



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

KAÍSE BARBOSA DE SOUZA

**MODELAGEM ATUAL E FUTURA DE BIOMASSA E ESTOQUES DE
CARBONO ASSOCIADAS A MUDANÇAS NA COBERTURA DA TERRA NO
BIOMA AMAZÔNIA**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2020

KAÍSE BARBOSA DE SOUZA

**MODELAGEM ATUAL E FUTURA DE BIOMASSA E ESTOQUES DE
CARBONO ASSOCIADAS A MUDANÇAS NA COBERTURA DA TERRA NO
BIOMA AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.
Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.
Coorientador: Prof. Dr. José Eduardo Macedo Pezzopane.

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2020

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

S719m Souza, Kaíse Barbosa de, 1990-
Modelagem atual e futura de biomassa e estoques de carbono associadas a mudanças na cobertura da terra no bioma Amazônia / Kaíse Barbosa de Souza. - 2020.
181 f. : il.

Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.
Coorientador: José Eduardo Macedo Pezzopane.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Uso do solo. 2. Desmatamento. 3. Florestas Tropicais. 4. Simulação. 5. Análise Espacial. I. Santos, Alexandre Rosa dos. II. Pezzopane, José Eduardo Macedo. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630*38

**MODELAGEM ATUAL E FUTURA DE BIOMASSA E ESTOQUES DE
CARBONO ASSOCIADAS A MUDANÇAS NA COBERTURA DA TERRA NO
BIOMA AMAZÔNIA**

Káise Barbosa de Souza

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 17 de fevereiro de 2020.



Prof.ª. Dr.ª. Telma Machado de Oliveira Peluzio (Examinadora externa)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



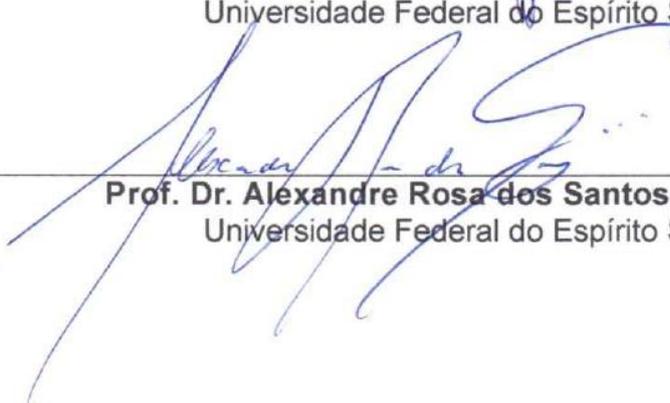
Prof. Dr. Jéferson Luiz Ferrari (Examinador externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



Dr. João Vitor Toledo (Examinador externo)
Universidade Federal do Espírito Santo



Prof. Dr. Henrique Machado Dias (Examinador interno)
Universidade Federal do Espírito Santo



Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos (Orientador)
Universidade Federal do Espírito Santo

Aos meus pais, Maria Olga e Juraci

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus, acima de tudo, pela vida, saúde, força e por ter me iluminado em tantos momentos da minha vida e durante todas as etapas do doutorado.

Agradeço aos meus pais, Maria Olga Mendes Barbosa de Souza e Juraci Rocha de Souza, pelo amor, apoio fundamental, confiança, companheirismo e por serem sempre um grande exemplo de vida.

Aos meus irmãos, Undemberg Barbosa e Geovane Barbosa, que apesar da distância me concederam força e por terem acreditado em mim. Agradeço também aos meus familiares, avós, tios e primos que sempre demonstraram preocupação com a minha vida acadêmica.

Ao meu namorado, Turene Filho, pelo imensurável companheirismo, pelo apoio por sempre me incentivar a ir em busca dos meus sonhos e por não deixar que a distância fosse uma limitação na construção da nossa história.

Às minhas amigas, Priscila Rocha, Carleane Barbosa, Karla Nayara, Eugênia Lima, Carla Fernanda, Fernanda Graziely, Gildene Sales, Suele Nogueira, Simone Moura e ao meu amigo Leonardo Brito, que mesmo estando longe acompanharam a minha trajetória e sempre me motivou.

Agradeço também ao meu amigo, Emanuel França, pela amizade, parceria e força desde a graduação ao fim do doutorado. À Genilda Amaral, por ser uma irmã, pelo apoio e companhia desde a graduação. Às minhas amigas, Mariana Aragão e Raquel Zorzanelli, que compartilharam a mesma residência, agradeço pela maravilhosa convivência e por todo incentivo.

Agradeço a Ana Paula Câmara, Fabrina Ferraz, Marks Moura, Jéferson Martins, Francielle Loyal, Márcia Fernandes, Sofia Maria e Sandro Barros, assim como todos os meus amigos da Pós-Graduação, os quais me proporcionaram momentos de alegrias, companhias e se tornaram uma família. Agradeço também aos amigos residentes da cidade de Jerônimo Monteiro, Batista Binoti, Zenilde Binoti, Leandro Lopes e Teresinha Noé.

Ao meu orientador Alexandre Rosa, pela oportunidade, ensinamentos, paciência, incentivos e por ser um orientador extremamente acessível. Ao meu coorientador, José Eduardo Pezzopane, pelas contribuições imensamente relevantes.

Ao grupo de pesquisa *Geotechnology Applied to Global Environment* (GAGEN) e ao Laboratório de Geotecnologias, por todo apoio técnico, parceria e conhecimentos

compartilhados, em especial a Taís Rizzo, Rita Freire, Gizely Azevedo, Rosane Gomes, Simony Marques e Vinícius Duarte.

Ao Instituto Federal do Espírito Santo e ao Laboratório de Manejo Florestal, pelo empréstimo da *workstation*, recurso computacional essencial para execução de várias etapas do trabalho.

Aos membros da banca, pelas contribuições pertinentes.

À Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade de ensino e aperfeiçoamento acadêmico.

A todos aqueles que, diretamente ou indiretamente, contribuíram ou torceram por mim nessa caminhada, minha sincera gratidão ao compartilhar essa conquista.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

SOUZA, Kaíse Barbosa. **Modelagem atual e futura de biomassa e estoques de carbono associadas a mudanças na cobertura da terra no bioma Amazônia.** 2020. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Alexandre Rosa dos Santos. Coorientador: José Eduardo Macedo Pezzopane.

O bioma Amazônia destaca-se por conter grande biodiversidade e influência sobre o clima regional e global, pois o mesmo constitui estoques de biomassa e carbono. Entretanto, estes estoques estão em riscos devido a alterações na cobertura da terra impulsionadas por atividades antrópicas. Objetivou-se com o presente estudo modelar a distribuição espacial de Biomassa Acima do Solo (BAS) e estoques de carbono atual e futuro associadas a mudanças da cobertura da terra no bioma Amazônia. Neste contexto, esta pesquisa foi dividida em duas etapas. A primeira etapa refere-se à análise da dinâmica do uso e cobertura da terra ao longo do tempo por meio da modelagem espacial e projeção de cenário futuro para o bioma Amazônia realizada no módulo *Land Change Modeler* (LCM). Esta análise foi fundamentada em dados da cobertura da terra provenientes do projeto MapBiomass para os anos 1985, 2014 e 2017 e associados a variáveis explanatórias socioeconômicas baseadas no teste Cramer-V. A segunda etapa refere-se à distribuição espacial da BAS e estoques de carbono atual e futuro (2044) por fitofisionomias associadas a mudanças da cobertura da terra. A distribuição espacial da BAS foi realizada por meio de técnicas geoestatísticas utilizando como variável principal parcelas amostrais de biomassa e como variáveis auxiliares, a vegetação nativa e a precipitação pluviométrica média anual. A partir da BAS foi calculada os estoques de carbono assumindo que 1 Megagrama (Mg) de biomassa seca equivale a 0,485 Mg C. As informações do mapeamento demonstraram que a classe Formação Florestal ocupava 3.844.800,75 km² (91,20%) em 1985 e, em 2014, houve redução para 3.452.129,25 km² (81,89%). A classe pastagem apresentava uma área de 71.046,50 km² (1,69%) e, em 2014, houve um aumento expressivo para 437.670,00 km² (10,38%). O uso e cobertura da terra para 2044 aponta para um cenário em que a classe Pastagem passará a ocupar uma área de 18,36% (773.907,00 km²) enquanto que a Formação Florestal irá ocupar 73,91% (3.115.892,25 km²). O estoque total de BAS armazenada na vegetação

natural em 1985 foi de 112,67 Petagrama (Pg), em 2017 representou um estoque de 99,04 Pg e, em 2044 apresentará um estoque 90,09 Pg. Em referência ao estoque total de carbono provenientes da BAS, em 1985 apresentou 54,64 Pg C, em 2017, 48,03 Pg C e em 2044, haverá redução resultando em um estoque de 43,69 Pg C. A redução da biomassa total e estoques de carbono em 2017 e 2044 foi e será, respectivamente, impulsionada pelo desmatamento, principalmente em função da expansão de terras agrícolas. As simulações previstas neste trabalho constituem-se em um importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento da ocupação territorial na região e implementação de políticas públicas que visem a elaboração e implementação de projetos Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), e apoiar os aos cálculos de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). A proposta metodológica pode ser adaptada para outros biomas.

Palavras-chave: Uso do solo, desmatamento, florestas tropicais, simulação, análise espacial.

ABSTRACT

SOUZA, Kaíse Barbosa de Souza. **Modeling current and future of biomass and carbon stocks associated with changes in land cover in the Amazon biome.** 2020. Thesis (Doctorate in Forest Sciences) - Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Advisor: Alexandre Rosa dos Santos. Co-advisor: José Eduardo Macedo Pezzopane

The Amazon biome is notable for containing a large biodiversity and influence on regional and global climate, because it is of biomass and carbon stocks. However, these stocks are at risk due to changes in land cover driven by human activities. The objective of this study was to model the spatial distribution of Above-Ground Biomass (BAS) and current and future carbon stocks associated with changes in land cover in the Amazon biome. In this context, this research was divided into two steps. The first step refers to the analysis of the dynamics of land use and land cover over time through spatial modeling and projection of future scenario for the Amazon biome Amazon biome carried out in the Land Change Modeler (LCM) module. This analysis was based on land cover data from the MapBiomass project for the years 1985, 2014 and 2017 and associated with socioeconomic explanatory variables based on Cramer-V test. The second stage refers to the spatial distribution of BAS and current carbon stocks and future (2044) by vegetation types associated with changes in land cover. The spatial distribution of BAS was performed by using geostatistical techniques as main variable biomass sample plots and auxiliary variables as the native vegetation and annual average rainfall. Carbon stocks were calculated from BAS assuming that 1 Megagram (Mg) dry biomass equals 0.485 Mg C. The mapping information showed that the Forest Formation class occupied 3,844,800.75 km² (91.20%) in 1985 and in 2014, there was a reduction to 3,452,129.25 km² (81.89%). The pasture class had an area of 71,046.50 km² (1.69%) and, in 2014, there was an expressive increase to 437,670.00 km² (10.38%). The use and land cover 2044 points to a scenario where the pasture class will occupy an area of 18.36% (773,907.00 km²) while the forest formation will take 73.91% (3,115,892.25 km²). The total stock of BAS stored in natural vegetation in 1985 was 112.67 Pg, in 2017 it represented a stock of 99.04 (Pentagram) Pg and, in 2044, it will have a stock of 90.09 Pg. With reference to total carbon stock from BAS, presented in 1985 Pg C 54.64, 2017, 48.03 Pg C and 2044 will be reduced

resulting in a stock Pg C 43.69. The reduction of total biomass and carbon stock in 2017 and 2044 has been and will be respectively driven by deforestation, mainly due to the expansion of agricultural land. The simulations provided in this work constitute an important tool that can provide information for planning of land occupation in the region and implementation of public policies to the development and implementation of projects Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD), support the calculation of greenhouse gas emissions (GHG). The methodology can be adapted to other biomes.

Keywords: Land use, deforestation, rainforests, simulation, spatial analysis.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| REFERÊNCIAS | 16 |
| 2 OBJETIVOS | 18 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL | 18 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 18 |
| 3 REVISÃO DE LITERATURA | 19 |
| 3.1 PAPEL DAS FLORESTAS NO CICLO DO CARBONO..... | 19 |
| 3.1.1 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistemas florestais | 21 |
| 3.2 IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE COBERTURA FLORESTAL NO BALANÇO DE CO ₂ | 23 |
| 3.3 SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E ESTIMATIVA DE BIOMASSA | 25 |
| 3.3.1 Sensoriamento remoto | 25 |
| 3.3.2 Uso e ocupação da terra do projeto MapBiomass | 26 |
| 3.4 ESTIMATIVAS GEOESTATÍSTICAS | 28 |
| 3.4.1 Técnicas de Krigagem..... | 29 |
| 3.5 MODELAGEM DE MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA..... | 31 |
| 3.5.1 Modelos de simulação..... | 31 |
| 3.5.2 Land Change Modeler (LCM) | 32 |
| REFERÊNCIAS | 39 |
| CAPÍTULO 1 | 51 |
| ANÁLISE DE MUDANÇAS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA E PROJEÇÃO DE CENÁRIO FUTURO PARA O BIOMA AMAZÔNIA | 51 |
| 1 INTRODUÇÃO | 55 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 57 |
| 2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 57 |
| 2.2 BANCO DE DADOS | 58 |
| 2.3 PRÉ-PROCESSAMENTO DAS IMAGENS | 60 |
| 2.4 DINÂMICA DAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO | 61 |
| 2.4.1 Análise da mudança no uso e cobertura da terra..... | 61 |
| 2.4.2 Calibração e validação do submodelo de transição potencial | 61 |
| 2.4.3 Modelagem das mudanças da cobertura da terra | 62 |
| 2.4.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura | 63 |
| 3 RESULTADOS | 66 |
| 3.1 Mapeamento do uso e ocupação da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017. | 66 |
| 3.2 Análise gráfica e tabular de mudanças entre os anos 1985 e 2014 | 68 |
| 3.2.1 Ganhos e perdas por categoria | 68 |
| 3.2.2 Variação líquida por categoria..... | 70 |
| 3.3 Análise da mudança no uso e cobertura da terra..... | 73 |
| 3.4 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial..... | 75 |
| 3.4.1 Teste e seleção das variáveis explanatórias | 75 |
| 3.4.2 Modelagem das transições potenciais a partir da MLPNN | 76 |
| 3.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra | 78 |
| 3.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044 | 83 |
| 4 Discussão..... | 91 |
| 4.1 Dinâmica uso e ocupação da terra..... | 91 |
| 4.2 Análise dos ganhos e perdas em área e variação líquida por categorias | 92 |
| 4.3 Análise da mudança no uso e cobertura da terra..... | 93 |
| 4.4 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial..... | 94 |
| 4.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra e validação das simulações .. | 95 |

| | |
|--|-----|
| 4.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044 | 96 |
| 5 CONCLUSÕES | 100 |
| REFERÊNCIAS..... | 101 |
| CAPÍTULO 2 | 106 |
| MODELAGEM ATUAL E FUTURA DE BIOMASSA E ESTOQUES DE CARBONO PARA O BIOMA AMAZÔNIA..... | 106 |
| 1 INTRODUÇÃO | 110 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 113 |
| 2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 113 |
| 2.2 BANCO DE DADOS..... | 114 |
| 2.3 PRÉ-PROCESSAMENTO DAS IMAGENS..... | 118 |
| 2.4 DINÂMICA DAS MUDANÇAS E PROJEÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA FUTURO | 119 |
| 2.4.1 Análise da mudança no uso e cobertura da terra..... | 119 |
| 2.4.2 Calibração e validação do submodelo de transição potencial..... | 119 |
| 2.4.3 Modelagem das mudanças da cobertura da terra | 121 |
| 2.4.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura | 121 |
| 2.5 ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO..... | 122 |
| 2.6 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO | 123 |
| 2.6.1 Técnicas de Krigagem..... | 123 |
| 2.6.2 Validação do desempenho dos interpoladores..... | 124 |
| 2.7 QUANTIFICAÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO ASSOCIADA A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO | 127 |
| 3 RESULTADOS | 130 |
| 3.1 DINÂMICA DAS MUDANÇAS E PROJEÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA FUTURO | 130 |
| 3.1.1 Mapeamento do uso e ocupação da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017..... | 130 |
| 3.1.2 Análise gráfica e tabular de mudanças entre os anos 1985 e 2014 | 132 |
| 3.1.3 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial..... | 135 |
| 3.1.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura | 138 |
| 3.2 ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO E ESTOQUES DE CARBONO | 143 |
| 3.2.1 Análise exploratória do comportamento do volume..... | 143 |
| 3.2.1 Distribuição espacial da Biomassa Acima do Solo e quantificação de estoques de carbono | 147 |
| 4 Discussão..... | 159 |
| 4.1 Dinâmica uso e ocupação da terra..... | 159 |
| 4.2 Análise dos ganhos e perdas e variação líquida por categorias..... | 160 |
| 4.3 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial..... | 160 |
| 4.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra e validação das simulações | 161 |
| 4.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044 | 161 |
| 4.7 Estimativa da biomassa acima do solo e estoques de carbono | 163 |
| 5 CONCLUSÕES | 170 |
| REFERÊNCIAS..... | 172 |
| CONCLUSÕES GERAIS..... | 179 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia representa a maior área de Floresta Tropical Úmida do Planeta, destaca-se por conter uma grande biodiversidade e influência sobre o clima regional e global (MALHI et al., 2008). A importância deste bioma no sistema tem sido muito estudada e entender o seu comportamento frente à diversas perturbações torna se um fator crucial para compreensão funcional do ciclo global do carbono.

As florestas tropicais armazenam a maior quantidade de carbono (PAN et al., 2011), entretanto, estes estoques remanescentes estão em riscos, em função do desmatamento, queima de biomassa (CRAMER et al., 2004; RAMANKUTTY et al., 2007; FEARNside et al., 2009), perturbações naturais e devido a intensificação do efeito estufa, que aceleram o processo de respiração autotrófica e, portanto, podem adicionar uma fração substancial de dióxido de carbono na atmosfera (BROWN, 1997; HOUGHTON; HALL; GOETZ, 2009).

Estudos realizados por Van Solinge (2010) relatam que, a destruição destas florestas é responsável por aproximadamente 20% de todas as emissões de GEE. Com base neste comportamento, prevê-se ainda que o nível de CO₂ atmosférico aumente neste e no próximo século originando modificações nos padrões de temperatura, precipitação, distribuição e fisiologia da vegetação natural (ARMSTRONG et al., 2016).

As emissões de carbono são ocasionadas principalmente pelas atividades antrópicas, (Roscoe, 2003; INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA, 2015; WORLD WIDE FUND FOR NATURE, 2020), sendo que no Brasil em média 75% do CO₂ emitido são derivados de práticas agrícolas e desmatamento (CERRI et al., 2009). Segundo o WORLD WIDE FUND FOR NATURE - BRASIL (2017) o Brasil é um dos líderes mundiais em emissões de carbono para a atmosfera e de acordo com o IPAM (2017), o desmatamento desordenado na Amazônia ocasionou a emissão de 218 milhões de toneladas de CO₂ a mais em 2016 do que em 2015.

Neste sentido, e visto que o Brasil detém uma das maiores áreas de cobertura florestal deste bioma, percebe-se que o monitoramento dos estoques de carbono nas florestas é extremamente importante para compreender os processos que afetam o seu equilíbrio. O mesmo poderá auxiliar a verificar a direção e a magnitude das reações dos ecossistemas florestais frente às alterações globais e auxiliar no planejamento do manejo florestal (STINSON et al., 2011).

A maior porcentagem de carbono estocado encontra-se armazenada na biomassa vegetal das florestas e a associação desta às taxas de alteração do uso do solo determinam o potencial de emissão de carbono para a atmosfera quando as florestas tropicais são perturbadas.

Neste contexto, o conhecimento sobre a estimativa de biomassa é imprescindível (KETTERINGS et al. 2001), visto que o volume e distribuição da mesma servem de base para a predição futura das mudanças climáticas (DIXON et al., 1994). Porém, o entendimento de sua distribuição espacial tem provocado controvérsias devido a divergências sobre a aplicação de diferentes bases de cálculos (BARNI et al., 2016).

Sob estas circunstâncias, o Sensoriamento Remoto e os Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) são ferramentas importantes para quantificar a distribuição espacial da biomassa e estoques de carbono conexas às mudanças na cobertura da terra em função da sua capacidade de fornecer informação de forma rápida, econômica, abrangendo áreas extensas e com alta frequência de aquisição.

O uso associado destas técnicas e a Modelagem do ambiente terrestre além de analisar o comportamento de tais mudanças, permite a simulação de cenários futuros. Os modelos *Land Cover and Use Change* (LUCC), procuram explicar as causas das mudanças além de prever onde, quando e como as mudanças ocorrerão e auxiliam no estabelecimento dos fatores associados a elas, nas projeções e na exploração de diferentes cenários (PONTIUS; CORNELL; HALL, 2001; VELDKAMP; VERBURG, 2004). Adicionalmente, às essas ferramentas, as técnicas geoestatísticas permitem também a predição de valores em locais não amostrados obtendo-se então uma distribuição e variabilidade espacial da biomassa e estoques de carbono.

Existem diversas metodologias, encontradas na literatura, utilizadas para a quantificação e distribuição da biomassa originando assim mapas diferentes para uma mesma área, o que acarreta em estimativas de emissões de carbono associadas a mudança na cobertura da terra com algumas incertezas (OMETTO; SOUSA-NETO; TEJADA, 2016). Estes trabalhos, também não simulam condições futuras destas variáveis e ao mesmo tempo, não contemplam toda a extensão do bioma Amazônia no território brasileiro.

Diante desta perspectiva, este estudo torna-se relevante para a geração de uma base metodológica que permita modelar a distribuição espacial da biomassa acima do solo e estoques de carbono deste bioma no Brasil de forma atual assim como a sua

predição futura. Somada a este fator as informações deste estudo poderão contribuir para a implementação de políticas públicas que visem a redução das emissões provenientes do desmatamento e degradação florestal no referido bioma.

REFERÊNCIAS

- ARMSTRONG, E. et al. The Role of CO₂ and Dynamic Vegetation on the Impact of Temperate Land-Use Change in the HadCM3 Coupled Climate Model. **Earth Interactions**, v. 20, n. 10, p. 1–20, mar. 2016.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of Tropical Forests**. 134. ed. Rome: FAO Forestry Paper. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome, 55p., 1997.
- BARNI, P. E. et al. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 377, p. 170–181, out. 2016.
- CERRI, C. C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 831–843, dez. 2009.
- CRAMER, W. et al. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 331–343, 29 mar. 2004.
- DIXON, R. K. et al. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185–190, 14 jan. 1994.
- FEARNSIDE, P. M. et al. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian “arc of deforestation”: The states of Mato Grosso and Rondônia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1968–1978, out. 2009.
- HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. G2, p. n/a-n/a, jun. 2009.
- INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA - IPAM. **Quais são as principais fontes de gases de efeito estufa decorrentes das atividades humanas?** Disponível em: <<https://ipam.org.br/entenda/quais-sao-as-principais-fontes-de-gases-de-efeito-estufa-decorrentes-das-atividades-humanas-2/>>. Acesso em: 5 jan. 2020.
- INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA - IPAM. **Emissões de gases do efeito estufa no Brasil sobem 9% em 2016**. Disponível em: <<http://ipam.org.br/emissoes-de-gases-do-efeito-estufa-no-brasil-sobem-9-em-2016/>>. Acesso em: 28 out. 2017.
- KETTERINGS, Q. M. et al. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 146, p. 199–209, 2001.
- MALHI, Y. et al. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 169, p. 168–172, 2008.
- OMETTO, J. P.; SOUSA-NETO, E. R.; TEJADA, G. Land Use, Land Cover and Land

Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013). Berlim, Heidelberg, 2016. p. 369–383. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-49902-3_15>.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forest. **Science**, v. 333, n. 988, p. 988–993, 2011.

PONTIUS, R. G.; CORNELL, J. D.; HALL, C. A. . Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 85, n. 1–3, p. 191–203, jun. 2001.

RAMANKUTTY, N. et al. Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 51–66, jan. 2007.

ROSCOE, R. Rediscutindo o papel dos ecossistemas terrestres no sequestro de carbono. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 20, n. 2, p. 209–223, 2003.

STINSON, G. et al. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2227–2244, jun. 2011.

VAN SOLINGE, T. B. Deforestation Crimes and Conflicts in the Amazon. **Critical Criminology**, v. 18, n. 4, p. 263–277, 17 dez. 2010.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P. . Modelling land use change and environmental impact. **Journal of Environmental Management**, v. 72, n. 1–2, p. 1–3, ago. 2004.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE -WWF. **Causas**. Disponível em: <https://www.natureza-portugal.org/o_nosso_planeta/alteracoes_climaticas/causas/>. Acesso em: 5 jan. 2020.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF) - BRASIL. **As Mudanças Climáticas**. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/clima/mudancas_climaticas2/>. Acesso em: 7 abr. 2017.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Modelar a distribuição espacial de biomassa acima do solo e estoques de carbono atual e futuro associadas a mudanças da cobertura da terra no Bioma Amazônia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as mudanças de cobertura da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017 (Capítulo 1);
- Identificar os ganhos e perdas, variação líquida, persistência e transições entre classes de uso (Capítulo 1);
- Obter um modelo de mudança de uso e cobertura da terra a partir da avaliação de mudanças e integração de variáveis explanatórias para análise do desmatamento (Capítulo 1);
- Estabelecer projeções de uso e cobertura da terra futuro para ano 2044 (Capítulo 1);
- Avaliar as mudanças de cobertura da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017 e projetar um cenário futuro para o ano de 2044 (Capítulo 2);
- Mapear a distribuição espacial da biomassa acima do solo a partir de técnicas de geoestatísticas (Capítulo 2);
- Quantificar estoques da biomassa acima do solo por fitofisionomias decorrentes das mudanças na cobertura da terra para os anos 1985, 2017 e 2044 (Capítulo 2); e
- Quantificar estoques carbono terra por fitofisionomias para os anos 1985, 2017 e 2044 (Capítulo 2).

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PAPEL DAS FLORESTAS NO CICLO DO CARBONO

O ciclo do carbono é uma combinação de muitos processos biológicos, químicos, fornecendo energia e massa para maior parte da vida na Terra, inclusive a vida humana. Também está diretamente envolvido na regulação da composição química global da atmosfera e, conseqüentemente, no equilíbrio de energia do sistema (KNUTTI; HEGERL, 2008). Nos ecossistemas terrestres, sobretudo em ambientes tropicais, o ciclo de carbono funciona em equilíbrio e a quantidade de carbono fixada é basicamente a mesma liberada, no entanto, quando ocorrem mudanças no uso da terra esse equilíbrio pode ser afetado, de maneira que as emissões passam a serem maiores (MALHI et al., 2012).

A principal causa das mudanças climáticas é o aumento na concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera originado por emissões antropogênicas, como uso de combustíveis fósseis e pelas mudanças no uso do solo, entre outros (CIAIS et al., 2013). Esse processo vem acarretando o aumento da temperatura global devido ao excesso de concentração de CO₂ na atmosfera (RIBAS, 2008), considerado, entre os gases de efeito estufa, o mais difundido e um dos gases de maior importância lançado por ações antrópicas (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007).

Diante destes aspectos as florestas desempenham papel fundamental na mitigação dos efeitos da mudança climática global, pois as mesmas constituem grandes depósitos de carbono (HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; PENNE et al., 2010;) e têm a capacidade de absorver continuamente dióxido de carbono da atmosfera (GOERS; ASHTON; TYRRELL, 2012). Bonan (2008) afirma que as florestas armazenam aproximadamente 45% do carbono terrestre e contribuem com aproximadamente 50% da produção primária líquida, destacando ainda que as florestas tropicais contêm 25% do carbono da biosfera terrestre e são responsáveis por 33% de produção primária líquida, podendo sequestrar grandes quantidades de carbono por ano.

Durante a fotossíntese as plantas fixam o CO₂ da atmosfera (Malhi et al., 2013) para produzir matéria orgânica, sendo este armazenado como biomassa viva e morta, ou como carbono do solo (RAVINDRANATH; OSTWALD, 2008) e outra parte deste

carbono é reemitido para a atmosfera através da respiração autotrófica e heterotrófica ou por distúrbios, como incêndios esporádicos (CIAIS et al., 2013).

Assim as florestas vêm sendo alvo de estudo devido ao seu potencial como reservatório de carbono (LADEGAARD-PEDERSEN; ELBERLING; VESTERDAL, 2005). As florestas secundárias também desempenham papel fundamental no ciclo de carbono. Com a regeneração das florestas secundárias em terras agrícolas e de pastagem, parte do CO₂ liberado pelo desmatamento é removido da atmosfera e armazenado na biomassa e no solo (ARAGÃO et al., 2014).

Ao comparar os tipos de formações florestais, as florestas tropicais e boreais armazenam maior quantidade de carbono que as florestas temperadas e diferem-se pelo fato de que as florestas tropicais apresentaram maior percentagem de carbono armazenado na biomassa enquanto que as florestas boreais armazenam a maior percentagem no solo (PAN et al., 2011).

Neste contexto, a Amazônia representa a maior área de floresta tropical úmida do Planeta, obtendo uma grande biodiversidade e tem uma influência considerável sobre o clima regional e global (MALHI et al., 2008). Este bioma representa uma parte importante no funcionamento do sistema, onde tem-se estudado seu comportamento frente a diversas perturbações.

A floresta amazônica influencia diretamente o clima, principalmente pela emissão ou retenção de carbono e da transpiração das plantas, simultaneamente com a evaporação da água contida nas folhas, caules, serapilheira e solo. Assim, além de fornecer vapor de água para o ambiente, influencia a circulação atmosférica dos trópicos e contribui para a precipitação regional (ROCHA et al., 2004; LEWIS, 2006; SWANN; FUNG; CHIANG, 2012; DOUGHTY et al., 2013). Nesse sentido, a retirada ou a substituição da cobertura florestal primária pode ocasionar mudanças no balanço de radiação, nos processos evapotranspirativos e na quantidade absorvida ou liberada de carbono na atmosfera (RESTREPO-COUBE et al., 2013; STARK et al., 2016).

Dentre os países da América Latina, o Brasil possui uma das maiores áreas de floresta bem como altos estoques de carbono. Apesar de ocupar tal posição, a situação brasileira é alarmante, uma vez que o Brasil ocupa o primeiro lugar no ranking de perda florestal dos últimos cinco anos (984000 ha ano⁻¹), seguido pela Indonésia (684000 ha ano⁻¹) e Nigéria (410000 ha ano⁻¹), do total de 13 países tropicais analisados (KEENAN et al., 2015).

Diante desta situação, percebe-se que o monitoramento de estoques e fontes de carbono nas florestas são extremamente importantes para compreender os processos que afetam o seu equilíbrio com o objetivo de verificar a direção e a magnitude das reações dos ecossistemas florestais frente às alterações globais. Neste sentido, o monitoramento auxilia no planejamento do manejo florestal e na minimização das mudanças climáticas (STINSON et al., 2011).

Assim o conhecimento sobre a estimativa de biomassa florestal é imprescindível aos estudos do balanço global de carbono (KETTERINGS et al., (2001). O volume de biomassa e sua distribuição além de serem fatores controladores do estoque de carbono global também servem de base para a predição futura das mudanças climáticas (DIXON et al., 1994).

3.1.1 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistemas florestais

A FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (1997) define biomassa como a quantidade de material orgânico vivo acima do solo proveniente das árvores, que é expresso como matéria seca em tonelada por unidade de área. O termo biomassa florestal, pode significar toda a biomassa existente na floresta ou apenas a fração arbórea (SANQUETTA, 2002) e geralmente é expressa em termos de matéria seca (g m^{-2} ou kg m^{-2} ou Mg ha^{-1}) (GRISI, 2000).

Para Caldeira (2003) os componentes de biomassa florestal são a biomassa viva horizontal acima do solo, composta de árvores e arbustos, a biomassa morta acima do solo, composta pela serapilheira e troncos caídos e a biomassa abaixo do solo, composta pelas raízes.

A partir da biomassa florestal é possível estimar os estoques de carbono. Esta estimativa de carbono estocado corresponde a uma faixa de 45 a 55% da biomassa acima do solo; 20 a 26% na biomassa abaixo do solo; 20% no próprio solo e 6 a 8% na serrapilheira, que variam conforme o estágio de desenvolvimento da floresta (HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012).

Ao comparar os compartimentos da biomassa florestal, o carbono estocado na biomassa viva acima do solo das árvores é tipicamente o maior reservatório florestal, e o mais diretamente impactado pelo desmatamento e degradação (GIBBS et al., 2007), sendo por isso mais frequentemente mensurado (MAAS, 2015).

A quantificação de carbono e de biomassa em ecossistemas naturais pode ser estimada a partir de dados de campo, de dados espectrais ou por modelos estatísticos (CRUICKSHANK, TOMLINSON; TREW, 2000; PARUELO et al., 2000). Pode ainda ser classificada em dois métodos, o direto (destrutivo) ou indireto (não destrutivo) (ROY; RAVAN, 1996). Os métodos diretos são métodos mais precisos (SANQUETTA; BALBINOT, 2004) e implicam em determinações, enquanto que os métodos indiretos geram estimativas (SANQUETTA, 2002).

Nos métodos diretos estudos de quantificação da biomassa florestal são trabalhosos, demorados e muito onerosos, pois envolvem procedimentos a campo, como de corte, separação e pesagem (WATZLAWICK, 2003) e utilizam um dinamômetro ou uma balança para determinar o peso do fuste inteiro, por exemplo (SANQUETTA; BALBINOT, 2004). Este método não pode ser aplicado em grandes áreas ou áreas protegidas, além de poder causar danos à floresta (BACCINI et al., 2004; HOUGHTON, 2005; SILVEIRA et al., 2008).

A estimativa de biomassa pelo método indireto consiste em correlacioná-la com alguma variável de fácil obtenção e que não necessite a destruição do material vegetal. As estimativas podem ser feitas por meio equações de regressão para dados provenientes de inventários florestais (diâmetro à altura do peito, altura e volume). Como método indireto pode-se citar as estimativas de biomassa por meio de dados de sensoriamento remoto (imagens de satélite) utilizando-se uma base de dados em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) (HIGUCHI; CARVALHO JÚNIOR, 1994; Ferraz, 2012). De acordo com Somogyi et al. (2006), as estimativas de biomassa para extensas áreas florestais têm sido obtidas de forma indireta tendo como base em informações originárias de inventário florestal.

Uma grande incerteza na estimativa da distribuição da biomassa em grandes regiões resulta das técnicas utilizadas para extrapolação (HOUGHTON et al., 2001). A ausência de parcelas de inventário em grande escala somada a impossibilidade de medição direta da biomassa florestal a partir de dados de sensoriamento remoto, fazem com que muitos estudos quantifiquem a distribuição de biomassa por meio de técnicas de interpolação, que são destinadas a fornecer padrões de variação biogeográfica da biomassa florestal (MALHI et al., 2006), ou utilizam uma combinação de modelagem e sensoriamento remoto (POTTER et al., 2001).

3.2 IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE COBERTURA FLORESTAL NO BALANÇO DE CO₂

Nos ecossistemas terrestres, sobretudo em ambientes tropicais, o ciclo de carbono funciona em equilíbrio, onde a quantidade de carbono fixada é basicamente a mesma liberada. No entanto, quando ocorrem mudanças no uso da terra esse equilíbrio pode ser afetado resultando em um aumento nas emissões de carbono para a atmosfera (MALHI et al., 2012).

Há uma concordância geral quanto à importância das florestas para o ciclo global do carbono e, portanto, para o clima do planeta. No entanto, os estoques de carbono remanescentes em florestas tropicais úmidas estão atualmente em riscos por causa do desflorestamento e da queima de biomassa, mas também por causa da possibilidade de liberação causada pelas mudanças climáticas (CRAMER et al. 2004; RAMANKUTTY et al., 2007; FEARNSIDE et al., 2009).

Brown (1997) e Houghton et al. (2009), afirmam que alguns distúrbios podem alterar o ciclo de carbono e isso se deve a três processos principais: mudança no uso da terra; perturbações naturais e mudanças fisiológicas e metabólicas dirigidas por mudanças ambientais, como por exemplo a intensificação do efeito estufa, que aceleram o processo de respiração autotrófica e, portanto, podem adicionar uma fração substancial de dióxido de carbono na atmosfera. Assim, a destruição de florestas tropicais é responsável por quase 20% de todas as emissões de gases responsáveis pelo efeito estufa (VAN SOLINGE, 2010), gerando impactos de grande magnitude.

Os impactos no clima decorrentes das mudanças da cobertura vegetal podem ser divididos em processos biofísicos e biogeoquímicos. Os processos biofísicos afetam o clima ao alterar as propriedades radiativas da superfície (por exemplo, o albedo) e envolvem o balanço de energia e as trocas turbulentas (fluxos de calor sensível e de calor latente) entre a superfície e a atmosfera. Os processos biogeoquímicos estão relacionados a alteração da composição química da atmosfera. Assim, a cobertura vegetal por meio da fotossíntese, respiração e evapotranspiração influenciam diretamente na absorção e liberação de GEE (CLAUSSEM et al., 2001).

Diante das alterações no uso da terra é previsto que o nível de CO₂ atmosférico aumente neste e no próximo século, modificando padrões de temperatura e de

precipitação pluviométrica e alterando a distribuição e fisiologia da vegetação natural (ARMSTRONG, et al., 2016).

As atividades humanas são as principais causas de emissões de Carbono (ROSCOE, 2003) e o Brasil representa a maior parcela das emissões líquidas estimadas de CO₂ decorrente de mudanças no uso da terra, principalmente devido a conversão de florestas para uso agropecuário, que contribui com mais de dois terços das emissões totais de Gases de Efeito Estufa no País (CERRI et al., 2007; (NEPSTAD et al., 2008; EGLER et al., 2013).

Aproximadamente 75% do CO₂ que o Brasil emite para a atmosfera são derivados de práticas agrícolas e do desmatamento e 25% são derivados da queima de combustíveis fósseis (CERRI et al., 2009). Dentre as práticas agrícolas que favorecem tais emissões incluem o desmatamento, queima de biomassa, resíduos de colheita, revolvimento do solo e o consumo de insumos agrícolas (WASSMANN; VLEK, 2004).

Devido à grande extensão do bioma amazônico, com grandes áreas de floresta preservada e outras em rápida marcha de mudanças de uso e ocupação do solo, esta tem sido alvo de inúmeros trabalhos observacionais e de modelagem afim de verificar os efeitos que o desmatamento em grande escala pode causar no clima local, regional e global (MALHI et al., 2008; DAVIDSON et al., 2012; MOREIRA, 2013; ARAGÃO et al., 2014).

Assim percebe-se que, caso haja redução das taxas de desmatamento na floresta amazônica, haverá uma considerável redução do ritmo de emissão do CO₂ atmosférico, possibilitando outros benefícios, como a conservação dos solos e da biodiversidade.

Um das alternativas que incentivam a redução das emissões dos gases causadores do efeito estufa são os Créditos de Carbono (CC) e os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL). O mercado de CC é um esforço na busca pela minimização do carbono, pois possibilita incentivos para que os países desenvolvidos e em desenvolvimento tenham estímulo para não incorporarem em suas matrizes energéticas, fontes de energia mais propícias à emissão de CO₂, e o MDL incentiva a implementação de projetos de redução de emissões que favorecem o desenvolvimento sustentável (CHOHFI; DUPAS; LORA, 2004).

Vale ressaltar que a implementação de qualquer iniciativa que envolva a redução de emissão do dióxido de carbono para atmosfera ou que quantifiquem o serviço

ambiental prestado pelas florestas como o sequestro de carbono, requer um conhecimento detalhado do estoque atual, que é normalmente obtido por meio de inventários florestais e do estoque futuro, projetados pelos modelos de crescimento e produção (SOARES et al., 2015), ou por meio de técnicas de sensoriamento remoto.

3.3 SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E ESTIMATIVA DE BIOMASSA

3.3.1 Sensoriamento remoto

O sensoriamento remoto é definido como a utilização conjunta de modernos sensores, equipamentos para processamento e transmissão de dados, plataformas (aéreas ou espaciais), com o objetivo de estudar o ambiente terrestre por meio do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias componentes do planeta terra em suas mais diversas manifestações. De forma geral é definido como a aquisição de informações sobre um objeto a partir de medidas feitas por um sensor que não se encontra em contato físico com ele (NOVO, 1999).

Esta técnica é considerada um método de grande utilidade pois permite fornecer informação de forma sinóptica, abrangendo áreas extensas e com alta frequência de aquisição a respeito dos registros de uso da terra e cobertura vegetal (RICHARDS, 1993; ROSA e SANO, 2014).

A aplicação sistemática dessa do sensoriamento remoto permite o estudo da evolução ambiental de uma região desde o início da intensificação dos processos antrópicos por meio de análises multitemporais (GRIGIO, 2003) e adicionalmente permite estimativas de biomassa florestal (HIGUCHI; CARVALHO JÚNIOR, 1994). Além disso, as informações sobre fatores ambientais e de uso da terra quando apoiada em uma base mínima de inventários florestais modelados sob a ótica de técnicas de sensoriamento remoto, trazem enormes vantagens para a construção de mapas de referência da distribuição espacial da biomassa florestal (SAATCHI et al., 2011).

O sensoriamento remoto obtém as informações do ambiente terrestre por meio de sensores, que são sistemas que captam tais informações acopladas em plataformas aéreas ou orbitais (CROSTA, 1999). Podem ser classificados, em função da fonte de energia que utilizam, em sensores ativos e passivos. Os sensores

passivos são os que não possuem fonte própria de radiação, como os radiômetros e espectrorradiômetros e dependem exclusivamente da energia solar para seu funcionamento, portanto, não é possível sua utilização à noite (ROSA, 2007). Estes detectam a radiação solar refletida ou a emitida pelos objetos da superfície (NOVO, 2008). Os sensores ativos são aqueles que possuem sua própria fonte de energia eletromagnética, como os radares e os sensores a laser (RIBEIRO JÚNIOR, 2011).

Segundo Crosta (1999), dentre as imagens obtidas por meio de sensoriamento remoto, destacam-se as multiespectrais. Estas são obtidas por meio de diferentes porções do espectro eletromagnético, tendo em sua composição traços do visível, infravermelho próximo, médio, comprimento de onda curto, infravermelho total e micro-ondas. Para interpretar essas imagens são necessárias técnicas apropriadas de processamento de imagens, muitas delas envolvendo métodos estatísticos, incluindo estatística multivariada.

A estrutura das imagens geradas por meio de sensoriamento remoto apresenta-se em forma de malha (*grid*). Essa malha é constituída por linhas e colunas e cada célula é denominada *pixel*. Cada *pixel* compõe uma imagem, onde é atribuído um nível de cinza (DN), definido como a intensidade média de energia eletromagnética refletida ou emitida pelos diferentes elementos presentes no *pixel*, medida pelo sensor (CROSTA, 1999).

As imagens obtidas por sensores ópticos possuem características específicas, em termos de resoluções espaciais (indica o tamanho do menor objeto que é possível representar na imagem, ou seja, determina o tamanho do *pixel* no terreno), resoluções espectrais (indica a quantidade de regiões do espectro eletromagnético nas quais o sensor é capaz de gerar uma imagem), resoluções radiométricas (indica o número de *bits* utilizados para armazenar o número digital em níveis de cinza, ou seja, determina a quantidade máxima de níveis de cinza que podem ser utilizados para representar uma imagem) e resoluções temporais (refere-se ao tempo entre as datas sucessivas de aquisição de dados para um mesmo ponto na terra) (MATHER 2003; ARAÚJO, 2010).

3.3.2 Uso e ocupação da terra do projeto MapBiomass

Compreender a dinâmica da distribuição espacial é essencial para o estudo do uso e ocupação da terra, para o mapeamento do mesmo se faz necessário utilizar

ferramentas e técnicas que tornem possível a caracterização e análise da área de forma rápida e integrada (GOMES et al., 2017). Uma das iniciativas brasileiras quanto as inovações neste mapeamento de uso e ocupação da terra foi o projeto MapBiomias (BELMONT, 2018).

O projeto MapBiomias foi iniciado em 2015 durante um seminário realizado em São Paulo que contou com a participação de especialistas em sensoriamento remoto (BELMONT, 2018; MAPBIOMAS, 2019). A grande questão do projeto foi produzir mapas anuais de uso e ocupação da terra para todo o território brasileiro de forma significativamente barata, rápida, e que possibilitassem recuperar o histórico das últimas décadas (BELMONT, 2018; MAPBIOMAS, 2019). Para obter êxito, o projeto reuniu equipes especializadas em cada bioma e temas transversais (FARIA, 2018).

Todos os mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomias são produzidos a partir da classificação *pixel a pixel* de imagens dos satélites Landsat. Todo processo é feito com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) através da plataforma Google Earth Engine que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem. Para facilitar a parametrização dos algoritmos e a organização de todas as etapas de processamento utilizam-se as 556 cartas de 1 x 1,5° (lat/long) do IBGE (BONANOMI et al., 2019; FARIA, 2018).

Desta forma, todo o mapeamento de cobertura e uso da terra do MapBiomias tem como referência imagens da série de satélites Landsat, com disponibilidade de dados desde 1985 até a atualidade. A delimitação dos biomas é baseada no mapa oficial de biomas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e sua escala é de 1:5.000.000. Além do Brasil, a metodologia possui aplicação no Chaco (região na América do Sul que abrange parte da Bolívia, Argentina, Paraguai e Brasil) e países que possuem floresta amazônica em seu território (MAPBIOMAS, 2019).

Todos os produtos do MapBiomias estão em constante evolução, divididos em quatro fases (MAPBIOMAS, 2019):

- Fase 1 – Gerou a coleção 1 (Beta) com legenda simplificada cobrindo o período de 2008-2015 (publicada em abril de 2016);
- Fase 2 – Gerou a Coleção 2 cobrindo o período de 2000-2016 (publicada em abril de 2017), e a Coleção 2.3 com melhorias a partir de aplicação de *random forest* (publicada em janeiro de 2018);

- Fase 3 – Gerou a Coleção 3 cobrindo o período de 1985 – 2017 (publicada em agosto de 2018), e a Coleção 3.1 com melhorias na classificação (publicada em abril de 2019), e;
- Fase 4 - Gerou a Coleção 4 cobrindo o período de 1985 – 2018 (publicada em agosto de 2019).

A escolha do método utilizado no processo de mapeamento do uso e cobertura da terra envolve diversos fatores. Dada a inovação, a confiabilidade e a fácil utilização, o projeto MapBiomass se mostra adequado para análise de uma série histórica (GARRETT et al., 2018; BONANOMI et al., 2019; WANG et al., 2019).

3.4 ESTIMATIVAS GEOESTATÍSTICAS

A geoestatística é uma técnica estatística voltada para a espacialização de propriedades quaisquer num espaço geograficamente definido (BEZERRA, 2014). Tem por objetivo a modelagem do fenômeno espacial em estudo, ou seja, determinar a distribuição e variabilidade espaciais da variável de interesse (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Diferentemente da estatística clássica a geoestatística procura analisar a variabilidade espacial explicada pela relação existente entre as amostras e a variabilidade casual, fazendo com que as estimativas realizadas por esta metodologia sejam mais precisas (GUIMARÃES, 2000). A análise espacial é realizada por meio de técnicas matemáticas que levam em consideração fatores como: distância entre amostras, anisotropia do solo, variabilidade, regionalidade, entre outros (BEZERRA, 2014).

A geoestatística foi desenvolvida inicialmente para resolver problemas de mineração, sendo anteriormente mais difundida nesta área, e atualmente vem sendo cada vez mais aplicada em outras áreas do conhecimento, desde agricultura, meio ambiente até ciências biomédicas (FERNANDES, 2009).

Esta técnica está baseada na teoria das variáveis regionalizadas que constituem uma função espacial numérica, que varia de um local para outro, com uma continuidade aparente e cuja variação pode ser representada por um variograma, e não por uma função matemática simples (MATHERON, 1963).

Esta teoria parte do pressuposto que a diferença nos valores de uma dada variável tomada em dois pontos no campo depende da distância entre eles. Dessa forma, a diferença entre os valores do atributo tomados em dois pontos mais próximos no espaço deve ser menor do que a diferença entre valores tomados em dois pontos mais distantes. Logo, cada valor carrega consigo uma forte interferência dos valores de sua vizinhança, ilustrando uma continuidade espacial (ISAACS; SRIVASTAVA, 1989).

As estimativas geoestatísticas em geral são superiores aos demais métodos de interpolação numérica, pois fazem uso de variograma, que não é simplesmente uma função da distância entre pontos, mas depende da existência ou não do efeito pepita, da amplitude e da presença de anisotropia (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

O variograma é definido como o gráfico que expressa a variação do atributo com a distância entre pontos no campo de amostragem. A variância total de um determinado atributo é desmembrada em diferentes distâncias amostradas, o que possibilita encontrar a estrutura da variância. Quando a variância aumenta com o aumento da distância, isso significa que a variância e a distância covariam, indicando que são variáveis dependentes (SILVA, 1988).

3.4.1 Técnicas de Krigagem

A Krigagem é um método geoestatístico de interpolação que envolve, com boa estimativa e predição de superfícies, um conjunto de técnicas baseadas numa estrutura de correlação espacial. A mesma fornece estimativas não tendenciosas e com variâncias mínimas, se comportando como um ótimo interpolador, pela maneira como os pesos são distribuídos (DRUCK et al., 2004; WEBSTER; OLIVER, 1980).

O termo Krigagem foi originado em homenagem a Daniel Krige, que desenvolveu juntamente com o Prof. Georges Matheron, da Escola de Minas de Paris, um método de interpolação de jazidas de ouro localizadas na África do Sul (ALVES; SILVA, 2016). Esta técnica geoestatística tem o objetivo de estimar valores de variáveis para locais onde as mesmas não foram medidas, a partir de valores adjacentes interdependentes. Assim o valor estimado da variável é obtido pela Equação 1 (SALVIANO, 1996):

$$\bar{Z}(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) \quad (1)$$

Em que,

$\bar{Z}(x_0)$: valor estimado para local 0 x não amostrado;

λ_i : peso associado ao valor medido na posição x_i ; e

$Z(x_i)$: valor obtido por amostragem no campo.

Ao comparar a Krigagem com os métodos tradicionais de estimativas por médias ponderadas ou por médias móveis, somente a Krigagem apresenta estimativas não tendenciosas e a mínima variância associada ao valor estimado (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Segundo Zimback (2001), como toda a subjetividade e variabilidade de resultados nos cálculos dos parâmetros do variograma, é importante que se tenha um meio para verificar se o modelo ajustado é satisfatório ou não assim como para validar o plano de Krigagem antes da sua utilização na construção de mapas.

A acurácia das estimativas por krigagem é influenciada pelo uso de modelos de variograma, que geram estimativas da variância sobre os pontos da malha e influenciarão sobre os pesos de cada amostra sobre os valores estimados na malha espacial interpolada (BEZERRA, 2014).

Existem vários algoritmos de krigagem que variam em função do modelo adotado para estimar o conjunto de valores possíveis em relação ao atributo espacial estudado (ASSAD et al., 2003). Entre eles estão Krigagem ordinária e Cokrigagem.

A Krigagem ordinária é um estimador que permite calcular médias locais, limitando o domínio de estacionaridade da média à vizinhança local centrada no ponto a ser estimado (GOOVAERST, 1997). É considerado o estimador mais utilizado devido a sua simplicidade e os resultados que proporcionam e a estimativa de um ponto não amostrado resulta na combinação linear dos valores encontrados na vizinhança próxima (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). Este método faz o uso de um processo generalizado de estimativa minimizando os resíduos de estimação, avaliando a média numa vizinhança móvel (BEZERRA, 2014).

A Cokrigagem é um procedimento geoestatístico onde diversas variáveis regionalizadas podem ser estimadas em conjunto, com base na correlação espacial entre si. É uma extensão multivariada do método da krigagem quando para cada local

amostrado obtém-se um vetor de valores em lugar de um único valor (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). É utilizado quando a variável primária exibe uma baixa autocorrelação espacial e as variáveis secundárias apresentam uma alta continuidade (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

3.5 MODELAGEM DE MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA

3.5.1 Modelos de simulação

Modelagem é definido como processo cognitivo no qual os princípios de uma ou mais teorias são aplicados para se produzir um modelo de um determinado fenômeno real. Para Van Deursen (1995), a noção de modelo pode ser definida como uma representação simplificada e abstrata de algum fenômeno que, baseada em uma descrição formal de objetos, com suas relações, e de processos, permite sua simulação.

Um modelo tem como propósito permitir a previsão do efeito de mudanças no sistema, onde o mesmo deve ser uma aproximação do sistema real e incorporar as características mais relevantes, embora não deva ser tão complexo ao ponto de ser impossível compreender os experimentos realizados a partir do modelo (MARIA, 1997).

A modelagem se comporta com uma ferramenta fundamental no gerenciamento e na pesquisa de questões ambientais decorrentes da sua habilidade matemática de prever como diferentes cenários afetarão o meio natural de determinado local (SNOWLING; KRAMER, 2001).

Os modelos de simulação têm sido utilizados em diferentes aplicações para análise e monitoramento dos sistemas ambientais e em diversas áreas do conhecimento, como climatologia, hidrologia e geografia. Por meio dessas representações é possível simular cenários futuros, classificando os modelos não apenas como uma ferramenta de análise, mas, sobretudo como uma ferramenta de planejamento (LUIZ, 2014).

Diversos modelos já foram elaborados com o objetivo de prever as alterações do uso do solo, podendo-se citar o relatório publicado pela ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2000), o qual caracteriza 22 modelos de uso e ocupação do

solo e inclui, entre eles, o *Land Change Modeler* (LCM) (LUIZ, 2014; BARBOSA, 2008).

Neste sentido, a escolha do modelo mais adequado varia em função das particularidades de cada fenômeno, e observando alguns passos básicos como a relevância do modelo, os recursos, suporte do modelo, expertise necessária, dados de entrada, acurácia, resolução espacial, resolução temporal, versatilidade, interface com outros *softwares*, acessibilidade, aplicabilidade e referências de aplicações (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000).

A modelagem é considerada umas das técnicas mais utilizadas para o estudo da dinâmica do sistema de cobertura da terra (VERBURG, 2006) com a utilização de modelos computacionais ou plataformas de detecção de mudança do tipo *Land Cover and Use Change* (LUCC). Esses *softwares* dispõem de ferramentas que permitem ao modelador construir uma estrutura de modelagem capaz de auxiliar na exploração de hipóteses sobre as causas das mudanças, no estabelecimento das relações causais e os fatores associados a ela, nas projeções e na exploração de diferentes cenários (VELDKAMP; VERBURG; 2004; PONTIUS; CORNELL; HALL, 2001).

3.5.2 Land Change Modeler (LCM)

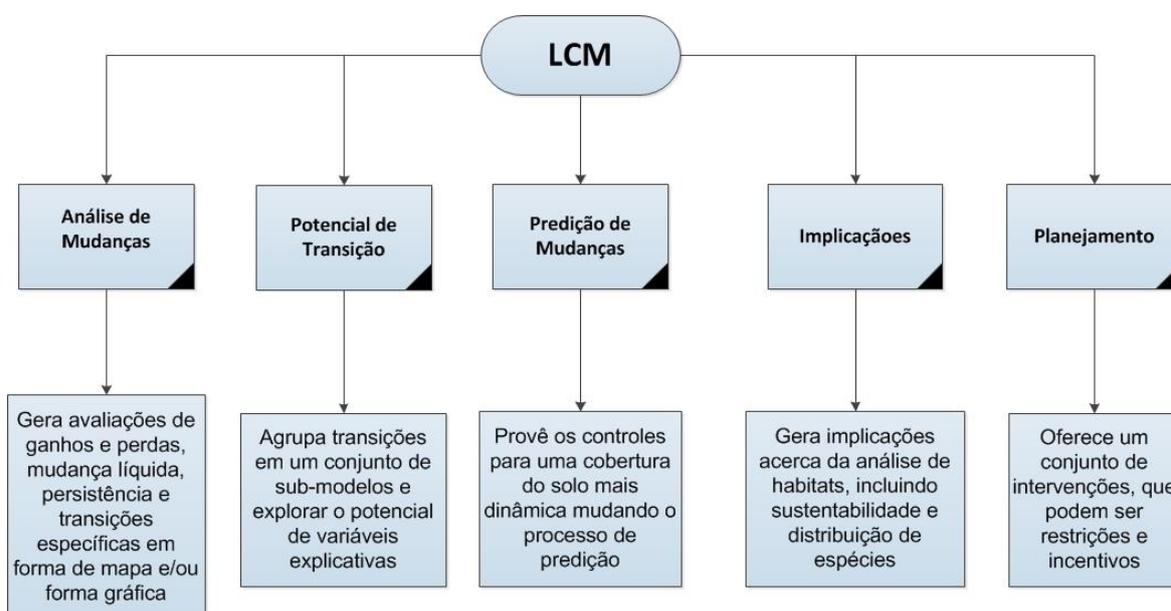
O *Land Change Modeler* (LCM) é um módulo integrado ao ambiente SIG Idrisi, aplicativo criado na Universidade de Clark, Massachusetts, EUA e desenvolvido pelo Doutor J. Ronald Eastman. Atualmente em sua versão 16 (IDRISI Taiga), a ferramenta dispõe de mais de 300 módulos de análise e visualização da informação espacial (ABREU, 2014). O conjunto de ferramentas do LCM também está disponível no software TerrSet. Este aplicativo é uma evolução dos softwares do projeto IDRISI desenvolvido em 2015 e está disponível como uma extensão do *ArcGIS* da ESRI (TAGLIARINI, 2017; CLARK LABS, 2015).

O LCM agrupa ferramentas e ações nas áreas de processamento de imagens, sensoriamento remoto, sistema de informação geográfica, geoestatística, apoio a tomada de decisão e análise de imagens geográficas que tem a função de analisar as mudanças no uso e cobertura da terra entre duas datas, avaliar as perdas, ganhos e persistência, as contribuições de cada tipo de uso e cobertura da terra para conversão em outra classe, além de prever e modelar as variáveis relativas às transições do ambiente e habitat (EASTMAN, 2009).

Segundo Sirikulchayanon et al. (2008), a previsão de mudanças neste módulo é realizada a partir do cálculo da matriz de transição obtida na comparação de dois mapas de uso e cobertura da terra com diferentes datas, e da interação dessas com as variáveis explanatórias das mudanças.

O LCM é composto por cinco funções: Análise de mudanças, Potencial de Transição, Predição de Mudanças, Implicações e Planejamento (Figura 1) (VILELA, 2009).

Figura 1 - Fluxograma representativo dos ambientes e a hierarquia do módulo Land Change Modeler (LCM)



Fonte: Vilela (2009); adaptado pela autora.

As descrições de cada módulo a seguir são abordadas conforme Vilela (2009) e Luiz (2014).

O ambiente Análise de Mudanças, disponibiliza um conjunto de ferramentas para a avaliação rápida de mudanças, permitindo gerar avaliações de ganhos e perdas, mudança líquida, persistência e transições específicas em forma de mapa ou forma gráfica (VILELA, 2009). A partir da interpretação dos dados obtidos neste módulo, o usuário dispõe de informações exploratórias que permitem entender como se dá a mudança de cobertura, e que serão utilizadas como subsídios para levantamento de possíveis variáveis explanatórias no módulo seguinte (LUIZ, 2014).

O ambiente Potencial de Transição, permite agrupar transições em um conjunto de submodelos e explorar o potencial de variáveis explicativas (ou explanatórias). Podem ser acrescentadas ao modelo: variáveis estáticas (são invariáveis com o

passar do tempo, por exemplo, o relevo) ou variáveis dinâmicas (são dependentes do tempo sendo recalculadas durante o curso de uma predição, por exemplo, as estradas) (VILELA, 2009). Essas variáveis passam antes por um teste estatístico, o teste Cramer-V, que tem como objetivo mensurar a dependência ou associação espacial entre duas variáveis e, em seguida, são agregadas ao submodelo de transição potencial. Por fim é realizada a modelagem da alocação de mudança utilizando rede neural multicamadas (LUIZ, 2014).

O ambiente de Predição de Mudança provê os controles para uma cobertura do uso e ocupação da terra mais dinâmica mudando o processo de predição (VILELA, 2009). Este módulo utiliza essas informações do módulo de transições potenciais para realizar a modelagem: as transições definidas, a quantidade e a alocação da mudança da cobertura da terra. A quantidade de mudança é modelada por meio de uma Cadeia de *Markov* onde são calculados quantos *pixels* irão mudar de estado (LUIZ, 2014). A alocação da mudança pode ser realizada por meio do método *soft prediction* ou do método *hard prediction* (MARTELI, 2015).

Segundo Clark Labs (2013) *hard prediction* é uma projeção para um cenário específico e baseado em um modelo de alocação da terra competitivo, similar a um processo de decisão multiobjetivo resultando em um mapa de uso e ocupação da terra com as mesmas categorias de entrada. O método *soft prediction* é um mapeamento contínuo de vulnerabilidade à mudança para as transições selecionadas. Este método não diz o que irá mudar, mas preferencialmente, informa o grau de mudança para o qual as áreas têm as condições adequadas para sua aceleração.

No módulo Implicações obtêm-se informações acerca da análise de habitats, incluindo sustentabilidade e distribuição de espécies (VILELA, 2009). Adicionalmente é possível também realizar uma análise do impacto que as alterações na cobertura da terra têm sobre espécies específicas de interesse por meio do modelo de distribuição de espécies acoplado ao LCM (LUIZ, 2014).

O ambiente Planejamento permite ao usuário incluir na modelagem a incorporação de variáveis de restrições (como exemplo, as áreas de proteção permanente) e incentivos (como exemplo os projetos de implantação de rodovias (EASTMAN, 2012), que podem alterar a trajetória da mudança do uso e cobertura da terra (LUIZ, 2014).

Teste de Cramer-V

O LCM permite a utilização do teste Cramer-V para verificar a intensidade de associação entre duas variáveis escolhidas em relação à mudança de uso cobertura da terra. O teste de Cramer-V é uma análise estatística não paramétrica, ou seja, é aplicável independente da distribuição das variáveis. De acordo com Liebertrau (1983) por intermédio desse teste, ao medir a intensidade dessa associação, essa abordagem quantifica o afastamento em relação à hipótese de independência. O Cramer-V é calculado por meio da Equação 2:

$$v = \frac{x^2}{n(q-1)} \quad (2)$$

Em que,

v : índice de Cramer-V

x^2 : coeficiente Chi-quadrado; e

n : tamanho da amostra e;

q : menor valor das linhas e colunas da imagem da cobertura da terra.

O valor de x^2 é obtido através da Equação 3:

$$x^2 = \frac{(O - E)^2}{2} \quad (3)$$

Em que,

O : frequência observada para uma categoria; e

E : frequência esperada na categoria correspondente.

O teste Cramer-V funciona como o Chi-quadrado reescalado (CLARK LABS, 2006), para retornar valores entre zero e um, onde um significa associação completa e zero independência. As variáveis que apresentam resultados no Teste de Cramer V acima de 0,15, significam que são úteis e poderão ser selecionadas para entrada no submodelo de transição potencial. Um alto Cramer V, indica que o valor do potencial explanatório da variável é bom, porém não garante um forte desempenho. Contudo, é

uma boa indicação de que a variável pode ser descartada se o Cramer-V for baixo (CLARK LABS, 2013).

Rede neural de percepção de multicamadas

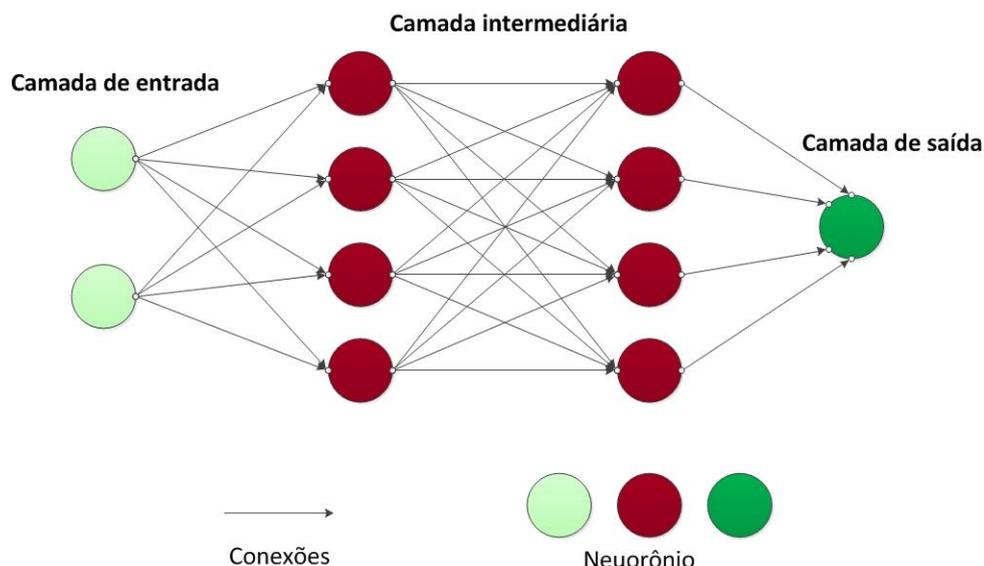
As Redes Neurais Artificiais (RNAs) se baseiam em uma técnica de inteligência artificial que surgiu como uma tentativa de simular parcialmente o funcionamento do cérebro humano, ou seja, são modelos matemáticos que tentam imitar o funcionamento das estruturas de redes neurais biológicas. Em função da variada aplicação e capacidade de processamento, esta vem sendo aplicada em dados obtidos por sensoriamento remoto (BELUCO, 2002).

As RNAs assemelham-se ao cérebro humano devido a dois aspectos. O primeiro é que o conhecimento é adquirido pela rede por meio de um processo de aprendizado e, o segundo, é que as intensidades das conexões entre neurônios, conhecidas como pesos sinápticos, são usadas para armazenar o conhecimento (HAYKIN, 1994).

As RNAs são organizadas em camadas que definem sua estrutura topológica (VENTURIERI; SANTOS, 1998). Neste sentido existem redes neurais de camada simples, denominadas percepções (*perceptron*), constituídas por um grupo de neurônios arranjados em apenas uma camada, e as redes multicamadas, denominadas *feedforward*, formadas por várias camadas intermediárias ou pela combinação de várias redes de camadas simples (ESPINHOSA, 2004).

O LCM pode utilizar uma rede neural de percepção de multicamadas, o *Multi-Layer Perceptron Neural Network* (MLPNN) para identificar os padrões de mudança de cobertura do solo. Os MLPNN são constituídos de diversas camadas de unidades computacionais interconectadas, de forma que, cada nó de uma camada tem conexão com o nó da próxima camada (Figura 2). Essas camadas são divididas em três: camada de entrada (*input*), camadas escondidas (*hidden*) e camada de saída (*output*) (EASTMAN, 2009).

Figura 2 - Representação da rede neural de percepção de multicamadas



Fonte: Fernandes (2005), adaptado pela autora.

A primeira camada é a de entrada, e tem por finalidade repassar os padrões de entrada para os neurônios intermediários, não havendo nenhum tipo de processamento.

Nas camadas intermediárias, que são conhecidas como camadas escondidas, atuam os neurônios ocultos capazes de intervir na rede neural, adicionando uma ou mais camadas ocultas, aumentando assim o poder de solução da rede. Nesta etapa acontecem os processamentos, que são transmitidos por meio de conexões entre as camadas de entrada e saída. Cada conexão tem um peso específico. Na camada de saída, as informações das camadas escondidas são recebidas, e são geradas as saídas (HAYKIN, 2001).

Assim o processamento da rede neural leva em consideração as amostras dos *pixels* que sofreram mudança do uso e cobertura da terra nos períodos t^1 (tempo 1) e t^2 (tempo 2), identificada na primeira etapa do modelo, auxiliando a identificar a relação entre as variáveis e os níveis de ativação dos nós de saída da rede (SAMPAIO, 2014).

No caso do LCM, a MLPNN é treinada por um algoritmo do tipo retro propagação (*backpropagation*), e este opera em dois passos. No primeiro passo, um padrão é apresentado à camada de entrada da rede, e a atividade resultante flui por meio da rede, camada por camada, até que a resposta seja produzida pela camada de saída. No segundo passo, a saída obtida é comparada à saída desejada para esse padrão particular. Se esta não estiver correta, o erro é calculado e, em seguida, este erro é propagado a partir da camada de saída até a camada de entrada. Adicionalmente, os

pesos das conexões das unidades das camadas internas vão sendo modificados conforme o erro é retropropagado (RUHOFF; FANTIN-CRUZ; COLLISCHONN, 2010).

Cadeias de Markov

A Cadeia de *Markov* pode ser definida como um modelo matemático utilizado para descrever processos que se “movem” em uma sequência de passos e por meio de um número finito de estados discretos. A probabilidade de se obter um determinado estado num instante $t+1$ depende apenas do estado verificado no instante t (PAEGELOW, 2008). Segundo Clark Labs (2013), um processo markoviano é aquele em que o estado de um sistema pode ser determinado pelo conhecimento do seu estado anterior e da probabilidade de transição de um estado para outro.

No LCM, a Cadeia de Markov determina quantos pixels com maior chance de conversão serão de fato considerados para a mudança de uso e cobertura da terra estudada (PAEGELOW, 2008). O modelo assume as transições como estacionárias, ou seja, transições nas quais as estatísticas não mudam com o passar do tempo (RUHOFF; FANTIN-CRUZ; COLLISCHONN, 2010). Dessa forma, as transições entre um mapa de uso e cobertura da terra do tempo 1 (t_1) e tempo 2 (t_2) são utilizadas como exemplo para prever a cobertura da terra do tempo futuro (t_3) (BAKER, 1989).

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. G. **Ferramenta de Simulação com Abordagem de Sistema Multiagente para a Dinâmica de Uso da terra**. 2012.146p. Dissertação (Mestrado em Informática). Universidade de Brasília, Brasília. 2014.
- AGUIAR, A. et al. Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 18, n. 11, p. 3346-3366, 2012.
- ALVES, M. DE C.; SILVA, F. M. DA. **Geomática para levantamento de ambientes: base para aplicações na topografia, georreferenciamento e agricultura de precisão**. UFLA ed. Lavras- MG: [s.n.].
- ARAGÃO, L. E. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, n. 4, p. 913-931, 2014.
- ARAGAO, L. **Modelagem dos padrões temporal e espacial da produtividade primária bruta na região do tapajós: uma análise multiescala**. 2004. 284 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São Jose dos Campos, 2004.
- ARAÚJO, C. A. S. **Aplicações de Técnicas de Sensoriamento Remoto na análise multitemporal do ecossistema manguezal na Baixada Santista, SP**. 2010. 129f. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de Oceanografia Química e Geológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.
- ARMSTRONG, E. et al. The Role of CO₂ and Dynamic Vegetation on the Impact of Temperate Land-Use Change in the HadCM3 Coupled Climate Model. **Earth Interactions**, v. 20, n. 10, p. 1-20, 2016.
- ASSAD, E. D. et al. Avaliação de métodos geoestatísticos na espacialização de índices agrometeorológicos para definir riscos climáticos. Pesquisa **Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 161-171, 2003.
- AS-SYAKUR, A. R.; TANAKA, T.; OSAWA, T.; MAHENDRA, M. S. Indonesian rainfall variability observation using TRMM multi-satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n.21, p. 7723–7738, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2013.826837>. Acesso em: 03 set. 2013.
- BACCINI, A. Forest biomass estimation over regional scales using multisource data. **Geophysical Research Letters**, v. 31, n. 10, p. 1-4, 2004.
- BACCINI, A.; N, LAPORTE.; GOETZ, S. J.; SUN, M.; DONG, H. A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. **Environmental Research Letters**, v. 3, n.4, p. 1-9. 2008.
- BAKER, W. L. A review of models of landscape change. **Landscape Ecology**. v. 2, p. 111-133, 1989.
- BARBOSA, A. L. L. **Desenvolvimento do padrão de crescimento urbano: modelação da dinâmica do solo urbano em Andaluzia**. 2008. 128f. Dissertação

(Mestrado em Ciência e Sistemas de Informações Geográficas). Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 2008.

BELMONT, A. M. **Dinâmica de uso e ocupação da terra e incêndios florestais no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros**. 2018. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, 2018.

BELUCO, A. **Classificação de imagens de sensoriamento remoto baseada em textura por redes neurais**. 130 f. 2002. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

BEZERRA, J. E. **Aplicação De Técnicas Geoestatísticas No Processo De Otimização De Projetos De Fundações**. 2014. 246 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade De Brasília, Brasília. 2014.

BONAN, G.B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 2008.

BONANOMI, J. et al. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 1, p. 26–31, 2019.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas. Brasília, setembro de 2010, 202 p.

BROWN, S. Estimating biomass and biomass change of Tropical Forests, A Primer. **FAO Forestry Paper**. n.134. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome. p.55, 1997.

CALDEIRA, M. V. W. **Determinação de biomassa e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná**. 2003. 176 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 831-843, 2009.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

CHOHFI, F. M.; DUPAS, F. A.; LORA, E. E. S. Balanço, análise de emissão e sequestro de CO₂ na geração de eletricidade excedente no setor sucro-alcooleiro. In: Proceedings of the 5th Encontro de Energia no Meio Rural, 2004. 5., 2004, Campinas, SP. **Anais...** Campinas, SP: Universidade Federal de Itajubá, 2004, p. 1-8. Disponível em: http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022004000100031&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 07 abr. 2017.

CIAIS, P. et al. **Carbon and Other Biogeochemical Cycles**. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; et al. (Eds.); *Climate Change 2013: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the*

Intergovernmental 149 Panel on Climate Change. p. 465–570, 2013. Cambridge and New York: Cambridge University Press.

CLARK LABS. **Land Change Modeler for ArcGIS Software Extension (2.0)**. WORCESTER, 2013. Disponível em: <<https://clarklabs.org/land-change-modeler-forarcgis/>>. Acesso em: set. 2013.

CLARK LABS. **Land Change Modeler for ArcGIS Software Extension (2.0)**. WORCESTER, 2015. Disponível em: <<https://clarklabs.org/land-change-modeler-for-arcgis/>>. Acesso em: fev. 2017.

CLAUSSEN, M., BROVKIN, V., GANAPOLSKI, A. Biogeophysical versus biogeochemical feedbacks of large-scale land cover. FEDDEMA, J. J.; OLESON, K. W.; BONAN, G. B.; MEARNNS, L. O.; BUJA, L. E.; MEEHL, G. A.; Washington, W. M. 2005. The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. **Science**, v.310, pp. 1674-1678. 2001.

CRAMER, W. et al. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 331-343, 2004.

CROSTA, A.P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas: UNICAMP, 1999. p. 23-27.

CRUICKSHANK, M. M.; TOMLINSON, R. W.; TREW, S. Application of CORINE land-cover mapping to estimate carbon stored in the vegetation of Ireland. **Journal of Environmental Management**, v. 58, n. 4, p. 269-287. 2000.

DAVID, M. **Handbook of applied advanced geostatistical ore sererve estimation**. New York: Elsevier, 1988. 216p.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-328, 2012.

DINKU, T.; CECCATO, P.; GROVER-KOPEC, E.; LEMMA, M.; CONNOR, S.; ROPELEWSKI, C. Validation of satellite rainfall products over East Africa's complex topography. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, p. 1503-1526, 2007.

DIXON, R. K. et al. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, Washington, DC, v. 263, p. 185-190, 1994.

DOUGHTY, C. et al. Source and sink carbon dynamics and carbon allocation in the Amazon basin. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 5, p. 645-655, 2013.

DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (Ed). **Análise espacial de dados geográficos**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 209 p.

EASTMAN, J. **Idrisi Taiga Tutorial**. Massachusetts: Clark Labs. 2009. Disponível em<www.clarklabs.org>. Acesso em 03 fev. 2017.

EASTMAN, J. R. **Idrisi Selva: tutorial version 17**. Worcester, MA: Clark University, 2012.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Taiga**: guide to GIS and image processing. Clark Lab, 2009. 342 p.

EGLER, M. et al. Indicators of deforestation in the Southern Brazilian Pre-Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 13, n. 2, p. 263-271, 2013.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Projecting Land Use Change: A Summary of Models for Assessing the Effects of Community Growth and Change on Land Use Patterns**. EPA/600/R-00/098. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, O.H, 2000. 260 p.

ESPINHOSA, M. C. **Utilização do Sensoriamento Remoto Orbital e Redes Neurais Artificiais no mapeamento de macrófitas aquáticas emersas em grandes reservatórios**. 2004. 112p. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2004.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO, 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. A Forest Resources Assessment publication. **FAO Forestry Paper** – 134, Rome, Italy.

FARIA, A. S. **Detecção automática de desmatamentos no bioma cerrado: desafios para o monitoramento sistemático**. 2018. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, 2018.

FEARNSIDE, P. M. et al. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil 's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p.1968-1978. 2009.

FERNANDES, A. M. R. **Inteligência Artificial: Noções Gerais**. Florianópolis: Visual Books, 2005.

FERNANDES, J. A. B. **Krigagem com deriva externa aplicada à avaliação de recursos minerais de calcário e de minério laterítico**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Meio Ambiente) - Universidade De São Paulo, São Paulo.2009.

FERRAZ, A. S. **Estimação dos estoques de biomassa e carbono na parte aérea de um fragmento de floresta estacional semidecidual por meio de imagens de satélite Ikonos II**. 2012. 88f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

GARRETT, R. D. et al. **Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil**. *Global Environmental Change*, v. 53, n. October, p. 233–243, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011>>.

GAYOSO, J.; GUERRA, J. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. **Bosque**, v. 26, n. 2, p. 33–38, 2005.

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; FOLEY, J. A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, p. 1-13, 2007.

GOERS, L.; ASHTON, M. S.; TYRRELL, M. L. Introdução. In: ASHTON, M. S.; TYRRELL, M. L.; SPALDING, D.; GENTRY, B. (Ed.). **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**. Heidelberg, London, New York: Springer Science & Business Media, 2012. p.1-6.

GOETZ, S.J. et al. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. **Carbon Balance and Management**, London, v. 4, n. 1, p. 1-7, 2009.

GOMES, S. O. et al. USO E COBERTURA DOS SOLOS DE PETROLÂNDIA UTILIZANDO MAPBIOMAS. **Anais** In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia, SBC, p. 1805–808, 2017.

GONÇALVES, M. L.; NETTO, M. L. A.; ZULLO JUNIOR, J.; COSTA, J. A. F. Classificação não-supervisionada de imagens de sensores remotos utilizando redes neurais auto-organizáveis e métodos de agrupamentos hierárquicos. **Revista Brasileira de Cartografia** v.1, n. 60. p. 1-13, 2008.

GOOVAERST, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. New York: Oxford University Press, 1997. 481 p.

GRIGIO, A. M. **Aplicação de sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica na determinação da vulnerabilidade natural e ambiental do Município de Guimarães (RN): simulação de risco às atividades da indústria petrolífera**. 2003. 222 f. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2003.

GRISI, B.M. Glossário de Ecologia e Ciências Ambientais. João Pessoa: Editora da Universidade Federal da Paraíba, 2000. 275p.

GUIMARÃES, E. C. **Variabilidade espacial de atributos de um Latossolo Vermelho escuro textura argilosa da região do cerrado, submetido ao plantio direto e ao plantio convencional**. 2000. 92f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

HAYKIN, S. **Neural Networks - A Comprehensive Foundation**. Macmillan College Publishing Company, USA, NY - New York, 1994.

HAYKIN, S. **Redes neurais**. 2nd Ed. Porto Alegre: Bookman, 2001. 900 p.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: Seminário Emissão X Sequestro de CO₂ – Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil. Rio de Janeiro, 1994, **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 125-145.

HOUGHTON, R. A. et al. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**. v. 114. 2009.

HOUGHTON, R. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

HOUGHTON, R.; LAWRENCE, K.; HACKLER, J.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v. 7, n. 7, p. 731-746, 2001.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 6, p. 945–958, 2005.

HOUGHTON, R.A.; UNRUH, J.D.; LEFEBVRE, P.A. Current Land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 7, n. 2, p. 305-320, 1993.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 83, p. 195-213, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) - 2012. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 jul. 2013.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Summary for Policymakers, in *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden and C. E. Hanson, pp. 7-22, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2007.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistics: introduction to applied geostatistics**. Oxford: University Press, 1989. 561 p.

JIA, S. F.; ZHU, W. B.; LU, A. F.; Yan, T. T. A statistical spatial downscaling algorithm of TRMM precipitation based on NDVI and DEM in the Qaidam Basin of China. **Remote Sensing of Environment**, v. 115 p. 3069–3079, 2011.

KEENAN, R.J. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 9-20, 2015.

KETTERINGS, Q.M. et al. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v.146, p. 199-209. 2001.

KNUTTI, R.; HEGERL, G. C. The equilibrium sensitivity of the Earth's temperature to radiation changes. **Nature Geosci**, v. 1. n. 11. p. 735-743, 2008.

KUMMEROW, C. et al. The Status of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) after Two Years in Orbit. **Journal of Applied Meteorology**, vol. 39, p. 1965-1982, 2000.

LADEGAARD-PEDERSEN, P.; ELBERLING, B.; VESTERDAL, L. Soil carbon stocks, mineralization rates, and CO₂ effluxes under 10 tree species on contrasting soil types. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 35, n. 6, p. 1277–1284, 2005.

LEWIS, S. L. Tropical forests and the changing earth system. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B**, v. 361, p. 195-210, 2006.

LIEBERTRAU, Albert M. **Measures of association**. Newbury Park, CA: Sage Publications. Quantitative, 1983.

LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 9-20, 2015.

LP DAAC-TEAM. Tipo de cobertura de terra Anual L3 Global 500 m SIN Grid. Disponível em: <https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table/mcd12q1>. Acesso em: 10 mar. 2017.

LUIZ, C. H. P. **Modelagem da cobertura da terra e análise da influência do reflorestamento na transformação da paisagem: Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço**. 2014. 141f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2014.

MAAS, G. C. B. **Compartimentação do estoque de carbono em floresta ombrófila Mista**. 2015. 172p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2015.

MALHI, Y. et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, p. 169- 172, 2008.

MALHI, Y. et al. The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 85–105, 2013.

MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v.100, p. 65-75. 2012.

MALHI, Y. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v.12, p.1107–1138. 2006.

MAPBIOMAS. **MapBiomas Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org>>. Acesso em: 03 set. 2019.

MARIA, A. Introduction to Modeling and Simulation. In: Andradsgrttr, S.; Healy, K. J.; Withers, D. H; Nelson, B. L. **The 1997 Winter Simulation Conference**. Piscataway: NJ, IEEE, Proceedings. 1997. p. 7-13.

MARTELI, A. N. **Processos geodinâmicos associados a mudanças de uso da terra: o caso da microbacia hidrográfica do Córrego Caçula (Ilha Solteira-SP)**. 2015. 205f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira. 2015.

MASELLI, F. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. **Remote sensing of environment**. v. 89, n.4, p. 423-433, 2004.

MATHER, P. M. **Computer Processing of Remotely-Sensed Images. Na Introduction**. The University of Nottingham. Third Edition. 2003.

MATHERON, G. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, **Lancaster**, v. 58. p. 1246- 1266, 1963.

MEDEIROS, R. T. **Uma proposta metodológica para a alteração da cartografia do plano de ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Furnas (São Miguel, Açores)**. 2012. 176f. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 2012.

MOGNON, F. Uma década de dinâmica da fixação de carbono na biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Mista no sul do Pará. **Floresta**. v. 43, n. 1, p. 153-164. 2013.

MOREIRA, D. S. **Simulação numérica do ciclo do carbono na Amazônia**. 2013. p. 241 Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas espaciais, São José dos Campos. 2013.

MUCHONEY, D. et al. The IGBP DISCover confidence sites and the system for terrestrial ecosystem parameterization: tools for validating global land-cover data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, v. 65, n. 9, p. 1061–1067, 1999.

NEPSTAD, D. et al. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society Series B**, v. 363, p. 1737-1746, 2008.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgar Blücher, 3ª ed., 308p., 1999.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Blucher, 2008. 363 p.

PAEGELOW, M.; CAMACHO, M. T. O. **Modelling Environmental Dynamics: advances in geomatic solutions**. Springer: Verlag Berlin Heidelberg. 2008. 390 p.

PAN, Y., et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988-993. 2011.

PARUELO, J.M. et al. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. **Applied Vegetation Science**, v.3, p. 189-195. 2000.

PENNE, C.; AHRENDTS, B.; DEURER, M.; BÖTTCHER, J. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. **Geoderma**, v. 158, n. 3-4, p. 282–297, 2010.

PONTIUS JR., R. G., CORNELL, J. D., HALL, C. A. S., 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation. **Agric. Ecosyst. Environ**. v. 85, p.191-203, 2001.

PONTIUS, G. R.; MALANSON, J. Comparison of the structure and accuracy of two land change models. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 19, n. 2, p. 243-265, fev. 2005.

POTTER C. et al. Biomass burning losses of carbon estimated from ecosystem modeling and satellite data analysis for the Brazilian Amazon region. **Atmospheric Environment**, v.35, p.1773–1781. 2001.

QUINLAN, J. R. **C4.5: Programas para Aprendizagem Automática**. San Mateo, CA: Morgan Kaufmann. 1993.

QURESHI, A.; PARIVA, R.B.; HUSSAIN, S.A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 16, p. 81-89, 2012.

RAMANKUTTY, N. et al. Challenges to estimating carbon missions from tropical deforestation. **Global Change Biology**. v. 13, p.51–66. 2007.

RAMER, W. et al. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 331-343, 2004.

RAVINDRANATH, N. H.; OSTWALD, M. **Carbon Inventory Methods. Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects**. Advances in Global Change Research. Springer Science + Business Media B.V., 2008. 304 p.

RESTREPO-COUBE, N. et al. What drives the seasonality of photosynthesis across the Amazon basin? A cross-site analysis of eddy flux tower measurements from the Brasil flux network. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 182-183, n. 15, p. 128-144, 2013.

RIBAS, R.P. **Estratégias de empresas de petróleo no cenário de mudanças climáticas globais**. 2008. 158 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2008.

RIBEIRO JÚNIOR, S. **Determinação de volumes em atividades de mineração utilizando ferramentas do sensoriamento remoto**. 2011. 161f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2011.

RICHARDS, J. A. **Remote sensing digital image analysis: An introduction**. Springer-Verlag, Heiderberg. 2 ed. 1993. 340 p.

ROCHA, H. R. et al. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 522-532, 2004.

ROSA, R. Introdução ao sensoriamento remoto. 6. ed. Uberlândia: EDUFLU, 2007, 248 p.

ROSA, R; SANO, E. E. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Rio Paranaíba. **Campo - Território: Revista de Geografia Agrária**, v. 9, n. 19, p. 32-56, 2014.

ROSCOE, R. Rediscutindo o papel dos ecossistemas terrestres no sequestro de carbono. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 20, n. 2, p. 209-223. 2003.

ROY, P.S.; RAVAN, S.A. Biomass estimation using satellite remote sensing data-An investigation on possible approaches for natural forest. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 21, n. 4, p. 535-561, 1996.

RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. **O Sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. 423p.

RUHOFF, A.; FANTIN-CRUZ, I.; COLLISCHONN, W. Modelos de simulação dinâmica do desmatamento na Amazônia. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 36, p. 258-268, 2010.

SAATCHI, S. S et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon Basin. **Global Change Biology**, v. 13, p. 816–837. 2007.

SAATCHI, S.S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.

SALES, M. H. et al. Improving spatial distribution estimation of forest biomass with geostatistics: A case study for Rondônia, Brazil. **Ecological Modelling**, v. 205, n. 1-2, p. 221–230, 2007.

SALVIANO, A. A. C. **Variabilidade de atributos de solo e de Crotalaria juncea em solo degradado do município de Piracicaba-SP**. Piracicaba, 1996. 91 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.

SAMPAIO, D. A. Modelagem da cobertura do solo urbano no Vetor Norte da RMBH e projeções de cenários futuros considerando as novas infraestruturas viárias previstas. 2014. 103f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2014.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B.; GOMES, F. S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: FUPEF/UFPR, 2002. p.119-140.

SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R. **Metodologias para determinação de biomassa florestal**. In: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B. (Ed.); Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: AM Impressos, 2004. p.77-93.

SCHAAF, C. B. et al. First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. **Remote sensing of Environment**, Elsevier, v. 83, n. 1, p. 135–148, 2002.

SEDJO, R. A. Forest carbon sequestration: some issues for forest investments. **Discussion Paper** 01-34. Washington: Resources for the Future, ago. 2001.

- SILVA, A. P. **Variabilidade espacial de atributos físicos do solo**. 1988. 105 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1988.
- SILVEIRA, P. et al. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 185-206. 2008.
- SIRIKULCHAYANON, P.; SUN, W.; OYANA, T. J. Assessing the impact of the 2004 tsunami on mangroves using remote sensing and GIS techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 12, p. 3553–3576, 2008.
- SNOWLING, S.D.; KRAMER, J.R. Evaluating Modelling Uncertainty For Model Selection. **Ecological Modelling**, v. 138, p. 17-30, 2001.
- SOARES, C. P. B. et al. Equações para estimar o estoque de carbono no fuste de árvores individuais e em plantios comerciais de eucalipto. **Revista Árvore**, v.29, n.5, p.711-718, 2005.
- SOARES, C. P. B. et al. Individual-tree growth and mortality models for a semideciduous Atlantic forest in Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 9, n.11, p. 542-552, 2015.
- SOMOGYI, Z. et al. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research**, 2006.
- STARK, S. C. et al. Toward accounting for ecoclimate teleconnections: intra-and inter-continental consequences of altered energy balance after vegetation change. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 1, p. 181-194, 2016.
- STEININGER, M.K., 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest aboveground biomass: data from Brazil and Bolivia. **International Journal of Remote Sensing** 21, 1139-1157.
- STINSON, G. et al. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2227–2244, 2011.
- SWANN, A. L. S.; FUNG, I. Y.; CHIANG, J. C. H. Mid-latitude afforestation shifts general circulation and tropical precipitation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, n. 3, p. 712-716, 2012.
- TAGLIARINI, F. S. N. **Técnicas de geoprocessamento aplicadas na quantificação de perdas de solo em bacia hidrográfica**. 2017. 121 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2017.
- United States Geological Survey – USGS. **Seamless data distribution system, Earth Resources Observation and Science**. 2005. Disponível em: www.usgs.gov. Acesso em: 22 de janeiro de 2011.
- VAN DEURSEN, W. P. A. **Geographical Information Systems and Dynamic Models: Development and application of a prototype spatial modelling language**. 1995. 126 p. Ph.D. Thesis. Utrecht University. Utrecht.1995.

VAN SOLINGE, T.B. Deforestation crimes and conflicts in the Amazon. **Critical Criminologist**, n. 18. p. 263-277. 2010.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P. H. Modelling land use change and environmental impact. **Journal of Environmental Management**, v. 72, n. 1–2, p. 1–3, 2004.

VENTURIERI, A.; SANTOS, J. R. **Técnicas de Classificação de Imagens para Análise de Cobertura Vegetal**. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E., eds. Sistema de Informação Geográfica: Aplicações na Agricultura. ed 2. Brasília, DF. Embrapa – SPI/Embrapa-CPAC. 1998. p.351-371.

VERBURG, P. H. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 1171–1183. 2006.

VILELA, T. A. **Avaliação do desmatamento e seus possíveis impactos nas mudanças climáticas da bacia do Rio Turvo Sujo-MG**. 2009.111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Minas Gerais. Viçosa. 2009.

WAN, Z. **MODIS Land surface temperature products: Users' Guide**. Santa Barbara: ICESSE University of Califórnia, SantaBarbara. 2006. Disponível em: <http://www.icesse.ucsb.edu/modis/LstUsrGuide/usrguide.html>. Acesso em 17 fev. 2017.

WANG, Y. et al. Mapping tropical disturbed forests using multi-decadal 30 m optical satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, n. December 2018, p. 474–488, 2019.

WASSMANN, R.; VLEK, P. L. G. Mitigating greenhouse gas emissions from tropical agriculture: scope and research priorities. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, p. 1-9, 2004.

WATZLAWICK L.F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens de satélite Ikonos II. 2003**. 118f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2003.

WEBER, K. S. et al. Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência Guarapuava**, v.2 n.2 p. 167-177 2006.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Statistical methods in soil and land resource survey**. Oxford: Oxford University Press, 1980. 316p.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M, B. (2013). **Geoestatística: Conceitos e Aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos. 215p.

ZIMBACK, C.R.L. **Análise espacial de atributos químicos de solos para fins de mapeamento da fertilidade**. 2001. 114 f. Tese (Livre-Docência em Levantamento do Solo e Fotopedologia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

CAPÍTULO 1**ANÁLISE DE MUDANÇAS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA E PROJEÇÃO DE
CENÁRIO FUTURO PARA O BIOMA AMAZÔNIA**

RESUMO

O conhecimento atual e antecipado das dinâmicas do uso e ocupação da terra se torna uma ferramenta essencial para planejamento de ocupação territorial e auxílio na implementação de políticas públicas e intervenções ambientais que visem preservação e conservação do bioma Amazônia. Adicionalmente, não se têm estudos que disponibilizem um cenário futuro de forma determinística para uso e ocupação da terra e que contemple todo o bioma Amazônia de forma espacializada. Objetivou-se então, analisar a dinâmica do uso e cobertura da terra ao longo do tempo por meio da modelagem espacial e projeção de cenário futuro para o bioma Amazônia realizada no módulo *Land Change Modeler* (LCM). Esta análise, foi fundamentada em dados da cobertura da terra provenientes do projeto MapBiomas para os anos de 1985, 2014 e 2017 e associados a variáveis explanatórias socioeconômicas, baseadas no teste Cramer-V. A validação da modelagem foi realizada por meio da utilização dos indicadores de concordância e índices Kappa. Os resultados do mapeamento demonstraram que a classe Formação Florestal ocupava 3.844.800,75 km² (91,20%) em 1985 e, em 2014, houve redução para 3.452.129,25 km² (81,89%). A classe pastagem apresentava uma área de 71.046,50 km² (1,69%) e em 2014 houve um aumento expressivo para 437.670,00 km² (10,38%). Estas duas classes apresentaram maiores variações líquidas seguidas das classes Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem e Rio, Lago e Oceano. O melhor resultado do treinamento da rede neural a partir da interação das variáveis explanatórias com as transições de interesse foi de 87,86%. As áreas em que ocorreram persistência das classes correspondem a 86,47% (3.645.436,75 km²), e as áreas em que ocorreram mudanças correspondem 13,53% (570.206,50 km²). O uso e cobertura da terra para 2044 aponta para um cenário onde as principais coberturas da terra, em termos de representatividade, ainda serão as áreas de Formação Florestal e Pastagem. Entretanto o aumento notório das áreas de Pastagem é algo preocupante, pois passará a ocupar uma área de 18,36% (773.907,00 km²) enquanto que a Formação Florestal irá ocupar 73,91% (3.115.892,25 km²). As classes Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura e Pastagem também se destacam, pois irão apresentar reduções em 2044. A análise realizada permitiu verificar que as classes que mais sofreram alterações foram Formação Florestal e Pastagens, seguidos da Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura e Pastagem. O uso e cobertura da terra em 2044 indica que haverá redução da Formação Florestal em função do aumento

expressivo da classe Pastagem. As simulações previstas por esse trabalho constituem-se em importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento territorial na região, implementação de políticas públicas e estímulo a melhores práticas de impacto reduzido em áreas de pastagens. A metodologia empregada apresenta potencial de uso e adaptação para demais biomas e outras regiões de estudo.

Palavras-chave: Uso do solo, desmatamento, floresta tropical, simulação.

ABSTRACT

The current and previous knowledge of the dynamics of use and occupation of land becomes an essential tool for land-use planning and assistance in the implementation of environmental public policies and interventions aimed at preservation and conservation of the Amazon Biome. Additionally, there are no studies that provide a future scenario in a deterministic way for use and occupation of land and that contemplates the entire Amazon biome in a spatialized way. The objective was to then analyze the dynamics of land use and land cover over time through spatial modeling and projection of future scenario for the Amazon biome carried out in the *Land Change Modeler* (LCM) module. This analysis was based on land cover data from the MapBiomas project for the years 1985, 2014 and 2017 and associated with socioeconomic explanatory variables based on the Cramer-V test. The validation of the modeling was performed using the agreement indicators and Kappa indices. The mapping results showed that the Forest Formation class occupied 3,844,800.75 km² (91.20%) in 1985 and, in 2014, there was a reduction to 3,452,129.25 km² (81.89%). The pasture class had an area of 71,046.50 km² (1.69%) and in 2014 there was an expressive increase to 437,670.00 km² (10.38%). These two classes showed greater net variations followed by the classes Annual and Perennial Culture, Mosaic of Agriculture and Pasture and River, Lake and Ocean. The best result of training the neural network from the interaction of explanatory variables with the transitions of interest was 87.86%. The areas in which the classes persisted correspond to 86.47% (3,645,436.75 km²), and the areas in which changes occurred correspond to 13.53% (570,206.50 km²). Land use and cover for 2044 points to a scenario where the main land cover, in terms of representativeness, will still be the areas of Forest Formation

and Pasture. However, the notable increase in Pasture areas is a matter of concern, since it will occupy an area of 18.36% (773,907.00 km²) while the Forest Formation will occupy 73.91% (3,115,892.25 km²). The classes Annual and Perennial Culture and Mosaic of Agriculture and Pasture also stand out, because they will show reductions in 2044. The analysis made it possible to verify that the classes that suffered the most changes were Forest Formation and Pastures, followed by Annual and Perennial Culture and Mosaic of Agriculture and Pasture. The use and coverage of land in 2044 indicates that there will be a reduction in the Forest Formation due to the significant increase in the Pasture class. The simulations foreseen by this work are an important tool that can provide subsidies for territorial planning in the region, implementation of public policies and encouragement of best practices with reduced impact in pasture areas. The methodology used has the potential for use and adaptation to other biomes and other study areas.

Keywords: Land use, deforestation, rainforest, simulation.

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia representa a maior área de Floresta Tropical Úmida do Planeta, abriga 35% da floresta primária total da Terra e destaca-se por conter uma grande biodiversidade, além de influenciar o clima regional e global (MALHI et al., 2008; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010).

O bioma Amazônia está localizado nos trópicos, sendo que nesta região as trocas de energia, umidade e massa entre a superfície continental e a atmosfera são bastante intensas. Devido à essas características, este bioma fornece uma série de serviços ecossistêmicos essenciais como, manutenção da biodiversidade, armazenamento e absorção do excesso de carbono da atmosfera, transporte de gases traço, aerossóis e vapor d'água para outras regiões do país e, principalmente, a reciclagem de precipitação (SILVEIRA et al., 2017; FEARNSIDE, 2003; FEARNSIDE, 2005; ROCHA et al., 2004).

Diante da importância deste bioma e com base nas suas diversas funções ambientais, a Amazônia tem sido muito estudada para entender o seu comportamento frente à diversas perturbações, tornando-se um fator crucial para compreensão do clima.

O Brasil possui uma das maiores áreas de cobertura florestal do bioma Amazônia, entretanto, apresentam-se extensas áreas desmatadas, devido às atividades antrópicas que se desenvolveram de forma acelerada, como a extração madeireira, pecuária, queimadas e urbanização, emitindo, conseqüentemente, elevados teores de gases e aerossóis para atmosfera.

A acelerada mudança do uso e ocupação da terra é considerada como um dos principais fatores da alteração e declínio dos ecossistemas, bem como a decadência das condições ambientais, ocasionando efeitos em diversos níveis (CLERICI; PARACCHINI; MAES, 2014; STELLMES et al., 2013). Esta rápida mudança, por meio do desmatamento, resulta em perda de biodiversidade (DELAZERI, 2016), exposição do solo à erosão (SANTOS; SANTOS; FILHO, 2016), perda das funções da floresta na ciclagem d'água e armazenamento do carbono (SANTOS et al., 2017).

Assim, diante destas mudanças, compreender as transformações ocorridas no uso do solo, para entender melhor a estrutura e dinâmica recente das paisagens se torna essencial para a gestão da mesma. Neste contexto, as geotecnologias se enquadram como ferramentas fundamentais para este estudo. O uso associado das técnicas de Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e a

Modelagem do Ambiente Terrestre permitem a análise do comportamento de tais mudanças e a simulação de cenários futuros.

A modelagem é considerada umas das técnicas mais utilizadas para o estudo da dinâmica do sistema de cobertura da terra (VERBURG, 2006) com a utilização de modelos computacionais ou plataformas de detecção de mudança do tipo *Land Cover and Use Change* (LUCC). Estes modelos, procuram explicar as causas das mudanças além de prever onde, quando e como as mudanças ocorrerão e auxiliar no estabelecimento dos fatores associados a elas, nas projeções e na exploração de diferentes cenários (PONTIUS; CORNELL; HALL, 2001; VELDKAMP; VERBURG, 2004).

Neste sentido, a busca por técnicas de baixo custo, maior rapidez, boa precisão que compreendam extensas áreas, são fundamentais para o mapeamento e monitoramento do desmatamento e expansão de culturas agrícolas, que são os principais fatores responsáveis pela diminuição das florestas nativas ao longo do tempo.

Este estudo se difere de outros com temática similar, no sentido que não se têm um cenário futuro para uso e cobertura da terra que contemple todo o bioma Amazônia de forma espacializada, tendo como base análises do uso de cobertura da terra de forma precisa como o produto MapBiomas e que abrange um longo período de tempo para modelagem.

Diante do exposto, o conhecimento atual e antecipado das dinâmicas do uso e ocupação da terra se torna uma ferramenta essencial para planejamento de ocupação territorial e auxílio na implementação de políticas públicas e intervenções ambientais que visem preservação e conservação do bioma Amazônia.

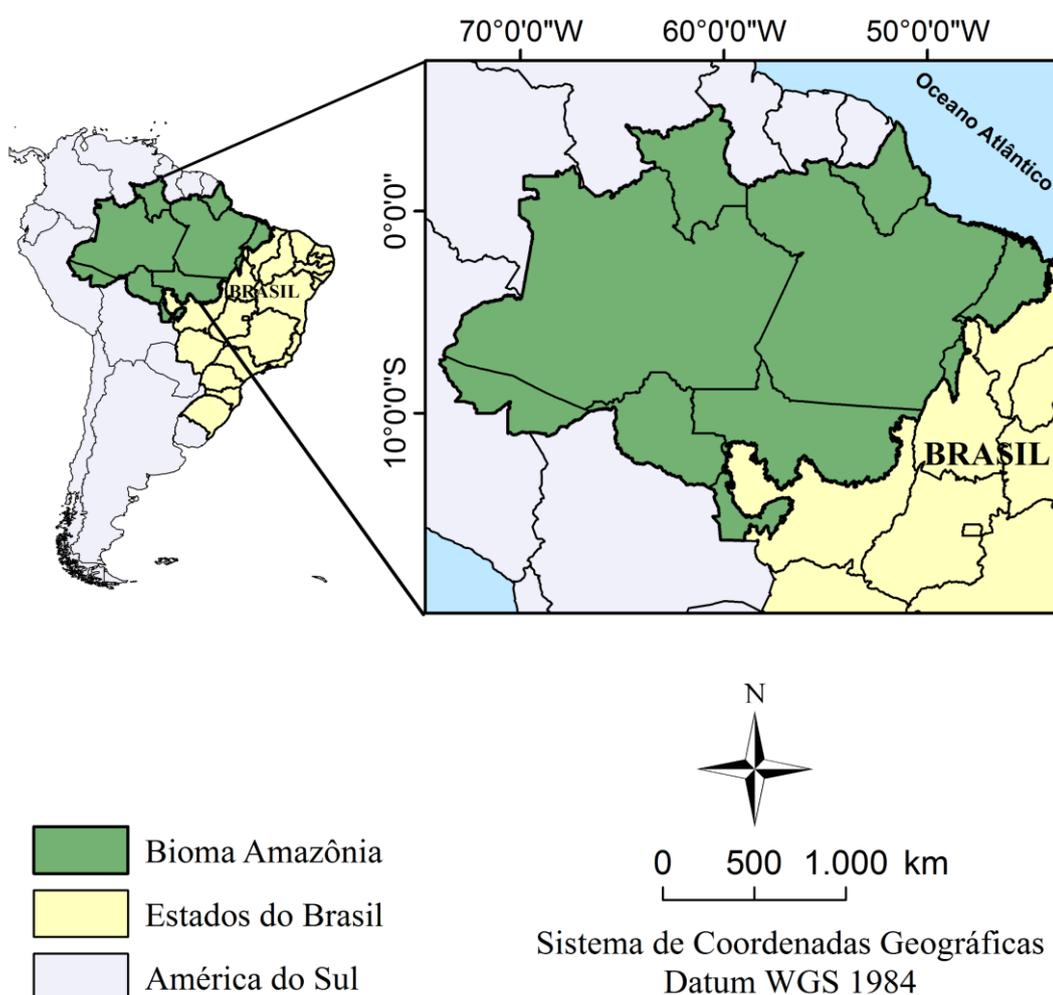
Objetivou-se então, analisar a dinâmica do uso e cobertura da terra ao longo do tempo por meio da modelagem espacial e projeção de cenário futuro para o bioma Amazônia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo refere-se ao Bioma Amazônia correspondente ao território brasileiro (Figura 1). Este é considerado o maior bioma do Brasil, com uma área de 4.196.943 km², representando cerca de 40% do território nacional e abrange nove estados: Amazonas, Pará, Mato Grosso, Acre, Rondônia, Roraima, Amapá, parte do Tocantins e parte do Maranhão (INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS, 2018). Destaca-se pela maior diversidade de espécies de plantas e de animais do planeta, com uma variedade genética ainda muito maior e pouco conhecida (MARCON et al., 2012).

Figura 1 – Bioma Amazônia correspondente ao território brasileiro



Fonte: a autora.

O bioma Amazônia é composto por um mosaico de ecossistemas condicionados à grande diversidade de relevos, climas, ciclos hidrológicos, índices pluviométricos, insolação e umidade (HIGUCHI; HIGUCHI, 2004). De acordo com as definições de Köppen (Köppen e Geiger, 1936), os climas da região Amazônica enquadram-se em: a) equatorial chuvoso (Af), b) tropical de monção (Am) e c) tropical seco e úmido (Aw) (CERQUEIRA, 2006).

A vegetação predominante do bioma Amazônia é a Floresta Ombrófila Densa, que corresponde a 41,67% da área. Aproximadamente 12,47% do Bioma Amazônia foi alterado por ação humana, sendo que 2,97% encontram-se em recuperação (vegetação secundária) e 9,50% encontram-se com uso agrícola ou pecuária (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2016). As unidades de conservação neste bioma representam uma área de aproximadamente 26% do total, onde 10% corresponde a área de proteção integral e 16% de uso sustentável (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017).

2.2 BANCO DE DADOS

2.2.1 Uso e cobertura da terra

Para análise das mudanças do uso e cobertura da terra, foi utilizado o uso e cobertura da terra proveniente do MapBiomas, referentes aos anos 1985, 2014 e 2017, coleção 3.0, com resolução espacial de 30 m e resolução temporal anual. As imagens foram exportadas a partir da plataforma em nuvem *Google Earth Engine* e projetadas para o sistema de projeção Cônica Equivalente de Albers, utilizando o *software ArcGIS 10.3*.

O MapBiomas é um conjunto de dados que descreve a dinâmica anual da cobertura e uso da terra nos biomas brasileiros e todos os mapas anuais são produzidos a partir da classificação *pixel a pixel* de imagens dos satélites Landsat. Todo processo é feito com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) através da plataforma *Google Earth Engine* que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem (ANDERSON et al., 2018; MAPBIOMAS, 2018).

A escolha do ano 1985 decorre das características do tipo de satélite, onde a partir deste período o satélite Landsat entrou em operação, o ano de 2014 por ser

considerado adequado para a análise das mudanças abrangendo grande parte do período a ser estudado e 2017 por ser o período mais atual neste estudo. A escolha da utilização do produto MapBiomas refere-se à sua disponibilidade, acessibilidade e aplicabilidade com os dados pré-classificados e devido ao longo período de tempo estudado.

2.2.2 Rodovias

Para representar a distância de um determinado impacto na simulação do cenário futuro, foi utilizado a variável explanatória rodovias (variável de incentivo às mudanças). As informações referentes a rodovias foram provenientes do *Open Street Map*. Aplicou-se um buffer de 250 m para ficar com a largura de 500 m e para possuir a mesma escala do pixel da imagem do uso e cobertura da terra.

2.2.3 Unidades de conservação

Para inclusão de variáveis restritivas às mudanças foram utilizados mapas com as localizações das Unidades de Conservação da esfera Federal obtidos no sítio Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO).

2.2.4 Dados altimétricos e de declividade

Foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) para obtenção da altimetria e declividade da área de estudo. O MDE foi oriundo do radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com uma resolução espacial de 30 m. Essas imagens matriciais foram disponibilizadas pelo Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da UFRGS e Weber; Hasenack; Ferreira (2004), onde seu processamento envolveu o preenchimento de falhas existentes nos dados originais através de interpolação e conversão para valores inteiros.

2.2.5 Imagens de precipitação pluviométrica

Os dados de precipitação foram provenientes do projeto *Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2* (MERRA-2) para

2017, disponibilizado pelo site da NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). O MERRA-2 é uma reanálise atmosférica da era moderna de satélites, que fornece imagens desde 1980 até o presente, produzida pelo grupo de modelagem numérica e de assimilação de dados da NASA, e que segue o projeto original, a reanálise MERRA (RIENECKER et al., 2011).

O MERRA-2 foi produzida com a versão 5.12.4 do sistema de assimilação de dados atmosféricos *Goddard Earth Observing System* (GEOS-5.12.4), os quais possuem componentes-chave do sistema o modelo atmosférico GEOS-5 (RIENECKER et al., 2008) e o sistema de análise *Gridpoint Statistical Interpolation* (GSI) (WU; PURSER; PARRISH, 2002). A resolução da reanálise é $0,5^\circ \times 0,625^\circ$ em latitude e longitude, respectivamente e foi obtida em mm/mês.

Assim, foram utilizadas imagens mensais, compondo então uma única imagem de precipitação anual para o ano de 2017.

2.3 PRÉ-PROCESSAMENTO DAS IMAGENS

Todas as imagens que compõe o banco de dados foram projetadas para o sistema de projeção Cônica Equivalente de Albers, com finalidade de preservar as áreas e diminuir as distorções. Em seguida as imagens foram padronizadas e reamostradas para resolução espacial de 500 m. Esse processamento foi realizado no aplicativo computacional *ArcGIS* 10.3.

Antes das imagens serem inseridas no módulo de análise de mudanças *Land Change Modeler* (LCM), acoplado ao software *TerrSet* 18.0, as mesmas foram convertidas para o formato “.rst” por meio do aplicativo computacional *SAGA* 2.2.8.

Dessa forma, a dinâmica das mudanças no uso e cobertura da terra foram geradas por meio do módulo LCM, o qual foi possível obter mapas referentes a perdas, ganhos, variação líquida, troca entre as classes, mapa de persistência e simulação de cenários futuros.

A escolha do LCM está relacionada a interface simples e implementada em ambiente SIG, permitindo trabalhar com levantamentos de cobertura da terra oriundos de imagens de média a alta resolução espacial, possibilitando, incorporar inúmeras variáveis condicionantes aos padrões de uso e cobertura da terra.

2.4 DINÂMICA DAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

2.4.1 Análise da mudança no uso e ocupação da terra

A análise da mudança da cobertura da terra foi realizada com base nos mapas de uso e cobertura da terra para os dois períodos, 1985 e 2014 que se referem ao período de calibração da modelagem. As classes de uso e cobertura da terra foram calculadas em quilômetros quadrados e a partir destas foi possível saber qual classe de cobertura é mais representativa. Foi utilizada a função *Trend Spacial* a fim de obter a tendência espacial dos mapas de mudança, sendo esta baseada em um parâmetro polinomial de terceira ordem. Os valores mais baixos ou mais altos resultantes dessa interpolação indicam menos ou mais alterações (MISHRA et al., 2018).

2.4.2 Calibração e validação do submodelo de transição potencial

2.4.2.1 Definição das transições de interesse

Com base no conhecimento prévio da dinâmica da área de estudo, foram escolhidas as seguintes transições de interesse para construção do submodelo de transições potenciais: Formação Florestal para Pastagem, Formação Florestal para Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem para Pastagem, Mosaico de Agricultura e Pastagem para Cultura Anual e Perene, Outra Formação Natural não Florestal para Mosaico de Agricultura e Pastagem e Pastagem para Cultura Anual e Perene.

2.4.2.2 Teste e seleção das variáveis explanatórias

Após a definição das transições de interesse, foram testadas e selecionadas as variáveis explanatórias das mudanças relacionadas a fatores físicos e socioeconômicos (Tabela 1), para entrada e calibração do submodelo de transição potencial. Para esta etapa foi utilizado o teste de Cramer-V, disponibilizado pelo LCM. Foram selecionadas as variáveis com valores de Cramer-V superiores a 0,15, pois geralmente é somente a partir deste valor que passa a existir uma relação significativa entre a mudança de cobertura e a variável explanatória (EASTMAN, 2009).

Tabela 1 – Variáveis explanatórias testadas para validação e calibração do submodelo de transição potencial

| Variáveis Explanatórias | Unidade |
|--|----------------|
| Altitude | m |
| Declividade | % |
| Precipitação Média Anual | mm |
| Distância de Rodovias | m |
| Distância dos Cursos d'água | m |
| Distância de Infraestrutura Urbana | m |
| Distância de Pastagem | m |
| Distância de Cultura Anual e Perene | m |
| Distância de Cultura Semi-Perene | m |
| Distância de Mosaico de Agricultura e Pastagem | m |
| Distância de Mineração | m |
| Distância de Unidades de Conservação | m |
| Distância de Áreas de Mudanças | m |

Fonte: a autora.

2.4.2.3 Modelagem das transições potenciais

Após a seleção das transições de interesse e das variáveis explanatórias, cada transição foi modelada por meio do modelo baseado em Rede Neural de Percepção Multicamada (MLPNN), no módulo LCM, gerando assim um mapa de potencial para cada transição. A escolha da MLPNN neste trabalho se deve a capacidade de modelar todas as transições de uma só vez e a capacidade de modelar as relações entre as variáveis não-lineares, sendo esta a mais robusta entre os 12 diferentes procedimentos de transição potencial de modelagem (EASTMAN, 2009).

Após a modelagem foi gerado um mapa de transição potencial que representou a probabilidade de mudança para cada célula das transições de interesse, com valores entre 0 e 1, onde valores próximos a zero representam baixa probabilidade de mudança e valores próximos a 1 representam maior potencial de mudança. Essa probabilidade foi utilizada para a realização da alocação de mudanças.

2.4.3 Modelagem das mudanças da cobertura da terra

2.4.3.1 Validação da simulação de mudanças na cobertura da terra

A validação da simulação da cobertura da terra foi realizada a partir da comparação dos mapas de cobertura da terra mapeado e simulado referente ao ano

de 2017. Para a validação foi utilizada a ferramenta *Minus* e como medida adicional foi utilizada proposta metodológica de Pontius Junior; Huffaker; Denman (2004) por meio da função *Validate* do próprio Terrset.

O operador *Minus* subtrai as imagens matriciais, o qual resulta na diferença entre os produtos e, em seguida, foi possível identificar e classificar os *pixels* das imagens com acertos (valores iguais à zero) e os erros (valores diferentes de zero).

A proposta de Pontius Junior; Huffaker; Denman (2004) fornece informações sobre o quanto um par de mapas coincide, em termos da quantidade de pixels e da localização dos pixels em cada categoria (EASTMAN, 2009), em que foram analisados os seguintes índices resultantes: acordo de quantidade – $N(m)$, acordo padrão – $M(m)$ e acordo com localização ajustada – $P(m)$, além do Kappa padrão - $K_{standard}$, o Kappa *for no information*- K_{no} e o Kappa para localização- $K_{location}$. Um valor igual ou superior a 0,80 é considerado forte e é razoável fazer projeções futuras plausíveis (MUNTHALI et al., 2020).

2.4.3.2 Inclusão de áreas com restrições à mudança

Foi incluído um mapa com restrição, onde valores com valor 0 no mapa representam restrições absolutas e mapas com valor 1 indicam que não possuem restrições, ou seja, não possuem nenhum efeito no processo de modelagem (ausência de impactos). Valores menores que 1 e acima de zero atuarão como desincentivos enquanto que valores maiores que 1 atuarão como incentivo (PAVÃO, 2017). Dessa forma para as Unidades de Conservação foram adicionados o multiplicador 0,001 (LUIZ, 2014), representando pequena possibilidade de mudança nestas áreas (PAVÃO, 2017).

2.4.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura

A determinação da quantidade de mudanças que ocorrerá em uma data futura foi obtida por meio do processo de predição Cadeia de *Markov*, onde tem-se como base a utilização de um mapa de uso e cobertura da terra mais antigo e outro mais recente. Este procedimento quantificou a mudança de uso e cobertura da terra que irá ocorrer baseado na projeção dos potenciais de transição futura gerando assim um arquivo de probabilidade de transição para cada categoria.

Dessa forma, a modelagem do uso e cobertura da terra foi obtida a partir da comparação da cobertura da terra entre os anos 1985 e 2014. Com base nestes dados foram realizadas simulações para os anos 2017 e 2044. A simulação para 2017 foi utilizada para calibração e validação do modelo e a simulação para o ano 2044 representa os próximos 30 anos a partir de 2014, sendo que esta simulação foi realizada após a calibração do modelo. É importante destacar que a simulação do uso e cobertura da terra foi baseada no pressuposto de que as condições de mudanças no uso e ocupação da terra observadas entre 1985 e 2014 irão realmente permanecer.

A etapa alocação da mudança para 2017 foi realizada por meio da opção *hard prediction*, indicando para cada célula qual será o uso e cobertura da terra no tempo futuro. Essa simulação foi realizada a partir da interação entre a matriz de transição (obtida por meio da Cadeia de *Markov*) e as transições potenciais mapeadas para cada *pixel* (obtidas na construção do submodelo de transição potencial).

Para o ano de 2044, foi utilizado as duas simulações, *hard prediction* e *soft prediction*. O método *hard prediction* é uma projeção para um cenário específico resultando em um mapa de uso e ocupação da terra com as mesmas categorias de entrada (CLARK LABS, 2016). No método *soft prediction* é feita a caracterização do *pixel* quanto a maior probabilidade de mudança (EASTMAN, 2009), onde o resultado suavizado representa a vulnerabilidade à mudança, criando uma classificação das áreas menos propensas às mais propensas à mudança que variam em uma escala de 0 a 100% (Tabela 2), conforme Luiz (2014).

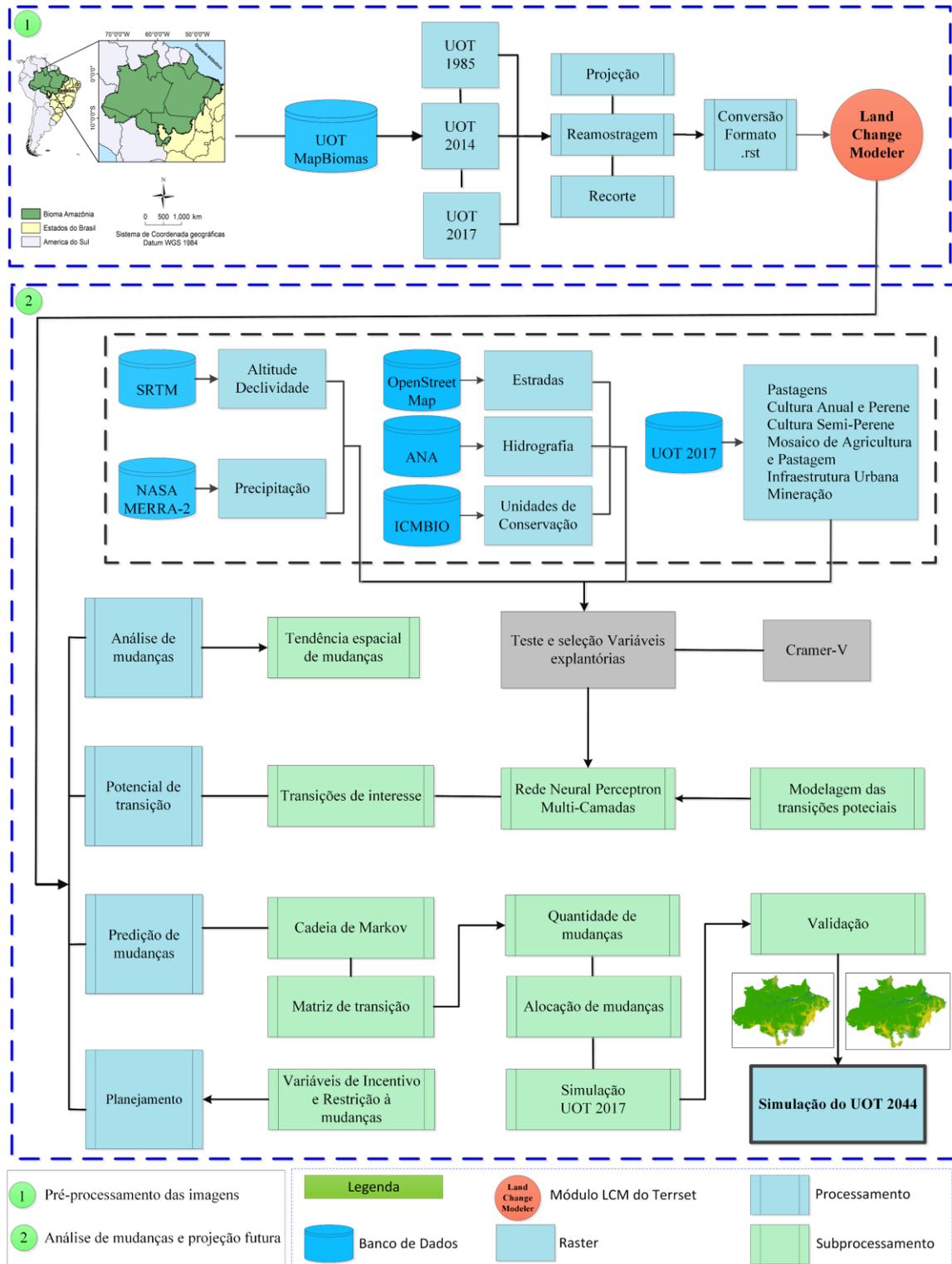
Tabela 2 – Classes de vulnerabilidade à mudança

| Percentual de Vulnerabilidade à Mudança | Vulnerabilidade à Mudança |
|--|---------------------------------------|
| 0% | Não haverá mudança |
| 0 – 5% | Muito baixa vulnerabilidade à mudança |
| 5 – 15% | Baixa vulnerabilidade à mudança |
| 15 – 50% | Média vulnerabilidade à mudança |
| 50 – 80% | Alta vulnerabilidade à mudança |
| 80 – 100% | Muito alta vulnerabilidade à mudança |

Fonte: Luiz (2014); adaptado pela autora.

A Figura 2 simplifica as etapas metodológicas necessárias para desenvolvimento desta pesquisa conforme descritas acima.

Figura 2 – Fluxograma simplificado referente às etapas metodológicas desta pesquisa



Em que: UOT- Uso e Ocupação da Terra; SRTM - Shuttle Radar Topography Mission, NASA - National Aeronautics and Space Administration; MERRA-2 - Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2; ANA - Agência Nacional de Águas; ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

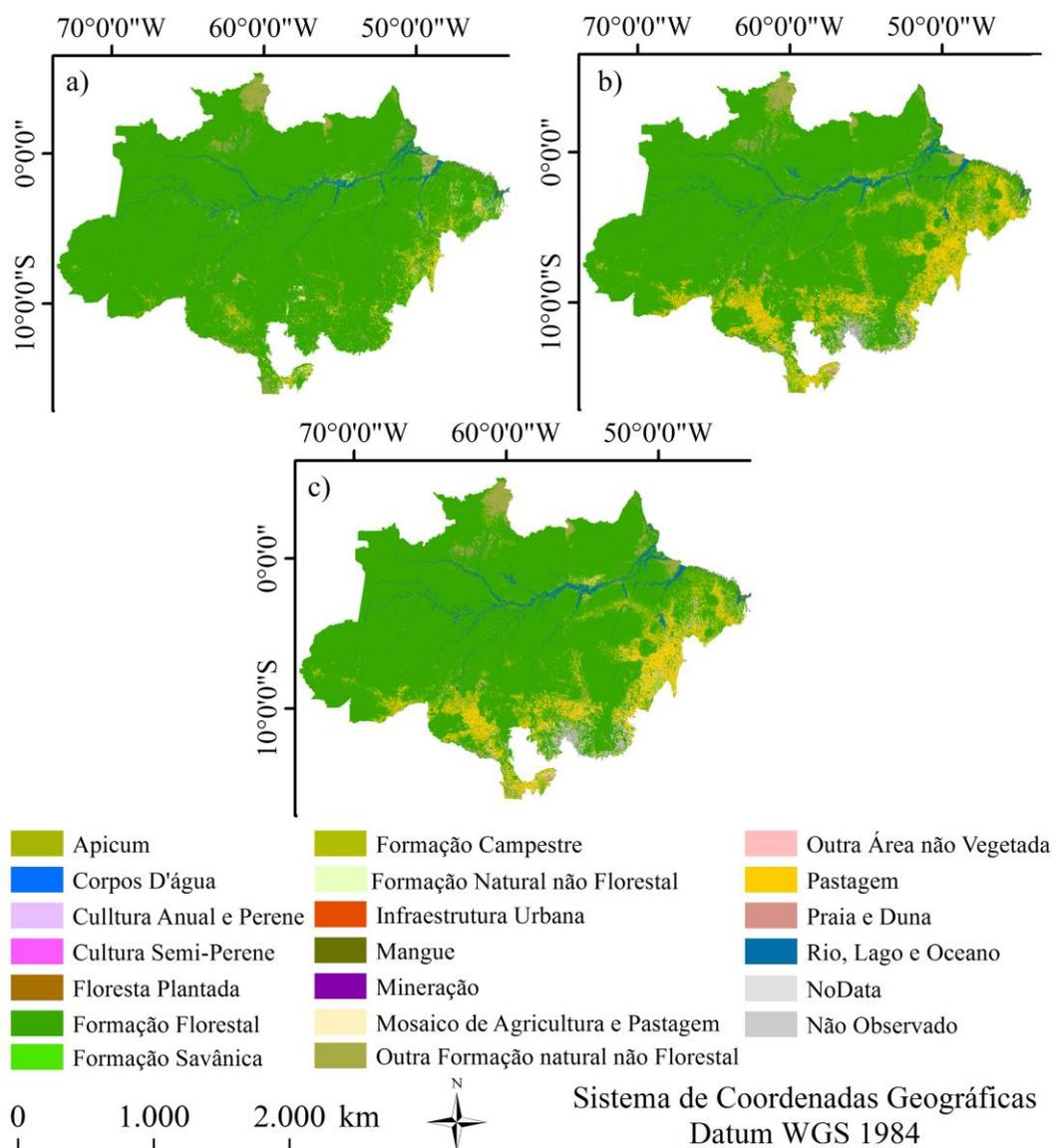
Fonte: a autora.

3 RESULTADOS

3.1 Mapeamento do uso e ocupação da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017

O mapeamento do uso e ocupação da terra do bioma Amazônia para o ano de 1985, 2014 e 2017 é apresentada na Figuras 3 e as quantificações em quilômetros quadrados e percentuais em relação à área de estudo são apresentadas na Tabela 3.

Figura 3 – Uso e ocupação da terra em 1985 (a), 2014 (b) e 2017(c)



Fonte: a autora.

Ao analisar os três cenários, percebe-se visualmente que de forma geral a classe Formação Florestal ocupa maior extensão territorial, porém com o passar dos anos esta classe reduziu concomitante ao aumento das áreas de Pastagem.

Tabela 3 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra dos anos de 1985, 2014 e 2017

| Classes | 1985 | | 2014 | | 2017 | |
|--------------------------------------|------------------------|------------|------------------------|------------|------------------------|------------|
| | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % |
| Formação Florestal | 3.844.800,75 | 91,20 | 3.452.129,25 | 81,89 | 3.482.721,50 | 82,61 |
| Formação Savânica | 4.708,50 | 0,11 | 4.804,50 | 0,11 | 3.060,25 | 0,07 |
| Mangue | 7.234,25 | 0,17 | 7.510,25 | 0,18 | 6.827,50 | 0,16 |
| Floresta Plantada | 25,00 | 0,00 | 305,25 | 0,01 | 438,00 | 0,01 |
| Formação Natural Não Florestal | 0,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Formação Campestre | 3.340,75 | 0,08 | 5.573,75 | 0,13 | 3.574,25 | 0,08 |
| Apicum | 139,25 | 0,00 | 283,00 | 0,01 | 401,75 | 0,01 |
| Outra Formação Natural Não Florestal | 117.054,50 | 2,78 | 110.970,75 | 2,63 | 114.915,75 | 2,73 |
| Pastagem | 71.046,50 | 1,69 | 437.670,00 | 10,38 | 375.159,50 | 8,90 |
| Cultura Anual e Perene | 793,25 | 0,02 | 41.232,50 | 0,98 | 44.500,50 | 1,06 |
| Cultura Semi-Perene | 0,00 | 0,00 | 709,00 | 0,02 | 608,75 | 0,01 |
| Mosaico de Agricultura e Pastagem | 58.849,75 | 1,40 | 33.311,75 | 0,79 | 69.413,25 | 1,65 |
| Infraestrutura urbana | 1.939,75 | 0,05 | 2.798,50 | 0,07 | 2.781,25 | 0,07 |
| Mineração | 13,25 | 0,00 | 119,00 | 0,00 | 146,75 | 0,00 |
| Praia e Duna | 31,00 | 0,00 | 53,50 | 0,00 | 43,00 | 0,00 |
| Outra Área Não Vegetada | 6.299,25 | 0,15 | 3.079,25 | 0,07 | 3.316,50 | 0,08 |
| Corpos D'água | 6,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,25 | 0,00 |
| Rio, Lago e Oceano | 99.112,25 | 2,35 | 114.814,50 | 2,72 | 107.465,25 | 2,55 |
| Não Observado | 53,75 | 0,00 | 160,75 | 0,00 | 57,75 | 0,00 |
| NoData | 195,00 | 0,00 | 117,75 | 0,00 | 203,50 | 0,00 |
| Soma | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 |

Fonte: a autora.

De acordo com os resultados da Figura 3 e da Tabela 2, a classe de uso e cobertura da terra predominante na área de estudo é representada pela Formação Florestal para os três períodos analisados. Em 1985, essa categoria possuía uma área de 3.844.800,75 km² (91,20%), em 2014, houve redução desta para 3.452.129,25 km² (81,89%). Em 2017 houve aumento de 0,72% representando uma área de 3.482.721,50 km² (82,61%).

A classe pastagem, em 1985 apresentava uma área de 71.046,50 km² (1,69%) e, em 2014, houve aumento expressivo para 437.670,00 km² (10,38%) e, em 2017, houve uma pequena redução para 375.159,50 km² (8,90%).

De forma geral, em 1985, as classes Outra Formação Natural Não Florestal (2,78%), Mosaico de Agricultura e Pastagem (1,40%), Rio, Lago e Oceano (2,35%) também se destacaram em relação as suas extensões territoriais, onde ao comparar com os demais anos as mesmas variaram ao longo do tempo, apresentando reduções em 2014 e em seguida, aumento em 2017, exceto a classe Rio, Lago e Oceano que apresentou acréscimo em 2014 e redução 2017, sendo que esta última variação ainda apresenta uma área maior em 1985. As demais classes apresentaram extensões em área entre 0% e 0,17% em 1985, 0% e 0,98% em 2014 e 0% e 0,16% em 2017.

As classes antrópicas como Cultura Anual e Perene e Mineração, também se destacam, pois aumentaram continuamente de 793,25 km² (0,02%) para 44.500,50km² (1,06%) e de 13,25 km² (0,00%) para 146,75 km² (0,00%), respectivamente. A classe Cultura Semi-Perene não apresentou indícios em 1985, mas, em 2014, apresentou uma área de 709,00 km² (0,02%) e, em 2017, houve uma pequena redução, com 608,75 km² (0,01%). A classe Infraestrutura urbana apresentou, em 1985, uma área equivalente a 1.939,75 km² (0,05%), em 2014 houve um aumento para 2.798,50 km² (0,07) e, em 2017, teve uma pequena redução para 2.781,25 km², mas permanecendo ainda com um percentual de 0,07% em área.

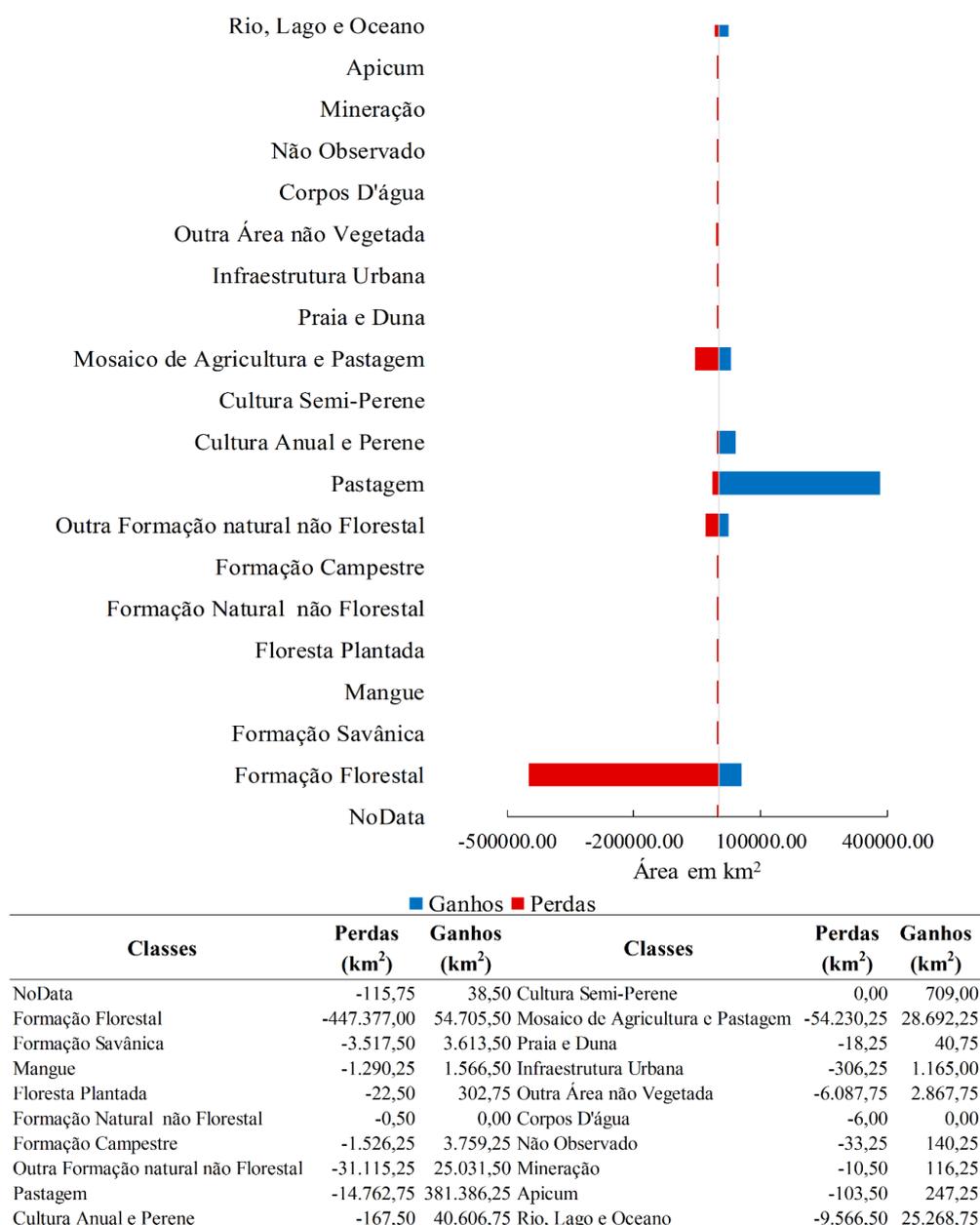
3.2 Análise gráfica e tabular de mudanças entre os anos 1985 e 2014

3.2.1 Ganhos e perdas por categoria

A Figura 4 representa os ganhos e perdas de cada classe no período analisado. Os resultados demonstram que as classes que apresentaram maior incremento de área é representada pela classe Pastagem com 381.386,25 km²,

enquanto a que apresentou maior perda em área foi a classe Formação Florestal, reduzindo 447.377 km². A classe Mosaico de Agricultura e Pastagem reduziu 54.230,25 km² e houve acréscimo de 28.692,25 km². A classe Outra Formação natural não Florestal reduziu 31.115,25 km² e aumentou 25.031,50 km² e a classe Cultura Anual e Perene apresentou redução de 167,5 km² e um expressivo aumento de 40.606,75 km² em área. A classe Rio, Lago e Oceano reduziu 9.566,5 km² e aumentou 25.268,75 km². As demais classes apresentaram pequenas variações de ganho e perda de área.

Figura 4 – Ganhos e perdas por categoria entre 1985 a 2014

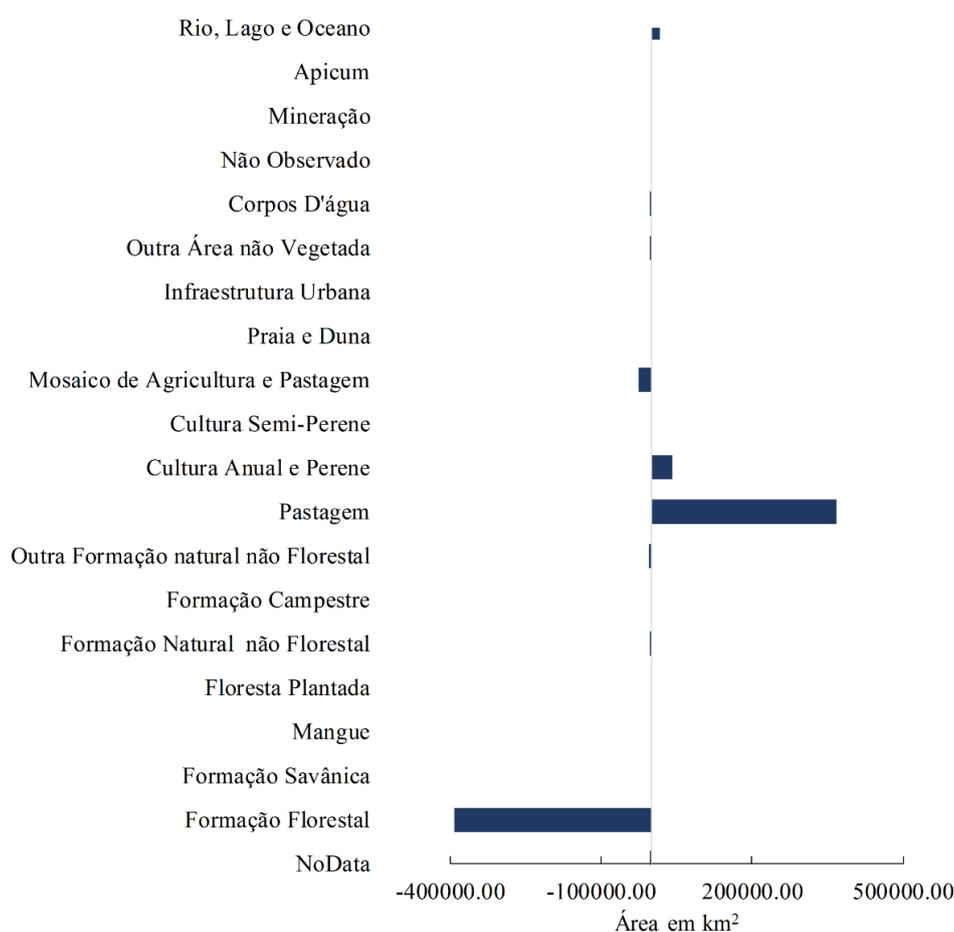


Fonte: a autora.

3.2.2 Variação líquida por categoria

A variação líquida para cada classe de uso do solo é apresentada na Figura 5. As classes que apresentaram maiores variações líquidas foram as classes Formação Florestal (-392.671,50 km²) e Pastagem (366.623,50 km²), seguidas das classes Cultura Anual e Perene (40439,25 km²), Mosaico de Agricultura e Pastagem (-25.538,00 km²) e Rio, Lago e Oceano (15.702,25 km²). As demais classes também apresentaram pequenas variações.

Figura 5 – Variação líquida por categoria entre 1985 a 2014

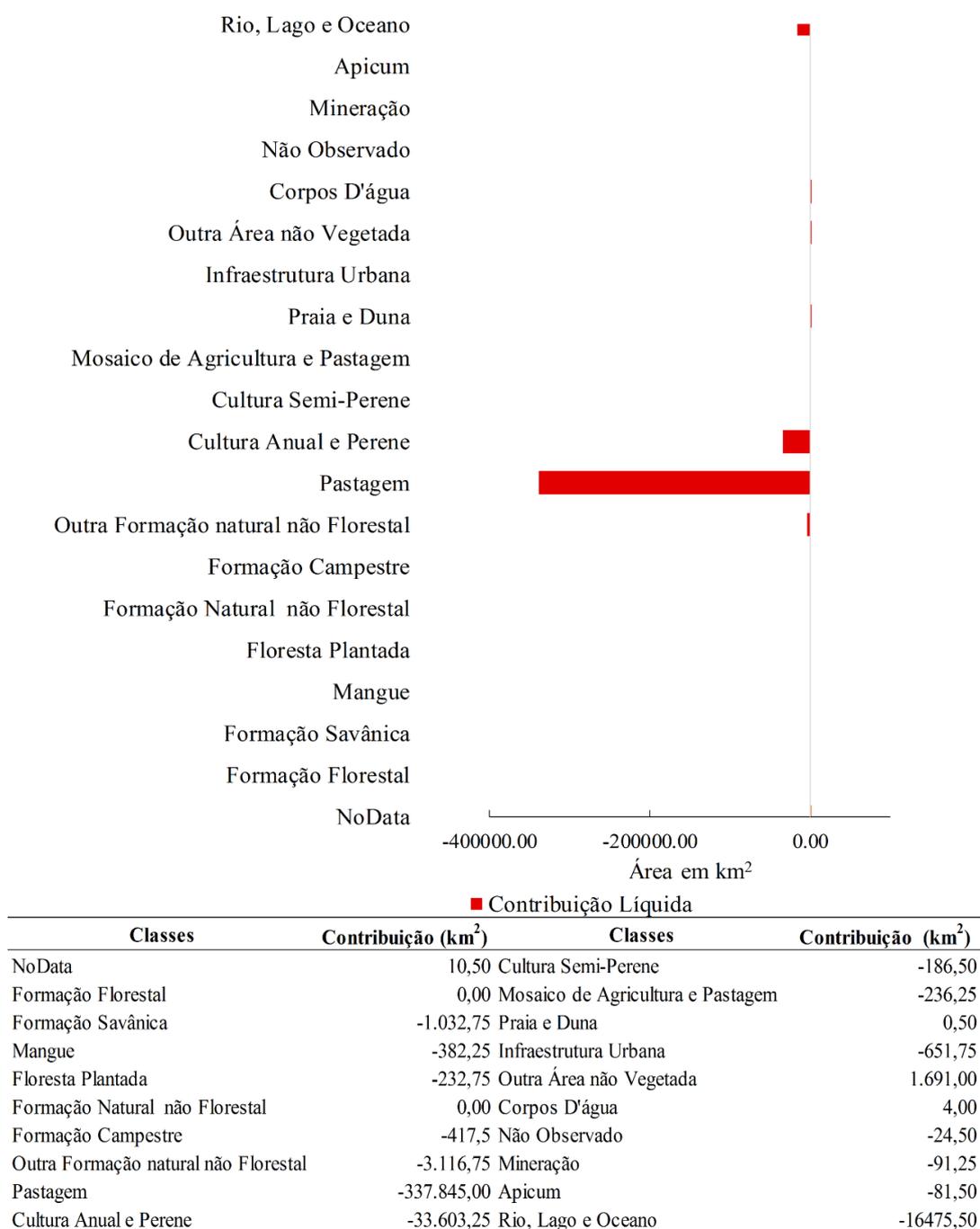


| Classes | Variação (km ²) | Classes | Variação (km ²) |
|--------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|
| NoData | -77,25 | Cultura Semi-Perene | 709,00 |
| Formação Florestal | -392.671,50 | Mosaico de Agricultura e Pastagem | -25.538,00 |
| Formação Savânica | 96,00 | Praia e Duna | 22,50 |
| Mangue | 276,00 | Infraestrutura Urbana | 858,75 |
| Floresta Plantada | 280,25 | Outra Área não Vegetada | -3.220,00 |
| Formação Natural não Florestal | -0,50 | Corpos D'água | -6,00 |
| Formação Campestre | 2.233,00 | Não Observado | 107,00 |
| Outra Formação natural não Florestal | -6.083,75 | Mineração | 105,75 |
| Pastagem | 366.623,50 | Apicum | 143,75 |
| Cultura Anual e Perene | 40.439,25 | Rio, Lago e Oceano | 15.702,25 |

Fonte: a autora.

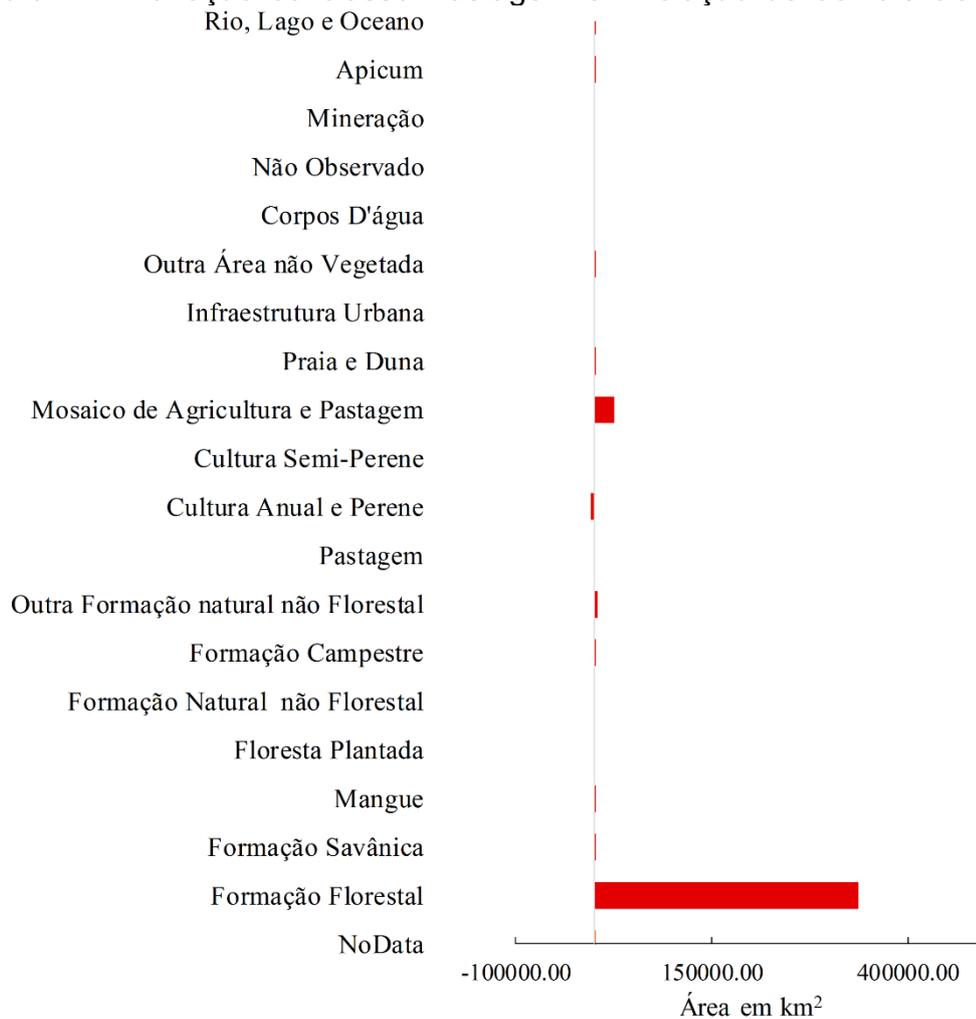
Como as classes Formação Florestal e Pastagem apresentaram as maiores variações líquidas, os resultados serão mais concentrados nessas classes. Assim variação da classe Formação Florestal e da classe Pastagem em relação às demais classes são demonstradas nas Figuras 6 e 7.

Figura 6 – Variação da classe Formação Florestal em relação às demais classes



Fonte: a autora.

Figura 7 – Variação da classe Pastagem em relação às demais classes



| ■ Contribuição Líquida | | | |
|--------------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|
| Classes | Contribuição (km ²) | Classes | Contribuição (km ²) |
| NoData | 7,00 | Cultura Semi-Perene | -321,75 |
| Formação Florestal | 337.845,00 | Mosaico de Agricultura e Pastagem | 26.178,25 |
| Formação Savânica | 1.229,50 | Praia e Duna | 0,50 |
| Mangue | 12,25 | Infraestrutura Urbana | -61,50 |
| Floresta Plantada | -21,75 | Outra Área não Vegetada | 1.188,75 |
| Formação Natural não Florestal | 0,00 | Corpos D'água | 0,00 |
| Formação Campestre | 406,25 | Não Observado | 0,00 |
| Outra Formação natural não Florestal | 3.553,50 | Mineração | -0,75 |
| Pastagem | 0,00 | Apicum | 0,50 |
| Cultura Anual e Perene | -3.873,25 | Rio, Lago e Oceano | 481,00 |

Fonte: a autora.

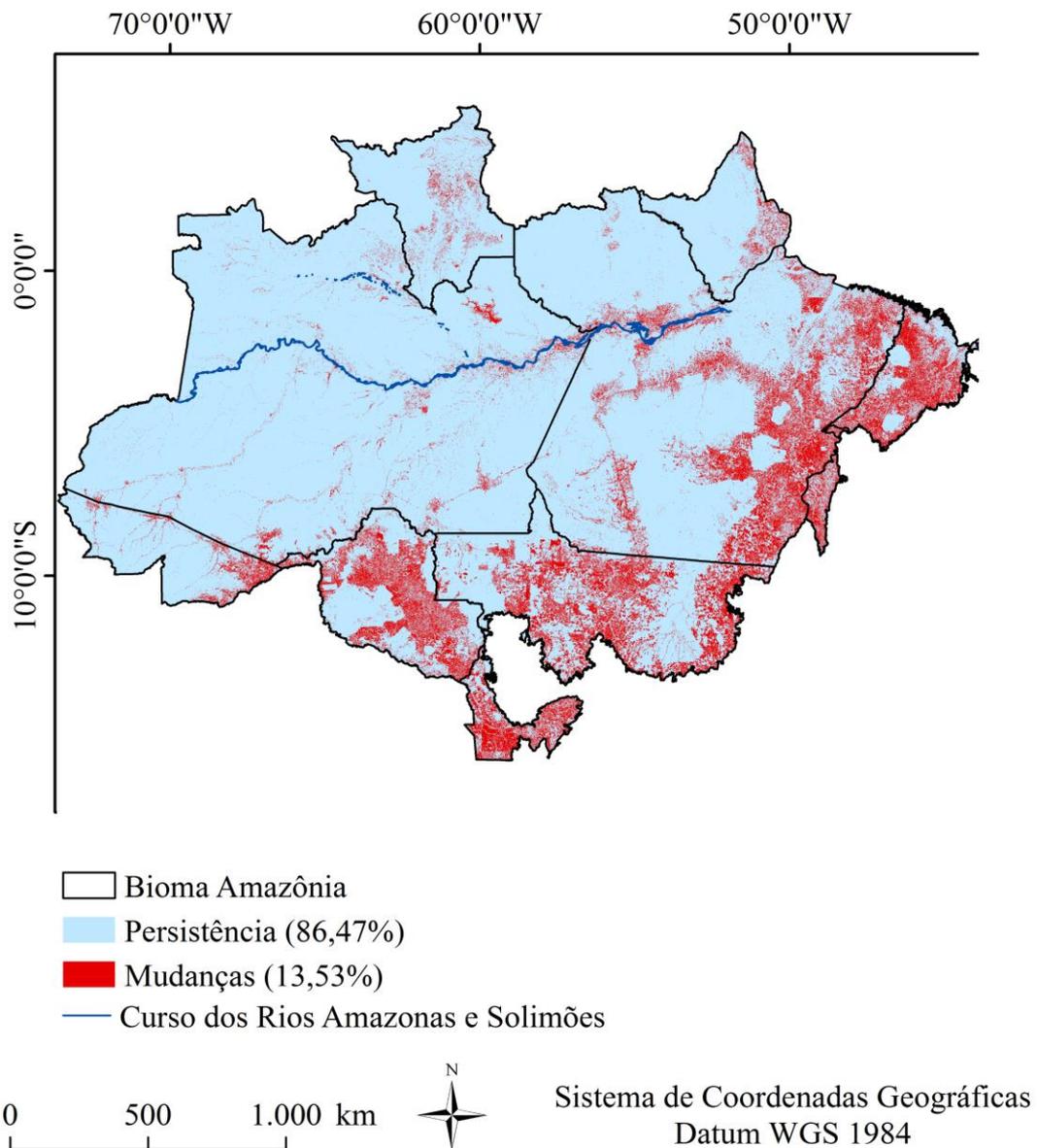
Na figura 6, verificou-se que a Formação Florestal perdeu 337.845,00 km² para áreas de Pastagem, 33.603,25 km² para Cultura Anual e Perene e 16.475,50 km² para Rio, Lago e Oceano. As outras classes pouco contribuíram para a redução e aumento da Formação florestal. Em relação a Figura 7, a Pastagem perdeu 3.873,25 km² para Cultura Anual e Perene, e ganhou 337.845,00 km² das

áreas de Formação Florestal e 26.178,25 km² das áreas de Mosaico de Agricultura e Pastagem.

3.3 Análise da mudança no uso e cobertura da terra

As áreas onde ocorream mudanças de classes de uso e ocupação da terra entre 1985 a 2014 é representado na Figura 8.

Figura 8 – Áreas de mudanças de classes de uso e ocupação da terra no bioma Amazônia entre 1985 a 2014



Fonte: a autora.

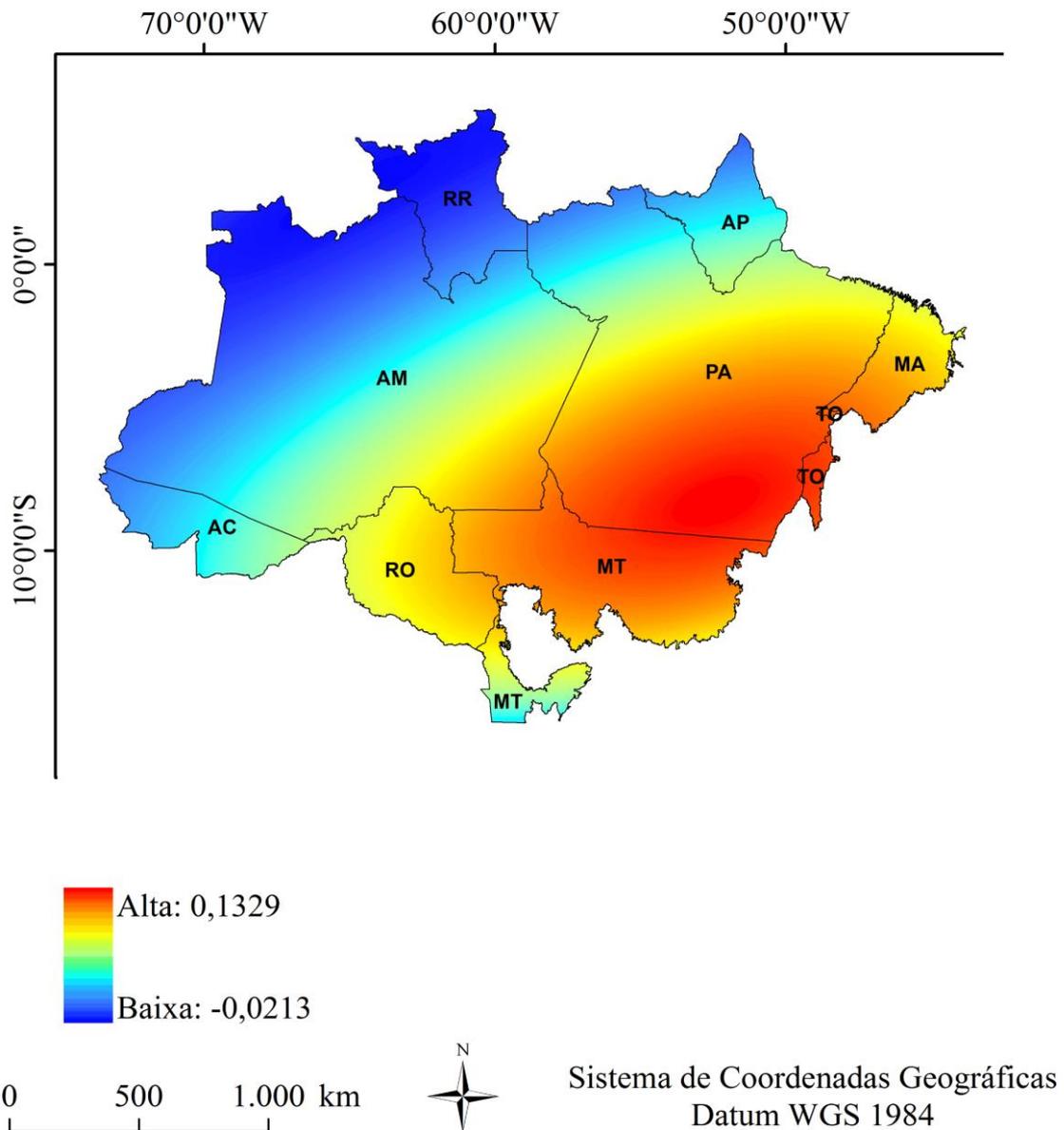
As áreas em que ocorreram persistência das classes correspondem a 86,47% da área de estudo, o que equivale a 3.645.436,75 km², e as áreas em que ocorreram mudanças correspondem 13,53%, representando 570.206,50 km². Mesmo o percentual de mudanças apresentando um valor menor que o percentual de persistência, estes resultados demonstram uma grande variação no uso e cobertura da terra, visto que, qualquer alteração mínima no percentual representa grandes áreas associada a grande extensão territorial do bioma.

Verifica-se, então, de forma geral, que as mudanças não foram bastante difusas, tendo ocorrido principalmente na região sul e oeste do bioma e próximo aos rios Amazonas e Solimões (Figura 8).

Considerando a dinâmica das mudanças em que houve maior variação líquida e conseqüentemente maior mudança de classe, a Figura 9 representa a tendência espacial de mudança da classe Formação Florestal para Pastagem. Conforme a observado nesta figura, os tons de vermelho representam as áreas com maior tendência a sofrer mudanças e as áreas em tons de azul as menores tendências.

Fica evidente que a direção em que ocorreu os menores valores para os maiores valores de mudanças foram no sentido noroeste-oeste-norte para o sentido sul-sudeste-leste. Esse resultado pode ser igualmente observado na análise visual dos mapas das áreas de mudança na Figura 8.

Figura 9 – Tendência de mudanças de Formação Florestal para Pastagem entre 1985 a 2014



Fonte: a autora.

3.4 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial

3.4.1 Teste e seleção das variáveis explanatórias

O teste e seleção das variáveis explanatórias relacionadas às mudanças da cobertura da terra são apresentados na Tabela 4, com os respectivos valores do

teste Cramer-V. Todas as variáveis foram selecionadas, com exceção das variáveis Distâncias de Cultura Anual e Perene e Distância de Cultura Semi-Perene. Apesar destas apresentarem valores acima de 0,15, foi verificado que após vários testes, a exclusão das mesmas aumentou o desempenho da modelagem da Rede neural MLP.

As variáveis com os maiores valores de Cramer-V são a Precipitação Média Anual (0,3056), a Declividade (0,3021) e a Altitude (0,3015), seguido de Distância das áreas de mudanças (0,2597) e Distância Mosaico de Agricultura e Pastagem (0,2517).

Tabela 4 – Teste e seleção das variáveis explanatórias para inclusão no sub-modelo de transição potencial

| Variáveis Explanatórias | Unidade | Cramer-V | Status de seleção |
|--|---------|----------|-------------------|
| Altitude | m | 0,3015 | Selecionada |
| Declividade | % | 0,3021 | Selecionada |
| Precipitação Média Anual | mm | 0,3056 | Selecionada |
| Distância de Rodovias | m | 0,2142 | Selecionada |
| Distância dos Cursos d'água | m | 0,2467 | Selecionada |
| Distância de Infraestrutura Urbana | m | 0,2361 | Selecionada |
| Distância de Pastagem | m | 0,2214 | Selecionada |
| Distância de Cultura Anual e Perene | m | 0,1601 | *Não Selecionada |
| Distância de Cultura Semi-Perene | m | 0,1561 | *Não Selecionada |
| Distância de Mosaico de Agricultura e Pastagem | m | 0,2517 | Selecionada |
| Distância de Mineração | m | 0,1604 | Selecionada |
| Distância de unidades de conservação | m | 0,2159 | Selecionada |
| Distância de áreas de mudanças | m | 0,2597 | Selecionada |

Em que: * = variável excluída do modelo com o objetivo de melhorar o desempenho da modelagem da Rede Neural.

Fonte: a autora

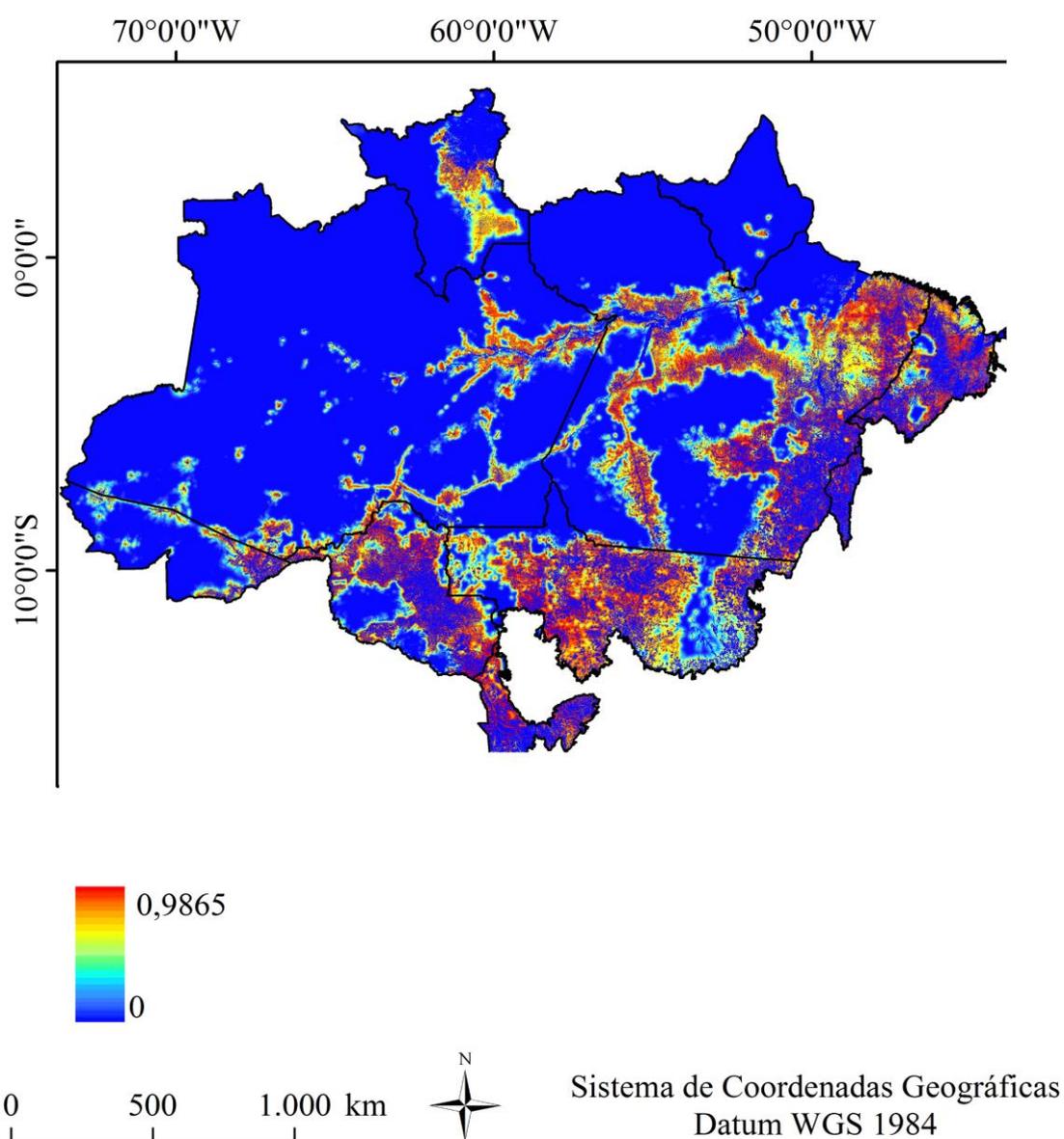
3.4.2 Modelagem das transições potenciais a partir da MLPNN

O melhor resultado do treinamento da MLPNN a partir da interação das variáveis explanatórias com as transições de interesse foi de 87,86 % após 10.000 interações. Este valor foi superior a 75%, valor mínimo aceitável para uma boa

taxa de acurácia (EASTMAN, 2016). Dessa forma, considera-se a seleção do período de calibração adequado.

O produto da execução do sub-modelo foi o mapa de potencial de transição (*soft prediction*) (Figura 10), representando em tons de vermelho as áreas com maiores chances de se tornarem pastagem e em tons de azul, as áreas com menores chances de serem pastagens. Foi escolhido a representação desta transição Formação Florestal para Pastagem, devido ser esta a principal transição ocorrida na área de estudo.

Figura 10 – Potencial de Conversão de Formação Florestal para Pastagem



Fonte: a autora.

3.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra

A matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2017 é apresentada na Tabela 5, onde os valores em negrito na diagonal representam a persistência e os demais valores as probabilidades de mudanças. Em 3 anos as classes de cobertura com menor chance de sofrer alteração, ou seja, com maior probabilidade de persistência, são: Rio, Lago e Oceano (98,81%), Formação Florestal (98,10%), Infraestrutura Urbana (97,90%), Mangue (97,50%), Cultura Anual (96,39%), Outra Formação Natural não Florestal (95,09%) e Pastagem (94,82%). As demais classes apresentaram persistência abaixo de 85%. Dessa forma a tendência das classes de cobertura é maior para persistência do que para mudança.

Os menores valores para persistência contemplam as classes Formação Natural não Florestal, Cultura Semi-Perene, Corpos D'água, onde todas apresentaram valor 0 e para as classes Floresta Plantada e Mosaico de Agricultura e Pastagem, estas apresentaram 24,95% e 16,56% respectivamente.

Os maiores valores para probabilidade de mudanças são as conversões de Formação Natural não Florestal em Formação Campestre (99,32%), Mosaico de Agricultura e Pastagem em Pastagem (48,25%), Outra Formação Natural não Florestal em Formação Florestal (40,61%) e Mineração em Mosaico de Agricultura e Pastagem (33,50%).

Quanto a principal transição ocorrida no bioma, a conversão Formação Florestal em Pastagem, o valor da probabilidade de mudanças foi de 1,55% (65.342,47 km²), porém esta representa a maior probabilidade ao comparar a conversão da Formação Florestal em outras classes.

Tabela 5 – Matriz de transição potencial entre o uso e ocupação da terra 2014 e 2017

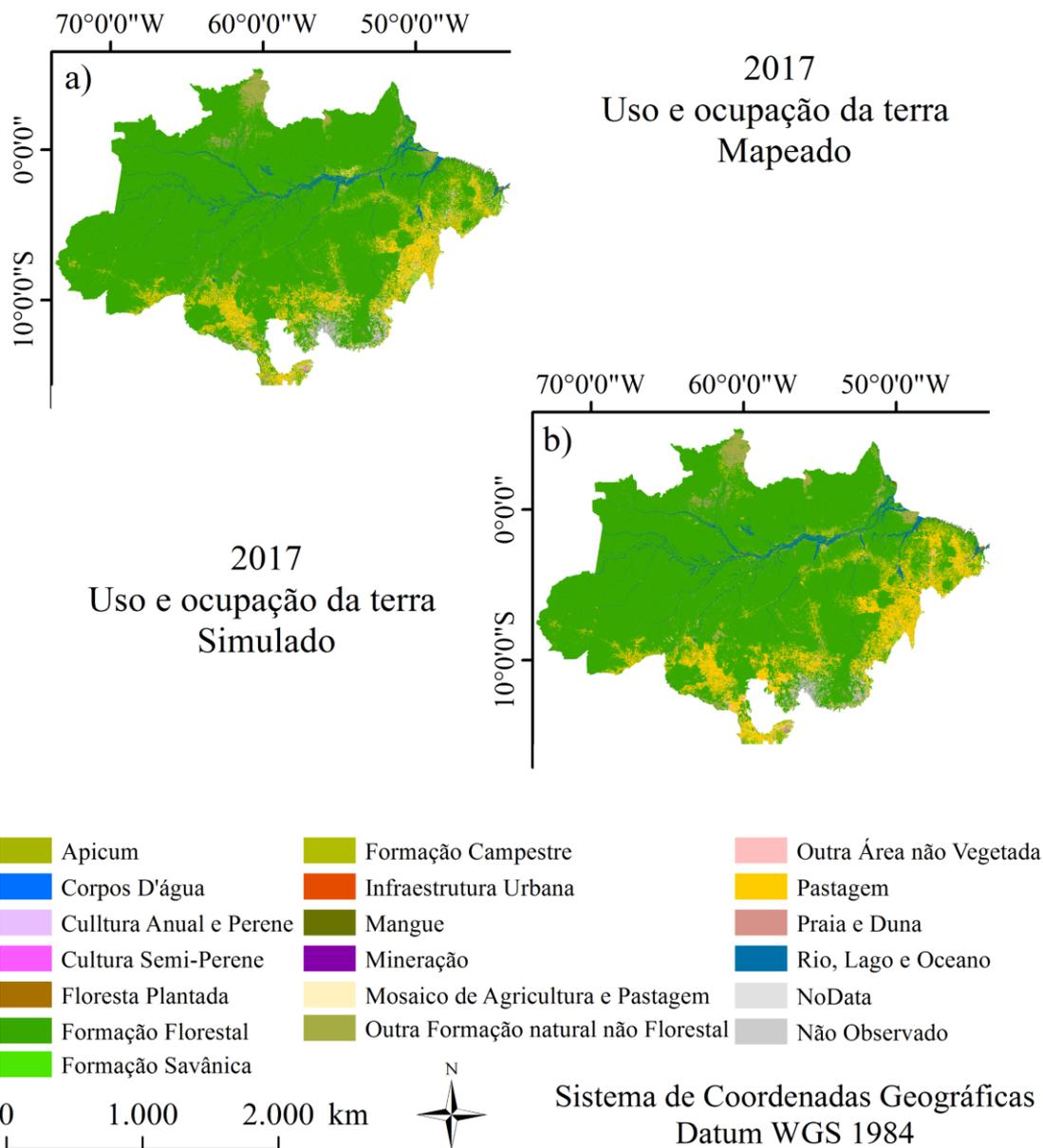
| | Cl. 1 | Cl. 2 | Cl. 3 | Cl. 4 | Cl. 5 | Cl. 6 | Cl. 7 | Cl. 8 | Cl. 9 | Cl. 10 | Cl. 11 | Cl. 12 | Cl. 13 | Cl. 14 | Cl. 15 | Cl. 16 | Cl. 17 | Cl. 18 | Cl. 19 | Cl. 20 |
|--------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Cl. 1 | 0,7445 | 0,0226 | 0,0009 | 0,0001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0033 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 | 0 | 0 | 0,228 | 0 | 0,0001 | 0 |
| Cl. 2 | 0 | 0,9810 | 0,0001 | 0,0001 | 0 | 0 | 0 | 0,0008 | 0,0155 | 0 | 0 | 0,0018 | 0 | 0 | 0,0001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0007 |
| Cl. 3 | 0 | 0,0119 | 0,5254 | 0 | 0 | 0 | 0,1202 | 0 | 0,0982 | 0,0022 | 0 | 0,2353 | 0 | 0 | 0,0066 | 0 | 0,0001 | 0 | 0 | 0 |
| Cl. 4 | 0,0004 | 0,0164 | 0 | 0,9750 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 | 0 | 0 | 0 | 0,001 | 0,0001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0024 | 0,0042 |
| Cl. 5 | 0 | 0,5503 | 0 | 0 | 0,2495 | 0 | 0 | 0,1298 | 0 | 0,0049 | 0 | 0,0466 | 0 | 0 | 0,0189 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cl. 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,9932 | 0,0056 | 0 | 0 | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cl. 7 | 0 | 0 | 0,04 | 0 | 0 | 0 | 0,8485 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0927 | 0 | 0 | 0,0166 | 0 | 0 | 0,0003 | 0,0018 | 0 |
| Cl. 8 | 0 | 0,0105 | 0,003 | 0,0001 | 0 | 0 | 0,0046 | 0,9509 | 0 | 0 | 0 | 0,0246 | 0 | 0 | 0,0054 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0009 |
| Cl. 9 | 0 | 0,0112 | 0,0009 | 0 | 0,0003 | 0 | 0 | 0 | 0,9482 | 0,0117 | 0,0046 | 0,0218 | 0 | 0,0004 | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cl. 10 | 0 | 0 | 0,0002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,9639 | 0,0033 | 0,0291 | 0 | 0,0002 | 0,0033 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cl. 11 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 |
| Cl. 12 | 0 | 0,2707 | 0,0145 | 0,0003 | 0,0003 | 0 | 0,0056 | 0,0264 | 0,4825 | 0,0106 | 0,0042 | 0,1656 | 0 | 0,0004 | 0,0081 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0105 |
| Cl. 13 | 0 | 0,0119 | 0 | 0,0064 | 0 | 0 | 0 | 0,0024 | 0 | 0 | 0 | 0,0507 | 0,7493 | 0,0034 | 0,0351 | 0 | 0 | 0 | 0,0179 | 0,123 |
| Cl. 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0152 | 0 | 0,9790 | 0,0056 | 0 | 0 | 0 | 0,0002 | 0 |
| Cl. 15 | 0 | 0,4061 | 0,008 | 0 | 0,0012 | 0 | 0,0221 | 0,0954 | 0,1164 | 0 | 0 | 0,1858 | 0,002 | 0,0077 | 0,0852 | 0 | 0,0001 | 0,0009 | 0,0041 | 0,0649 |
| Cl. 16 | 0 | 0,6322 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,089 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2788 |
| Cl. 17 | 0 | 0,0298 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0084 | 0,0024 | 0 | 0 | 0,0021 | 0,0098 | 0 | 0 | 0 | 0,7168 | 0 | 0 | 0,2308 |
| Cl. 18 | 0 | 0,0674 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0289 | 0 | 0 | 0 | 0,335 | 0 | 0 | 0,0301 | 0 | 0 | 0,4657 | 0 | 0,0729 |
| Cl. 19 | 0,0021 | 0,1221 | 0,006 | 0,0322 | 0 | 0 | 0,0086 | 0,0299 | 0 | 0 | 0 | 0,012 | 0,0064 | 0,0011 | 0,0041 | 0 | 0 | 0 | 0,5476 | 0,2279 |
| Cl. 20 | 0 | 0,0032 | 0 | 0,0002 | 0 | 0 | 0 | 0,0036 | 0 | 0 | 0 | 0,0024 | 0,0001 | 0 | 0,002 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,0003 | 0,9881 |

Em que: Cl. 1=NoData, Cl. 2=Formação Florestal, Cl. 3=Formação Savânica, Cl. 4=Mangue, Cl. 5=Floresta Plantada, Cl. 6=Formação Natural não Florestal, Cl. 7=Formação Campestre, Cl. 8=Outra Formação natural não Florestal, Cl. 9=Pastagem, Cl. 10=Cultura Anual e Perene, Cl. 11=Cultura Semi-Perene, Cl. 12=Mosaico de Agricultura e Pastagem, Cl. 13=Praia e Duna, Cl. 14=Infraestrutura Urbana, Cl. 15=Outra Área não Vegetada, Cl. 16=Corpos D'água, Cl. 17=Não Observado, Cl. 18=Mineração, Cl. 19=Apicum e Cl. 20=Rio, Lago e Oceano.

Fonte: a autora

Para avaliar a acurácia da modelagem das mudanças a Figura 11 representa o uso e ocupação da terra mapeado (MapBiomas) e simulado para o ano de 2017. Observa-se que visualmente que os mapas apresentaram alta semelhança entre si.

Figura 11 – Uso e ocupação da terra mapeado (a) e simulado (b) pra 2017

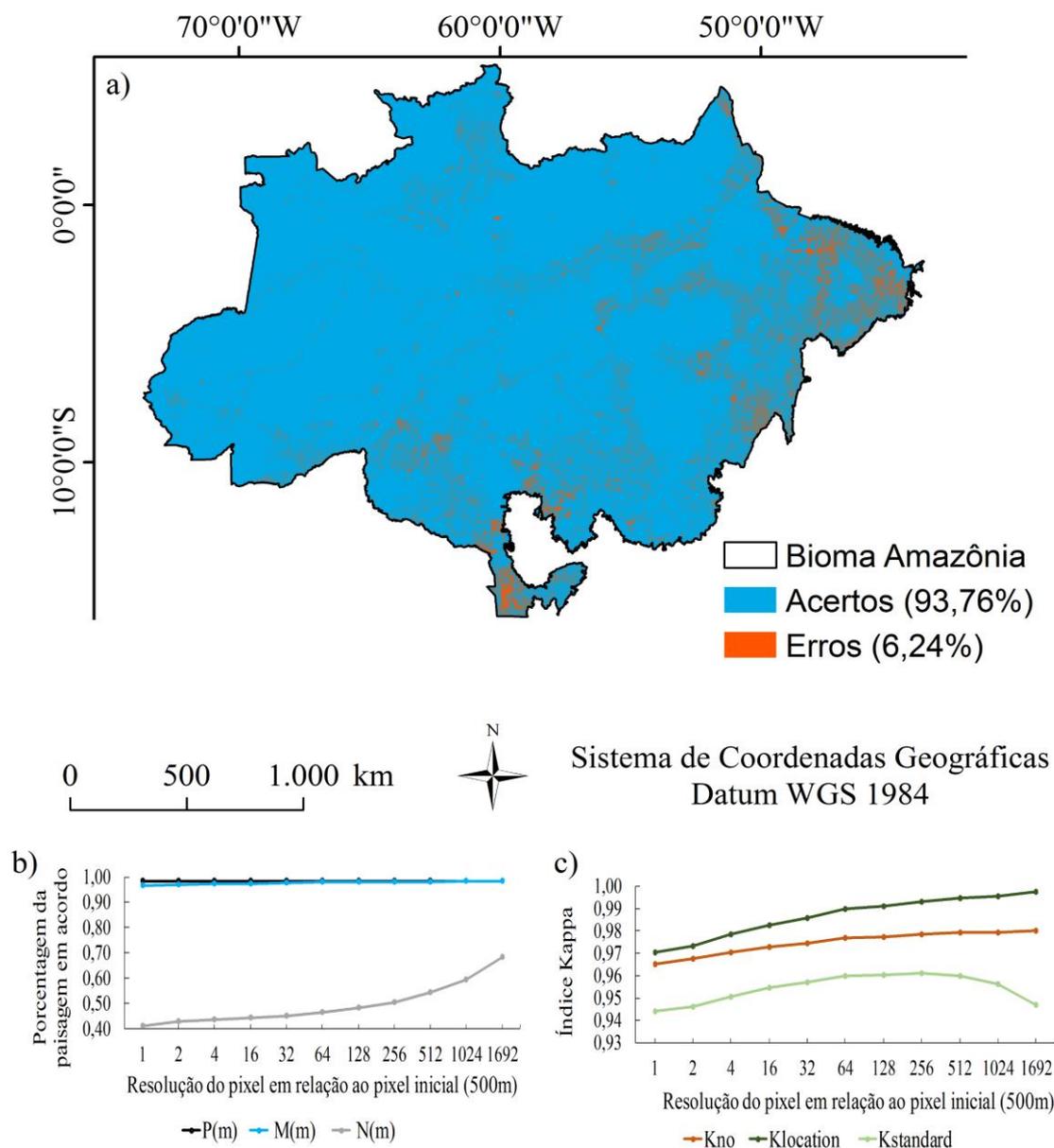


Fonte: a autora.

A fim verificar com mais robustez a concordância entre uso e ocupação da terra mapeado e simulado em 2017, a Figura 12 representa a espacialização do

resultado da aplicação da ferramenta *Minus* (classificação dos pixels com acertos e erros), os indicadores de concordância e índices kappa.

Figura 12 – Validação da simulação do uso e cobertura da terra para 2017. a) Espacialização dos acertos e erros, b) Indicadores de concordância e c) Índices kappa



Fonte: a autora.

Os resultados indicaram que a imagem simulada, apresentou um mapeamento equivalente à imagem mapeada (acertos) equivalente 93,76% e que as classes simuladas em inconformidade com a classe mapeada (erros de

comissão) representam 6,24%. Esse percentual indica que o resultado foi satisfatório entre as duas imagens comparadas.

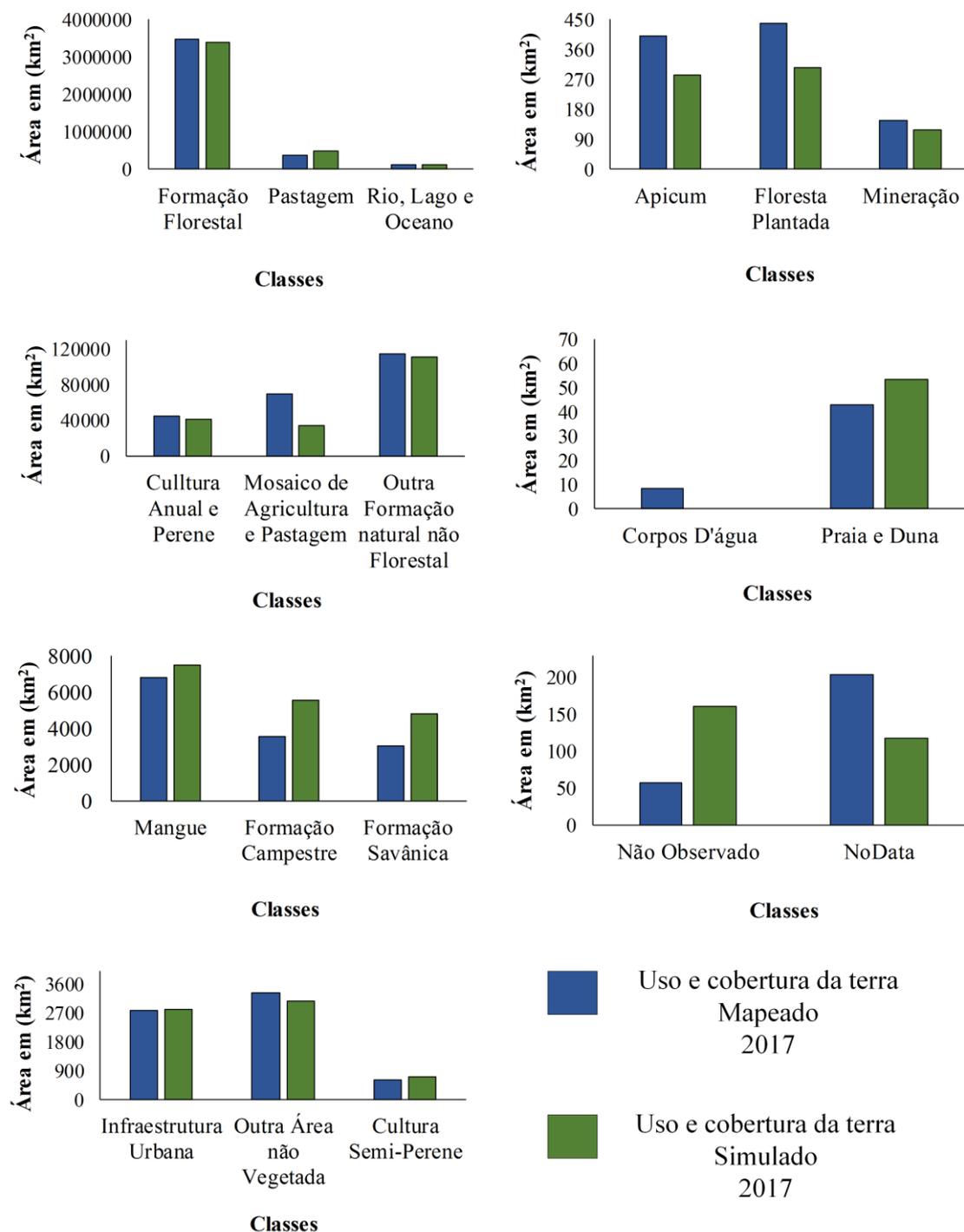
Foi verificado que os indicadores de concordância $M(m)$ e $P(m)$, os quais trazem informações em diferentes graus de informação tanto de localização dos *pixels* de cada categoria, quanto da quantidade deles por categoria, apresentam valores próximo a 1,00, configurando uma excelente acurácia. Enquanto que o acordo $N(m)$, no qual a localização dos pixels é embaralhada, de maneira geral o desempenho do modelo inicia com baixa acurácia (0,40), mas aumenta o desempenho conforme o pixel é aumentado, sendo classificado como razoável.

Quanto aos indicadores Kappa, todos os índices apresentaram valores superiores a 0,94, considerados excelentes. À medida que a janela de *pixels* aumenta, os valores dos índices aumentam proporcionalmente, com exceção do indicador $K_{standard}$ que apresentou redução a partir da resolução 512.

A partir desses resultados, considerou-se que o LCM estava calibrado para trabalhar os cenários de expansão urbana futuros.

A comparação da quantificação das áreas para cada classe de uso e ocupação da terra da imagem mapeada e simulada para 2017 é apresentada na Figura 13. As maiores diferenças em áreas ocorreram para as classes Formação Florestal com 84.100,25 km² e Pastagem com 116.018,50 km², seguida das classes Mosaico de Agricultura e Pastagem (36.101,50 km²), Rio, Lago e Oceano (7.349,25 km²), Outra Formação natural não Florestal (3.945,00 km²), Cultura Anual e Perene (3.268,00 km²), Formação Campestre (1.999,50 km²), Formação Savânica (1.744,25 km²).

Figura 13 – Quantificação das áreas para cada classe de uso e ocupação da imagem mapeada e simulada para 2017



Fonte: a autora.

3.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044

A partir de 1985 a 2014 ocorreram diversas mudanças no uso e cobertura da terra no bioma, conforme resultados anteriores, onde neste período de 30

anos de estudo, houve principalmente redução da Formação Florestal. Com o intuito de verificar se essa tendência se manterá nos próximos 30 anos, foi feita uma simulação da cobertura da terra para o ano de 2044 sob o cenário de que essa redução continuará aumentando conforme observado no período de 1985 a 2014.

A matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2044 é apresentada na Tabela 6. Em 30 anos as classes de cobertura com menor chance de sofrer alteração, ou seja, com maior probabilidade de persistência, serão: Rio, Lago e Oceano (89,93%), Formação Florestal (87,58%), Infraestrutura Urbana (83,40%), Mangue (81,17%), Pastagem (77,47%), Cultura Anual e Perene (77,32%), Outra Formação natural não Florestal (71,32%). As demais classes apresentaram persistência abaixo de 49%. Dessa forma, a tendência das classes de cobertura é maior para persistência do que para mudança, entretanto, com valores inferiores aos da matriz de transição entre 1985 a 2014.

Os menores valores para persistência contemplam as classes Formação Natural não Florestal, Cultura Semi-Perene, Corpos D'água, onde todas apresentaram valor 0, e para as classes Floresta Plantada, Mosaico de Agricultura e Pastagem e Outra Área não Vegetada, estas classes apresentaram 2,64%, 3,33% e 0,57%, respectivamente. Estes valores também são inferiores aos da matriz de transição entre 1985 a 2014.

Os maiores valores para probabilidade de mudanças são as conversão de Floresta Plantada em Formação Florestal (77,69%), Formação Natural não Florestal em Formação Campestre (74,82%), Não Observado em Rio, Lago e Oceano e Mosaico de Agricultura e Pastagem em Formação Florestal (35,73%).

Quanto a principal transição ocorrida no bioma, a conversão Formação Florestal em Pastagem, o valor da probabilidade de mudanças foi de 9,74%, sendo superior ao valor da matriz de transição entre 1985 a 2014.

Tabela 6 – Matriz de transição potencial entre o uso e ocupação da terra 2014 e 2014

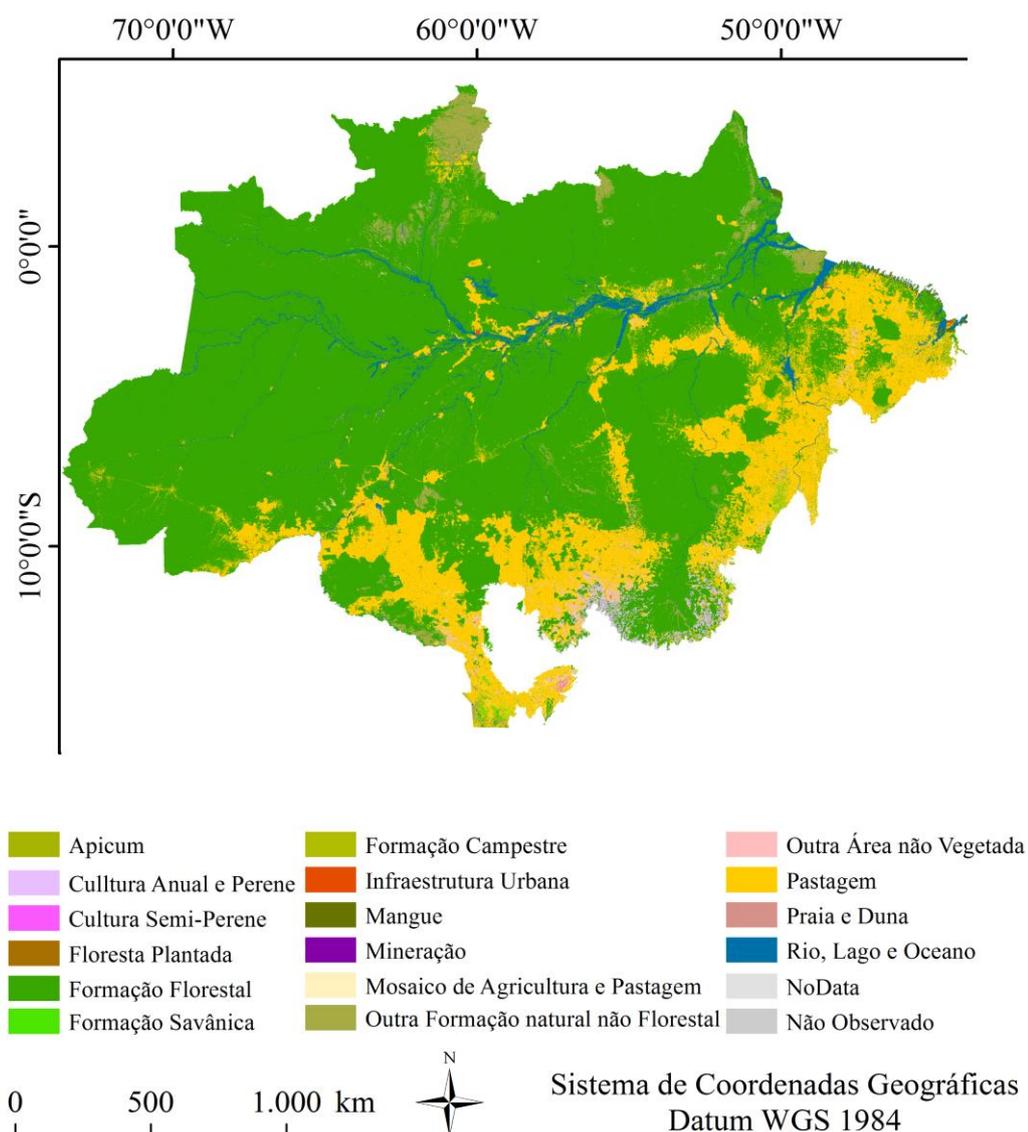
| | Cl. 1 | Cl. 2 | Cl. 3 | Cl. 4 | Cl. 5 | Cl. 6 | Cl. 7 | Cl. 8 | Cl. 9 | Cl. 10 | Cl. 11 | Cl. 12 | Cl. 13 | Cl. 14 | Cl. 15 | Cl. 16 | Cl. 17 | Cl. 18 | Cl. 19 | Cl. 20 |
|--------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Cl. 1 | 0,3150 | 0,1640 | 0,0013 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0119 | 0,0384 | 0,0022 | 0 | 0,0028 | 0,0012 | 0,0015 | 0 | 0 | 0,4159 | 0 | 0 | 0,0458 |
| Cl. 2 | 0 | 0,8758 | 0,0005 | 0,0004 | 0,0001 | 0 | 0,0001 | 0,0056 | 0,0974 | 0,0081 | 0,0001 | 0,0055 | 0 | 0,0001 | 0,0003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0059 |
| Cl. 3 | 0 | 0,1867 | 0,1505 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,1308 | 0,0012 | 0,3621 | 0,0337 | 0,0014 | 0,1194 | 0 | 0,0001 | 0,0078 | 0 | 0,0001 | 0,0002 | 0,0006 | 0,0052 |
| Cl. 4 | 0,0011 | 0,1311 | 0,0001 | 0,8117 | 0 | 0 | 0,0003 | 0,0059 | 0 | 0 | 0 | 0,0020 | 0,0003 | 0,0002 | 0,0002 | 0 | 0 | 0 | 0,0046 | 0,0426 |
| Cl. 5 | 0 | 0,7769 | 0,0009 | 0 | 0,0264 | 0 | 0,0007 | 0,1527 | 0,0085 | 0,0092 | 0 | 0,0196 | 0 | 0 | 0,0047 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 |
| Cl. 6 | 0 | 0 | 0,0658 | 0 | 0 | 0 | 0,7482 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1545 | 0 | 0 | 0,0280 | 0 | 0 | 0,0005 | 0,0030 | 0 |
| Cl. 7 | 0 | 0,0590 | 0,0837 | 0,0002 | 0 | 0 | 0,4857 | 0,0009 | 0,1679 | 0,0139 | 0,0002 | 0,1499 | 0 | 0,0005 | 0,0218 | 0 | 0,0001 | 0,0006 | 0,0040 | 0,0115 |
| Cl. 8 | 0 | 0,1588 | 0,0091 | 0,0007 | 0,0001 | 0 | 0,0205 | 0,7132 | 0,0323 | 0,0023 | 0 | 0,0404 | 0 | 0,0006 | 0,0075 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0145 |
| Cl. 9 | 0 | 0,1158 | 0,0022 | 0 | 0,0003 | 0 | 0,0007 | 0,0043 | 0,7747 | 0,0617 | 0,0045 | 0,0284 | 0 | 0,0028 | 0,0017 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0028 |
| Cl. 10 | 0 | 0,0236 | 0,0028 | 0 | 0 | 0 | 0,0018 | 0,0078 | 0,1049 | 0,7732 | 0,0066 | 0,0680 | 0 | 0,0037 | 0,0073 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0002 |
| Cl. 11 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 |
| Cl. 12 | 0 | 0,3573 | 0,0070 | 0,0005 | 0,0003 | 0 | 0,0068 | 0,0286 | 0,4996 | 0,0433 | 0,0028 | 0,0333 | 0 | 0,0020 | 0,0024 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0002 | 0,0158 |
| Cl. 13 | 0 | 0,1516 | 0,0004 | 0,0192 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0286 | 0,0217 | 0 | 0 | 0,0391 | 0,3210 | 0,0096 | 0,0208 | 0 | 0 | 0 | 0,0181 | 0,3697 |
| Cl. 14 | 0 | 0,0440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0003 | 0,0055 | 0,0684 | 0,0082 | 0 | 0,0250 | 0 | 0,8340 | 0,0074 | 0 | 0 | 0 | 0,0005 | 0,0066 |
| Cl. 15 | 0 | 0,5011 | 0,0072 | 0,0001 | 0,0003 | 0 | 0,0180 | 0,0891 | 0,2446 | 0,0104 | 0,0011 | 0,0366 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0057 | 0 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0015 | 0,0748 |
| Cl. 16 | 0 | 0,6700 | 0,0006 | 0,0001 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0023 | 0,0258 | 0 | 0 | 0,0091 | 0 | 0 | 0,0011 | 0 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,2906 |
| Cl. 17 | 0 | 0,1074 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0311 | 0,0189 | 0 | 0 | 0,0050 | 0,0111 | 0 | 0,0008 | 0 | 0,2851 | 0 | 0,0001 | 0,5406 |
| Cl. 18 | 0 | 0,3561 | 0,0025 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,0009 | 0,0695 | 0,1680 | 0 | 0,0008 | 0,1353 | 0 | 0 | 0,0125 | 0 | 0 | 0,1017 | 0,0001 | 0,1524 |
| Cl. 19 | 0,0020 | 0,2683 | 0,0058 | 0,0547 | 0 | 0 | 0,0128 | 0,0581 | 0,0008 | 0 | 0 | 0,0132 | 0,0060 | 0,0021 | 0,0035 | 0 | 0,0004 | 0 | 0,1480 | 0,4244 |
| Cl. 20 | 0,0002 | 0,0549 | 0,0003 | 0,0020 | 0 | 0 | 0,0013 | 0,0262 | 0,0059 | 0,0003 | 0 | 0,0054 | 0,0003 | 0,0001 | 0,0028 | 0 | 0,0004 | 0 | 0,0006 | 0,8993 |

Em que: Cl. 1=NoData, Cl. 2=Formação Florestal, Cl. 3=Formação Savânica, Cl. 4=Mangue, Cl. 5=Floresta Plantada, Cl.6=Formação Natural não Florestal, Cl. 7=Formação Campestre, Cl. 8=Outra Formação natural não Florestal, Cl. 9=Pastagem, Cl. 10=Cultura Anual e Perene, Cl. 11=Cultura Semi-Perene, Cl. 12=Mosaico de Agricultura e Pastagem, Cl. 13=Praia e Duna, Cl. 14=Infraestrutura Urbana, Cl. 15=Outra Área não Vegetada, Cl. 16=Corpos D'água, Cl. 17=Não Observado, Cl. 18=Mineração, Cl. 19=Apicum e Cl. 20=Rio, Lago e Oceano.

Fonte: a autora.

De acordo com a matriz de transição da cobertura da terra da Tabela 6, a alocação da cobertura da terra realizada para 2044 (*hard prediction*) é apresentada na Figura 14. Percebe-se, visualmente, e de forma geral, que a Formação Florestal ainda será a maior classe representativa, seguida da classe Pastagem.

Figura 14 – Simulação futura para o uso e ocupação da terra para 2044

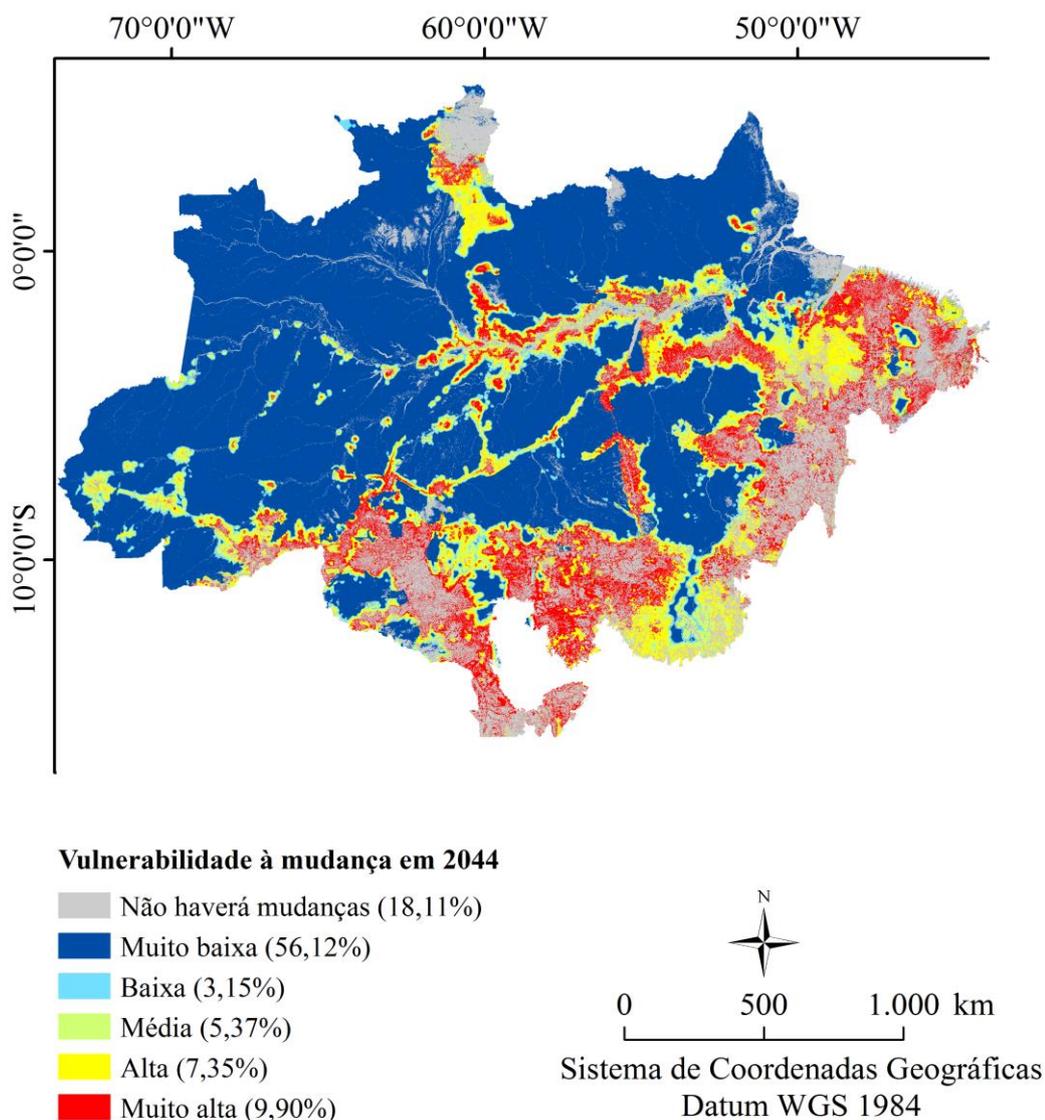


Fonte: a autora.

A vulnerabilidade à mudança para 2044 (*soft prediction*) é representada na Figura 15. A maior classe representativa corresponde a “muito baixa” vulnerabilidade à mudança, com 56,12% (2.365.716,25 km²) seguida da classe “não haverá mudanças” com 18,11%. (763.514, 00 km²). A “alta” vulnerabilidade

à mudança corresponde a 7,35% (309.718,50 km²) da área de estudo e a classe “muito alta” vulnerabilidade à mudança corresponde a 9,90% (417.463,75 km²).

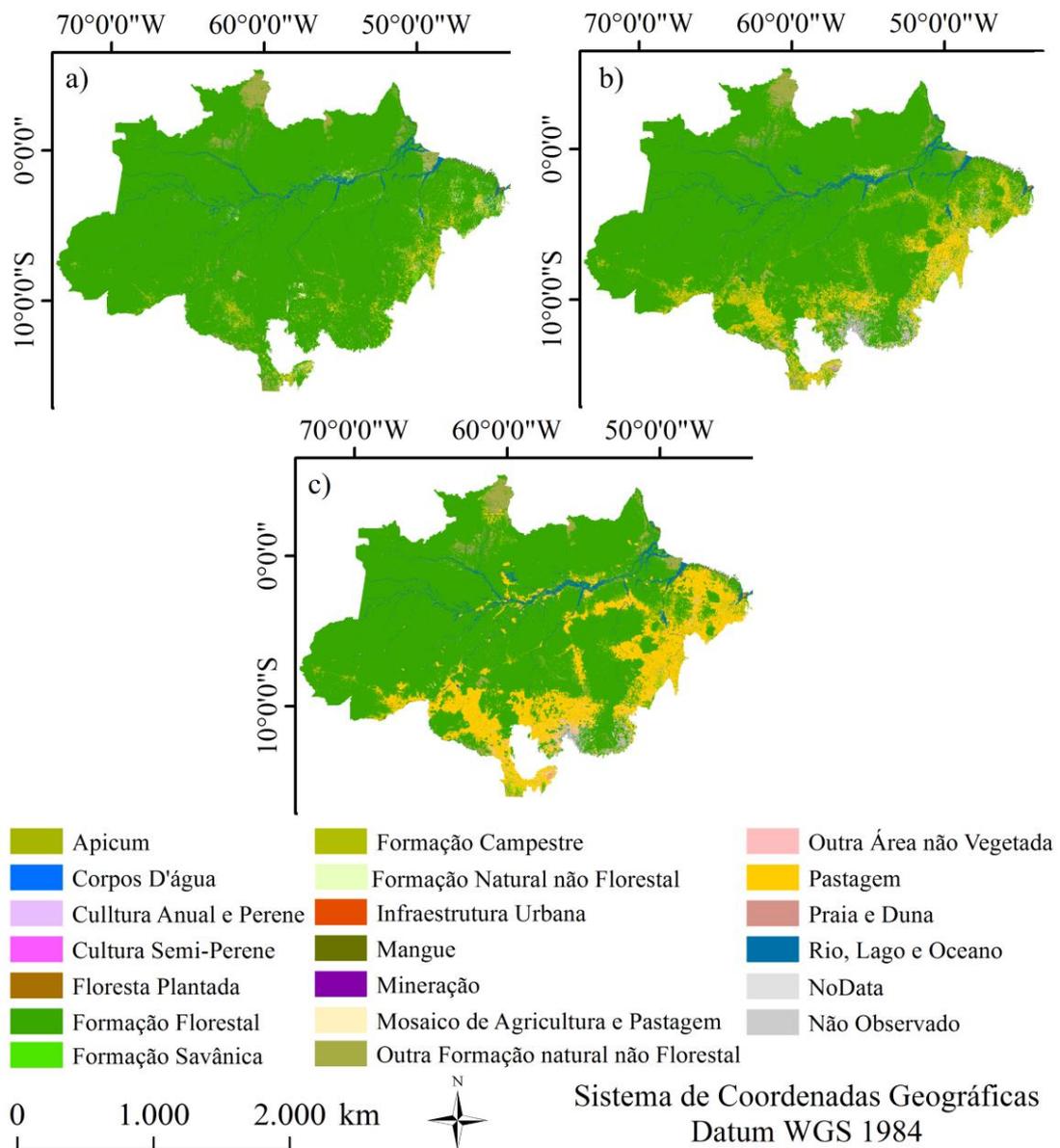
Figura 15 – Vulnerabilidade à mudança para o ano 2044



Fonte: a autora.

A representação gráfica da comparação do uso e cobertura da terra para os anos de 1985, 2017 e 2044 é representado na Figura 16. Ao analisar os três cenários (passado, presente e futuro), percebe-se visualmente, de forma geral, uma expressiva redução da classe Formação Florestal e um aumento expressivo das áreas de pastagem. É importante ressaltar que, essas mudanças poderão ocorrer caso permaneçam as mesmas alterações ocorridas entre 1985 e 2014.

Figura 16 – Uso e ocupação da terra para os anos em 1985(a), 2017(b) e 2044(c)



Fonte: a autora.

As classes de uso e cobertura da terra para anos de 1985, 2017 e 2044 com suas respectivas quantificações em quilômetros quadrados e os percentuais em relação à área de estudo são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7– Áreas das classes de uso e cobertura da terra dos anos de 1985, 2017 e 2044

| Classes | 1985 | | 2017 | | 2044 | |
|--------------------------------------|------------------------|------------|------------------------|------------|------------------------|------------|
| | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % |
| Formação Florestal | 3.844.800,75 | 91,20 | 3.482.721,50 | 82,61 | 3.115.892,25 | 73,91 |
| Formação Savânica | 4.708,50 | 0,11 | 3.060,25 | 0,07 | 4.804,50 | 0,11 |
| Mangue | 7.234,25 | 0,17 | 6.827,50 | 0,16 | 7.510,25 | 0,18 |
| Floresta Plantada | 25,00 | 0,00 | 438,00 | 0,01 | 305,25 | 0,01 |
| Formação Natural Não Florestal | 0,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Formação Campestre | 3.340,75 | 0,08 | 3.574,25 | 0,08 | 5.573,75 | 0,13 |
| Apicum | 139,25 | 0,00 | 401,75 | 0,01 | 283,00 | 0,01 |
| Outra Formação Natural Não Florestal | 117.054,50 | 2,78 | 114.915,75 | 2,73 | 110.970,75 | 2,63 |
| Pastagem | 71.046,50 | 1,69 | 375.159,50 | 8,90 | 773.907,00 | 18,36 |
| Cultura Anual e Perene | 793,25 | 0,02 | 44.500,50 | 1,06 | 41.232,50 | 0,98 |
| Cultura Semi-Perene | 0,00 | 0,00 | 608,75 | 0,01 | 709,00 | 0,02 |
| Mosaico de Agricultura e Pastagem | 58.849,75 | 1,40 | 69.413,25 | 1,65 | 33.311,75 | 0,79 |
| Infraestrutura urbana | 1.939,75 | 0,05 | 2.781,25 | 0,07 | 2.798,50 | 0,07 |
| Mineração | 13,25 | 0,00 | 146,75 | 0,00 | 119,00 | 0,00 |
| Praia e Duna | 31,00 | 0,00 | 43,00 | 0,00 | 53,50 | 0,00 |
| Outra Área Não Vegetada | 6.299,25 | 0,15 | 3.316,50 | 0,08 | 3.079,25 | 0,07 |
| Corpos D'água | 6,00 | 0,00 | 8,25 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Rio, Lago e Oceano | 99.112,25 | 2,35 | 107.465,25 | 2,55 | 114.814,50 | 2,72 |
| Não Observado | 53,75 | 0,00 | 57,75 | 0,00 | 160,75 | 0,00 |
| NoData | 195,00 | 0,00 | 203,50 | 0,00 | 117,75 | 0,00 |
| Soma | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 |

Fonte: a autora.

Percebe-se que o longo dos anos que as classes relacionadas a floresta reduziram de forma linear ao longo do tempo, onde Formação Florestal apresenta em 1985, 91,20% (3.844.800,75 km²), em 2017 reduziu para 82,61% (3.482.721,50 km²) e na previsão futura para 2044, haverá uma redução para 73,91% (3.115.892,25 km²). Houve também redução para as classes de vegetação Formação Savânica, Floresta Plantada, com exceção da classe Mangue que houve decréscimo para 2014 e um pequeno aumento para 2044 (0.18%).

Em relação as classes agrícolas, a classe Pastagem aumenta consideravelmente para os três cenários, onde em 1985, apresentava 1,69% (71.046,50 km²), em 2017, aumentou para 8,90% (375.159,50 km²), e em 2044, terá 18,36% (773.907,00 km²). A classe Cultura Semi-Perene apresentou aumento contínuo em área (de 0,00 para 0,02%), e as classes Cultura Anual e Perene (de 0,02 para 1,06%) e Mosaico de Agricultura e Pastagem (de 1,40 para 1,65%) apresentaram aumento entre 1985 e 2017, em contrapartida apresentam reduções para 2044, 0,98% e 0,79%, respectivamente.

A classe Outra Formação Natural não Florestal apresentou redução ao longo do tempo, com 2,78% (117.054,50 km²) em 1985, 2,73% (114.915,75 km²) em 2017, e 2,63% (110.970,75 km²) para 2044. Devido a inclusão da maior parte desta classe a classificação “não vulnerável á mudanças”, principalmente na região na região norte, pode-se ter influenciado na baixa redução em área dessa classe.

Para a Infraestrutura urbana , ao comparar 1985 a 2017 houve aumento de 0,05% para 0,07% e estabilizará para 2044 (0,07%). Porém irá aumentar de 2.781,25 km² para 2.798,50 km². Era de se esperar que as áreas de Infraestrutura urbana aumentassem ao longo do tempo. A classe Rio, Lago e Oceano apresentou aumento em área no decorrer do ano, com 2,35% (99.112,25 km²) em 1985, com 2,55% (107.465,25 km²), em 2017, e em 2044 possuirá 2,72% (114.814,50 km²). As demais classes apresentaram variações menores que 1%.

4 DISCUSSÃO

4.1 Dinâmica uso e ocupação da terra

A dinâmica das mudanças no uso e ocupação da terra do bioma Amazônia neste período de estudo (Figura 3 e Tabela 3), evidenciou que estas estão diretamente ligadas a influência humana, e conseqüentemente ao desmatamento. Cabral et al. (2018) ao avaliarem a dinâmica do padrão de desmatamento em áreas protegidas da Amazônia Legal brasileira usando dados de sensoriamento remoto, também constaram que a Amazônia Legal brasileira sofreu altos índices de perda de florestas por décadas, onde a fragmentação e o desmatamento florestal resultaram de mudanças no uso da terra.

De acordo com Nascimento et al. (2019), as mudanças no uso da terra resulta das decisões de diversos atores em resposta a contextos econômicos e políticos. Processos locais, regionais e globais afetam o desmatamento e as mudanças no uso da terra na Amazônia brasileira, como conversões diretas de floresta para pastagem; processos regionais de mudança indireta do uso da terra, descritos pela conversão de pastagens em terras cultiváveis, o que aumenta a demanda por pastagens em outros lugares; e teleconexões, alimentadas pelas demandas globais de soja e forragem animal (GOLLNOW et al., (2018). Estes fatores, corroboram com os resultados encontrados neste estudo.

O crescimento da produção da soja no início dos anos 2000, assim como a especulação e forte valorização da terra, também induziram ao aumento do desmatamento no bioma Amazônia (SOUZA; MIZIARA; MARCO JUNIOR, 2013; GOLLNOW; LAKES, 2014; RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014)

A forte relação entre perda da classe formação florestal ocasionada pelo desmatamento e pastagens no bioma concorda com outros estudos como Vieira et al. (2008) e Kaimowitz et al. (2004), que constataram que a pecuária é o principal propulsor de desmatamento na Amazônia brasileira, responsável por 80% do desmatamento ilegal (SOUZA; MIZIARA; MARCO JUNIOR, 2013).

As áreas de mudanças no uso e ocupação da terra detectadas nesse estudo coincidem com as áreas consideradas como fronteiras agrícolas, área propícias a redução da formação florestal em função de outros usos do solo.

Porém, tais mudanças, podem ocasionar impactos negativos ao meio ambiente. O desmatamento pode levar à perda de importantes serviços ecossistêmicos ou serviços ambientais no Brasil e América do Sul, os quais têm um valor imensuravelmente maior que os usos atuais que substituem a floresta, como agricultura e a pecuária. Estes serviços incluem a manutenção da biodiversidade, equilíbrio climático e hidrológico e equilíbrio dos estoques de carbono na biomassa florestal e no solo (FEARNSIDE, 2006; FOLEY et al., 2007).

Entretanto, diante dessas mudanças, o Brasil adotou medidas de redução de desmatamento da Amazônia, o que reduziu a níveis historicamente baixos a perda de biomassa florestal em alguns anos. Esses resultados estão relacionados à intervenções dos governos federal no que se refere à aplicação de leis e restrição de crédito, acompanhadas de uma maior pressão internacional por melhores condições ambientais.

Em 2015, por exemplo, o governo federal e o governo da Alemanha selaram um acordo no intuito de promover a conservação e a regularização ambiental de imóveis rurais na região da Amazônia e em áreas de transição para o Cerrado (BRASIL, 2015). Esse acordo pode ter influenciado no pequeno aumento da Formação Florestal e redução da Pastagem entre 2014 e 2017 (Tabela 3). Apesar de esforços reconhecíveis no sentido da conservação do bioma Amazônia, as pressões sobre ele continuam ainda muito intensas (BARANDIER; RICARDO, 2018).

4.2 Análise dos ganhos e perdas em área e variação líquida por categorias

Quanto a análise dos ganhos e perdas por categoria de uso do solo para o período de 1985 a 2014, os quais se referem a o período de calibração da modelagem, a classe que apresentou maior incremento de área é representada pela classe Pastagem com 381.386,25 km², enquanto a que apresentou maior perda em área foi a classe Formação Florestal, reduzindo 447.377,00 km². Esses resultados possibilitaram que estas classes apresentassem as maiores variações líquidas, devido a maior perda e ganho de área, seguidas das classes Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem e Rio, Lago e Oceano.

Ao analisar quais classes contribuíram para o comportamento da Formação Florestal (Figura 6), percebe-se a substituição desta em função das práticas agrícolas, representadas pelas classes Pastagem e Cultura Anual e Perene. Esses resultados corroboram com Ometto, Sousa-Neto e Tejada (2016), ao concluírem em seu estudo que nos últimos 40 anos, a Amazônia sofreu mudanças drásticas no uso e cobertura da terra, principalmente devido à substituição de florestas por terras agrícolas. A perda em menor magnitude da Formação Florestal para a classe Rio, Lago e Oceano pode estar relacionada a implantação de reservatórios ou a possíveis erros de classificação da imagem para o ano de 1985 e 2014.

A classe Pastagem perdeu em menor proporção em área para Cultura Anual e Perene e ganhou extensas áreas de Formação Florestal e áreas de Mosaico de Agricultura e Pastagem (Figura 7). O acréscimo da Pastagem em função a perda de Formação Florestal está associado ao comportamento dos resultados anteriores da Figura 10 e em relação a classe Mosaico de Agricultura e Pastagem. Era de se esperar que esta classe se transformasse em Pastagem, devido a similaridade e presença da Pastagem nesta classe.

4.3 Análise da mudança no uso e cobertura da terra

Ao analisar a dinâmica das mudanças, em que as áreas com persistência de classes (86,47%) e as áreas de mudanças (13,53%) (Figura 8), o maior percentual para persistência, o qual correspondem a maior parte da área de estudo, deve-se a grande representatividade da classe Formação Florestal no bioma. Porém, o menor percentual de mudanças também se destaca, pois corresponde a uma área maior que o estado da Bahia, considerado o quinto maior estado brasileiro.

Considerando a tendência espacial de mudança da classe Formação Florestal para Pastagem, em que houve maior variação líquida (Figura 9), os maiores valores para a tendência de mudanças coincidem com as áreas representadas pelo arco do desmatamento, que vão do leste e sul do Pará em direção oeste, passando por Mato Grosso, Rondônia e Acre (INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA, 2015) .

O sentido da tendência de mudanças pode ser associados aos resultados encontrados por Kalamandeen et al. (2018), especificamente em relação ao desmatamento, onde os mesmos verificaram que no período de entre 2001 e 2014, os *hotspots* de perda de floresta amazônica estão se afastando do sul da Amazônia brasileira aos países ao norte do Brasil.

4.4 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial

Com relação ao teste e seleção das variáveis explanatórias relacionadas às mudanças da cobertura da terra por meio do teste Cramer-V (Tabela 4), todas as variáveis foram consideradas aptas a serem selecionadas na modelagem.

As áreas de mudanças estão localizadas nas áreas que possuem precipitações variando entre 655 e 4.000 mm ano⁻¹, correspondente a maior área do bioma, menores declividade e menores altitudes. Essas características podem ter influenciado nos maiores valores de Cramer-V para estas variáveis. Era esperado que a variável Distância das áreas de mudanças apresentasse um maior valor, visto que, quanto mais próxima de alguma área que ocorreu mudanças, maior a chance de ocorrer alguma conversão na cobertura da terra assim como o valor da variável Distância Mosaico de Agricultura e Pastagem.

Ao analisar o potencial de transição da Formação Florestal para Pastagem (Figura 10), produto da execução do sub-modelo por meio da rede neural, as áreas com maior potencial de transição estão localizadas nas áreas de mudanças (Figura 8), principalmente na região do Arco do Desmatamento, em que áreas próximas as áreas de mudanças possuem tendência a conversão de classes de uso do solo, conforme foi mencionado anteriormente. As áreas com menores tendências de mudanças podem estar atreladas à proximidade das Unidades de Conservação de esfera nacional, o que pode ter influenciado na redução do potencial de conversão em função da fiscalização e proteção ambiental.

4.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra e validação das simulações

A matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2017 resultante da Cadeia de Markov, demonstrou que a tendência das classes de cobertura é maior para persistência do que para mudança.

Quanto a principal transição ocorrida no bioma, a conversão Formação Florestal em Pastagem, o valor da probabilidade de mudanças foi de 1,55% (Tabela 5). Comparando este valor com as demais probabilidades de conversão, é considerado relativamente menor. Porém este valor deve estar associado a probabilidade de persistência e a proporção em área em relação as demais classes, em que sua maior conversão em outra classe necessitaria uma pressão antrópica de maior magnitude.

Aldwaik e Pontius (2012) observam que, quando existe uma classe dominante, representando uma grande porcentagem da área de estudo, outras classes podem parecer mais ativas em comparação.

Ressalta-se ainda que a maior probabilidade de conversão da Formação Florestal em outras classes é representada pela conversão desta em pastagens.

Quanto a validação da modelagem das mudanças, representados pela comparação entre o uso e ocupação da terra mapeado (MapBiomas) e simulado para 2017, os resultados indicaram uma ótima acurácia. Os Indicadores de concordância $M(m)$ e $P(m)$, apresentam valores próximo a 1, configurando uma excelente acurácia. Um valor igual ou superior a 0,80 é considerado forte e é razoável para fazer projeções futuras plausíveis (MUNTHALI et al., 2020). O acordo $N(m)$, inicia com baixa acurácia (0,4), mas aumenta o desempenho conforme o *pixel* é aumentado, sendo classificado como razoável. Esse comportamento inicial do acordo $N(m)$, pode estar associada a própria característica do indicador, no qual a localização dos *pixels* é embaralhada.

Quanto aos indicadores Kappa, todos os índices apresentaram valores superiores a 0,94, para todas as resoluções (Figura 12). De forma geral, os índices Kappa apresentaram uma concordância forte a perfeita entre o mapa previsto e observado, pois todos os valores são superiores que 0,80 (MISHRA et al., 2018).

Ao comparar a quantificação das áreas para cada classe de uso e ocupação da terra da imagem mapeada e simulada, as maiores diferenças em áreas ocorreram para as classes Formação Florestal e Pastagem, podendo estar relacionadas a grande representatividade destas na área de estudo.

Diante deste resultados, ressalta-se que a seleção dos períodos de calibração e previsão podem afetar o modelo de validação (CHEN; PONTIUS, 2010). Quando o modelo apresenta alta precisão, significa que a persistência da ocorrência de alteração no intervalo de calibração em comparação com o intervalo de previsão com variáveis e mecanismos foi considerada no modelo. Se o modelo de avaliação apresentar baixa precisão, significa que há uma tendência de mudança no estágio de calibração diferente do estágio de previsão (PONTIUS; NEETI, 2010).

4.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044

Com base na mudanças ocorridas entre 1985 a 2014, a matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2044 (Tabela 6) demonstrou comportamento semelhante a matriz de transição entre 2014 e 2017 (Tabela 5), com tendência das classes de cobertura maior para persistência do que para mudança, entretanto, com valores inferiores. Porém, a principal transição ocorrida no bioma, conversão Formação Florestal em Pastagem, apresentou valor superior, probabilidade de mudanças equivalente a 9,74%.

De acordo com a alocação da cobertura da terra, realizada para 2044 (Figura 14), a Formação Florestal ainda será a maior classe representativa seguida da classe Pastagem, caso seja mantido as mesmas dinâmicas de transições. Esses resultados estão associados a maior probabilidade de persistência destas classes demonstrados na matriz de transição potencial entre 2014 e 2044 (Tabela 6).

Em relação a vulnerabilidade à mudança para 2044 (Figura 15), as áreas com vulnerabilidade “muito alta” e “alta” coincidem com as áreas apontadas na simulação *hard prediction* para 2044, sendo em sua maior parte é representada por áreas adjacentes às áreas de Pastagem. A vulnerabilidade “média” também está associada às áreas de pastagens, porém com uma distância maior em

relação as estas áreas. Juntas, as áreas com vulnerabilidade “muito alta”, “alta” e “média” somam 22, 62%, o que corresponde uma área equivalente a 953.578,50 km², uma área superior ao estado do Mato Grosso, que é considerado terceiro maior estado do Brasil. Esta áreas também estão próximas às áreas de mudança entre 1985 e 2014. De acordo com Luiz (2014), quanto mais próxima de alguma área que ocorreu mudanças, maior a chance de ocorrer alguma conversão no uso e cobertura da terra.

Quanto as áreas classificadas como vulnerabilidade “muito baixa”, que corresponde a maior área representativa, podem estar relacionadas a proximidade e influência das Unidades de Conservação de esfera nacional, o que favorece consequentemente maior proteção destas. É possível observar que algumas áreas não são vulneráveis à mudança, sendo estas áreas de pastagens consolidadas e áreas representadas pela classe Outra Formação natural não florestal na porção norte do bioma.

Ao analisar o uso e cobertura da terra para os três períodos principais, 1985, 2017 e 2044, e considerando que essas mudanças poderão ocorrer caso permaneçam as mesmas alterações ocorridas no período de calibração, há uma expressiva redução linear da classe Formação Florestal e um aumento expressivo das áreas de pastagem. De forma genérica, ocorreu uma variação para todas classes de uso. Em relação as classes agrícolas, a classe Cultura Semi-Perene apresentou aumento contínuo em área enquanto que as classes Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura e Pastagem apresentaram aumento entre 1985 e 2017, o que era esperado, porém apresentam reduções para 2044, 0,98% e 0,79%, respectivamente. Possivelmente essas redução podem estar associadas a conversão destas áreas em Pastagem.

A classe Outra Formação Natural não Florestal apresentou uma pequena redução ao longo do tempo para os três anos. Devido a inclusão da maior parte desta classe a classificação “não vulnerável a mudanças”, principalmente na região norte, pode-se ter influenciado na baixa redução em área dessa classe.

A classe Infraestrutura urbana , ao comparar 1985 a 2017 houve aumento e se estabilizará para 2044. Era de se esperar que as áreas de Infraestrutura urbana aumentassem ao longo do tempo, visto que, conforme Ali e Varshney (2012) a urbanização e o desenvolvimento regional estão intimamente relacionados, onde a alocação de instalações e a especialização de negócios

influenciam o crescimento urbano que difunde seus benefícios na paisagem circundante.

De forma geral, a simulação da cobertura da terra, por meio do módulo LCM para um período de 30 anos, representa uma simplificação da realidade com base nas proposições de modelagem construídos neste trabalho. Esta possui algumas limitações intrínsecas, visto que, parte do pressuposto que as tendências de mudanças permaneceriam sob influência das variáveis explanatórias, onde as mesmas são complexas e podem ser alteradas ao longo do tempo.

O uso e cobertura da terra para 2044, aponta para um cenário onde as principais coberturas da terra, em termos de representatividade, serão as áreas de Formação Florestal e Pastagem. Entretanto o aumento notório das áreas de Pastagem é preocupante, pois conforme Jakimow et al. (2018) o manejo de pastagens na Amazônia geralmente segue práticas tradicionais, deixando alto potencial de intensificação. A queima é uma prática comum de gerenciamento de terras com longa tradição cultural (CARMENTA et al., 2013), onde a falta de medidas de proteção, resulta em incêndios descontrolados que também afetam regularmente as florestas adjacentes (ARAGAO; SHIMABUKURO, 2010).

A modelagem para simulação da cobertura da terra por meio do LCM foi satisfatória, e o treinamento da MLPNN resultou em uma acurácia de 87,86%. Entretanto, existe uma variação da diferença entre a cobertura da terra simulada e a cobertura da terra mapeada, que pode ser em função da presença e ausência de classes entre 1985 e 2014, dimensão da área de análise e influência das variáveis explanatórias.

O principal determinante do desmatamento da região Amazônica são as atividades antrópicas, que se manifestam pelo crescimento das atividades agropecuárias e pela extração de madeira. Diante do atual cenário econômico e tendo como base o cenário futuro, é necessário conciliar as práticas conservação com o modo de consumo, os quais dependem de planejamento adequado para implantação de políticas públicas.

Como recomendações para estudos futuros, sugere-se uma avaliação criteriosa na escolha das variáveis explanatórias, visto que, estas influenciam diretamente na dinâmica do uso da terra. Incentiva-se também simulações de diferentes cenários otimistas com implementação de políticas conservacionistas,

a fim de fornecer suporte para avaliação de futuras práticas menos adversas ao meio ambiente.

As simulações previstas por esse trabalho, constituem-se em importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento da ocupação territorial na região, gestão de áreas protegidas, implementação de políticas públicas e incentivo a melhores práticas de impacto reduzido em áreas de pastagens.

5 CONCLUSÕES

A análise realizada a partir das imagens de 1985 e 2014 permitiu verificar que as classes que mais sofreram alterações foram Formação Florestal e Pastagens, seguidos da Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura e Pastagem.

O principal determinante do desmatamento da região Amazônica são as atividades antrópicas, pois há substituição da Formação Florestal em função das práticas agrícolas, representada principalmente pelo incremento das áreas de Pastagem.

O uso de ferramentas de modelagem, por meio do *Land Change Modeler*, gerou um modelo de predição de mudança do uso do solo robusto, conforme comprovado pela validação.

O uso e ocupação da terra em 2044 aponta um cenário de redução da Formação Florestal e um aumento expressivo da classe Pastagem.

As simulações previstas por esse trabalho constituem-se em importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento da ocupação territorial na região, criação e gestão de áreas protegidas, implementação de políticas públicas, estímulo a melhores práticas de impacto reduzido em áreas de pastagens e demonstra a necessidade de incentivos para reduzir as emissões de gases de efeito estufa provenientes do desmatamento.

A metodologia empregada apresenta potencial de uso e adaptação para demais biomas e outras regiões de estudo.

REFERÊNCIAS

- ALDWAIK, S. Z.; PONTIUS, R. G. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. **Landscape and Urban Planning**, v. 106, n. 1, p. 103–114, maio 2012.
- ALI, M. J.; VARSHNEY, D. Spatial Modelling of Urban Growth and Urban Influence. **Environment and Urbanization ASIA**, v. 3, n. 2, p. 255–275, 23 set. 2012.
- ANDERSON, L. O. et al. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20170411, 19 nov. 2018.
- ARAGAO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 4 jun. 2010.
- BARANDIER, H.; RICARDO, M. Gestão territorial e cidades na Amazônia: municípios e seus planos diretores. **Revista de administração municipal**, n. 273, p. 5–11, 2018.
- BRASIL. **Brasil e Alemanha celebram acordos para proteção do meio ambiente**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2015/08/brasil-celebra-acordo-internacional-para-protecao-do-meio-ambiente>>. Acesso em: 29 out. 2017.
- CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018.
- CARMENTA, R. et al. Shifting Cultivation and Fire Policy: Insights from the Brazilian Amazon. **Human Ecology**, v. 41, n. 4, p. 603–614, 17 ago. 2013. .
- CERQUEIRA, J. L. R. P. **Estudo radiometeorológico da Região Amazônica**. 2006. 261 f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) - Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- CHEN, H.; PONTIUS, R. G. Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection along a gradient of an explanatory variable. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 9, p. 1319–1331, 11 nov. 2010.
- CLARK LABS. **Land Change Modeler for ArcGIS Software Extension (2.0)**. Disponível em: <<https://clarklabs.org/land-change-modeler-forarcgis>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- CLERICI, N.; PARACCHINI, M. L.; MAES, J. Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 14, n. 2, p. 107–120, 2014.
- DELAZERI, L. Determinantes do Desmatamento nos Municípios do Arco Verde

– Amazônia Legal: uma abordagem econométrica. **Revista Economia Ensaios**, v. 30, n. 2, p. 11-34, 2016.

EASTMAN, J. R. **Idrisi Taiga Tutorial**. 2009. Disponível em: <<https://clarklabs.org/>>. Acesso em: 3 fev. 2017.

_____. **TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System: Manual**. Worcester, MA: Clark University, 2016.

FEARNSIDE, P. M. **A floresta amazônica nas mudanças globais**. 1. ed. Manaus: INPA: INPA, 2003.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, jun. 2005.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.

FOLEY, J. A. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25–32, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2010**. . Rome: FAO Forest paper: [s.n.], 2010.

GOLLNOW, F. et al. Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 143–159, 2 jan. 2018.

GOLLNOW, F.; LAKES, T. Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001–2012. **Applied Geography**, v. 55, p. 203–211, dez. 2014.

HIGUCHI, M. I. G.; HIGUCHI, N. **A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental**. Manaus: INPA, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS – IBF. **Bioma Amazônico**. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>>. Acesso em: 25 nov. 2018.

IPAM AMAZÔNIA. **Arco do desmatamento**. Disponível em: <<https://ipam.org.br/glossario/arco-do-desmatamento/>>. Acesso em: 24 nov. 2019.

JAKIMOW, B. et al. Mapping pasture management in the Brazilian Amazon from dense Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 453–468, fev. 2018.

KAIMOWITZ, D. et al. **Hamburger Connection Fuels Amazon Destruction: Cattle Ranching and Deforestation in Brazil's Amazon**. . Bogor, Indonesia, 2004.

- KALAMANDEEN, M. et al. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1600, 25 dez. 2018.
- KÖPPEN, W; GEIGER, R. **Das Geographische System der Klimate**. Berlin: fünf Bänden, 1936.
- LUIZ, C. H. P. **Modelagem da cobertura da terra e análise da influência do reflorestamento na transformação da paisagem: Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço**. 2014. 141 f. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- MALHI, Y. et al. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 169, p. 168–172, 2008.
- MAPBIOMAS. **Visão geral da metodologia**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/atbd>>. Acesso em: 14 nov. 2018.
- MARCON, J. L. et al. **Biodiversidade amazônica: caracterização, ecologia e conservação**. 1. ed. Manaus: EDUA: [s.n.], 2012.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Biomás brasileiros**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass>>. Acesso em: 12 mar. 2016.
- _____. **Mapa de Cobertura Vegetal**. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biomass/amazônia/mapa-de-cobertura-vegetal.html>>. Acesso em: 12 mar. 2016.
- MISHRA, V. N. et al. Prediction of spatio-temporal land use/land cover dynamics in rapidly developing Varanasi district of Uttar Pradesh, India, using geospatial approach: a comparison of hybrid models. **Applied Geomatics**, v. 10, n. 3, p. 257–276, 22 set. 2018.
- MUNTHALI, M. G. et al. Modelling land use and land cover dynamics of Dedza district of Malawi using hybrid Cellular Automata and Markov model. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 17, p. 100276, jan. 2020.
- NASCIMENTO, N. et al. What Drives Intensification of Land Use at Agricultural Frontiers in the Brazilian Amazon? Evidence from a Decision Game. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 464, 29 maio 2019.
- OMETTO, J. P.; SOUSA-NETO, E. R.; TEJADA, G. Land Use, Land Cover and Land Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013). [S.l: s.n.], 2016. p. 369–383.
- PAVÃO, M. **Modelagem e análise de mudanças do uso e cobertura da terra no entorno de áreas protegidas: o caso do Parque Estadual da Cantareira-São Paulo**. 2017. 125 f. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.
- PONTIUS JUNIOR, R. G.; HUFFAKER, D.; DENMAN, K. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. **Ecological Modelling**, v. 179, n. 4, p. 445–461, dez. 2004.

PONTIUS, R. G.; CORNELL, J. D.; HALL, C. A. . Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 85, n. 1–3, p. 191–203, jun. 2001.

PONTIUS, R. G.; NEETI, N. Uncertainty in the difference between maps of future land change scenarios. **Sustainability Science**, v. 5, n. 1, p. 39–50, 8 jan. 2010.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 1–9, nov. 2014.

RIENECKER, M. M. et al. MERRA: NASA's Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications. **Journal of Climate**, v. 24, n. 14, p. 3624–3648, jul. 2011.

RIENECKER, M. M. . et al. **The GEOS-5 data assimilation system - documentation of versions 5.0.1, 5.1.0, and 5.2.0** . Greenbelt, Maryland, USA: [s.n.], 2008. Disponível em: <<https://gmao.gsfc.nasa.gov/pubs/docs/Rienecker369.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2019.

ROCHA, H. R. et al. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 22–32, ago. 2004.

SANTOS, M. L. V.; SANTOS, E. N.; FILHO, J. T. S. O rio Paraíba do Sul e o abastecimento no estado do Rio de Janeiro. **Semioses**, v. 9, n. 1, p. 36–42, 24 mar. 2016.

SANTOS, T. et al. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia Brasileira: um estudo de revisão. **Rev. Geogr. Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157–181, 2017.

SILVEIRA, L. G. T. da et al. Reciclagem de Precipitação e Desflorestamento na Amazônia: Um Estudo de Modelagem Numérica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 3, p. 417–432, set. 2017.

SOUZA, R. A.; MIZIARA, F.; MARCO JUNIOR, P. Spatial variation of deforestation rates in the Brazilian Amazon: A complex theater for agrarian technology, agrarian structure and governance by surveillance. **Land Use Policy**, v. 30, n. 1, p. 915–924, jan. 2013.

STELLMES, M. et al. Mapping syndromes of land change in Spain with remote sensing time series, demographic and climatic data. **Land Use Policy**, v. 30, n. 1, p. 685–702, jan. 2013.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P. . Modelling land use change and environmental impact. **Journal of Environmental Management**, v. 72, n. 1–2, p. 1–3, ago. 2004.

VERBURG, P. H. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 8, p. 1171–1183, nov. 2006.

VIEIRA, I. et al. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 suppl, p. 949–956, nov. 2008.

WEBER, E. .; HASENACK, H. .; FERREIRA, C. J. . **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia: ISBN 978-85-63843-02-9, 2004. Disponível em: <<http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>>. Acesso em: 29 jun. 2019.

WU, W.-S.; PURSER, R. J.; PARRISH, D. F. Three-Dimensional Variational Analysis with Spatially Inhomogeneous Covariances. **Monthly Weather Review**, v. 130, n. 12, p. 2905–2916, dez. 2002.

CAPÍTULO 2

MODELAGEM ATUAL E FUTURA DE BIOMASSA E ESTOQUES DE CARBONO PARA O BIOMA AMAZÔNIA

RESUMO

O bioma Amazônia constitui-se em um grande depósito de biomassa e carbono e entender o seu comportamento frente à diversas perturbações torna-se um fator crucial para compreensão e gestão do ciclo global de carbono. Este estudo se difere-se de outros, no sentido que não se têm uma estimativa de biomassa e estoques de carbono de forma atual e com projeções futuras associadas as mudanças no uso e cobertura da terra, e que contemple toda a extensão do bioma. Objetivou-se então, modelar a distribuição espacial de Biomassa Acima do Solo (BAS) e estoques de carbono atual e futuro por fitofisionomias associadas a mudanças da cobertura da terra no Bioma Amazônia. A modelagem da dinâmica das mudanças foi obtida por meio do módulo *Land Change Modeler* (LCM). Esta análise foi fundamentada em dados da cobertura da terra provenientes do projeto MapBiomas para os anos 1985, 2014 e 2017 e a partir destas foi realizada a simulação para 2044. A modelagem da distribuição espacial da BAS para 1985, 2017 e 2044 foi realizada por meio de técnicas geoestatísticas utilizando como variável principal parcelas amostrais de biomassa e como variáveis auxiliares, a vegetação nativa e precipitação pluviométrica média anual. A partir da BAS foi calculada os estoques de carbono assumindo que 1 Megagrama (Mg) de biomassa seca equivale a 0,485 Mg C. Todos os resultados foram associados a classes fitofisionômicas. As informações do mapeamento demonstraram que a classe Formação Florestal ocupava 3.844.800,75 km² (91,20%) em 1985 e, em 2014, houve redução para 3.452.129,25 km² (81,89%). A classe pastagem apresentava uma área de 71.046,50 km² (1,69%) e, em 2014, houve um aumento expressivo para 437.670,00 km² (10,38%). O uso e cobertura da terra para 2044 aponta para um cenário onde a classe Pastagem passará a ocupar uma área de 18,36% (773.907,00 km²) enquanto que a Formação Florestal irá ocupar 73,91% (3.115.892,25 km²). O estoque total de BAS armazenada na vegetação natural em 1985 foi de 112,67 Petagrama (Pg), em 2017 representou um estoque de 99,04 Pg e em 2044 apresentará um estoque 90,09 Pg. De forma geral a região norte apresenta os maiores estoques de biomassa média e total e as regiões sul e leste do bioma contemplam os menores valores de biomassa. Em referência ao estoque total de carbono provenientes da BAS, em 1985 apresentou 54,64

Pg C, em 2017, 48,03 Pg C e, em 2044, haverá redução resultando em um estoque de 43,69 Pg C. A redução da biomassa total e estoques de carbono em 2017 e 2044 foi e será, respectivamente, impulsionada pelo desmatamento, principalmente em função da expansão de terras agrícolas. As simulações previstas neste trabalho constituem-se em um importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento da ocupação territorial na região e implementação de políticas públicas que visem a elaboração e implementação de projetos Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), apoio aos cálculos de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). A metodologia empregada apresenta potencial de uso e adaptação para demais biomas e outras regiões de estudo.

Keywords: Uso do solo, floresta tropical, simulação, geoestatística, fitofisionomias.

ABSTRACT

The Amazon biome is a large deposit of biomass and carbon and understanding its behavior in the face of various disturbances becomes a crucial factor for understanding and managing the global carbon cycle. This study differs from others, in that it doesn't have an estimate of biomass and carbon stocks currently and with future projections associated with changes in land use and coverage, and that covers the entire length of the biome. The objective was to model the spatial distribution of Above-Ground Biomass (BAS) and current and future carbon stocks by phytophysionomies associated with changes in land cover in the Amazon Biome. The modeling of the dynamics of changes was obtained through the Land Change Modeler (LCM) module. This analysis was based on land cover data from the MapBiomas project for the years 1985, 2014 and 2017 and from there the simulation for 2044 was carried out. The modeling of the spatial distribution of BAS for 1985, 2017 and 2044 was performed using of geostatistical techniques using biomass sample plots as the main variable and auxiliary variables to native vegetation and average annual rainfall. Based on BAS, carbon stocks were calculated assuming that 1 Megagram (Mg) dry biomass is equivalent to 0.485 Mg C. All results were associated with

phytophysognomic classes. The mapping information showed that the Forest Formation class occupied 3,844,800.75 km² (91.20%) in 1985 and, in 2014, there was a reduction to 3,452,129.25 km² (81.89%). The pasture class had an area of 71,046.50 km² (1.69%) and, in 2014, there was an expressive increase to 437,670.00 km² (10.38%). Land use and coverage for 2044 points to a scenario where the Pasture class will occupy an area of 18.36% (773,907.00 km²) while the Forest Formation will occupy 73.91% (3,115,892.25 km²). The total stock of BAS stored in natural vegetation in 1985 was 112.67 Petagram (Pg), in 2017 it represented a stock of 99.04 Pg and, in 2044, it will have a stock of 90.09 Pg. In general, the northern region has the highest stocks of medium and total biomass and the southern and eastern regions of the biome have the lowest biomass values. In reference to the total carbon stock from BAS, in 1985 it presented 54.64 Pg C, in 2017, 48.03 Pg C and, in 2044, there will be a reduction resulting in a stock of 43.69 Pg C. The reduction in total biomass and carbon stocks in 2017 and 2044 was and will be, respectively, driven by deforestation, mainly due to the expansion of agricultural land. The simulations provided in this work constitute an important tool that can provide information for planning of land occupation in the region and implementation of public policies to the development and implementation of projects Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD), support the calculation of Greenhouse Gas Emissions (GHG). The methodology used has the potential for use and adaptation to other biomes and other study areas.

Keywords: Land use, tropical forest, simulation, geostatistics, phytophysognomies.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente os estudos sobre estoques e fluxos de carbono têm sido bastante discutidos devido às amplas constatações e divulgações sobre a influência das atividades antrópicas na elevação das concentrações de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, considerado um dos principais Gases do Efeito Estufa (GEE). Segundo o INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2014) a emissão anual do carbono tem crescido nas últimas décadas, concomitante ao desmatamento, degradação de florestas e mudanças de uso da terra, que são considerados em nível global grandes fontes emissoras de carbono

Neste sentido, as florestas desempenham papel fundamental para o ciclo global do carbono, pois as mesmas constituem grandes depósitos de carbono e conforme Goers; Ashton; Tyrrell (2012) estas possuem a capacidade de absorver continuamente dióxido de carbono da atmosfera.

As florestas tropicais e boreais armazenam maior quantidade de carbono que as florestas temperadas (PAN et al., 2011), onde a Amazônia representa a maior área de Floresta Tropical Úmida do Planeta, destacando-se por conter uma grande biodiversidade e influência sobre o clima regional e global (MALHI et al., 2008).

O Brasil possui uma das maiores áreas de cobertura florestal do bioma Amazônia. Entretanto, neste bioma apresentam-se extensas áreas desmatadas, devido a atividade pecuária e madeireira e/ou com grande quantidade de focos de queimadas, emitindo toneladas de gases e aerossóis para atmosfera. Segundo o WORLD WIDE FUND FOR NATURE - BRASIL (2017) o Brasil é um dos líderes mundiais em emissões de carbono para a atmosfera e de acordo com o INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA (2017), o desmatamento desordenado na Amazônia ocasionou a emissão de 218 milhões de toneladas de CO₂ a mais em 2016 do que em 2015.

Assim, percebe-se que o monitoramento de estoques de carbono nas florestas é extremamente importante para compreender os processos que afetam o seu equilíbrio e podem ser estudados por meio da quantificação da biomassa florestal. Dixon et al. (1994) e Ketterings et al. (2001) afirmam que o conhecimento sobre a estimativa de biomassa florestal é imprescindível aos

estudos do balanço global de carbono e servem de base para a predição futura das mudanças climáticas.

Nos ecossistemas florestais, os estoques de carbono são armazenados em três compartimentos diferentes: biomassa viva, biomassa morta e nos solos (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007). Ao comparar estes compartimentos, a biomassa viva acima do solo representa o estoque de carbono mais afetado e empobrecido durante o desmatamento e a degradação das florestas (PHILLIPS et al., 2016), sendo por isso mais frequentemente mensurado (MAAS, 2015).

Neste contexto, as geotecnologias se enquadram como ferramentas fundamentais para o estudo da variabilidade dos estoques de biomassa e carbono em extensas áreas, pois as aplicações das diferentes ferramentas que compõe as geotecnologias estão alicerçadas ao desenvolvimento moderno de muitos mecanismos computacionais e com a oferta de um grande volume de dados do espaço geográfico.

As geotecnologias permitem por meio das técnicas de Sensoriamento Remoto informações sobre o uso e ocupação da terra e características estruturais sobre a vegetação por intermédio de imagens digitais. Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são essenciais para a elaboração de mapas, suporte para análise espacial de fenômenos e a Modelagem do Ambiente Terrestre permite a análise do comportamento de mudanças no uso da terra e a simulação de cenários futuros. Adicionalmente, às essas ferramentas, as técnicas geoestatísticas permitem também a predição de valores em locais não amostrados obtendo-se então uma distribuição e variabilidade espacial da biomassa e estoques de carbono.

Nesse contexto, as aplicações das geotecnologias e as informações que a mesma possibilita por meio o conhecimento atual e antecipado dos estoques de biomassa e carbono são essenciais para contribuir na gestão do espaço territorial, planejamento e implementação de políticas públicas que visem a redução das emissões provenientes do desmatamento e degradação florestal no bioma Amazônia, visto que, este vem sofrendo ao longo do tempo constantes alterações.

Este estudo se difere-se de outros, no sentido que não se têm uma estimativa de biomassa e estoques de carbono atual e com projeções futuras

associadas as mudanças no uso e cobertura da terra e que contemple toda a extensão do bioma.

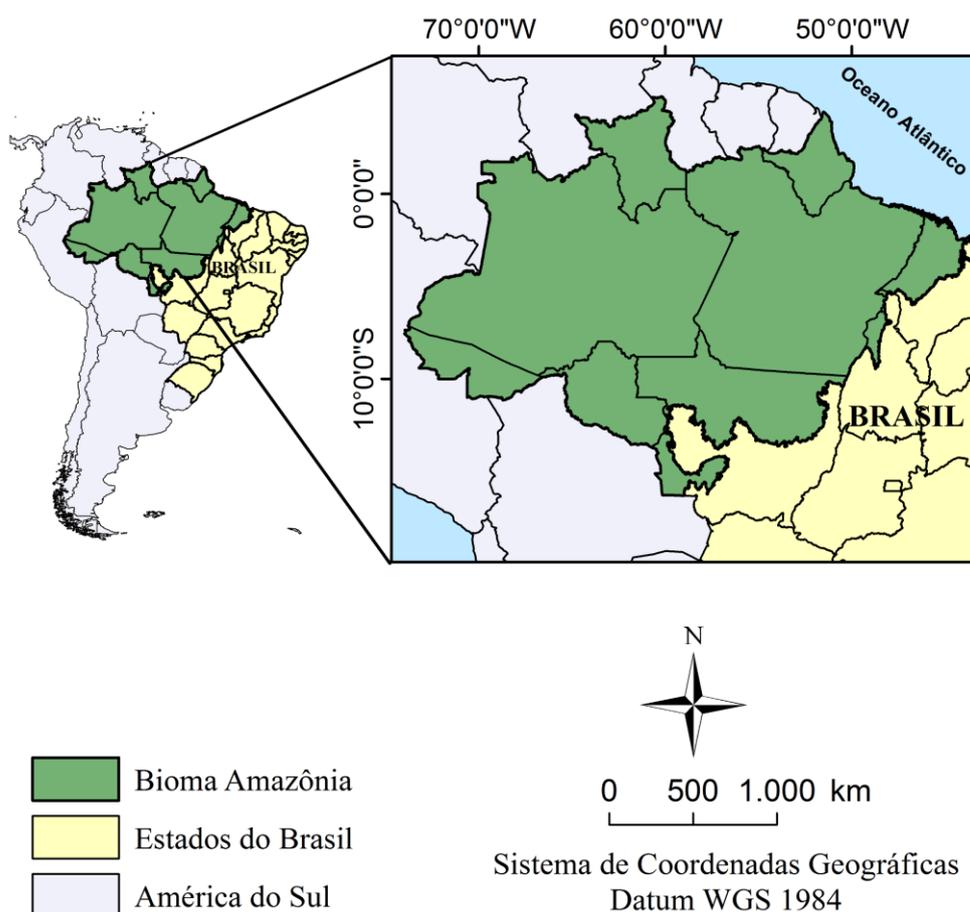
Objetivou-se então, modelar a distribuição espacial de biomassa acima do solo e estoques de carbono atual e futura por fitofisionomias associadas a mudanças da cobertura da terra no bioma Amazônia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo refere-se ao bioma Amazônia correspondente ao território brasileiro (Figura 1). Este é considerado o maior bioma do Brasil, com uma área de 4.196.943 km², representando cerca de 40% do território nacional e abrange nove estados: Amazonas, Pará, Mato Grosso, Acre, Rondônia, Roraima, Amapá, parte do Tocantins e parte do Maranhão (IBF, 2018). Destaca-se pela maior diversidade de espécies de plantas e de animais do planeta, com uma variedade genética ainda muito maior e pouco conhecida (MARCON et al., 2012).

Figura 1 – Bioma Amazônia correspondente ao território brasileiro



Fonte: a autora.

O bioma Amazônia é composto por um mosaico de ecossistemas condicionados à grande diversidade de relevos, climas, ciclos hidrológicos, índices pluviométricos, insolação e umidade (HIGUCHI; HIGUCHI, 2004). De acordo com as definições de Köppen (1936), os climas da região Amazônica enquadram-se em: a) equatorial chuvoso (Af), b) tropical de monção (Am) e c) tropical seco e úmido (Aw) (CERQUEIRA, 2006).

2.2 BANCO DE DADOS

2.2.1 Uso e cobertura da terra

Para análise das mudanças do uso e cobertura da terra, foi utilizado uso e cobertura da terra proveniente do MapBiomas, referentes aos anos 1985, 2014 e 2017, coleção 3.0, com resolução espacial de 30 m e resolução temporal anual.

O MapBiomas é um conjunto de dados que descreve a dinâmica anual da cobertura e uso da terra nos biomas brasileiros e todos os mapas anuais são produzidos a partir da classificação *pixel a pixel* de imagens dos satélites Landsat. Todo processo é feito com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) através da plataforma *Google Earth Engine* que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem (MAPBIOMAS, 2018; ANDERSON et al., 2018).

A escolha do ano 1985 decorre das características do tipo de satélite, onde a partir deste período, o satélite Landsat entrou em operação. O ano de 2014 foi escolhido por ser considerado adequado para a análise das mudanças abrangendo grande parte do período a ser estudado e 2017 por ser o período mais atual neste estudo.

A escolha da utilização do produto MapBiomas refere-se à sua disponibilidade, acessibilidade e aplicabilidade com os dados pré-classificados e devido ao longo período de tempo estudado.

2.2.2 Rodovias

Para representar a distância de um determinado impacto na simulação do cenário futuro, foi utilizado a variável explanatória rodovias (variável de incentivo

às mudanças). As informações referentes a rodovias foram provenientes do Open Street Map. Aplicou-se um buffer de 250 m para ficar com a largura de 500 m e para possuir a mesma escala do pixel da imagem do uso e cobertura da terra.

2.2.3 Unidades de conservação

Para inclusão de variáveis restritivas às mudanças foram utilizados mapas com as localizações das Unidades de Conservação da esfera federal obtidos no sítio Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO).

2.2.4 Dados altimétricos e de declividade

Foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) para obtenção da altimetria e declividade da área de estudo. O MDE foi oriundo do radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com uma resolução espacial de 30 m. Essas imagens matriciais foram disponibilizadas pelo Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da UFRGS e Weber; Hasenack; Ferreira (2004), onde seu processamento envolveu o preenchimento de falhas existentes nos dados originais através de interpolação e conversão para valores inteiros.

2.2.5 Imagens de precipitação pluviométrica

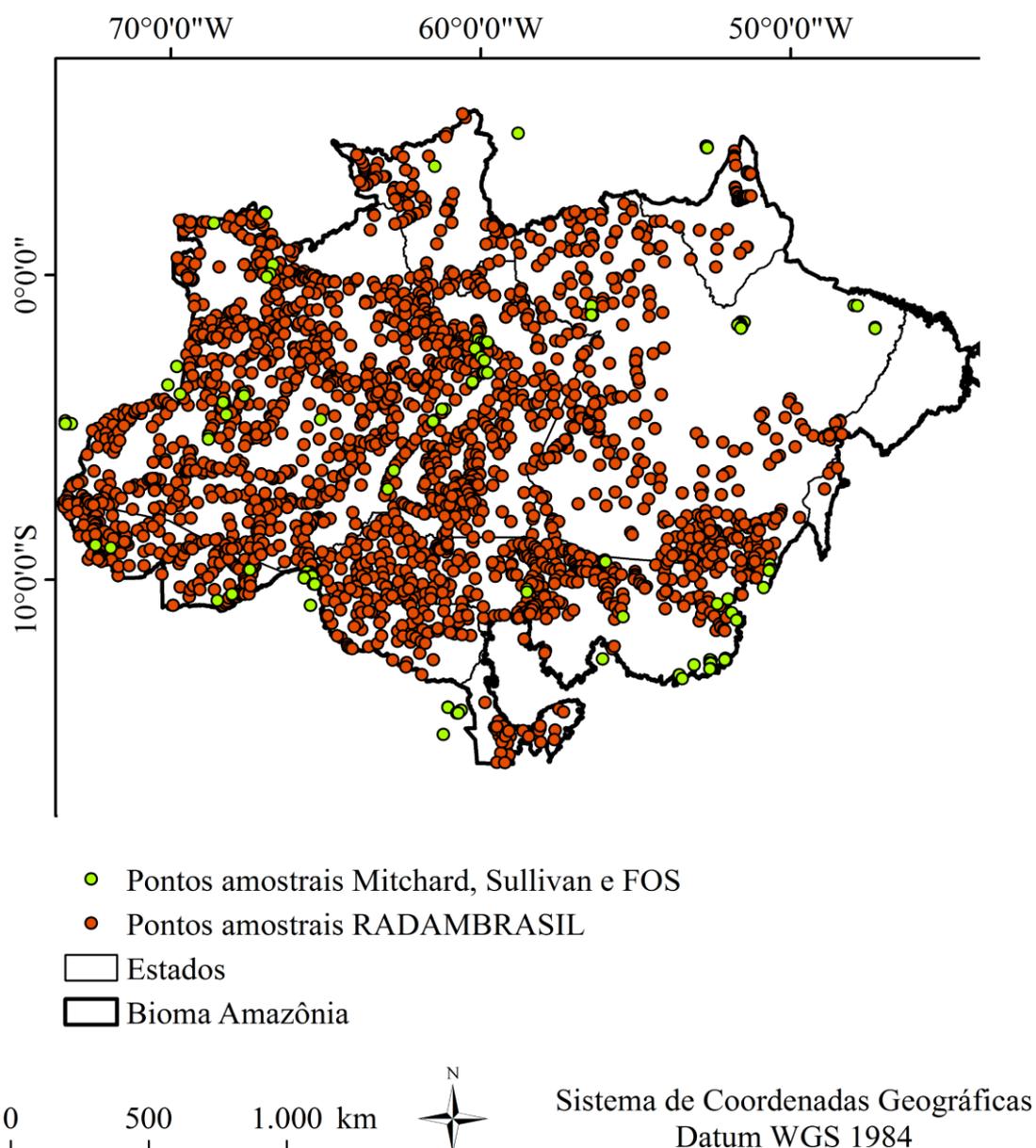
Os dados de precipitação foram provenientes do projeto *Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2* (MERRA-2) para 2017, disponibilizado pelo site da NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). O MERRA-2 é uma reanálise atmosférica da era moderna de satélites, que fornece imagens desde 1980 até o presente, produzida pelo grupo de modelagem numérica e de assimilação de dados da NASA, e que segue o projeto original, a reanálise MERRA (RIENECKER et al., 2011). A resolução da reanálise é $0,5^\circ \times 0,625^\circ$ em latitude e longitude, respectivamente e foi obtida em mm/mês. Dessa forma, foram utilizadas imagens mensais para compor uma única imagem anual.

Para a geração do cenário futuro, foi utilizada a ferramenta *Generate Climate Scenarios* (SCENGEN) no módulo *Climate Change Adaptation Modeler* (CCAM), disponível no *software* TerrSet. Esse modelo produz uma imagem de como o mundo reagirá às mudanças climáticas de acordo com comportamentos antropogênicos e planos de manejo específicos. Foi considerado um cenário conforme as previsões estabelecidas pelo INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2014), sendo este o cenário A1FIMI (mais pessimista).

2.2.6 Biomassa acima do solo (BAS)

Para distribuição espacial da biomassa, foram utilizados dados de inventários florestais provenientes do Projeto RADAMBRASIL(1973-1983) totalizando 2.565 pontos amostrais, e dados de Biomassa Acima do Solo (BAS) estimados por Mitchard et al. (2014) e Sullivan et al. (2017), disponíveis no site da *Rede Amazônica de Inventários Florestais* (RAINFOR) e Schepaschenko et al. (2019), disponível no site da *Forest Observation System* (FOS), totalizando 420 pontos amostrais (parcelas amostrais mais recentes e disponíveis gratuitamente). A localização das parcelas amostrais é demonstrada na Figura 2.

Figura 2 – Localização das parcelas amostrais de Biomassa Acima do Solo



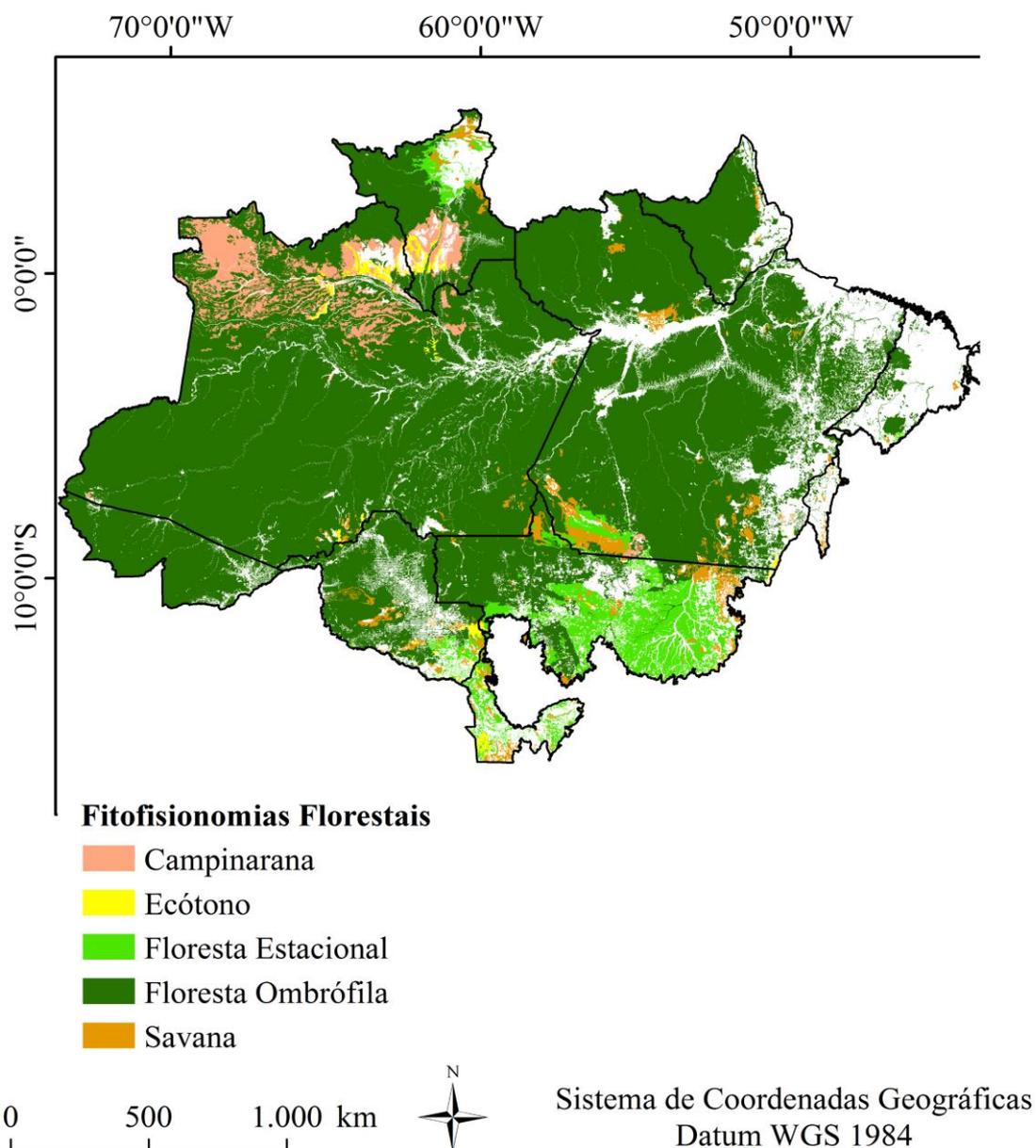
Fonte: a autora.

2.2.7 Mapa de fitofisionomias

A delimitação das fitofisionomias florestais existentes na Amazônia foi derivada do mapa de vegetação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:250.000, versão 2017. O mapa do IBGE foi baseado em imagens TM Landsat e a definição das fitofisionomias segue o Manual técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2012) e Veloso; Rangel-Filho; Lima, (1991). Foram extraídas áreas antropizadas como influencia urbana, pastagens, área agrícolas e vegetação secundária, a fim de representar somente áreas de

vegetação originais. Este mapa serviu de base para a espacialização da biomassa por fitofisionomias (variável auxiliar). O grupo das fitofisionomias florestais é representado na Figura 3.

Figura 3 – Grupo das fitofisionomias florestais presentes no bioma Amazônia



Fonte: a autora.

2.3 PRÉ-PROCESSAMENTO DAS IMAGENS

Todas as imagens que compõe o banco de dados foram projetadas para o sistema de projeção Cônica Equivalente de Albers, com finalidade de preservar as áreas e diminuir as distorções. Em seguida as imagens foram padronizadas

e reamostradas para resolução espacial de 500 m. Esse processamento foi realizado no aplicativo computacional *ArcGIS* 10.3.

Antes das imagens serem inseridas no módulo de análise de mudanças *Land Change Modeler* (LCM), acoplado ao software *TerrSet* 18.0, as mesmas foram convertidas para o formato “.rst” por meio do aplicativo computacional *SAGA* 2.2.8.

Dessa forma, a dinâmica das mudanças no uso e cobertura da terra foram geradas por meio do módulo LCM, o qual foi possível obter mapas referentes a perdas, ganhos, variação líquida e simulação de cenários futuros. A escolha do LCM nesta pesquisa está relacionada a interface simples e implementada em ambiente SIG e porque permite trabalhar com levantamentos de cobertura da terra oriundos de imagens de média a alta resolução espacial, possibilitando, incorporar inúmeras variáveis condicionantes aos padrões de uso e cobertura da terra.

2.4 DINÂMICA DAS MUDANÇAS E PROJEÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA FUTURO

A primeira etapa deste estudo refere-se à projeção do cenário futuro do uso e ocupação da terra, para posterior espacialização da biomassa florestal para os anos 1985, 2017 e 2044 e que estão descritas no tópico 2.7, neste capítulo.

2.4.1 Análise da mudança no uso e ocupação da terra

A análise da mudança da cobertura da terra foi realizada com base nos mapas de uso e cobertura da terra para os dois períodos, 1985 e 2014 que se referem ao período de calibração da modelagem.

2.4.2 Calibração e validação do submodelo de transição potencial

2.4.2.1 Definição das transições de interesse

Com base no conhecimento prévio da dinâmica da área de estudo, foram escolhidas as seguintes transições de interesse para construção do submodelo de transições potenciais: Formação Florestal para Pastagem, Formação

Florestal para Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem para Pastagem, Mosaico de Agricultura e Pastagem para Cultura Anual e Perene, Outra Formação Natural não Florestal para Mosaico de Agricultura e Pastagem e Pastagem para Cultura Anual e Perene.

2.4.2.2 Teste e seleção das variáveis explanatórias

Após a definição das transições de interesse, foram testadas e selecionadas as variáveis explanatórias das mudanças relacionadas a fatores físicos e socioeconômicos (Tabela 1), para entrada e calibração do submodelo de transição potencial. Para esta etapa foi utilizado o teste de Cramer-V, disponibilizado pelo LCM. Foram selecionadas as variáveis com valores de Cramer-V superiores a 0,15, pois, geralmente é somente a partir deste valor que passa a existir uma relação significativa entre a mudança de cobertura e a variável explanatória (EASTMAN, 2009).

Tabela 1 – Variáveis explanatórias testadas para validação e calibração do submodelo de transição potencial

| Variáveis Explanatórias | Unidade |
|--|----------------|
| Altitude | m |
| Declividade | % |
| Precipitação Média Anual | mm |
| Distância de Rodovias | m |
| Distância dos Cursos d'água | m |
| Distância de Infraestrutura Urbana | m |
| Distância de Pastagem | m |
| Distância de Cultura Anual e Perene | m |
| Distância de Cultura Semi-Perene | m |
| Distância de Mosaico de Agricultura e Pastagem | m |
| Distância de Mineração | m |
| Distância de unidades de conservação | m |
| Distância de áreas de mudanças | m |

Fonte: a autora.

2.4.2.3 Modelagem das transições potenciais

Após a seleção das transições de interesse e das variáveis explanatórias, cada transição foi modelada por meio do modelo baseado em Rede Neural de

Percepção Multicamada (MLPNN), no módulo LCM, gerando assim um mapa de potencial de transição para cada transição.

A MLPNN foi escolhida para a execução deste trabalho, devido a capacidade de modelar todas as transições de uma só vez e pela capacidade em modelar as relações entre as variáveis não-lineares, sendo esta a mais robusta entre os 12 diferentes procedimentos de transição potencial de modelagem (EASTMAN, 2009).

Após a modelagem foi gerado um mapa de transição potencial que representou a probabilidade de mudança para cada célula das transições de interesse, com valores entre 0 e 1, onde valores próximos a zero representam baixa probabilidade de mudança, e valores próximos a 1 representam maior potencial de mudança. Essa probabilidade foi utilizada para a realização da alocação de mudanças.

2.4.3 Modelagem das mudanças da cobertura da terra

A modelagem das mudanças inclui a etapa de validação. A validação da simulação da cobertura da terra foi realizada a partir da comparação dos mapas de cobertura da terra mapeado e simulado referente ao ano de 2017. Para a validação foi utilizada a ferramenta *Minus* e como medida adicional foi utilizada proposta metodológica de Pontius Junior, Huffaker e Denman (2004) por intermédio da ferramenta *Validate*. Foi incluído um mapa com restrição, especificamente, o mapa referente à Unidades de Conservação com o multiplicador 0,001 (LUIZ, 2014), representando pequena possibilidade de mudança nestas áreas.

2.4.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura

A determinação da quantidade de mudanças que ocorrerá em uma data futura foi obtida por meio do processo de predição Cadeia de *Markov*, onde tem-se como base a utilização de um mapa de uso e cobertura da terra mais antigo e outro mais recente. Dessa forma, a modelagem do uso e cobertura da terra foi obtida a partir da comparação da cobertura da terra entre os anos 1985 e 2014.

Com base nestes dados foram realizadas simulações para os anos 2017 e 2044. A simulação para 2017 foi utilizada para calibração e validação do modelo e a simulação para o ano 2044 representa os próximos 30 anos a partir de 2014, sendo que esta simulação foi realizada após a calibração do modelo. É importante destacar que a simulação do uso e cobertura da terra foi baseada no pressuposto de que as condições de mudanças no uso e ocupação da terra observadas entre 1985 e 2014 irão realmente permanecer.

A etapa alocação da mudança para 2017 foi realizada por meio da opção *hard prediction*, indicando para cada célula qual seria o uso e cobertura da terra no tempo futuro. Essa simulação foi realizada a partir da interação entre a matriz de transição (obtida por meio da Cadeia de Markov) e as transições potenciais mapeadas para cada *pixel* (obtidas na construção do submodelo de transição potencial). Para o ano de 2044, também foi utilizado a simulação *hard prediction*, que significa uma projeção para um cenário específico resultando em um mapa de uso e ocupação da terra com as mesmas categorias de entrada (CLARK LABS, 2016).

2.5 ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A Biomassa Acima do Solo (BAS), por unidade de área (Mg ha^{-1}) foi calculada somente a partir dos inventários florestais em larga escala provenientes do Projeto RADAMBRASIL na Amazônia. Foram utilizadas informações de volume comercial em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para parcelas que possuíam indivíduos arbóreos com medidas Circunferência a Altura do Peito (CAP) ≥ 100 cm, compondo assim um banco de dados com 2565 parcelas inventariadas (1 ha cada).

Após a obtenção do banco de dados de volume, foi realizado uma análise exploratória por meio das estatísticas descritivas observando os valores máximos, mínimos, média, desvio padrão, coeficiente de variação e erro padrão da média para se conhecer a variável em estudo, com o propósito de avaliar o comportamento e distribuição dos dados e verificar se houve a ocorrência de valores atípicos (*outlier*).

Em seguida foram aplicados a este banco de dados Fatores de Expansão de Volume (FEV = 1,537 para floresta densa e 1,506 para não-densa), para

inclusão de biomassa de árvores com DAP entre 10 e 31,83 cm das fitofisionomias e Fatores de Expansão de Biomassa (FEB) para a conversão de volume comercial ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) para biomassa final (Mg ha^{-1}) de acordo com Brown; Lugo (1992): o Volume Expandido (VE) foi multiplicado pelo FEB = 1,635 se VE > 190 e $\text{Exp}(3,213 - (0,506 * \text{Ln}(\text{VE})))$ se VE < 190. As informações referentes as densidades para aplicação da FEB foram obtidas de acordo com Nogueira et al. (2007).

Após a expansão da biomassa final e para incluir palmeiras, lianas, plantas do subbosque, estrato herbáceo, madeira morta e serapilheira foram aplicados Fatores de Expansão e Razões de acordo Nogueira et al. (2008) e MCTI (2016) conforme a Tabela 2.

Tabela 2 – Fatores de expansão e razões para a inclusão da biomassa de palmeiras, lianas, sub-bosque, estrato herbáceo, madeira morta e serapilheira em florestas densas e não densas na região Amazônica.

| Tipologia florestal | Palmeiras | Lianas | Sub-bosque | Estrato herbáceo | Madeira morta | Serapilheira |
|----------------------------|------------------|---------------|-------------------|-------------------------|----------------------|---------------------|
| Densa | 1,90 | 3,40 | 4,30 | 0,21 | 9,40 | 4,10 |
| Não Densa | 8,60 | 2,10 | 3,90 | 0,21 | 8,10 | 5,90 |

Fonte: Nogueira et al. (2008) e MCTI (2016)

Dessa forma obteve-se então o banco de dados das parcelas amostrais da BAS final correspondente ao ano de 1985. A biomassa referente aos demais períodos foram utilizadas a partir do banco de dados disponibilizado por Schepaschenko et al. (2019), Mitchard et al. (2014) e Sullivan et al. (2017), sendo esta prontamente calculada.

2.6 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

2.6.1 Técnicas de Krigagem

Para espacialização da BAS por Krigagem foram testadas quatro técnicas: Krigagem ordinária (Krig Ord); Cokrigagem tendo como variável auxiliar o mapa da vegetação por fitofisionomia (Cokrig-Veg); Cokrigagem utilizando como variável auxiliar mapa da vegetação por fitofisionomia e a precipitação média

anual (Cokrig-Veg-Prec); e Cokrigagem tendo como variável auxiliar a precipitação média anual (Cokrig-Prec). As técnicas de Krigagem são adequadas para estudo devido à natureza das variáveis, consideradas heterogêneas e variam conforme o tempo. Segundo Yamamoto e Landim (2013) a Krigagem apresenta estimativas não tendenciosas e a mínima variância associada ao valor estimado.

Para execução desta etapa, inicialmente o banco de dados da BAS final foi aleatoriamente subdividido em duas subamostras: um conjunto com 10% das amostras e outro conjunto com 90% das amostras. O primeiro conjunto correspondente a 10% dos dados foi utilizado para a validação e determinação do melhor modelo de interpolação após a obtenção dos mapas de BAS conforme a metodologia de Barni et al. (2016).

As técnicas de espacialização foram realizadas por meio da ferramenta *Geostatistical Analyst* do aplicativo computacional ArcGIS 10.3.

2.6.2 Validação do desempenho dos interpoladores

O desempenho dos interpoladores foi analisado por meio da Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) proposto por Hengl (2009) (Equação 1), Erro Quadrático Médio (EQM) proposto por Phillips; Dolph; Marks (1992) (Equação 2), percentual de eficiência (EF%) proposto por Greenwood; Neeteson; Draycott (1985) (Equação 3), coeficiente de determinação ajustado (R^2) (Equação 4), coeficiente de correlação (r) (Equação 5), índice de concordância proposto por Willmott (1981) (Equação 6) e índice de confiança proposto por Camargo e Sentelhas, (1996) (Equação 7) (BARNI et al., 2016).

$$RMSE = \left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Z_{obs}(x_i) - Z_{est}(x_i)]^2 \right\}^{0,5} \quad (1)$$

Em que,

n : número de valores utilizados na validação;

$Z_{obs}(x_i)$: o valor estimado da propriedade no i -ésimo ponto; e

$Z_{est}(x_i)$: valor observado da propriedade no i -ésimo ponto

Pressupõe que quanto maior o valor do RMSE maior é a superestimação dos valores de biomassa pelo modelo em avaliação.

$$EQM = \frac{\sum_1^n (Ei - Oi)}{n} \quad (2)$$

Em que,

EQM : erro quadrático médio;

O_i : valores observados nos pontos do conjunto de teste;

E_i : valores estimados pelos interpoladores em cada ponto; e

n : número de observações (correspondente ao conjunto com 10% das amostras).

Este teste também pressupõe que quanto maior o valor do EQM maior é a superestimação dos valores de biomassa.

$$\%EF = 100x \left(\frac{\sum_i^n (Ei - Oi)^2}{\sum_i^n (Oi - \hat{O})^2} \right) \quad (3)$$

Em que,

$\%EF$: percentual de eficiência e;

E_i : valores estimados pelos interpoladores;

O_i : valores observados nos pontos do conjunto de teste; e

\hat{O} : média dos valores observados na amostra reservada.

Quanto maior for o valor encontrado de %EF menor é a eficiência do modelo em estimar a biomassa.

$$R_a^2 = 1 - \left(\frac{n-1}{n-(p+1)} \right) (1 - R_p^2) \quad (4)$$

Em que,

R_a^2 : coeficiente de determinação ajustado;

n : tamanho da amostra;

p : número de variáveis independentes; e

R_p^2 : coeficiente múltiplo de determinação

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\left(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2\right)}} \quad (5)$$

Em que,

r : coeficiente de correlação de Pearson e

x e y : valores da série observada e da série linear gerada, respectivamente.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - E_i)^2}{\sum_{i=1}^n [(E_i - O_i) + (O_i - \bar{O})]^2} \quad (6)$$

Em que,

d : índice de concordância ou ajuste;

O_i : valores observados nos pontos do conjunto de teste;

E_i : valores estimados pelos interpoladores em cada ponto; e

\bar{O} : média dos valores observados na amostra reservada.

O teste indica que os valores variam de “zero” (não existe concordância) a “um” (concordância perfeita).

$$c = r \times d \quad (7)$$

Em que,

c : índice de confiança ou desempenho (c);

r : coeficiente de correlação; e

d : índice de concordância

O teste indica que os valores variam de “zero” (não existe concordância) a “um” (concordância perfeita).

Todos estes parâmetros foram calculados a partir da subamostra de pontos e comparados com os valores estimados pelos quatro métodos nas mesmas coordenadas. Foi aplicado também um teste de médias (Teste-t) entre os valores previstos pelos quatro modelos e os valores da amostra a fim de comparar e verificar se os resultados diferem ou não da média da amostral (BARNI et al., 2016), sendo este realizado por meio do *software R Core Team* (2018), versão 1.1.456.

Assim para espacialização da BAS, foi utilizado o melhor modelo entre as quatro técnicas de krigagem, o que possibilitou obter o conteúdo de biomassa por classe de fitofisionomia.

A avaliação do desempenho dos interpoladores foi testada somente para o ano de 1985, por ser o primeiro ano de estudo e por conter o maior número de pontos amostrais. A precipitação pluviométrica utilizada refere-se a precipitação média entre 1980 e 1983 (período referente ao mesmo período do inventário florestal da RadamBrasil). Após a definição da melhor técnica de interpolação e com o objetivo de padronizar o mesmo método para análise entre os anos, a mesma técnica foi adotada para os anos de 2017 e 2044.

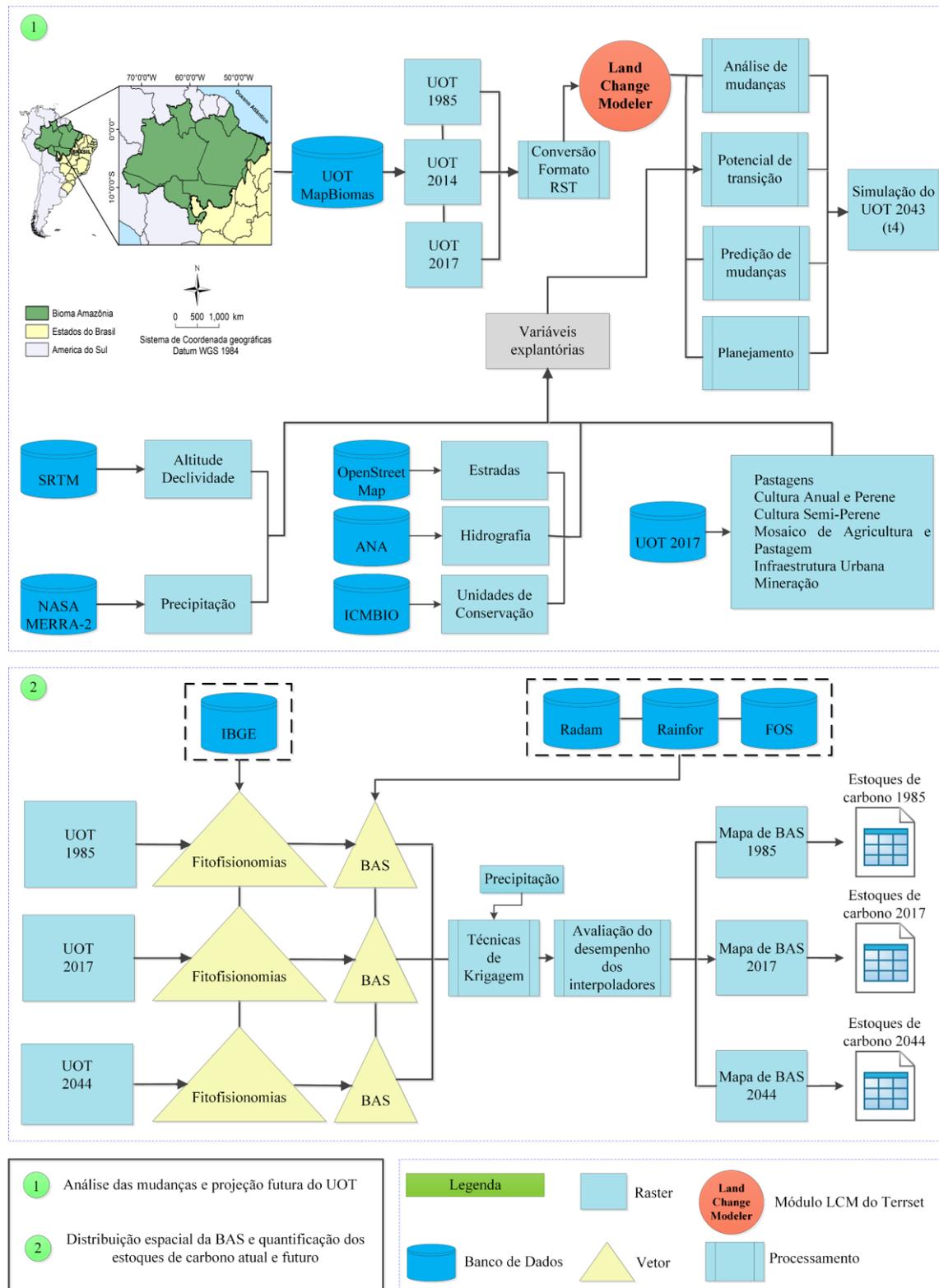
2.7 QUANTIFICAÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO ASSOCIADA A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A quantificação dos estoques de carbono para os três períodos (1985, 2017 e 2044) foi gerada a partir da distribuição espacial de BAS obtidas nas etapas anteriores e realizada somente em áreas de vegetação nativa do produto MapBiomass com integração do mapa de fitofisionomias florestais.

Para estimar os estoques de carbono nas fitofisionomias florestais foi utilizada a relação determinada por Silva (2007) onde 1 tonelada de biomassa seca (Mg) contém 0,485 toneladas de carbono (Mg C). Dessa forma, foi possível verificar em quais áreas e/ou fitofisionomias ocorreu ganhos e perdas de carbono.

A Figura 4 simplifica as etapas metodológicas necessárias para desenvolvimento desta pesquisa conforme descritas acima.

Figura 4 – Fluxograma simplificado referente às etapas metodológicas desta pesquisa.



Em que: UOT- Uso e Ocupação da Terra; SRTM - Shuttle Radar Topography Mission, NASA - National Aeronautics and Space Administration; MERRA-2 - Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2; ANA - Agência Nacional de Águas; ICMBIO - Instituto Chico Mendes de

Conservação da Biodiversidade, IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ; RADAM - Projeto Radar da Amazônia; RAINFOR - Rede Amazônica de Inventários Florestais; FOS - Forest Observation System.

Fonte: a autora.

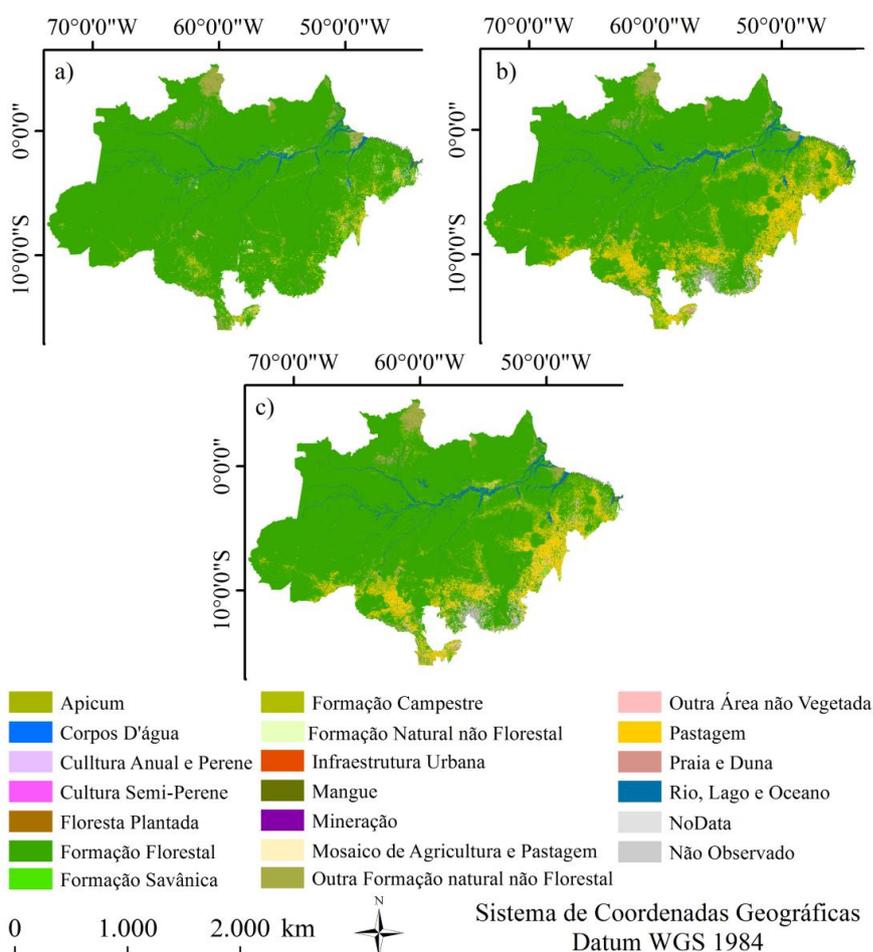
3 RESULTADOS

3.1 DINÂMICA DAS MUDANÇAS E PROJEÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA FUTURO

3.1.1 Mapeamento do uso e ocupação da terra entre os anos 1985, 2014 e 2017

O mapeamento do uso e ocupação da terra do bioma Amazônia para o ano de 1985, 2014 e 2017 é apresentada na Figuras 5 e as quantificações em quilômetros quadrados e percentuais em relação à área de estudo são apresentadas na Tabela 3.

Figura 5 – Uso e ocupação da terra em 1985 (a), 2014 (b) e 2017 (c)



Fonte: a autora.

Ao analisar os três cenários, percebe-se visualmente que de forma geral a classe Formação Florestal ocupa maior extensão territorial, porém com o passar dos anos esta classe reduziu concomitante ao aumento das áreas de Pastagem.

Tabela 3 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra dos anos de 1985, 2014 e 2017

| Classes | 1985 | | 2014 | | 2017 | |
|--------------------------------------|------------------------|------------|------------------------|------------|------------------------|------------|
| | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % |
| Formação Florestal | 3.844.800,75 | 91,20 | 3.452.129,25 | 81,89 | 3.482.721,50 | 82,61 |
| Formação Savânica | 4.708,50 | 0,11 | 4.804,50 | 0,11 | 3.060,25 | 0,07 |
| Mangue | 7.234,25 | 0,17 | 7.510,25 | 0,18 | 6.827,50 | 0,16 |
| Floresta Plantada | 25,00 | 0,00 | 305,25 | 0,01 | 438,00 | 0,01 |
| Formação Natural Não Florestal | 0,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Formação Campestre | 3.340,75 | 0,08 | 5.573,75 | 0,13 | 3.574,25 | 0,08 |
| Apicum | 139,25 | 0,00 | 283,00 | 0,01 | 401,75 | 0,01 |
| Outra Formação Natural Não Florestal | 117.054,50 | 2,78 | 110.970,75 | 2,63 | 114.915,75 | 2,73 |
| Pastagem | 71.046,50 | 1,69 | 437.670,00 | 10,38 | 375.159,50 | 8,90 |
| Cultura Anual e Perene | 793,25 | 0,02 | 41.232,50 | 0,98 | 44.500,50 | 1,06 |
| Cultura Semi-Perene | 0,00 | 0,00 | 709,00 | 0,02 | 608,75 | 0,01 |
| Mosaico de Agricultura e Pastagem | 58.849,75 | 1,40 | 33.311,75 | 0,79 | 69.413,25 | 1,65 |
| Infraestrutura urbana | 1.939,75 | 0,05 | 2.798,50 | 0,07 | 2.781,25 | 0,07 |
| Mineração | 13,25 | 0,00 | 119,00 | 0,00 | 146,75 | 0,00 |
| Praia e Duna | 31,00 | 0,00 | 53,50 | 0,00 | 43,00 | 0,00 |
| Outra Área Não Vegetada | 6.299,25 | 0,15 | 3.079,25 | 0,07 | 3.316,50 | 0,08 |
| Corpos D'água | 6,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,25 | 0,00 |
| Rio, Lago e Oceano | 99.112,25 | 2,35 | 114.814,50 | 2,72 | 107.465,25 | 2,55 |
| Não Observado | 53,75 | 0,00 | 160,75 | 0,00 | 57,75 | 0,00 |
| NoData | 195,00 | 0,00 | 117,75 | 0,00 | 203,50 | 0,00 |
| Soma | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 |

Fonte: a autora.

A classe pastagem, em 1985, apresentava uma área de 71.046,50 km² (1,69%) e em 2014 houve aumento expressivo para 437.670,00 km² (10,38%). Em 2017 houve uma pequena redução para 375.159,50 km² (8,90%).

De forma geral, em 1985, as classes Outra Formação Natural Não Florestal (2,78%), Mosaico de Agricultura e Pastagem (1,40%), Rio, Lago e Oceano (2,35) também se destacaram em relação as suas extensões territoriais, onde ao comparar com os demais anos as mesmas variaram ao longo do tempo, apresentando reduções em 2014 e, em seguida, aumento em 2017, exceto a classe Rio, Lago e Oceano que apresentou acréscimo em 2014 e redução 2017, sendo que esta última variação ainda apresenta uma área maior em 1985. As demais classes apresentaram extensões em área entre 0% e 0,17% em 1985, 0% e 0,98%, em 2014, e 0% e 0,16%, em 2017.

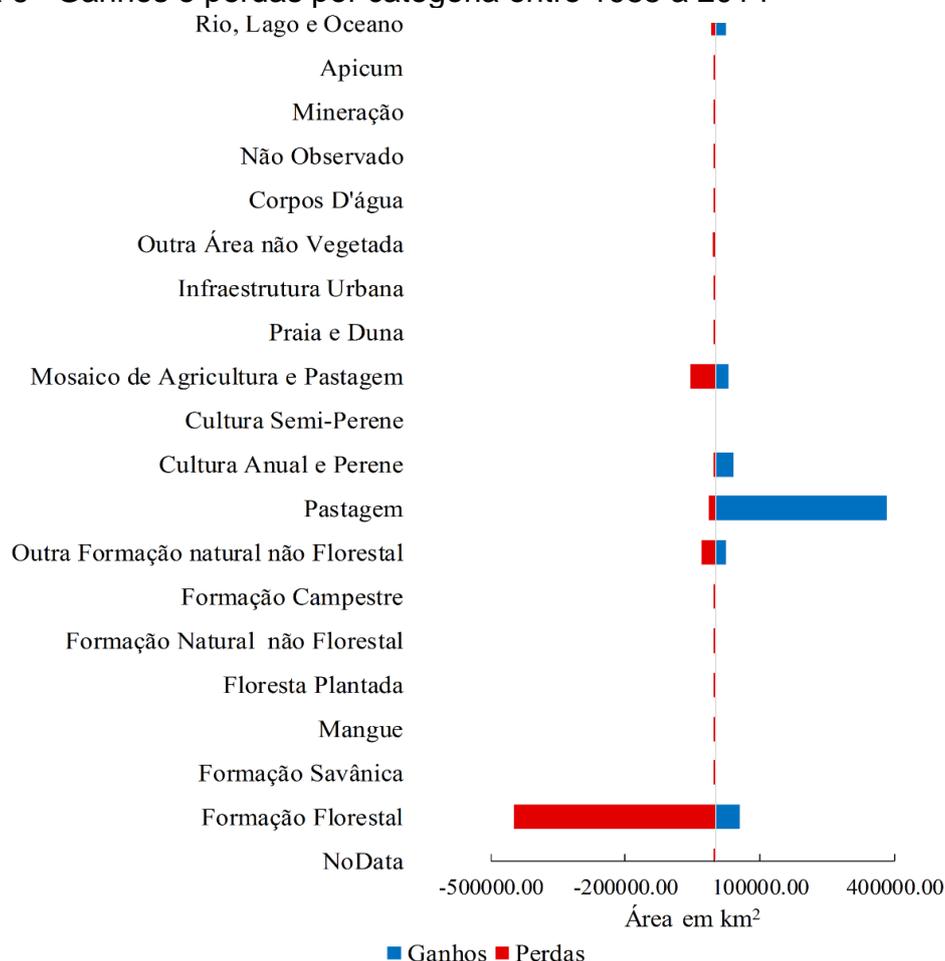
As classes antrópicas como Cultura Anual e Perene e Mineração, também se destacam, pois aumentaram continuamente de 793,25 km² (0,02%) para 44.500,50km² (1,06%) e de 13,25 km² (0,00%) para 146,75 km² (0,00%), respectivamente. A classe Cultura Semi-Perene não apresentou indícios em 1985, mas em 2014 apresentou uma área de 709,00 km² (0,02%) e, em 2017, houve uma pequena redução, com 608,75 km² (0,01%). A classe Infraestrutura urbana apresentou em 1985 uma área equivalente a 1.939,75 km² (0,05%), em 2014 houve um aumento para 2.798,50 km² (0,07%) e, em 2017, teve uma pequena redução para 2.781,25 km², mas permanecendo ainda com um percentual de 0,07% em área.

3.1.2 Análise gráfica e tabular de mudanças entre os anos 1985 e 2014

A Figura 6 representa os ganhos e perdas de cada classe no período analisado. Os resultados demonstram que as classes que apresentaram maior incremento de área é representada pela classe Pastagem com 381.386,25 km², enquanto a que apresentou maior perda em área foi a classe Formação Florestal, reduzindo 447.377,00 km². A classe Mosaico de Agricultura e Pastagem reduziu 54.230,25 km² e houve acréscimo de 28.692,25 km², a classe Outra Formação natural não Florestal reduziu 31.115,25 km² e aumentou 2.503,5 km². A classe Cultura Anual e Perene apresentou redução

de 167,50 km² e um expressivo aumento de 40.606,75 km² em área e a classe Rio, Lago e Oceano reduziu 9.566,50 km² e aumentou 25.268,75 km². As demais classes apresentaram pequenas variações de ganho e perda de área.

Figura 6– Ganhos e perdas por categoria entre 1985 a 2014



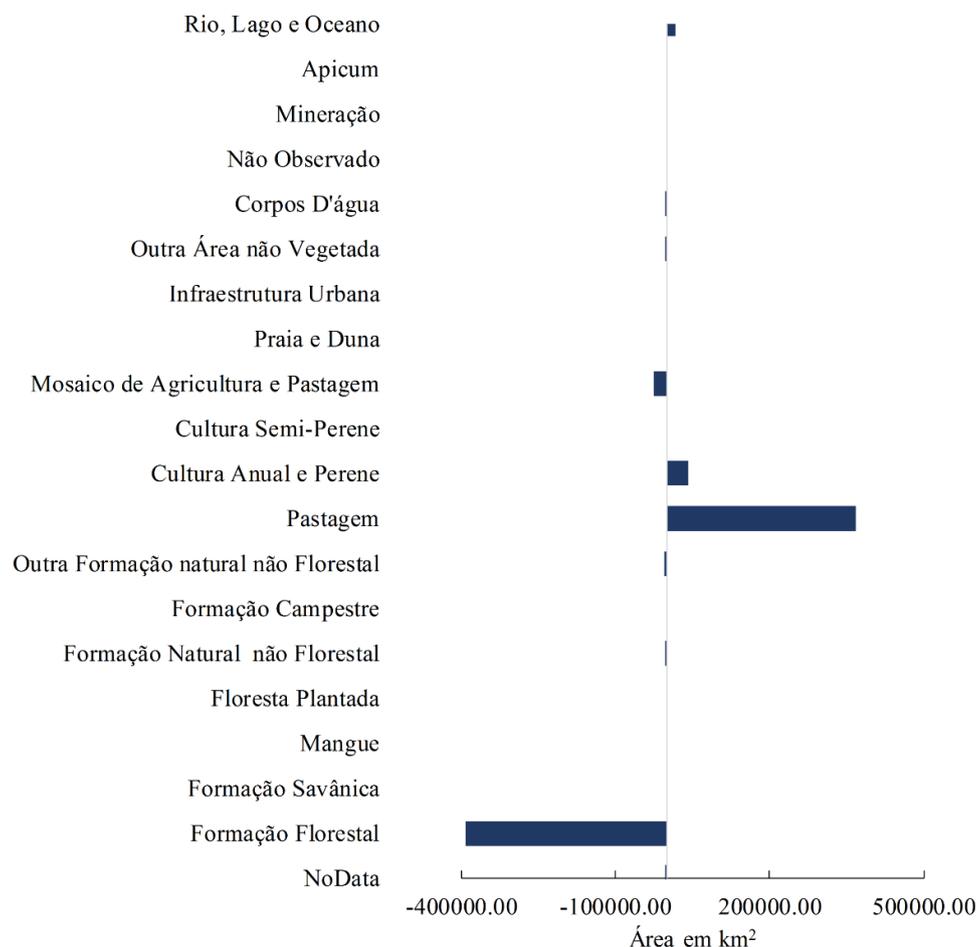
| Classes | Perdas (km ²) | Ganhos (km ²) | Classes | Perdas (km ²) | Ganhos (km ²) |
|--------------------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| NoData | -115,75 | 38,50 | Cultura Semi-Perene | 0,00 | 709,00 |
| Formação Florestal | -447.377,00 | 54.705,50 | Mosaico de Agricultura e Pastagem | -54.230,25 | 28.692,25 |
| Formação Savânica | -3.517,50 | 3.613,50 | Praia e Duna | -18,25 | 40,75 |
| Mangue | -1.290,25 | 1.566,50 | Infraestrutura Urbana | -306,25 | 1.165,00 |
| Floresta Plantada | -22,50 | 302,75 | Outra Área não Vegetada | -6.087,75 | 2.867,75 |
| Formação Natural não Florestal | -0,50 | 0,00 | Corpos D'água | -6,00 | 0,00 |
| Formação Campestre | -1.526,25 | 3.759,25 | Não Observado | -33,25 | 140,25 |
| Outra Formação natural não Florestal | -31.115,25 | 25.031,50 | Mineração | -10,50 | 116,25 |
| Pastagem | -14.762,75 | 381.386,25 | Apicum | -103,50 | 247,25 |
| Cultura Anual e Perene | -167,50 | 40.606,75 | Rio, Lago e Oceano | -9.566,50 | 25.268,75 |

Fonte: a autora.

A variação líquida para cada classe de uso do solo é apresentada na figura 7. As classes que apresentaram maiores variações líquidas foram as classes Formação Florestal (-392.671,50 km²) e Pastagem (366.623,50 km²),

seguidas das classes Cultura Anual e Perene (40439,25 km²), Mosaico de Agricultura e Pastagem (-25.538,00 km²) e Rio, Lago e Oceano (15.702,25 km²). As demais classes também apresentaram pequenas variações assim como na figura 6.

Figura 7 – Variação líquida por categoria entre 1985 a 2014



| Classes | Variação (km ²) | Classes | Variação (km ²) |
|--------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|
| NoData | -77,25 | Cultura Semi-Perene | 709,00 |
| Formação Florestal | -392.671,50 | Mosaico de Agricultura e Pastagem | -25.538,00 |
| Formação Savânica | 96,00 | Praia e Duna | 22,50 |
| Mangue | 276,00 | Infraestrutura Urbana | 858,75 |
| Floresta Plantada | 280,25 | Outra Área não Vegetada | -3.220,00 |
| Formação Natural não Florestal | -0,50 | Corpos D'água | -6,00 |
| Formação Campestre | 2.233,00 | Não Observado | 107,00 |
| Outra Formação natural não Florestal | -6.083,75 | Mineração | 105,75 |
| Pastagem | 366.623,50 | Apicum | 143,75 |
| Cultura Anual e Perene | 40.439,25 | Rio, Lago e Oceano | 15.702,25 |

Fonte: a autora.

3.1.3 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial

O teste e seleção das variáveis explanatórias relacionadas às mudanças da cobertura da terra são apresentados na Tabela 4, com os respectivos valores do teste Cramer-V. Todas as variáveis foram selecionadas, com exceção das variáveis Distâncias Cultura Anual e Perene e Distância Cultura Semi-Perene. Apesar destas apresentarem valores acima de 0,15, foi verificado que após vários testes, a exclusão das mesmas aumentou o desempenho da modelagem da Rede neural MLP.

As variáveis com Cramer-V mais alto foram Precipitação Média Anual (0,3056), Declividade (0,3021), Altitude (0,3015), seguido de Distância das áreas de mudanças (0,2597) e Distância Mosaico de Agricultura e Pastagem (0,2517).

Tabela 4 – Teste e seleção das variáveis explanatórias para inclusão no sub-modelo de transição potencial

| Variáveis Explanatórias | Unidade | Cramer-V | Status de seleção |
|--|---------|----------|-------------------|
| Altitude | m | 0,3015 | Selecionada |
| Declividade | % | 0,3021 | Selecionada |
| Precipitação Média Anual | mm | 0,3056 | Selecionada |
| Distância de Rodovias | m | 0,2142 | Selecionada |
| Distância dos Cursos d'água | m | 0,2467 | Selecionada |
| Distância de Infraestrutura Urbana | m | 0,2361 | Selecionada |
| Distância de Pastagem | m | 0,2214 | Selecionada |
| Distância de Cultura Anual e Perene | m | 0,1601 | *Não Selecionada |
| Distância de Cultura Semi-Perene | m | 0,1561 | *Não Selecionada |
| Distância de Mosaico de Agricultura e Pastagem | m | 0,2517 | Selecionada |
| Distância de Mineração | m | 0,1604 | Selecionada |
| Distância de unidades de conservação | m | 0,2159 | Selecionada |
| Distância de áreas de mudanças | m | 0,2597 | Selecionada |

Em que: * = variável excluída do modelo com o objetivo de melhorar o desempenho da modelagem da Rede Neural.

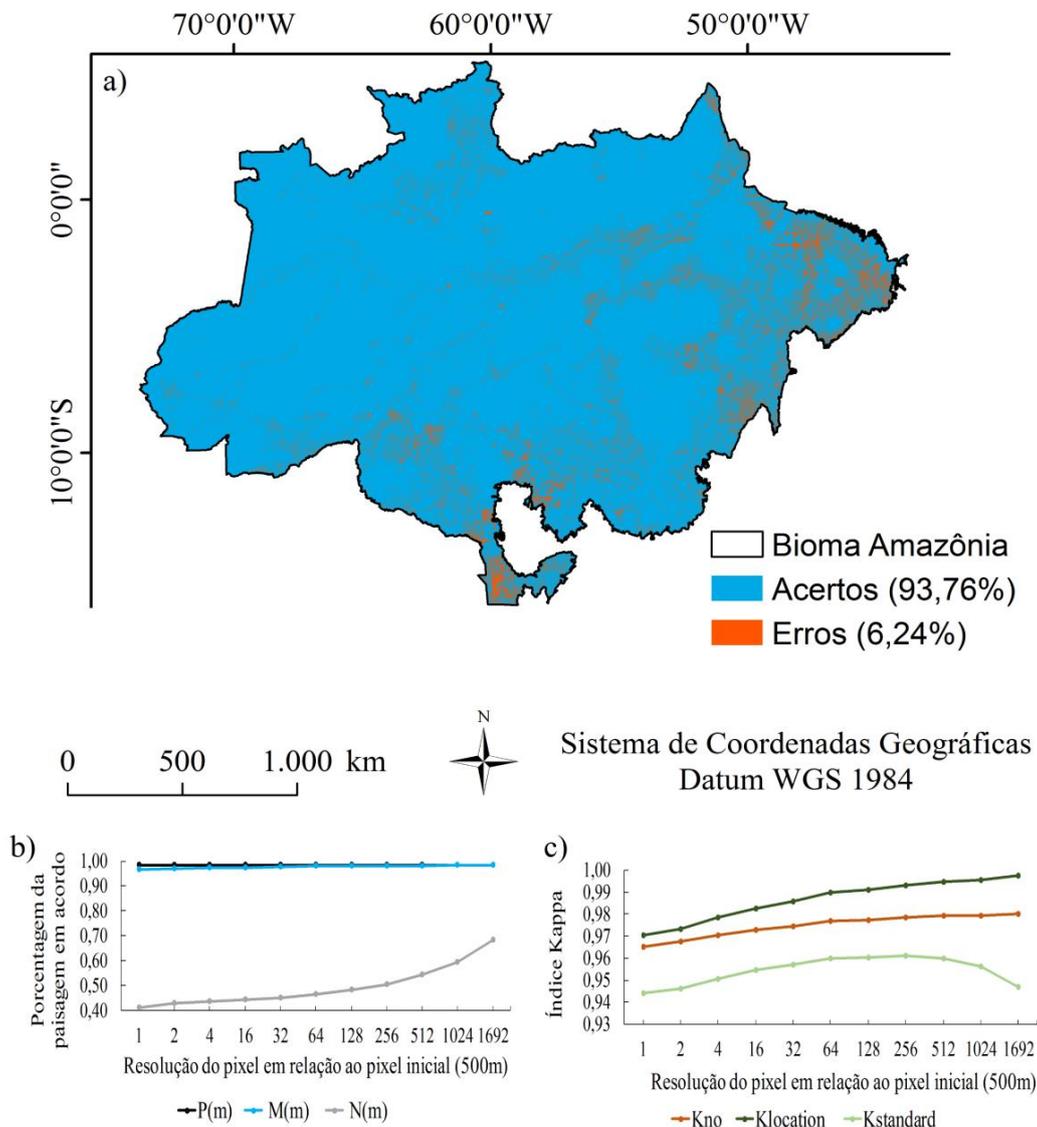
Fonte: a autora.

3.1.4 Modelagem das transições potenciais a partir MLP Neural Network

O melhor resultado do treinamento da rede Neural MLP a partir da interação das variáveis explanatórias com as transições de interesse foi de 87,86 % após 10.000 iterações. Este valor foi superior a 75%, valor mínimo aceitável para uma boa taxa de acurácia (EASTMAN, 2016). Dessa forma considera-se a seleção do período de calibração adequado.

A fim verificar com mais robustez a concordância entre uso e ocupação da terra mapeado e simulado para 2017, a Figura 8 apresenta a espacialização do resultado da aplicação da ferramenta *Minus* (classificação dos *pixels* com acertos e erros), os indicadores de concordância e índices kappa.

Figura 8 – Validação da simulação do uso e cobertura da terra para 2017. a) Espacialização dos acertos e erros, b) Indicadores de concordância e c) Índices kappa



Fonte: a autora.

Os resultados indicaram que a imagem simulada, apresentou um mapeamento equivalente à imagem mapeada (acertos) equivalente a 93,76% e que as classes simuladas em inconformidade com a classe mapeada (erros de comissão) representam 6,24%. Esse percentual indica que o resultado foi satisfatório entre as duas imagens comparadas.

Foi verificado que os indicadores de concordância M(m) e P(m), os quais trazem informações em diferentes graus de informação tanto de localização dos

pixels de cada categoria, quanto da quantidade deles por categoria, apresentam valores próximo a 1, configurando uma excelente acurácia. Enquanto que o acordo $N(m)$, no qual a localização dos pixels é embaralhada, de maneira geral o desempenho do modelo inicia com baixa acurácia (0,4), mas aumenta o desempenho conforme o pixel é aumentado, sendo classificado como razoável.

Quanto aos indicadores Kappa, todos os índices apresentaram valores superiores a 0,94, considerados excelentes. À medida que a janela de pixels aumenta, os valores dos índices aumentam proporcionalmente, com exceção do indicador Kstandard que apresentou redução a partir da resolução 512. A partir desses resultados, considerou-se que o LCM estava calibrado para trabalhar os cenários de expansão urbana futuros.

3.1.4 Simulação da cobertura da terra e predição futura

A matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2044 é apresentada na Tabela 5. Em 30 anos as classes de cobertura com menor chance de sofrer alteração, ou seja, com maior probabilidade de persistência, são: Rio, Lago e Oceano (89,93%), Formação Florestal (87,58%), Infraestrutura Urbana (83,40%), Mangue (81,17%), Pastagem (77,47%), Cultura Anual e Perene (77,32%), Outra Formação natural não Florestal (71,32%). As demais classes apresentaram persistência abaixo de 49%. Dessa forma a tendência das classes de cobertura é maior para persistência do que para mudança. Os menores valores para persistência contemplam as classes Formação Natural não Florestal, Cultura Semi-Perene, Corpos D'água, onde todas apresentaram valor 0 e para as classes Floresta Plantada, Mosaico de Agricultura e Pastagem e Outra Área não Vegetada, estas apresentaram 2,64%, 3,33% e 0,57% respectivamente.

Os maiores valores para probabilidade de mudanças são as conversão de Floresta Plantada em Formação Florestal (77,69%), Formação Natural não Florestal em Formação Campestre (74,82%), Não Observado em Rio, Lago e Oceano e Mosaico de Agricultura e Pastagem em Formação Florestal (35,73%).

Quanto a principal transição ocorrida no bioma, conversão Formação Florestal em Pastagem, o valor da probabilidade de mudanças foi de 9,74%.

Tabela 5 – Matriz de transição potencial entre o uso e ocupação da terra 2014 e 2044

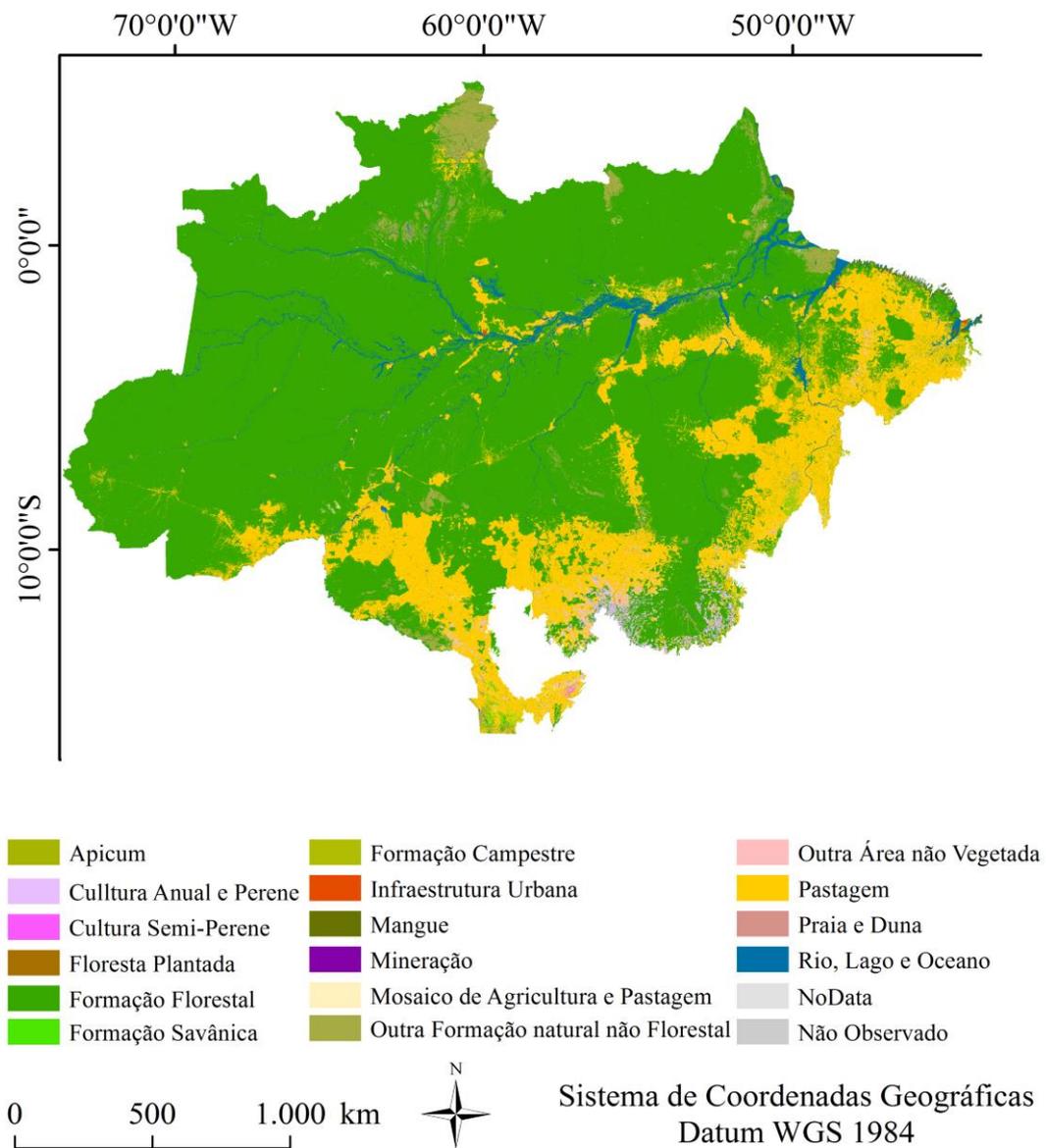
| | Cl. 1 | Cl. 2 | Cl. 3 | Cl. 4 | Cl. 5 | Cl. 6 | Cl. 7 | Cl. 8 | Cl. 9 | Cl. 10 | Cl. 11 | Cl. 12 | Cl. 13 | Cl. 14 | Cl. 15 | Cl. 16 | Cl. 17 | Cl. 18 | Cl. 19 | Cl. 20 |
|--------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Cl. 1 | 0,3150 | 0,1640 | 0,0013 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0119 | 0,0384 | 0,0022 | 0 | 0,0028 | 0,0012 | 0,0015 | 0 | 0 | 0,4159 | 0 | 0 | 0,0458 |
| Cl. 2 | 0 | 0,8758 | 0,0005 | 0,0004 | 0,0001 | 0 | 0,0001 | 0,0056 | 0,0974 | 0,0081 | 0,0001 | 0,0055 | 0 | 0,0001 | 0,0003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0059 |
| Cl. 3 | 0 | 0,1867 | 0,1505 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,1308 | 0,0012 | 0,3621 | 0,0337 | 0,0014 | 0,1194 | 0 | 0,0001 | 0,0078 | 0 | 0,0001 | 0,0002 | 0,0006 | 0,0052 |
| Cl. 4 | 0,0011 | 0,1311 | 0,0001 | 0,8117 | 0 | 0 | 0,0003 | 0,0059 | 0 | 0 | 0 | 0,0020 | 0,0003 | 0,0002 | 0,0002 | 0 | 0 | 0 | 0,0046 | 0,0426 |
| Cl. 5 | 0 | 0,7769 | 0,0009 | 0 | 0,0264 | 0 | 0,0007 | 0,1527 | 0,0085 | 0,0092 | 0 | 0,0196 | 0 | 0 | 0,0047 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 |
| Cl. 6 | 0 | 0 | 0,0658 | 0 | 0 | 0 | 0,7482 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1545 | 0 | 0 | 0,0280 | 0 | 0 | 0,0005 | 0,0030 | 0 |
| Cl. 7 | 0 | 0,0590 | 0,0837 | 0,0002 | 0 | 0 | 0,4857 | 0,0009 | 0,1679 | 0,0139 | 0,0002 | 0,1499 | 0 | 0,0005 | 0,0218 | 0 | 0,0001 | 0,0006 | 0,0040 | 0,0115 |
| Cl. 8 | 0 | 0,1588 | 0,0091 | 0,0007 | 0,0001 | 0 | 0,0205 | 0,7132 | 0,0323 | 0,0023 | 0 | 0,0404 | 0 | 0,0006 | 0,0075 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0145 |
| Cl. 9 | 0 | 0,1158 | 0,0022 | 0 | 0,0003 | 0 | 0,0007 | 0,0043 | 0,7747 | 0,0617 | 0,0045 | 0,0284 | 0 | 0,0028 | 0,0017 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0028 |
| Cl. 10 | 0 | 0,0236 | 0,0028 | 0 | 0 | 0 | 0,0018 | 0,0078 | 0,1049 | 0,7732 | 0,0066 | 0,0680 | 0 | 0,0037 | 0,0073 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0002 |
| Cl. 11 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 | 0,0500 |
| Cl. 12 | 0 | 0,3573 | 0,0070 | 0,0005 | 0,0003 | 0 | 0,0068 | 0,0286 | 0,4996 | 0,0433 | 0,0028 | 0,0333 | 0 | 0,0020 | 0,0024 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0002 | 0,0158 |
| Cl. 13 | 0 | 0,1516 | 0,0004 | 0,0192 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0286 | 0,0217 | 0 | 0 | 0,0391 | 0,3210 | 0,0096 | 0,0208 | 0 | 0 | 0 | 0,0181 | 0,3697 |
| Cl. 14 | 0 | 0,0440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0003 | 0,0055 | 0,0684 | 0,0082 | 0 | 0,0250 | 0 | 0,8340 | 0,0074 | 0 | 0 | 0 | 0,0005 | 0,0066 |
| Cl. 15 | 0 | 0,5011 | 0,0072 | 0,0001 | 0,0003 | 0 | 0,0180 | 0,0891 | 0,2446 | 0,0104 | 0,0011 | 0,0366 | 0,0010 | 0,0081 | 0,0057 | 0 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0015 | 0,0748 |
| Cl. 16 | 0 | 0,6700 | 0,0006 | 0,0001 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,0023 | 0,0258 | 0 | 0 | 0,0091 | 0 | 0 | 0,0011 | 0 | 0 | 0 | 0,0001 | 0,2906 |
| Cl. 17 | 0 | 0,1074 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0311 | 0,0189 | 0 | 0 | 0,0050 | 0,0111 | 0 | 0,0008 | 0 | 0,2851 | 0 | 0,0001 | 0,5406 |
| Cl. 18 | 0 | 0,3561 | 0,0025 | 0 | 0,0001 | 0 | 0,0009 | 0,0695 | 0,1680 | 0 | 0,0008 | 0,1353 | 0 | 0 | 0,0125 | 0 | 0 | 0,1017 | 0,0001 | 0,1524 |
| Cl. 19 | 0,0020 | 0,2683 | 0,0058 | 0,0547 | 0 | 0 | 0,0128 | 0,0581 | 0,0008 | 0 | 0 | 0,0132 | 0,0060 | 0,0021 | 0,0035 | 0 | 0,0004 | 0 | 0,1480 | 0,4244 |
| Cl. 20 | 0,0002 | 0,0549 | 0,0003 | 0,0020 | 0 | 0 | 0,0013 | 0,0262 | 0,0059 | 0,0003 | 0 | 0,0054 | 0,0003 | 0,0001 | 0,0028 | 0 | 0,0004 | 0 | 0,0006 | 0,8993 |

Em que: Cl. 1=NoData, Cl. 2=Formação Florestal, Cl. 3=Formação Savânica, Cl. 4=Mangue, Cl. 5=Floresta Plantada, Cl.6=Formação Natural não Florestal, Cl. 7=Formação Campestre, Cl. 8=Outra Formação natural não Florestal, Cl. 9=Pastagem, Cl. 10=Cultura Anual e Perene, Cl. 11=Cultura Semi-Perene, Cl. 12=Mosaico de Agricultura e Pastagem, Cl. 13=Praia e Duna, Cl. 14=Infraestrutura Urbana, Cl. 15=Outra Área não Vegetada, Cl. 16=Corpos D'água, Cl. 17=Não Observado, Cl. 18=Mineração, Cl. 19=Apicum e Cl. 20=Rio, Lago e Oceano.

Fonte: a autora.

De acordo com a matriz de transição da cobertura da terra da Tabela 5, a alocação da cobertura da terra realizada para 2044 (*hard prediction*) é apresentada na Figura 9. Percebe-se visualmente e de forma geral que a Formação Florestal ainda será a maior classe representativa seguida da classe Pastagem.

Figura 9 – Simulação futura para o uso e ocupação da terra para 2044

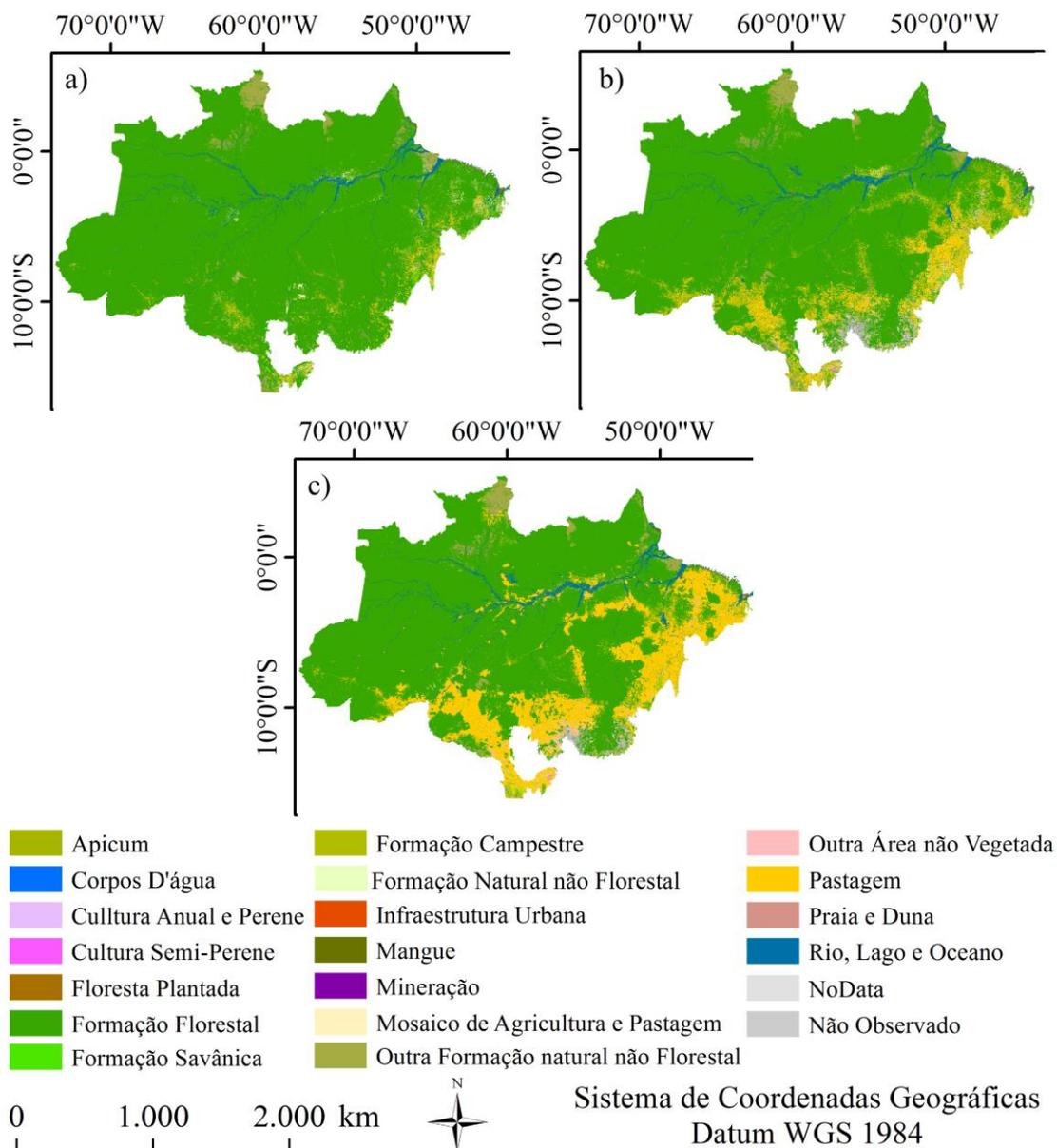


Fonte: a autora.

A representação gráfica da comparação do uso e cobertura da terra para os anos de 1985, 2017 e 2044 é representado na Figura 10. Ao analisar os três cenários (passado, presente e futuro), percebe-se visualmente, de forma geral,

uma expressiva redução da classe Formação Florestal e um aumento expressivo das áreas de pastagem. É importante ressaltar que, essas mudanças poderão ocorrer caso permaneçam as mesmas alterações ocorridas entre 1985 e 2014.

Figura 10 – Uso e ocupação da terra para os anos em 1985(a), 2017(b) e 2044(c)



Fonte: a autora.

As classes de uso e cobertura da terra para anos de 1985, 2017 e 2044 com suas respectivas quantificações em quilômetros quadrados e os percentuais em relação à área de estudo são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra dos anos de 1985, 2017 e 2044

| Classes | 1985 | | 2017 | | 2044 | |
|--------------------------------------|------------------------|------------|------------------------|------------|------------------------|------------|
| | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % | Área(km ²) | % |
| Formação Florestal | 3.844.800,75 | 91,20 | 3.482.721,50 | 82,61 | 3.115.892,25 | 73,91 |
| Formação Savânica | 4.708,50 | 0,11 | 3.060,25 | 0,07 | 4.804,50 | 0,11 |
| Mangue | 7.234,25 | 0,17 | 6.827,50 | 0,16 | 7.510,25 | 0,18 |
| Floresta Plantada | 25,00 | 0,00 | 438,00 | 0,01 | 305,25 | 0,01 |
| Formação Natural Não Florestal | 0,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Formação Campestre | 3.340,75 | 0,08 | 3.574,25 | 0,08 | 5.573,75 | 0,13 |
| Apicum | 139,25 | 0,00 | 401,75 | 0,01 | 283,00 | 0,01 |
| Outra Formação Natural Não Florestal | 117.054,50 | 2,78 | 114.915,75 | 2,73 | 110.970,75 | 2,63 |
| Pastagem | 71.046,50 | 1,69 | 375.159,50 | 8,90 | 773.907,00 | 18,36 |
| Cultura Anual e Perene | 793,25 | 0,02 | 44.500,50 | 1,06 | 41.232,50 | 0,98 |
| Cultura Semi-Perene | 0,00 | 0,00 | 608,75 | 0,01 | 709,00 | 0,02 |
| Mosaico de Agricultura e Pastagem | 58.849,75 | 1,40 | 69.413,25 | 1,65 | 33.311,75 | 0,79 |
| Infraestrutura urbana | 1.939,75 | 0,05 | 2.781,25 | 0,07 | 2.798,50 | 0,07 |
| Mineração | 13,25 | 0,00 | 146,75 | 0,00 | 119,00 | 0,00 |
| Praia e Duna | 31,00 | 0,00 | 43,00 | 0,00 | 53,50 | 0,00 |
| Outra Área Não Vegetada | 6.299,25 | 0,15 | 3.316,50 | 0,08 | 3.079,25 | 0,07 |
| Corpos D'água | 6,00 | 0,00 | 8,25 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Rio, Lago e Oceano | 99.112,25 | 2,35 | 107.465,25 | 2,55 | 114.814,50 | 2,72 |
| Não Observado | 53,75 | 0,00 | 57,75 | 0,00 | 160,75 | 0,00 |
| NoData | 195,00 | 0,00 | 203,50 | 0,00 | 117,75 | 0,00 |
| Soma | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 | 4.215.643,25 | 100 |

Fonte: a autora.

Percebe-se que o longo dos anos que as classes relacionadas à floresta reduziram de forma linear ao longo do tempo, onde Formação Florestal apresenta em 1985, 91,20% (3.844.800,75 km²). Em 2017 reduziu para 82,61% (3.482.721,50 km²) e na previsão futura para 2044, haverá uma redução para 73,91% (3.115.892,25 km²). Houve também redução para as classes de vegetação Formação Savânica, Floresta Plantada, com exceção da classe Mangue que houve descréscimo para 2014 e um pequeno aumento para 2044 (0,18%).

Em relação as classes agrícolas, a classe Pastagem aumentou consideravelmente para os três cenários. Em 1985 apresentava 1,69% (71.046,50 km²), em 2017 aumentou para 8,90% (375.159,50 km²) e em 2044 terá 18,36% (773.907,00 km²). A classe Cultura Semi-Perene apresentou aumento contínuo em área (de 0,00 para 0,02%) e as classes Cultura Anual e Perene (de 0,02 para 1,06%) e Mosaico de Agricultura e Pastagem (de 1,40 para 1,65%) apresentaram aumento entre 1985 e 2017, em contrapartida apresentam reduções para 2044, 0,98% e 0,79%, respectivamente. Outra Formação Natural não Florestal apresentou redução ao longo do tempo, com 2,78% (117.054,50 km²) em 1985, 2,73%(114.915,75 km²), em 2017, e 2,63% (110.970,75 km²) para 2044.

Para a Infraestrutura urbana , ao comparar 1985 a 2017 houve aumento de 0,05 para 0,07 e estabilizará para 2044 (0,07%). Porém irá aumentar de 2.781,25 km² para 2.798,50 km². Era de se esperar que as áreas de Infraestrutura urbana aumentassem ao longo do tempo. A classe Rio, Lago e Oceano apresentou aumento em área no decorrer do ano, com 2,35% (99.112,25 km²) em 1985, com 2,55% (107.465,25 km²) em 2017 e em 2044 possuirá 2,72% (114.814,50 km²). As demais classes apresentaram variações menores que 1%.

3.2 ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO E ESTOQUES DE CARBONO

3.2.1 Análise exploratória do comportamento do volume

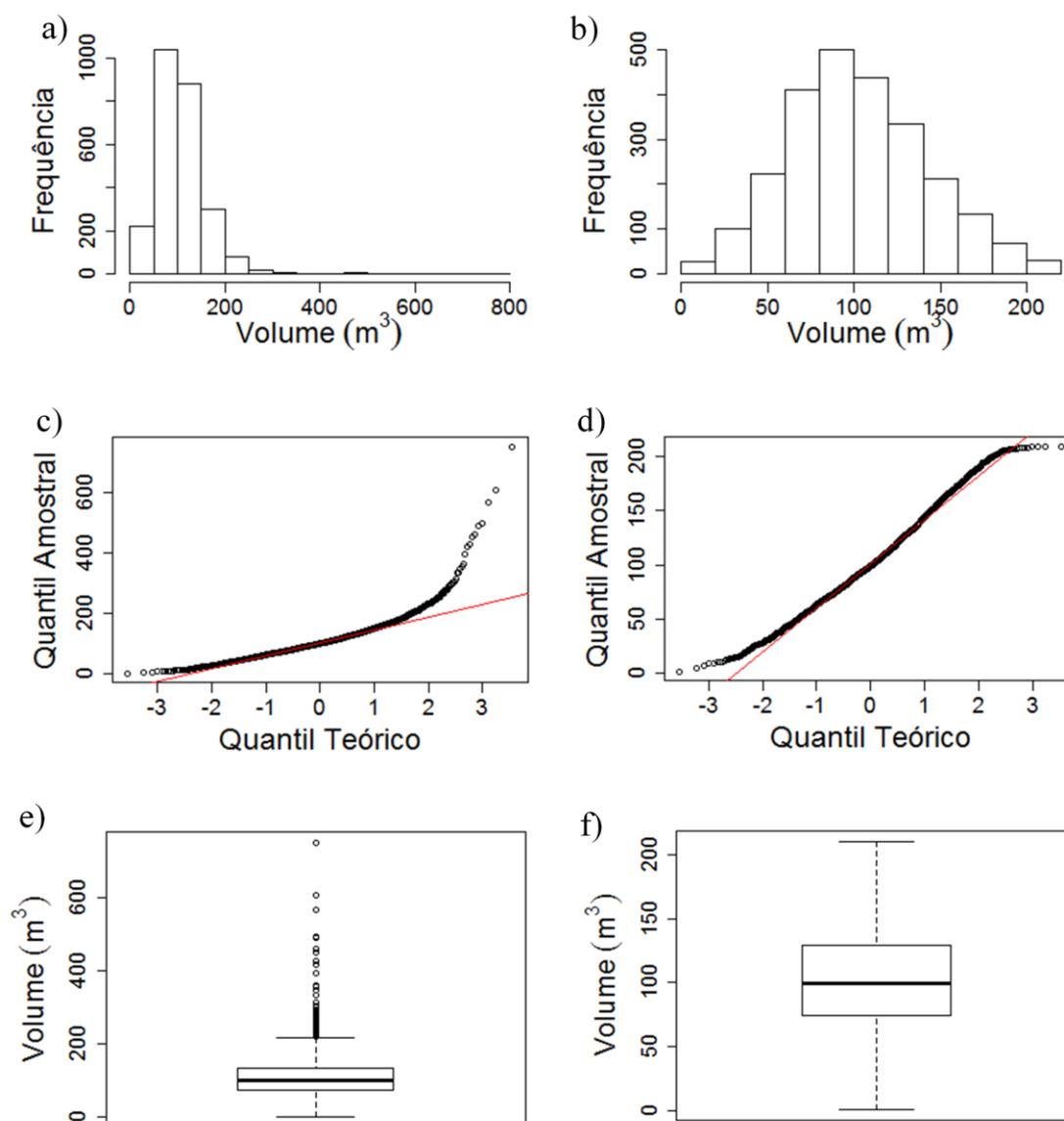
A estatística descritiva do conjunto de dados de volume com e sem *outlier* é apresentada na Tabela 7 e a análise gráfica da mesma é apresentada na Figura 11.

Tabela 7 – Estatística descritiva do conjunto de dados de volume comercial em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para o ano de 1985

| | Número de parcelas amostrais | Média | Desvio Padrão | Variância | Coefficiente de Variação |
|----------------------|------------------------------|--------|---------------|-----------|--------------------------|
| Volume (original) | 2.565 | 108,44 | 53,96 | 2912,05 | 49,76 |
| Volume (sem outlier) | 2.477 | 102,35 | 40,22 | 1617,44 | 39,29 |

Fonte: a autora.

Figura 11 – Análise gráfica do conjunto de dados de Volume. a) Histograma do volume com outliers (a) e sem outliers (b); Q-QPlot normalidade do volume com outliers(c) e sem outliers(d); Box-Plot com outliers (e) e sem outliers (e)



Fonte: a autora.

Através da estatística percebe-se que houve diferença entre as médias do conjunto de dados de volume com e sem outlier, 108,44 e 102,35 m³ ha⁻¹. Por meio do histograma, Q-Q plot e Box-Plot observou-se que após a identificação e exclusão *outliers* os dados apresentaram uma distribuição aproximada à normal., resultando em um conjunto de dados com 2477 parcelas amostrais. A presença de outliers pode estar associada a erro de cálculo ou de ingresso de informação durante o inventário florestal.

O resultado da validação cruzada (acuracidade) e comportamento dos modelos de interpolação para estimativa da média da biomassa florestal são apresentados na Tabela 8.

De acordo com os resultados, verificou-se o modelo que apresentou melhor desempenho é representado pela CoKrigagem com auxílio das variáveis vegetação e precipitação, com menores valores de REQM, EQM, %EF e maiores valores para os coeficientes R_a^2 , r, e c, exceto o coeficiente d que não apresentou maior valor.

Os valores médios estimados para biomassa florestal acima do solo por não se diferenciaram da média dos pontos extraídos do banco de dados no nível de 95% de confiança (Teste t).

Dessa forma e como base no melhor desempenho estatístico, o método Cokrig-Veg-Prec foi escolhido para representar a distribuição espacial da BAS em todo o bioma Amazônia.

A partir desse resultado, todas as análises incluindo os valores de biomassa foram realizadas utilizando este método para os anos 1985, 2017 e 2044, sendo que para o ano de 2017 e 2044 foram utilizados pontos amostrais de biomassa mais recentes e calculados e a delimitação da vegetação em seus respectivos períodos. Quanto a precipitação para o ano de 2017 foi utilizada precipitação média anual entre 2002 e 2015 e para 2044 foi utilizada precipitação futura de acordo com o cenário pessimista simulada pelo módulo CCAM.

Tabela 8 – Resultado da validação cruzada (acuracidade) e escolha do melhor modelo de interpolação para estimativa da média da biomassa florestal. Raiz do Erro Quadrático Médio (REQM), EQM = Erro Quadrado Médio, %EF = Percentual de Eficiência, R^2_{aj} =Coeficiente de determinação ajustado, r= Coeficiente de correlação, d=Índice de concordância, c=Índice de confiança

| Interpoladores | REQM | EQM | %EF | R^2_{aj} | r | d | c | <i>p</i>-valor regressão | <i>p</i>-valor teste t | Biomassa Média (Mg ha⁻¹) |
|-----------------------|-------------|------------|------------|------------------------------|----------|----------|----------|---------------------------------|-------------------------------|--|
| Subamostras (10%) | | | | | | | | | | 294,68 |
| Krig Ord | 45.96 | 2112,28 | 53,14 | 0,47 | 0,69 | 0,62 | 0,43 | <0,0001 | 0,70 | 292,74 |
| Cokrig-Veg | 46,68 | 2178.57 | 54,80 | 0,51 | 0,71 | 0,55 | 0,38 | <0,0001 | 0,77 | 293,36 |
| Cokrig-Veg-Prec | 45,05 | 2029.81 | 51,06 | 0,55 | 0,74 | 0,59 | 0,47 | <0,0001 | 0,35 | 290,24 |
| Cokrig-Prec | 48,83 | 2384,22 | 59,98 | 0.47 | 0,68 | 0,49 | 0,39 | <0,0001 | 0,71 | 292,99 |

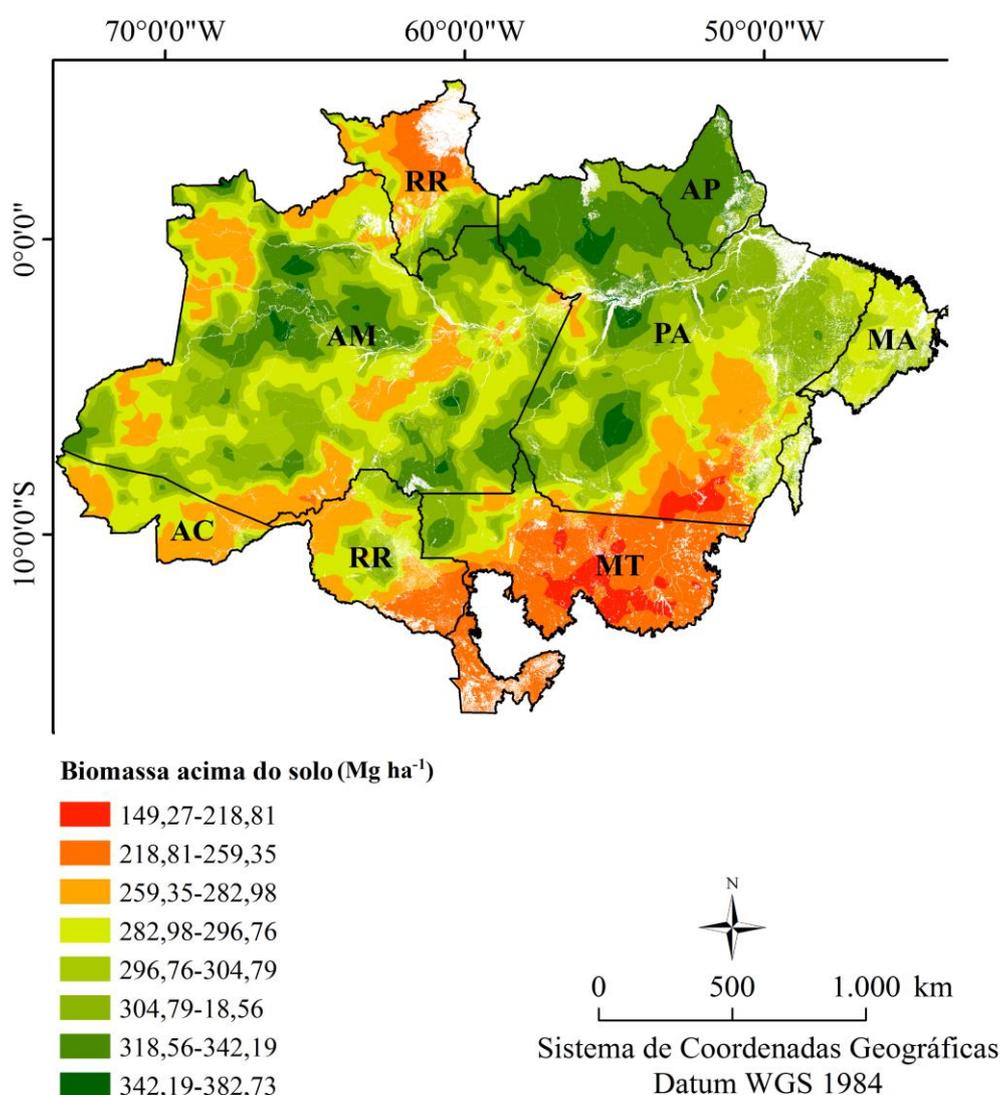
Em que: Krig Ord= Krigagem Ordinária, Cokrig-Veg= CoKrigagem com Vegetação, Cokrig-Veg-Prec= CoKrigagem com Vegetação e Precipitação, Cokrig-Veg-Prec-Temp= CoKrigagem com Vegetação, Precipitação e Temperatura, Cokrig-Prec= CoKrigagem com Precipitação.

Fonte: a autora.

3.2.1 Distribuição espacial da Biomassa Acima do Solo e quantificação de estoques de carbono

Conforme o método CoKrig-Veg-Prec, a distribuição espacial da biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) no bioma Amazônia em 1985, 2017 e 2044 são apresentadas nas Figuras 12, 13 e 14, respectivamente, e os estoques de BAS por fitofisionomia são apresentadas nas Tabela 9, 10 e 11, respectivamente.

Figura 12 – Distribuição espacial da biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) no bioma Amazônia em 1985. Regiões representadas pela cor branca refere-se à áreas com ausência de dados



Fonte: a autora.

Tabela 9 – Estoque de biomassa acima do solo por fitofisionomia no bioma Amazônia em 1985

| Fitofisionomias | Média (Mg ha⁻¹) | Amplitude (Mg ha⁻¹) | Desvio Padrão (Mg ha⁻¹) | Estoque Total (10⁶ Mg) |
|---|-----------------------------------|---------------------------------------|---|--|
| Aa - Floresta Ombrófila Aberta Aluvial | 299,83 | 224,74-362,40 | 21,09 | 3.014,18 |
| Ab - Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas | 290,46 | 219,96-358,05 | 16,66 | 10.811,39 |
| As - Floresta Ombrófila Aberta Submontana | 287,82 | 177,97-367,86 | 33,08 | 14.657,41 |
| Cb - Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas | 251,14 | 277,86-261,90 | 4,94 | 14,11 |
| Cs - Floresta Estacional Decidual Submontana | 279,72 | 216,12-324,28 | 28,42 | 172,53 |
| Da - Floresta Ombrófila Densa Aluvial | 304,36 | 191,94-365,93 | 19,57 | 7.403,79 |
| Db - Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas | 303,53 | 240,97-373,13 | 18,8 | 28.201,33 |
| Dm - Floresta Ombrófila Densa Montana | 282,91 | 235,06-328,14 | 14,1 | 1.090,49 |
| Ds - Floresta Ombrófila Densa Submontana | 302,88 | 176,46-367,00 | 24,66 | 32.286,05 |
| Fa - Floresta Estacional Semidecidual Aluvial | 236,8 | 207,33-310,58 | 18,88 | 153,33 |
| Fb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas | 255,88 | 207,11-258,67 | 7,16 | 230,37 |
| Fm - Floresta Estacional Semidecidual Montana | 237,89 | 277,65-264,94 | 4,54 | 21,90 |
| Fs - Floresta Estacional Semidecidual Submontana | 234,75 | 175,34-349,68 | 23,7 | 7154,67 |
| La - Campinarana Arborizada | 296,53 | 228,07-370,77 | 21,3 | 665,67 |
| Ld - Campinarana Florestada com palmeiras | 290,47 | 223,10-369,88 | 20,61 | 3.658,48 |
| LO - Contato Campinarana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 288,50 | 240,65-370,82 | 19,29 | 699,96 |
| ON - Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional - Ecótono | 214,07 | 203,40-245,48 | 7,23 | 15,77 |
| Sa - Savana Arborizada | 264,14 | 189,17-341,48 | 33,31 | 723,84 |
| Sd - Savana Florestada | 278,95 | 351,14-278,95 | 35,28 | 1.524,29 |
| SN - Contato Savana/Floresta Estacional - Ecótono | 227,14 | 178,96-298,50 | 14,3 | 37,79 |
| SO - Contato Savana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 236,14 | 202,96-293,87 | 17,94 | 108,07 |
| SP - Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono | 260,4 | 250,77-285,77 | 7,91 | 1,32 |
| ST - Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono | 241,53 | 210,07-259,70 | 10,82 | 9,40 |
| Ta - Savana-Estépica Arborizada | 257,61 | 254,74-263,16 | 3,86 | 0,03 |
| Td - Savana-Estépica Florestada | 265,51 | 238,32-298,49 | 11,5 | 15,70 |
| Total | | | | 112.671,85 |

Fonte: a autora.

De acordo com os resultados da Figura 12 e da Tabela 9, o estoque de biomassa total para o bioma Amazônia em 1985 presumindo a vegetação original (sem áreas antrópicas e corpos d'água) foi estimada em $112.671,85 \times 10^6$ Mg ($112,67$ Pg¹).

As fitofisionomias que apresentaram maiores médias por unidade de área em Mg ha⁻¹ correspondem a Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Da: 304,36 Mg ha⁻¹), Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db; 303,53 Mg ha⁻¹), Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds: 302,88 Mg ha⁻¹), Floresta Ombrófila Aberta Aluvial (Aa: 299,83 Mg ha⁻¹). As fitofisionomias que apresentaram os menores valores médio correspondem a Contato Savana/Floresta Ombrófila – Ecótono (SO: 236.14 Mg ha⁻¹), Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Fs: 234,75 Mg ha⁻¹), Contato Savana/Floresta Estacional – Ecótono (SN: 227,14 Mg ha⁻¹) e Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional – Ecótono (ON: 214,07 Mg ha⁻¹).

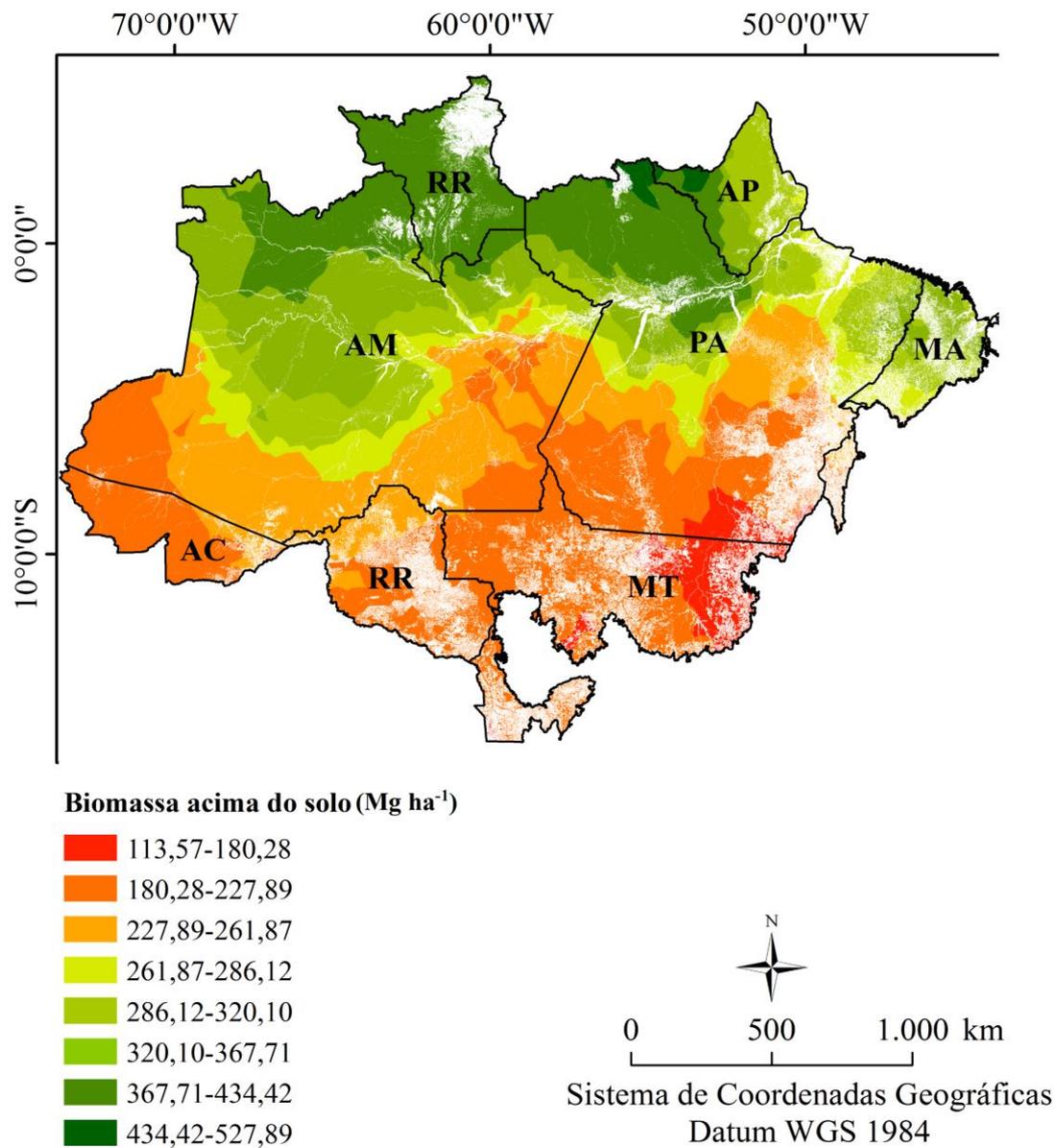
O estado do Amapá, região norte dos estados do Pará e Amazonas, Sudoeste do Pará e Noroeste do Amazonas representam os maiores estoques de biomassa e possuem em sua maioria fitofisionomias pertencentes ao grupo Floresta Ombrófila Densa.

As regiões sul e leste do bioma, algumas porções de forma difusa do Amazonas e Acre e a maior parte do estado de Roraima contemplam os menores valores de biomassa (Figura 12), sendo estas regiões, em sua maioria, representadas pelo grupo Floresta Estacional Semidecidual, Savanas, Écotonos e Floresta Ombrófila Aberta e Campinaranas.

Em referência ao estoque de biomassa total para cada fitofisionomia, os maiores valores de biomassa caracterizam a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds: $32.286,05 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db: $28.201,33 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Aberta Submontana (As: $14.657,41 \times 10^6$ Mg) e Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas (Ab: $10.811,39 \times 10^6$ Mg). As fitofisionomias que constituem os menores valores foram Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb: $14,11 \times 10^6$ Mg), Contato Savana/Savana-Estépica – Ecótono (ST: $9,40 \times 10^6$ Mg), Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP: $1,32 \times 10^6$ Mg) e Savana-Estépica Arborizada (Ta: $0,03 \times 10^6$ Mg).

¹ 1 Petagrama (Pg) equivale a 1 bilhão de toneladas ou megagramas (10⁹)

Figura 13 – Distribuição espacial da biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) no bioma Amazônia em 2017. Regiões representadas pela cor branca refere-se à áreas com ausência de dados



Fonte: a autora.

Tabela 10 – Estoque de biomassa acima do solo por fitofisionomia no bioma Amazônia em 2017

| Fitofisionomias | Média (Mg ha⁻¹) | Amplitude (Mg ha⁻¹) | Desvio Padrão (Mg ha⁻¹) | Estoque Total (10⁶ Mg) |
|---|-----------------------------------|---------------------------------------|---|--|
| Aa - Floresta Ombrófila Aberta Aluvial | 268,07 | 179,93-377,80 | 52,72 | 2275,71 |
| Ab - Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas | 231,31 | 180,38-380,00 | 25,37 | 8.387,63 |
| As - Floresta Ombrófila Aberta Submontana | 229,79 | 110,59-437,39 | 50,28 | 11.121,49 |
| Cb - Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas | 169,54 | 140,65-211,20 | 22,06 | 4,19 |
| Cs - Floresta Estacional Decidual Submontana | 209,36 | 184,97-325,10 | 21,76 | 121,86 |
| Da - Floresta Ombrófila Densa Aluvial | 300,10 | 121,99-456,34 | 46,52 | 10331,03 |
| Db - Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas | 295,65 | 194,00-430,19 | 49,97 | 26.374,58 |
| Dm - Floresta Ombrófila Densa Montana | 414,86 | 362,25-463,85 | 18,07 | 1.602,27 |
| Ds - Floresta Ombrófila Densa Submontana | 322,63 | 168,04-461,99 | 82,72 | 27.024,24 |
| Fa - Floresta Estacional Semidecidual Aluvial | 215,93 | 119,84-436,02 | 67,82 | 124,97 |
| Fb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas | 201,79 | 147,53-226,07 | 8,01 | 127,76 |
| Fm - Floresta Estacional Semidecidual Montana | 432,54 | 418,32-436,25 | 3,26 | 39,81 |
| Fs - Floresta Estacional Semidecidual Submontana | 207,04 | 107,04-442,21 | 58,36 | 3.718,72 |
| La - Campinarana Arborizada | 364,80 | 180,44-437,88 | 32,48 | 812,14 |
| Ld - Campinarana Florestada com palmeiras | 367,55 | 179,76-436,09 | 33,06 | 4.630,26 |
| LO - Contato Campinarana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 389,53 | 294,02-434,44 | 28,16 | 638,83 |
| ON - Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional - Ecótono | 201,43 | 183,22-225,42 | 6,72 | 12,40 |
| Sa - Savana Arborizada | 224,77 | 112,07-435,71 | 69,06 | 547,17 |
| Sd - Savana Florestada | 212,78 | 106,33-440,39 | 58,56 | 1.000,04 |
| SN - Contato Savana/Floresta Estacional - Ecótono | 176,19 | 114,69-228,29 | 24,60 | 22,84 |
| SO - Contato Savana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 225,58 | 188,85-252,79 | 14,37 | 96,94 |
| SP - Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono | 345,73 | 326,95-363,78 | 8,85 | 1,41 |
| ST - Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono | 180,00 | 140,69-214,97 | 19,70 | 4,47 |
| Ta - Savana-Estépica Arborizada | 431,95 | 428,38-434,21 | 2,53 | 0,04 |
| Td - Savana-Estépica Florestada | 390,91 | 150,27-442,23 | 80,25 | 19,69 |
| Total | | | | 99.040,49 |

Fonte: a autora.

Conforme os resultados da Figura 13 e da Tabela 10, o estoque de biomassa acima do solo total para o bioma Amazônia em 2017, considerando parcelas amostrais mais atuais e em menor quantidade ao ser comparado com 1985, foi estimada em $99.040,49 \times 10^6$ Mg (99,04 Pg). Houve então uma redução de $13.631,36 \times 10^6$ Mg (13,63 Pg).

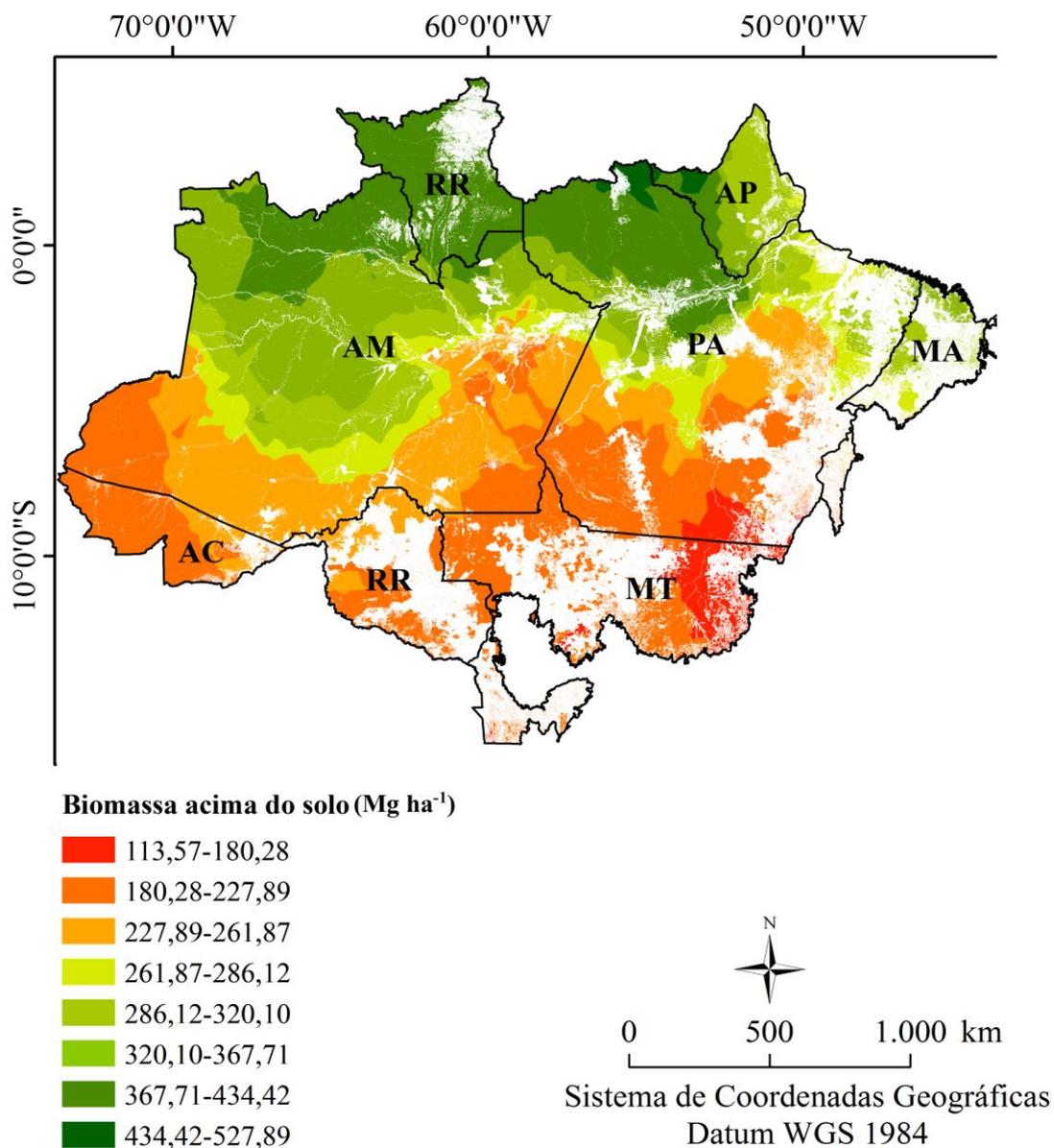
As fitofisionomias que apresentaram maiores médias por unidade de área em Mg ha^{-1} correspondem a Floresta Estacional Semidecidual Montana (Fm: $432,54 \text{ Mg ha}^{-1}$), Savana-Estépica Arborizada (Ta: $431,95 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Floresta Ombrófila Densa Montana (Dm: $414,86 \text{ Mg ha}^{-1}$). As fitofisionomias que apresentaram os menores valores médios correspondem a algumas semelhantes a 1985, referente a áreas de Ecótonos e Florestas Estacionais como Contato Savana/Savana-Estépica – Ecótono (ST: $180,00 \text{ Mg ha}^{-1}$), Contato Savana/Floresta Estacional – Ecótono (SN: $176,19 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb: $169,54 \text{ Mg ha}^{-1}$)

O estado de Roraima, região norte do Amazonas, noroeste do Pará, Oeste e Sudoeste do Amapá representam os maiores estoques de biomassa e possuem também em sua maioria fitofisionomias do grupo Floresta Ombrófila Densa e Campinarana.

As regiões sul e leste do bioma, sul do Amazonas e Pará (envolvendo parte central do bioma) e o estado do Acre contemplam os menores valores de biomassa (Figura 13), regiões em que as fitofisionomias coincidem, em sua maioria pertencentes ao grupo Floresta Ombrófila Densa e Aberta Floresta Estacional Semidecidual e Savana.

Em relação ao estoque de biomassa total para cada fitofisionomia, os maiores valores de biomassa representam a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds: $27.024,24 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db: $26.374,58 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Aberta Submontana (As: $11.121,49 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Da: $10.331,03 \times 10^6$ Mg). As fitofisionomias que apresentaram os menores valores foram as mesmas fitofisionomias representadas em 1985, sendo estas: Contato Savana/Savana-Estépica – Ecótono (ST: $4,47 \times 10^6$ Mg), Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb: $4,19 \times 10^6$ Mg), Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP: $1,41 \times 10^6$ Mg), Savana-Estépica Arborizada (Ta: $0,04 \times 10^6$ Mg).

Figura 14 – Distribuição espacial da biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) no bioma Amazônia projetado em 2044. Regiões representadas pela cor branca refere-se à áreas com ausência de dados



Fonte: a autora.

Tabela 11 – Estoque de biomassa acima do solo por fitofisionomia no bioma Amazônia em 2044 (cenário pessimista)

| Fitofisionomias | Média (Mg ha⁻¹) | Amplitude (Mg ha⁻¹) | Desvio Padrão (Mg ha⁻¹) | Estoque Total (10⁶ Mg) |
|---|-----------------------------------|---------------------------------------|---|--|
| Aa - Floresta Ombrófila Aberta Aluvial | 269,93 | 180,61-379,44 | 53,07 | 2206,68 |
| Ab - Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas | 232,52 | 181,37-381,88 | 25,55 | 8154,82 |
| As - Floresta Ombrófila Aberta Submontana | 232,66 | 109,51-438,28 | 54,07 | 8892,38 |
| Cb - Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas | 166,36 | 143,11-213,14 | 20,95 | 4,04 |
| Cs - Floresta Estacional Decidual Submontana | 208,39 | 183,06-324,76 | 17,35 | 92,79 |
| Da - Floresta Ombrófila Densa Aluvial | 301,61 | 123,11-456,36 | 49,36 | 8026,06 |
| Db - Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas | 294,92 | 143,24-431,10 | 50,98 | 25427,48 |
| Dm - Floresta Ombrófila Densa Montana | 416,34 | 360,85-463,21 | 19,11 | 1599,29 |
| Ds - Floresta Ombrófila Densa Submontana | 328,70 | 167,80-461,45 | 82,61 | 25395,74 |
| Fa - Floresta Estacional Semidecidual Aluvial | 234,81 | 121,96-438,28 | 96,96 | 59,40 |
| Fb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas | 206,45 | 149,82-224,41 | 7,97 | 27,81 |
| Fm - Floresta Estacional Semidecidual Montana | 438,20 | 425,07-441,33 | 2,76 | 40,36 |
| Fs - Floresta Estacional Semidecidual Submontana | 207,77 | 109,30-445,66 | 63,68 | 2635,77 |
| La - Campinarana Arborizada | 364,96 | 179,00-439,39 | 33,46 | 806,24 |
| Ld - Campinarana Florestada com palmeiras | 368,46 | 178,42-439,42 | 32,85 | 4623,38 |
| LO - Contato Campinarana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 388,80 | 296,59-430,99 | 27,24 | 637,57 |
| ON - Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional - Ecótono | 201,76 | 187,72-224,89 | 6,59 | 6,01 |
| Sa - Savana Arborizada | 227,70 | 112,15-437,38 | 73,44 | 430,02 |
| Sd - Savana Florestada | 215,91 | 108,46-440,91 | 59,22 | 893,08 |
| SN - Contato Savana/Floresta Estacional - Ecótono | 174,13 | 113,72-227,59 | 27,23 | 17,89 |
| SO - Contato Savana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 225,03 | 192,23-252,25 | 12,83 | 81,97 |
| SP - Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono | 342,18 | 315,44-367,37 | 11,22 | 0,58 |
| ST - Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono | 186,71 | 143,25-218,91 | 16,38 | 10,05 |
| Ta - Savana-Estépica Arborizada | 438,36 | 434,14-440,93 | 3,18 | 0,04 |
| Td - Savana-Estépica Florestada | 371,68 | 153,80-447,47 | 107,30 | 22,74 |
| Total | | | | 90.092,18 |

Fonte: a autora.

De acordo com os resultados da Figura 14 e da Tabela 11, o estoque de biomassa acima do solo total para o bioma Amazônia em 2044, considerando as mesmas parcelas amostrais mais atuais, provenientes da estimativa em 2017 e incluindo como variável auxiliar a precipitação futura baseada em um cenário pessimista, a biomassa foi estimada em $90.092,18 \times 10^6$ Mg (90,09 Pg). Haverá então uma redução de $8.948,31 \times 10^6$ Mg (8,95 Pg) de biomassa em relação a 2017.

As fitofisionomias que apresentaram maiores médias de biomassa por unidade de área em Mg ha^{-1} correspondem a Savana-Estépica Arborizada (Ta: 438,36), Floresta Estacional Semidecidual Montana (Fm: $438,20 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Floresta Ombrófila Densa Montana (Dm: $416,34 \text{ Mg ha}^{-1}$), sendo estas semelhantes ao comportamento em 2017.

As fitofisionomias que apresentaram os menores valores médios correspondem a algumas semelhantes a 1985 e 2017, referente a áreas de Ecótonos e Florestas Estacionais como Contato Savana/Savana-Estépica – Ecótono (ST: $186,71 \text{ Mg ha}^{-1}$), Contato Savana/Floresta Estacional - Ecótono (SN: $174,13 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb: $166,36 \text{ Mg ha}^{-1}$), porém com reduções para Contato Savana/Floresta Estacional – Ecótono- SN e Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas-Cb.

A regiões que apresentaram maiores valores médios de biomassa (estado de Roraima, região norte do Amazonas, noroeste do Pará, oeste e sudoeste do Amapá) e menores estoques (regiões sul e leste do bioma, sul do Amazonas e Pará) foram similares a distribuição espacial para o ano de 2017. Apenas o estado do Acre que apresentou redução da menor classe de biomassa (113,57-180,28).

Em relação ao estoque de biomassa total para cada fitofisionomia, os maiores valores de biomassa representam a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db: $25.427,48 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds: $25.395,74 \times 10^6$ Mg), Floresta Ombrófila Aberta Submontana (As: $8892,38 \times 10^6$ Mg) e Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas (Ab: $8.154,82 \times 10^6$ Mg), sendo estas as mesmas fitofisionomias apresentadas em 2017 que detêm os maiores valores de biomassa.

As fitofisionomias que apresentaram os menores valores foram as mesmas fitofisionomias representadas em 2017, sendo estas Contato Floresta

Ombrófila/Floresta Estacional – Ecótono (ON: $6,01 \times 10^6$ Mg), Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb: $4,04 \times 10^6$ Mg), Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP: $0,58 \times 10^6$ Mg) e Savana-Estépica Arborizada (Ta: $0,04 \times 10^6$ Mg), sendo que apenas a Savana-Estépica Arborizada (Ta) e Contato Savana/Formações Pioneiras (SP) são as únicas fitofisionomias que apresentaram os menores valores de biomassa assim como em 2017.

Como presumiu-se que 1 Mg de biomassa seca equivale a 0,485 Mg de carbono, considerou-se neste estudo apenas a representação da quantificação dos estoques de carbono por fitofisionomia em 1985, 2017 e 2044 em forma de tabela e em Pg (Tabela 12), visto que, a aplicação desta relação no mapa de biomassa iria resultar em uma distribuição similar a este, porém com valores inferiores. O mapa de estoques de carbono iria seguir a mesma analogia do mapa de estoques de biomassa, onde locais que apresentam maiores estoques de biomassa apresentam também maiores estoques de carbono e vice-versa.

De acordo com os resultados da Tabela 12, ao analisar os três períodos de estudo, o maior estoque de carbono encontra-se no ano de 1985 com 54,64 Pg C. Em 2017 houve uma redução de 6,61 Pg C, apresentando então 48,03 Pg C e em 2044, a simulação prevê uma redução de 4,34 Pg C, resultando em um cenário com 43,69 Pg C de estoques de carbono.

As fitofisionomias que apresentaram maiores estoques de carbono por área foram Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds) e Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db) para os três períodos (1985, 2017 e 2044). Em 1985 a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds) possuía 15,66 Pg C, em 2017 reduziu 2,55 apresentando 13,11 Pg C e em 2044 irá reduzir 0,79 apresentando então 12,32 Pg C. Para a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db), esta em 1985 possuía 13,68 Pg C, em 2017 reduziu 0,89 apresentando 12,79Pg C e em 2044 de acordo com a simulação futura irá reduzir 0,46 apresentando então 12,33 Pg C.

Os menores estoques de carbono com valores iguais 0,00 Pg referem-se a Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP), Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono (ST) e Savana-Estépica Arborizada (Ta) em 1985, Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP), Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono (ST), Savana-Estépica Arborizada (Ta) e Floresta Estacional Decidual

das Terras Baixas (Cb) em 2017 e Contato Savana/Formações Pioneiras – Ecótono (SP), Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono (ST), Savana-Estépica Arborizada (Ta) e Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional – Ecótono (ON) em 2044.

Algumas fitofisionomias também se destacaram apresentando um pequeno aumento entre 1985 e 2017, sendo estas representadas pela Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Da: 1,42), Floresta Ombrófila Densa Montana (Dm: 0,25), Campinarana Arborizada (La: 0,07) e Campinarana Florestada (Ld: 0,48).

Tabela 12– Estoques de carbono acima do solo por fitofisionomia no bioma Amazônia em 1985,2017 e 2044

| Fitofisionomias | 1985 (Pg C) | 2017 (Pg C) | 2044 (Pg C) | Saldo 1985-2017 (Pg C) | Saldo 2017-2044 (Pg C) |
|---|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Aa - Floresta Ombrófila Aberta Aluvial | 1,46 | 1,10 | 1,07 | -0,36 | -0,03 |
| Ab - Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas | 5,24 | 4,07 | 3,96 | -1,17 | -0,11 |
| As - Floresta Ombrófila Aberta Submontana | 7,11 | 5,39 | 4,31 | -1,72 | -1,08 |
| Cb - Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas | 0,01 | 0,00 | 0,00 | -0,01 | 0,00 |
| Cs - Floresta Estacional Decidual Submontana | 0,08 | 0,06 | 0,05 | -0,02 | -0,01 |
| Da - Floresta Ombrófila Densa Aluvial | 3,59 | 5,01 | 3,89 | 1,42 | -1,12 |
| Db - Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas | 13,68 | 12,79 | 12,33 | -0,89 | -0,46 |
| Dm - Floresta Ombrófila Densa Montana | 0,53 | 0,78 | 0,78 | 0,25 | 0,00 |
| Ds - Floresta Ombrófila Densa Submontana | 15,66 | 13,11 | 12,32 | -2,55 | -0,79 |
| Fa - Floresta Estacional Semidecidual Aluvial | 0,07 | 0,06 | 0,03 | -0,01 | -0,03 |
| Fb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas | 0,11 | 0,06 | 0,01 | -0,05 | -0,05 |
| Fm - Floresta Estacional Semidecidual Montana | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,00 |
| Fs - Floresta Estacional Semidecidual Submontana | 3,47 | 1,80 | 1,28 | -1,67 | -0,52 |
| La - Campinarana Arborizada | 0,32 | 0,39 | 0,39 | 0,07 | 0,00 |
| Ld - Campinarana Florestada | 1,77 | 2,25 | 2,24 | 0,48 | -0,01 |
| LO - Contato Campinarana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 0,34 | 0,31 | 0,31 | -0,03 | 0,00 |
| ON - Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional - Ecótono | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | -0,01 |
| Sa - Savana Arborizada | 0,35 | 0,27 | 0,21 | -0,08 | -0,06 |
| Sd - Savana Florestada | 0,74 | 0,49 | 0,43 | -0,25 | -0,06 |
| SN - Contato Savana/Floresta Estacional - Ecótono | 0,02 | 0,01 | 0,01 | -0,01 | 0,00 |
| SO - Contato Savana/Floresta Ombrófila - Ecótono | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,00 | -0,01 |
| SP - Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| ST - Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Ta - Savana-Estépica Arborizada | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Td - Savana-Estépica Florestada | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,00 |
| Total | 54,64 | 48,03 | 43,69 | -6,61 | -4,34 |

Fonte: a autora.

4 DISCUSSÃO

4.1 Dinâmica uso e ocupação da terra

A dinâmica das mudanças no uso e ocupação do bioma Amazônia neste período de estudo, evidenciou que estas estão diretamente ligadas a influência humana por meio desmatamento. Vários estudos direcionados a análise das dinâmicas no uso do solo também verificaram os padrões de desmatamento. Cabral et al., (2018) ao utilizar dados de Sensoriamento Remoto para avaliar a dinâmica do padrão de desmatamento em áreas protegidas da Amazônia Legal brasileira constatou que esta sofreu altos índices de perda de florestas por décadas, onde a fragmentação e o desmatamento florestal resultaram de mudanças no uso da terra.

De acordo com Nascimento et al. (2019), as mudanças no uso da terra resulta das decisões de diversos atores em resposta a contextos econômicos e políticos. Diversos processos como conversões diretas de floresta para pastagem; processos regionais de mudança indireta do uso da terra, descritos pela conversão de pastagens em terras cultiváveis, o que aumenta a demanda por pastagens em outros lugares; e teleconexões, alimentadas pelas demandas globais de soja e forragem animal afetam o desmatamento e as mudanças no uso da terra no bioma (GOLLNOW et al., (2018).

Vieira et al. (2008) e Kaimowitz et al. (2004), constataram que a pecuária é o principal propulsor do desmatamento na Amazônia brasileira, responsável por 80% do desmatamento ilegal (SOUZA; MIZIARA; MARCO JUNIOR, 2013). Estes estudos em conjunto com os resultados desta pesquisa evidenciam a forte relação entre perda da classe formação florestal ocasionada pelo desmatamento e o incremento de pastagens no bioma.

Porém, o desmatamento resultante das mudanças no uso da terra pode acarretar impactos adversos ao meio ambiente, como à perda de importantes serviços ecossistêmicos. Estes serviços incluem a manutenção da biodiversidade, equilíbrio climático e hidrológico e equilíbrio dos estoques de carbono na biomassa florestal e no solo (FEARNSIDE, 2006; FOLEY et al., 2007).

Entretanto, à intervenções dos governos federal referentes à aplicação de leis e restrição de crédito, acompanhadas de uma maior pressão internacional por melhores condições ambientais impulsionaram o Brasil a adotar medidas que reduziram o desmatamento a níveis historicamente baixos em alguns anos. Em 2015, por exemplo, o governo federal e o governo da Alemanha selaram um acordo no intuito de promover a conservação e a regularização ambiental de imóveis rurais na região da Amazônia e em áreas de transição para o Cerrado (BRASIL, 2015). Esse acordo pode ter influenciado no pequeno aumento da Formação Florestal e redução da Pastagem entre 2014 e 2017 (Tabela 3).

Apesar de esforços reconhecíveis no sentido da conservação do bioma Amazônia, as pressões sobre ele continuam ainda muito intensas (BARANDIER; RICARDO, 2018).

4.2 Análise dos ganhos e perdas e variação líquida por categorias

Quanto a análise dos ganhos e perdas por categoria de uso do solo para o período de 1985 a 2014 (Figura 4), os quais se referem a o período de calibração da modelagem, a classe que apresentaram maior incremento de área é representada pela classe Pastagem e a maior perda refere-se a classe Formação Florestal. Esse comportamento possibilitou que estas classes apresentassem as maiores variações líquidas (Figura 5), devido a maior perda e ganho de área, seguidas das classes Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem e Rio, Lago e Oceano.

4.3 Calibração e validação do sub-modelo de transição potencial

O teste e seleção das variáveis explanatórias relacionadas às mudanças da cobertura da terra por meio do teste Cramer-V (Tabela 4) indicou que todas as variáveis são aptas a serem selecionadas na modelagem.

Com relação as variáveis que apresentaram maiores valores, as áreas de mudanças estão localizadas nas áreas que possuem precipitações variando entre 655 e 4000 mm. ano⁻¹, correspondente a maior área do bioma, menores declividade e menores altitudes, características que podem ter influenciado nos maiores valores para estas variáveis. Era esperado que a variável Distância das

áreas de mudanças apresentasse um valor considerável, visto que, quanto mais próxima de alguma área que ocorreu mudanças, maior a chance de ocorrer alguma conversão na cobertura da terra assim como o valor da variável Distância Mosaico de Agricultura e Pastagem.

4.5 Modelagem das mudanças da cobertura da terra e validação das simulações

Os resultados da validação da modelagem das mudanças indicaram uma ótima acurácia (Figura 6). Os Indicadores de concordância $M(m)$ e $P(m)$, apresentam valores próximo a 1, configurando-se como excelentes. Um valor igual ou superior a 0,80 é considerado forte e é razoável para fazer projeções futuras plausíveis (MUNTHALI et al., 2020). O acordo $N(m)$, inicia com baixa acurácia (0,4), mas aumenta o desempenho conforme o pixel é aumentado, sendo classificado como razoável. O comportamento inicial acordo $N(m)$, pode estar associada a própria característica do indicador, no qual a localização dos *pixels* é embaralhada.

Quanto aos indicadores Kappa, todos os índices apresentaram valores superiores a 0,94, pra todas as resoluções. De forma geral, os índices Kappa apresentaram uma concordância forte a perfeita entre o mapa previsto e observado, pois todos os valores são superiores que 0,80 (MISHRA et al., 2018).

Diante deste resultados, ressalta-se que a seleção dos períodos de calibração e previsão podem afetar o modelo de validação (CHEN; PONTIUS, 2010). Se o modelo de avaliação apresentar baixa precisão, significa que há uma tendência de mudança no estágio de calibração diferente do estágio de previsão (PONTIUS; NEETI, 2010).

4.6 Simulação da cobertura da terra e predição futura para 2044

A matriz de transição potencial para as classes de cobertura da terra entre os anos de 2014 e 2044 (Tabela 5) demonstrou que a tendência das classes de cobertura é maior para persistência do que para mudança. Porém, a principal transição ocorrida no bioma, conversão Formação Florestal em Pastagem, apresentou valor equivalente a 9,74%. Este valor comparado as demais probabilidades de conversão, é considerado relativamente menor podendo estar

associado a probabilidade de persistência e a proporção em área em relação as demais classes, em que um maior valor para conversão em outra classe necessitaria uma pressão antrópica de maior magnitude.

Aldwaik e Pontius (2012) observam que, quando existe uma grande classe dominante, representando uma grande porcentagem da área de estudo, outras classes podem parecer mais ativas em comparação. Ressalta-se ainda que a maior probabilidade de conversão da formação florestal em outras classes é representada pela conversão desta em pastagens.

A maior probabilidade de persistência das classes Formação Florestal e Pastagens demonstradas na matriz de transição potencial entre 2014 e 2044 (Tabela 5) fizeram com que estas ainda permanecem as classes mais representativas referentes ao mapa final de uso e cobertura da terra em 2044 (Figura 7).

Ao analisar do uso e cobertura da terra para os três períodos principais, 1985, 2017 e 2044, configura-se uma acentuada redução da classe Formação Florestal e um aumento expressivo das áreas de pastagem de forma linear. Essas mudanças poderão ocorrer em 2044 caso permaneçam as mesmas alterações ocorridas no período de calibração.

De forma geral, ocorreu uma variação para todas classes de uso. Destacaram-se as classes Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura, onde as mesmas apresentam reduções em 2044, com 0,98% e 0,79% respectivamente. Possivelmente essa redução pode estar associada a conversão destas áreas em Pastagem. A classe Infraestrutura urbana se estabilizará em 2044. Era de se esperar que estas aumentassem ao longo do tempo, visto que, conforme Ali e Varshney (2012) a urbanização e o desenvolvimento regional estão intimamente relacionados, onde a alocação de instalações e a especialização de negócios influenciam o crescimento urbano que difunde seus benefícios na paisagem circundante.

O uso e cobertura da terra para 2044 aponta para um cenário em que em termos de representatividade, as principais coberturas da terra ainda serão as áreas de Formação Florestal e Pastagem. Entretanto o aumento notório das áreas de Pastagem é algo preocupante, pois conforme Jakimow et al. (2018), o manejo de pastagens na Amazônia geralmente segue práticas tradicionais, deixando alto potencial de intensificação. A queima é uma prática comum de

gerenciamento de terras com longa tradição cultural (CARMENTA et al., 2013), onde a falta de medidas de proteção, resultam em incêndios descontrolados que também afetam regularmente as florestas adjacentes (ARAGAO; SHIMABUKURO, 2010).

De forma genérica a simulação da cobertura da terra, por meio do módulo LCM para um período de 30 anos se mostrou satisfatória. Porém, ressalta-se que esta modelagem representa uma simplificação da realidade com base nas proposições deste trabalho e possui algumas limitações intrínsecas, visto que, parte do pressuposto que as tendências de mudanças permaneceriam sob influência das variáveis explanatórias, onde as estas são complexas e podem ser alteradas ao longo do tempo.

Os resultados demonstraram que o principal determinante do desmatamento do bioma Amazônia são as atividades antrópicas, que se manifestam pelo crescimento das atividades agropecuárias e pela extração de madeira. Diante do atual cenário econômico e tendo como base o cenário futuro, é necessário conciliar a práticas preservação ambiental com modo de consumo, os quais dependem de planejamento adequado e vontade política.

As simulações previstas trabalho podem fornecer subsídios ao planejamento da ocupação territorial na região, gestão de áreas protegidas, implementação de políticas públicas e incentivo a melhores práticas de impacto reduzido em áreas de pastagens.

4.7 Estimativa da biomassa acima do solo e estoques de carbono

O método que apresentou o melhor desempenho estatístico foi o método Cokrig-Veg-Prec, considerado então para representar a distribuição espacial da BAS em todo o bioma Amazônia para os três períodos. Este método pode ter apresentado melhores resultados devido ao incremento das variáveis auxiliares Vegetação, visto que esta é a principal variável que informa ausência ou não de biomassa florestal, e a precipitação por ser uma variável que influencia no aumento ou redução da produtividade. Chagas et al. (2012) ao estudar os impactos da redução da pluviometria na biomassa da parte aérea da Floresta Amazônica verificaram que a redução da precipitação pluvial sobre a floresta

afeta significativamente todos os parâmetros de crescimento das árvores, área basal, mortalidade e biomassa.

O padrão de distribuição espacial da biomassa acima do solo reportada por Nogueira (2008) é semelhante a este estudo para algumas fitofisionomias. Este autor baseou-se em inventários de volume de madeira da RadamBrasil incorporando correções para densidade de madeira, volume de madeira e fatores usados para adicionar o volume do fuste de pequenas árvores e a biomassa das copas para a Amazônia brasileira.

Nogueira (2008) obteve em sua estimativa um estoque total $104.254,211 \times 10^6$ Mg ($104,2$ Pg), o que representa uma diferença de $8.417,64 \times 10^6$ Mg ($8,47$ Pg) em relação a este estudo. Porém esta diferença está associada a quantidade de fitofisionomias avaliadas, onde este autor não estimou biomassa para algumas classes sendo estas: Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb), Floresta Estacional Semidecidual Montana (Fm), Campinarana Arborizada (La), Campinarana Florestada (Ld), Savana Arborizada (Sa), Savana Florestada (Sd), Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono (SP), Contato Savana/Savana-Estépica - Ecótono (ST), Savana-Estépica Arborizada (Ta) e Savana-Estépica Florestada (Td).

Ao analisar também o padrão de distribuição espacial da biomassa em comparação a Saatchi et al. (2007), as florestas da região sul da Amazônia (norte do Mato Grosso e sul do Pará) é similar a região leste da Amazônia brasileira (região fronteira ao bioma Cerrado, principalmente nos estados Maranhão e Tocantins).

Estes autores verificaram que a biomassa é geralmente acima de 300 Mg ha^{-1} , sendo este valor correspondente a porção mais alta da Amazônia Central e nas regiões leste e norte, incluindo as Guianas. O valor médio neste estudo, para todas as fitofisionomias foi estimado em $267,55 \text{ Mg ha}^{-1}$, valor inferior devido ao fato de não se ter levado em consideração outras regiões externas a Amazônia brasileira. Embora a estimativa da BAS neste estudo possa ter um viés, as estimativas estão dentro das faixas de biomassa relatadas para as florestas tropicais da América (LANGNER; ACHARD; GRASSI, 2014).

De forma geral, as maiores médias de biomassa em Mg ha^{-1} correspondem a Floresta Ombrófila Densas e os menores valores de biomassa contemplam algumas fitofisionomias semelhantes a Nogueira (2008),

especificamente as pertencentes ao grupo Floresta Estacional Semidecidual e Éctonos. Porém e adicionalmente neste estudo acrescentam-se aos menores valores biomassa as fitofisionomias pertencentes aos grupos Savanas, Floresta Ombrófila Aberta e Campinaranas.

Ao analisar esse comportamento, as florestas densas possuem madeiras mais densas (CHAVE et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007), conseqüentemente maiores estoques de biomassa que as florestas abertas (MALHI et al., 2006). Além disso a Floresta Ombrófila Densa está condicionada à ocorrência de uma situação bioecológica praticamente sem período seco, enquanto que a Floresta Ombrófila Aberta caracteriza-se por gradientes climáticos com mais de 60 dias secos (IBGE, 2012), o que pode influenciar na diversidade de espécies e na produtividade primária líquida. A região sul da região amazônica também possui menor área basal total por hectare do que na Amazônia central, principalmente devido a diferenças na abundância de pequenas árvores (BAKER et al., 2004; MALHI et al., 2006).

As Florestas Estacionais Semidecíduais caracterizam-se por comunidades onde 20 a 50% dos indivíduos presentes no estrato superior perdem as folhas na estação seca e submetidas a duas estações definidas, uma chuvosa e outra seca e uma acentuada variação térmica (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991) e as Campinaranas possuem vegetação de porte baixo (3 a 4m de altura), aberta e escleromórfica, ocorrem sempre em solos arenosos de baixa fertilidade, principalmente em áreas de influência da bacia do Rio Negro (WOORTMANN et al., 2018; FERREIRA, 1997). Estas características fisiológicas associadas a fatores físicos, conseqüentemente, podem favorecer a formação de menores teores de biomassa florestal nestas duas fitofisionomias.

Em relação ao período de 2017, percebe-se uma menor heterogeneidade das classes de biomassa em $Mg\ ha^{-1}$ (Figura 11). Este comportamento pode estar relacionado ao menor número de parcelas amostrais (420) comparado ao período de 1985 (2477), o que resulta em uma maior generalização da distribuição espacial das classes de biomassa média. Porém, este período apresentou uma distribuição espacial da biomassa similar ao ano de 1985, onde as áreas da região norte do bioma apresentam maiores teores de biomassa média do que a região sul, sendo que houve uma expansão das classes como menores valores para a região central.

Quanto a este estoque de biomassa em 2017, ao se analisar a biomassa média por fitofisionomia em Mg ha^{-1} de forma individualizada, os valores são superiores a 1985. Estes valores foram superiores devido a utilização de pontos amostrais mais recentes (2002 a 2015) e, conseqüentemente, mais representativos, onde é esperado que ao longo do tempo as árvores adquiram incremento de biomassa lenhosa (Tabela 10) ou até mesmo em função da influência e permanência de áreas de formações florestais presentes em algumas áreas protegidas. Este comportamento foi observado para as fitofisionomias Floresta Ombrófila Densa Montana (Dm), Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds), Floresta Estacional Semidecidual Montana (Fm), Campinarana Arborizada (La), Campinarana Florestada (Ld), Contato Campinarana/Floresta Ombrófila - Ecótono (LO), Contato Savana/Formações Pioneiras - Ecótono (SP), Savana-Estépica Arborizada (Ta) e Savana-Estépica Florestada (Td). As demais fitofisionomias apresentaram reduções, possivelmente devido a alguma influência resultante das alterações climáticas e/ou distúrbios antropogênicos.

O aumento de biomassa florestal e acúmulo de carbono em algumas florestas não perturbadas foi também observado por Phillips (1998), onde aumento e diminuição na biomassa ocorrem de forma simultânea em diferentes florestas.

Em relação ao estoque total de biomassa em 2017, este foi estimado em $99.040,49 \times 10^6 \text{ Mg}$ (99,04 Pg), apresentando uma redução de $13.631,36 \times 10^6 \text{ Mg}$ (13,63 Pg). Essa redução está associada a redução da vegetação nativa em função da mudança do uso e cobertura da terra para outros fins, conforme demonstrado nos resultados anteriores, onde há substituição das florestas por terras agrícolas (CABRAL et al., 2018; GOLLNOW et al., 2018).

Quanto as áreas com menores estoques de biomassa, estas estão associadas não só ao tipo de vegetação, mas também a topografia. Segundo Nogueira et al. (2008), em áreas de maior altitude no sul e sudoeste da Amazônia (nos estados do Pará, Mato Grosso, Rondônia e parte do Acre), onde o desmatamento está concentrado, os resultados mostram claramente uma menor biomassa.

Com base nestes resultados, a redução da biomassa, impulsionada pelo desmatamento, pode acarretar impactos adversos ao meio ambiente. De acordo

com Baccini et al. (2012), quando as florestas são derrubadas, o carbono armazenado acima e abaixo do solo é liberado para a atmosfera, onde o desmatamento, principalmente nos trópicos, é uma importante fonte de CO₂ para a atmosfera.

Nesse sentido, as formações florestais desempenham papel fundamental na fixação do CO₂ da atmosfera, uma vez que este é requerido no processo fotossintético da planta, para produzir matéria orgânica, sendo este armazenado como biomassa viva e morta, ou como carbono do solo (RAVINDRANATH; OSTWALD, 2008), o que influencia, conseqüentemente, na mitigação dos efeitos da mudança climática global (PENNE et al., 2010).

Ainda em relação a biomassa para o ano de 2017, é importante ressaltar que apesar de se ter vários trabalhos relacionados a estimativa de biomassa para o bioma Amazônia (em escala regional e pantropical), tem-se neste estudo uma representação mais atual. Os estudos mais recentes foram publicados em 2011, 2012, 2014 e 2016 realizados por Saatchi et al., (2011), Baccini et al. (2012), Mitchard et al., (2014) e Avitabile et al. (2016), respectivamente.

Para a biomassa futura em 2044, as regiões que apresentaram maiores e menores valores médios de estoques de biomassa em Mg ha⁻¹ assim como a maioria das fitofisionomias foram similares a distribuição espacial para o ano de 2017, com exceção ao estado do Acre que apresentou redução da menor classe de biomassa (113,57-180,28 Mg ha⁻¹). Esperava-se que houvesse uma maior alteração destas classes para o ano de 2044. Contudo, ressalta-se que os pontos de parcelas amostrais foram os mesmos utilizados em 2017, visto que não se têm pontos amostrais com estimativas futuras disponíveis para aplicação neste método, apenas a precipitação futura constituiu-se de forma diferente.

Apenas as fitofisionomias Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas (Cb), Floresta Estacional Decidual Submontana (Cs), Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db), Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds) e Savana-Estépica Florestada (Td) apresentam reduções nas médias ao ser comparado ao ano de 2017.

Com relação ao estoque total de biomassa ponderado por unidade de área em 2044, este foi estimado em 90.092,18 × 10⁶ Mg (99,04 Pg), apresentando então uma redução de 8.948,31 × 10⁶ Mg (13,63 Pg). Essa

redução também está associada a perda de áreas de florestas em função da expansão de terras agrícolas, assim como ocorreu em 2017.

Diante da variação dos estoques de biomassa nos três períodos analisados percebe-se que ocorreu uma maior redução entre 1985 e 2017 e que ao considerar a simulação da dinâmica do uso da terra e distribuição espacial da biomassa, o cenário futuro em 2044 ainda aponta reduções preocupantes para estes estoques, visto que reduções significam de certa forma liberação de CO₂ para a atmosfera.

Em referência ao estoque total de carbono provenientes da biomassa florestal da Amazônia estimado no presente estudo, em 1985 (54,64 Pg C) o estoque é superior ao 50,5 Pg C estimados por Nogueira (2008). Porém, esses valores ainda são próximos, visto que este estudo contempla um número maior de fitofisionomias, assim como foi ressaltado anteriormente em relação aos estoques de biomassa também realizado por este autor. Baccini et al. (2012), em seu estudo estimaram um estoque de 53,2 Pg C para as florestas tropicais do Brasil.

Ao analisar os demais períodos, onde em 2017 houve uma redução de 6,61 Pg C, apresentando então 48,03 Pg C e em 2044, haverá uma redução de 4,34 Pg C, resultando em um cenário com 43,69 Pg C de estoques de carbono. Esta redução se justifica também por meio do mesmo comportamento da redução da biomassa ao longo dos anos demonstrado anteriormente, onde há substituição das florestas nativas por outros usos do solo, principalmente pela expansão das terras agrícolas (CABRAL et al., 2018; GOLLNOW et al., 2018).

Quanto aos maiores estoques de carbono, derivadas da biomassa florestal, em sua maioria em algumas regiões e/ou fitofisionomias podem estar associadas manutenção de áreas menos susceptíveis a ação antrópica, bem como o aumento natural em algumas regiões ao longo do tempo. Asner et al. (2018) ao mapear estoques de carbono acima do solo florestas da Malásia, região que também detém florestas tropicais, verificou que os estoques de carbono variam espacialmente com base no uso da floresta, desmatamento, rebrota e proteções florestais atuais, onde florestas intactas e não obstruídas contêm maior densidades de carbono.

Com base nestes resultados é importante ressaltar que estudos mais precisos devem incluir outros fatores que podem influenciar na quantificação dos

estoques de carbono, como o crescimento e a mortalidade das plantas e influência de distúrbios naturais. Segundo Gibbs et al. (2007) e Houghton et al., (2001), a variação na biomassa florestal está relacionada também a diferentes fatores, como declividade, elevação, classe de drenagem, tipo de solo e histórico de uso da terra.

Neste contexto, alterações no ciclo do carbono provenientes de mudanças no uso da terra, os quais foram verificadas neste estudos também, podem levar a alterações significativas na estrutura, composição e funcionamento do ecossistema (OJIMA et al., 2012), no clima e nos padrões de biodiversidade (STRASSBURG et al., 2010).

Assim, é evidente que o conhecimento dos estoques de biomassa e carbono acima do solo neste estudo podem auxiliar na elaboração e implementação de projetos Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), apoio ao cálculos de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) resultantes de mudanças no uso da terra em formações florestais, planejamento da ocupação territorial e gestão de áreas protegidas.

Diante da metodologia adotada neste trabalho, também reforça-se a necessidade de mais estudos em relação a estimativa direta da biomassa e carbono no bioma de forma mais atual, parcelas amostrais com distribuição espacial considerável e ao mesmo tempo que estas sejam disponibilizadas a fim de se ter uma melhor representatividade destas variáveis. Parcelas amostrais mais atuais e disponibilizadas referem-se a mensurações realizadas em 2015.

Para futuros trabalhos relacionados aos cálculos de emissões de CO₂ provenientes do uso da terra, recomenda-se realizar uma análise mais profunda quanto a trajetória e destino final da extração madeireira proveniente do desmatamento, onde a mesma pode ser transformada bens duráveis, como móveis, entre outros, e é considerada incorretamente como carbono removido do desmatamento e liberado para a atmosfera.

5 CONCLUSÕES

A análise realizada a partir das imagens de 1985 e 2014 permitiu verificar que as classes que mais sofreram alterações foram Formação Florestal e Pastagens, seguidos da Cultura Anual e Perene e Mosaico de Agricultura e Pastagem.

O principal determinante do desmatamento da região Amazônica são as atividades antrópicas, pois há substituição da Formação Florestal em função das práticas agrícolas, representada principalmente pelo incremento das áreas de Pastagem.

O uso e ocupação da terra em 2044 aponta um cenário de redução da Formação Florestal e um aumento expressivo da classe Pastagem.

O método Cokrig-Veg-Prec apresentou o melhor desempenho estatístico, considerado então para representar a distribuição espacial da BAS em todo o bioma Amazônia para os três períodos de estudo.

A biomassa total para em 1985 presumindo a vegetação original foi estimada em 112,67 Pg, em 2017 representou um estoque de 99,04 Pg e em 2044 haverá redução, representando um estoque de apenas 90,09 Pg.

De forma geral a região norte apresenta os maiores estoques de biomassa médio e total e possuem em sua maioria fitofisionomias pertencentes ao grupo Floresta Ombrófila Densa. As regiões sul e leste do bioma contemplam os menores valores de biomassa, sendo estas regiões, em sua maioria, representada pelo grupo Floresta Estacional Semidecidual, Savanas, Éctonos e Floresta Ombrófila Aberta e Campinaranas. Estas regiões são fortemente afetadas pelo desmatamento.

Em referência ao estoque total de carbono, provenientes da biomassa florestal em 1985, apresentou 54,64 Pg C, em 2017, 48,03 Pg C e em 2044, haverá redução resultando em um cenário com estoque de 43,69 Pg C.

As fitofisionomias que apresentaram maiores estoques de carbono total por área foram a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Ds) e Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Db) para os três períodos (1985, 2017 e 2044).

A redução da biomassa total e estoques de carbono em 2017 e 2044 foi e será respectivamente, impulsionada pelo desmatamento, principalmente em

função da expansão de terras agrícolas, o que poderá acarretar impactos adversos ao meio ambiente.

As simulações previstas por esse trabalho constituem-se em um importante instrumento que podem fornecer subsídios para o planejamento da ocupação territorial na região, criação e gestão de áreas protegidas, implementação de políticas públicas, estímulo a melhores práticas de impacto reduzido em áreas de pastagens e podem auxiliar na elaboração e implementação de projetos Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), apoio aos cálculos de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

A metodologia empregada apresenta potencial de uso e adaptação para demais biomas e outras regiões de estudo.

REFERÊNCIAS

- ALDWAIK, S. Z.; PONTIUS, R. G. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. **Landscape and Urban Planning**, v. 106, n. 1, p. 103–114, maio 2012.
- ALI, M. J.; VARSHNEY, D. Spatial Modelling of Urban Growth and Urban Influence. **Environment and Urbanization ASIA**, v. 3, n. 2, p. 255–275, 23 set. 2012.
- ANDERSON, L. O. et al. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20170411, 19 nov. 2018.
- ARAGAO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 4 jun. 2010.
- ASNER, G. P. et al. Mapped aboveground carbon stocks to advance forest conservation and recovery in Malaysian Borneo. **Biological Conservation**, v. 217, p. 289–310, jan. 2018.
- AVITABILE, V. et al. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, abr. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13139>>.
- BACCINI, A. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182–185, 29 jan. 2012. Disponível em: <<http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nclimate1354>>.
- BAKER, T. R. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 545–562, maio 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>>.
- BARANDIER, H.; RICARDO, M. Gestão territorial e cidades na Amazônia: municípios e seus planos diretores. **Revista de administração municipal**, n. 273, p. 5–11, 2018.
- BARNI, P. E. et al. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 377, p. 170–181, out. 2016.
- BRASIL. **Brasil e Alemanha celebram acordos para proteção do meio ambiente**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2015/08/brasil-celebra-acordo-internacional-para-protecao-do-meio-ambiente>>. Acesso em: 29 out. 2017.
- BROWN, S. ; LUGO, A. E. Aboveground Biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, v. 17, n. 1, p. 8–18, 1992.

CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018.

CAMARGO, A. P. .; SENTELHAS, P. C. Equação para a estimativa da evapotranspiração potencial baseada no método de Hargreaves-1974. **Revista Brasileira de agrometeorologia**, v. 4, n. 1, p. 77–81, 1996.

CARMENTA, R. et al. Shifting Cultivation and Fire Policy: Insights from the Brazilian Amazon. **Human Ecology**, v. 41, n. 4, p. 603–614, 17 ago. 2013.

CERQUEIRA, J. L. R. P. **Estudo radiometeorológico da Região Amazônica**. 2006. 261 f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) - Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CHAGAS, G. F. B. das et al. Impactos da redução da pluviometria na biomassa aérea da Floresta Amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 72–79, jan. 2012.

CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356–2367, 2006.

CHEN, H.; PONTIUS, R. G. Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection along a gradient of an explanatory variable. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 9, p. 1319–1331, 11 nov. 2010.

CLARK LABS. **Land Change Modeler for ArcGIS Software Extension (2.0)**. Disponível em: <<https://clarklabs.org/land-change-modeler-forarcgis>>. Acesso em: 29 ago. 2016.

DIXON, R. K. et al. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, v. 263, p. 185–190, 1994.

EASTMAN, J. R. **Idrisi Taiga Tutorial**. 2009. Disponível em: <<https://clarklabs.org/>>. Acesso em: 3 fev. 2017.

_____. **TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System: Manual**. Worcester, MA: Clark University, 2016.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.

FERREIRA, C. A. C. **Variação florística e fisionômica da vegetação de transição campina, campinarana e floresta de terra firme na Amazônia Central, Manaus**. 1997. 112 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1997, 1997.

FOLEY, J. A. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25–32, 2007.

- GIBBS, H. K. et al. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, out. 2007.
- GOERS, L.; ASHTON, M. S.; TYRRELL, M. L. Introdução. In: ASHTON, M. S. et al. (Org.). **Manag. For. Carbon a Chang. Clim.** New York: Springer Science & Business Media, 2012. p. 1–6.
- GOLLNOW, F. et al. Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 143–159, 2 jan. 2018.
- GOLLNOW, F.; LAKES, T. Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001–2012. **Applied Geography**, v. 55, p. 203–211, dez. 2014.
- GREENWOOD, D. J.; NEETESON, J. J.; DRAYCOTT, A. Response of potatoes to N fertilizer: Dynamic model. **Plant and Soil**, v. 85, n. 2, p. 185–203, jun. 1985.
- HENGL, T. **A practical guide to geostatistical mapping**. Amsterdam: University of Amsterdam, 2009. 290p.
- HIGUCHI, M. I. G.; HIGUCHI, N. **A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental**. Manaus: INPA, 2004. 146p.
- HOUGHTON, R. A. et al. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v. 7, n. 7, p. 731–746, 22 set. 2001.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS – IBF. **Bioma Amazônico**. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>>. Acesso em: 25 nov. 2018.
- INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA - IPAM. **Emissões de gases do efeito estufa no Brasil sobem 9% em 2016**. Disponível em: <<http://ipam.org.br/emissoes-de-gases-do-efeito-estufa-no-brasil-sobem-9-em-2016/>>. Acesso em: 28 out. 2017.
- IPAM AMAZÔNIA. **Arco do desmatamento**. Disponível em: <<https://ipam.org.br/glossario/arco-do-desmatamento/>>. Acesso em: 24 nov. 2019.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Chapter 1 Introd.** Cambridge University Press,

Cambridge: [s.n.], 2007. p. 21.

_____. Summary for policymakers. In: FIELD, C. B. et al. (Org.). . **Clim. Chang. 2014 Impacts, Adapt. vulnerability. Part A Glob. Sect. Asp. Contrib. Work. Gr. II to fifth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Chang.** Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 1–32.

JAKIMOW, B. et al. Mapping pasture management in the Brazilian Amazon from dense Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 453–468, fev. 2018.

KAIMOWITZ, D. et al. **Hamburguer Connection Fuels Amazon Destruction: Cattle Ranching and Deforestation in Brazil's Amazon.** . Bogor, Indonesia: [s.n.], 2004.

KALAMANDEEN, M. et al. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1600, 25 dez. 2018.

KETTERINGS, Q. M. et al. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 146, p. 199–209, 2001.

LANGNER, A.; ACHARD, F.; GRASSI, G. Can recent pan-tropical biomass maps be used to derive alternative Tier 1 values for reporting {REDD}\mathplus\$ activities under {UNFCCC}? **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 12, p. 124008, 2014.

LUIZ, C. H. P. **Modelagem da cobertura da terra e análise da influência do reflorestamento na transformação da paisagem: Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço.** 2014. 141 f. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

MALHI, Y. et al. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 169, p. 168–172, 2008.

MALHI, Y. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1107–1138, jul. 2006.

MAPBIOMAS. **Visão geral da metodologia.** Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/atbd>>. Acesso em: 14 nov. 2018.

MARCON, J. L. et al. **Biodiversidade amazônica: caracterização, ecologia e conservação.** 1. ed. Manaus: EDUA, 2012. 372p.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO - MCTI. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima.** 3. ed., 2016. 376p.

MISHRA, V. N. et al. Prediction of spatio-temporal land use/land cover dynamics in rapidly developing Varanasi district of Uttar Pradesh, India, using

geospatial approach: a comparison of hybrid models. **Applied Geomatics**, v. 10, n. 3, p. 257–276, 22 set. 2018.

MITCHARD, E. T. A. et al. Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 8, p. 935–946, ago. 2014.

MUNTHALI, M. G. et al. Modelling land use and land cover dynamics of Dedza district of Malawi using hybrid Cellular Automata and Markov model. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 17, p. 100276, jan. 2020.

NASCIMENTO, N. et al. What Drives Intensification of Land Use at Agricultural Frontiers in the Brazilian Amazon? Evidence from a Decision Game. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 464, 29 maio 2019.

NOGUEIRA, E. M. **Densidade de madeira e alometria de árvores em florestas do “Arco do desmatamento”**: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira. 2008. 133 f. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, 2008, 2008.

_____. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853–1867, nov. 2008.

_____. Wood density in forests of Brazil’s ‘arc of deforestation’: Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 248, n. 3, p. 119–135, set. 2007.

OJIMA, D. et al. Ecosystem Sustainability through Strategies of Integrated Carbon and Land-Use Management. In: BROWN, D. G. et al. (Org.). **L. Use Carbon Cycle**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 523–538.

OMETTO, J. P.; SOUSA-NETO, E. R.; TEJADA, G. Land Use, Land Cover and Land Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013). [S.l: s.n.], 2016. p. 369–383.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world’s forest. **Science**, v. 333, n. 988, p. 988–993, 2011.

PENNE, C. et al. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. **Geoderma**, v. 158, n. 3–4, p. 282–297, set. 2010..

PHILLIPS, D. L.; DOLPH, J.; MARKS, D. A comparison of geostatistical procedures for spatial analysis of precipitation in mountainous terrain. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 58, n. 1–2, p. 119–141, mar. 1992.

PHILLIPS, J. et al. Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 119–128, ago. 2016.

PHILLIPS, O. L. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence

from Long-Term Plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, 16 out. 1998.

PONTIUS JUNIOR, R. G.; HUFFAKER, D.; DENMAN, K. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. **Ecological Modelling**, v. 179, n. 4, p. 445–461, dez. 2004.

PONTIUS, R. G.; NEETI, N. Uncertainty in the difference between maps of future land change scenarios. **Sustainability Science**, v. 5, n. 1, p. 39–50, 8 jan. 2010.

RAVINDRANATH, N. H.; OSTWALD, M. **Carbon Inventory Methods Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2008.

RIENECKER, M. M. et al. MERRA: NASA's Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications. **Journal of Climate**, v. 24, n. 14, p. 3624–3648, jul. 2011.

SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 14 jun. 2011.

SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, v. 13, n. 4, p. 816–837, 24 jan. 2007.

SCHEPASCHENKO, D. et al. The Forest Observation System, building a global reference dataset for remote sensing of forest biomass. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 198, 10 dez. 2019.

SILVA, R. P. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM)**. 2007. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) -Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, 2007, 2007.

SOUZA, R. A.; MIZIARA, F.; MARCO JUNIOR, P. Spatial variation of deforestation rates in the Brazilian Amazon: A complex theater for agrarian technology, agrarian structure and governance by surveillance. **Land Use Policy**, v. 30, n. 1, p. 915–924, jan. 2013.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. **Conservation Letters**, v. 3, n. 2, p. 98–105, abr. 2010.

SULLIVAN, M. J. P. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Nature Publishing Group**, n. October 2016, p. 1–12, 2017.

VELOSO, H. P. .; RANGEL-FILHO, A. L. R. .; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE – Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VIEIRA, I. et al. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia.

Brazilian Journal of Biology, v. 68, n. 4 suppl, p. 949–956, nov. 2008. .

WEBER, E. .; HASENACK, H. .; FERREIRA, C. J. . **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9, 2004. Disponível em: <<http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>>.

WILLMOTT, C. J. ON THE VALIDATION OF MODELS. **Physical Geography**, v. 2, n. 2, p. 184–194, 15 jul. 1981.

WOORTMANN, C. P. I. B. et al. Allometric equations for total, above- and below-ground biomass and carbon of the Amazonian forest type known as campinarana. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 2, p. 85–92, abr. 2018.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF) - BRASIL. **As Mudanças Climáticas**. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/clima/mudancas_climaticas2/>. Acesso em: 7 abr. 2017.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: Conceitos e Aplicações**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho modelou a distribuição espacial de biomassa acima do solo (BAS) e quantificou os estoques de carbono atual e futuro por fitofisionomias associadas a mudanças da cobertura da terra no Bioma Amazônia.

A modelagem da dinâmica das mudanças foi obtida por meio do módulo Land Change Modeler (LCM) com base no uso e cobertura da terra provenientes do MapBiomass e associadas a variáveis explanatórias, os quais permitiram a a projeção de um cenário futuro para 2044. A partir do uso e cobertura da terra referente aos três períodos principais (1985, 2017 e 2044) foi realizada a distribuição espacial da BAS somente em áreas de vegetação nativa por meio de técnicas geoestatísticas utilizando como variável principal parcelas amostrais de BAS e como variáveis auxiliares vegetação e precipitação para cada um dos respectivos períodos e analisados para cada fitofisionomia.

Em relação as parcelas amostrais de biomassa, para o primeiro ano de estudo foram utilizados dados de inventários florestais em larga-escala da RadamBrasil e para os demais anos foram utilizadas parcelas amostrais mais recentes a fim de representar com mais fidelidade as condições atuais.

A partir das análises da dinâmica do uso do solo obtida na primeira etapa, verificou-se que houve variações em todas as classes de uso com consequente substituição da Formação Florestal por áreas destinadas as atividades agrícolas, principalmente em função da expansão das áreas de pastagens, onde esse comportamento permanecerá em 2044 com um aumento bastante expressivo desta classe.

Diante do uso e cobertura para os três cenários, fica evidente como as alterações no uso do solo influenciam diretamente os estoques de biomassa acima do solo assim como nos estoques de carbono. Os resultados da segunda etapa, os quais se referem a distribuição espacial e quantificação destas variáveis de estudo, demonstrou claramente que em 1985 havia-se maiores estoques e que estes reduziram ao logo do tempo e irá reduzir caso as mudanças no uso do solo permaneçam.

Estas informações denotam, que conseqüentemente houve e haverá mais emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera provenientes do uso do

solo, visto que, o desmatamento na região amazônica é uma das forças motrizes das mudanças climáticas na região.

Além disso o constante desmatamento do bioma poderá levar a perda de diversos serviços ecossistêmicos, como manutenção da biodiversidade, equilíbrio climático e hidrológico, proteção do solo e até mesmo influencia no transporte de umidade para outras regiões externas ao bioma.

Diante desse contexto, o conhecimento atual e antecipado das dinâmicas do uso e ocupação da terra e dos estoques de biomassa e carbono se torna uma ferramenta essencial para planejamento de ocupação territorial, monitoramento implementação de projetos Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) e intervenções que promovam a conservação e preservação do bioma.

Porém, é importante ressaltar-que este trabalho possui algumas limitações intrínsecas, visto que, parte do pressuposto que as tendências de mudanças permaneceriam sob influência das variáveis explanatórias, onde as mesmas são complexas e podem ser alteradas ao logo do tempo. Para futuros trabalhos relacionados aos cálculos de emissões de CO₂ provenientes do uso da terra, recomenda-se realizar uma análise mais profunda quanto a trajetória e destino final da extração madeireira proveniente do desmatamento, onde a mesma pode ser transformada bens duráveis (exemplo: moveis, entre outros) e é considerada incorretamente como carbono removido do desmatamento e liberado para a atmosfera.

Reforça-se também a necessidade de mais estudos em relação a estimativa direta da biomassa e carbono no bioma de forma mais atual, parcelas amostrais com uma distribuição espacial considerável e que estas sejam disponibilizadas a fim de se ter uma melhor representatividade destas variáveis. Adicionalmente, para posteriores trabalhos sugere-se a análise e/ou inclusão da temperatura do ar como variável auxiliar na distribuição espacial da biomassa a fim de verificar a influência desta nas estimativas.

De forma geral, este estudo caracteriza-se como inovar, no sentido que não se têm uma estimativa de biomassa e estoques de carbono de forma atual e com projeção futura associadas as mudanças no uso e cobertura da terra e que contemple toda a extensão do bioma, levando em consideração o uso de

cobertura da terra de forma precisa proveniente do produto MapBiomass e que analisa um longo período de tempo durante a modelagem.