landsat-8/Operational Land Imager covering the 1990, 2000, 2010 and 2018 epochs. The limits of the municipality were defined by the official cartographic base map provided by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) at a scale of 1: 250,000 (IBGE, 2010). The forest mask used PRODES data from 2000 to 2015 (INPE, 2018). The validation process used images from the Planet constellation of satellites acquired in 2018. All figures and maps were created using ArcGIS software version 10.5.

3.2.3. Methods

Our methods were multi-phase. Firstly we conducted fieldwork during 2018-2019 to gain a better understanding of the farming practices in the region and help us develop an interpretation key to use during our image analysis. Next, we began our desktop analysis. We applied a forest mask and a hydrography mask to disclude these areas from

classification. We then classified the imagery and performed the validation, producing a land-cover transition matrix.

Figure 2: Classification steps flowchart.

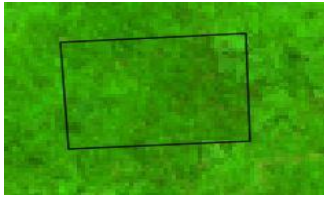

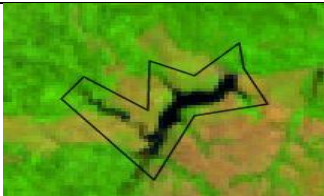



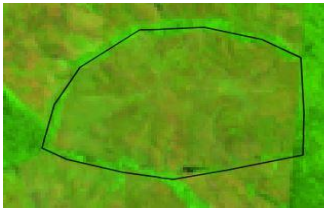

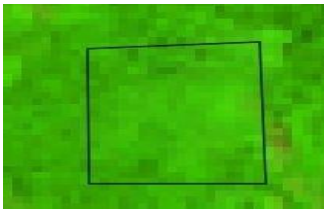





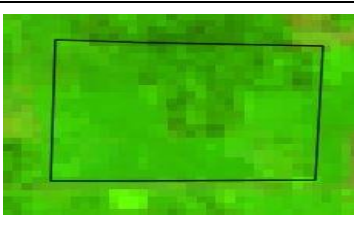

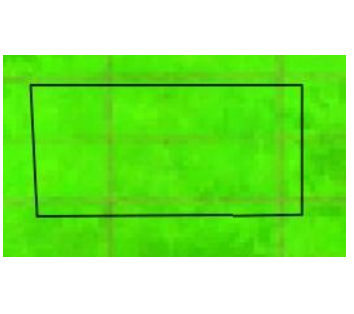

PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

During 2018 and 2019, we undertook fieldwork which involved interviewing CAMTA members, AF farmers and smallholder families of the Tomé-Açu region. We observed their practices using participant observation methodology. Participant observation is a method that consists of a frequency of direct contact between the researcher and various social actors within their cultural contexts (CORREIA, 2009). The verification of AF practices helped us to understand the shape, horizontal and vertical structure, and functioning of the AF system. After the field work we created an

interpretation key (Table 1) that is model led on the work of Bolfe et al. (2012) and Almeida et al. (2016). This key was the basis for our satellite image and training sample interpretation.

Table 1- Key for the interpretation of land use and land cover classes.

Classes	Description	Feature of the Landsat-8/OLI image*	Photography
Forest	Tree vegetation little altered or unchanged with continuous canopy formation being composed of native species; successional ecosystem of mature forest > 50 years		
Hydrography	Surface waters; Aquatic ecosystems - lake or river.		
Agriculture	Extensive areas with a predominance of annual cycle crops		
Pasture	Pasture areas in the process of newly implanted products, in different stages of degradation and in the beginning of the process of regeneration of native vegetation;		
Secondary vegetation	Areas that, after the total suppression of forest vegetation, are in an advanced process of regeneration of shrub and / or tree vegetation		
SAF type 1	Agroforestry System composed of trees and shrubs, in the initial stage of development (age below 10 years)		

SAF type 2	Agroforestry system composed of tree and shrub individuals, in advanced stage of development (age over 10 years)		
Palm oil	Large areas with a predominance of <i>Elaeis guineensis</i> monoculture		
Others	These are areas that do not fit into the other classification keys.	Not applicable	Not applicable

(*) Landsat-8 / OLI image: Band 6 (Middle Infrared), band 5 (Near Infrared) and band 4 (Red).

Source: Almeida et al., (2016); Bolfe et al., (2012).

The analysis was conducted for the years 1990, 2000, 2010, and 2018, using Landsat images available on the GEE platform. Initially, we selected the period from July to September to obtain the images, because it is when the lowest cloud cover occurs in the region. Subsequently, training samples were collected using visual interpretation based on the interpretation key (Table 1). Some points obtained during fieldwork were used to recognize patterns and to guide the training point selection for visual evaluation of the result. The collection of training points used the Landsat images, available in GEE and higher resolution images, when free in GEE or Google Earth.

Two classes, Forest and Hydrography, had a different classification protocol. For the forest class we used the PRODES mask to select training points. This allowed us to remove areas of similar spectral values to that of older secondary vegetation in an advanced stage as it may introduce noise in the other classes. The Hydrography mask is from the application of the Normalized Difference Water Index (NDWI; GAO, 1996; Equation 1).

$$NDWI = \frac{IVP - IVM}{IVP + IVM} \quad (\text{Equation 1})$$

Where: IVP: Near Infrared Reflectance and IVM: Middle Infrared Reflectance; For Landsat-4/TM, Landsat-5/TM and Landsat-7/ETM +: in band 4 (IVP) and band 5 (IVM); Landsat-8/OLI: in band 5 (IVP) and band 6 (IVM).

The municipality of Tomé-Açu is a high cloud region. The density of clouds can impair the visualization and identification of targets in the classification. We applied a cloud removal filter to reduce noise and provide relatively cloud-free imagery for classification.

After collecting samples, we selected the Random Forest (RF) algorithm to perform the classification. We decided on RF because studies have demonstrated its relative efficiency in data processing combined with an acceptable within the context of our study (BREIMAN, 2001; RODRIGUEZ-GALIANO et al., 2012; BELGIU & DRĂGU, 2016). After some tests, we selected the following parameters: 100 trees per round, with at least seven variables per division and one leaf per tree, using half of the data for training and half for the accuracy test.

We employed simple random sampling to validate the map and produce area estimates. The sample size was calculated based on a multinomial function (CONGALTON & GREEN, 2009), which took into account the number of classes (9), percentage of confidence ($\alpha = 0.95$) and a sampling error ($e = 0.075$). The total number of points was 341; we doubled this and then rounded up to 700 to ensure sufficient sampling accuracy. Then, we calculated the proportion of points, the inverse of the proportion, standard error of the sample proportion, and the confidence interval (Upper limit and lower limit; Equations 2, 3, 4.5, and 6 respectively).

$$\hat{p} = \frac{x}{n} \quad (\text{Equation 2})$$

$$\hat{q} = 1 - \hat{p} \quad (\text{Equation 3})$$

$$EP = \sqrt{\frac{\hat{p} * \hat{q}}{n}} \quad (\text{Equation 4})$$

$$IC = \hat{p} \pm 1.96 * SE \quad (\text{Equation 5})$$

Where: \hat{p} = proportion of points; x, number of points in the class; n = number of sampled points; \hat{q} = inverse of the proportion; EP = standard error of the sample proportion; CI = 95% confidence interval for \hat{p} .

According to Olofsson et al. (2014) and Wang et al. (2020), the reference source for validation should have a higher spatial resolution than that used to create the map. In an ideal case, the reference data for validation are based on a high-quality data set, in which the classification represents the ‘truth’ (FOODY, 2010; FOODY, 2013). Thus, it was only possible to validate the year 2018, when we had access to the Planet constellation of high spatial resolution images that covered the whole study area for the same period. This process occurred independently of collecting samples for training as different samples were used for the validation.

We consider a point as a pixel with a 30m spatial resolution (roughly the size of one Landsat pixel). This spatial unit is the basis for the specific location components to compare the reference classification and the classification of land use and land cover (STEHMAN; WICKHAM, 2011). Each pixel was analyzed by two specialists through visual interpretation following the interpretation key (Table 1). Pixels with disagreement between experts were revisited later until the agreement was reached (WANG et al., 2020). The area estimates for each reference class (for the years 1990, 2000 and 2010) were based on the reference data (validation for the year 2018) and the sample classification protocol. For this stage of the validation framework, calculations of dispersion measures and confidence intervals were performed for the quantification of the area using statistics (OLOFSSON et al. 2014). In the other years under analysis, validation was not performed due to the unavailability of high resolution images.

After validation for 2018, we mapped the remaining years then produced the transition matrix for comparing two maps over time (ROMERO-RUIZ et al., 2012). A detailed analysis of the components of the transition matrix provides an insight into the main processes that determine the possible patterns of a landscape, highlighting changes, persistence, gains, and losses (PONTIUS, JR & ALÍ, 2014).

For each year of the study a transition matrix was generated between the classes of use and coverage. In this matrix, the columns and rows represent net variations in area, in terms of land use with gains and losses. The diagonal figures identify areas that remained under the same category between the initial and final years. (SOUSA et al., 2017).

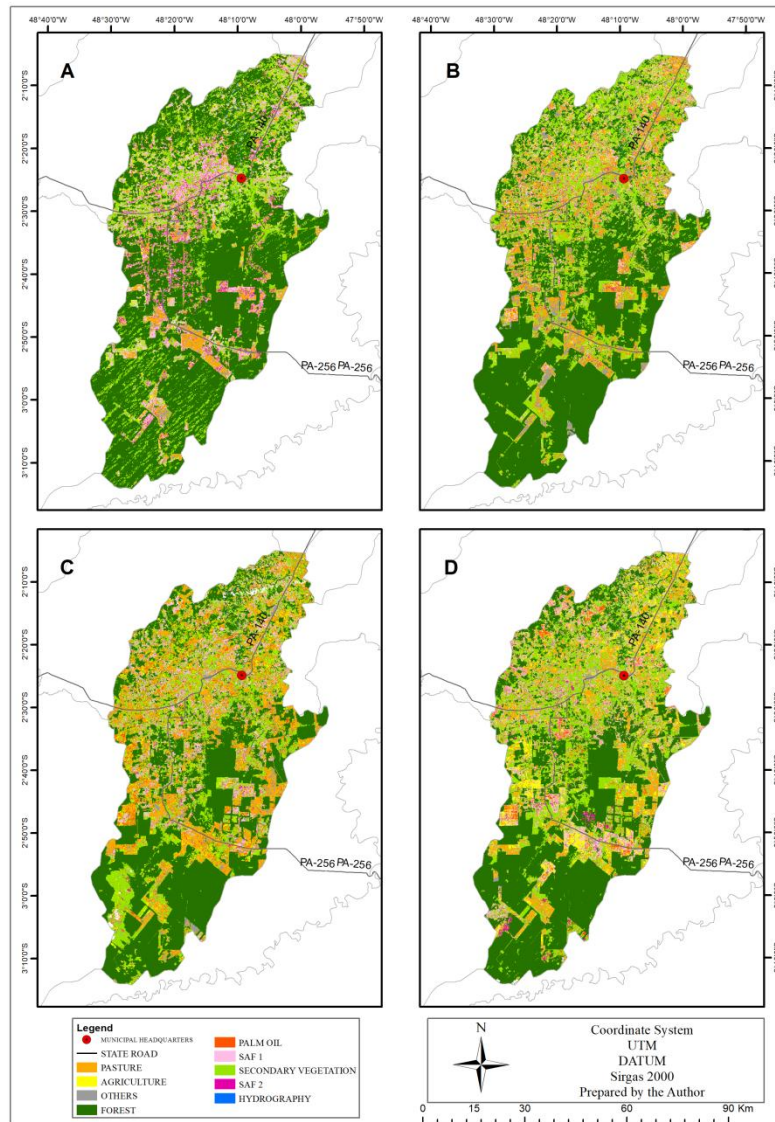
As a result of the mapping methodology adopted by PRODES, the forest class did not receive an increase in any class over the analyzed periods. Due to this methodology, after the forest is transformed into another use or land cover it is impossible to return to its original state (SOUSA et al., 2017). Consequently, the increase over the forest class

would be considered the only illogical transition of this (incorrect) work, assuming then that it is not a forest, but secondary vegetation.

3.3. RESULTS AND DISCUSSION

When evaluating the evolution of land use and occupation in this municipality in the last 30 years, based on the years 1990, 2000, 2010 and 2018, we can see the spatial changes that occurred around the main roads. in PA-140 and PA-451. There was a reduction in native forest cover of 80 thousand hectares with an average of almost 3 thousand hectares deforested per year or a 1% annual deforestation rate from 1990. Between 1990 and 2000 65% of this deforestation occurred, the remaining 35% occurred between 2000-2018. The spatial distribution of forest loss is predominantly concentrated in the north-central and central regions of the municipality (Figure 3).

Figure 3: Tomé-Açu land use and land cover classification for the years: a) 1990;b) 2000; c)2010; and d) 2018.



a) Years: a) 1990;b) 2000; c)2010; and d) 2018.

To assess the accuracy of the classification a simple random sample of 700 points was interpreted. The classification estimates for the year 2018 were obtained with a 95% probability of being correct on the mapped classes (Table 2).

Table 2: Quantitative of validated points and dispersion measures

Class	Points	%	Values in hectare				
			\hat{p}	\hat{q}	SE	Lower limit	Upper limit
PAS	95	13.6	0.14	0.86	0.01	56,771	82,878
AA	24	3.4	0.04	0.97	0.01	10,704	24,575
O	32	4.6	0.05	3.95	0.06	8,227	38,812
PO	45	6.4	0.06	0.94	0.01	23,727	42,422
SAF 1	8	1.1	0.01	0.99	0.00	1,828	9,931
SV	185	26.4	0.26	0.74	0.02	119,168	152,781

SAF 2	16	2.3	0.02	0.98	0.01	6,063	17,456
FOR	295	42.1	0.42	0.58	0.02	198,005	235,645
Total	700	100					

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

When comparing the proportion occupied by each land use and land cover class, it is clear that over the years, even with an accelerated reduction in area, there is a predominance of the forest class followed by the secondary vegetation class. We notice the progressive reduction of the forest and SAF2 classes as the areas transition into the pasture and palm oil classes. This reflects similar results from the analysis of Sousa et al. (2017) among high forest classes.

The SAF1 class shows a slight increase from 7,049 ha (1.4%) in 1990 to 9,148 ha (1.8%) for the year 2018. Meanwhile the area of the SAF2 class dropped from 16,803ha (3.3%) in 1990, to 10,508ha (2%) in 2018 (Table 3). The analysis shows the change in dynamics of land use and land cover in Tomé-Açu between 2000 and 2018. For the year 2018 the area of the mapped classes (except the other class) are within the 95% confidence interval obtained by the sample (Table 2).

The pattern of land use and land cover changes are due to the unique history of Tomé-Açu including its organizational strategies, as well as some physical factors such as soil, relief and climate. These factors make AF systems particularly well suited to this region. The historical process began with Japanese immigration to the colony of Acará, in the current municipality of Tomé-Açu in the year 1929. The Japanese immigrants introduced black pepper monocultures (HOMMA, 2017). When the black pepper cycle started to decline, there was a need to diversify the production of the systems and the implementation of AF systems introduced a wide variety of agricultural and forest species (HOMMA, 2004).

The increase in area of the SAF 1 class over the years in this study indicate the continuing implementation of AF systems. The SAF 1 class is primarily found in areas that were previously degraded or deforested. Among the environmental benefits of AF systems, we highlight the recovery of degraded areas, by promoting improvements in the physical, chemical and biological properties of the soil. The recovery of degraded areas by the AF systems are highlighted, since, in the Amazon, due to the model of livestock and extensive agriculture, there are about 20 million degraded hectares, which reduces the productivity of cultivation (DUBOIS, 1996).

The environmental advantages of AF systems are not limited to soil improvements. Authors such as Sanguino (2004), and Kato et al., (2014) explain that AF systems can: a) reduce the need for new deforestation; b) utilize solar energy effectively; c) conserve natural resources; d) reduce environmental degradation; e) protect watercourses; f) increase use efficiency of nutrients by plants; g) minimize the incidence of pests and diseases; h) minimize the harmful action of the wind; i) contribute to the conservation of biodiversity; j) promote the sequestration of carbon in biomass and hence reduce greenhouse gas emissions.

AF systems can achieve a number of social and economic benefits such as job creation and improve the quality of life of the population, reduce field labor and health risks to the population while decreasing the rural exodus (COELHO (2012).

Increasing income for farmers allows for investments in rural infrastructure, housing, sanitation, promotion of food security, nutritional well-being and, consequently, health. These features lead Daniel (2000) to claim that AF systems are a good alternative for sustainable agricultural production.

The planting of fruit species gained emphasis due to the search for high quality products, since the Mixed Agricultural Cooperative of Tomé-Açu (CAMTA) became responsible for services ranging from the production of seedlings to technical assistance. These factors contribute toward the success of AF systems in Tomé-Açu (HOMMA, 2016).

The declining value of the SAF2 class over the years is justified by the fact that Tomé-Açu prioritizes the implementation of AF systems with fruit species for forest species for timber extraction. Producers who include wood species find it difficult to cut trees for wood use, as they are found in consortia with perennial fruit trees, cutting wood species can end up damaging fruit species. The investment in the medium and long term, becomes discouraging, as these need to be planted obeying a long cutting cycle, so that there is growth stock, that is, the forest species need years (over 30 years) that vary according to each species, to have an economic return (HOMMA et al., 2009).

Another reason for not including timber species in the AF system is the prohibition or restriction on the cutting of native species. This is true for a number of species including the castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) and seringueira (*Hevea spp*) to which the exploitation of timber use (cutting) is prohibited by Decree No. 5.975 of 30 November 2006, however, it does not prevent planting with reforestation in pure or intercropped plantations (BRASIL, 2006).

However for Varela et al., (2009) the planting of forest species and subsequent economic returns originated from thinning and selling these products. This may make the system more attractive to producers by generating employment and income. Sanguino et al., (2007) recommend that rural producers invest in these AF systems, mainly with the presence of black pepper.

Table 3: Quantification of areas (in hectares) and the relative participation of classes of land use and cover for the years 1990, 2000, 2010 and 2018 in the municipality of Tomé-Açu.

	Class/ Year				Relative Participation (%)			
	1990	2000	2010	2018	1990	2000	2010	2018
PAS*	26.923	52.853	52.949	60.830	5.2	10.3	10.3	11.8
AA	23.536	31.125	32.818	21.706	4.6	6.0	6.4	4.2
O	15.332	18.148	17.304	40.395	3.0	3.5	3.4	7.9
PO	1.625	4.627	33.872	25.750	0.3	0.9	6.6	5.0
SAF 1	7.049	6.951	8.859	9.148	1.4	1.4	1.7	1.8
SV	127.999	145.576	138.072	132.017	24.9	28.3	26.8	25.7
SAF 2	16.803	12.214	11.135	10.508	3.3	2.4	2.2	2.0
H	936	943	269	719	0.2	0.2	0.1	0.1
FOR	294.332	242.098	219.256	213.463	57.2	47.1	42.6	41.5
Total	514.535	514.535	514.535	514.535	100	100	100	100

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

The Palm oil class area had considerably increase, from 1,625ha (0.3%) in 1990. 4,627ha (0.9%) in 2000 and 33,872ha (6.6%) in 2010. The increase in Palm oil monocultures can be explained by the government investment in biofuels through an incentive program for sustainable palm oil production. This program was relevant for areas <10 ha; 30,000 ha (VILMAR et al., 2013). Brazilian forest code allows small farmers to convert 20% of their land. However, there was a reduction to 25,750 ha (5%) in 2018. According to Benani et al. (2018), the low prices of palm oil combined with the weak economic conditions resulted in lower palm oil investments and planting.

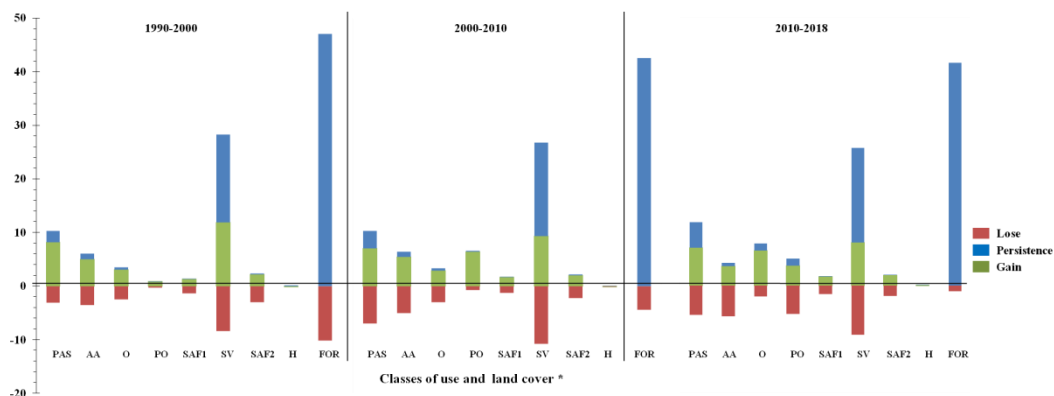
The secondary vegetation class went from 127,999 ha in 1990 (24.9%) to 132,017 ha in 2018 (25.7%). Results similar to these were reported by Wang et al (2020).

The agriculture class increased by approximately 3%, going from 23,536ha (4.6%) in 1900 to 32,818ha (6.4%) in 2018. The pasture class area increased from 26,923ha (5.

2%) in 1990 to 60,830 ha (11.8%) in 2018. This class showed the largest increase, which corroborated with the results obtained by Almeida et al. (2016).

The transitions between 1990-2018 are shown in Figure 4 for all classes of use. During the period the area that underwent some type of change was 291,234 ha. Representing 43.40% of the municipality's area.

Figure 4- Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990- 2000. 2000-2010 and 2010-2018. for the municipality of Tomé-Açu.



(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

For all periods classes SAF 1 and SAF 2 showed persistence of less than 8%. For the period from 1990 to 2000 the classes of SAF1 and SAF2 showed a persistence of 198,13ha (2.8%), 1,083ha (6.45%), respectively (Table 4). In the period from 2000 to 2010. SAF1 showed a persistence of 275,23ha (3.96%). while SAF 2 with 668,62ha (5.47%) (Table 5). In the period from 2010 to 2018. SAF 1 presented 688,02ha (7.7%) and SAF 2 presented 838,04ha (7.5%) (Table 6). The SAF 1 class showed low permanence which indicates that AF systems with this characteristic have high spatial turnover. The rotation of cultures in space and time favors the dynamics of the local microfauna, as it causes aeration, decreasing the compaction processes. Promoting greater physical and biological balance (KATO et al., 2014). Considering SAF 2, as the area is decreased, the percentage of permanence will also be reduced due to the

characteristics of this system, that is, they present in their arrangement (design) more long-lived species, such as forest species.

For both SAF 1 and SAF 2. A large part of the increase was due to the advance over secondary vegetation, forest and pasture areas. For SAF 1 In the period from 1990 to 2000, there was an increase of 3,256ha (48%) on secondary vegetation and 1,864ha (27%) on the forest. Between 2000 and 2010, it increased by 3,400 ha (39%) on secondary vegetation, 1,664 ha (19%) on pasture and 587 ha (7%) on forest. When observing the period from 2010 to 2018 there were 3,577ha (43%) of increment on secondary vegetation, 1,485ha (17%) on pasture and 343ha (4%) on forest. It can be noted that the advance over forest areas has been reduced over the years, the advance over secondary vegetation has remained stable and there has been an increase over pasture areas.

The SAF 2 class followed the same trend as SAF 1. From 1990 to 2000, there was an increase of 4,267 ha (38%) on secondary vegetation and 2,120 ha (19%) on forest. In the period from 2000 to 2010, it advanced 5,003ha (47%) on secondary vegetation, 2,269ha (22%) on pasture and 806ha (8%) on forest. For the period from 2010 to 2018, 4,641 (47%) advanced on secondary vegetation, 1,660ha (17%) on pasture and 348ha (4%) on forest.

The rate of forest loss has been reduced over the years in Tomé-Açu. For Castelo et al. (2018), these values may be associated with economic factors and the appreciation of the Brazilian real which may have discouraged exports. However, the factor that highlighted the influence on the fall in deforestation was the implementation of public policies such as the Action Plan for Prevention and Control of Deforestation in the Legal Amazon (PPCDAm), which is based on the Deforestation Monitoring Program in the Amazon Legal by Satellite (PRODES) operated by the National Institute for Space Research (INPE). PRODES estimates annual forest loss rates with a minimum mapping unit of 6.25 ha so loss that is smaller than this is not mapped (SOUSA. et al.. 2020 in press).

According to Nepstad et al. (2014), the reduction in forest loss generates some optimism regarding the containment of deforestation. AF systems present themselves as an alternative to total forest clearing by families of small producers, if the systems prove to be profitable and economically beneficial (FEARNSIDE, 2009).

Table 4: Transition matrix between the years 1990 - 2000. for the municipality of Tomé-Açu. With areas in hectares (ha).

		Year 2000										
Year 1990		CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF 1	SV	SAF 2	H	FOR	TOTAL
	PAS		10,919	1,634	3,597	299	235	8,633	1,606	0	0	26,923
	AA		5,270	5,457	1,416	601	723	8,649	1,421	0	0	23,536
	O		5,477	1,250	2,314	201	204	4,811	1,075	0	0	15,332
	PO		299	293	96	68	36	763	71	0	0	1,625
	SAF 1		1,909	843	558	106	198	2,864	572	0	0	7,049
	SV		16,416	13,271	4,778	1,426	3,256	84,578	4,267	7	0	127,999
	SAF 2		3,469	1,939	1,059	212	436	8,605	1,083	0	0	16,803
	H		0	0	0	0	0	0	0	936	0	936
	FOR		9,095	6,437	4,330	1,715	1,864	26,673	2,120	0	242,098	294,332
	TOTAL		52,853	31,125	18,148	4,627	6,951	145,576	12,214	943	242,098	514,535

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Table 5: Transition matrix between the years 2000 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).

		Year 2010										
Year 2000		CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF1	SV	SAF2	H	FOR	TOTAL
	PAS		16,806	6,601	3,991	7,904	1,664	13,618	2,269	0	0	52,853
	AA		4,658	5,012	1,655	4,851	1,518	12,227	1,203	0	0	31,125
	O		6,932	1,819	2,653	2,358	513	3,134	739	0	0	18,148
	PO		1,008	816	213	975	307	1,126	184	0	0	4,627

SAF1	888	786	434	889	275	3,415	263	0	0	6,951
SV	16,137	13,800	5,455	11,769	3,400	90,013	5,003	0	0	145,576
SAF2	2,733	1,538	746	1,893	595	4,040	669	0	0	12,214
H	202	0	298	180	0	0	0	263	0	943
FOR	3,585	2,446	1,859	3,054	587	10,498	806	7	219,256	242,098
Total	52,949	32,818	17,304	33,872	8,858	138,071	11,135	269	219,256	514,535

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Table 6: Transition matrix between the years 2010 - 2018, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).

		Year 2018									
Year 2010	CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF1	SV	SAF2	H	FOR	TOTAL
	PAS	24,527	5,626	9,303	5,756	1,485	4,547	1,660	45	0	52,949
	AA	6,103	3,373	3,881	3,647	941	13,977	876	20	0	32,818
	O	5,042	1,286	6,942	1,497	550	1,261	723	4	0	17,304
	PO	7,563	3,778	4,645	6,683	1,156	8,731	1,128	188	0	33,872
	SAF1	1,231	690	976	928	688	4,029	294	23	0	8,859
	SV	14,062	5,400	13,367	6,181	3,577	90,688	4,641	155	0	138,072
	SAF2	1,535	696	1,111	819	408	5,717	838	13	0	11,135
	H	0	0	0	0	0	0	0	269	0	269
	FOR	767	857	170	238	343	3,068	348	2	213,463	219,256
Total	60,830	21,706	40,395	25,750	9,148	132,017	10,508	719	213,463	514,535	

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

The loss of area of SAF 1 class is due to SAF 1 prioritizing secondary vegetation. Interestingly, over time SAF 1 has also evolved into Palmoil and only a small percentage, has grown to become SAF 2. For the period from 1990 to 2000, it can be seen that 2,864ha (41%) became secondary vegetation, 1,909ha (27%) pasture and 572ha (8%) transitioned to SAF 2. In the period from 2000 to 2010, about 3,415ha (49%) became secondary vegetation and 889ha (13%) became the Palm oil class. Observing the period from 2010 to 2018, 4,029 (45%) evolved to the secondary vegetation class, 294ha (3%) to the SAF class 2 and 928ha (10%) to the palmoil class.

SAF 2 followed the same trend as SAF 1, when the area loss values were verified. In the period from 1990 to 2000, it was observed that 8,605ha (51%) became secondary vegetation and 3,469ha (21%) became pasture. In the period from 2000 to 2010, there was a loss of 4,040ha (33%) of secondary vegetation, 2,733ha (22%) for pasture and 1,893ha (15%) for Palmoil. For the period from 2010 to 2018, 5,717 (51%) became secondary vegetation, 1,535ha (14%) pasture and 819ha (7%) palm oil.

The palm oil class increased considerably over the SAF 1 and SAF 2 classes in the period from 2000 to 2010. This fact is due to the launch of policies that encouraged the production of biodiesel, such as the National Program for the Production and Use of Biodiesel and the Sustainable Production Program of Oil Palm. In the period from 2005 to 2010, in Tomé-Açu, family agriculture entered the oil palm production chain, under contracts with large companies, resulting in the expansion of palm oil production by small producers (BECKER, 2010).

Between 2005 and 2010, CAMTA entered into a partnership for the production of palm oil in AF systems. These projects aimed at partnership and the establishment of a structure for the processing of palm oil, together with the continuous increase in demand for fruits from AF systems which are still expanding in Brazil (BATISTELA et al., 2013; BRONDÍZIO, 2012). However, in 2015, there was a stagnation in the plantations of large enterprises due to the effects of the global economic crisis, resulting in breaks in contracts signed with small producers and reduced investments in the palm oil chain.

Considering the pasture areas, it can be understood that they present a high dynamic with the classes SAF 1 and SAF 2. Pasture areas, in Tomé-Açu, are introduced as an alternative to diversify the SAF activity, that is, the pasture is introduced due to the low profitability of SAFs. For the periods analyzed, the cattle herd ranged from 94,385 to 165,000 head of cattle (IBGE, 2020).

3.4. CONCLUSION

Due to the high turnover of arrangements and cultures, AF systems do not present a particular identifiable spectral response pattern. GEE was efficient and suitable to identify and quantify the two AF classes at the scale of this study. However, to more accurately map these systems in a more detailed manner further information is required.

The classification of images used to analyze the dynamics of land use and land cover in the municipality of Tomé-Açu for the period from 1990 to 2018 proved to be valid for monitoring changes in different classes of land use and land cover including agroforestry systems.

The AF system in Tomé-Açu, achieved prominence by advancing over the classes of secondary vegetation, forest and pasture. However, they showed low permanence. This is due to the high spatial turnover in SAF1. In SAF2 it is because they have more long-lived species in their arrangement, facilitating their permanence.

This research shows that even with a low percentage area of AF systems and due to the history of Tomé-Açu, the land use dynamics contribute towards the municipality's economic matrix.

3.4. REFERENCES

- ALMEIDA, C. A., et al spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica*, v.46, p.291 - 302, 2016.
- BATISTELLA, M.; BOLFE, E. L.; MORAN, E. F. Agroforestry in Tomé-Açu: An Alternative to Pasture in the Amazon. In: BRODÍZIO, E. S.; MORAN, E. F. (Eds.) *HumanEnvironmentInteractions: Current and FutureDirections*. Dordrecht, Holanda: Springer Scientific Publishers. p. 321-342, 2013.
- BECKER, B. K., Recuperação de áreas desflorestadas da Amazônia: será pertinente o cultivo da palma de óleo (Dendê)? *Revista franco-brasileira de geografia*, v. 10, 2010.
- BELGIU, M. & DRĂGU, L. Random Forest in Remote Sensing: A Review of Applications and Future Directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. v. 114, p. 24-31. 2016.
- 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.

- BOLFE, M. et al. Correlação de variáveis espectrais e estoque de carbono da biomassa aérea de sistemas agroflorestais. **Pesq. agropec. bras.**, v.47, n.9, p.1261-1269, 2012.
- BRAIMOH, A. K. Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.113, p.254-263, 2006.
- BRASIL (2006) Decreto Nº 5.975 de 30 de novembro de 2006.
- BREIMAN, L. Random Forests. *Machine Learning*, v. 45, p. 05-32, 2001.
- BRONDÍZIO, E. S. Institutional crafting and the vitality of rural areas in an urban world: Perspectives from a Japanese community in the Amazon. *Global Environmental Research* v.16, n. 2, p. 145-152, 2012.
- COELHO, G. C. Sistemas Agroflorestais. São Paulo, SP. RIMA, 2012, 204 p.
- CONGALTON, R.G., GREEN, K., 2009. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices, 2nd ed. ed. Taylor & Francis Group, New York.
- COOPERATIVA AGRÍCOLA MISTA DE TOMÉ-AÇU (CAMTA). **Suplemento Estatístico**: Exercício 2005. Balanço encerrado em 31 de dezembro de 2005. 74^a Assembléia Geral Ordinária de 19 de março de 2006. Tomé-Açu. 2006. 15p.
- CORREIA, M. C. A Observação Participante enquanto técnica de investigação. **Pensar Enfermagem**, v. 13, n. 2, p. 30-36. 2009.
- COSTA, K. V. da. Permanência e transformação na agricultura familiar: um estudo de caso sobre a resistência dos agricultores familiares no submédio São Francisco. 2014.
- DANIEL, O. Proposta de um conjunto mínimo de indicadores socioeconômicos para o monitoramento da sustentabilidade em Sistemas Agroflorestais. **Revista árvore**, v. 24, n. 3, p. 283-290, 2000.
- DUBOIS, J. C. L. *Manual Agroflorestal para a Amazônia –vol1*. Rio de Janeiro: REBRAF, 1996. 228p.
- FEARNSIDE, P.M. 2009. Degradação dos recursos naturais na Amazônia brasileira: Implicações para o uso de sistemas agroflorestais. pp. 161-170 In: R. Porro (ed.) *Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação*. World Agroforestry Centre (ICRAF) & EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, Pará. 825 pp.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**. v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.
- FOODY, G. M. Assessing the accuracy of land cover change with imperfect ground reference data. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2271–2285, 2010

- FOODY, G. M. Ground reference data error and the mis-estimation of the area of land cover change as a function of its abundance. **Remote Sensing Letters**. v. 4, p. 783–792, 2013.
- GAO, B. C. NDWI – A Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v.58, p.257-266, 1996.
- GORELICK, N. Google Earth Engine: Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**. v. 202, p. 18-27, 2017.
- HOMMA, A. K. O. A **imigração Japonesa na Amazônia**: sua contribuição ao desenvolvimento agrícola. Embrapa Informação Tecnológica; Brasília: Embrapa, 2016. 255 p.
- HOMMA, A. K. O. A. A Terceira Natureza da Amazônia. **Revista paranaense de desenvolvimento**, v. 38, n. 132, p. 27-42, 2017.
- HOMMA, A. K. O. A. Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé-Açu, Pará. **Revista Instituto de Estudos Superiores da Amazônia**, v. 2, n. ½ p. 57-65, 2004.
- HOMMA, A. V. L. Evolução e percepção dos Sistemas Agroflorestais desenvolvidos pelos agricultores nipo-brasileiros no município de Tomé-Açu, Pará. **Amazônia: Ci. & Desenvolvi**, v. 5, n. 9, 2009.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Bases Cartográficas**. Brasília, DF, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Dados estatísticos dos municípios do Brasil**: 2010. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em 15 de jan. 2019.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística municipal**. Belém, PA, 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE cidades**: 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tome-acu/pesquisa/18/16459?ano=2010&tipo=grafico&indicador=16533>>. Acesso em 28 abr. 2020.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Projeto Prodes**. São José dos Campos, SP, 2018.

Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 14 nov. 2018.

KATO, O. R. et al. Agricultura sem queima: uma proposta de recuperação de áreas degradadas com sistemas agroflorestais seqüenciais. In: LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; ARAÚJO, A. S. F. (Ed.). **Agricultura Conservacionista no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 189-216.

KELLY, M. et al. Image interpretation keys for validation of global land-cover data sets. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, 65, 1041–1050, 1999.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 01, p. 159-174, 1977.

MIRANDA, P. S, RODRIGUES, W. **Sistema agroflorestal: agricultura em andares**. Belém, Pa: NUMA-UFPA. 1999. 102 p.

NEPSTAD, D., et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118–1123, 2014.

OLIVEIRA, T. C. de. Caracterização, Índices Técnicos, e Indicadores de Viabilidade Financeira de Consórcios Agroflorestais. 2009, 84 f. Dissertação (Mestrado do curso de Pós-Graduação em Agronomia) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre, 2009.

OLOFSSON, P. et al. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote Sensing of Environment**, v. 148, p. 42-57, 2014.

PONTIUS, JR; ALÍ, S., C. Quantity, exchange, and shift components of difference in a square contingency table. *International Journal of Remote Sensing*, v. 35, n. 21, p. 7543–7554, 2014.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F.; GHIMIRE, B.; ROGAN, J.; CHICA-OLMO, M. & RIGOL-SANCHEZ, J. P. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v.67, p. 93-104. 2012.

ROMERO-RUIZ, M. H.; FLANTUA, S. G. A.; TANSEY, K.; BERRIO, J. C. Landscape transformation in savannas of northern south America: Land use/cover changes since 1987 in the Lianos Orientales of Colombia. **Applied Geography**, v.32, n.2, p. 766-776, 2012.

SANGUINO, A. C. et al., **Avaliação econômica de Sistemas Agroflorestais no estado do Pará**. **Rev. ciênc. agrár.**, n. 47, p. 71-88, 2007.

- SOUSA, L. M. et al. Análise multitemporal do desmatamento no município de Tomé-Açu entre 1985 a 2018. **Pesquisa Florestal Brasileira**, 2020, no prelo.
- SOUSA, L. M. et al. Avaliação do uso e cobertura da terra em Paragominas e Ulianópolis-PA, utilizando dados do projeto TerraClass. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69 n. 3, p. 421-431, 2017.
- STEHMAN, S. V., & WICKHAM, J.D. Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**. v. 115, p. 3044–3055, 2011.
- TERRACLASS. **Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal**: 2008. Brasília, DF; Belém: Embrapa; INPE, 2013.
- VARELA, L. B.; SANTANA, A. C. de. Aspectos econômicos da produção e do risco nos sistemas agroflorestais e nos sistemas tradicionais de produção agrícola em Tomé-Açu, Pará - 2001 a 2003. **Revista Árvore**. v.33, n.1, p.151-160, 2009.
- VILMAR, M. L., et al., (2013). O comportamento sócio-trabalhista na produção do óleo de palma do dendê no Estado do Pará com foco nas empresas Agropalma, Biovale. *Biopalma, Petrobras Combustíveis—Relatório Final*.
- WANG, Y. et al. Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian Amazon. **Nature Sustainability**. 2020.
- WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANGUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucária utilizando imagens do satélite IKONOS II. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.

3.5. SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table 7: Transition matrix between the years 1990 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).

		Year 2010										
Year 1990		CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF1	SV	SAF2	H	FOR	TOTAL
	PAS		10,078	2,983	2,584	3,284	568	6,329	1,098	0	0	26,923
	AA		4,046	3,630	1,236	3,487	999	9,162	976	0	0	23,536
	O		4,691	1,682	1,762	1,980	404	4,213	599	0	0	15,332
	PO		230	235	67	278	54	703	59	0	0	1,625
	SAF1		1,505	796	481	868	327	2,746	327	0	0	7,049
	SV		15,447	12,431	5,201	11,326	3,124	76,236	4,227	7	0	127,999
	SAF2		2,947	1,864	950	1,997	695	7,639	710	0	0	16,803
	H		209	0	86	0	0	238	141	263	0	936
	FOR		13,797	9,197	4,938	10,653	2,687	30,807	2,996	0	219,256	294,332
	Total		52,949	32,818	17,304	33,872	8,859	138,072	11,135	269	219,256	514,535

(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Table 8: Transition matrix between the years 1990 - 2018, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).

		Year 2018										
Year 1990		CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF1	SV	SAF2	H	FOR	TOTAL
	PAS		5,085	6,157	1,383	2,791	802	9,693	1,012	0	0	26,923
	AA		5,307	3,834	1,110	2,237	742	9,411	894	0	0	23,536
	O		2,895	2,561	3,050	1,318	445	4,401	662	0	0	15,332
	PO		320	249	56	47	40	870	44	0	0	1,625

SAF1	1,778	948	1,105	555	360	2,049	254	0	0	7,049
SV	19,335	1,661	28,873	7,737	2,985	63,858	3,544	7	0	127,999
SAF2	3,161	2,176	2,181	1,295	585	6,579	826	0	0	16,803
H	0	0	224	0	0	0	0	712	0	936
FOR	22,949	4,121	2,413	9,770	3,188	35,154	3,273	0	213,463	294,332
Total	60,830	21,706	40,395	25,750	9,148	132,017	10,508	719	213,463	514,535

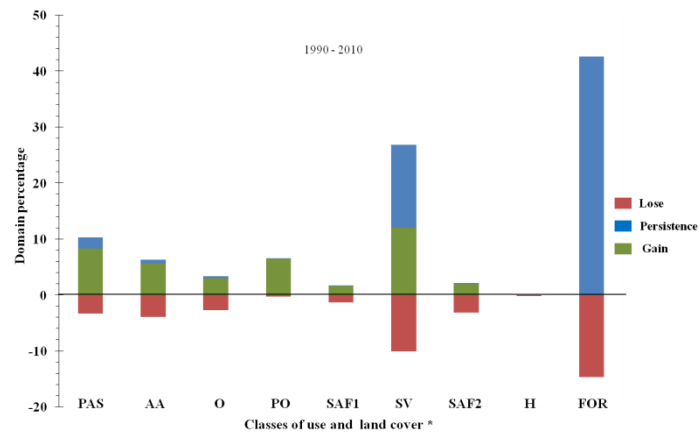
(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Table 9: Transition matrix between the years 1900 - 2010, for the municipality of Tomé-Açu, with areas in hectares (ha).

		Year de 2018										
Year 2000	CLASS*	PAS	AA	O	PO	SAF1	SV	SAF2	H	FOR	TOTAL	
		PAS	22,828	4,926	10,553	4,825	1,358	6,793	1,570	0	0	52,853
		AA	5,172	3,429	3,705	3,282	935	13,745	857	0	0	31,125
		O	4,696	1,878	5,573	1,764	502	3,120	614	0	0	18,148
		PO	483	219	449	2,915	135	328	98	0	0	4,627
		SAF1	844	320	470	768	1,019	3,312	218	0	0	6,951
		SV	18,516	5,662	17,030	8,744	3,282	87,886	4,455	0	0	145,576
		SAF2	2,673	898	1,559	903	447	4,538	1,197	0	0	12,214
		H	48	40	15	21	19	66	23	711	0	943
		FOR	5,570	4,332	1,039	2,528	1,451	12,230	1,476	8	213,463	242,098
	Total	60,830	21,706	40,395	25,750	9,148	132,017	10,508	719	213,463	514,535	

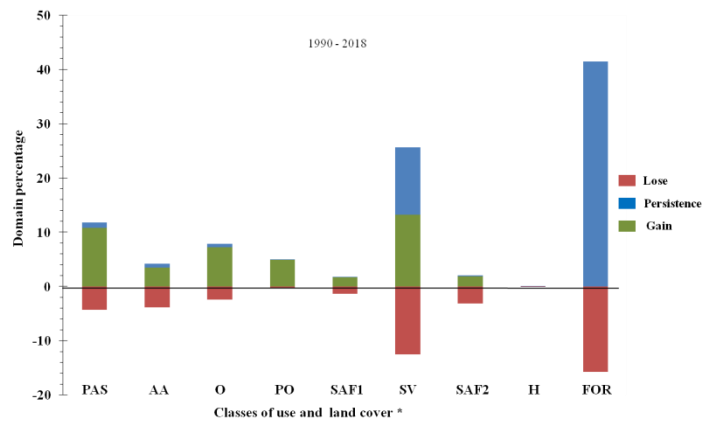
(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Figure 5- Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990-2010, for the municipality of Tomé-Açu.



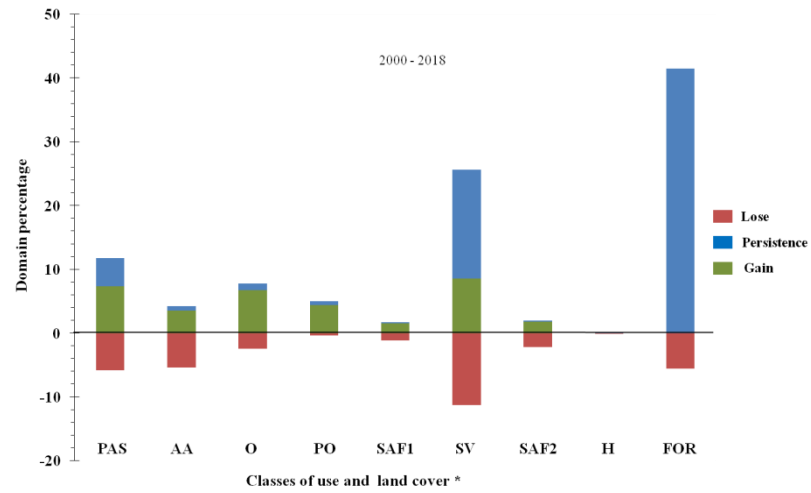
(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Figure 6- Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 1990-2018, for the municipality of Tomé-Açu.



(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

Figure 7- Losses, persistence and gains between classes of land use and land cover between the years 2000-2018, for the municipality of Tomé-Açu.



(*) PAS: pasture; AA: agriculture; O: others; PO: palm oil; SAF1: agroforestry system type 1; SV: secondary vegetation; SAF2: type 2 agroforestry system; H: hydrography; FOR: forest.

4. CAPÍTULO IV: ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS, NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇÚ, PA

Resumo: A quantificação de biomassa acima do solo em áreas extensas e diversas como os Sistemas Agroflorestais requer o uso de técnicas que tenham o aprimoramento de Sensoriamento Remoto (SR) associado com a acurácia de dados de campo para permitir um melhor entendimento sobre a biomassa e reduzir o nível de incertezas. O presente trabalho tem por objetivo estimar a biomassa acima do solo em SAFs do município de Tomé-Açu, Pará, com base em dados de campo e de Sensoriamento Remoto. Inicialmente realizou-se um inventário em SAFs, foram realizadas análises de regressão entre os dados de biomassa oriundos do inventário e de SR para as equações, seguidos de espacialização da biomassa para os SAFs e conversão de biomassa acima do solo para carbono. Os resultados apontaram que todas as equações apresentaram um erro padrão residual variando entre 6,0 a 6,6 Mg. ha⁻¹ de biomassa acima do solo e R² ajustado de 0,02 a 0,50. As três equações resultantes das análises de regressões dos dados de SR com inventário apresentaram a mesma tendência. Dos 2735 polígonos mapeados, 99% dos valores de biomassa dos SAFs variaram entre de 3 a 125Mg.ha⁻¹ com mediana em torno de 21Mg.ha⁻¹. O valor total do estoque de carbono em SAFs de Tomé-açu foi de: 41.982,52 MgC para NDWI, 42.534,28 MgC para TSAVI x NDWI e 43.094,75 MgC para B5 x NDWI. Conclui-se que as respostas espectrais dos SAFs seguem padrões diferenciados dos demais tipos de vegetações e são alterados de acordo com a variação de biomassa. O índice de vegetação NDWI em regressão simples ou múltipla apresentou maior eficiência na predição de biomassa acima do solo de SAFs.

Palavras-Chave: Sensoriamento Remoto, Integração lavoura-pecuária-floresta, Índice de vegetação, Landsat.

Abstract: Quantification of above-ground biomass in extensive and diverse areas such as Agroforestry Systems requires the use of techniques that have improved Remote sensing (SR) associated with the accuracy of field data to allow a better understanding of biomass and reduce the level of uncertainties. The present work aims to estimate an above ground biomass in SAFs in the municipality of Tomé-Açu, Pará, based on field and Remote Sensing data. Initially, an inventory was made in SAFs, regression analyzes were performed between biomass data from the inventory and SR for the equations, followed by biomass spatialization for SAFs and conversion of above-ground biomass to carbon. The results showed that all

equations presented a residual standard error ranging from 6,0 to 6,6 Mg.ha⁻¹ of biomass above ground and adjusted R² from 0,02 to 0,50. The three equations resulting from the regression analysis of SR data with inventory showed the same trend. Of the 2735 mapped polygons, 99% of the SAFs biomass values ranged from 3 to 125Mg.ha⁻¹ with a median of around 21Mg.ha⁻¹. The total value of the carbon stock in SAFs of Tomé-açu was: 41,982.52 MgC for NDWI, 42,534.28 MgC for TSAVI x NDWI and 43,094.75 MgC for B5 x NDWI. It is concluded that the spectral responses of SAFs follow different patterns from other types of vegetation and are altered according to the variation of biomass. The NDWI vegetation index in single or multiple regression showed greater efficiency in the prediction of above ground biomass of SAFs.

Keywords: Remote Sensing, Crop-livestock-forest integration, Vegetation index, Landsat.

4.1. INTRODUÇÃO

A quantificação de biomassa florestal pode ser realizada por métodos diretos ou indiretos. O método direto consiste na derrubada e seccionamento de árvores, para posterior pesagem das seções. Esse método, porém, tem a desvantagem de ser oneroso em custo e tempo de execução (SALATI, 1994), além do que, a estimativa direta para toda a Amazônia, é impossível. Sendo assim, faz-se necessário aperfeiçoar os métodos indiretos com base em informações originárias de inventário florestal (HIGUCHI et al. 2004; SOMOGYI et al. 2006).

Para o método indireto a quantificação de biomassa é realizada através de equações alométricas baseadas em dados de inventário florestal e sensoriamento remoto (SR), sem necessidade de abate de árvores. Portanto, este método torna-se uma alternativa menos onerosa, operacionalmente simples e fornecem estimativas para análise da dinâmica e quantificação do estoque da biomassa florestal, sem a necessidade de derrubar as árvores. Entretanto, a limitação está em uma menor precisão quando comparado com o método direto e na necessidade de depender de fontes confiáveis, sobre a biomassa florestal (FERRAZ, 2012). Em contrapartida, os métodos de análise baseados em SR tem como vantagem o acesso de informações a lugares remotos e com variabilidade espacial natural da biomassa, que podem ser obtidas pela resposta espectral da vegetação. A obtenção de variáveis espectrais pode ser utilizadas como indicadores de crescimento, vigor da vegetação e em parâmetros biofísicos, tais como a biomassa aérea (BOLFE et al. 2012).

Um fator importante na quantificação de biomassa da Amazônia é a formação de diferentes tipologias e estágios de sucessão da vegetação (HOUGHTON et al. 2009), tais como os Sistemas Agroflorestais (SAFs). Os SAFs são ecossistemas agrícolas, em que são realizadas a associação de dois ou mais componentes vegetais que aumentam a produtividade e apresentam características ambientais favoráveis ao acúmulo de biomassa. Os SAFs podem ser constituídas pela associação de plantas lenhosas perenes com plantas herbáceas, sendo que as combinações podem ocorrer de maneira simultânea ou em sequência temporal (OLIVEIRA, 2009). Os SAFs apresentam inúmeros benefícios sociais, econômicos e ambientais, como, a formação de diferentes estratos vegetais, ao qual tenta imitar um sub-bosque e por sua vez, aproxima sua estrutura a de uma floresta, promovem a geração de empregos, consequentemente a geração de renda, promoção da segurança alimentar e bem estar nutricional (RIBASKI et al. 2002).

A quantificação de biomassa em SAFs, em particular, possui a mesma dificuldade de que em florestas tropicais, dada variabilidade de espécies, do estrato do dossel, à dispersão das áreas e os diferentes sistemas de manejo aplicados. Para tanto, a estimativa de biomassa de SAFs passa a existir como uma ferramenta útil para subsidiar tomadas de decisões relacionadas ao planejamento de ações num contexto de múltiplos cenários, tais como políticas públicas, manejo florestal, estudos de ciclagem de nutrientes e ordenamento territorial (BOHRER et al. 2001).

Com avanços tecnológicos nas áreas de computação e SR, bem com a disponibilização de imagens de maneira gratuita, têm-se obtido uma melhor caracterização das estruturas dos diferentes padrões de uso e cobertura da terra e, consequentemente de sua biomassa e carbono estocado. A fundamentação necessária é a associação de valores de biomassa medidos em campo com os dados de refletância provenientes de imagens de satélite, a fim de obter melhores estimativas (MACEDO et al. 2018).

Diante da dificuldade do método direto de estimativa da biomassa apresentado, torna-se necessário o uso de técnicas que tenham o aprimoramento de SR associado e com acurácia de dados de campo para permitir um melhor entendimento sobre a biomassa. E assim verificar se as variações de biomassa acima do solo nos diversos sistemas agroflorestais ocasionam modificações nas respostas espectrais, logo haverá correlações significativas entre a biomassa e os índices de vegetação.

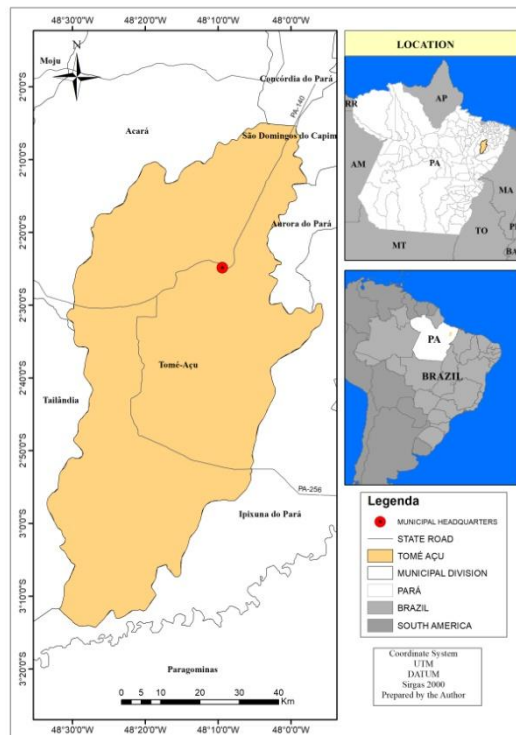
Este trabalho tem como objetivo estimar a biomassa acima do solo em SAFs no município de Tomé-Açu, Pará, com base em dados de campo e de Sensoriamento Remoto.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

A área de estudo está compreendida em lotes de produtores rurais vinculados à Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-açu (CAMTA), localizada no município de Tomé-açu. Este município apresenta características diferenciadas quanto ao histórico de uso e ocupação da terra e significativa importância econômica, social e ambiental no estado do Pará. A implantação de culturas agrícolas é proveniente da intensa remoção da cobertura florestal provocada pelos sucessivos processos de derrubada e queima. Pode-se destacar a pimenta-do-reino, e a fruticultura como culturas principais desenvolvidas em SAFs (HOMMA, 2004).

Figura 1: Localização da área de estudo.



Tomé-Açu possui um clima tropical chuvoso tipo Ami de acordo com a classificação de Köppen, com estação seca bem definida. A temperatura média anual é de 27°C, com umidade relativa média de 85%, precipitação média anual variando de 2.144 mm a 2.581 mm. Os principais solos, no município de Tomé-Açu, são latossolos amarelos, latossolo vermelho-amarelado e argilosos amarelos (IBGE, 2010; IDESP, 2014). A vegetação local é representada predominantemente por florestas Secundárias ou capoeiras, com remanescentes florestais de florestas Ombrofilas Densas dos Baixos Platôs a Densa de Platôs (IDESP, 2014).

4.2.2. Material

Os seguintes materiais foram usados para construir este sistema: a) Imagens do satélite Landsat-8/OLI-TIRS para o dia 17 de julho de 2015, com correção dos efeitos atmosféricos (VERMOTE et al. 2016); b) Plataforma Google Earth Engine (GEE) (GORELIK et al. 2017) sendo selecionadas imagens dos meses de julho a setembro, com cobertura de 2015 com mínima de nuvens e melhor visibilidade; c) Base cartográfica oficial em formato shapefile, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no formato vetorial, em escala 1:250.000 (IBGE, 2010); d) Software R Studio versão 4.0 (R CORE TEAM, 2020;); f) Software ArcGis versão 10.5.

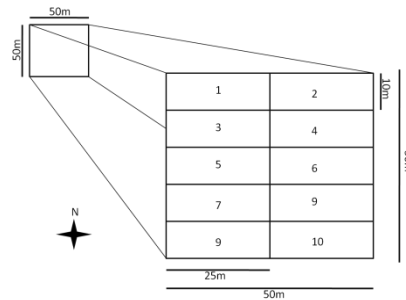
4.2.3. Métodos

A quantificação de biomassa em SAFs constituiu das seguintes etapas: a) Seleção das áreas de SAFs; b) Inventário; d) Análise de regressão entre os dados de biomassa oriundos do inventário e de sensoriamento remoto (SR); e) Espacialização da biomassa para os SAFs; f) Conversão de biomassa acima do solo para carbono.

No período de julho a setembro de 2015 foi realizada uma visita técnica em Tomé-Açu para a seleção e definição dos SAFs, na qual foram identificados 12 SAFs com potencial para os levantamentos de campo. Nestas áreas foram coletados dados de altura total (H), o diâmetro à altura do peito (DAP) dos indivíduos e idade dos SAFs (SANTOS et al. 2019).

O inventário foi realizado em três parcelas amostrais de 50 m x 50 m (0,25 ha) (LAURANCE et al. 1999; CLARK & CLARK, 2000; KELLER et al. 2001) em cada um dos quatro SAFs, totalizando 12 parcelas de SAFs. Para facilitação do inventário cada parcela foi dividida em 10 subparcelas de 10 m x 25 m (Figura 2). Em cada subparcela foi realizado o inventário de 100% dos indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5cm, com registro em ficha de campo da altura total (H) e identificados pelo nome regional e científico. As coordenadas geográficas plano-retangulares (x, y) do centro de cada SAF foram obtidas por meio de Sistema de Posicionamento Global (GPS), para posterior identificação nas imagens de satélites e posicionamento dos indivíduos.

Figura 2: Desenho esquemático do tamanho da parcela e subparcela para inventário florestal em Sistemas Agroflorestais.



Com a obtenção dos dados de inventário florestal dos SAFs foi calculada a biomassa acima do solo e por conseguinte a estimativa de carbono. Para este cálculo, foi utilizado as equações alométricas desenvolvidas para a Amazônia (Tabela 1) por Bartelt et al. (2000), seguindo as recomendações de Bolfe et al. (2012).

Tabela 1: Equações alométricas utilizadas para estimar a biomassa acima do solo.

	Equação	Equação Alométrica (*)	Parâmetro	DAP (cm)
Açaí	(1) Folhas	$BS = \exp(-0,0550 + 0,0451 \times DAP)$	$R^2=0,92$	$DAP \geq 5$
	(2) Estipes	$BS = \exp(-0,0470 + 0,0750 \times DAP)$	$R^2=0,99$	$DAP \geq 5$
	(3) Folhas	$BS = \exp(-1,3200 + 0,0566 \times DAP)$	$R^2=0,96$	$DAP \geq 5$
Cacau	(4) Madeira de cacau	$BS = \exp(0,0320 + 0,0810 \times DAP)$	$R^2=0,99$	$DAP \geq 5$
	(5) Folhas	$BS = \exp(-0,7600 + 0,1242 \times DAP)$	$R^2=0,77$	$DAP \geq 5$
Árvores	(6) Madeira de árvores	$BS = \exp(0,2040 + 0,3129 \times DAP)$	$R^2=0,99$	$DAP \geq 5$

Fonte: Bartelt et al. (2000).

(*): BS: Biomassa seca; DAP: Diâmetro a Altura do Peito.

Segundo Bolfe et al. (2012), os índices normalizados são baseados no contraste entre a resposta espectral do vermelho e do infravermelho próximo, médio e distante. Já os índices complexos consideram o contraste espectral existente entre a vegetação e as características do solo. Os índices complexos têm como objetivo minimizar o efeito do brilho do solo para os casos em que a vegetação é esparsa, na qual os pixels contêm uma mistura de vegetação e solo. Para o cálculo de brilho do solo em índices complexos é necessário formar um gráfico bidimensional a partir da banda do NIR(y) e do RED (x), formando a “linha do solo” (HUETE, 1988). Os índices de vegetação utilizados neste trabalho são apresentados na Tabela 2 e foram divididos em dois grupos: índices normalizados e índices complexos. O índice de vegetação é a integração de duas ou mais bandas espectrais, na qual tem como finalidade o

realce do comportamento espectral da vegetação, indicador de crescimento e teor de biomassa acima do solo. Os índices de vegetação têm correlação com as características biofísicas, como vigor da vegetação, atividade fotossintética, produtividade e índice de área foliar (BOLFE et al. 2012).

Tabela 2: Índices de vegetação utilizados na obtenção das variáveis espectrais dos SAFs no município de Tomé-Açu, PA.

Índice (*)	Equação	Referência
Normalizados		
NDVI	$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Huete et al. (2002)
CTVI	$CTVI = \left(\frac{NDVI + 0,5}{ABS(NDVI + 0,5)} \right) * \sqrt{ABD(NDVI + 0,5)}$	Perry & Lautenschlager (1984)
NDWI	$NDWI = \frac{NIR - IV \text{ médio}}{NIR + IV \text{ médio}}$	Gao (1996)
GNDVI	$NDWI = \frac{NIR - Green}{NIR + Green}$	Daughtry et al. (2000)
Complexos		
PVII	$PVI1 = \left[\frac{(b * IR) - Red + a}{\sqrt{b^2 + 1}} \right]$	Perry & Lautenschlager (1984)
SAVI	$SAVI = \left[\frac{(1 + L) * (NIR - Red)}{NIR + Red + L} \right]$	Huete (1988)
TSAVI	$TSAVI = \left[\frac{a[(NIR - a) * (RED - a)]}{bNIR + (RED - ab) + x(1 + a^2)} \right]$	Baret&Guyot (1991)
EVI2	$EVI2 = 2,5 \left[\frac{(NIR - Red)}{(NIR + 2,5 * Red + 1)} \right]$	
SR	$SR = \frac{NIR}{Red}$	Birth e McVey (1968)

(*) NDVI: “Normalized Difference Vegetation Index”; CTVI: “Corrected Transformed Vegetation Index; NDWI: “Normalized difference Water Index”; GNDWI: “Green Normalized Difference Vegetation Index”; PVII: “Perpendicular Vegetation Index”; SAVI: “Soil Adjusted Vegetation Index”; TSAVI: “Transformed Soil Adjusted Vegetation Index”; EVI2: “Enhanced Vegetation Index”; SR: “Simple Ratio”; RED: Reflectância da banda do vermelho; GREEN: Reflectância da banda do verde; NIR: Reflectância do Infravermelho próximo; IV MÉDIO: Infravermelho Médio; ABS: Valor absoluto; a: Intercepto da linha do solo; b: Declive da linha do solo; x: Fator de ajuste do solo=0,08; G: Linha do solo; L: Fator de ajuste do solo=0,5.

Após o cálculo dos índices de vegetação foi realizada a intersecção de todas as imagens de SR, bandas (B3, B4, B5, B6 e B7) e índices de vegetação, com os pontos referentes às coordenadas de centro de cada uma das áreas amostradas. Desta maneira foram obtidos os valores de refletância de superfície para cada um dos SAFs.

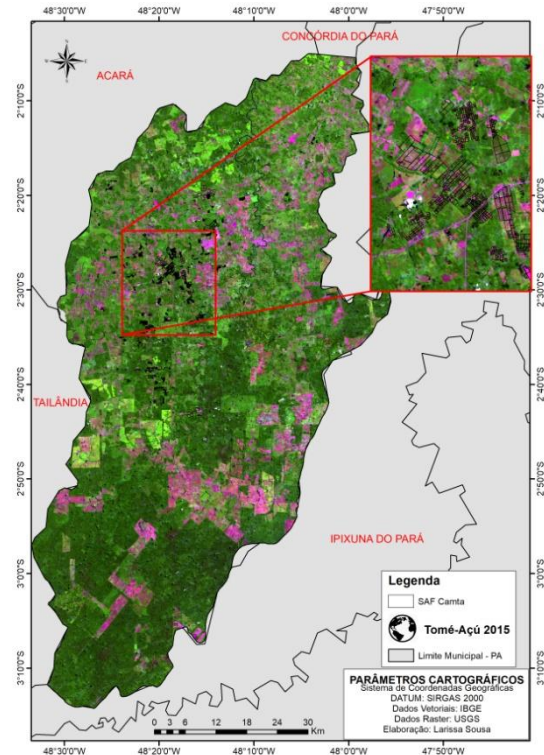
Entretanto, devido ao pequeno número de amostras (12), foi aplicado o método de reamostragem de “*bootstrap*” para garantir maior confiabilidade nos resultados na análise de regressão. Este método consiste na avaliação da influência de dados discrepantes por meio de uma amostragem aleatória com reposição, onde cada nova amostra possui a probabilidade de 1 dividido pelo número de dados, de ser obtida, gerando assim um novo conjunto de dados

para ser analisado. Além disto, este método por se basear apenas no conjunto de dados não assume qualquer distribuição de probabilidade (EFRON, 1987).

Inicialmente, foi testada a normalidade dos dados utilizando os testes de Shapiro-Wilk e de Anderson-Darling (GHASEMI; ZAHEDIASL, 2012). Devido à presença de variáveis que não respeitavam a suposição, foram utilizadas as transformações Box-Cox para normalizar os dados (NETER, et al. 1996). Foram testados a homocedasticidade da variância, normalidade dos resíduos e a multicolinearidade (NETER, et al. 1996).

Posteriormente, foi realizado o cálculo da regressão simples e múltipla, sendo que a múltipla se restringiu a combinação duas a duas das variáveis de SR. Todas estas regressões foram comparadas entre si utilizando conjuntamente os valores de *p-value* da equação, o coeficiente de determinação ajustado (R^2) e o Erro padrão residual (GELMAN, 2007). Para cada conjunto de variáveis testadas, foi verificada a probabilidade de a equação ser significativa (*p-value*), sendo selecionadas aquelas cujo maior número de vezes a equação foi significativa. Na sequência foi observado o valor de R^2 , que é um indicativo do ajuste da função, que tem a finalidade medir a relação da variação explicada com a total. A equação final, *p-value*, R^2 e o Erro padrão residual foram extraídos da mediana dos resultados das 1.001 repetições resultantes do Bootstrap. Para todos os cálculos optou-se pela mediana, pois ela não altera os valores dos coeficientes de regressão é uma boa medida de tendência central. Posteriormente, estas equações medianas foram aplicadas nas imagens de SR e obtidos os valores de biomassa para todos os SAFs do município (SOUSA, et al. 2020 no prelo) (Figura 3).

Figura 3: Lotes de agricultores rurais associados a CAMTA, em 2015.

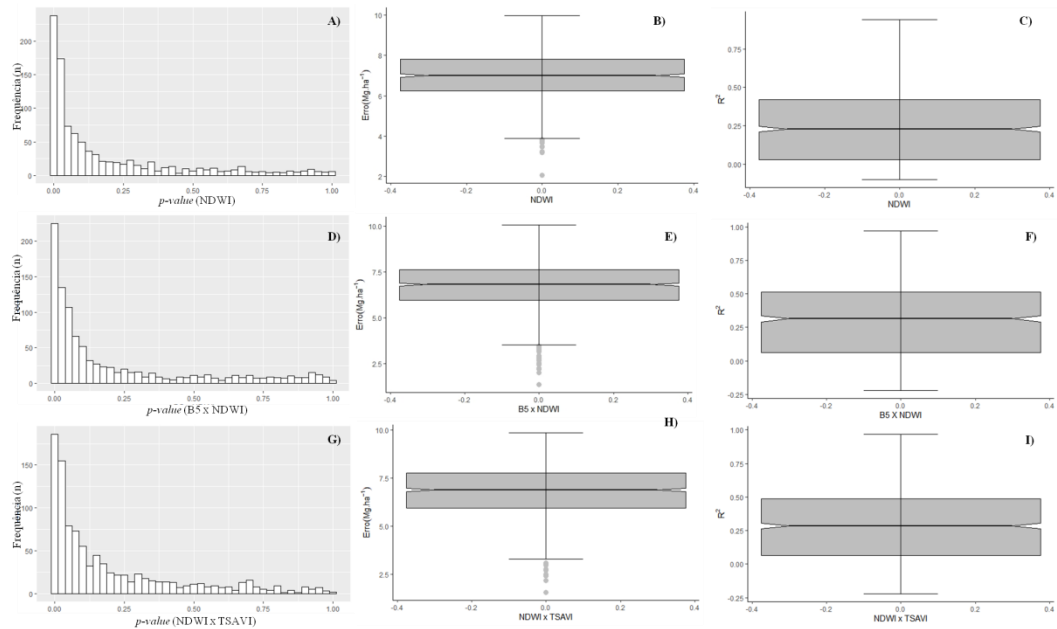


Os valores para a biomassa arbórea foram calculados com base em medidas de dispersão: Máximo, mínimo, mediana e desvio absoluto da mediana. A conversão para teor de carbono foi de 45%, de acordo com Higushi et al. (1998). Portanto, ao multiplicar por 0,45 o resultado de biomassa por hectare (Mg. ha^{-1}) obtém-se o valor de carbono por hectare (MgC. ha^{-1}).

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 4 estão apresentados os valores estimados de *p-value*, R^2 ajustado e Erro padrão residual resultantes das melhores equações geradas pela análise de regressão simples e múltiplas entre os dados de SR e biomassa. A regressão simples entre NDWI e biomassa resultou em 457 e 576 repetições com valores de *p-value* significativos, menores que 0,05 e 0,1, respectivamente. Na regressão múltipla B5 x NDWI e biomassa das 407 repetições e 562 repetições com valores de *p-value* menores que 0,05 e 0,1, respectivamente. Já a regressão múltipla NDWI x TSAVI e biomassa apresentou 309 e 536 repetições com valores de *p-value* menores que 0,05 e 0,1, respectivamente. Todas as equações apresentaram um erro padrão residual variando entre 6,0 a 6,6 Mg. ha^{-1} de biomassa acima do solo. O R^2 ajustado para a regressão simples (NDWI) e para a regressão múltipla (B5 x NDWI e NDWI x TSAVI) esteve com o intervalo de 0,02 a 0,50, sendo assim, o R^2 ajustado indica que as variáveis independentes explicam até 50% da variação da variável dependente.

Figura 4: Histogramas e Boxplots dos principais valores estimados para o p -value (frequência), R^2 ajustado e Erro padrão residual resultantes na análise de regressão simples e regressão múltipla entre inventário e os dados de SR.



Regressão simples entre o NDWI e biomassa: a) p -value (frequência); b) Erro padrão residual; c) R^2 ajustado. Regressão múltipla entre a banda 5 (B5) e o índice NDWI com biomassa: d) p -value (frequência); e) Erro padrão residual; f) R^2 ajustado. Regressão múltipla entre os índices NDWI e TSAVI com biomassa: g) p -value (frequência); h) R^2 ajustado.

Para especializar os dados de SR foram utilizadas as equações medianas, devido as características estatísticas desta medida de tendência central. Os resultados mostraram que as equações medianas tiveram R^2 ajustado de 0,44, 0,55 e 0,53, para as equações simples, com o NDWI, e para as múltiplas contendo NDWI e B5 e NDWI e TSAVI, respectivamente. É interessante ressaltar que o NDWI se fez presente em todas as equações, corroborando com os resultados de Gao (1996).

Estas três equações resultantes das análises de regressões dos dados de SR com inventário apresentaram a mesma tendência. Sem mostrar uma diferença significativa entre os modelos (Tabela 3), pode-se considerar que as equações das regressões lineares múltiplas realizadas foram melhores do que as regressões lineares simples. Para isso levaram-se em consideração o coeficiente de determinação superior, maior frequência de p -value < 0,05 e erro padrão residual inferior serem levemente melhores nos ajustes dos dados. Realizando uma comparação aos resultados dos ajustes de biomassa realizados por Bolfe et al. (2012) para sistemas agroflorestais através de dados de inventário correlacionados a imagens Landsat, pode-se observar que o índice TSAVI a partir de regressão linear simples apresentou um R^2 variando entre 0,36 e 0,74 de acordo com a variação estrutural e idade de cada sistema. Neste

estudo o índice TSAVI a partir de regressão múltipla com o índice NDWI representou R^2 o valor de 0,53.

Tabela 3: Equações medianas utilizando regressão linear simples e múltipla.

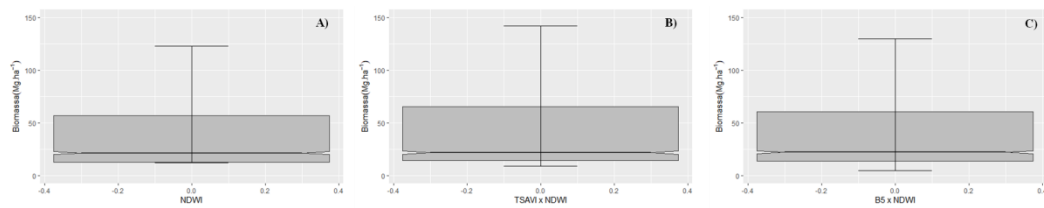
SR	Modelos	R^2 ajustado	<i>p</i> - value	Erro (Mg.ha ⁻¹)
Equação de regressão simples				
NDWI	$12.098 - 62386017.043 \times NDWI$	0,438	0,011	6,641
Equação de regressão múltipla				
B5 x NDWI	$36.343 - 72.767 \times B5 - 70127255.165 \times NDWI$	0,554	0,011	6,053
NDWI x TSAVI	$20.749 - 77872563.677 \times NDWI - 6.835 \times TSAVI$	0,531	0,013	6,063

Os resultados deste trabalho foram similares aos obtidos por Foody et al. (2003) ($R^2 = 0,5$) e superiores aos de Lu et al. (2005) ($R^2 = 0,12$ a $0,18$) na qual ambos estimaram biomassa em florestas tropicais através de índices de vegetação em imagens Landsat. Entretanto os valores obtidos para Tomé-Açu foram equivalentes aos obtidos por Watzlawick et al. (2009), que relacionaram a biomassa de florestas com Araucárias no Estado do Paraná com 3 índices de vegetação gerados por meio de imagens IKONOS II, na qual os valores de R^2 variaram entre 0,4 e 0,75. As semelhanças nos resultados podem estar relacionadas a questão de estratificação de SAFs ser semelhante a de uma floresta. De acordo com Lu et al. (2004) a relação entre parâmetros florestais e as respostas espectrais afetam diretamente os modelos ajustados para a obtenção de dados biofísicos estimados por meio de satélites óticos.

Cabe observar que os modelos apresentados possuem a validade para sistemas agroflorestais devido à baixa composição de espécies, arranjo e dinâmica dos sistemas, sendo sensíveis aos atributos estruturais da vegetação, da paisagem, e das variáveis ambientais (SAATCHI et al. 2011).

As equações medianas aplicadas na imagem Landsat-8 do dia 17/07/2015 resultaram na estimativa de biomassa para todos os SAFs da CAMTA (Figura 6). Como pode ser observado nestes boxplots, a distribuição de biomassa não segue uma distribuição normal. Para as 3 equações, 99% dos valores de biomassa dos SAFs nos 2735 polígonos mapeados pela CAMTA variaram entre de 3 a 125Mg.ha⁻¹ com mediana em torno de 21Mg.ha⁻¹. O desvio absoluto da mediana para estas três estimativas de biomassa ficou em torno de 14 Mg.ha⁻¹

Figura 6: Boxplots dos intervalos de valores para a biomassa arbórea (Mg. ha^{-1}) estimada dos SAFs de agricultores rurais associados a CAMTA.



a) NDWI; b) B5 x NDWI; c) NDWI x TSAVI.

A Tabela 4 apresenta os resultados de carbono orgânico aéreo para Sistemas Agroflorestais dos agricultores associados à CAMTA. As medianas e desvio absoluto da mediana foram: para NDWI $9,663 \pm 6,240 \text{ Mg. ha}^{-1}$; TSAVI x NDWI $9,790 \pm 6,609 \text{ Mg. ha}^{-1}$ e B5 x NDWI com $9,919 \pm 6,776 \text{ Mg. ha}^{-1}$. Os resultados obtidos foram semelhantes aos informados por Bolfe et al. (2012) para SAFs do tipo 1 e tipo 2 com $2,83 \pm 1,13$ e $18,85 \pm 6,22 \text{ Mg. ha}^{-1}$ respectivamente. O valor total do estoque de carbono em SAFs de Tomé-açu foi de: 41.982,52 MgC para NDWI, 42.534,28 MgC para TSAVI x NDWI e 43.094,75 MgC para B5 x NDWI.

Tabela 4: Carbono (Mg. ha^{-1}) estimada dos SAFs de agricultores rurais associados a CAMTA, valores mínimo, máximo, mediana e desvio absoluto da mediana.

SR	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio absoluto da mediana
Equação de regressão linear simples				
NDWI	5,825	55,248	9,663	6,240
Equação de regressão linear múltipla				
TSAVI x NDWI	6,321	64,012	9,790	6,609
B5 x NDWI	6,289	58,416	9,919	6,776

Para Bolfe et al. (2012), as classes de SAF tipo 1 apresentam uma baixa cobertura vegetal com recobrimento de copa inferior a 30% e o estoque de carbono situou-se em torno de 6 Mg ha⁻¹. SAF tipo 2, apresentam indivíduos arbóreos com altura superior a 3 m e idade mais elevada, o recobrimento de copa (45%) e a média de carbono (22 Mg ha^{-1}). Comparados a

este trabalho, pode-se entender que os SAFs encontrados em Tomé-açu em maioria podem ser classificados com tipo 1 e tipo 2.

Entretanto, alguns SAFs apresentaram biomassa aproximada a 150 Mg.ha⁻¹, ou seja, 67,5 Mg.ha⁻¹ de carbono com elevada cobertura vegetal em avançado desenvolvimento. Para Bolfe et al. (2012), SAFs com cobertura média de copa de 60%, indivíduos com altura superior a 6 metros e indivíduos arbóreos em fase avançada de crescimento, com até 12 anos apresentaram 42 Mg ha⁻¹ de estoque de carbono para).

Brancher (2010) avaliou de maneira indireta biomassa de Sistemas agroflorestais em Tomé-açu por inventário fitossociológico e equações de regressão e os dados apresentaram variação média de 30 a 43MgC.ha⁻¹, muito superior ao encontrado neste trabalho. A diferença de estoque de carbono entre esses dois estudos pode estar relacionada ao elevado número de indivíduos de Açai (*Euterpe oleracea*), Cacau (*Theobroma cacao*), e Cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) (CAMTA, 2006). De acordo com Higuchi et al. (1998) essas espécies podem acarretar na diminuição da estimativa de biomassa devido ao porte naturalmente baixo, quando comparados a espécies arbóreas, sendo assim, a ocorrência de espécies de grande porte eleva a estimativa de biomassa e conseqüentemente de carbono. O fato de árvores de grande porte elevarem a estimativa de carbono é constatado no SAF tipo 4 expresso por Bolfe et al. (2012) com cobertura de copa média de 80%, com indivíduos de altura superior a 7 m e com média de estoque de carbono de 120 Mg ha⁻¹, representando indivíduos arbóreos em fase avançada de desenvolvimento.

4.4. CONCLUSÕES

Pode-se concluir que foram atendidos aos objetivos propostos de quantificação de carbono arbóreo partindo de inventário florestal, modelos matemáticos selecionados e aplicados às imagens do satélite Landsat-8 em menor tempo, conseqüentemente com menores custos.

As respostas espectrais dos SAFs seguem padrões diferenciados aos demais tipos de vegetações e são alterados de acordo com a variação de biomassa.

O índice de vegetação NDWI em regressão simples ou múltipla apresentou maior eficiência na predição de biomassa aérea de SAFs.

Existem grandes diferenças entre as estimativas de carbono em SAFs, isso se deve a grande variação de espécies, arranjos, a diversidade de equações e índices de vegetação comumente utilizadas para estimar carbono. A densidade de indivíduos arbóreos é fator

determinante ao acúmulo de biomassa, portanto, se a finalidade for acumular carbono deve-se ter o componente arbóreo como prioridade.

4.6. AGRADECIMENTOS

Este artigo é parte da tese de doutorado em Ciências Florestais (da primeira autora) do Programa de Pós-Graduação em Ciências florestais, pela Universidade Federal Rural da Amazônia. Os autores agradecem ao apoio do INPE- CRA (Centro Regional da Amazônia), ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRA e à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes pela concessão da bolsa de estudo (Doutorado) à primeira autora.

4.4.REFERENCIAS

- BARET, F. & GUYOT, G. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. **Remote Sensing of Environment**, v.3, p.161- 73, 1991.
- BIRTH, G. S. & Mc Vey, G. Measuring the color of growing turf with a reflectance spectroradiometer, **Agronomy Journal**, v. 60, p. 640-643.1968.
- BOHRER, C. B. A. et al. Desenvolvimento de um sistema de informações espaciais ambientais e sócio-econômicas para a Amazônia Legal- SIG-AML. In: SEMINÁRIO DE ESTUDOS URBANOS E REGIONAIS, 1. 2001, São Paulo, Brasil, **Anais...** São Paulo, Brasil: SEUR, 2001.
- BOLFE, M. et al. Correlação de variáveis espectrais e estoque de carbono da biomassa aérea de sistemas agroflorestais. **Pesq.agropec. bras.**, v.47, n.9, p.1261-1269, 2012.
- CLARK, D. B., & CLARK, D. A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology Management**.n.137, p. 185-198. 2000.
- COOPERATIVA AGRÍCOLA MISTA DE TOMÉ-AÇU (CAMTA). **Suplemento Estatístico**: Exercício 2005. Balanço encerrado em 31 de dezembro de 2005. 74ª Assembléia Geral Ordinária de 19 de março de 2006. Tomé-Açu. 2006. 15p.
- DAUGHTRY, C.S.T. et al. Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. **Remote Sensing Environment**. v. 74 , p. 229-239, 2000.
- EFRON, Bradley. **The jackknife, the bootstrap and other resampling plans**. Society for industrial and applied mathematics, 1982.
- FODDY, G.M. et al. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**, v.85, p.463-474, 2003.

- GAO, B. C. NDWI – A Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v.58, p.257-266, 1996.
- GELMAN, A. H. J. (2007) *Análise de Dados Utilizando Modelos de Regressão e Multinível / Hierárquico*. Cambridge, Nova York: Cambridge University Press.
- GHASEMI, A. & ZAHEDIASL, S. Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians. *Int. J. Endocrinol Metab.* v. 10, n. 2, p. 486–489, 2012.
- GORELIK, N. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**. v. 202, p. 18-27, 2017.
- H. Wickham. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag. New York, 2016.
- HIGUCHI, N. et al. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Brasileira. Manaus, **Acta Amazonica**, v.28, n.2,p.153-165. 1998.
- HIGUCHI, N. et al. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. **Floresta**, v. 34, n. 3, p. 295-304, 2004.
- HOMMA, A. K. O. A. Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé- Açu, Pará. **Revista Instituto de Estudos Superiores da Amazônia**, v. 2, n. ½ p. 57-65, 2004.
- HOUGHTON, R.; HALL, F.; GOETZ, S. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**, v. 114, n. G2, 2009.
- HUETE, A. R. A soil- adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v.25, p.295- 309, 1988.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Bases Cartográficas**. Brasília, DF, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Dados estatísticos dos municípios do Brasil: 2010**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em 15 de jan. 2019. INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística municipal**. Belém, PA, 2014.
- KELLER, M., et al. Biomass estimation in the Tapajós National Forest, Brazil; examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**. n. 154, p. 371-382, 2001.
- LAURANCE, W., et al. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. **Ecology Management**. n. 110, p, 173-80. 1999.

- LU, D.S et al. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.71, p.967-974, 2005.
- MACEDO, F. L. et al. Função alométrica de biomassa com imagens de satélite de alta resolução espacial. **Ciênc. Florest.** v.28, n.3. 2018.
- NETER, J. et al. *Applied linear statistical models*. 1996.
- OLIVEIRA, T. C. de. *Caracterização, Índices Técnicos, e Indicadores de Viabilidade Financeira de Consórcios Agroflorestais*. 2009, 84 f. Dissertação (Mestrado do curso de Pós-Graduação em Agronomia) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre, 2009.
- PERRY, C. R. & LAUTENSCHLAGER, L. F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v.14, p.169- 182, 1984.
- R Core Team (2020). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RIBASKI, J.; MONTOYA, L. J.; RODIGHIERI, H.R. **Sistemas Agroflorestais: aspectos ambientais e sócio-econômicos**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/305995/sistemas-agroflorestais-aspectos-ambientais-e-socio-economicos>>. Acesso em: 06 de Fev. 2020
- RIZZI, R.; RUDORFF, B. F. T. Imagens do sensor MODIS associadas a um modelo agrônomo para estimar a produtividade de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.73- 80, 2007.
- SAATCHI, S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **PNAS**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011.
- SALATI, E. Emissão x sequestro de CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. In: SEMINÁRIO EMISSÃO x SEQUESTRO DE CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil, 1., 1994, Rio de Janeiro, Brasil, **Anais...** Rio de Janeiro, Brasil: CVRD, 1994, p. 15-37.
- SANTOS, S. R. M. et al. O ponto de equilíbrio na assimilação de carbono em sistemas agroflorestais nos municípios de Cametá e Tomé-Açu, no estado do Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 14, n. 1, p. 43-54, 2019.
- SOUSA, L. M. et al. Dinâmica do uso e cobertura da terra, com ênfase em sistemas agroflorestais no município de Tomé-Açu, Pará. Resultados da pesquisa. **Applied Geography**, 2020, no prelo.
- VERMOTE, E. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. **Remote Sensing of Environment**. v. 185, p. 46-56, 2016.

5. CAPITULO V: CONCLUSÕES GERAIS

Esta tese se desenvolveu tendo como cenários uma diversidade de Sistemas Agroflorestais, situados em Tomé-açu, tornando então um desafio técnico-científico quando considerando a abordagem com a metodologia indireta, tanto para quantificação de carbono, quanto para a classificação de SAFs.

Especificamente em relação aos resultados da pesquisa, destaca-se que quantitativo de desmatamento em área, ocorreu um aumento de polígonos em intervalos de classes abaixo de 6,25ha. Além disto, em Tomé-açu, os SAFs alcançaram destaque pelo avanço, sobre as classes vegetação secundária, floresta, pasto. No entanto apresentaram baixa permanência para o SAF1 devido a alta rotatividade espacial, e para o SAF 2 a alta permanência por apresentarem espécies mais longevas em seu arranjo.

Em relação a quantificação de carbono e índices de vegetação, pode-se observar que o índice de vegetação NDWI em regressão simples ou múltipla apresentou maior eficiência na predição de biomassa aérea de SAFs.

Dentre as dificuldades encontradas para a execução deste trabalho, destacamos a dificuldade de utilizarmos imagens Landsat com resolução espacial 30x30m. O agregado apresentado de 1985 pode ter apresentado problema de análise quantitativa e inconsistência metodológica, pois não se tem conhecimento das dinâmicas de desmatamento anteriores ao lançamento dos programas espaciais. Outras dificuldades foram encontradas neste trabalho como: A grande rotatividade de arranjo e culturas, os SAFs não apresentam um padrão de resposta espectral, ou seja, os SAFs seguem padrões diferenciados aos demais tipos de vegetações e são alterados de acordo com a variação de biomassa, necessitando de mais elementos que certifiquem a existência de um sistema e a para criação de metodologias para a quantificação de carbono em SAFs.

A perda de floresta e conseqüentemente as mudanças de uso e cobertura do solo alteraram de maneira significativa os estoques de carbono em Tomé-Açu. De acordo com este estudo os Sistemas Agroflorestais podem ser considerados potenciais acumuladores de estoque de carbono acima do solo, podendo contribuir significativamente no processo de sequestro de CO₂ e a conseqüente redução do efeito estufa.