

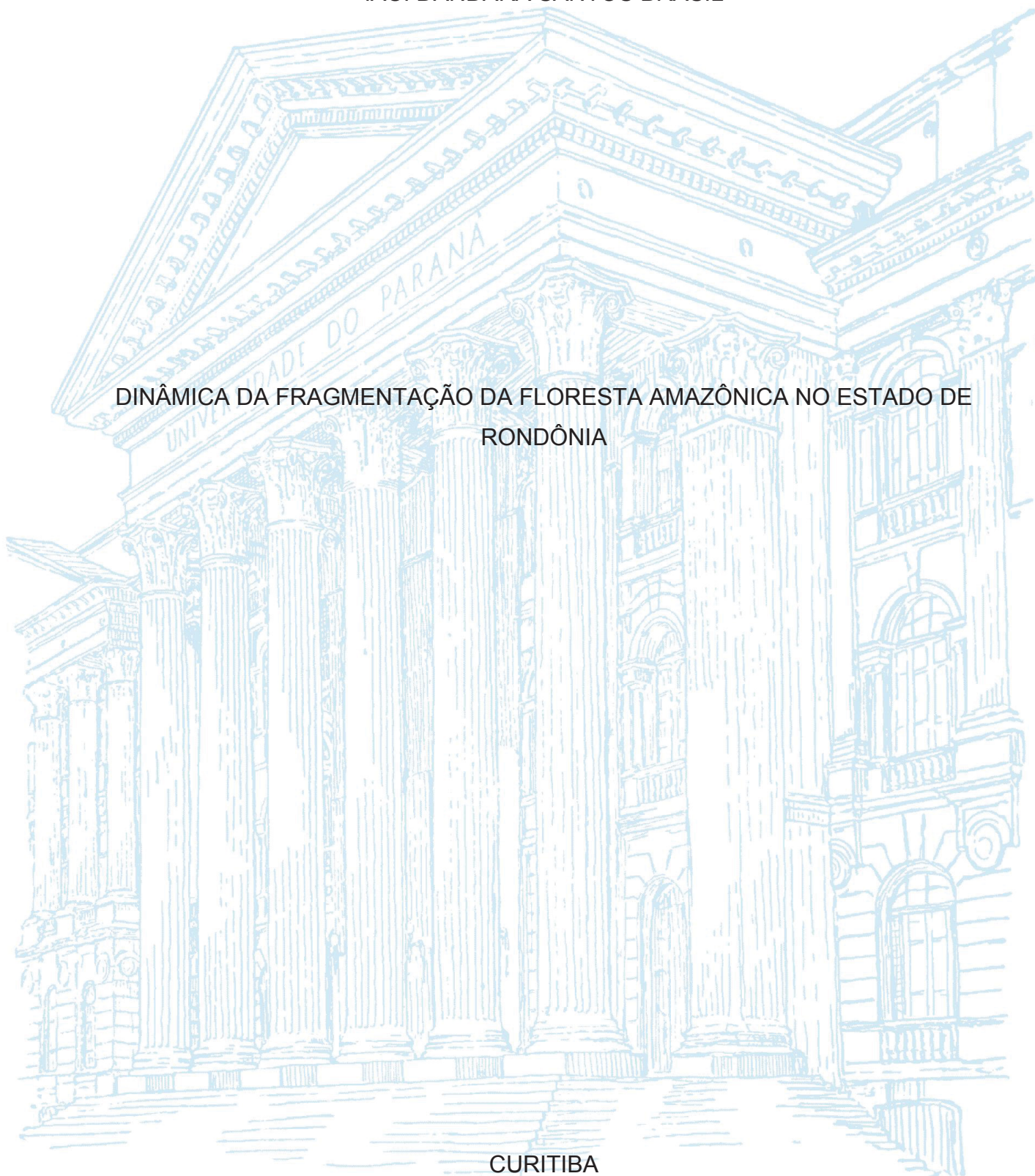
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL

DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO DA FLORESTA AMAZÔNICA NO ESTADO DE  
RONDÔNIA

CURITIBA

2020



IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL

DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO DA FLORESTA AMAZÔNICA NO ESTADO DE  
RONDÔNIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Yoshihiro Nakajima  
Coorientadores: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Paula Dalla Corte;  
Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta.

CURITIBA

2020

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Brasil, Iací Dandara Santos

Dinâmica da fragmentação da Floresta Amazônica no estado de Rondônia / Iací Dandara Santos Brasil. - Curitiba, 2020.

119 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Yoshihiro Nakajima

Coorientadores: Profa. Dra. Ana Paula Dalla Corte

Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 20/02/2020.

Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Mapeamento florestal - Rondônia. 2. Sucessão ecológica. 3. Florestas - Reprodução - Rondônia. 4. Processamento de imagens. 5. Imagens de sensoriamento remoto. 6. Google Earth Engine. 7. Teses. I. Nakajima, Nelson Yoshihiro. II. Dalla Corte, Ana Paula. III. Sanquetta, Carlos Roberto. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.58(811.1)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA  
FLORESTAL - 40001016015P0

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **IACÍ DANDARA SANTOS BRASIL** intitulada: **DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO DA FLORESTA AMAZÔNICA NO ESTADO DE RONDÔNIA**, sob orientação do Prof. Dr. NELSON YOSHIHIRO NAKAJIMA, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 20 de Fevereiro de 2020.

NELSON YOSHIHIRO NAKAJIMA

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

PAULO COSTA DE OLIVEIRA FILHO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE)

ALLAN LIBANIO PELISSARI

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Dedico a minha mãe SUELI ALFAIA, por todo amor e dedicação na minha criação  
que me fez a mulher e a profissional a qual sou hoje

Ao meu pai MARCOS BRASIL, por todo amor e companheirismo

A DEUS, por nunca me abandonar

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por sempre está presente em todos os momentos da minha vida, não foi fácil os dois anos de mestrado, mas quando recorria a Deus me sentia capaz de enfrentar tudo, foram muitos os momentos difíceis, os quais Deus me deu força pra continuar a jornada.

Agradeço a minha mãe Sueli Alfaia, a qual não pude estar presente fisicamente todos os dias em um dos momentos mais difíceis da vida dela por causa do mestrado, mas, que mesmo doente me dava a força e o apoio incondicional pra continuar o mestrado e seguir em frente nos meus sonhos. Ela é minha inspiração como mulher forte, batalhadora, mãe e profissional. Te amo mãe, dedico essa dissertação a você. Agradeço ao meu pai Marcos Brasil, por todo amor e carinho que recebi na minha vida e durante o mestrado, quem foi meu apoio em muitos momentos e quem sempre foi capaz de me acalmar e me mostrar que tudo iria ficar bem.

Agradeço ao meu orientador Nelson Nakajima, pelo apoio na preparação da dissertação. A minha coorientadora Ana Paula Dalla Corte, pela confiança, permissão e apoio no desenvolvimento da dissertação e mestrado. Ao meu coorientador Carlos Roberto Sanquetta, pela disponibilidade e ajuda na elaboração da dissertação. A Centro de Estudos Rioterra pelo suporte no desenvolvimento do trabalho e a CNPq pelo financiamento durante o mestrado.

Agradeço a Felipe Almeida da Silva, agora, um anjo no céu, pelo companheirismo no processo seletivo e começo do mestrado, o qual muitas vezes me fez enxergar minhas capacidades, a mulher que sou. As minhas primas Thamires, Silvia (minha revisora de textos) e Suzane por todo amor, força e carinho durante o mestrado. A toda a minha família que, acima de tudo, vai sempre está presente para lutar por todos, em especial minhas avós Eliete e Raimunda. Aos meus amigos de Belém do Pará que mesmo longe me repassaram força, apoio e muito amor para seguir em frente.

Agradeço a Marks Moura, pela amizade e ajuda no desenvolvimento da dissertação, a Emmanoella Araujo (Manu) pela amizade e força para seguir em frente e aos meus outros companheiros de laboratório por todo apoio recebido no desenvolvimento do trabalho. Agradeço a todos os meus amigos da pós graduação por toda força que recebi nesses dois anos, a Tarcila e Leticia, em especial a minha parceira Renata por todo carinho e compreensão e a Jorge pelo apoio.

## RESUMO

A Floresta Amazônica vem sendo acometida por desmatamento e fragmentação da sua floresta há muitos anos, tendo o estado de Rondônia um dos mais altos índices de desmatamento da região, sendo que parte da sua cobertura florestal se encontra em processo de regeneração. Neste âmbito, este trabalho teve como objetivo analisar o desempenho da plataforma *Google Earth Engine* para mapeamento de grandes extensões de área com o intuito de diferenciar os estágios sucessionais da floresta empregando técnicas de aprendizado de máquina, bem como analisar as áreas de regeneração florestal na contribuição para o padrão espacial morfológico e conectividade da paisagem no estado de Rondônia. Para isso utilizou-se a plataforma do *Google Earth Engine* para a classificação das imagens derivadas da coleção Landsat 5 e Landsat 8, nível 1 - Topo da atmosfera (TOA) dos anos de 2008, 2010, 2013, 2015 e 2018 utilizando o classificador supervisionado de aprendizado de máquina *Random Forest* para diferenciar 3 estágios de sucessão da floresta. Posteriormente foi realizada a análise da paisagem do estado de Rondônia com o incremento das áreas de regeneração florestal e sem o incremento das áreas de regeneração florestal no programa *GuidosToolbox*, gerando a Análise morfológica de padrões espaciais (MSPA), o Índice de Área Conectada Equivalente (ECA) e Diferença de Probabilidade da Conectividade (dPC). Os resultados revelaram que o padrão do estado de Rondônia é de grandes manchas de habitat florestal em pequenos números, correspondendo a grande parte de habitat florestal do estado e pequenas manchas de habitat florestal em grande número. Nesse sentido, a paisagem com o incremento em regeneração florestal não apresentou diferença expressiva nas classes de padrão espacial morfológico e maior diferença nos índices de conectividade. Conclui-se, portanto, que a plataforma *Google Earth Engine* viabilizou a diferenciação dos estágios sucessionais da Floresta Amazônica do estado de Rondônia e assim inferir que as áreas de regeneração do habitat florestal contribuíram pouco para paisagem, no entanto, apresentaram melhorias, principalmente em sua conectividade.

Palavras-chaves: *Random Forest*. Regeneração. Classificação. Habitat Florestal.

## ABSTRACT

The Amazon Rainforest has been affected by deforestation and fragmentation of its forest for many years, the state of Rondônia having one of the highest rates of deforestation in the region, and part of its vegetation cover is in the process of regeneration. Within this scope, the research aimed to analyze the performance of the Google Earth Engine platform for mapping large areas in order to differentiate the successional groups of the forest using machine learning techniques and forest regeneration areas to evaluate their contribution in the spatial morphological pattern and connectivity of the landscape of the state of Rondônia. To achieving that goal, it was used the Google Earth Engine platform to classify images derived from the Landsat 5 and Landsat 8 level 1 - Top of the Atmosphere (TOA) collection from the years 2008, 2010, 2013, 2015 and 2018, using the classifier supervised by the learning of Random Forest machine to differentiate 3 stages of forest succession. Subsequently, an analysis of the landscape of the state of Rondônia with the increase of forest regeneration areas and without the increase of forest regeneration areas on the GidosToolbox program that generated a Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA), the Equivalent Connected Area Index (ECA) and Probability of Connectivity (dPC). Revealing that the state pattern is large patches of forest habitat in few amounts, corresponding to a large part of state forest habitat and small patches of forest habitat on a lot. In this regard a landscape with increasing forest regeneration did not show any significant difference in the classes of spatial morphological pattern and greater difference in the connectivity indexes. In conclusion, Google Earth Engine platform made it possible to differentiate sucessional stages in the Amazon Rainforest of the state of Rondônia and infer that areas of forest habitat regeneration contributed a few to the landscape, however, it showed improvements mainly in its connectivity.

Keyword: Random Forest. Forest Regeneration. Classification. Forest Habitat.



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - EXEMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM QUE É COMPOSTA POR MANCHA, CORREDOR E MATRIZ. ....	28
FIGURA 2 - EXEMPLIFICAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TAMANHO E DA FORMA NA PROPORÇÃO INTERIOR/BORDA, APRESENTANDO EM BRANCO O HABITAT INTERIOR E EM CINZA O HABITAT DE BORDA. ....	30
FIGURA 3 - EXEMPLO ESQUEMÁTICO DE MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA PAISAGEM ASSOCIADAS À PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE UM TIPO DE HABITAT FOCAL (EM PRETO), BEM COMO MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DA MATRIZ (TONS DE BRANCO E CINZA). AS ALTERAÇÕES DAS PAISAGENS VERTICALMENTE DE (A) A (C) E (B) A (D) PERTENCEM À COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM, SEM ALTERAÇÕES DO HABITAT FOCAL. AS ALTERAÇÕES DAS PAISAGENS HORIZONTALMENTE DE (A) A (B) E (C) A (D) ALTERAM A CONFIGURAÇÃO DO HABITAT FOCAL. ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM PODEM INTERFERIR A PERMEABILIDADE DA PAISAGEM A MOVIMENTOS.....	32
FIGURA 4 – EXEMPLO DO ARRANJO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS DE HABITAT EM PAISAGENS COM A MESMA QUANTIDADE DE HABITAT, MESMO NÚMERO DE MANCHAS DO MESMO TAMANHO, CONTUDO EM DIFERENTES LOCAIS ESPACIAIS, PODEM RESULTAR EM SITUAÇÕES EM QUE A CONECTIVIDADE FUNCIONAL E A ACESSIBILIDADE DO HABITAT SÃO TOTALMENTE DIFERENTES PARA UMA ESPÉCIE OU GRUPO DE ESPÉCIES. N SITUAÇÃO (A), OS FRAGMENTOS SÃO ISOLADOS E NÃO HÁ FLUXOS BIOLÓGICOS ENTRE ELES (SEMELHANTE A UMA 'METAPOPULAÇÃO EM DESEQUILÍBRIO'), ENQUANTO NA SITUAÇÃO (B), O DESLOCAMENTO DE QUATRO FRAGMENTOS PERMITE O MOVIMENTO LIVRE ENTRE TODOS OS FRAGMENTOS (COMO EM UMA 'METAPOPULAÇÃO IRREGULAR'). NAS SITUAÇÕES (C) E (D), A INSERÇÃO (OU RESTAURAÇÃO) DE UM PEQUENO FRAGMENTO NA COR PRETA EM LUGARES DIFERENTES TRAZ EFEITOS BEM DIFERENTES NA CONECTIVIDADE FUNCIONAL E NA REDE DE HABITAT CORRESPONDENTE. ....	33
FIGURA 5 – CARTA IMAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA. ....	41

FIGURA 6 - FASES DE TREINAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DO CLASSIFICADOR RANDOM FOREST: I = AMOSTRAS, J = VARIÁVEIS, P = PROBABILIDADE, C = CLASSE, S = DADOS, T = NÚMERO DE ÁRVORES, D = NOVOS DADOS A SEREM CLASSIFICADOS E VALUE = OS DIFERENTES VALORES QUE A VARIÁVEL J PODE TER.....	44
FIGURA 7 - CLASSES DE COBERTURA MAPEADA NO ESTADO DE RONDÔNIA. ....	46
FIGURA 8 - QUANTIFICAÇÃO DA COBERTURA DO ESTADO DE RONDÔNIA NO PERÍODO DE 10 ANOS. A: ÁREA DE COBERTURA EM HECTARES (HA) DAS CLASSES NO PERÍODO DE 10 ANOS; B: ÁREA DE COBERTURA EM PORCENTAGEM DAS CLASSES NO PERÍODO DE 10 ANOS.....	52
FIGURA 9 - MAPA DE COBERTURA DO ESTADO DE RONDÔNIA NO PERÍODO DE 10 ANOS. ....	53
FIGURA 10 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2008 A 2010. ....	55
FIGURA 11 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2010 A 2013. ....	56
FIGURA 12 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2013 A 2015. ....	57
FIGURA 13 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2015 A 2018. ....	58
FIGURA 14 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2008 A 2018. ....	59
FIGURA 15 - CARTA IMAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA.....	69
FIGURA 16 - FASES DE TREINAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DO CLASSIFICADOR RANDOM FOREST: I = AMOSTRAS, J = VARIÁVEIS, P = PROBABILIDADE, C = CLASSE, S = DADOS, T = NÚMERO DE ÁRVORES, D = NOVOS DADOS A SEREM CLASSIFICADOS E VALUE = OS DIFERENTES VALORES QUE A VARIÁVEL J PODE TER.....	73
FIGURA 17 - EXEMPLIFICAÇÃO DAS CLASSES HABITAT FLORESTAL E NÃO HABITAT FLORESTAL. ....	74
FIGURA 18 - CLASSES DE RECURSOS MORFOLÓGICOS DA MSPA GERADAS DENTRO DO SOFTWARE <i>GUIDOSTOOLBOX</i> . ....	78

FIGURA 19 - EM A SEGMENTAÇÃO MORFOLÓGICA DE PADRÕES BINÁRIOS: PADRÃO BINÁRIO DE ENTRADA- X, ETAPAS INTERMEDIÁRIAS- $X_i$ E SEGMENTAÇÃO RESULTANTE- Y. EM B ETAPAS SUCESSIVAS DE PROCESSAMENTO (O NOME DAS 7 CLASSES ESTÁ EM NEGRITO): OPERADOR DE LIMIAR (T), TRANSFORMAÇÃO À DISTÂNCIA EUCLIDIANA (EDT), RECONSTRUÇÃO POR DILATAÇÃO DE X USANDO Y COMO SEMENTE ( $R^d_x(X_1)$ ), ESQUELETO ANCORADO DE Y USANDO X COMO CONJUNTO DE ÂNCORAS ( $SKEL_{X_1}(X)$ ), DILATAÇÃO GEODÉSICA DE Y EM RELAÇÃO A X ( $\bar{d}_x(Y)$ ). .....	79
FIGURA 20 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA .....	84
FIGURA 21 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	85
FIGURA 22 - CLASSES DO MSPA NA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA .....	86
FIGURA 23 - DISTRIBUIÇÃO POR TAMANHO DO HABITAT INTERIOR. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	87
FIGURA 24 - A MSPA NOS TRÊS DIFERENTES CONTEXTOS NA PAISAGEM COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL E SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL. AA: MSPA NAS UC COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; AB: MSPA NAS TI COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; AC: MSPA NAS ÁREAS NÃO PROTEGIDAS COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; BA: MSPA NAS UC SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; BB: MSPA NAS TI SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE	

10 ANOS; BC: MSPA NAS ÁREAS NÃO PROTEGIDAS SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS.....	88
FIGURA 25 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA DENTRO DAS UC NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	91
FIGURA 26 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DAS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	92
FIGURA 27 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA DENTRO DAS TI NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.....	93
FIGURA 28 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DAS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	94
FIGURA 29 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA NA REGIÃO NÃO PROTEGIDAS NA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: A REGIÕES NÃO PROTEGIDAS DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	95
FIGURA 30 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA NA REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....	96

FIGURA 31 - MAPA DE IMPORTÂNCIA DO NÓ OU CONEXÃO. A: RONDÔNIA  
COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: RONDÔNIA  
SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA. ....98

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DESCRIÇÃO DAS BANDAS DO SENSOR TM DO SATÉLITE <i>LANDSAT 5</i> .....	42
TABELA 2 - DESCRIÇÃO DAS BANDAS DO SENSOR OLI DO SATÉLITE <i>LANDSAT 8</i> .....	43
TABELA 3 - PARÂMETROS DE CLASSIFICAÇÃO.....	45
TABELA 4 - INTERVALO DE QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE KAPPA. ....	48
TABELA 5 - VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO PARA CADA ATRIBUTO DE ENTRADA INSERIDO NA CLASSIFICAÇÃO. ....	50
TABELA 6 - INTERVALO DE QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE KAPPA. ....	75
TABELA 7 - VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DO SOLO EM HABITAT E NÃO HABITAT. ....	82
TABELA 8 - PAISAGEM A: ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO DO HABITAT FLORESTAL DE 10 ANOS; PAISAGEM 2: ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO DO HABITAT FLORESTAL DE 10 ANOS.....	97

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

API - *Application Programming Interface* (Interface de Programação de Aplicativos)

BQA - *Quality Assessment Band* (Faixa de Avaliação da Qualidade)

CART - *Classification and Regression Trees* (Árvores de classificação e regressão)

CBD - *Convention on Biological Diversity* (Convenção Sobre Diversidade Biológica)

CPU - *Central Process Unit* (Unidade de processamento central)

DETER - Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real

dPC - *Probability of Connectivity Difference* (Diferença de Probabilidade da Conectividade)

ECA - *Equivalent Connected Area* (Índice de Área Conectada Equivalente)

EOS - *Earth Observing System* (Sistema de Observação Terrestre da Nasa)

ESA - *European Space Agency* (Agência Espacial Europeia)

EVI - Índice de Vegetação Melhorado

EVI 2 - Índice de Vegetação Melhorado 2

FP/RA - Floresta Primária/ Regeneração Avançada

FUNAI - Fundação Nacional do Índio

GEE - Google Earth Engine

HRV - sensor *High Resolution Visible Imaging System do satélite SPOT* (Sensor de Sistema de Imagem Visível de Alta Resolução do Satélite SPOT)

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDL - *Interface Description Language* (Idioma da Descrição da Interface)

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LiDAR - *Light Detection And Ranging* (Detecção de Luz e Variando)

MMA - Ministério do Meio Ambiente

MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (Espectrorradiômetro de Imagem com Resolução Moderada)

MSPA - *Morphological Spatial Pattern Analysis* (Análise Morfológica de Padrões Espaciais)

MSS - *Sensor Multispectral Scanner System do Landsat 1* (Sistema de Scanner com Sensor Multiespectral do Landsat 1)

NASA - *National Aeronautics and Space Administration* (Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço)

NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada  
NDWI - Índice de Diferença Normalizada da Água  
OLI - *Operational Land Imager* (Imager de Terreno Operacional)  
ONG - Organização Não Governamental  
OU - Outros Usos  
PRODES - Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite  
RH - Recursos Hídrico  
RI - Regeneração Inicial  
RM - Regeneração Média  
SAVI - Índice de Vegetação Ajustada pelo Solo  
SR - Índice Razão Simples  
SVM – *Support Vector Machines* (Máquinas de vetores de suporte)  
TI - Terra Indígena  
TM – *Sensor Thematic Mapper* (Mapeador Temático do Sensor)  
TOA - *Top of Atmosphere* (Topo da atmosfera)  
UC - Unidade de Conservação  
USGS - *United States Geological Survey* (Serviço Geológica dos Estados Unidos)  
VANT - Veículo Aéreo Não Tripulado



## SUMÁRIO

RESUMO.....	6
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1.1 OBJETIVO .....	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
2.1 FRAGMENTAÇÃO DA COBERTURA DA FLORESTA AMAZÔNICA .....	18
2.2 EVOLUÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO .....	21
2.3 <i>BIG DATA</i> E PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGEM DE SATÉLITE EM NUVEM .....	23
2.4 <i>GOOGLE EARTH ENGINE</i> (GEE).....	25
2.5 ECOLOGIA DA PAISAGEM NO ENTENDIMENTO DO PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO E PERDA DA CONECTIVIDADE DA VEGETAÇÃO ARBÓREA .....	26
2.6 <i>GUIDOSTOOLBOX</i> .....	33
CAPÍTULO I: DIFERENCIAÇÃO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA AMAZÔNICA NO ESTADO DE RONDÔNIA APLICANDO APRENDIZADO DE MÁQUINAS NA PLATAFORMA <i>GOOGLE EARTH ENGINE</i> .....	35
1 INTRODUÇÃO .....	37
1.1 OBJETIVO .....	39
1.1.1 Objetivo geral.....	39
1.1.2 Objetivos específicos.....	39
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	40
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	40
2.2 DADOS UTILIZADOS .....	41
2.3 PROCESSAMENTO DE IMAGEM NO GEE .....	43
2.3.1 Remoções de nuvens e sombra de nuvem.....	43
2.3.2 Classificação das Imagens .....	44

2.4 PÓS CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM .....	47
2.5 VALIDAÇÃO.....	47
2.6. AJUSTE DOS DADOS.....	48
3 RESULTADOS .....	49
3.1 VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO .....	49
3.2 MAPEAMENTO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA AMAZÔNICA DE 2008 A 2018 .....	51
3.3 DINÂMICA DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS NO PERÍODO 2008 A 2018...	53
4 DISCUSSÃO .....	60
4.1 AVALIAÇÃO DA VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO.....	60
4.2 MAPEAMENTO E DINÂMICA NOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA VEGETAÇÃO.....	61
5 CONCLUSÕES .....	63
CAPÍTULO 2: EFEITOS DO AVANÇO SUCESSIONAL ARBÓREO DA FLORESTA AMAZÔNICA NA ESTRUTURA E CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NO ESTADO DE RONDÔNIA.....	64
1 INTRODUÇÃO .....	66
1.1 OBJETIVO .....	68
1.1.1 Objetivo geral.....	68
1.1.2 Objetivos Especificos.....	68
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	69
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	69
2.2 DADOS UTILIZADOS .....	70
2.2.1 Na plataforma do GEE.....	70
2.2.2 Outras fontes de dados.....	71
2.3 PROCESSAMENTO DIGITAL DAS IMAGENS.....	71
2.3.1 Remoções de nuvens e sombra de nuvem.....	71
2.3.2 Classificação das Imagens .....	72

2.4 PÓS CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM .....	74
2.5 VALIDAÇÃO.....	75
2. 6 AJUSTE DOS DADOS.....	76
2.7 ANÁLISE DA PAISAGEM NO <i>SOFTWARE GUIDOSTOOLBOX</i> .....	76
2.7.1 Análise morfológica de padrões espaciais.....	76
2. 7. 2 Conectividade da paisagem.....	80
3 RESULTADOS .....	82
3.1 VALIDAÇÃO.....	82
3.2 ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS DO ESTADO DE RONDÔNIA COM A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS REGENERADAS E SEM A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS REGENERADAS.....	83
3.3 ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS NOS DIFERENTES CONTEXTOS.....	87
3.4 CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM .....	97
4 DISCUSSÃO.....	99
4.1 O PADRÃO MORFOLÓGICO ESPACIAL DO ESTADO DE RONDÔNIA E A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NA MELHORIA DOS ÍNDICES NO PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HABITAT .....	99
4.2 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA E A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NO AUMENTO DA CONECTIVIDADE.....	102
5 CONCLUSÕES.....	104
6. CONCLUSÃO GERAL.....	104
REFERÊNCIAS.....	106



## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A conservação da Floresta Amazônica é importante para o planeta, em virtude da regulação do clima global e manutenção da biodiversidade (PENG et al., 2020). No entanto, o uso da terra se intensificou na Floresta Amazônica desde a década de 60 (VIEIRA et al., 2008) com investimento na infraestrutura e a abertura de estradas (SOUZA et al., 2017), além dos incentivos financeiros para a ocupação da região (ARIMA et al., 2016). A partir desse momento, intensificaram-se as atividades exploratórias de alto impacto sobre a floresta, sendo estas: pastagem, exploração madeireira, agricultura e mineração.

Atualmente, Rondônia está entre os principais estados que lideram o *ranking* de desmatamento na Amazônia Legal (OBT- INPE, 2019). Desse modo, há uma previsão de, aproximadamente, 30% a 50% quanto ao desmatamento na floresta nativa até 2050 (PIONTEKOWSKI et al., 2019). Deslocamento cada vez mais das regiões consolidadas mais antigas do Sul de Rondônia para áreas fronteiriças do Norte de Rondônia, onde florestas nativas estão sendo constantemente convertidas em pastagens (COSTA et al., 2017).

A Floresta Amazônica é ameaçada constantemente por atividades antrópicas causando fragmentação e degradação da floresta, isto é, maior vulnerabilidade do habitat florestal (ARAGÃO et al., 2014), extinção de espécies (STEEGE et al., 2015; BARLOW et al., 2016), mudanças climáticas regionais e globais (BETTS; SANDERSON; WOODWARD, 2008), deterioração do solo (BONILLA-BEDOYA et al., 2017) e degradação do ecossistema aquático de água doce (CASTELLO; MACEDO, 2016). Logo, a fragmentação dos habitats afeta a relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, realizada diretamente por meio da alteração de composição da comunidade e indiretamente modificando as condições ambientais dentro e entre os habitats nos níveis locais e paisagísticos (LIU et al., 2018).

No entanto, várias áreas são abandonadas após o uso antrópico, permitindo que sucessão secundária ocorra. Dessa forma, mesmo com a regeneração natural sem tratamentos silviculturais, podem acumular quantidades substanciais de carbono e apoiar muitas espécies florestais (LENNOX et al., 2018), as quais tornam-se, eventualmente, predominantes na paisagem de região que sofreram intensamente com o desmatamento (VIEIRA et al., 2008). Logo, a regeneração da floresta está presente em vários estágios, o mais avançado comumente chama-se de “floresta

secundária” e representou na Amazônia, aproximadamente 150.800 km<sup>2</sup> (21%) da área total desmatada, sendo que, o estado de Rondônia possui 13.300 km<sup>2</sup> de floresta secundária segundo TerraClass 2008 (ALMEIDA et al., 2016).

A restauração da vegetação após o corte raso é importante no sequestro de carbono (ORIHUELA-BELMONTE et al., 2013; CHAZDON et al., 2016; MORA et al., 2018; RÖDIG et al., 2018), restauração do solo (SILVA; TRONCO; ALMEIDA, 2015; VAN HALL et al., 2017; MARTINKOSKI et al., 2017; NUNES, 2019) e conservação da biodiversidade (ALMEIDA; VIEIRA, 2010; BRITO; CARVALHO, 2014). Sendo assim, todos esses benefícios são recuperados em menor ou em maior parte com o desenvolvimento sucessional da vegetação. Isto é, quando bem planejados, os projetos de restauração levam em consideração o enriquecimento da paisagem por meio do aumento de habitats interiores e conexões entre manchas de habitats florestais.

Entretanto, o mapeamento de grandes áreas para o bom planejamento da região não é fácil, visto que, o armazenamento, processamento e análise de grandes dados é difícil e oneroso (MA et al., 2015), necessitando de uma estrutura grande e custosa para os processamentos regionais e globais, consequentemente, sendo inviabilizados estudos em larga escala para muitos pesquisadores. O *Google Earth Engine* (GEE) é uma plataforma que surgiu nos últimos anos para facilitar o acesso a computação de alto desempenho em nuvem com um grande catálogo de dados de observação da Terra, além disso, possibilita o processamento em escala global (MIDEKISA et al., 2017), sendo realizado a partir do processamento em vários servidores, deste modo, acelerando às análises (DONG et al., 2016; GORELICK et al., 2017).

Dessa maneira, torna-se possível realizar o mapeamento de grandes áreas, como do estado de Rondônia, de forma rápida e sem necessidade de alta capacidade computacional, como a identificação do estágio sucessional que se encontra a vegetação secundária na região e a dinâmica da vegetação. Desta forma, o presente estudo analisou a Floresta Amazônica do estado de Rondônia pelo viés da dinâmica sucessional que ocorre na região e, assim, utilizou-se dos dados de regeneração florestal para avaliação do incremento das áreas de regeneração na melhoraria dos parâmetros morfológicos espaciais dos fragmentos de habitat florestal e sua conectividade na paisagem.

## 1.1 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo utilizar a plataforma *Google Earth Engine* para mapeamento de grandes extensões de área com o intuito de diferenciar os estágios sucessionais da floresta, empregando a técnica de aprendizado de máquina *Random Forest*, bem como analisar as áreas de regeneração florestal contribuindo para o padrão espacial morfológico e conectividade da paisagem no estado de Rondônia.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 FRAGMENTAÇÃO DA COBERTURA DA FLORESTA AMAZÔNICA

O processo de ocupação e exploração da Floresta Amazônica pode ser explicado pela coexistência de dois padrões de ocupação espacial, “rio-várzea-floresta” e o padrão “estrada-terra firme-subsolo” (GONÇALVES, 2001). O primeiro padrão, caracterizado pela organização da população e economia às margens dos rios predominou até a década de 1960, a qual se caracterizou pelo baixo impacto na floresta. Depois, com a construção da rodovia que conecta Belém a Brasília o padrão de ocupação da região Amazônica predominou ao longo delas, isto é, com atividades econômicas na terra firme (pecuária, agricultura e exploração madeireira) e no subsolo (atividades minerais). Sendo assim, a colonização da Amazônia, desde o final da década de 1960, foi caracterizada por um intenso processo de ocupação e degradação ambiental, típico da Amazônia (VIEIRA et al., 2008).

A intensificação do desmatamento da Floresta Amazônica ocorreu durante o período do regime militar no Brasil (1964 a 1985), em que diversas medidas foram tomadas com foco no desenvolvimento da região Amazônica, entre elas a ampliação da malha rodoviária e incentivos para a ocupação das margens dessas rodovias (PRATES; BACHA, 2011). A construção de rodovias exerceu papel fundamental na integração da região Amazônica com o restante do país, no entanto, esse processo de ampliação também ocasionou diversos problemas, tais como: conflitos territoriais, crescimento desordenado das cidades e desmatamento, logo, permitindo a entrada de posseiros e outros atores na região Amazônica (FEARNSIDE, 2006; BARNI; FEARNSIDE; GRAÇA, 2014; ARIMA et al., 2016).

As atividades econômicas praticadas na Amazônia Legal estão fortemente ligadas à degradação e desmatamento da floresta pela pecuária, agricultura (principalmente de soja) e extração madeireira. Dessa forma, existe uma relação entre elas com origem na tradicional forma de expansão da fronteira agrícola brasileira, a qual segue um padrão de uso e ocupação do solo, extração da madeira, degradando a floresta, desmatamento para implantação da pecuária e posteriormente desenvolvimento da agricultura moderna (REYDON, 2011). O desmatamento está fortemente correlacionado com a pecuária, a principal causa direta (MARGULIS, 2003; RIVERO et al., 2009).

Desse modo, os efeitos do uso e ocupação do solo com extensas áreas convertidas em campos de agricultura e pastagem está extremamente relacionada com a fragmentação da floresta (LAURANCE et al., 2018). Conseqüentemente, quase cinco décadas de altas taxas de desmatamento deixaram um legado de fragmentação, isto é, aumentando as bordas das florestas e degradando-as, influenciando diretamente nas mudanças climáticas e atividades humanas, especialmente, os incêndios florestais (ARAGÃO et al., 2014). Portanto, o aumento dos incêndios florestais são fortemente relacionados ao aumento do desmatamento na Floresta Amazônica (ESCOBAR, 2019).

Na Amazônia brasileira, o desmatamento e a extração de madeira criam até 38.000 km de novas margens de florestas anualmente e geram entre 3.300 e 5.500 novos fragmentos florestais (BROADBENT et al., 2008). Tais mudanças na cobertura florestal também interferem no clima e na vegetação local, onde altos níveis de desmatamento tendem a reduzir drasticamente as chuvas impactando o sistema hidrológico regional e nacional (NOBRE et al., 2016).

Após a década de 70, o processo de desmatamento em Rondônia cresceu significativamente devido à implementação de projetos de colonização e assentamentos no estado, iniciativa promovida pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA (PIONTEKOWSKI et al., 2019), realidade apresentada para grande maioria das áreas da região Amazônica influenciada pela construção de estradas. Os diferentes processos de colonização na Amazônia levaram a padrões de fragmentação moldados pela agricultura e pecuária, os pequenos proprietários estabeleceram terras demarcadas pelo governo federal, pelo menos, no início criando o padrão de “espinha de peixe”, enquanto indivíduos bem capitalizados atraídos para a Amazônia por empresas privadas de colonização (e incentivos) criavam um padrão retangular (ARIMA et al., 2016).



Dessa forma, a floresta apresenta 5 padrões de fragmentação comumente encontrados na região Amazônica (ARIMA et al., 2016):

- Padrão radial: a fragmentação radial compreende os impactos da paisagem que se aglomeram em torno da urbanização, indicativos do padrão urbano de desmatamento na região;
- Espinha de Peixe: a fragmentação da espinha de peixe apresenta um padrão ordenado de terra limpa que se organiza como os espinhos de um peixe acima e abaixo da artéria principal; está associado aos Projetos de Colonização destinados a colonizar com pequenos agricultores colonos ao longo das estradas;
- O caule da rosa: associado à mineração, a saber, o surgimento de estradas não oficiais. Eles se estendem por rotas relativamente retas por vários quilômetros e depois começam a produzir uma geometria semelhante à treliça que lembra a fragmentação dendrítica;
- Fragmento Retangular: frequentemente observados em áreas de agricultura comercial em larga escala, o desmatamento geralmente ocorre em blocos quadrados e mais perto das estradas, um formato retangular de fragmentação surge como resultado da geometria dos limites das propriedades;
- Fragmento Dendrítico: a fragmentação dendrítica exhibe uma estrutura de treliça ramificada com segmentos altamente irregulares, a irregularidade do padrão dendrítico indica estradas não oficiais de madeiras.

Sendo assim, quase 100.000 quilômetros de estradas cruzam a Floresta Amazônica, o que equivale a uma extensão de duas voltas e meia na terra (PRESSURES, 2013), as quais constituem até hoje um dos principais vetores que impulsionam a ocupação territorial e, conseqüentemente, perda da cobertura florestal (PRESSURES, 2013; SOUZA et al., 2017). Logo, grande parte do desmatamento na região Amazônica estão à beira das estradas, com cerca de 95% do desmatamento presente em 5,5 km de uma estrada (BARBER et al., 2014). Nesse espaço encontram-se os fragmentos de menor dimensão e com o afastamento dessa influência antrópica, o tamanho dos fragmentos tende a aumentar.

As áreas protegidas de Unidades de Conservação e terras indígenas são atenuantes do desmatamento na região Amazônica (KERE et al., 2017). No entanto,

até as áreas protegidas mais próximas das estradas e cidades têm impactos consideravelmente mais altos no desmatamento (PFAFF et al., 2015). Portanto, estes impactos são preocupantes para essas áreas, porque a pressão antrópica ao redor das áreas protegidas provoca o aumento do efeito de borda e maior isolamento de um fragmento para outro (LAURANCE et al., 2012).

## 2.2 EVOLUÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO

Sensoriamento remoto é a tecnologia que permite obter imagens e outros produtos da superfície terrestre remotamente, isto é, sem contato físico entre o sensor e o objeto, através da captação, do registro e energia refletida ou emitida pela superfície, sendo os dados obtidos por meio de sensores instalados em plataformas terrestres, aéreas (balões e aeronaves) e orbitais (satélites artificiais) (FLORENZANO, 2007). Novo (2010), define sensoriamento remoto como sendo o uso em conjunto de sensores, equipamentos para transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves ou outras plataformas. Além disso, define como equipamento para processamento de dados com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície da Terra, a partir do registro e da análise das informações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que compõem em suas mais diversas manifestações.

Os sensores remotos podem ser classificados como passivos (captam a energia eletromagnética que é refletida ou emitida pelo alvo), ou ativos (captam a energia refletida ou retroespalhada pelos alvos que eles próprio emitem) (LORENZZETTI, 2015). Os dados de cobertura da terra e o monitoramento do uso da terra geralmente vem de sensores passivos que medem energia refletida ou emitida da superfície da Terra e, a estrutura da vegetação e as elevações da superfície do solo são frequentemente medidas por sensores ativos (TURNER et al., 2003).

As fotografias aéreas foram os primeiros métodos do sensoriamento remoto a serem utilizados, a primeira fotografia a qual se tem notícia realizada por Daguerre e Niepce em 1839 e no ano de 1840, o seu uso estava sendo recomendado para os levantamentos topográficos, posteriormente, as primeiras fotografias aéreas foram tomadas em 1909 pelos irmãos Wright sobre território italiano (NOVO, 2010). A história e evolução do sensoriamento remoto tem vínculo direto ao uso militar com a utilização intensiva de fotografias aéreas na Primeira Guerra Mundial, o desenvolvimento do filme infravermelho, introdução do Radar na Segunda Guerra

Mundial e a criação de vários sensores de alta resolução para espionagem na Guerra Fria (FLORENZANO, 2007).

Os primeiros mapeamentos dos ecossistemas terrestres em escala global foram estimados a partir de índices espectrais de 'verde', com base em várias imagens obtidas ao longo de um ano, com baixa resolução espacial de vários quilômetros (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2017). Até pouco tempo atrás, para esses fins utilizava-se mais o sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) criado pelo programa Sistema de Observação Terrestre (EOS) da NASA (FRIEDL, M. A. et al., 2002; FRIEDL, MARK A. et al., 2010) e o satélite ENVISAT utilizado pelo projeto GlobCover da Agência Espacial Europeia (ESA) (ARINO et al., 2007; ARINO et al., 2010), ambos com resolução espacial baixa.

Desse modo, a medida que a tecnologia evoluiu, os satélites foram equipados com câmeras mais sofisticadas (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2017). O desenvolvimento de sensores a bordo de satélite tem sido impressionante, a resolução espacial foi do sensor MSS (*Multispectral Scanner System*), a bordo do Landsat 1, com 80 m de resolução, passando pelo sensor HRV (*High Resolution Visible Imaging System*) do satélite Francês SPOT com 10 m, para a impressionante resolução de 0,6 m do satélite Quickbird (FERREIRA; FERREIRA; FERREIRA, 2008). O mesmo autor aborda a evolução da resolução espectral com o surgimento de bandas de diversas faixas do espectro com estreitos intervalos, como a banda Red-Edge em sensores multiespectrais, a qual é particularmente útil na detecção de estresse foliar.

Atualmente, os sensores remotos multiespectrais passivos são implementados em fluxos de trabalho, assim fornecendo informações automatizadas e precisas advindas do sensoriamento remoto (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2017). O autor ainda exemplifica que essas informações podem ser relacionadas ao desmatamento, fragmentação das tendências de regeneração ou mudanças nos processos fenológicos.

Com o desenvolvimento para observação da Terra, de sensores com melhores resoluções espaciais, temporais e espectrais (MA et al., 2015), além do surgimentos de novas tecnologias como *Light Detection And Ranging* (LiDAR) (GIONGO et al., 2010) e Drones (GIONES; BREM, 2017), a evolução computacional também cresceu e permite o processamento da grande gama de dados advindos do sensoriamento remoto. No entanto, a dificuldade no armazenamento de dados, carregamento de memória, processamento e também da análise é uma dificuldade

existente (MA et al., 2015). O principal desafio das futuras missões multiespectrais são os gerenciamentos de megadados e a automatização de processos analíticos (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2017).

### 2.3 *BIG DATA* E PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGEM DE SATÉLITE EM NUVEM

As imagens de satélite são uma das principais fontes de informação e análise quando se trata de uso e cobertura do solo, diferentes sensores nos fornecem imagens de resolução diferentes que visam detectar tipos de terreno específicos, tendo diferenças nos métodos de coleta e também em suas características espaciais e temporais. Isso dá origem não apenas a uma grande variedade de dados, mas também torna essencial lidar com esses grandes volumes de dados de uma maneira eficiente, particularmente, para análises globais de escala (SIDHU; PEBESMA; CÂMARA, 2018).

O avanço do Sensoriamento Remoto e a evolução do poder e técnicas computacionais levaram ao crescimento explosivo dos dados do Sensoriamento Remoto (MA et al., 2015). Os dados do Sensoriamento Remoto são reconhecidos com Big Data pela sua alta dimensão, multivariabilidade, escala múltipla e longas sequências altamente acopladas às propriedades espaciais e temporais (GUO et al., 2014).

Desse modo, em uma definição geral Big Data é: “conjunto de técnicas e tecnologias que exigem novas formas de integração para descobrir grandes valores ocultos de grandes conjuntos de dados diversos, complexos e de grande escala” (HASHIM et al., 2015). Além disso, pode ser definida em “Quatro V’s”: Volume (grande volume), Variedade (várias modalidades), Velocidade (geração rápida) e Valor (valor enorme) (CHEN; MAO; LIU, 2014). O Big Data para Sensoriamento Remoto não se refere apenas ao volume e velocidade dos dados que ultrapassam a capacidade de armazenamento e computação, mas, também à variedade de dados e complexidade dos dados, especialmente, pela maior dimensionalidade (MA et al., 2015).

O monitoramento e as pesquisas ambientais em larga escala estão utilizando-se de dados advindos do Sensoriamento Remoto multitemporais e multissensores de alcance regional e global para processamento (MA et al., 2015). Sendo assim, tais informações sobre a distribuição geográfica, mudanças do uso e cobertura da terra tanto em escala global quanto em regional são importantes para monitorar as

mudanças climáticas (BROVKIN et al., 2004; VERBURG; NEUMANN; NOL, 2011), segurança alimentar (MOORE et al., 2012), degradação e vulnerabilidade do meio ambiente (GIBBS; SALMON, 2015; SMITH et al., 2016), expansão urbana (D'AMOUR et al., 2017).

Logo, os equipamentos para lidar com a gama de dados do Sensoriamento Remoto são os sistemas ou supercomputadores baseados em cluster, assim como o armazenamento e processamento em nuvem (MA et al., 2015). O mesmo autor cita que os clusters são a arquitetura principal para computação de alto desempenho com colaborativo de vários computadores. Utiliza-se desse sistema a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) (LEE et al., 2011), a empresa Headwave da American (MA et al., 2015) e o GEE surgindo como uma nova plataforma de computação de alto desempenho em nuvem fornecendo acesso a uma quantidade crescente de dados de observação da Terra, os quais podem ser processados em escala planetária (MIDEKISA et al., 2017).

Contudo, para tirar o máximo proveito dessa grande gama de informação é necessário, além do conhecimento técnico, o gerenciamento da tecnologia de informação básica e uma estrutura para alocação de maquinário, rede, Unidades de processamento central (CPUs), banco de dados e inúmeras outras estruturas para o processamento de dados geoespaciais (GORELICK et al., 2017). A estrutura para processamento de grandes dados é custosa e nem todos os pesquisadores possuem essa estrutura.

A computação em nuvem é uma das técnicas fortes de Big Data. Por meio das tecnologias de virtualização, os supercomputadores se tornaram acessíveis virtualmente como verdadeiros computadores físicos, só que com processadores flexíveis, memória e tamanho de disco (MA et al., 2015). A computação em nuvem fornece um poder infinito de processamento e uma interface de usuário amigável, a partir de particionamento de dados, balanceamento de carga e tolerância a falhas, as quais são transparentes para o usuário, assim a computação em nuvem pode lidar efetivamente com problemas de computação científica com volumosos bancos de dados (WANG et al., 2013).

A computação em nuvem do GEE diminuiu os custos de acesso a recursos de computação de alto desempenho para o processamento de grandes dados, sendo o GEE a tecnologia do Sensoriamento Remoto que facilitou o processamento de conjuntos de dados geoespaciais muito grandes sem elevados custos, tendo o acesso gratuito à plataforma (GORELICK et al., 2017). Sendo assim, a plataforma remove

rapidamente limites de estudos em escala planetária que até recentemente eram realizados por cientistas e engenheiros altamente equipados (DONCHYTS et al., 2016).

#### 2.4 *GOOGLE EARTH ENGINE (GEE)*

O surgimento do GEE, representa um grande progresso para monitoramento e análises das mudanças no uso e cobertura da terra em grandes áreas geográficas (ZURQANI et al., 2018). A plataforma de processamento em nuvem do GEE permitiu a acessibilidade aos recursos de computação de alto desempenho para o processamento de conjuntos de dados geoespaciais disponíveis de forma gratuita, funcionando por meio do processamento de vários servidores em todo o mundo, assim acelerando o tempo de processamento na classificação da cobertura e uso do solo (DONG et al., 2016; GORELICK et al., 2017).

O GEE possui uma interface de programação acessível em um ambiente de desenvolvimento interativo baseado na Web associado, que permite a visualização rápida dos resultados (GORELICK et al., 2017). Os usuários podem por meio de um cadastro simplificado acessar a página inicial do Earth Engine em: <<https://earthengine.google.com>>. A plataforma utiliza a linguagem de programação JavaScript e Python, além de fornecer documentação e tutoriais dentro como suporte ao usuário, bem como fórum de discussões, no qual os usuários podem sanar dúvidas e partilhar seus conhecimentos.

O banco de dados disponível no GEE possui uma vasta coleção de dados geoespaciais pré-processados e brutos. Constitui a maior parte desse diretório imagens de sensoriamento remoto utilizadas para observação terrestre, integrando a série completa do Landsat, e imagens de Sentinel-1, Sentinel-2 e MODIS, além de dados temáticos, incluindo dados sobre clima, precipitação, atmosfera, uso do solo, topografia e outros tipos de dados, como geofísicos, ambientais e socioeconômicos (GORELICK et al., 2017).

A grande quantidade e variedade de imagens de satélites e dados processados no catálogo do GEE leva a uma diversificação de pesquisas na área de mapeamento e análises ambientais em grande escala, como mapeamento de áreas agrícolas (DONG et al., 2016; XIONG et al., 2017; TELUGUNTLA et al., 2018), degradação do meio ambiente (XIE, Z. et al., 2019), dinâmica da cobertura do solo

(HUANG, H. et al., 2017), urbanização (GOLDBLATT et al., 2016; LIU et al., 2018) e recursos hídricos (DONCHYTS et al., 2016).

Uma das dificuldades no mapeamento do solo são as nuvens e suas sombras (HUANG, C. et al., 2010; HAN et al., 2014; MAN et al., 2018), sobretudo, de grande escala e em regiões sujeitas a um grande volume de chuva durante todo ano, como a Amazônia. As imagens de satélite adquiridas pelos sensores estão submetidas às condições atmosféricas adversas para o Sensoriamento Remoto como presença de nuvens na hora que são captadas, assim dificultando a classificação de uso e cobertura do solo. Logo, a remoção das interferências atmosféricas como nuvens e suas sombras resultam na quantificação exata das classes presentes na área de estudo. Uma das grandes vantagens do GEE é a remoção destas interferências a partir das máscaras de nuvens disponíveis na plataforma, a qual se utiliza da banda QA, no caso, da série Landsat e da coletânea de imagens dentro da plataforma (MATEO-GARCÍA et al., 2018).

Além disso, outro benefício do GEE é a vasta quantidade de classificadores de imagens, pois, são diversos classificadores supervisionados, regressão linear e clusters não supervisionados (GORELICK et al., 2017). Sendo assim, exemplos de classificadores frequentemente utilizados para o mapeamento da terra dentro da plataforma são: *Random Forest*, *Classification and Regression Trees (CART)*, *Support Vector Machines (SVM)* e *NaiveBayes*. Portanto, o de mais amplo uso dentro da plataforma é o classificador de aprendizado de máquina *Random Forest* (BREIMAN, 2001), pela maior exatidão na classificação de grandes áreas (BELGIU; DRĂGUT, 2016).

## 2.5 ECOLOGIA DA PAISAGEM NO ENTENDIMENTO DO PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO E PERDA DA CONECTIVIDADE DA VEGETAÇÃO ARBÓREA

SANTOS (1988, p. 21) define paisagem como “tudo aquilo que nós vemos, o que nossa visão alcança”, limitando a uma dimensão apenas de percepção visual. Atualmente, utiliza-se muito no campo ciências geográficas e biológicas paisagem como formação antroponatural, baseada num sistema territorial constituído por componentes naturais e antropotecnogênicos condicionados socialmente, assim transformando as propriedades das paisagens naturais originais (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017). Porém, no âmbito da ecologia da paisagem Forman; Godron (1986) define paisagem como uma área heterogênea composta por um

aglomerado de ecossistemas em interação que se repetem de formas semelhantes, variando em tamanho, além disso, tendo a maioria princípios da ecologia da paisagem aplicada a mosaicos ecológicos em qualquer nível de escala. Paisagem também é vista como um tipo de interconexão entre as esferas bióticas, abióticas e humanas (LANG; BLASCHKE, 2009).

As definições de ecologia de paisagens variam também em função da abordagem geográfica ou ecológica. Carl Troll apresenta o termo em 1939 como a integração entre a ecologia e geografia, definindo mais tarde como “estudo das principais relações causais complexas entre as comunidades da vida e seu ambiente em uma determinada seção de um ambiente” (TROLL, 1971). O mesmo autor citou que essas relações são demonstradas regionalmente em um padrão de distribuição definido mosaico de paisagem, padrão de paisagem e em uma regionalização natural em diversas ordens de extensão.

Um marco no desenvolvimento da Ecologia de Paisagem surgiu no ano de 1980 no qual a fundação da International Association for Landscape Ecology, contribuiu para que as ideias da Ecologia da Paisagem saíssem da Europa para o mundo (LANG; BLASCHKE, 2009). Assim como o Workshop de Ecologia da Paisagem ocorrido em 1983, o qual discutiu a ecologia de paisagem em uma perspectiva mais ecológica no âmbito de conservação e sua modernização (RISSER, P. G; KARR; FORMAN, 1984).

Logo, junto ao desenvolvimento da Ecologia da Paisagem no período de 1980 estavam-se iniciando os esforços para modelagem espacial e a promessa de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas (SIG), se tornando óbvios como ferramentas para estudar e entender processos ecológicos no nível da paisagem (RISSER; IVERSON, 2013), garantindo assim as ferramentas necessárias para o avanço da matéria multidisciplinar Ecologia da Paisagem.

Um ano após o evento de 1983, surge um artigo síntese (RISSER; KARR; FORMAN, 1984), o qual em uma das conclusões aborda que, conceitualmente, a ecologia da paisagem leva em consideração o crescimento e a manutenção da heterogeneidade espacial, as interações, trocas espaciais e temporais entre paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade nos processos bióticos e abióticos e a condução dessa heterogeneidade. Outra afirmação do artigo, foi com base na relação espacial e aos processos ecológicos, os quais não se restringem a uma escala específica, isto é, variando em diferentes escalas. WU (2013), por fim, coloca a heterogeneidade, o padrão, o processo, a escala e a hierarquia como



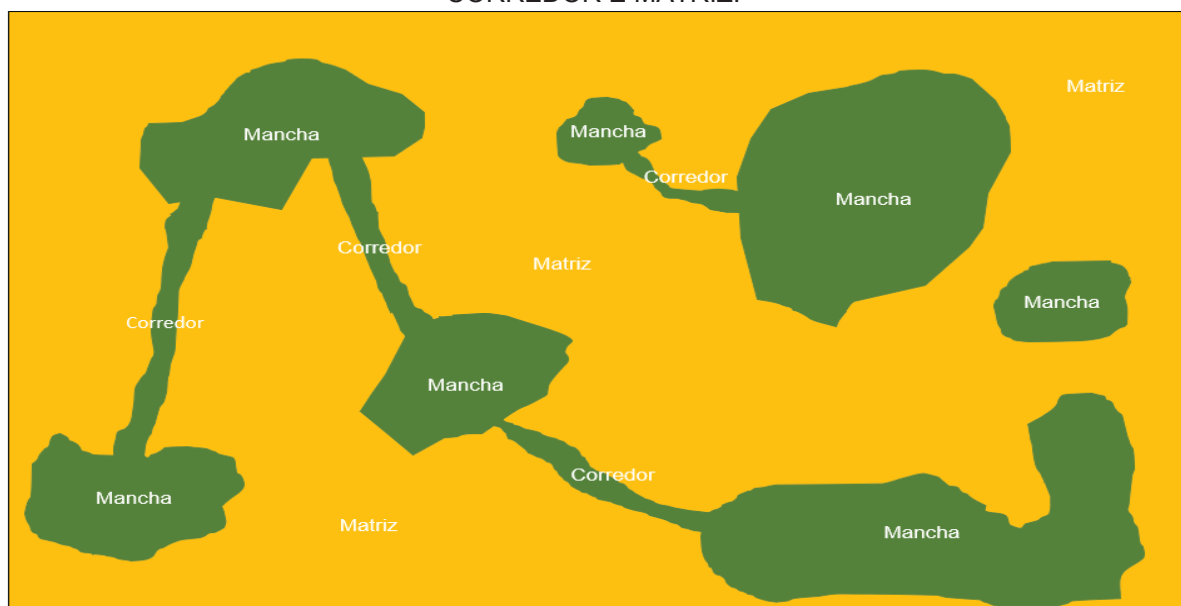
conceitos intrinsecamente correlacionados, sendo estes fundamentais para a teoria e prática da ecologia da paisagem.

A ecologia da paisagem concentra-se nas características da paisagem, ou seja, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação ao tamanho, forma, número, tipos e configurações dos ecossistemas ou elementos, a função a qual é a interação entre os elementos espaciais e, por fim, as mudanças relacionadas com a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo (FORMAN e GODRON, 1986). Os mesmos autores, conceituam ecologia da paisagem como sendo o estudo dos princípios relativos à estrutura, função, mudança e sua aplicação.

A paisagem é composta de manchas, corredores e matriz (FIGURA 1). O arranjo ou padrão estrutural das manchas e corredores em uma matriz compõe uma paisagem é um dos principais determinantes dos fluxos e movimentos funcionais na paisagem e das alterações em seu padrão e processo com o tempo (FORMAN, 1995).

A matriz é definida por Forman; Godron (1986) como o elemento da paisagem mais extenso e conectado, pois, dentro dela estão incluídas as manchas e os corredores, sendo identificada por três critérios, os quais devem ser verificados para julgar o elemento como matriz. Primeiramente, verifica-se se o elemento constitui mais de 50% da paisagem, no entanto, quando o elemento da paisagem mais estendido corresponde a menos de 50% da área, os outros dois critérios ganham mais significância, sendo eles o grau de conectividade e o controle sobre a dinâmica da paisagem.

FIGURA 1 - EXEMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM QUE É COMPOSTA POR MANCHA, CORREDOR E MATRIZ.



FONTE: A autora (2020).

A mancha, também chamada de elemento da paisagem ou patche são definidas por Forman; Godron (1986) como uma forma da superfície não linear com aparência distinta com relação ao entorno. Além disso, resultam normalmente da combinação de diferentes espécies vivas (LANG; BLASCHKE, 2009).

As manchas podem ser discriminadas em cinco diferentes tipos (FORMAN; GODRON, 1986; LANG; BLASCHKE, 2009):

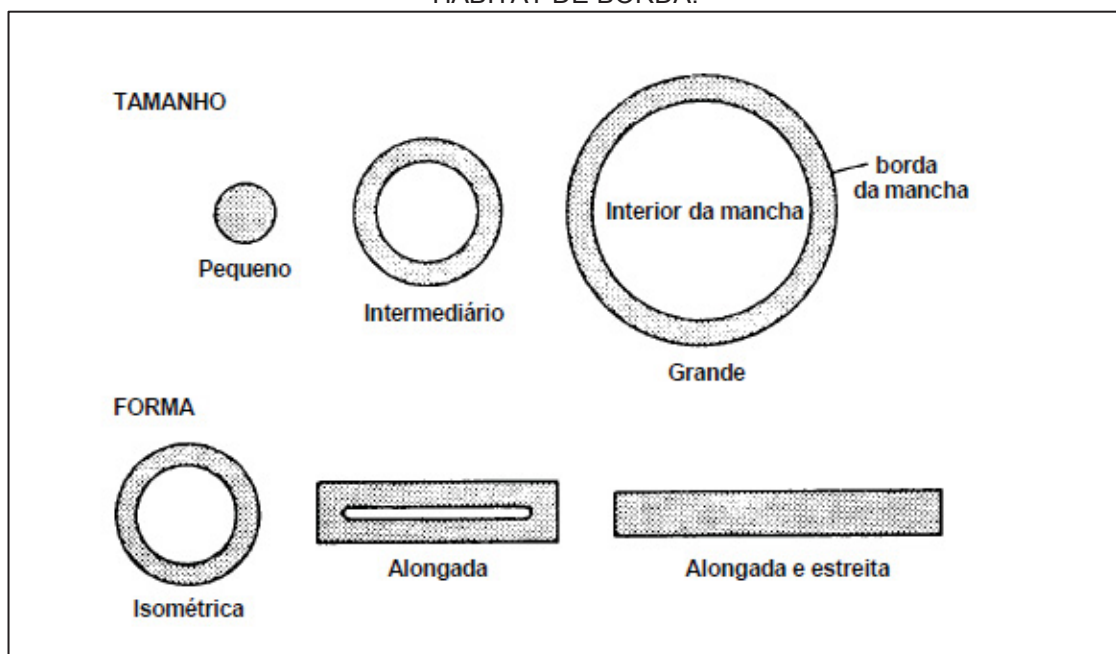
- Manchas de distúrbios: originam-se a partir de perturbações em pequenas áreas dentro de uma matriz, causadas por ocorrência de intervenções espontâneas, ou seja, perturbações por catástrofes como incêndios naturais, furacões, deslizamento de neve, pragas, entre outras;
- Manchas remanescentes: são formadas a partir de perturbações em grandes extensões espaciais, isto é, quando áreas menores e unitárias sobrevivem a um distúrbio;
- Manchas de recursos: a origem da mancha é decorrente da distribuição heterogênea dos recursos disponíveis, em outras palavras, os organismos das manchas se diferem daqueles da matriz circundante porque os recursos ambientais dos sistemas são diferentes, correspondendo em muitos casos a um ecótono. Além disto, pode ter um maior movimento de espécies entre a mancha e as matrizes se o limite for menos abrupto;
- Manchas introduzidas: são manchas planejadas pelo homem, seu caráter específico em relação a arranjo das espécies e à sua exposição, depende necessariamente do cuidado do homem, nela encaixam todas as plantações feitas pelo homem, áreas de campo agrícolas, áreas verdes e áreas construídas. Assim, considerada como manchas de distúrbios como distúrbios crônicos;
- Manchas efêmeras ou de transição: manchas com pouca duração, formadas por organismos que precisam apresentar uma certa extensão espacial para serem consideradas manchas, por exemplo, o período de floração no deserto.

O tamanho da mancha é uma variável importante que afeta a biomassa, produção e armazenamento de nutrientes por unidades de área, assim como a composição e diversidade de espécies (FORMAN; GODRON, 1986). Apenas

fragmentos grandes de floresta viabilizam a conservação e estimulam a biodiversidade (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003). Diversidade biológica florestal é um termo amplo que se refere a todas as formas de vida encontradas em áreas florestais, a diversidade biológica florestal abrange não apenas árvores, mas, a multiplicidade de plantas, animais e microrganismos que habitam as áreas florestais e sua diversidade genética associada (CBD, 2019).

Uma mancha grande é constituída basicamente de interior, no entanto, uma mancha retangular com mesma área que uma mancha circular (isométrica) tem proporcionalmente menos área interior que área de borda, isto é, possuindo a proporção interior/borda notavelmente mais alta para circular, podendo ocorrer a eliminação do interior em manchas de bordas relativamente estreitas (FIGURA 2) (FORMAN; GODRON, 1986). Para manutenção da metapopulação, as subpopulações em manchas separadas diminuem a taxa de extinção local com aumento da qualidade do habitat ou tamanho da mancha, com corredores e trampolins, um hábitat de matriz apropriada ou distância curta entre as manchas (FORMAN, 1995).

FIGURA 2 - EXEMPLIFICAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TAMANHO E DA FORMA NA PROPORÇÃO INTERIOR/BORDA, APRESENTANDO EM BRANCO O HABITAT INTERIOR E EM CINZA O HABITAT DE BORDA.



FONTE: Forman; Godron (1986).

Os corredores são representados na paisagem com estruturas lineares, possuindo elevada relação de comprimento/largura (LANG; BLASCHKE, 2009). São conectividades estruturais, os quais os conceitos estão relacionados via verde, faixa

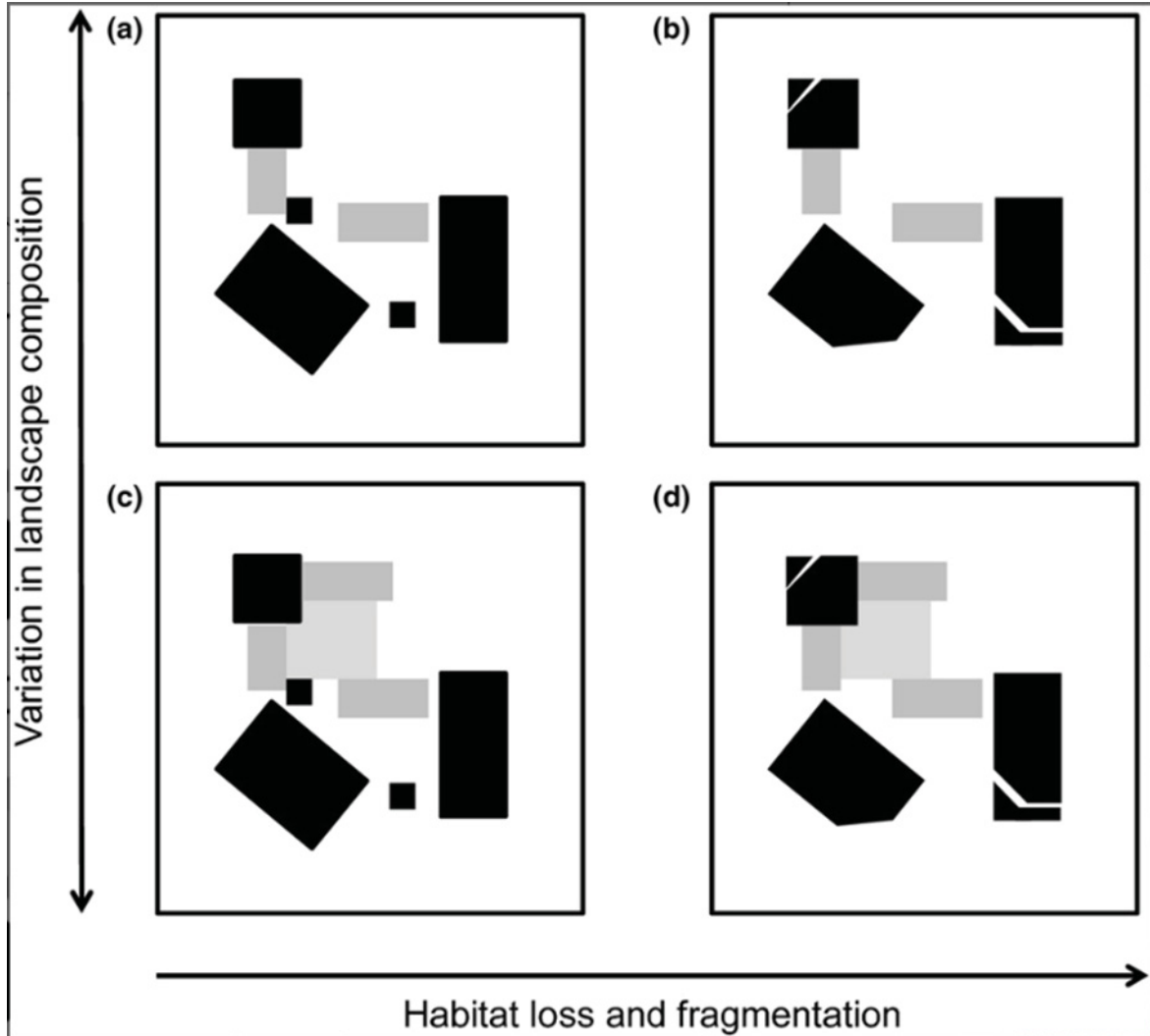
verde, corredor verde, rede ecológica, rede de habitats e infraestrutura ecológica (PENG, J.; ZHAO; LIU, 2017). Além disto, apresentam como princípios fundamentais para o fluxo genético, entre as manchas e conservação da biodiversidade da paisagem (MACDONALD, 2003; PRYKE; SAMWAYS, 2012; LIANG et al., 2018). Os corredores, não apenas aumentam a troca de animais entre as manchas, os seus benefícios se estendem além do fluxo genético, facilitando a polinização e dispersão de sementes (TEWKSBURY et al., 2002).

Uma das abordagens para avaliar a conectividade da paisagem é o desenvolvimento e a aplicação de métodos baseados na teoria de redes (grafos) (DALE; FORTIN, 2010; BLONDER et al., 2012). Na teoria, a paisagem é representada como um conjunto de nós, as manchas de habitat, links ou conexões, representando a capacidade potencial de um organismo de se dispersar diretamente entre dois nós de habitat (conectividade funcional) e as conexões físicas geralmente habitat alongados que servem como ligações entre os nós (conectividade estrutural).

Um distúrbio ou perturbação, é um evento que causa uma mudança significativa do padrão normal em um sistema ecológico como um ecossistema ou paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). Para a avaliação analítica da estrutura da paisagem após distúrbio, desenvolveu-se as medidas da estrutura da paisagem, conhecida como “landscape metrics” ou métricas da paisagem, as quais se baseiam na medição e quantificação de paisagens sobre determinados aspectos estruturais/espaciais (LANG; BLASCHKE, 2009). Atualmente, existem diversas métricas de paisagem para análise da fragmentação do habitat. No entanto, muitas são correlacionadas e servem para um mesmo propósito. Com base em RIITTERS et al. (1995) calcularam 55 métricas e apresentaram alta correlação existente entre elas.

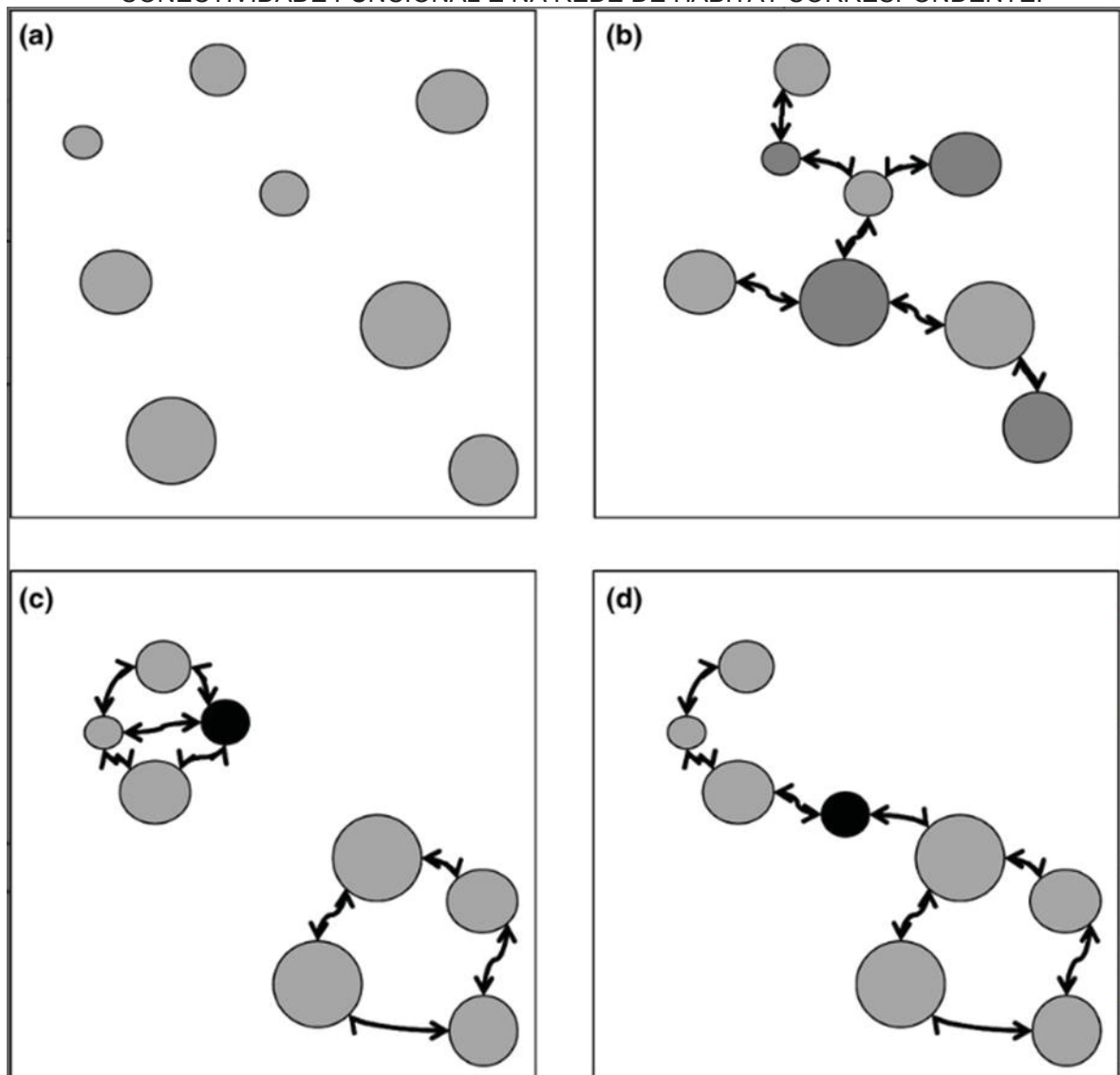
A configuração da paisagem e suas mudanças na estrutura da paisagem associadas à perda e fragmentação de um tipo de habitat focal, bem como mudanças na composição da matriz afetam a permeabilidade da paisagem aos movimentos dos organismos (VILLARD; METZGER, 2014) (FIGURA 3). O mesmo autor aborda também que o arranjo espacial dos fragmentos de habitat é importante, logo, é um influenciador na conectividade funcional e a acessibilidade do habitat (FIGURA 4).

FIGURA 3 - EXEMPLO ESQUEMÁTICO DE MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA PAISAGEM ASSOCIADAS À PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE UM TIPO DE HABITAT FOCAL (EM PRETO), BEM COMO MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DA MATRIZ (TONS DE BRANCO E CINZA). AS ALTERAÇÕES DAS PAISAGENS VERTICALMENTE DE (a) A (c) E (b) A (d) PERTENCEM À COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM, SEM ALTERAÇÕES DO HABITAT FOCAL. AS ALTERAÇÕES DAS PAISAGENS HORIZONTALMENTE DE (a) A (b) E (c) A (d) ALTERAM A CONFIGURAÇÃO DO HABITAT FOCAL. ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM PODEM INTERFERIR A PERMEABILIDADE DA PAISAGEM A MOVIMENTOS.



FONTE: VILLARD e METZGER (2014).

FIGURA 4 – EXEMPLO DO ARRANJO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS DE HABITAT EM PAISAGENS COM A MESMA QUANTIDADE DE HABITAT, MESMO NÚMERO DE MANCHAS DO MESMO TAMANHO, CONTUDO EM DIFERENTES LOCAIS ESPACIAIS, PODEM RESULTAR EM SITUAÇÕES EM QUE A CONECTIVIDADE FUNCIONAL E A ACESSIBILIDADE DO HABITAT SÃO TOTALMENTE DIFERENTES PARA UMA ESPÉCIE OU GRUPO DE ESPÉCIES. N SITUAÇÃO (a), OS FRAGMENTOS SÃO ISOLADOS E NÃO HÁ FLUXOS BIOLÓGICOS ENTRE ELES (SEMELHANTE A UMA 'METAPOPULAÇÃO EM DESEQUILÍBRIO'), ENQUANTO NA SITUAÇÃO (b), O DESLOCAMENTO DE QUATRO FRAGMENTOS PERMITE O MOVIMENTO LIVRE ENTRE TODOS OS FRAGMENTOS (COMO EM UMA 'METAPOPULAÇÃO IRREGULAR'). NAS SITUAÇÕES (c) E (d), A INSERÇÃO (OU RESTAURAÇÃO) DE UM PEQUENO FRAGMENTO NA COR PRETA EM LUGARES DIFERENTES TRAZ EFEITOS BEM DIFERENTES NA CONECTIVIDADE FUNCIONAL E NA REDE DE HABITAT CORRESPONDENTE.



FONTE: VILLARD e METZGER (2014).

## 2.6 GUIDOSTOOLBOX

O programa GuidosToolbox é disponível sem custo no site <<https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lpa/gtb/>> desde do ano de 2008. Utiliza-se a linguagem de programação Interface Description Language (IDL). Está estruturado em quatro pilares, logo, o primeiro pilar consiste em ler e exportar imagens em vários

formatos de dados, o segundo pilar fornece uma série de rotinas para pré-processamento, o terceiro pilar analisa imagens baseadas, exclusivamente, em princípios geométricos e não estão disponíveis em nenhum outro *software* e o último pilar, ajuda no manuseio do programa (VOGT; RIITTERS, 2017).

Apresenta procedimentos de análise espacial morfológica que não estão disponíveis em outros *softwares* e rotinas adicionais semelhantes, presentes em outros softwares foram aprimoradas para fornecer respostas diretas ao usuário final da análise de atributos da paisagem como padrão, fragmentação, conectividade e alteração (VOGT; RIITTERS, 2017). Uma das principais análises do *GuidosToolbox* é Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA), o padrão binário de habitat e não habitat é segmentado em uma série de categorias, revelando informações sobre seu tamanho, forma e conectividade da paisagem (SOILLE; VOGT, 2009).

O MSPA gerado ajuda a compreender melhor a distribuição dos remanescentes de vegetação (LIMA et al., 2019). Ao contrário dos índices de paisagem usualmente utilizados, o produto do MSPA tem o benefício de encontrar e fornecer a localização geográfica de pontos de acesso locais em vias de conexão, perfurações, áreas de habitat intactas e outros atributos de áreas florestais (SOILLE; VOGT, 2009).

O programa possui capacidade de apresentar informações sobre a composição, morfologia, padrão de mosaico, similaridade de habitats adjacentes, conectividade, fragmentação e situação das zonas ripárias, conseqüentemente, está sendo amplamente utilizado no Inventário Florestal Nacional do Brasil que incorporou um componente geoespacial (LUZ et al., 2018; ROSOT et al., 2018). Além disso, também se mostrou capaz de realizar estudos amplos, como da análise do padrão morfológico espacial para toda a Amazônia (VEDOVATO et al., 2016), assim como avaliar a conectividade, aspecto importante do padrão de paisagem na influência das funções e serviços como regulação da temperatura (XIE et al., 2015).

# CAPÍTULO I: DIFERENCIAÇÃO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA AMAZÔNICA NO ESTADO DE RONDÔNIA POR MEIO DE APRENDIZADO DE MÁQUINA NA PLATAFORMA GOOGLE EARTH ENGINE

## RESUMO

Com o intuito de averiguar a dinâmica na cobertura do solo e seus níveis de regeneração em todo estado de Rondônia, o objetivo deste trabalho foi utilizar a plataforma *Google Earth Engine* (GEE) para processamento em nuvem de imagens de satélites com média resolução espacial em grandes extensões de área para diferenciar os estágios sucessionais da floresta utilizando a técnica de Aprendizado de Máquinas *Random Forest*. A área de estudo foi o estado de Rondônia, localizado na Amazônia Ocidental. Os dados e seus subprodutos foram derivados da coleção *Landsat 5 e 8*, nível 1 - Topo da atmosfera (TOA). No *script* de remoção de nuvem/sombra, utilizou-se a banda BQA e a mediana da coleção de imagens do período de 1 de maio a 30 de outubro dos anos de 2008, 2010, 2013, 2015 e 2018. Utilizou-se o classificador supervisionado de aprendizado de máquina *Random Forest* para diferenciar três níveis de sucessão da Floresta: Floresta Primária/Regeneração Avançada (FP/RA), Regeneração Média (RM) e Regeneração Inicial (RI) e outras duas classes: Outros Usos (OU) e Recursos Hídricos (RH). A validação foi realizada utilizando os índices exatidão global, Kappa, acurácia do consumidor e produtor. O atributo de entrada na classificação foi a combinação das bandas infravermelho médio, infravermelho próximo, vermelho, pois apresentou maiores valores nos índices de acurácia. A cobertura do solo com vegetações mais desenvolvidas como FP/RA e RM diminuiu no período, havendo oscilações da área com RI e RM e aumento significativo da classe OU. Foi observada quantidade de áreas alteradas pequenas de um ano para o outro. No entanto, foi observado um processo de avanço sucessional expressivo de RM para RA e da RI para RM e maior alteração em área ocorreu entre OU e RI, assim, mesmo com a evolução sucessional expressiva, o desmatamento ocorrido no período encobriu a regeneração da floresta. Neste âmbito, a plataforma GEE mostrou-se capaz no processamento das imagens do estado de Rondônia, gerando classificações excelentes.

Palavras-chaves: Random Forest. Regeneração. Classificação.



## ABSTRACT

In order to check the land cover dynamics and the levels of regeneration throughout the state of Rondônia, the goal of that work was to use the Google Earth Engine (GEE) platform for satellite images cloud processing with medium spatial resolution in large area extensions in order to differentiate the forest successional stages using Machine Learning technique Random Forest. The study area was the state of Rondônia, located in the Western Amazon. The data and its by-products were derived from the Landsat 5 and 8 collection, level 1 - Top of the atmosphere (TOA). On the cloud / shadow removal script, the BQA band and the median of the image collection were used from May 1 to October 30 in the years 2008, 2010, 2013, 2015 and 2018. Moreover, it was used the supervised classifier of Random Forest machine learning to differentiate 3 levels of Forest succession: Primary Forest / Advanced Regeneration (FP/ RA), Medium Regeneration (RM) and Initial Regeneration (RI) and 2 other classes: Other Uses (OU) and Water Resources (RH). In addition, the validation was performed using the global accuracy, Kappa, consumer and producer accuracy index. The entry attribute in the classification was the combination of the medium infrared, near infrared and red bands as they presented higher values in the accuracy indexes. The land cover with more developed vegetation such as FP/ RA and RM decreased during that period, with fluctuations in the area with RI and RM also a significant increase in the OU class. In conclusion, few altered areas were observed from one year to another. However, a process of significant successional advance from RM to AR and from RI to RM was observed. Furthermore, the greatest change of an area occurred between OU and RI, even with expressive successional evolution the deforestation that occurred during that time covered the forest regeneration. In this context, the GEE platform proved to be able in the processing of images from the state of Rondônia generating excellent classifications.

Keywords: Random Forest. Regeneration. Classification.

## 1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica é a maior floresta tropical do mundo, com sua grande extensão territorial (HADDAD et al., 2015), rica biodiversidade e papel fundamental nos ciclos biológicos do planeta. Desta forma, torna-se um dos mais importantes ecossistemas tropicais do mundo e fornecedora de diversos serviços ecossistêmicos. No entanto, as atividades econômicas desenvolvidas na região Amazônica estão fortemente ligadas à degradação e desmatamento da floresta, como pecuária, agricultura e extração madeireira (SAMPAIO et al., 2007; RIVERO et al., 2009; ARIMA et al., 2011; COSTA et al., 2017). Observa-se forte relação entre elas, ou seja, a ocupação segue um padrão: inicia-se com a extração da madeira, seguido do desmatamento para implantação da pecuária e, posteriormente, a implantação da agricultura moderna (REYDON, 2011).

O desmatamento e a degradação da floresta ao longo dos anos transformaram uma imensa área de floresta nativa em fragmentos dos mais diversos níveis de sucessão da vegetação, pastagem e agricultura. A restauração da vegetação após corte raso é importante no sequestro de carbono (ORIHUELA-BELMONTE et al., 2013; CHAZDON et al., 2016; MORA et al., 2018), recuperação do solo (SILVA; TRONCO; ALMEIDA, 2015; VAN HALL et al., 2017; MARTINKOSKI et al., 2017; NUNES, 2019) e manutenção da biodiversidade (ALMEIDA; VIEIRA, 2010; BRITO; CARVALHO, 2014).

O Estado de Rondônia encontra-se inserido no bioma Amazônia, assim como outros estados da região Amazônica. Logo, vem sendo acometido por desmatamentos ilegais, sendo o terceiro estado da Amazônia Legal com as maiores taxas de desmatamento conforme avaliação do PRODES (OBT- INPE, 2019). O aumento do desmatamento ilegal no estado ocorre também de forma ilegal em áreas protegidas, como terras indígenas e unidades de conservação (PIONTEKOWSKI et al., 2014).

No processo de alteração no solo é importante ressaltar as áreas de regeneração, comumente chamadas de Capoeiras ou Floresta Secundária, que aumentam com o desmatamento e em muitas paisagens Amazônicas tornando-se eventualmente predominante, no entanto, com o tempo restabelecem suas funções (VIEIRA et al., 2008). A vegetação secundária em vários estágios de desenvolvimento representou 150.800 km<sup>2</sup> (21%) da área total desmatada na Amazônia, tendo o estado de Rondônia 13.300 km<sup>2</sup> dessa vegetação secundária TerraClass 2008 (ALMEIDA et al., 2016), expandindo à medida que as florestas primárias diminuem. As

regenerações da floresta colaboram para a imobilização de carbono na atmosfera, o restabelecimento de funções hidrológicas, a recuperação da biodiversidade, perda de nutrientes por erosão, lixiviação e a diminuição da inflamabilidade da paisagem (VIEIRA et al., 2008).

Em geral, a vegetação sucessional é agrupada em três estágios: inicial, intermediário e avançado (LU et al., 2003). Sendo assim, seu mapeamento é indispensável na gestão de recursos naturais, modelagem de variáveis ambientais, no entendimento da dinâmica da paisagem e monitoramento do meio ambiente de forma estratégica. No entanto, o mapeamento do uso e da cobertura da terra nas regiões tropicais úmidas da Amazônia brasileira é um desafio devido à complexidade do ambiente biofísico (LU et al., 2012).

O avanço do conhecimento sobre o Sensoriamento Remoto e a evolução do poder das técnicas computacionais levaram ao crescimento explosivo dos dados do Sensoriamento Remoto (MA et al., 2015). A geração de dados regional ou global demanda uma alta capacidade computacional, por isso, durante muitos anos o mapeamento em grande escala da terra foi gerado de imagens de baixa resolução espacial. Para esses fins, utilizava-se o sensor MODIS de baixa resolução espacial criado pelo programa Sistema de Observação Terrestre (EOS) da NASA (FRIEDL et al., 2002; FRIEDL, MARK et al., 2010) e o satélite ENVISAT utilizado pelo projeto GlobCover da Agência Espacial Europeia (ESA) (ARINO et al., 2007; ARINO et al., 2010).

A tecnologia geoespacial do GEE representa uma grande melhoria para monitorar e avaliar as alterações no uso e cobertura da terra em grandes áreas geográficas (ZURQANI et al., 2018). Hoje, o GEE propõe superar os barreiras do mapeamento em grande escala, por meio da disposição de uma infraestrutura de processamento em nuvem de alto desempenho, além disso, do catálogo de dados espaciais e algoritmos, os quais são com facilidade acessados via *Application Programming Interface* (API) para realização de análises de grandes dados e geração de informação espacial rapidamente (GORELICK et al., 2017). Sua plataforma de processamento com a utilização de milhões de servidores em todo o mundo, acelera o tempo de processamento no mapeamento da cobertura do solo (DONG et al., 2016).

A biblioteca do GEE utiliza vários conjuntos de ferramentas de aprendizado de máquina. Há mais de 20 tipos de classificação supervisionada, regressão linear e não linear e clusters não supervisionado (GORELICK et al., 2017). Dentre elas, a técnica de aprendizagem de máquina *Random Forest*, a qual está sendo cada vez

mais aplicada na classificação da cobertura da terra, mostrando ser eficiente no mapeamento do uso e cobertura do solo, obtendo resultados consistentes (GISLASON; BENEDIKTSSON; SVEINSSON, 2006; RODRIGUEZ-GALIANO; CHICA-OLMO; et al., 2012; RODRIGUEZ-GALIANO; GHIMIRE; et al., 2012; AKAR; GÜNGÖR, 2012; HAYES; MILLER; MURPHY, 2014; FENG; LIU; GONG, 2015) . Dos resultados obtidos na utilização desta técnica, esta mostra-se eficiente na manipulação de dados de alta dimensão, ou seja, escala regional e planetária (GISLASON; BENEDIKTSSON; SVEINSSON, 2006; BELGIU; DRĂGU, 2016).

Portanto, tendo em consideração acessibilidade e a agilidade no processamento em nuvem de grandes dados realizado no GEE, além da inserção de aprendizado de máquina no sensoriamento remoto elevando a qualidade do mapeamento automático e semiautomático, isto é, viabilizando o mapeamento detalhado em escala regional e planetária. Por fim, proporcionando o mapeamento de grandes áreas a toda comunidade científica, posicionando a pesquisa em outro patamar.

## 1.1 OBJETIVO

### 1.1.1 Objetivo geral

Este trabalho teve como objetivo utilizar a plataforma *Google Earth Engine* para processamento em nuvem de imagens de satélites com média resolução espacial em grandes extensões de área, com o intuito de diferenciar os estágios sucessionais da floresta utilizando técnica de Aprendizado de Máquinas *Random Forest*.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade de processamento em nuvem da plataforma *Google Earth Engine* no estado de Rondônia;
- Analisar combinações de bandas e índices de vegetação para classificação da imagem de satélite Landsat e, por meio da validação, escolher qual atributo de entrada deveria ser escolhido para as classificações;

- Avaliar o desempenho do Algoritmo de Aprendizado de Máquina *Random Forest* na diferenciação de 3 estágios sucessionais da Floresta Amazônica: Floresta Primária/Regeneração Avançada, Regeneração Média e Regeneração Inicial;
- Quantificar as perdas e ganhos de vegetação no período de 10 anos (2008 a 2018) e a evolução da sucessão vegetal.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

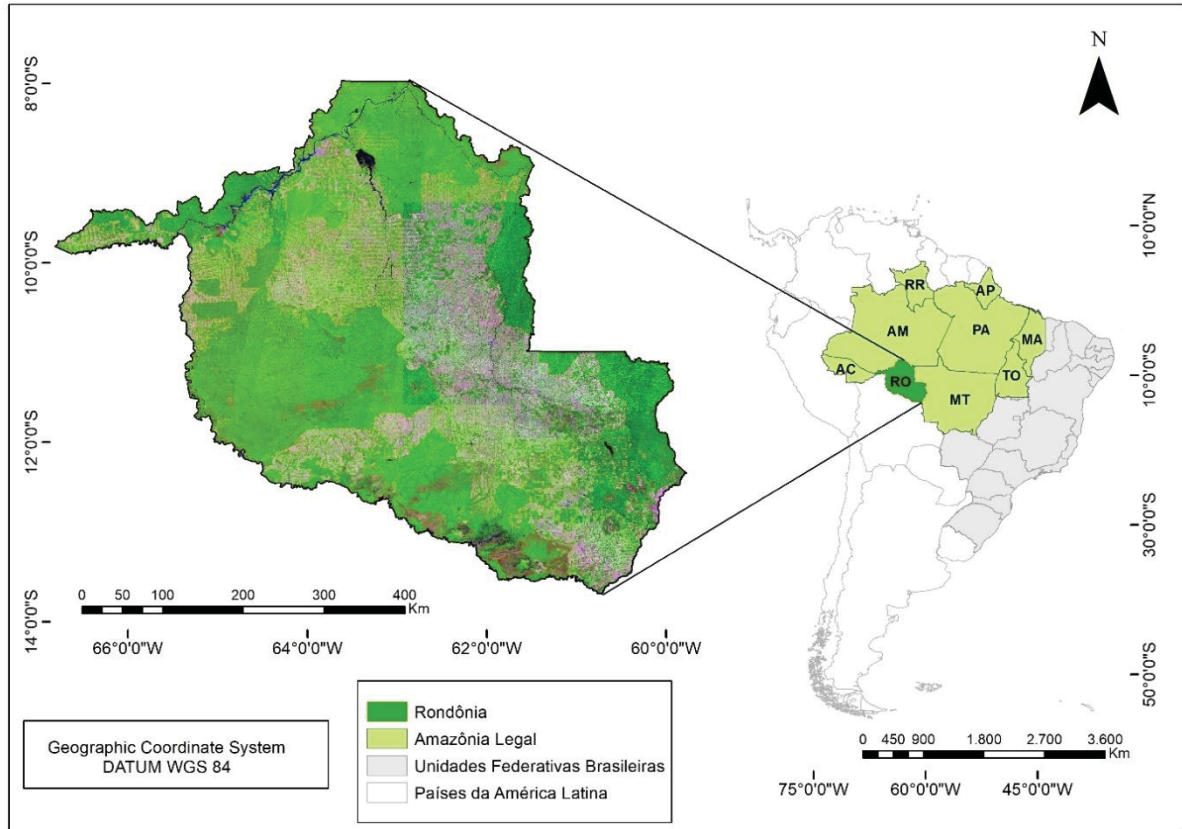
### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estado de Rondônia está localizado na Região Norte do Brasil (Amazônia Ocidental), coordenada geográfica central 62°50'27,253"W e 10°56'44,217"S, capital Porto Velho, limitado ao Norte pelo estado do Amazonas, ao Noroeste pelo estado do Acre, ao Oeste e Sul pela República da Bolívia, ao Leste e Sudeste pelo estado do Mato Grosso (FIGURA 5).

Quanto ao clima, é tropical-quente e úmido. A precipitação média anual de 1896,5 mm e os meses mais chuvosos do ano são janeiro, fevereiro e dezembro e os que apresentam menores volumes de chuva são julho, junho e agosto (FRANCA, 2015), com temperatura média mensal superior a 23,5°C (SEDAM, 2000).

O território de Rondônia apresenta altitudes baixas e sem grandes irregularidades, sendo assim, cerca de 94% de seu terreno está entre 100 e 600 metros de altitude e o ponto mais alto do estado localiza-se na Serra dos Pacaás Novos, Pico do Tracuá, apresentando altitude de 1.126 metros (FRANCA, 2015). Aproximadamente 75% das terras de Rondônia são relativamente planas, porém, 19% das terras planas apresentam problemas de drenagem e/ou pedregosidade (SEDAM, 2000). No estado predominam os solos Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Amarelo, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Vermelho e, em menor quantidade Neossolo Litólico, Plitossolo, Cambissolo, Gleissolo e Nitossolo (EMBRAPA, 2011).

FIGURA 5 – CARTA IMAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA.



FONTE: A autora (2020).

## 2.2 DADOS UTILIZADOS

A pesquisa utilizou o banco de dados disponibilizado dentro da plataforma online GEE, a qual possui dados brutos e processados de diversos satélites. A plataforma possibilita a execução das análises geoespaciais em nuvem, dando acesso a uma grande coletânea de dados geoespaciais. Dessa forma, permitindo rapidez na aquisição, manipulação e extração de informações em várias resoluções espaciais e temporais.

No trabalho todos os dados e seus subprodutos foram derivados da coleção Landsat nível 1 - TOA do Serviço Geológica dos Estados Unidos (USGS), especificamente, do Landsat 5 e 8, dos anos de 2008, 2010, 2013, 2015 e 2018. A coleção de imagens inclui dados corrigidos de nível 1 de precisão e terreno que possuem radiometria bem caracterizada e tem intercalibração entre os diferentes instrumentos Landsat. O registro geográfico das cenas de nível 1 “imagem a imagem” é consistente e está dentro dos níveis toleráveis recomendados, com erro quadrático médio de 12 metros (USGS, 2018).

O sensor Thematic Mapper (TM) acoplado ao satélite Landsat 5 (TABELA 1) possui uma resolução temporal de 16 dias, uma resolução espacial de 30 a 120 metros, destas 6 bandas são de 30 metros de resolução e 1 banda de 120 metros de resolução. Além disso, possui uma banda dos dados Quality Assessment Band (BQA), a qual utiliza-se dos seus valores de controle de qualidade para melhorar a integridade dos dados, indicando quais pixels podem ser afetados por artefatos ou sujeitos à contaminação da nuvem (USGS, 2018).

TABELA 1 - DESCRIÇÃO DAS BANDAS DO SENSOR TM DO SATÉLITE *LANDSAT 5*.

Nome	Resolução (m)	Comprimento de onda	Descrição
B1	30	0,45 - 0,52 $\mu\text{m}$	Azul
B2	30	0,52 - 0,60 $\mu\text{m}$	Verde
B3	30	0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$	Vermelho
B4	30	0,76 - 0,90 $\mu\text{m}$	IV Próximo
B5	30	1,55 - 1,75 $\mu\text{m}$	IV de ondas curtas 1
B6	30	10,40 - 12,50 $\mu\text{m}$	IV térmico 1 reamostrado de 60m pra 30m.
B7	30	2,08 - 2,35 $\mu\text{m}$	IV de ondas curtas 2
BQA			Banda de Avaliação de qualidade

FONTE: USGS (2018). EM QUE: IV – Infravermelho

O satélite Landsat 8 cobre todo o globo com temporalidade de 16 dias, dentro os diversos sensores acoplados está o sensor *Operational Land Imager* (OLI), o qual possui uma resolução espacial de 15 e 30 metros, com 11 bandas (TABELA 2), aumentando sua abrangência no espectro eletromagnético, assim, aumentando sua resolução espectral, também possui uma banda pancromática (caracterizada por abranger uma região grande do espectro eletromagnético e um resolução espacial maior, utilizada para melhorar a resolução espacial das imagens). Além das 11 bandas oriundas do sensor, possui também a banda produto dos dados BQA.

O estado de Rondônia não é constituído, apenas, por formação florestal. Sendo assim, com base nos dados do Projeto de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal- PRODES, o qual disponibiliza dados de áreas identificadas nas imagens como constituída de vegetação diferente de fisionomia florestal, denominada Não - Floresta (OBT- INPE, 2019). Então, o dado vetorial da classe Não - Floresta serviu como máscara, identificando as formações Não Florestais presentes no estado.

Os pontos para a validação do mapeamento do ano de 2018 foram obtidos em campo por meio de GPS de navegação Garmin GPSMAP 62S e imagens do Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) Phantom 4 Pro, porém, apenas a classe Floresta

por conta da insuficiência de pontos amostrais foi necessário a verificação no *Google Earth Pro*.

TABELA 2 - DESCRIÇÃO DAS BANDAS DO SENSOR OLI DO SATÉLITE LANDSAT 8.

Nome	Resolução (m)	Comprimento de onda	Descrição
B1	30	0,43 - 0,45 $\mu\text{m}$	Aerossol costeiro
B2	30	0,45 - 0,51 $\mu\text{m}$	Azul
B3	30	0,53 - 0,59 $\mu\text{m}$	Verde
B4	30	0,64 - 0,67 $\mu\text{m}$	Vermelho
B5	30	0,85 - 0,88 $\mu\text{m}$	IV Próximo
B6	30	1,57 - 1,65 $\mu\text{m}$	IV de ondas curtas 1
B7	30	2,11 - 2,29 $\mu\text{m}$	IV de ondas curtas 2
B8	15	0,52 - 0,90 $\mu\text{m}$	Banda 8 Pancromática
B9	15	1,36 - 1,38 $\mu\text{m}$	Cirrus
B10	30	10,60 - 11,19 $\mu\text{m}$	IV térmico 1, reamostrado de 100m a 30m
B11	30	11,50 - 12,51 $\mu\text{m}$	IV térmico 2, reamostrado de 100m a 30m
BQA			Banda de Avaliação de qualidade

FONTE: USGS (2018). EM QUE: IV – Infravermelho.

## 2.3 PROCESSAMENTO DE IMAGEM NO GEE

O processamento digital de imagem foi realizado na plataforma GEE, além disso, toda programação teve como base a linguagem computacional JavaScript. A plataforma fornece documentação e tutoriais on-line como suporte ao usuário, desse modo, possui um fórum de discussão onde os usuários podem postar perguntas e compartilhar seus conhecimentos. Todos esses recursos foram utilizados para construção do *script* utilizado no trabalho.

### 2.3.1 Remoções de nuvens e sombra de nuvem

Um das principais dificuldades no processamento de imagens de satélite é a presença de nuvens, suas sombras e outros objetos. Os dados Landsat nível 1 TOA foram usados para produzir imagens do ano sem nuvens e sombras de nuvens. O *script* de remoção de nuvem/sombra utiliza a banda BQA e a mediana da coleção de imagens do período de 1 de maio a 30 de outubro. Logo, quando utilizados valores do controle de qualidade podem melhorar a integridade dos dados, indicando quais pixels podem ser afetados por artefatos ou sujeitos a contaminação por nuvem. Assim como, o GEE foi instruído a escolher o valor de pixel mediano em uma pilha de imagens do período de 1 de maio a 31 de outubro, média 201 imagens no período, pois, é o



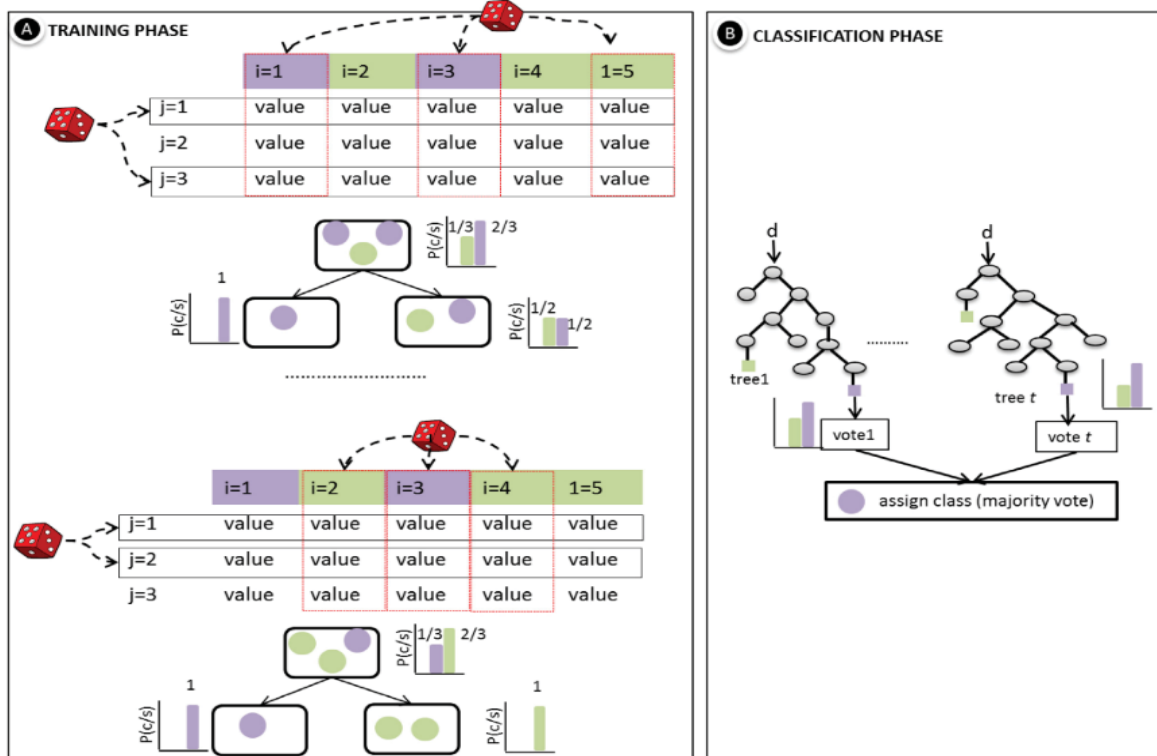
período de menores precipitações pluviométricas no estado de Rondônia. Com isso, se eliminou os extremos, visto que o mecanismo rejeita valores que são muito claros (nuvens) ou muito escuros (sombras) e seleciona o valor de pixel mediano em cada banda ao longo do tempo.

Com as imagens livres de nuvens e sombras foram gerados os índices de vegetação por meio da função “expression”: Índice Razão Simples (SR), Índice de Vegetação Ajustada pelo Solo (SAVI), Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI), Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Melhorado (EVI) e Índice de Vegetação Melhorado 2 (EVI 2).

### 2.3.2 Classificação das Imagens

Para o mapeamento da vegetação, foi escolhido o classificador supervisionado de aprendizado de máquina Random Forest (BREIMAN, 2001) (FIGURA 6). O classificador realiza a aleatoriedade de dados obtendo maior precisão em comparação com outras abordagens em classificação de grandes áreas de estudo (BELGIU; DRĂGUT, 2016).

FIGURA 6 - FASES DE TREINAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DO CLASSIFICADOR RANDOM FOREST:  $i$  = AMOSTRAS,  $j$  = VARIÁVEIS,  $p$  = PROBABILIDADE,  $c$  = CLASSE,  $s$  = DADOS,  $t$  = NÚMERO DE ÁRVORES,  $d$  = NOVOS DADOS A SEREM CLASSIFICADOS E VALUE = OS DIFERENTES VALORES QUE A VARIÁVEL J PODE TER.



FONTE: BELGIU; DRĂGUT (2016).

Este classificador é estruturado em uma coleção de árvores de decisão produzindo resultados a partir das previsões geradas nas árvores (BREIMAN, 2001). A decisão final de classificação é tomada pela média aritmética das probabilidades de atribuição de classe calculadas por todas as árvores produzidas, ou seja, uma nova entrada de dados não rotulados é avaliada em relação a todas as árvores de decisão criadas no conjunto e cada árvore vota em uma associação de classe e assim a classe de associação com o número máximo de votos é a selecionada (BELGIU; DRĂGUT, 2016).

O mapeamento se baseou na diferenciação de três níveis de sucessão da Floresta e outras três classes a seguir detalhadas (FIGURA 7):

- Floresta Primária (FP)/Regeneração Avançada (RA)
- Regeneração Média (RM)
- Regeneração Inicial (RI)
- Outros Usos (OU)
- Recursos Hídricos (RH)

No processo de aquisição de amostras, foram definidos como limite de treinamento 3.000 pontos aleatorizados para a classe FP/ RA e classe OU e para a classe RM, classe RI e classe RH foi definido 2.000 pontos aleatorizados. A amostragem foi realizada em cima das bandas espectrais infravermelho próximo, infravermelho médio e vermelho da região do espectro eletromagnético.

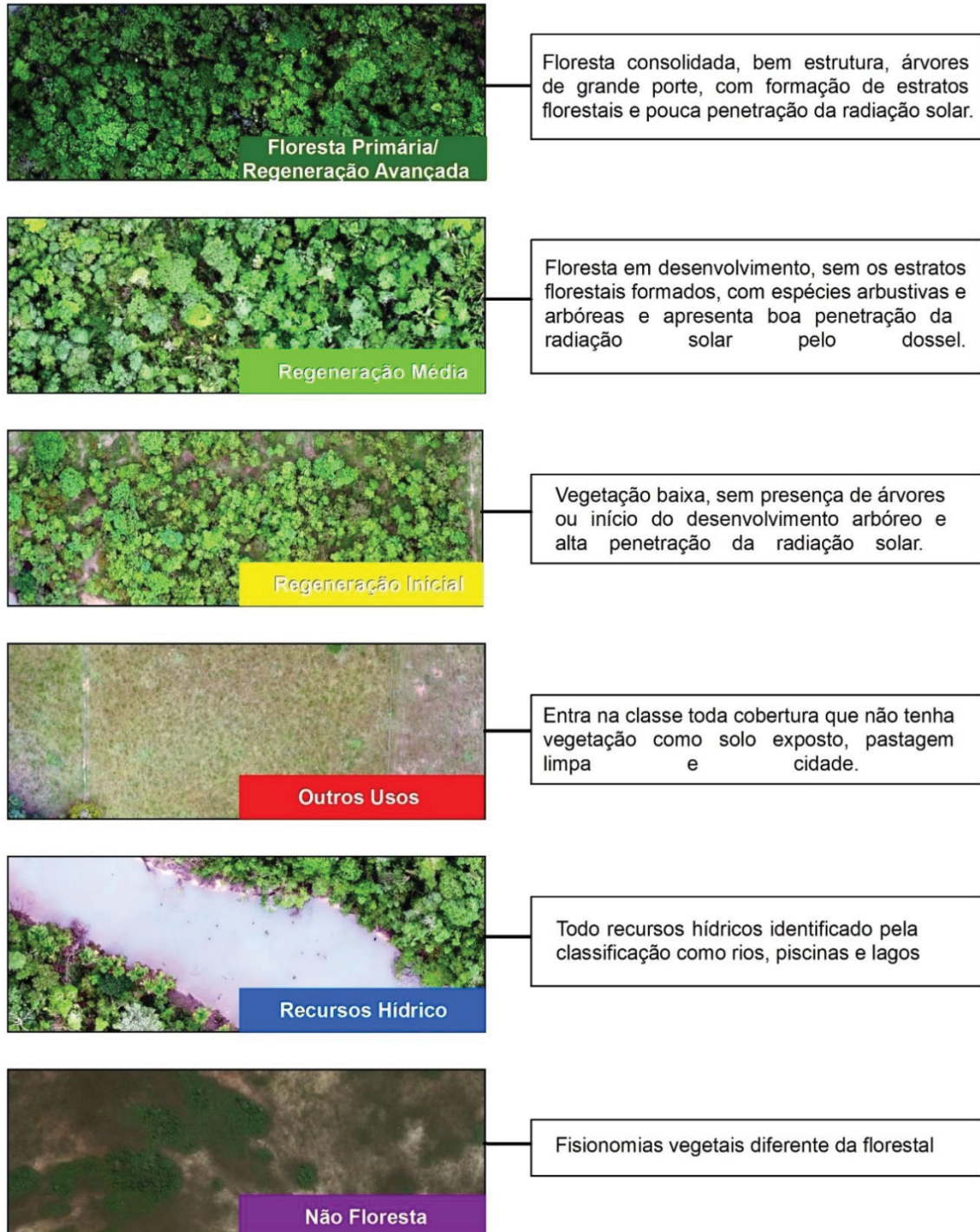
Utilizou-se no trabalho 100 arvores de decisão (TABELA 3). Segundo Rodriguez-Galiano; Ghimire et al. (2012), o número de árvores é diretamente proporcional à precisão do classificador até atingir uma certa estabilização (100 árvores), alterando a partir daí apenas, ligeiramente, a precisão do classificador. A precisão da classificação do *Random Forest* aumenta substancialmente à medida que o número de árvores de classificação é aumentado, logo, estabilizando com menos de 200 árvores (NA et al., 2010).

TABELA 3 - PARÂMETROS DE CLASSIFICAÇÃO.

Parâmetros	Valores
Classificador	<i>Random Forest</i>
Nº de Árvores	100
Amostras	3.000 pontos (FP/RA e OU) e 2.000 (RM, RI e RH)
Atributo de Entrada	Bandas espectrais: infravermelho próximo, infravermelho médio e vermelho

FONTE: A autora (2020).

FIGURA 7 - CLASSES DE COBERTURA MAPEADA NO ESTADO DE RONDÔNIA.



FONTE: A autora (2020).

## 2.4 PÓS-CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM

Para remoção dos ruídos gerados após a classificação se fez necessário a aplicação do filtro suavização Mediana de máscara de dimensões 3x3. Nesse tipo de filtro, o pixel central da máscara é substituído pela mediana dos seus vizinhos, sendo um dos filtros de suavização que melhor preservam as bordas da imagem (CRÓSTA, 1992).

## 2.5 VALIDAÇÃO

No classificador do GEE, foram inseridos diversos atributos de entrada (combinação de bandas e índices de vegetação) e realizada a validação. No total, foram obtidos 458 pontos de validação abrangendo todo o Estado, sendo 50 de FP/RA, 156 de RM, 42 de RI, 181 de OU, 29 de RH.

A partir da matriz de confusão, foram gerados os índices de acurácia. O índice de exatidão global, o qual informa a possibilidade de uma amostra escolhida ao acaso dentro da classificação estar correta e o Kappa (COHEN, 1960). O Kappa é mais amplamente utilizado para validação de mapeamento do uso e cobertura do solo (LIU et al., 2008; AMARAL et al., 2009; GIASSON et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2013; GONÇALVES et al., 2016; RUIZ HERNANDEZ; SHI, 2018; VALE et al., 2018; DINIZ et al., 2019). A acurácia do mapeamento determinada por meio do coeficiente Kappa pode ser verificada na TABELA 4 (LANDIS; KOCH, 1977), que associa a um determinado intervalo de valores Kappa a qualidade da classificação.

Desse modo, na matriz de confusão, as colunas geradas são as perspectivas do produtor, assim denominada porque a função do produtor de uma base de dados acurada, é tornar mínima as entradas de classes diferentes na amostra de uma classe. Além disso, as linhas são chamadas de perspectivas do consumidor (ou usuário), porque informam o que o conteúdo da base de dados realmente significa no terreno (LONGLEY, 2009). A partir disso, foi gerada a acurácia do produtor para cada classe, obtida dividindo o total de itens corretamente classificados na classe pelo total de itens reais da classe e a acurácia do consumidor para cada classe, obtida dividindo o total de itens corretamente classificados na classe pelo total de itens classificados nela.

Sendo assim, o índice Kappa, a exatidão Global, acurácia do produtor e acurácia do consumidor serviram para escolha do melhor atributo de entrada no classificador. Neste trabalho, foram realizados oito testes entre índices de vegetação e combinações de bandas.

TABELA 4 - INTERVALO DE QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE KAPPA.

Índice Kappa	Qualidade da Classificação
<0,00	Péssimo
0,00 - 0,20	Ruim
0,21 - 0,40	Razoável
0,41 - 0,60	Bom
0,61 - 0,80	Muito Bom
0,81 - 1,00	Excelente

FONTE: LANDIS; KOCH (1977).

## 2.6. AJUSTE DOS DADOS

No que tange a manipulação, ajuste e obtenção das estatísticas, os dados foram transformados de formato raster para vetor, por meio da ferramenta “Raster to polygon” do ArcGis 10.5.

Dessa maneira, com o intuito de obter apenas o mapeamento da formação florestal, foi utilizada a máscara de “Não Floresta” obtida pelo PRODES. Para introduzir esse dado na classificação, teve como base a ferramenta “Erase” e, posteriormente, “Merge” do ArcGis 10.5. Em seguida, a utilização da ferramenta “Union” para análise da dinâmica entre as classes.

A dinâmica do processo sucessional, ou seja, avanço sucessional, corte da vegetação ou degradação da Floresta no período de 10 anos foi realizada por meio da sobreposição das classes de cada ano e avaliação do cruzamento entre elas. Os polígonos que apresentaram diferença de um ano para outro foram pontuados como alterados. Realizando o mapeamento da mudança sucessional de 2008 para 2010, 2010 para 2013, 2013 para 2015, 2015 para 2018 e, por fim, 2008 para 2018.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO

A partir dos resultados da validação (TABELA 5) verifica-se que os atributos de entradas, os quais obtiveram os maiores valores foram as combinações de bandas e os que obtiveram os menores valores foram os índices de vegetação, sendo estes que apresentaram valores semelhantes entre si. A combinação da banda 6 (infravermelho médio), banda 5 (infravermelho próximo), banda 4 (vermelho) obteve um índice Kappa de 0,87 e índice de exatidão global de 0,91, e o menor valor na classe RI, com a acurácia do consumidor de 0,59, no entanto, a classe apresentou uma alta acurácia do produtor. Logo, semelhante a combinação da banda 6 (infravermelho médio) e banda 5 (infravermelho próximo), com Kappa 0,83 e índice de exatidão global de 0,88 e com menor valor na acurácia do consumidor para classe RI.

Portanto, as classificações com índices de vegetação como atributo de entrada obtiveram o índice Kappa variando entre 0,60 a 0,44, assim como índice de exatidão global 0,70 a 0,59. Sendo o atributo de entrada com menor acurácia o SAVI (Índice de Vegetação Ajustada pelo Solo).

TABELA 5 - VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO PARA CADA ATRIBUTO DE ENTRADA INSERIDO NA CLASSIFICAÇÃO.

	B654										B65										SR										SAVI																																																																																																																															
	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH																																																																																																																											
Classificação	46	0	0	0	0	48	11	0	0	0	41	29	0	0	0	22	34	1	0	1	4	134	5	0	0	2	121	8	1	0	0	9	52	2	0	0	24	61	3	1	8	0	16	34	8	0	0	18	30	7	0	0	60	35	12	0	3	49	25	27	11	0	6	3	173	0	0	6	4	173	0	0	15	5	169	4	0	11	13	152	1	0	1	8	0	0	0	0	29	0	0	0	0	29	0	0	0	0	25	1	1	0	1	0	1	0	1	8	1	0.94	0.59	0.95	1.00	0.81	0.92	0.55	0.95	1.00	0.59	0.83	0.33	0.88	1.00	0.38	0.63	0.22	0.86	0.73	0.92	0.86	0.81	0.96	1.00	0.96	0.78	0.71	0.96	1.00	0.82	0.33	0.83	0.93	0.86	0.44	0.39	0.60	0.84	0.28	0.91	0.88	0.70	0.59	0.87	0.83	0.60	0.44	0.59	0.44
Acurácia do consumidor																																																																																																																																																														
Acurácia do Produtor																																																																																																																																																														
Exatidão Global																																																																																																																																																														
Kappa																																																																																																																																																														
	NDWI										NDVI										EVI										EVI 2																																																																																																																															
	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH	FP/RA	RM	RI	OU	RH																																																																																																																						
Classificação	47	41	0	0	13	41	23	0	0	0	27	42	4	1	0	32	56	5	1	0	3	56	3	0	9	8	50	3	0	0	19	56	8	0	15	51	12	2	0	0	51	34	14	3	1	71	34	10	0	4	37	26	23	0	3	22	14	7	0	0	8	5	167	2	0	12	5	171	4	0	21	4	157	3	0	27	11	171	4	0	0	25	0.47	0.79	0.33	0.92	1.00	0.64	0.82	0.29	0.89	1.00	0.36	0.67	0.29	0.85	1.00	0.34	0.64	0.30	0.80	1.00	0.94	0.36	0.81	0.92	0.07	0.82	0.32	0.81	0.94	0.86	0.54	0.36	0.62	0.87	0.90	0.64	0.33	0.33	0.94	0.86	0.67	0.55	0.70	0.60	0.64	0.51	0.64	0.50																												
Acurácia do consumidor																																																																																																																																																														
Acurácia do Produtor																																																																																																																																																														
Exatidão Global																																																																																																																																																														
Kappa																																																																																																																																																														

FONTE: A autora (2020). EM QUE: FP/RA: Floresta Primária/Regeneração Avançada; RM: Regeneração Média; RI: Regeneração Inicial; OU: Outros Usos; RH: Recursos Hídricos; B654 (Banda Infravermelho de ondas curtas 1, Banda Infravermelho Próximo, Vermelho); B65 (Banda Infravermelho de ondas curtas 1, Banda Infravermelho Próximo); SR (Índice de Vegetação Ajustada pelo Solo); SAVI (Índice de Vegetação Normalizada da Água); NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada); EVI 2 (Índice de Vegetação Melhorado 2); EVI (Índice de Vegetação Melhorado).

### 3.2 MAPEAMENTO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA AMAZÔNICA DE 2008 A 2018

A FIGURA 8 apresenta o grau de cobertura das classes (hectares e porcentagem) nos intervalos de 2 e 3 anos dentro de um período de 10 anos. Os níveis sucessionais são representados por 3 classes: FP/RA, RM e RI. No decorrer do período em estudo, houve uma diminuição das classes de vegetação havendo oscilações, da área com RI e RM e aumento da classe OU.

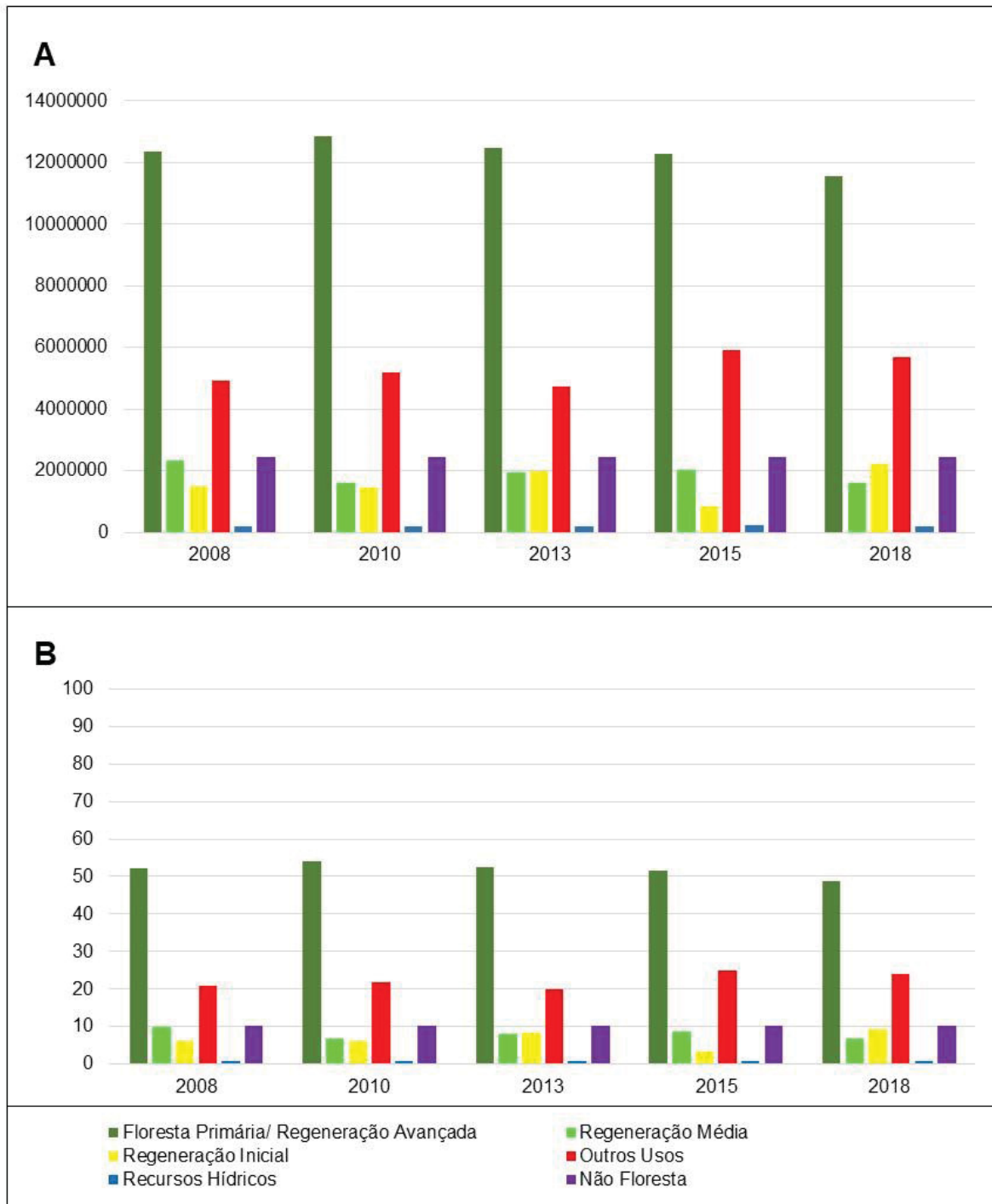
A cobertura do solo com vegetações mais desenvolvidas como FP/RA e RM diminuíram no período, inicialmente, era recoberto por 52,02% de FP/RA e 9,88% recoberto por RM. Neste sentido, menos da metade do estado é recoberto por FP/RA (48,74%) e apenas 6,78% coberto por RM em 2018. Apenas no ano de 2010 a FP/RA aumentou, aproximadamente, 2% tendo um total de 12.860.297,34 ha do estado recoberto por FP/RA, ou seja, 54,16% do estado.

O somatório das 3 classes sucessionais de vegetação em estudo ocupavam 68,17% do estado em 2008, 67,05% em 2010, 69,06% em 2013, 63,78% em 2015 e 64,85% em 2018, tendo incrementos e decréscimos de área com vegetação e ao fim reduzindo cerca de 3,3% da quantidade de área recoberta por vegetação.

A FIGURA 9 mostra uma fração da área de estudo, mostrando o avanço do desmatamento no estado de Rondônia e as transformações no decorrer dos anos. A exposição das classes no período em estudo demonstra a perda a área da FP/RA, transformando em outras coberturas do solo.

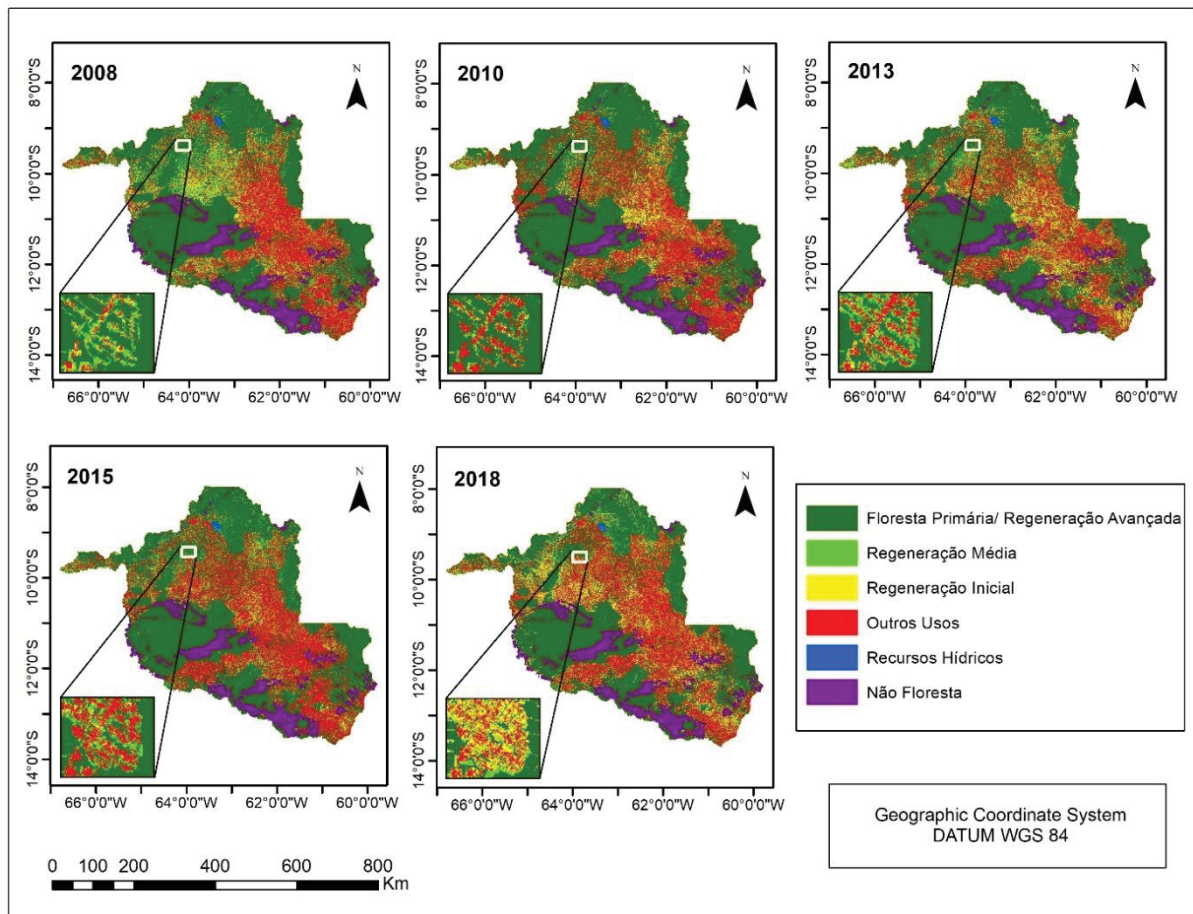


FIGURA 8 - QUANTIFICAÇÃO DA COBERTURA DO ESTADO DE RONDÔNIA NO PERÍODO DE 10 ANOS. A: ÁREA DE COBERTURA EM HECTARES (HA) DAS CLASSES NO PERÍODO DE 10 ANOS; B: ÁREA DE COBERTURA EM PORCENTAGEM DAS CLASSES NO PERÍODO DE 10 ANOS.



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 9 - MAPA DE COBERTURA DO ESTADO DE RONDÔNIA NO PERÍODO DE 10 ANOS.



FONTE: A autora (2020).

### 3.3 DINÂMICA DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS NO PERÍODO 2008 A 2018

Na FIGURA 10 é demonstrado o processo de mudança das classes sucessionais de 2008 para 2010. No período foi observado um processo de avanço sucessional de RM para FP/RA de 605.600,02 ha (2,55% da área total do estado). Assim como de OU para RI de 847.404,34 ha (3,57% da área total do estado) e RI para RM de 247.620,77 ha (1,04% da área do estado). No entanto, houve uma perda 871.833,59 ha (3,67% da área do estado) de RI para OU e remoção da RM, a qual foi transformada 207.000,06 ha em OU (0,87% da área do estado) e reiniciou seu processo sucessional aparecendo após 2 anos com 245.537,23 ha de RI (1,03 % da área do estado).

O intervalo de 3 anos (2010 a 2013) também apresentou aumentos e reduções na vegetação (FIGURA 11). A maior transformação foi da classe OU para RI de

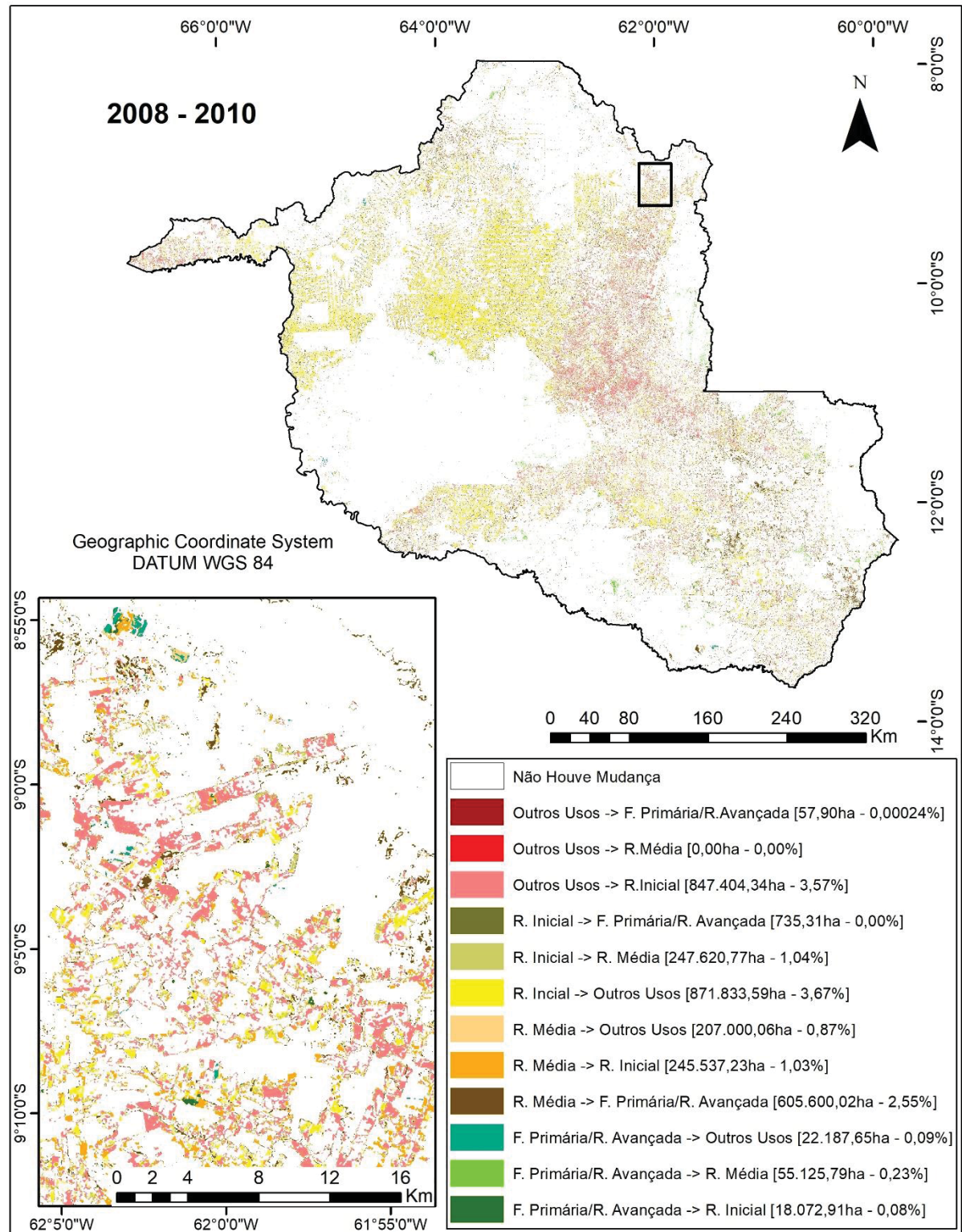
1.314.108,97 ha (5,53% da área total do estado), seguido pelo avanço sucessional da RI para RM de 486.700,16 ha (2,05% da área total do estado). Apresentando redução de 554.136,52 ha (2,33% da área total do estado) da Classe RI sendo convertida para OU.

O intervalo de tempo de 2013 para 2015 (FIGURA 12) apresentou considerável avanço sucessional de OU para RI de 269.189,65 ha (1,13% da área total do Estado), de RI para RM de 447.489,26 ha (1,88% da área total do estado) e de RM para FP/RA de 393.713,02 ha (1,66% da área total do estado). No entanto, apresentou uma redução da RI bem expressiva de 1.177.338,14 ha (4,96% da área total do estado).

O período de 2015 para 2018 (FIGURA 13), apresentou pouca evolução na sucessão vegetal, visto que a transformação mais expressiva foi de OU para RI 1.133.866,72 ha (4,77% da área total do estado) e de RM para FP/RA de 312.117,40 ha (1,31% da área total do estado). A perda de vegetação ocorreu, principalmente, na RM para OU de 365.514,90 ha (1,54% da área do estado), e com remoção da RM e reiniciação da sucessão vegetal em 3 anos para RI de 427.766,45 ha (1,80% da área total do estado). Assim como perda da FP/RA e transformação em RI de 340.171,70 ha (1,43% da área total do estado) e degradação da FP/RA de 527.806,50 ha (2,22% da área do estado).

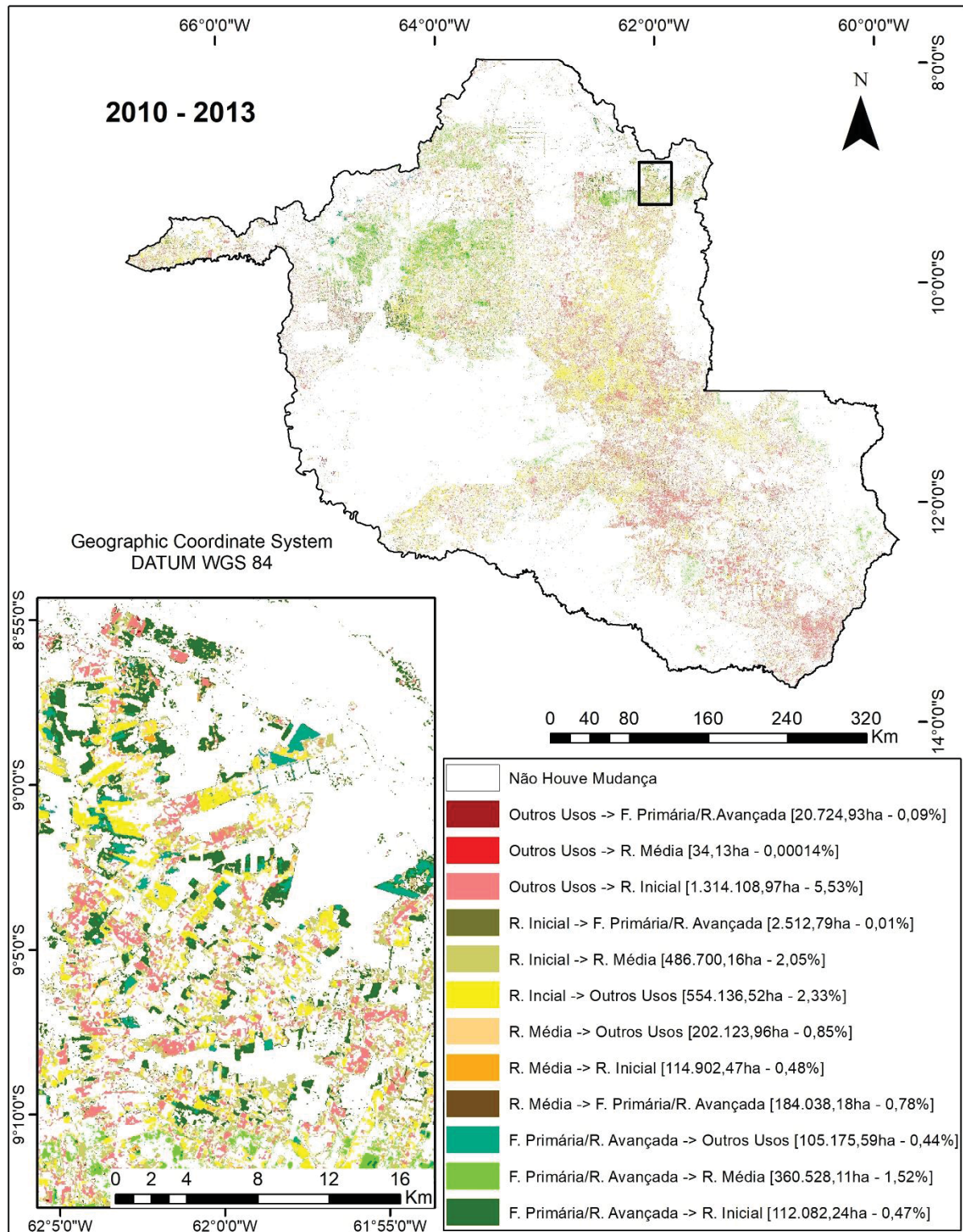
Além disso, foi realizado também o processo de mudança no intervalo de 10 anos, de 2008 a 2018 (FIGURA 14). Ao fim do período, é apresentado uma evolução sucessional importante de RM para FP/RA de 646328,91 ha (2,72% da área total do estado), sendo a transformação mais expressiva na sucessão de OU para RI de 910965,31 ha (3,84% da área total do estado). Apresentando mais perda da vegetação, perda de 901.267,56 ha de RI (3,80% da área total do estado), perda de 582.559,63 ha de RM para OU (2,45% da área total do estado), transformação de 440.700,00 ha de RM para RI (1,86% da área total do estado), perda de 335.999,08 ha de FP/RA para OU (1,41% da área total do estado) e, por fim, transformação de 432.055,09 ha de FP/ RA para RI (1,82% da área total do estado).

FIGURA 10 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2008 A 2010.



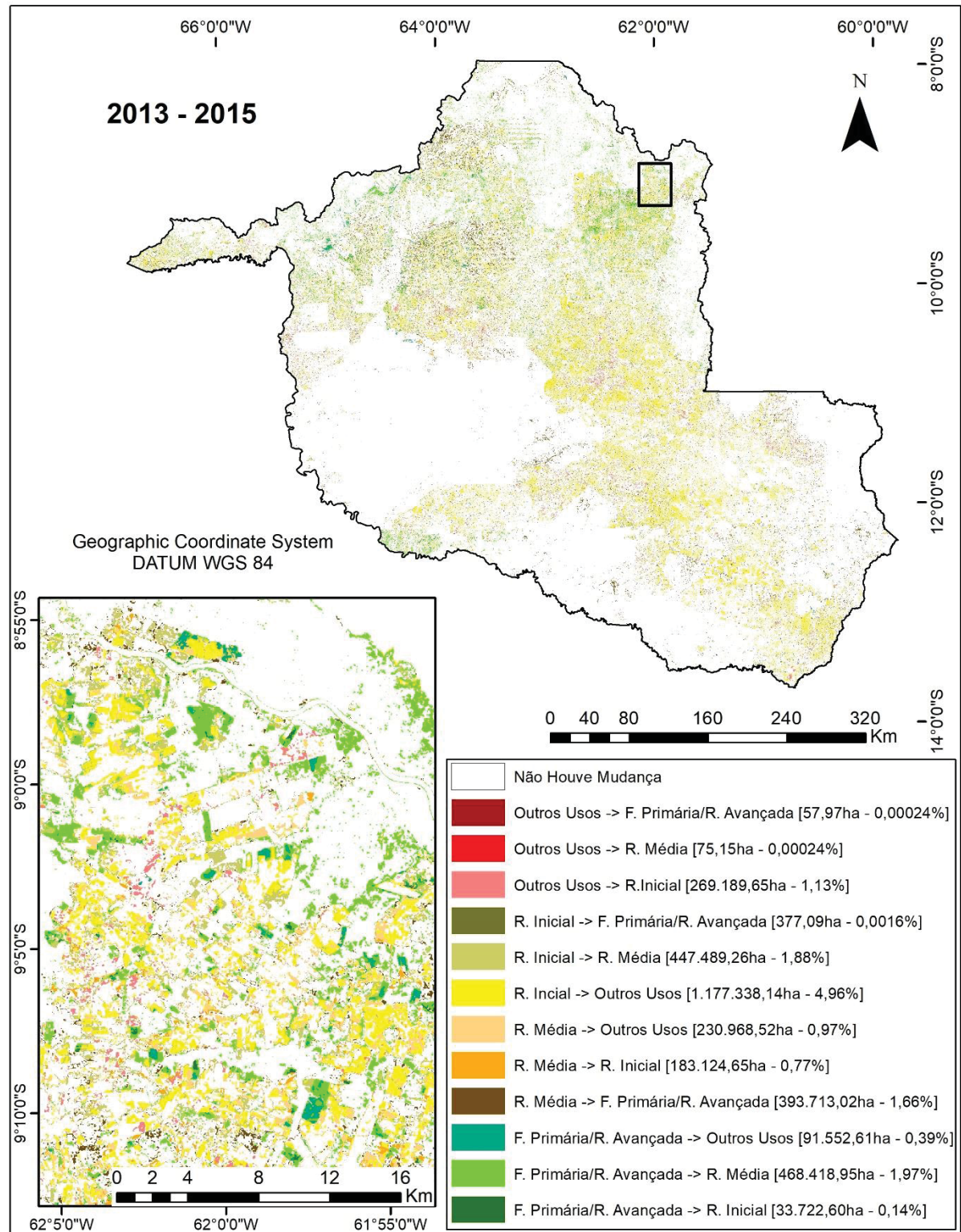
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 11 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2010 A 2013.



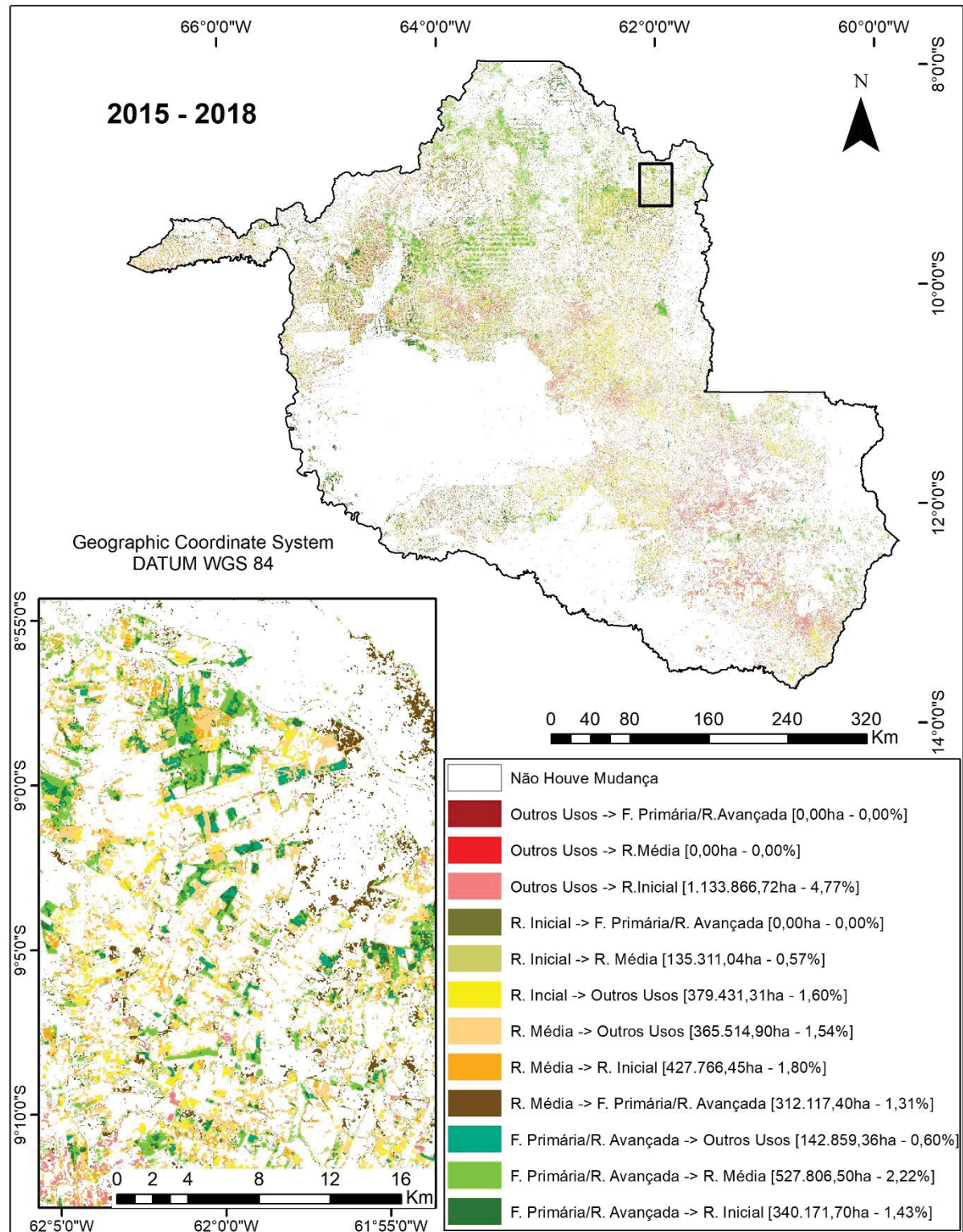
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 12 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2013 A 2015.



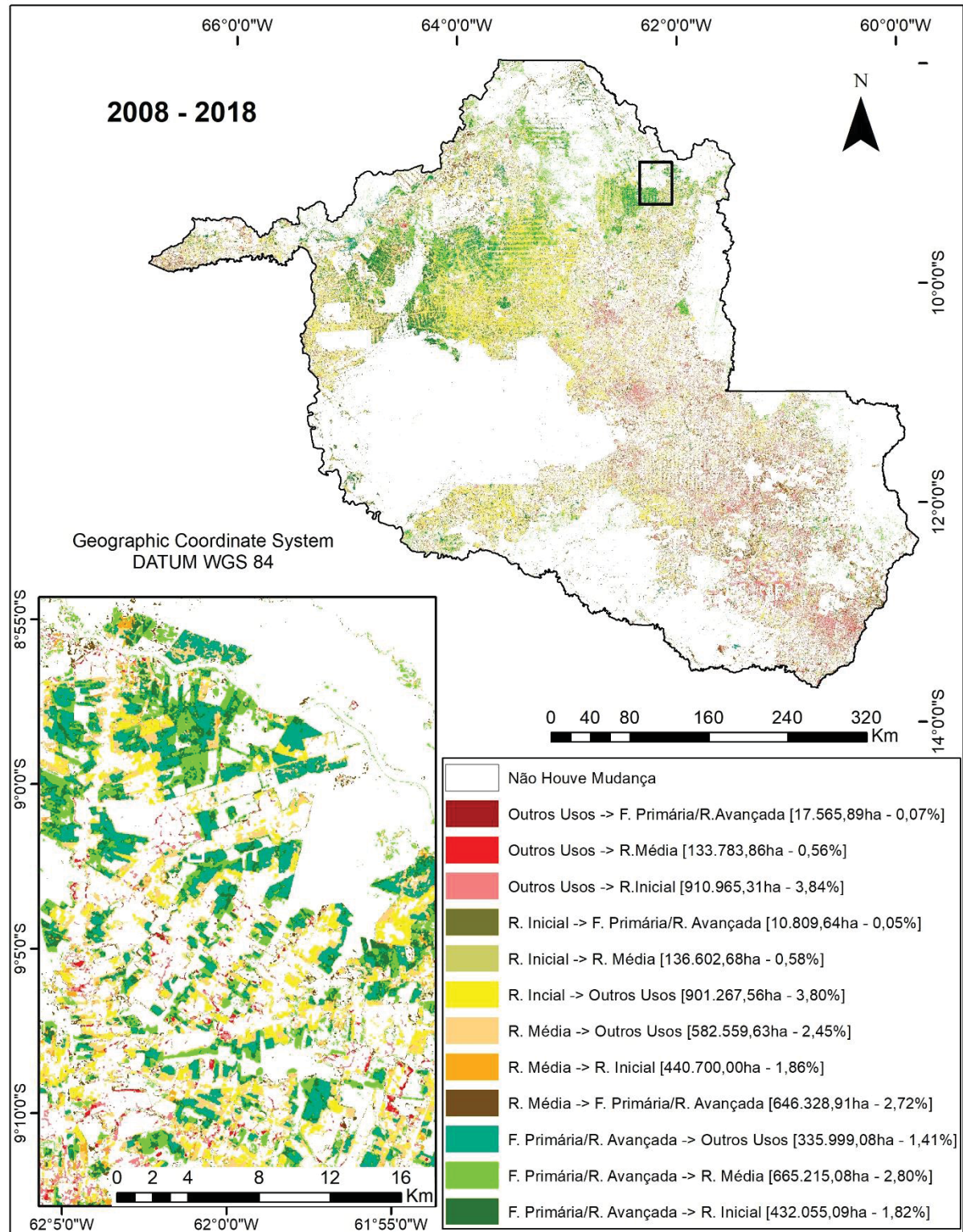
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 13 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2015 A 2018.



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 14 - MAPA DE ALTERAÇÕES OCORRIDAS NAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO NO PERÍODO DE 2008 A 2018.



FONTE: A autora (2020).



## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DE USO E COBERTURA DA TERRA

Com base nos resultados da validação, o modelo de classificação com o atributo de entrada B654 foi escolhido para aplicação em todos os outros anos da série temporal. Em todos os anos de estudo, utilizou-se as bandas do Infravermelho médio, infravermelho próximo e vermelho como atributo de entrada. A classificação gerada obteve um índice Kappa considerado excelente segundo LANDIS; KOCH (1977) e índice de exatidão global alto, garantindo que a possibilidade de uma amostra escolhida ao acaso dentro da classificação estar correta é acima de 90%. Além disso, dentro da validação o maior erro ocorreu na classe RI, com a acurácia do consumidor baixa comparada a outras classes, por causa da inclusão das classes RM e OU dentro da classe, no entanto, obteve uma alta precisão da acurácia do produtor sugerindo que a classe foi bem representada na amostragem aleatorizada.

A confusão ocorrida na classe RI com OU pode ter ocorrido devido à grande dinâmica que apresenta as duas classes, ou seja, a dinâmica entre as classes foi alta em todo o período, característica que pode ter ocasionado o erro, pois, o período de captação da imagem foram dois meses antes da verificação em campo para validação. Por fim, a confusão ocorrida entre RI e RM ocorreu pelas características espectrais semelhante entre elas.

A exatidão de uma classificação é altamente dependente da existência de diferenças espectrais significativas entre as classes escolhidas (JENSEN, 2009). O mesmo autor, explica que as regiões do espectro vermelho, infravermelho próximo e infravermelho médio são eficientes na diferenciação da vegetação pela relação direta que o infravermelho próximo possui com o aumento da biomassa e área foliar. Também a relação inversa que o vermelho tem com o aumento da biomassa e área foliar, além de informar a importância da região do infravermelho médio sobre o conteúdo de água presente na folha. Em conjunto, apresentou uma capacidade de diferença os três estágios sucessionais pela diferença da quantidade de biomassa e perda do conteúdo de água na planta.

A combinação de banda B65, do Infravermelho Médio e Infravermelho próximo também obteve um índice Kappa considerado excelente segundo LANDIS; KOCH (1977) e um índice de exatidão global alto, podendo ser levada em consideração como atributo de entrada em classificações de imagens, principalmente,

quando é exigido uma demanda computacional alta e é necessário reduzir o tamanho do dado no processamento.

Os índices de vegetação realçam parte das cenas que apresentam densidades variadas de cobertura vegetal (MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019). No entanto, a acurácia da classificação foi inferior em todos os índices de vegetação em comparação ao uso da combinação de bandas como atributo de entrada. Dessa maneira, tal resultado é explicado uma vez que à medida de crescimento da vegetação, ocasiona no aumento da biomassa. A refletância espectral do dossel em certas partes do espectro eletromagnético atinge uma refletância espectral assintótica, tornando os índices de vegetação menos eficazes, reduzindo capacidade de diferenciação da vegetação (MUTANGA; SKIDMORE, 2004), logo, ocorrendo a saturação dos índices em florestas tropicais pela influência da alta precipitação (NICHOLSON; FARRAR, 1994), e densidade da vegetação (HUETER et al., 1997; ALMEIDA et al., 2015).

#### 4.2 MAPEAMENTO E DINÂMICA NOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA VEGETAÇÃO

O mapeamento do estado de Rondônia pode ser comparado com outros mapeamentos que ocorrem na no estado. O projeto PRODES (OBT- INPE, 2019), o qual mapeia o desmatamento na região há mais de 30 anos, registrou aproximadamente 50% de sua floresta original em 2018, o presente estudo detectou valor semelhante de FP/RA em 2018, mesmo nos dois mapeamentos utilizando metodologias diferentes, pode-se perceber que há semelhança em quantidade de área mapeada com floresta.

Além disso, outro projeto de mapeamento utiliza uma metodologia semelhante com a utilizada no trabalho, o MapBiomas (2019). Neste sentido, o projeto utilizando a mesma plataforma e o mesmo classificador, mapeou 13.682.574,88 ha em 2018, 14.640.334,55 ha em 2008 de formação florestal somente em Rondônia, valor próximo ao obtido neste estudo na soma das classes FP/RA e RM, tal discordância está atrelado às classes escolhidas pelo projeto e os filtros utilizados posteriormente para agrupamento de pixels e classes. Os diferentes filtros utilizados pós classificação podem resultar em discordâncias de acordo com o método, sendo assim, algumas

diferenças podem ocorrer no resultado final mesmo utilizando a mesma metodologia de classificação.

O aumento de atividades econômicas predatórias na Amazônia legal ocasiona aumento nas taxas de desmatamento. O mapa de cobertura mostra um avanço da classe ou no Norte do estado (FIGURA 9). Neste sentido, COSTA et al. (2017) avaliou os padrões espaciais de concentração de terras e deslocamento de plantações de soja entre 2000 e 2014, indicando que pequenos agricultores e pecuaristas estão cada vez mais se deslocado das regiões consolidadas do sul de Rondônia para áreas do norte de Rondônia, ocasionando incremento no desmatamento na região norte do estado.

Desse modo, assim na Bacia hidrográfica do rio Machadinho na região Norte do estado, foi acometida por grande pressão antrópica, reduzindo sua área florestal em mais de 50% entre 1984 a 2011 (SOUZA et al., 2019). Pressão que aumenta com duas novas barragens, Jirau e Santo Antônio, as quais estão em construção no rio Madeira e outra aprovada na Cachoeira de Ribeirão, inevitavelmente aumentando ainda mais a demanda por terras no norte (OCHOA-QUINTERO et al., 2015).

Uma importante evolução sucessional ocorreu entre a RM para RA em quase todo os intervalos de 2 e 3 anos dentro do período e no intervalo de 10 anos do período, expressando a capacidade de reestruturação da floresta, assim como se percebe uma transformação de RI para RM em quase todos os intervalos dentro do período. Ocorrendo a maior dinâmica entre as classes entre a RI e OU, com expressivos valores de perda e ganho em área da RI no período em estudo, a remoção e crescimento dessa vegetação é característico na região, a RI pode ser áreas de pousio entre uma atividade agrícola e outra, plantios agrícolas bem desenvolvidos e pastos sujos, todos sujeitos a remoção cedo da vegetação.

No entanto, ocorreu uma perda em áreas da vegetação expressivas de 2010 a 2018. Dessa maneira, podendo ser relacionado à crise econômica que o país passa nos últimos anos, a qual acarreta na diminuição dos recursos que controlam a região Amazônica, assim como gera maior pressão sobre os recursos naturais, com objetivos de aumentar as exportações de commodities para o aumento da renda (PEREIRA et al., 2019).

Assim, crescendo as áreas de FP/RA somente de 2008 para 2010, período que a RM se transformação em RA expressivamente e a sucessão mais avançada não teve corte e degradação. Neste período, ocorreu uma queda nas taxas de

desmatamento pelo PRODES (OBT- INPE, 2019), assim como aumento em área da classe formação florestal mapeada pelo MapBiomas (2019). Resultado da criação do Decreto nº 6.321, de 21 de dezembro de 2007 (BRASIL, 2007), o qual estabelece ações de proteção de áreas com risco de degradação e à racionalização do uso do solo, de forma a prevenir, monitorar e controlar o desmatamento ilegal no Bioma Amazônia, aumentando o cerco ao desmatamento na região Amazônica.

## 5 CONCLUSÕES

A plataforma GEE mostrou-se capaz de processar as imagens que recobrem o estado de Rondônia, gerando classificações excelentes em um intervalo de tempo reduzido, por fim, possibilitando a geração de mapas de cobertura do solo com diferentes atributos de entrada e datas de mapeamento.

A plataforma possibilitou testar diversos atributos de entrada apenas com a modificação do atributo no algoritmo, utilizando combinações de bandas e índices de vegetação. Dentre todos os atributos de entrada o melhor resultado na validação foi a combinação das bandas infravermelho média, infravermelho próximo e vermelho. Todos os índices de vegetação apresentaram valores inferiores de Kappa, índice de exatidão global e acurácia do consumidor e produtor pela grande dimensão da área e saturação.

O classificador de aprendizado de máquina *Random Forest* apresentou-se eficiente para diferenciação de 3 estágios sucessionais da Floresta Amazônica no estado inteiro. Sendo assim, apresentando excelente resultado no índice de exatidão global e Kappa e uma confusão maior na classe Regeneração Inicial com a inclusão das classes Regeneração Média e Outros Usos dentro da classe.

No período de estudo, apresentou redução de Floresta Primária/Regeneração Avançada, com ganho expressivo de área com Floresta apenas em 2010, resultado semelhante encontrado em outros mapeamentos do estado de Rondônia. A partir da análise da alteração dos níveis sucessionais constatou-se que mesmo com avanço do nível sucessional de Regeneração Média para Floresta Primária/ Regeneração Avançada, a Floresta continuou sendo degradada e cortada, resultando na perda de área do nível sucessional mais avançado. Do mesmo modo, verificou-se que a maior dinâmica nos anos em estudo ocorreu entre a classe Regeneração Inicial e Outros Usos, com perda e ganho da vegetação mais inicial.

## CAPÍTULO 2: EFEITOS DO AVANÇO SUCESSIONAL ARBÓREO DA FLORESTA AMAZÔNICA NA ESTRUTURA E NA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NO ESTADO DE RONDÔNIA

### RESUMO

A Floresta Amazônica vem sendo acometida pelo desmatamento e, conseqüentemente, provocando fragmentação do habitat florestal, no entanto, muitas áreas após uso se regeneram até consolidar-se como uma floresta novamente. O acréscimo de áreas regeneradas pode ser benéfico ou indiferente na paisagem, tornando-se importante estudar as alterações. De tal modo, o objetivo do trabalho foi realizar Análise morfológica de padrões espaciais (MSPA) e avaliar a conectividade da paisagem do estado de Rondônia com as áreas regeneração de habitat florestal no período de 10 anos e sem as áreas de regeneração e assim medir quanto o incremento das áreas de habitat floresta contribuíram para melhoria da paisagem no estado todo e em diversos contextos. O trabalho foi realizado no estado de Rondônia. O mapeamento do uso e cobertura do solo foi realizado na plataforma *Google Earth Engine* (GEE), e os dados foram derivados de banco de dados disponível nela, utilizado a coleção *Landsat 5 e 8* nível 1 - Topo da atmosfera (TOA) do período de 1 de maio a 31 de outubro dos anos de 2008 e 2018. Utilizou-se o classificador supervisionado de aprendizado de máquina *Random Forest* para diferenciando as classes Habitat Florestal e Não Habitat Florestal. O programa *GuidosToolbox* gerou a MSPA, Índice de Área Conectada Equivalente (ECA) e Diferença de Probabilidade da Conectividade (dPC). O estado de Rondônia não apresentou diferenças expressivas com o incremento das áreas de regeneração no MSPA e apresentou um padrão de grande manchas de habitat florestal em pequeno número, que aglomeram grande parte do habitat interior, presentes principalmente nas Unidades de Conservação (UC) e Terras Indígenas (TI), e pequenas manchas de habitat florestal em grande número no meio da matriz, que possuem maior proporção de borda. No entanto, o incremento das áreas de regeneração florestal apresentou diferença na conectividade da paisagem. Concluiu-se que as áreas de regeneração contribuíram pouco na melhoria das classes de recursos morfológicos dos índices de padrões morfológicos no estado inteiro e no contexto das TI e UC, apresentando uma contribuição mais expressiva na conectividade da paisagem.

Palavras-chaves: Fragmentação. Regeneração. Ecologia da Paisagem.

## ABSTRACT

The Amazon forest has been affected by deforestation and consequently causing fragmentation of the forest habitat. However, many used areas regenerate until they consolidate as a forest again. The addition of regenerated areas can be beneficial or indifferent in the landscape, making it important to study the changes. In such a way, the goal of this work is to carry out the Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) and to evaluate the state of Rondônia landscape connectivity with the forest habitat regeneration areas during the period of 10 years and without the regeneration areas and thus measure how much the increase in forest habitat areas contributed to improving the landscape in the state and in different contexts. The work was carried out in the state of Rondônia. Moreover, the mapping of land use and cover was carried out on the Google Earth Engine (GEE) platform, and the data were derived from a database available there, using the Landsat 5 and 8 level 1 - Top of the atmosphere (TOA) collection from the period of May 1st to October 30th, 2008 and 2018. The supervised machine learning classifier Random Forest was used to differentiate the Habitat Forest and Non-Habitat Forest classes. Furthermore, the GidosToolbox program generated the MSPA, Equivalent Connected Area Index (ECA) and Connectivity Probability Difference (dPC). In conclusion, the state of Rondônia did not show significant differences with the increase of regeneration areas in the MSPA and presented a few pattern of large patches of forest habitat, which agglomerate a large part of the interior habitat, present mainly in the federal Conservation Units (UC) and Indigenous lands (TI) and small patches of forest habitat in abundance in the middle of the matrix that has a higher proportion of the edge. However, the increase in forest regeneration areas showed a difference in the landscape connectivity. In other words, the regeneration areas contributed a bit to the improvement of the morphological resources classes of the morphological patterns indexes in the entire state and in the context of IL and CU, presenting a better expressive contribution in the landscape connectivity.

Keywords: Fragmentation. Regeneration. Landscape Ecology.

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Amazonas apresenta-se junto com a bacia do rio Congo, como a maior extensão contígua de florestas remanescentes (HADDAD et al., 2015). A sustentabilidade da floresta Amazônica e os diversos bens e serviços que eles fornecem estão sendo ameaçadas, há muitos anos pelas altas taxas de desmatamento (FOLEY et al., 2007; VIEIRA et al., 2008; CASTELLO; MACEDO, 2016; DE ARAUJO BARBOSA; ATKINSON; DEARING, 2016; EGUIGUREN; FISCHER; GÜNTER, 2019). Sendo assim, a Floresta Amazônica tem se tornado um local de grande interesse devido ao desmatamento excessivo nas últimas décadas causado, principalmente, por intervenções humanas (WANG; CALDAS, 2014).

O desmatamento e a degradação da floresta ao longo dos anos transformaram uma imensa área de vegetação nativa em pasto, vegetação secundária e agricultura (ALMEIDA et al., 2016). As taxas atuais de desmatamento são atribuídas as suas principais atividades como a pecuária, agricultura e extração madeireira, as quais provocam degradação e desmatamento da vegetação (SAMPAIO et al., 2007; VIEIRA et al., 2008; RIVERO et al., 2009; ARIMA et al., 2011; COSTA et al., 2017;).

A destruição de habitats frequentemente induz à fragmentação, ou seja, a divisão do habitat em fragmentos menores e isolamento, separados por uma matriz de cobertura modificada pelo homem (HADDAD et al., 2015). A interação entre diversos distúrbios contribui para degradação generalizada das florestas tropicais, culminando na fragmentação destes ambientes (SILVÉRIO et al., 2019). Desse modo, esses fragmentos têm se tornado cada vez menores, aumentando a susceptibilidade e efeitos de bordas das áreas, trazendo consequências à biodiversidade e aos processos ecológicos (RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016).

Os distúrbios da paisagem e da floresta contribuíram para a perda de biodiversidade (BARLOW et al., 2016), tendo a maioria das formas de degradação da floresta tropical efeito extremamente prejudicial a biodiversidade (GIBSON et al., 2011). A fragmentação provoca uma aceleração da dinâmica das comunidades arbóreas nas florestas tropicais da Amazônia, a mortalidade, dano e rotatividade elevados de árvores em fragmentos recentemente criados é possível efeito de borda (LAURANCE et al., 1998). O Estado de Rondônia assim como outros estados da região Amazônica, vem sendo atacado pelos desmatamentos, conseqüentemente, fragmentação da floresta, registrado como o terceiro estado da Amazônia Legal com

as maiores taxas de desmatamento pelo PRODES, atrás do Pará e Mato Grosso (OBT- INPE, 2018).

No entanto, a região Amazônica vem sofrendo ações implementadas nos últimos anos pelo Governo, Organizações Não Governamentais (ONGs) e empresas, o que leva à diminuição do avanço do desmatamento, regeneração e recuperação da floresta. Dentre as ações está a implementação do Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real (DETER) iniciado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) em 2004 (OBT-INPE, 2019), a criação da lista de municípios prioritários para ações de prevenção e controle do desmatamento pelo governo no Bioma Amazônia (BRASIL, 2007), e o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal iniciado em 2004 (MMA, 2019). Além da criação e manutenção de áreas protegidas como Unidades de Conservação (UC) e Terras Indígenas (TI), reconhecidas como áreas que abrandam o risco de desmatamento (BARBER et al., 2014).

O estado de Rondônia apresentou-se como 5º estado da Amazônia Legal com maior quantidade de vegetação secundária em 2008 (ALMEIDA et al., 2016). A contenção do desmatamento e a restauração das áreas ilegalmente desmatadas são os pontos essenciais para restauração do habitat florestal, e proporcionar sequestro de carbono ( ORIHUELA-BELMONTE et al., 2013; CHAZDON et al., 2016; MORA et al., 2018) , recuperação do solo (SILVA; TRONCO; ALMEIDA, 2015; VAN HALL et al., 2017; MARTINKOSKI et al., 2017; NUNES, 2019) e manutenção da biodiversidade (ALMEIDA; VIEIRA, 2010; BRITO; CARVALHO, 2014).

A estrutura da paisagem e seus processos, como fluxo de matéria e energia e processos de vida do organismo como reprodução e migração, encontra-se num jogo alternando causa e efeito, ou seja, os processos que ocorrem na paisagem geram padrões e estruturas, os quais, ao mesmo tempo, são também influenciados e guiados pelas estruturas espaciais dominantes (LANG; BLASCHKE, 2009). O programa GuidosToolbox apresenta uma série de ferramentas excelentes, pois, apresenta análises desde o padrão espacial, conectividade, fragmentação e alteração da paisagem, com algumas rotinas exclusivas dele como o a MSPA (VOGT; RIITTERS, 2017).

O arranjo dos fragmentos tem o potencial de reduzir ou aliviar os efeitos da perda de habitats (VILLARD; METZGER, 2014). O tamanho e a forma do fragmento interferem no efeito de borda, quanto menor a mancha e mais irregular sua forma,



maior o efeito de borda e menor a quantidade de habitat interior, podendo inexistir em fragmentos pequenos (FORMAN; GODRON, 1986; LAURANCE et al., 1998). A conectividade entre os fragmentos de floresta é de suma importância para manutenção da biodiversidade e fluxo genético na paisagem.

## 1.1 OBJETIVO

### 1.1.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo realizar a Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA) e avaliar a conectividade da paisagem do estado de Rondônia com as áreas regeneração de habitat florestal no período de 10 anos, e sem as áreas de regeneração e assim medir quanto o incremento das áreas de habitat floresta contribuíram para melhoria da paisagem no estado todo e em diversos contextos.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar o padrão espacial dos fragmentos de habitat florestal no estado de Rondônia por meio da MSPA no estado inteiro e em três diferentes contextos;
- Avaliar a contribuição das áreas de regeneração do habitat florestal formado no período de 10 anos na melhoria das classes de recursos morfológicos e os índices de padrões morfológicos do hábitat originados da MSPA;
- Averiguar se as áreas de regeneração de habitat florestal do período de 10 anos contribuíram para conectividade da paisagem do estado de Rondônia;
- Classificar por importância os nós (manchas de habitat) e links (corredores entre um habitat e outro) que contribuem para conectividade da paisagem do estado de Rondônia e averiguar a contribuição das áreas de regeneração na importância dos nós e links.

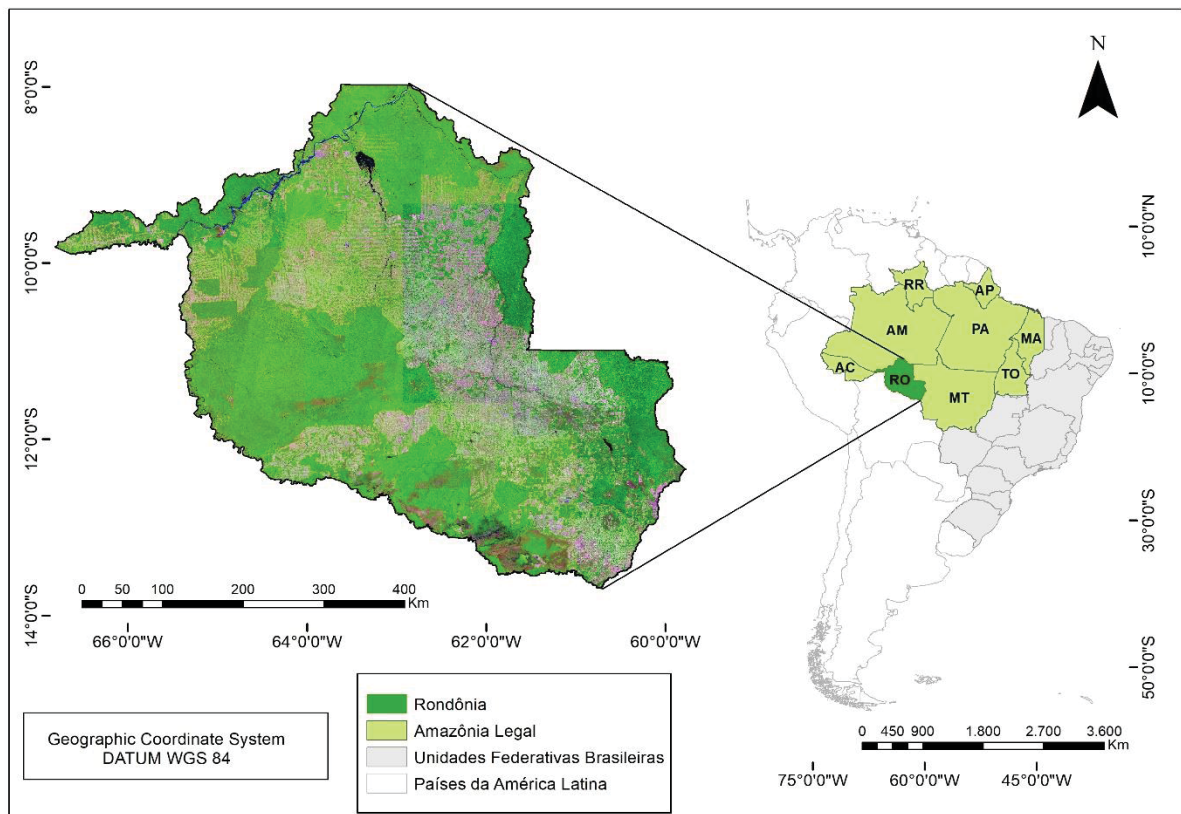
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estado de Rondônia localiza-se na Região Norte do Brasil (Amazônia Ocidental), coordenada geográfica central 62°50'27,253"W e 10°56'44,217"S, capital Porto Velho, faz fronteira ao Norte pelo estado do Amazonas, ao noroeste pelo estado do Acre, ao oeste e sul pela República da Bolívia, ao Leste e sudeste pelo estado do Mato Grosso (FIGURA 15).

O clima é tropical-quente e úmido. Dessa maneira, sua precipitação média anual é de 1896,5 mm, isto é, os meses com os menores volumes de chuva são julho, junho e agosto e os meses mais chuvosos do ano são janeiro, fevereiro e dezembro (FRANCA, 2015), com temperatura média mensal superior a 23,5°C (SEDAM, 2000).

FIGURA 15 - CARTA IMAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA



FONTE: A autora (2020).

O território de Rondônia possui altitudes baixas e sem grandes irregularidades, aproximadamente, 94% do terreno encontra-se entre 100 e 600 metros de altitude e o ponto mais alto do estado localiza-se na Serra dos Pacaás

Novos, Pico do Tracuá, com altitude de 1.126 metros (FRANCA, 2015). Rondônia apresenta por volta de 75% das terras relativamente planas, porém, 19% das terras planas apresentam problemas de drenagem e/ou pedregosidade (SEDAM, 2000). Os solos predominantes do estado são os solos Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Amarelo, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Vermelho, e em menor quantidade Neossolo Litólico, Plitossolo, Cambissolo, Gleissolo e Nitossolo (EMBRAPA, 2011).

## 2.2 DADOS UTILIZADOS

### 2.2.1 Na plataforma do GEE

A pesquisa utilizou o banco de dados dentro da plataforma online GEE, a qual possui dados brutos e processados de diversos satélites. A plataforma possibilita a execução das análises geoespaciais em nuvem, dando acesso a uma grande coletânea de dados geoespaciais. No trabalho, todos os dados e seus subprodutos são da coleção Landsat nível 1 - TOA do Serviço Geológica dos Estados Unidos (USGS), especificamente, Landsat 5 e 8, dos anos de 2008 e 2018. A coletânea de imagens contém dados corrigidos de nível 1 de precisão e terreno que têm radiometria bem caracterizada e apresenta intercalibração entre os diferentes instrumentos Landsat. O registro geográfico das cenas de nível 1 “imagem a imagem” é consistente e está dentro dos níveis toleráveis recomendados, tendo erro quadrático médio de 12 metros (USGS, 2018).

Para o ano de 2008, utilizou-se das bandas 5 (Infravermelho Médio), 4 (Infravermelho Próximo) e 3 (Vermelho) do sensor Thematic Mapper (TM) acoplado ao satélite Landsat 5 e da Quality Assessment Band (BQA), banda que utiliza-se dos seus valores de controle de qualidade para melhorar a integridade dos dados, indicando quais pixels podem ser afetados por artefatos ou sujeitos à contaminação da nuvem (USGS, 2018). Em relação ao ano de 2018, utilizou-se das bandas 6 (Infravermelho Médio), 5 (Infravermelho Próximo) e 4 (Vermelho) do sensor Operational Land Imager (OLI) acoplado no satélite Landsat 8 e também a banda produto dos dados BQA.

### 2.2.2 Outras fontes de dados

O estado de Rondônia não é constituído apenas por formação florestal. Sendo assim, com base nos dados do Projeto de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal- PRODES, o qual disponibiliza dados de áreas identificadas nas imagens como constituída de vegetação diferente de fisionomia florestal, denominada Não - Floresta (OBT- INPE, 2019). Assim, o dado vetorial da classe Não - Floresta serviu como máscara identificando as formações Não Florestais presentes no estado.

Utilizou como limite do estado de Rondônia a base cartográfica Nacional do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE de 2017 (escala 1:250 mil). Os limites das UC federais, estaduais e municipais foram obtidos dados georreferenciados do Ministério do Meio Ambiente – MMA. Os shapes de limite das TI foram obtidos no site da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) que tem atualização mensal dos dados.

Os pontos para a validação do mapeamento do ano de 2018 foram obtidos em campo por meio de GPS de navegação Garmin GPSMAP 62S e imagens do Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) Phantom 4 Pro, foram necessários obter pontos amostrais de habitat florestal no Google Earth Pro.

## 2.3 PROCESSAMENTO DIGITAL DAS IMAGENS

O processamento digital de imagem foi realizado na plataforma GEE. Toda programação foi realizada em linguagem computacional JavaScript.

### 2.3.1 Remoções de nuvens e sombra de nuvem

Um das principais intervenções no processamento de imagens de satélite são as ocorrências de nuvens, suas sombras e outros objetos. Os dados Landsat nível 1 TOA foram usados para gerar imagens do ano sem nuvens e sombra de nuvem. O script de remoção de nuvem/sombra utiliza a banda BQA e a mediana da coleção de imagens do período. Desse modo, quando usados os valores de controle de qualidade podem melhorar a integridade dos dados, indicando quais pixels podem ser afetados por artefatos ou sujeitos a contaminação por nuvem.

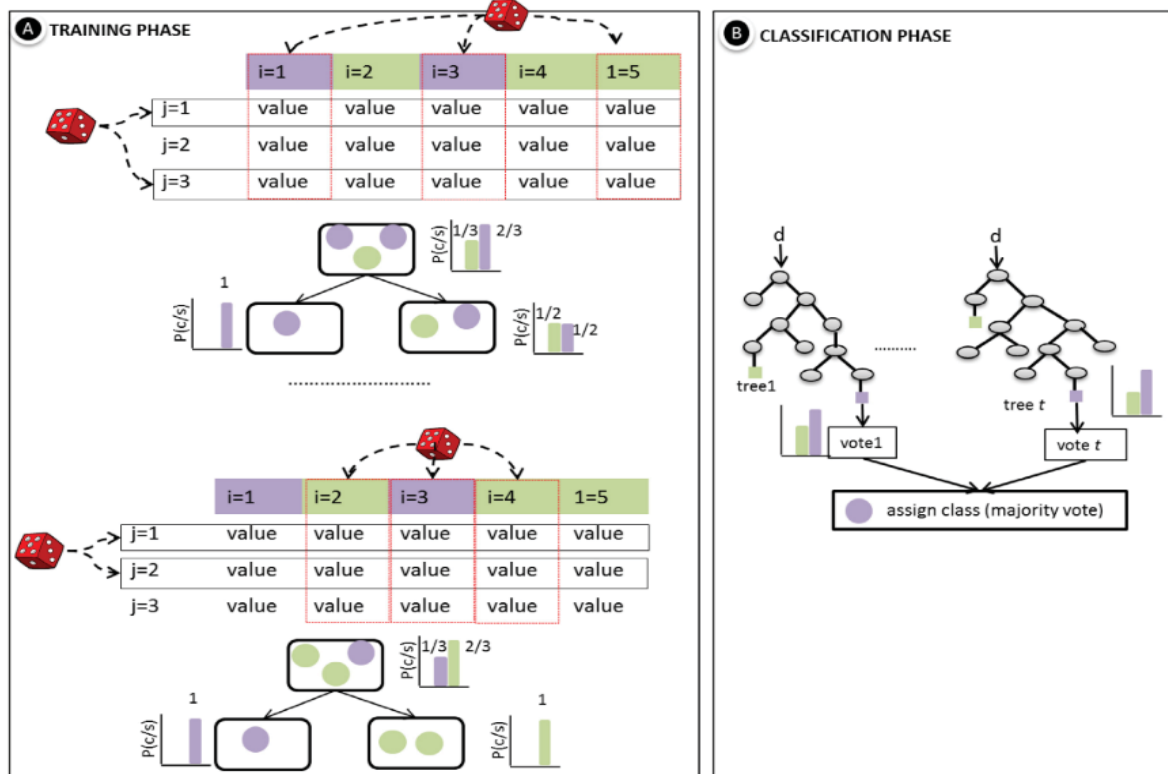
Sendo assim, o GEE foi instruído a escolher o valor de pixel mediano em uma pilha de imagens do período de 1 de maio a 31 de outubro, média 201 imagens no período, pois, é o período de menores precipitações pluviométricas no estado de Rondônia. Com isso, se eliminou os extremos, visto que o mecanismo rejeita valores que são muito claros (nuvens) ou muito escuros (sombas) e seleciona o valor de pixel mediano em cada banda no período.

### 2.3.2 Classificação das Imagens

Para o mapeamento da vegetação, foi escolhido o classificador supervisionado de aprendizado de máquina Random Forest (BREIMAN, 2001) (FIGURA 16). O classificador realiza um reajuste de dados obtendo maior precisão em comparação com outras abordagens em classificação de grandes áreas de estudo (BELGIU; DRĂGUT, 2016).

Este classificador é estruturado em uma coleção de árvores de decisão produzindo resultados confiáveis a partir das previsões geradas nas árvores (BREIMAN, 2001). A decisão final de classificação é tomada pela média aritmética das probabilidades de atribuição de classe calculadas por todas as árvores produzidas, ou seja, uma nova entrada de dados não rotulados é avaliada em relação a todas as árvores de decisão criadas no conjunto e cada árvore vota em uma associação de classe e assim a classe de associação com o número máximo de votos é a selecionada (BELGIU; DRĂGUT, 2016).

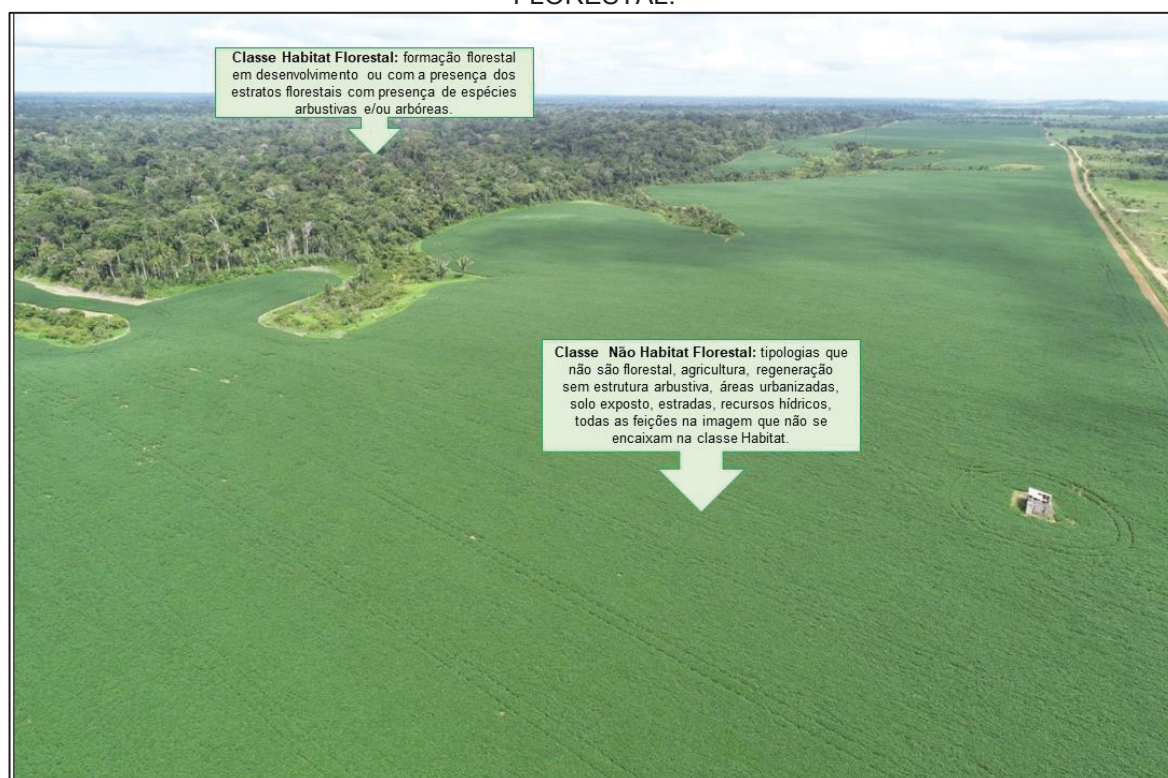
FIGURA 16 - FASES DE TREINAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DO CLASSIFICADOR RANDOM FOREST: I = AMOSTRAS, J = VARIÁVEIS, P = PROBABILIDADE, C = CLASSE, S = DADOS, T = NÚMERO DE ÁRVORES, D = NOVOS DADOS A SEREM CLASSIFICADOS E VALUE = OS DIFERENTES VALORES QUE A VARIÁVEL J PODE TER.



FONTE: BELGIU; DRĂGUT (2016).

O mapeamento se baseou na diferenciação das classes Floresta Primária/Regeneração Avançada (FP/RA), Regeneração Média (RM), Regeneração Inicial (RI), Outros Usos (OU), Recursos Hídrico (RH) no limite do estado de Rondônia com um buffer de 10km. No processo de aquisição de amostras, foi definido como limite de treinamento 3000 pontos aleatorizado para a classe FP/RA e classe OU e para a classe RM, classe RI e classe RH foi definido 2000 pontos aleatorizado. A amostragem foi realizada em cima das bandas espectrais infravermelho próximo, infravermelho médio e vermelho da região do espectro eletromagnético. Para os fins desse capítulo foram realizadas a união das classes FP/RA, RM na classe Habitat Florestal e a união das classes RI, OU na classe Não Habitat Florestal (FIGURA 17).

FIGURA 17 - EXEMPLIFICAÇÃO DAS CLASSES HABITAT FLORESTAL E NÃO HABITAT FLORESTAL.



FONTE: A autora (2020).

Utilizou-se no trabalho 100 árvores de decisão. Segundo Rodriguez-Galiano; Ghimire et al. (2012) o número de árvores é diretamente proporcional à precisão do classificador até atingir uma certa estabilização (100 árvores), alterando a partir daí apenas ligeiramente a precisão do classificador. A precisão da classificação do Random Forest aumenta substancialmente à medida que o número de árvores de classificação é aumentado, estabilizando com menos de 200 árvores (NA et al., 2010).

## 2.4 PÓS CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM

Para remoção dos ruídos gerados após a classificação foi necessário a aplicação do filtro suavização Mediana de máscara de dimensões 3x3. Nesse tipo de filtro, o pixel central da máscara é substituído pela mediana dos seus vizinhos. Sendo um dos filtros de suavização que melhor preservam as bordas da imagem (CRÓSTA, 1992).

## 2.5 VALIDAÇÃO

No total foram obtidos 458 pontos de validação abrangendo todo o Estado, sendo 206 para Habitat e 252 de Não Habitat. Sendo assim, a partir da matriz de confusão gerado o índice de exatidão global, o Kappa e a acurácia do consumidor e do produtor.

O índice de exatidão global informa a possibilidade de uma amostra escolhida ao acaso dentro da classificação estar correta. O Kappa (COHEN, 1960) é o mais amplamente utilizado para validação da mapeamento do uso e cobertura do solo (LIU et al., 2008; AMARAL et al., 2009; GIASSON et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2013; GONÇALVES et al., 2016; RUIZ HERNANDEZ; SHI, 2018; VALE et al., 2018; DINIZ et al., 2019). A acurácia do mapeamento determinada por meio do coeficiente Kappa pode ser classificada na TABELA 6 (LANDIS; KOCH, 1977), que associa a um determinado intervalo de valores Kappa a qualidade da classificação.

Dessa maneira, assim como na matriz de confusão as colunas geradas são as perspectivas do produtor, assim denominada porque a função do produtor de uma base de dados acurada, é tornar mínimas as entradas de classes diferentes na amostra de uma classe. Assim como as linhas são chamadas de perspectivas do consumidor (ou usuário), porque informam que o conteúdo da base de dados realmente significa no terreno (LONGLEY, 2009). A partir disso, é gerada a acurácia do produtor para cada classe (obtida dividindo o total de itens corretamente classificados na classe pelo total de itens reais da classe), a acurácia do consumidor para cada classe (obtida dividindo o total de itens corretamente classificados na classe pelo total de itens classificados nela).

TABELA 6 - INTERVALO DE QUALIDADE DA CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE KAPPA.

Índice Kappa	Qualidade da Classificação
<0,00	Péssimo
0,00 - 0,20	Ruim
0,21 - 0,40	Razoável
0,41 - 0,60	Bom
0,61 - 0,80	Muito Bom
0,81 - 1,00	Excelente

FONTE: LANDIS; KOCH (1977)



## 2.6 AJUSTE DOS DADOS

Para a manipulação, ajuste e obtenção das estatísticas os dados foram transformados de formato raster para vetor, por meio da ferramenta “Raster to polygon” do Arcgis 10.5. Com o intuito de obter apenas o mapeamento da formação florestal, foi utilizada a máscara de “Não Floresta” obtida pelo PRODES. Desse modo, para introduzir esse dado na classificação foi utilizado a ferramenta “Erase” e, posteriormente, “Merge” do Arcgis 10.5. Por fim, eliminando a possibilidade de mapeamento de outra tipologia não florestal.

Os polígonos de habitat florestal menores que 0,5 ha foram eliminados da análise, pois, segundo Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2000) floresta é uma área com mais de 0,5 ha, com presença de árvores com mais de 5 m de altura e cobertura de copa acima a 10%, ou árvores capazes de alcançar estes parâmetros in situ, que não estejam predominantemente em uso agrícola ou urbano. Definição considerada também pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB, 2018), o qual definiu como floresta as tipologias de vegetação lenhosas mais próximas da definição da FAO (2000).

A classificação foi posteriormente transformada novamente em raster com 30 metros de resolução, a partir da ferramenta “Raster to polygon” do Arcgis 10.5 para inserção do programa GuidosToolbox (VOGT; RIITTERS, 2017) de análise da paisagem. O dado de entrada no programa GuidosToolbox necessita estar em formato raster do tipo byte (8-bit) e conter duas classes de dados, o foreground (Habitat Florestal), com valor de codificação igual a “2”, e o background (Não Habitat Florestal), com valor de codificação igual “1”, assim como pode conter a classe missing data (regiões onde não há disponibilidade de dados ou RH), com valor de codificação igual a “0”. Logo, sob análise de segmentação é realizada na classe foreground e a classe missing data é ignorada durante o processo (LUZ et al., 2018).

## 2.7 ANÁLISE DA PAISAGEM NO SOFTWARE GUIDOSTOOLBOX

### 2.7.1 Análise morfológica de padrões espaciais

O MSPA realiza a segmentação em uma imagem binária (valor de codificação 1 para *background*, 2 para o *foreground*, 0 para o *missing data*) para detectar e

localizar classes de recursos morfométricos mutuamente exclusivos que descrevem a forma, a conectividade e o arranjo espacial do *foreground* (VOGT; RIITTERS, 2017). O *foreground* é a classe Habitat Florestal, o *blackground* o Não Habitat Florestal e no *missing* foi inserido os RH mapeados no estado.

Para dar início à análise foi necessário definir o parâmetro de conectividade do *foreground*, adotando-se o valor padrão de oito vizinhos, o qual indica o número de pixels vizinhos considerados na análise de conectividade. O segundo parâmetro a ser definido é a largura de borda, denominada no aplicativo como *Edge Width Parameter*. A largura de borda do fragmento foi estabelecida para o presente trabalho em 120 metros, equivalendo em imagens Landsat que possuem resolução espacial de 30 metros uma largura de borda de 4 pixels. Desta forma, considerando que as mudanças mais expressivas na fragmentação da Florestal Amazônica, a maioria dos efeitos de borda, ocorrem a 100 m das margens da floresta (LAURANCE et al., 1998; COCHRANE; LAURANCE, 2002).

Dois outros parâmetros foram habilitados: pixels de transição (*Transition*), o qual a partir da habilitação as conexões detectadas (pixels de borda ou perfuração) sejam ilustradas e *Intext*: este parâmetro habilitado distingue feições internas (bordas de clareiras) de externas, diferenciando as bordas de clareira (perfurações) e bordas externas da mancha.

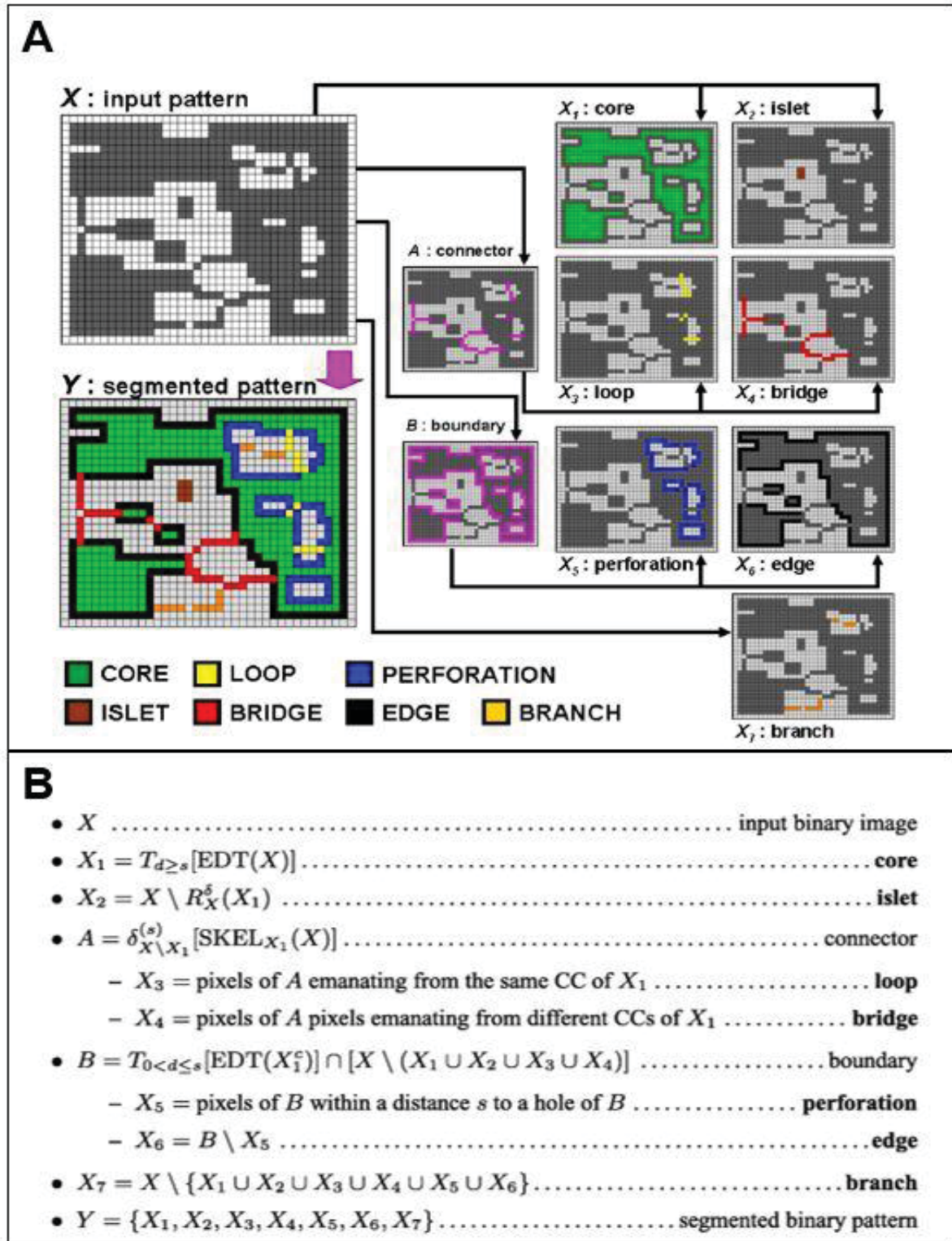
O MSPA gerou 7 classes de recursos morfológicos: *Core* (Habitat Interior), *Islet* (Ilha de Vegetação), *Perforation* (Bordas de clareira), *Edge* (Bordas Externas), *Loop* (Alça), *Bridge* (Ponte), *Branch* (Ramificação) (FIGURA 18). A segmentação morfológica de padrões binários realizado na imagem como todas as etapas são descritas é apresentada na FIGURA 19.

FIGURA 18 - CLASSES DE RECURSOS MORFOLÓGICOS DA MSPA GERADAS DENTRO DO SOFTWARE GUIDOSTOOLBOX.



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 19 - EM A SEGMENTAÇÃO MORFOLÓGICA DE PADRÕES BINÁRIOS: PADRÃO BINÁRIO DE ENTRADA-  $X$ , ETAPAS INTERMEDIÁRIAS-  $X_i$  E SEGMENTAÇÃO RESULTANTE-  $Y$ . EM B ETAPAS SUCESSIVAS DE PROCESSAMENTO (O NOME DAS 7 CLASSES ESTÁ EM NEGRITO): OPERADOR DE LIMIAR ( $T$ ), TRANSFORMAÇÃO À DISTÂNCIA EUCLIDIANA (EDT), RECONSTRUÇÃO POR DILATAÇÃO DE  $X$  USANDO  $Y$  COMO SEMENTE ( $R_X^{\delta}(X_1)$ ), ESQUELETO ANCORADO DE  $Y$  USANDO  $X$  COMO CONJUNTO DE ÂNCORAS ( $SKEL_{X_1}(X)$ ), DILATAÇÃO GEODÉSICA DE  $Y$  EM RELAÇÃO A  $X$  ( $\delta_X(Y)$ ).



FONTE: SOILLE; VOGT (2009).

Os quatros índices de padrões morfológicos do hábitat adimensionais são expressos em percentagem, que variam de 0% a 100% (LUZ et al., 2018):

- a. Habitat interior: são com cobertura arbórea e/ou arbustiva, contempladas pelas classes, localizadas além da distância de 120 metros de borda do não habitat. Corresponde à classe de habitat interior na análise MSPA.
- b. Ilha de vegetação: são áreas de cobertura arbórea e/ou arbustiva potencialmente vulneráveis a desaparecer devido à sua forma e tamanho (geralmente pequenas e/ou alongadas). Isto é, dependendo do contexto da paisagem em que se encontram, podem servir como as chamadas *stepping stones* para a polinização e dispersão de espécies entre as áreas centrais dos fragmentos. Corresponde à classe *islet*, na análise MSPA.
- c. Borda: são as áreas mais vulneráveis à penetração de espécies invasoras e contemplam características de borda, ou seja, efeitos de borda. Corresponde aos primeiros 120 metros dos fragmentos ou clareiras na floresta, além disso, equivale ao agrupamento das classes *perforation* e *edge* (borda de clareira e bordas do fragmento) da análise MSPA.
- d. Conectores e ramificações: áreas que representam conexões estruturais entre as partes internas de um fragmento, as quais podem atuar como corredores de biodiversidade. Sendo assim, corresponde ao agrupamento das classes *loop*, *bridge* e *branch*.

Em uma análise mais detalhada do Core (habitat interior), dividiu-se os habitats interiores em 13 classes de tamanho, 12 abaixo de 5.000 ha e 1 acima de 5.000 ha, ao considerar que manchas de maior resistência a conservação em florestas tropicais são aqueles maiores que 5.000 ha (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003).

Portanto, as áreas rigorosamente protegidas, as UC, administradas no âmbito federal, estadual e municipal, as TI e a região fora dos limites das UC e TI constituem os três contextos examinados no trabalho.

## 2. 7. 2 Conectividade da paisagem

Dentro do programa GuidosToolbox são geradas métricas para analisar a conectividade estrutural da paisagem a partir dos resultados MSPA. A conectividade da paisagem tem como intuito avaliar, dentre as habitat interior ou core, verificar todas

as conexões existentes desses fragmentos, isto é, representadas pela classe conhecida como ponte ou bridge. As bridges conectam, no mínimo, dois diferentes fragmentos com core. Desta forma, a partir da teoria dos grafos formando uma “rede” composta de áreas de habitat interior (“nós”) e links (“conexões” entre áreas de habitat interior diferentes).

Desse modo, ao gerar os componentes da rede (NW Components) na paisagem, obteve-se o Índice de Área Conectada Equivalente (ECA) absoluta e relativa para duas paisagens em estudo. O ECA aborda disponibilidade de habitat é baseado em rede para realizar a análise de mudanças na paisagem e seu potencial impacto na conectividade ecológica (SAURA; ESTREGUIL; et al., 2011). O ECA (Equação 1) é medido em unidades de área a partir da raiz quadrada da probabilidade de conectividade numérica PCnum, a conectividade geral da rede. O ECA relativo é expresso em percentual, com respeito ao ECMax, quando todos os componentes estão totalmente conectados (LUZ et al., 2018).

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

ECA = Índice de Área Conectada Equivalente

a= área do nó do componente

p<sub>ij</sub>= probabilidade de dispersão direta entre os fragmentos "i" e "j"

ECA é um índice fundamentado em rede que considera a área conectada existente dentro dos fragmentos de habitat, o fluxo estimado de dispersão entre os diferentes fragmentos de habitat na paisagem (correspondente ao produto  $a_i a_j p_{ij}^*$  quando  $i \neq j$  e  $i$  e  $j$  são os pontos de partida ou de término desses fluxos) e a contribuição de trechos e ligações como trampolins ou elementos de conexão que sustentam a conectividade entre outras áreas de habitat (SAURA; RUBIO, 2010).

O valor de ECA coincidirá com a área de habitat existente na paisagem quando todo o habitat estiver confinado em um único fragmento de habitat (sem fragmentação) ou quando o habitat for dissecado em diferentes fragmentos, mas houver uma conectividade máxima entre fragmentos, de forma que  $p_{ij}^* = 1$  para cada par de manchas (SAURA; ESTREGUIL; et al., 2011).

O modelo de importância dos nós e conexões é realizado após o cálculo dos componentes da paisagem (NW Components), para ativação do comando Node/Link

Importance, permitindo calcular a importância da conectividade do todo e de cada nó e todo e cada conexão da rede a partir do índice denominado Diferença de Probabilidade da Conectividade (dPC), em inglês, delta probability of connectivity derivam da análise do MSPA. Os valores de dPC para cada nó e conexão são calculados com base no decréscimo de conectividade que seria verificado para uma determinada paisagem com a remoção do referido nó ou conexão (LUZ et al., 2018). Quanto maior o valor de dPC, maior a importância do nó ou conexão avaliada. A partir do modelo derivam três índices, dados em valores percentuais (LUZ et al., 2018).

- dPC total: corresponde à somatória dos dPCs de todos os nós e conexões existentes na paisagem.
- dPC do habitat: corresponde à somatória dos dPCs de todos os nós (áreas de habitat interior) existentes na paisagem.
- dPC das conexões: corresponde à somatória dos dPCs de todas as conexões existentes na paisagem.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VALIDAÇÃO

A validação (TABELA 7) foi realizada na classificação do uso e cobertura do solo em duas classes, Habitat Florestal e Não Habitat Florestal, com 458 pontos. A classificação obteve uma índice global de 0,94, ou seja, existe 94% de chances de um ponto aleatoriamente jogado na classificação corresponda a classe correta, e também um índice Kappa de 0,88, considerado excelente pelo intervalo de qualidade da classificação (COHEN, 1960). Quanto a acurácia do consumidor e produtor apresentaram-se altas nas duas classes.

TABELA 7 - VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DO SOLO EM HABITAT E NÃO HABITAT.

		Real		
		Habitat	Não Habitat	Total
Classificação	Habitat	184	5	189
	Não Habitat	22	247	269
	Total	206	252	458
Acurácia do consumidor		0,97	0,92	
Acurácia do produtor		0,89	0,98	
Índice Global			0,94	
Índice Kappa			0,88	

FONTE: A Autora (2020).

### 3.2 ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS DO ESTADO DE RONDÔNIA COM A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS REGENERADAS E SEM A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS REGENERADAS

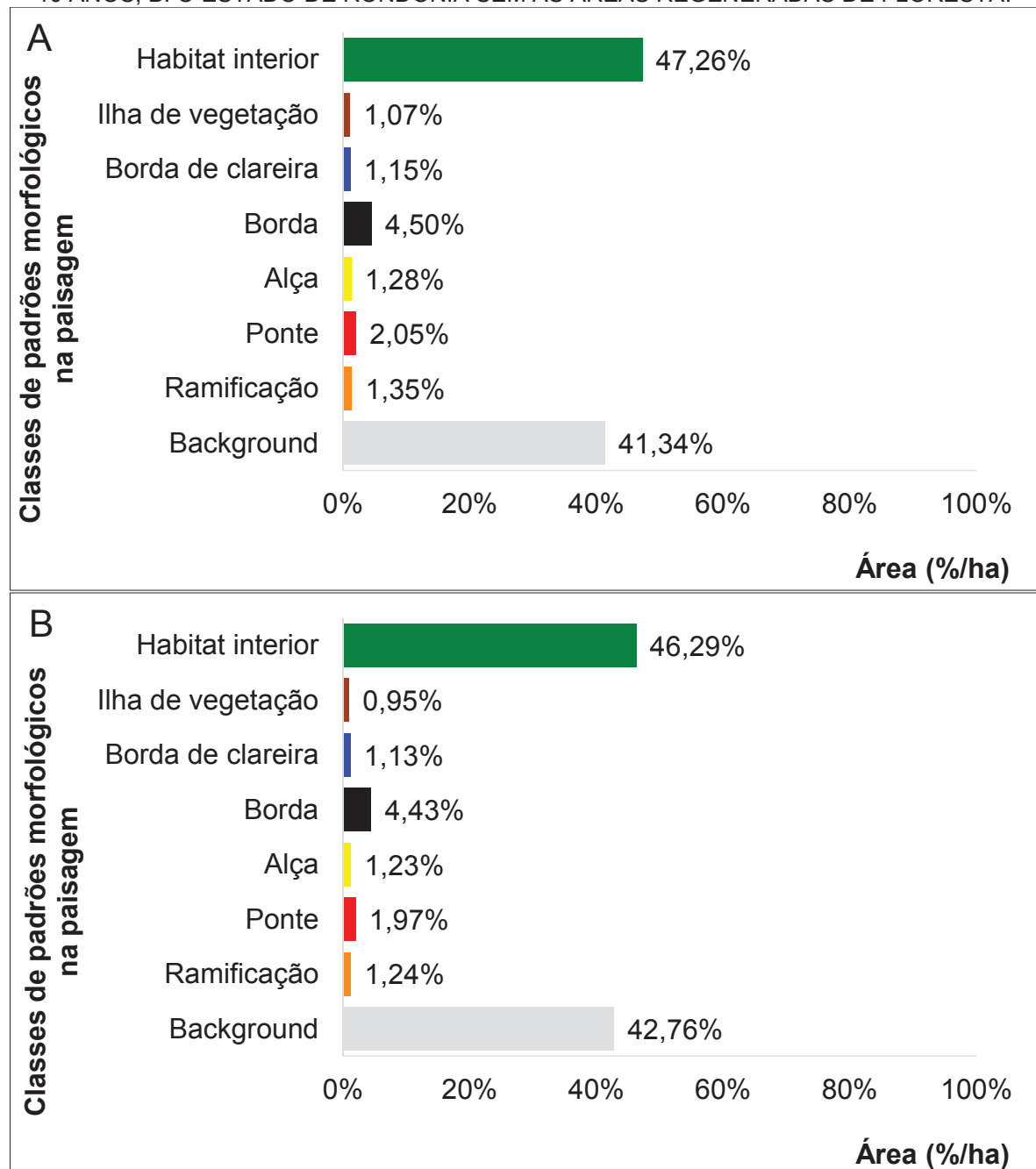
O estado de Rondônia apresentou avanço na sucessão florestal no período de 10 anos e possui áreas regeneradas com vegetação arbórea e arbustiva; a MSPS foi realizado no estado de Rondônia com a contribuição dessas áreas regeneradas de 10 anos e sem a contribuição das áreas de regeneração. Assim foi feita a quantificação das 7 classes que compõem MSPS e os quatro índices de padrões morfológicos do habitat na paisagem com as áreas de regeneração e na paisagem sem as áreas de regeneração, assim como a distribuição por tamanho de habitat interior das manchas, tendo o estado de Rondônia como paisagem em estudo (FIGURA 22).

O estado de Rondônia ao considerar as áreas com regeneração, possui 47,26% de seu território composto por habitat interior, ou seja, áreas com composição florestal livres dos efeitos de borda mais expressivos, 41,34% de blackground, região antropizadas e com outra tipologia vegetal, aproximadamente 1% de ilhas de vegetação, manchas de vegetação sem habitat interior, as bordas das manchas de floresta compõem 4,5% e as bordas das clareiras compõem 1,15% da paisagem e 2% de conexões estruturais entre os habitats interiores, ou seja, corredores ecológicos (FIGURA 20).

Ao remover as áreas de regeneração desenvolvidas em 10 anos há uma diminuição do habitat interior de aproximadamente 1%, o blackground aumenta para 42,76%, e todas as outras classes que compõem o MSPS diminuem em quantidade. No entanto, as porcentagens de área dessas classes permaneceram próximas aos valores com a presença das áreas regeneradas (FIGURA 20).



FIGURA 20 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.

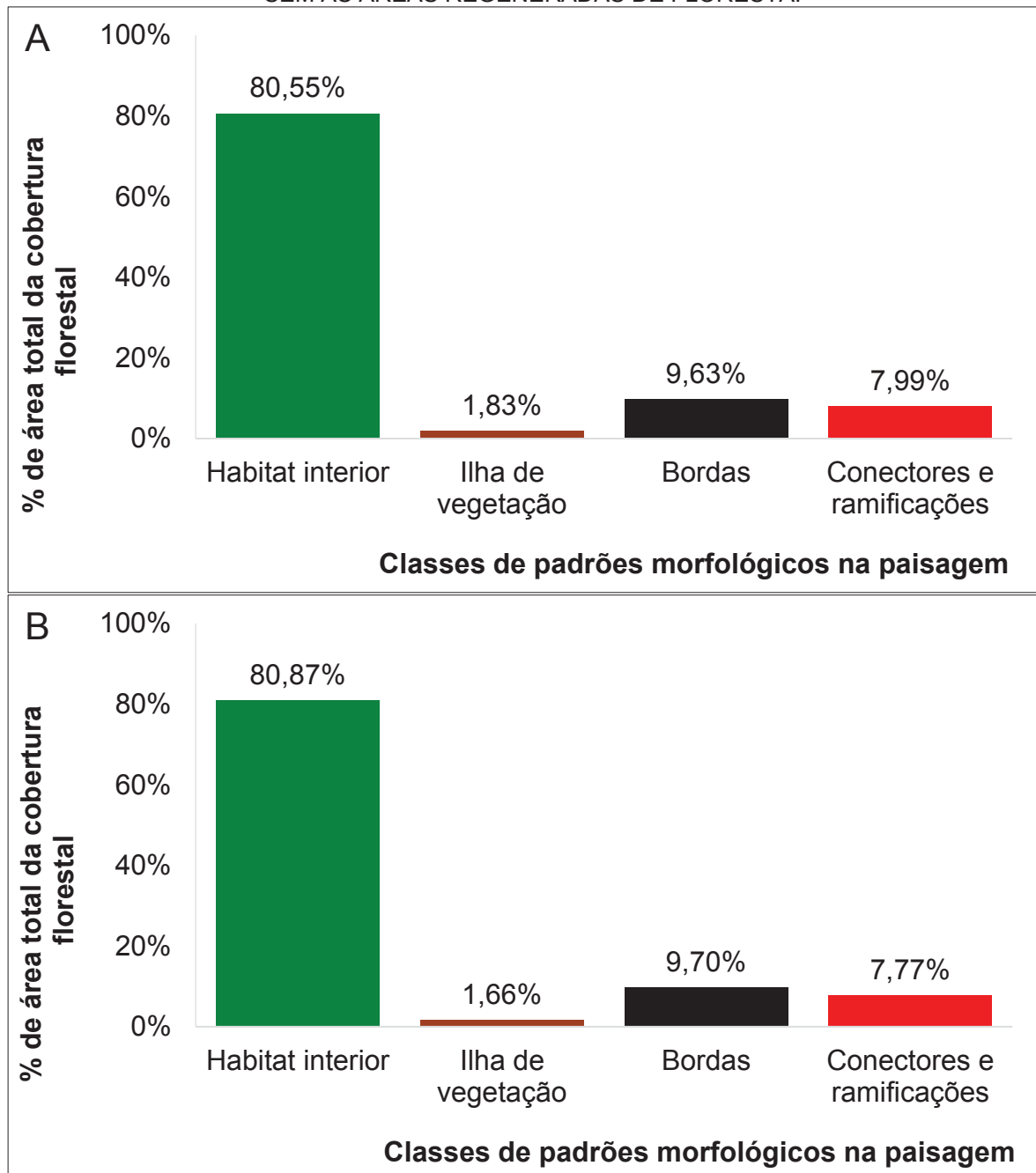


FONTE: A autora (2020).

Os índices de padrões morfológicos do hábitat consideram apenas as manchas de floresta. Constatou-se que o incremento das áreas de regeneração não acrescentou grandes mudanças nos índices de padrão morfológicos na paisagem. As duas paisagens, com as áreas de regeneração e sem as áreas de regeneração do estado de Rondônia apresentam mais de 80% de habitat interior, cerca 9,7% das manchas de floresta é composta por borda, aproximadamente 8% das manchas são

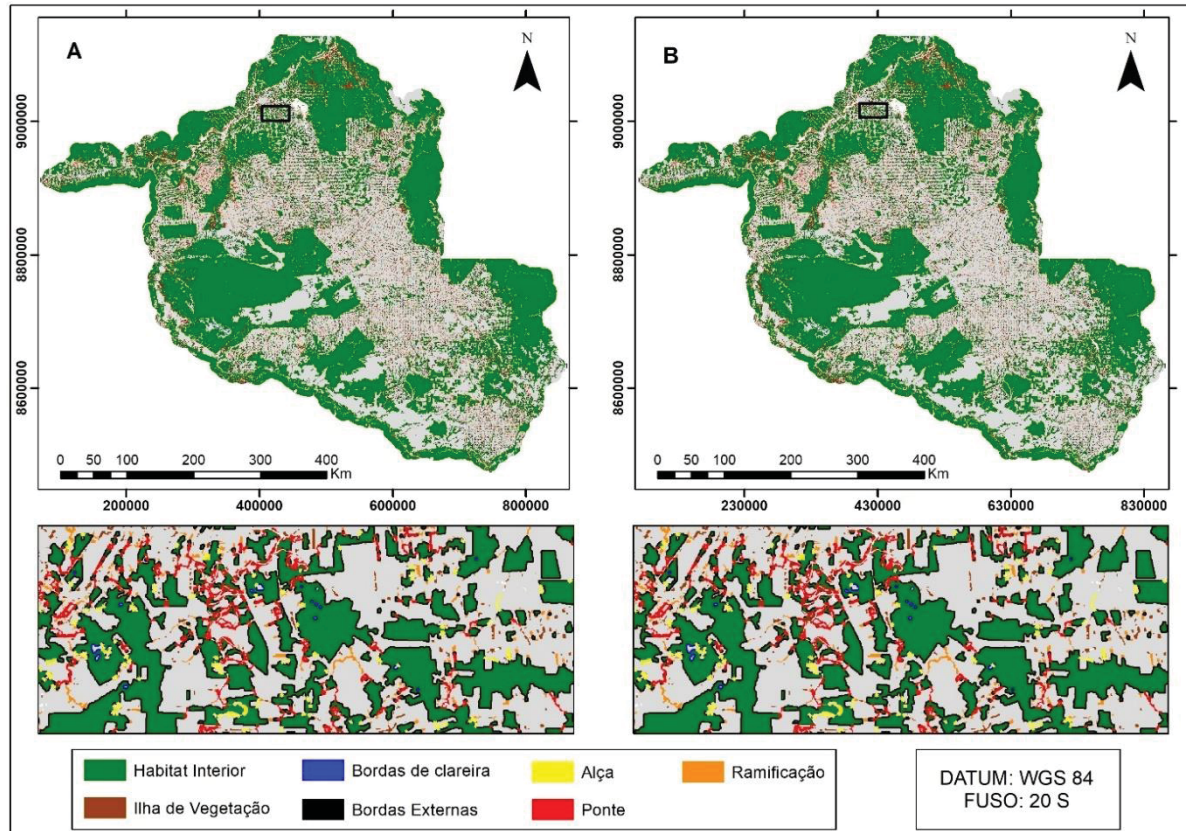
conectores e ramificações e as manchas de ilha de vegetação tem 1,83% da classe nas áreas de regeneração e 1,66% da classe nas áreas sem regeneração (FIGURA 21).

FIGURA 21 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 22 - CLASSES DO MSPA NA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



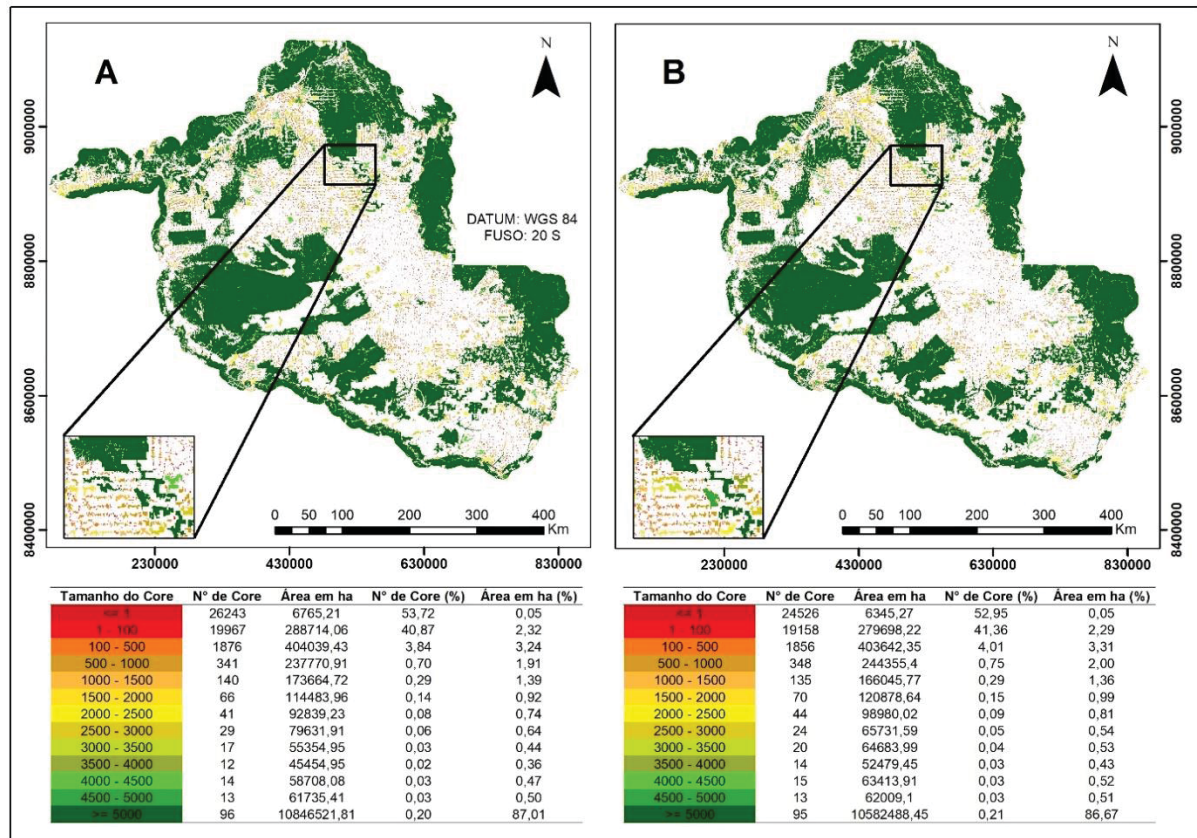
FONTE: A autora (2020).

O índice de Padrão morfológico de maior representatividade na paisagem foi o habitat interior ou core. A distribuição por quantidade e tamanho de área nas duas paisagens em estudo é apresentada na FIGURA 23. Como anteriormente abordado não foi observado uma grande mudança no valor em área absoluto de habitat interior no estado de Rondônia com as áreas de regeneração e sem as áreas de regeneração, e continuou não sendo expressiva na divisão por faixa de tamanho do habitat interior que, em geral, teve uma oscilação de número e tamanho de habitat interior nas 13 faixas de tamanho das duas paisagens, apresentando diferença mais expressiva em área na faixa acima de 5.000 ha.

As duas paisagens apresentam mais de 50% do número de habitat interiores menores que 1 ha, que representa apenas 0,5% da área total de habitat interior e por volta de 40% do número de habitat interior entre 1 ha e 100 ha, representando em área um pouco mais de 2% do habitat interior. Em contrapartida, a paisagem com as áreas de regeneração possui 87,01% da área de habitat interior com tamanho acima de 5.000 ha que compõem 96 habitats interiores (0,20 % do número de core total) e a paisagem sem as áreas de regeneração possui 86,67 % da área de habitat interior

com tamanho acima de 5.000 ha, compondo 95 habitats interiores (0,21% número de core).

FIGURA 23 - DISTRIBUIÇÃO POR TAMANHO DO HABITAT INTERIOR. A: O ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: O ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

### 3.3 ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS NOS DIFERENTES CONTEXTOS

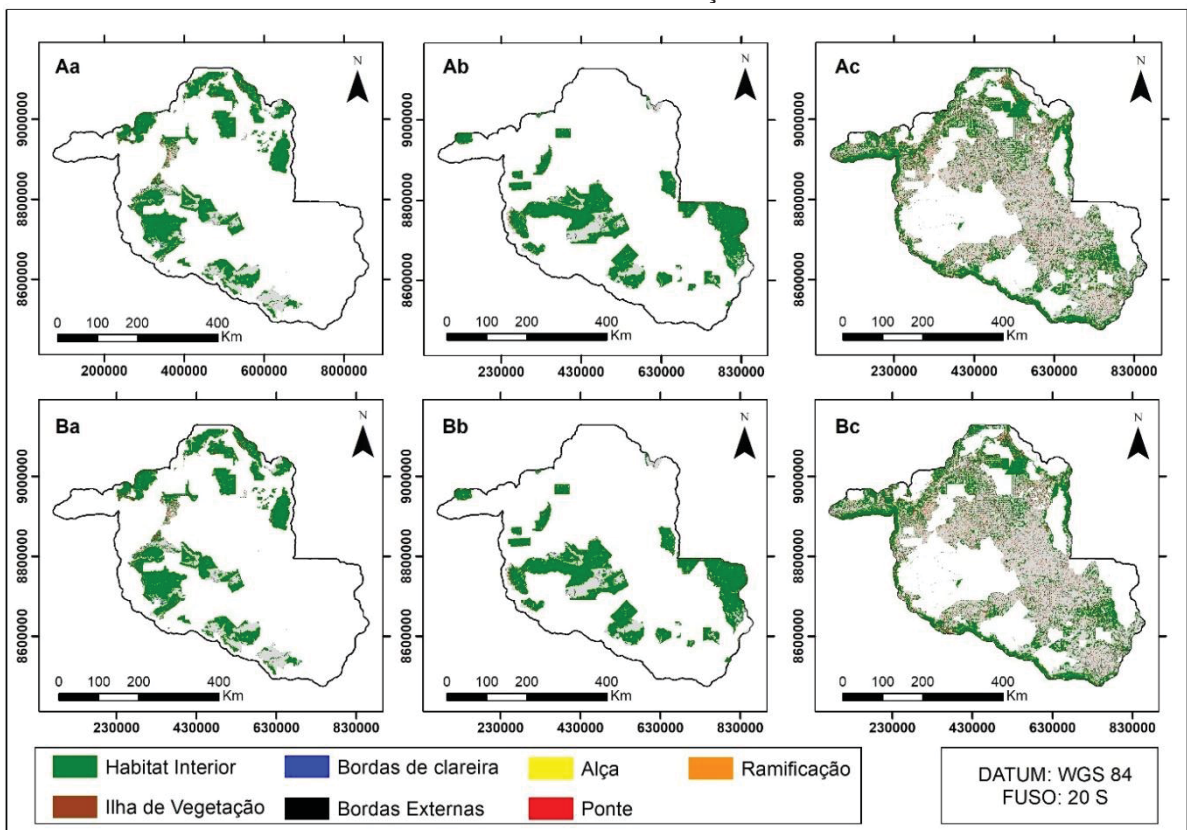
A análise baseou-se em três contextos na paisagem do estado de Rondônia (FIGURA 24): nas UC, nas TI e nas áreas não protegidas. As UC são criadas, implantadas e geridas a partir da Lei N° 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000 que institui o Sistema Nacional de UC da Natureza – SNUC, o qual entende-se como UC:

“espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”.

Já as TI é uma propriedade da União do território residida por um ou mais povos indígenas e por eles usada para suas atividades produtivas, indispensável à

preservação dos recursos ambientais indispensáveis a seu bem-estar e necessária à sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições (FUNAI, 2020).

FIGURA 24 - A MSPA NOS TRÊS DIFERENTES CONTEXTOS NA PAISAGEM COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL E SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL. Aa: MSPA NAS UC COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; Ab: MSPA NAS TI COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; Ac: MSPA NAS ÁREAS NÃO PROTEGIDAS COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; Ba: MSPA NAS UC SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; Bb: MSPA NAS TI SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS; Bc: MSPA NAS ÁREAS NÃO PROTEGIDAS SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL DE 10 ANOS.



FONTE: A autora (2020).

Rondônia é composta por 59 UC, ocupando 5.780.397,26 ha, que representa 21,70% do território do estado. As UC com as áreas de regeneração possuem 77,41% de habitat florestal, sendo 71,51% é habitat interior, 1,79% de borda, 1,54% de borda de clareiras, 1,15% de pontes, 0,99% de alças e apenas 0,33% de ramificações e 0,10% de ilhas de vegetação. Semelhantemente, as UC sem as áreas de regeneração possuem 77,23% de habitat florestal, o qual é composto em sua maioria por habitat interior (71,07%), seguido de 1,87% de borda e 1,6% de borda de clareira formada dentro do habitat interior, 1,18% de ponte e 1,06% de alça e em menor quantidade 0,34% de ramificações e apenas 0,11% de ilha de vegetação (FIGURA 25).

Os índices de padrões morfológicos voltam seus resultados apenas para as manchas de habitat florestal, tanto as UC com o incremento das áreas de regeneração, tanto as UC sem as áreas de regeneração apresentaram grande parte de sua vegetação conservada, acima de 92% dos fragmentos de floresta são compostos por habitat interior. As UC com as áreas de regeneração apresentaram um pouco menos de borda e conectores/ramificações, respectivamente 4,3% e 3,2%, com comparação as UC sem as áreas de regeneração, apresentaram 4,49% de borda e 3,33% de conectores/ramificações (FIGURA 26).

Quanto as TI, o estado de Rondônia apresenta 31, inclusive de etnias isoladas, as quais ocupam 5.603.507,73 ha, ou seja, 21,03% do território do estado. As TI com a inclusão das áreas de regeneração florestal e sem as áreas de regeneração florestal apresentaram grande parte de suas áreas composta por habitat florestal, as TI com as áreas regeneração possuem 82,25% e as TI sem as áreas de regeneração possuem 82,11% do seu território composta por habitat florestal (FIGURA 27).

As TI com regeneração são compostas principalmente de habitat interior (78,21%), seguido de bordas de clareiras com 1,48% e 1,18% de bordas e em menor parte por 0,68% de alça, 0,46% de pontes, 0,20% de ramificação e apenas 0,04% de ilhas de vegetação. Assim como as TI sem regeneração são compostas por 77,97% de habitat interior, seguido por 1,5% de bordas de clareira e 1,21% de borda e em menor quantidade 0,72% de alça, 0,47% de ponte, 0,20% de ramificação e em menor parte, 0,04 % de ilha de vegetação (FIGURA 27).

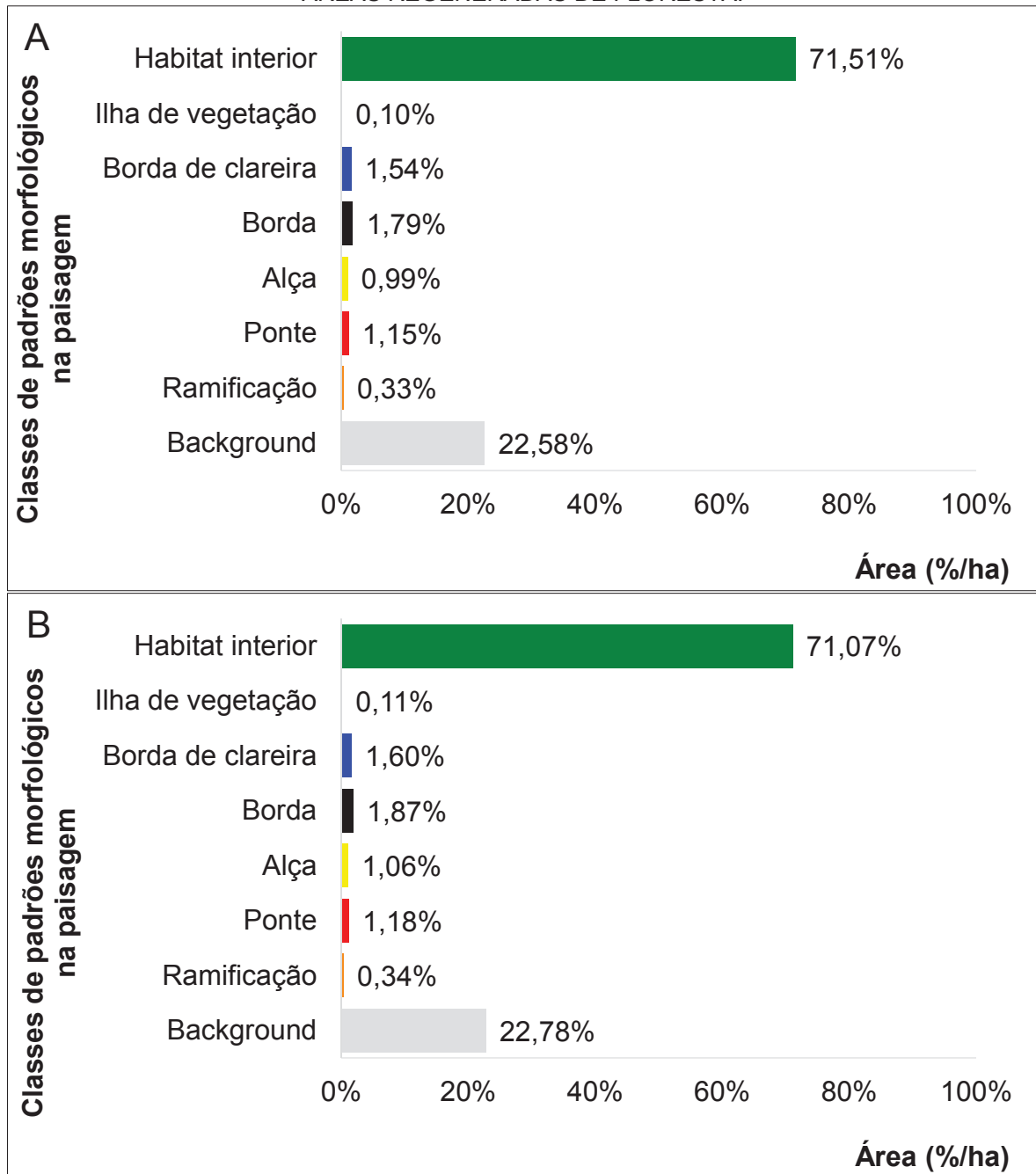
Ao considerar apenas os fragmentos de habitat florestal nos índices de padrões morfológicos, percebe-se que grande parte a área que compõem os fragmentos de habitat florestal é composta por habitat interior. Os fragmentos de floresta nas TI com regeneração são compostos por 95,09% de habitat interior, 3,23% de bordas, 1,63% de conectores e ramificações e apenas 0,05% de ilhas de vegetação. Os fragmentos de floresta nas TI sem regeneração apresentam realidade semelhante, com 94,95% de habitat interior, 3,31% de bordas, 1,69% de conectores e ramificações e apenas 0,05% de ilha de vegetação (FIGURA 28).

O MSPA fora dos limites das UC e TI do estado de Rondônia apresenta resultados bem diferentes do MSPA no estado inteiro, nas UC e nas TI. Essa região é acometida por maior interferência antrópica. Apresenta menor área de habitat florestal nas duas paisagens, 45,2% de habitat florestal com o incremento das áreas

regeneração florestal e 43,03% de habitat florestal sem o incremento das áreas de regeneração florestal. Diminui também a área ocupada por habitat de interior, apenas 30,04% de habitat interior na região com o incremento das áreas de regeneração florestal e 28,71% de habitat interior na região sem o incremento das áreas de regeneração. Do mesmo modo, apresenta maior participação da maioria das outras classes do MSPA, como as bordas externas, a região com as áreas de regeneração apresentou 6,34% de habitat florestal de borda e a região sem as áreas de regeneração apresentou 6,19% de habitat florestal de borda externa. Assim como apresenta maior quantidade em área de ilhas de vegetação, 1,67% da área na região com a regeneração florestal e 1,47% na região sem a regeneração florestal (FIGURA 29).

Ao considerar apenas as manchas de floresta a partir dos índices de padrões morfológicos percebe-se a maior participação das manchas de floresta de bordas, 15,87% na região com as áreas de regeneração florestal e 16,28% na região sem as áreas de regeneração florestal. Assim como maior formação de habitat florestal de conectores e ramificações, 13,87% de conectores e ramificações na região com as áreas de regeneração florestal e 13,55% da região sem as áreas de regeneração florestal. Além disso, nota-se que parte das áreas de regeneração florestal são ilhas de vegetação, tendo um aumento em área dessa classe com o incremento das áreas de regeneração de 0,27% (FIGURA 30).

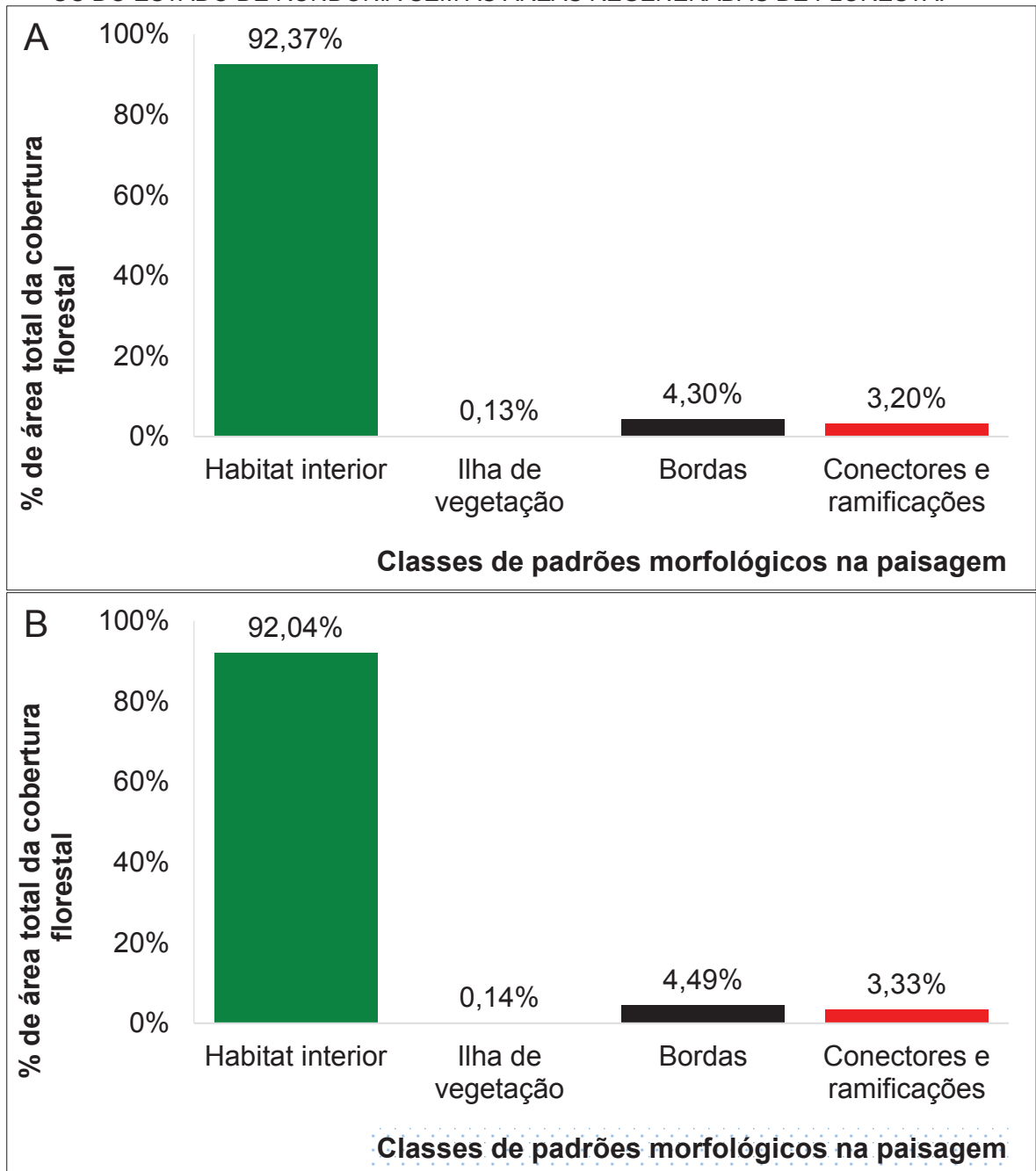
FIGURA 25 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA DENTRO DAS UC NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

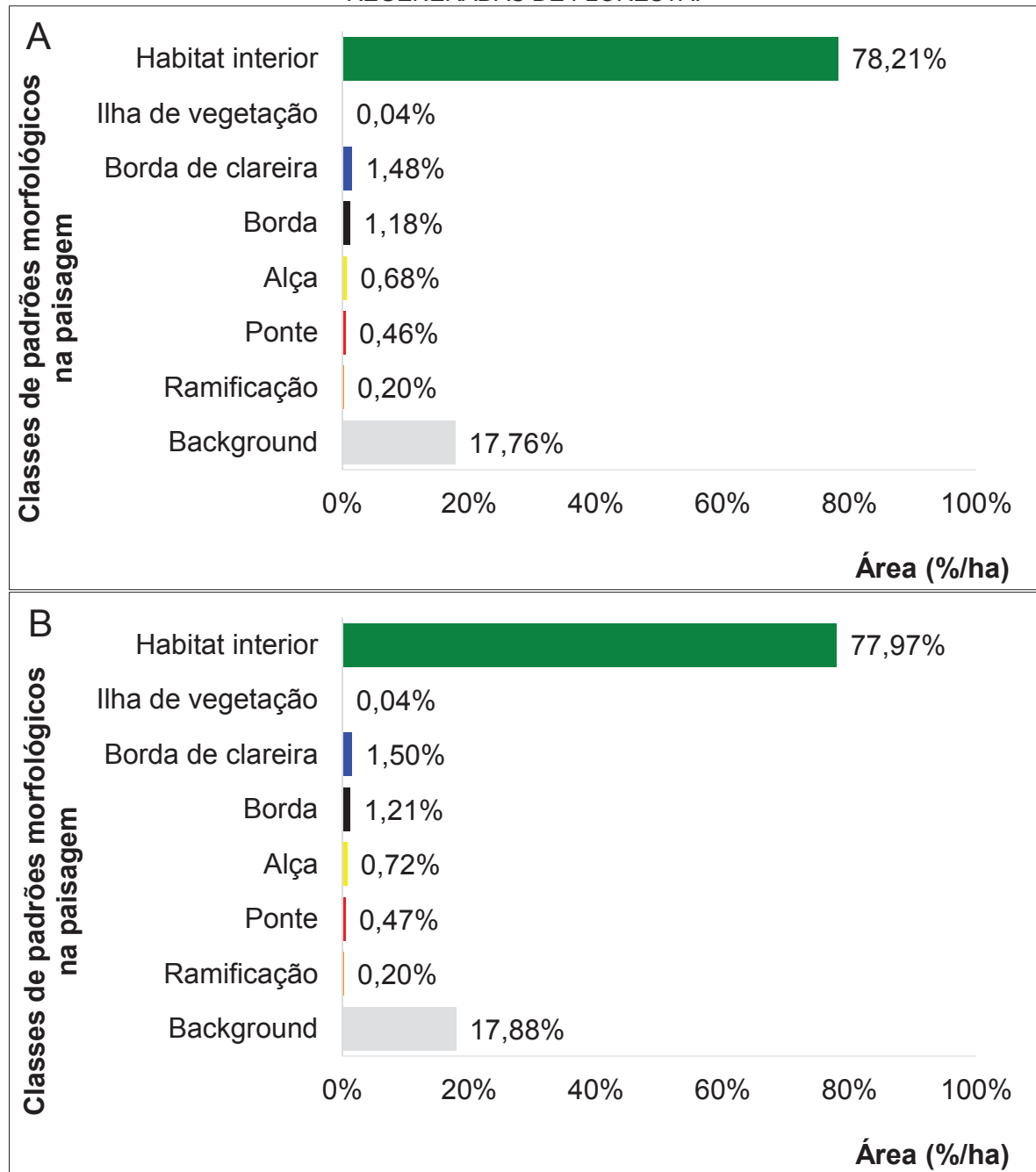


FIGURA 26 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DAS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS UC DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



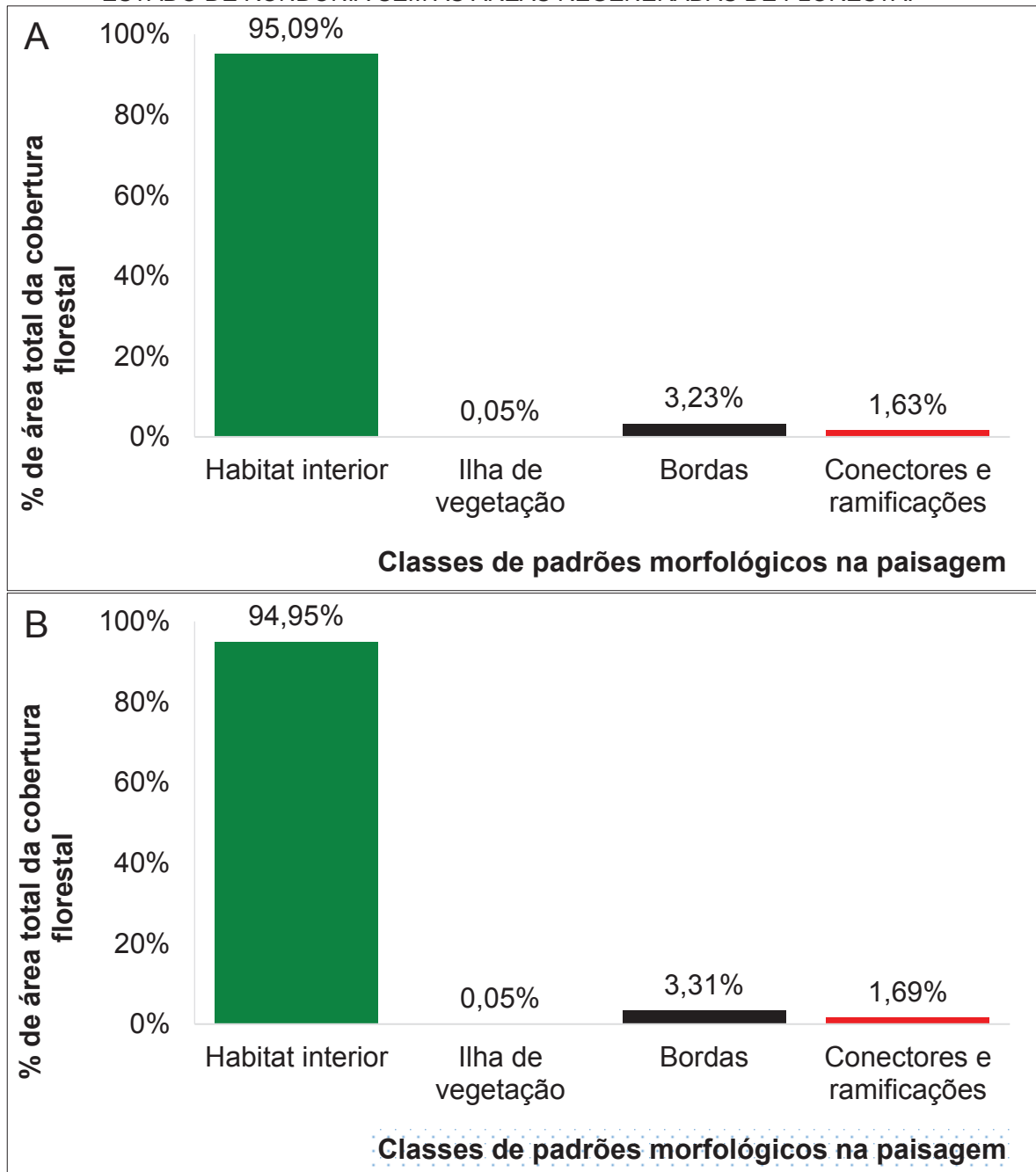
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 27 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA DENTRO DAS TI NA PAISAGEM ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



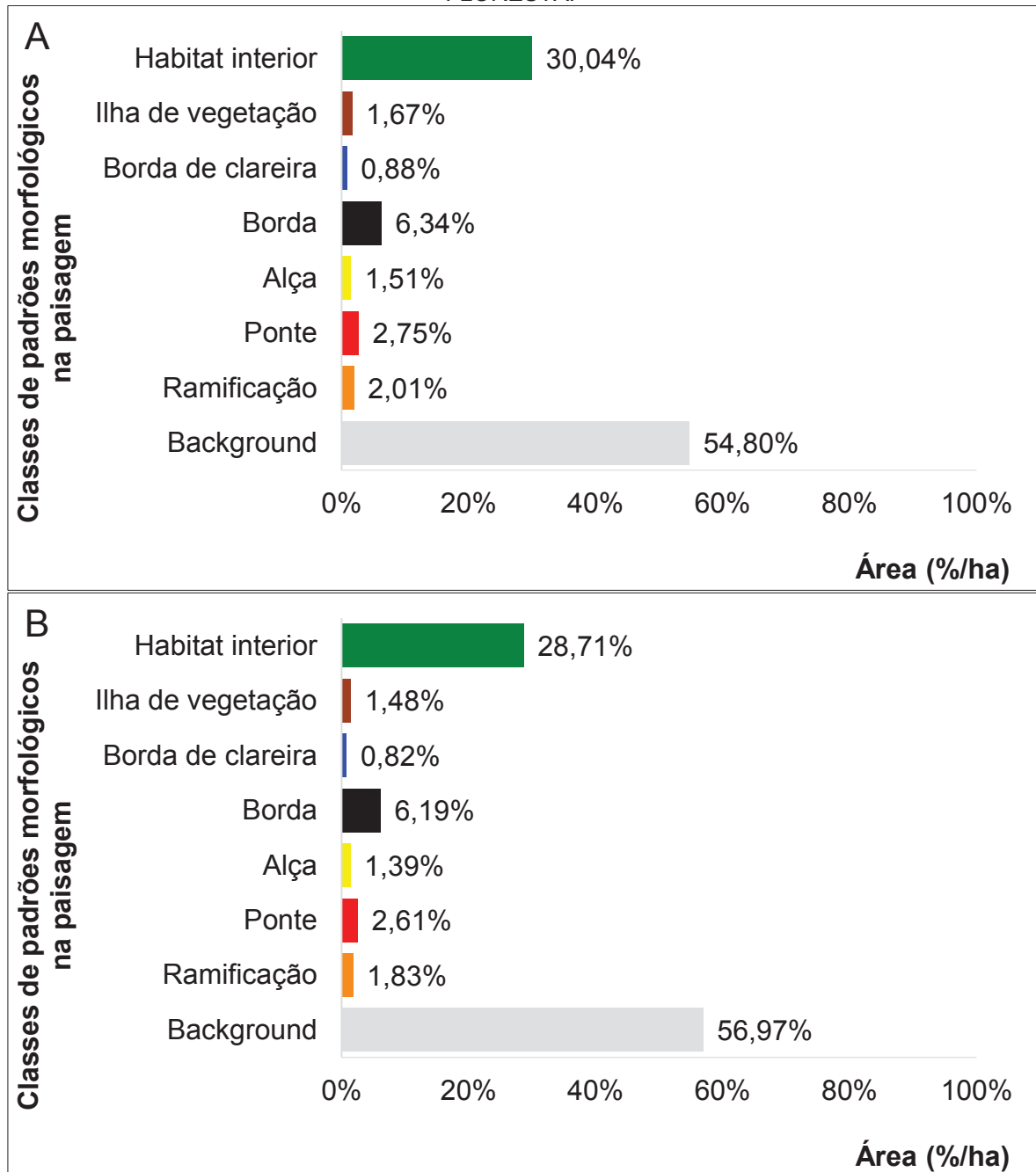
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 28 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA DAS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: AS TI DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



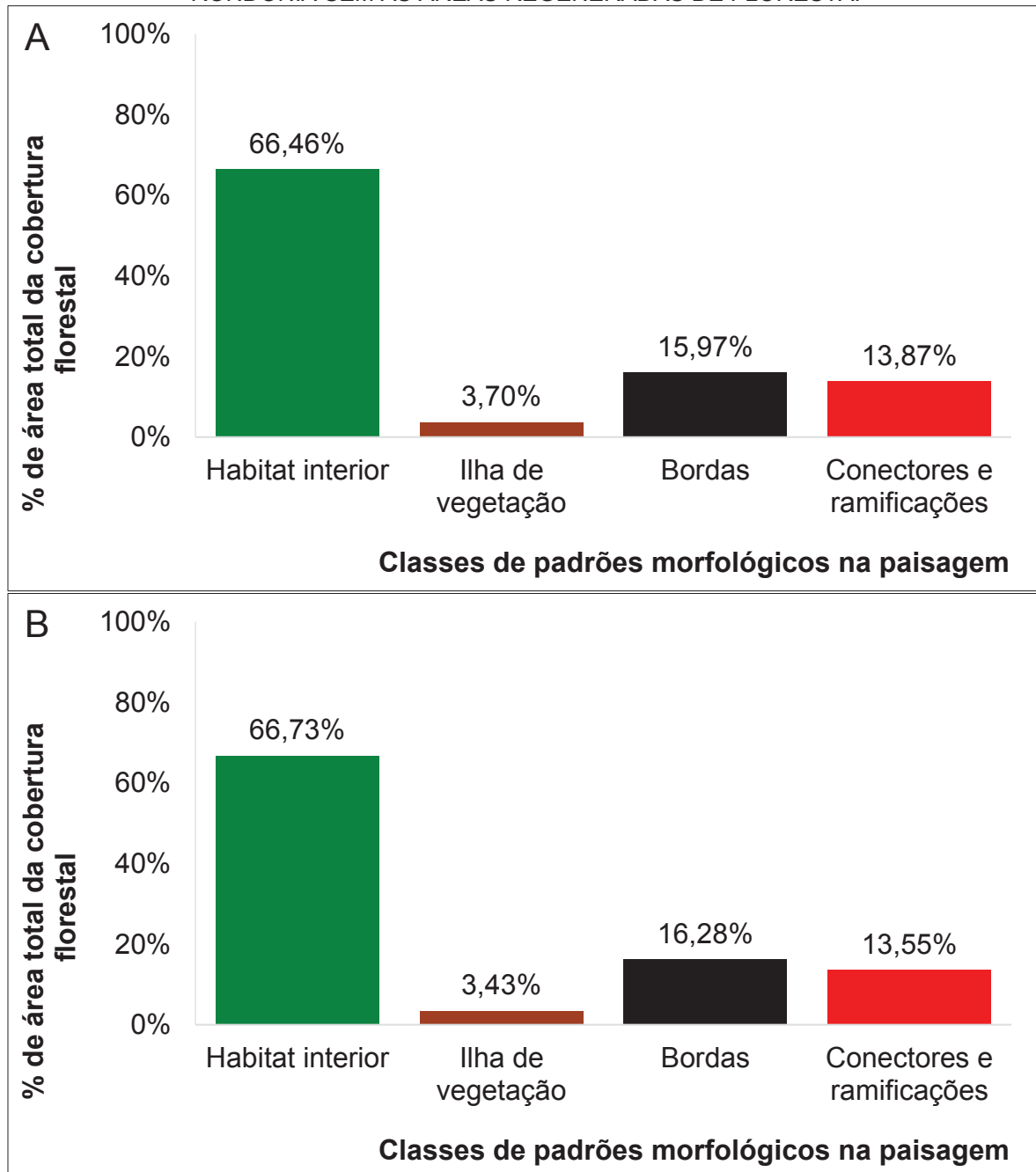
FONTE: A autora (2020).

FIGURA 29 - PORCENTAGEM DE ÁREA DAS CLASSES DO MSPA NA REGIÃO NÃO PROTEGIDAS NA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: A REGIÕES NÃO PROTEGIDAS DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 30 - PORCENTAGEM DE ÁREA DOS ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HÁBITAT GERADOS A PARTIR MSPA NA REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA. A: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: A REGIÃO NÃO PROTEGIDA DO ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

### 3.4 CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM

O estudo da conectividade é feito com base em duas classes do MSPA, o habitat interior e a ponte, juntas estruturalmente formam os componentes da rede, nós e links. O estado de Rondônia apresenta na paisagem com as áreas de regeneração 13.102 componentes e dentre eles 7.239 (55,25% dos fragmentos) componentes sem links, ou seja, sem corredores estruturais, são estruturalmente isolados na paisagem. Assim como apresenta na paisagem sem as áreas de regeneração 12.974 componentes e dentre eles 7.108 (54,79 dos fragmentos) componentes sem links, ou seja, sem corredores estruturais, são estruturalmente isolados na paisagem.

A quantidade de habitat interior e pontes na paisagem serviu como base para o cálculo do ECA. Assim, calcular a contribuição do incremento das áreas de regeneração florestal de 10 anos na conectividade do estado inteiro, as áreas de regeneração contribuíram 1% no ECA relativo, apresentando um ganho de 8.166,80 ha na conexão do habitat (TABELA 8).

TABELA 8 - PAISAGEM A: ESTADO DE RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO DO HABITAT FLORESTAL DE 10 ANOS; PAISAGEM 2: ESTADO DE RONDÔNIA SEM AS ÁREAS DE REGENERAÇÃO DO HABITAT FLORESTAL DE 10 ANOS.

Índices	Paisagem A	Paisagem B
ECA absoluto (ha)	154.445,18	146.278,38
ECA relativo (%)	37	36

FONTE: A Autora (2020).

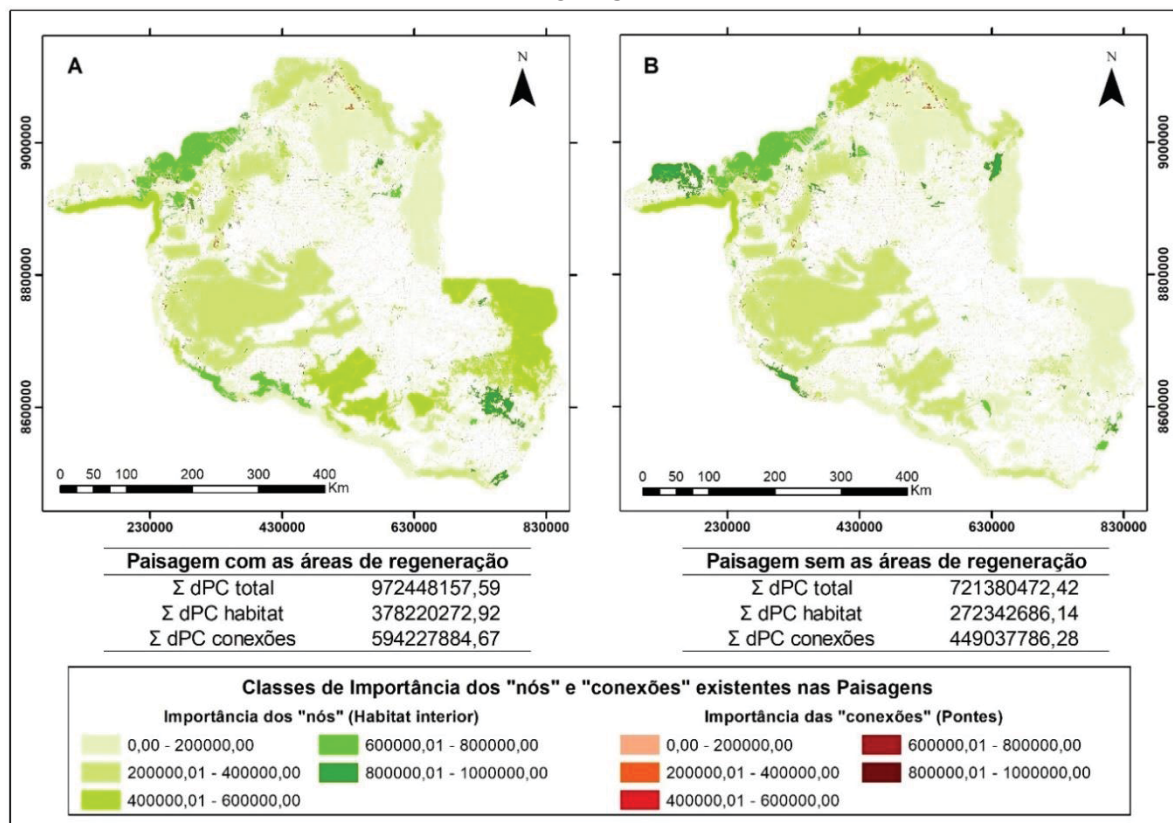
O programa *GuidosToolbox* calcula o modelo de conectividade da paisagem, resultado apresentado na FIGURA 31. O modelo apresenta os nós (habitat interior) e as conexões (pontes) presentes nas duas paisagens em estudo, a paisagem com as áreas de regeneração de 10 anos e a paisagem sem as áreas de regeneração de 10 anos, e a respectiva graduação em termos de importância na paisagem, de acordo com o dPC, oriundo da análise MSPA.

Visualmente é possível observar na graduação do índice em cinco intervalos uma diferença de importância de conectividade dos nós com o crescimento das áreas de regeneração. Na paisagem A que possui as áreas de regeneração, alguns nós de grandes dimensões passaram a possuir maior importância na conectividade da paisagem, assim como a soma dos dPC do habitat, que é a somatória dos dPC de todos os nós, a paisagem A teve um aumento do índice de 105.877.586,77.

Visualmente não é possível verificar as mudanças na importância das conexões com o crescimento das áreas de regeneração, apenas afirmar que existe uma grande concentração de conectores na parte Norte do estado com grande importância. No entanto na somatória do dPC de todas as conexões, a paisagem A com as áreas de regeneração teve um aumento de 145.190.098,4 no índice.

A somatória do índice dPC do habitat e conexões apresenta um aumento com o crescimento das áreas de regeneração no índice de 251.067.685,17. Assim demonstrando que as áreas de regeneração apresentaram diferença na importância da conectividade da paisagem positiva visualmente e com o aumento do índice dPC.

FIGURA 31 - MAPA DE IMPORTÂNCIA DO NÓ OU CONEXÃO. A: RONDÔNIA COM AS ÁREAS DE FLORESTA REGENERADAS EM 10 ANOS; B: RONDÔNIA SEM AS ÁREAS REGENERADAS DE FLORESTA.



FONTE: A autora (2020).

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 O PADRÃO MORFOLÓGICO ESPACIAL DO ESTADO DE RONDÔNIA E A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NA MELHORIA DOS ÍNDICES NO PADRÕES MORFOLÓGICOS DO HABITAT

A manutenção ou aumento da quantidade de habitats em si devem ser uma prioridade para o planejamento de conservação (VILLARD; METZGER, 2014). A disponibilidade de habitat tende a aumentar exponencialmente à medida que a cobertura florestal aumenta (CROUZEILLES et al., 2014). O estado de Rondônia no período de 10 anos apresentou áreas de regeneração de habitat florestal, a contribuição dessas áreas de regeneração em si é sempre benéfica, mas sua distribuição e localização quanto bem arranjada pode contribuir para conservação, aumento de habitat interior e conexão estrutural ou funcional da paisagem. O ganho de área de habitat tem grande impacto quando ocorre próximo ou adjacente a fragmentos de habitat ou quando contribuem como trampolim entre manchas de floresta.

O estado de Rondônia não apresentou diferença expressiva entre as classes do MSPA com o incremento das áreas de regeneração de 10 anos, assim como não aumentou muito os índices de padrões morfológicos do hábitat com o incremento da regeneração do período, aparentemente mostrando-se insuficiente as áreas de regeneração na melhoria expressiva do padrão morfológico espacial em todo estado. A maior mudança ocorreu fora das UC e TI, onde as manchas de regeneração de habitat florestal contribuíram mais expressivamente para paisagem, aumentando a área de habitat interior nesse contexto, no entanto nota-se um crescimento também em ilhas de vegetação, assim, constatando que parte dessas manchas de floresta regeneradas se desenvolveram isoladamente, sem conexão estrutural, assim, contribuindo menos para conectividade estrutural, no entanto, servem de trampolins entre uma mancha e outra para alguns grupos de espécies.

O estado apresenta em sua estrutura grande quantidade de número de pequenas manchas de habitat florestal e pequena quantidade de manchas grandes, as quais são constituídas em maior parte por habitat interior. No entanto, as manchas grandes constituem grande parte em área habitat florestal, portanto, é benéfico para a paisagem porque grandes fragmentos de vegetação natural são as únicas estruturas



em uma paisagem que protegem os aquíferos e as redes interconectadas de córregos, sustentam populações da maioria das espécies do interior, fornecem cobertura de fuga para maioria dos vertebrados locais e apresentam regimes de perturbações naturais de uma floresta (FORMAN, 1995). Somente grandes áreas florestais são mais capazes de conservar e estimular a biodiversidade (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003).

Os pequenos fragmentos de habitat florestal estão presentes no contexto fora das UC e TI, servindo de trampolins, os quais segundo Forman (1995) são importantes para a dispersão ou recolonização de espécies, no entanto, os benefícios que as pequenas manchas oferecem são diferentes das grandes manchas e devem ser consideradas como um complemento, nunca como substituto de fragmentos grandes. Considerada uma paisagem bem conservada, ao ser formada por grandes manchas de vegetação em conjunto com pequenas manchas espalhadas por toda a matriz (FORMAN, 1995; RÖSCH et al., 2015).

Rondônia apresenta uma configuração semelhante com o estudo realizado em toda a Amazônia por Broadbent et al (2008), o qual constatou que grande parte dos fragmentos de floresta na Amazônia são pequenos, no entanto, maior parte das floresta intactas encontra-se em manchas contíguas, ou seja, grande manchas de habitat florestal em pequeno número e pequenas manchas de habitat florestal em grande número que contribui pouco em área florestal. Assim, considerada segundo Forman (1995); Rösch et al. (2015) uma paisagem bem conservada aquela que apresenta essa característica. Além disso, segundo critérios de Crouzeilles et al (2014) o estado de Rondônia é considerado com alta cobertura nativa (> 50% da paisagem recoberta por habitat).

A classe habitat interior está presente em maior parte dentro das UC e TI, observando um padrão espacial de menor fragmentação e formação de manchas contínuas de habitat florestal com menor presença de conectores e ilhas de vegetação e maior participação de habitat de interior. As florestas protegidas como as UC e TI mitigam o risco de desmatamento (BARBER et al., 2014). As UCs são fundamentais para a conservação da biodiversidade em toda a Amazônia brasileira, assim como seu estabelecimento e manutenção, táticas fundamentais para a proteção contra as pressões e ameaças pelo homem (KAUANO; SILVA; MICHALSKI, 2017). Também não há evidências de altas taxas de desmatamento em TI, em consequência das comunidades indígenas amazônicas serem remotas (BENYISHAY et al., 2017) e

chegam a apresentar a mais eficiente na proteção das florestas (KERE et al., 2017), como no presente estudo. A limitação de acesso é o principal impedimento para o desmatamento na Amazônia (BARBER et al., 2014).

O contexto fora das UC e TI, com influência antrópica direta, apresenta um padrão espacial morfológico diferente. Nessa região se apresenta menos áreas de habitat interior, maior contribuição nas machas de habitat florestal de bordas, maior quantidade de ramificações e conectores e ilhas de vegetação, característica de paisagens mais fragmentada. Assim, a maior fragmentação se faz por conta influência direta das vias de acesso, a qual vem junto com o desmatamento, e conseqüentemente sofre em maior proporção os efeitos de borda nas manchas de floresta. Os fragmentos menores apresentam maior proporção de borda na área (LAURANCE et al., 1998).

Neste contexto, Rondônia apresenta duas realidades, um nível de fragmentação menor dentro das UC e TI e um nível de fragmentação maior nas áreas sem proteção direta, foras das UC e TI. A conservação e restauração do habitat florestal deve seguir dois focos diferentes. Crouzeilles et al (2014) indica que em paisagem com alta cobertura nativa (> 50%) os esforços de conservação devem ser direcionados para manutenção da vegetação, especialmente por meio de grandes reservas. O mesmo autor aborda também que para paisagens com cobertura nativa intermediária (50 a 30%) ações de conservação devem ser complementadas com ações de restauração concentradas em reconectar os fragmentos de habitat para reduzir seu número e isolamento, conseqüentemente aumentando seu tamanho. Assim, melhora a conectividade e protege as florestas remanescentes dos efeitos de borda (BARLOW et al., 2016).

Cochrane; Laurance (2002) confirmam em seu estudo na Floresta Amazônica que a riqueza de espécies está positivamente correlacionada com o tamanho do fragmento e que a floresta intacta possui mais espécies por unidade de área do que fragmentada. Ao seguir as sugestões de conservação apresentados por Crouzeilles et al (2014) justamente com regularização ambiental de proprietários, que estão presentes no contexto fora das UC e TI, auxiliará na conservação da Floresta Amazônica presente no estado de Rondônia.

## 4.2 CONECTIVIDADE DA PAISAGEM DO ESTADO DE RONDÔNIA E A CONTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO NO AUMENTO DA CONECTIVIDADE

Somente a avaliação do padrão espacial da paisagem não é suficiente para analisar a conectividade do estado de Rondônia. Segundo a teoria Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967) o número de espécies deve diminuir com o grau de isolamento de um habitat, ou seja, além do habitat florestal possuir dimensões suficiente para conservação do meio ambiente, a conectividade é crucial para manutenção da biodiversidade. A contribuição na conectividade ocorre quando novos fragmentos de regeneração de habitat estiverem conectados a manchas de habitat já existente anteriormente como parte de um corredor descontínuo ou contínuo ou trampolim entre os habitats (SAURA; ESTREGUIL; et al., 2011). A base para análise da conectividade baseou-se em no MSPA, onde é gerada os conectores estruturais da paisagem, as pontes, que ligam um habitat interior a outro habitat interior, ou seja, o aumento ou formação dessas estruturas com as áreas de regeneração contribuem para a conectividade. A manutenção e restauração de corredores são duas estratégias que aumentam a probabilidade de conservação de espécie estritamente de habitat florestal.

A utilização da conectividade estrutural possibilita englobar um maior número de espécies de habitat florestal possíveis na Amazônia, visto que há espécies que se movimentam em habitats não florestais, há espécies que vivem apenas nas bordas da floresta e há espécies que são restritas ao habitat interior. A reação de uma espécie ou grupo de espécies ao nível de fragmentação é importante, contudo, a abordagem de uma maior quantidade de espécies mostra melhor a realidade para futuras intervenções de conservação e preservação da biodiversidade.

As duas paisagens apresentaram mais da metade de seus componentes isolados estruturalmente. Assim, as espécies mais sensíveis a efeitos de bordas e mudança abrupta do ambiente estão isoladas nesses fragmentos, pois só se conectaram com outras manchas por corredores estruturais. Por exemplo, as espécies arbóreas pela sua morfologia ou fisiologia tem pequena pastagem uma barreira impenetrável (LAURANCE et al., 2012) e algumas espécies de aves da Amazônia são propícias a extinção quando isoladas. Stratford; Stouffer (1999)

demonstraram uma perda rápida e acentuada de aves da Floresta Amazônica que se alimentam de insetos e forrageiras, após o isolamento de fragmentos.

Ao aplicar o índice de conectividade teve-se a ideia da contribuição das áreas de regeneração na conectividade da paisagem ao realizar a comparação entre a paisagem do estado de Rondônia com as áreas de regeneração e sem as áreas de regeneração. A diferença entre as duas paisagens, com as áreas de regeneração e sem as áreas de regeneração, foi pequena, no entanto, o ganho das áreas de regeneração contribuíram para a conectividade da paisagem, ou seja, as áreas de regeneração formadas em 10 anos apresentaram papel efetivo como provedores de conectividade, ou juntando a manchas florestais ou contribuindo para formação de corredores estruturais. Os dois índices no estudo ECA, considerado um excelente índice quando se quer interpretar a conectividade geral da paisagem e comparar o grau de conectividade entre as paisagens (SAURA; VOGT; et al., 2011) e a soma do dPC do habitats internos e conexões da paisagem, apresentaram aumento com o incremento das áreas de regeneração.

O dPC serviu também para avaliar importância de cada nó e conexão presente na paisagem, visualmente percebe-se o incremento das áreas de regeneração contribuíram para aumento da importância de nós de grandes dimensões, e mostrou que os conectores mais importantes estão na região Norte do estado. A espacialização dessa informação nos dá informações essenciais para intervenções futuras como projetos de restauração e conservação no estado. No entanto, o GuidosToolbox gera conectores entre as manchas sem habitat interior e corredores estreitos são insignificantes para espécies que habitam somente o interior da floresta.

Desse modo, pode-se tornar a restauração mais eficaz focando no aumento de habitat interior de fragmentos e conexão de áreas de habitat interior separadas com corredores largos que possuam área de interior, assim aumentando as chances de conservação da biodiversidade de espécies sensíveis aos efeitos de borda (EWERS; DIDHAM, 2007). Nikolakaki; Dunnett (2005) também citam que há prioridades para conservação do habitat: a primeira prioridade é estabelecer atividades de baixo impacto nas áreas principais, as quais apresentam boa estrutura para conservação; a segunda prioridade é o aumento das manchas existentes na zona de alta conectividade, onde terá uma possibilidade maior de fluxo gênico, e a terceira prioridade diz respeito que manchas isoladas, principalmente as grandes, deve-se proceder o alargamento e construção do corredor.

## 5 CONCLUSÕES

O estado de Rondônia apresenta um padrão de fragmentação que não se diferencia do resto da Floresta Amazônica. Uma grande quantidade de manchas de habitat florestal pequenas que não representam muito em área de habitat florestal e uma pequena quantidade de manchas grandes que representam maior parte do habitat florestal, apresentando fragmentos bem conservados principalmente em áreas protegidas como UC e TI.

As áreas de regeneração do habitat florestal contribuíram pouco na melhoria das classes de recursos morfológicos dos índices de padrões morfológico no estado inteiro e no contexto das TI e UC. Mostra-se mais expressiva sua contribuição na região fora das TI e UC com o aumento em área do habitat interior, contudo apresentou-se relevante no crescimento em área de ilha de vegetação, manchas pequenas e isoladas.

A localização e disposição das áreas de regeneração do habitat florestal contribuíram para a conectividade da paisagem de Rondônia, apresentando resultados maiores dos índices de conectividades na paisagem com o incremento das áreas de regeneração.

Os nós que possuem maior contribuição para a conectividade são os maiores e estão presentes em sua maioria próximos aos limites do estado, e as conexões com maior importância para conectividade encontra-se na parte norte do estado, mostrando visualmente a melhora na conectividade com o incremento das áreas de regeneração florestal.

## 6. CONCLUSÃO GERAL

A plataforma GEE facilitou o mapeamento de uma área com dimensões regionais como o estado de Rondônia por meio do processamento em nuvem e as vastas possibilidades dentro da plataforma como remover nuvem/sombra, técnicas de classificação eficientes como o *Random Forest*. Assim, possibilitando a diferenciação dos 3 estágios sucessionais da formação florestal com excelente acurácia, proporcionando assim uma visão da dinâmica da sucessão florestal no estado e fornecendo subsídio para construção do segundo capítulo.

Durante o período de 10 anos houve regeneração da floresta, tornando-se habitat florestal, no entanto, o incremento das áreas de regeneração contribuiu pouco para a melhoria no padrão espacial morfológico, apresentando uma contribuição mais expressiva para conectividade da paisagem, principalmente, aumentando a importância de grandes fragmentos para conectividade.

## REFERÊNCIAS

- AKAR, Ö.; GÜNGÖR, O. Classification of multispectral images using Random Forest algorithm. **Journal of Geodesy and Geoinformation**, v. 1, n. 2, p. 105–112, January. 2012.
- ALMEIDA, A. S. DE; VIEIRA, I. C. G. CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM: STATUS DA VEGETAÇÃO REMANESCENTE E DESAFIOS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA. **REU-Revista de Estudos Universitários**, Sorocaba, v. 36, p. 95–111, dez. 2010.
- ALMEIDA, C. A. DE et al. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 46, n. 3, p. 291–302, July./Sept. 2016.
- AMARAL, M. V. F. et al. Avaliação e comparação de métodos de classificação de imagens de satélites para o mapeamento de estádios de sucessão florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, p. 575–582, May/June. 2009.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p. 913–931, November. 2014.
- ARIMA, E. Y. et al. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 3, p. 257–277. 2016.
- ARIMA, E. Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, May. 2011.
- ARINO, O. et al. GlobCover: ESA service for Global Land Cover from MERIS Olivier. **IEEE international geoscience and remote sensing symposium**, Barcelona, p. 2412–2415, July. 2007.
- ARINO, OLIVIER. et al. Globcover 2009. **ESA Living Planet Symposium**, p. 1–3. 2010.
- BARBER, C. P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, n. 2014, p. 203–209, September. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>>.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, June, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature18326>>.
- BARNI, P. E.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. DE A. Simulating Deforestation and Carbon Loss in Amazonia: Impacts in Brazil's Roraima State from Reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho). **Environmental Management**, v. 55, n. 2, p. 259–278, December. 2014.
- BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. F. Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, July. 2003.

BELGIU, M.; DRĂGUT, L. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24–31, April. 2016.

BENYISHAY, A. et al. Indigenous land rights and deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 86, p. 29–47, July. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2017.07.008>>.

BETTS, R.; SANDERSON, M.; WOODWARD, S. Effects of large-scale Amazon forest degradation on climate and air quality through fluxes of carbon dioxide, water, energy, mineral dust and isoprene. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 363, n. 1498, p. 1873–1880, February. 2008.

BLONDER, B. et al. Temporal dynamics and network analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 6, p. 958–972, August. 2012.

BONILLA-BEDOYA, S. et al. Effects of Land Use Change on Soil Quality Indicators in Forest Landscapes of the Western Amazon. **Soil Science**, v. 182, n. 4, p. 128–136, April. 2017.

BRASIL. Decreto nº 6.321, de 21 de dezembro de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 21 dez. 2007. Acesso em: 22/10/2019. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/Decreto/D6321.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Decreto/D6321.htm)>.

BRASIL. Lei nº 9.985. de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.519, de 2002. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, jul. 2000. Acesso em: 22/11/2019. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm)>

BREIMAN, Leo. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5–32, April. 2001.

BROADBENT, E. N. et al. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, June. 2008.

BROVKIN, V. et al. Role of land cover changes for atmospheric CO<sub>2</sub> increase and climate change during the last 150 years. **Global Change Biology**, v. 10, n. 8, p. 1253–1266, July. 2004.

CASTELLO, Leandro; MACEDO, Marcia. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990–1007, March. 2016.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, May. 2016.

CHEN, M.; MAO, S.; LIU, Y. Big data: A survey. **Mobile Networks and Applications**, v. 19, n. 2, p. 171–209, January. 2014.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 311–325, May. 2002.



COHEN, Jacob. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37–46, April. 1960. Disponível em: <<http://epm.sagepub.com>>.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY(CBD). **What is Forest Biological Diversity?** Disponível em: <<https://www.cbd.int/forest/what.shtml>>. Acesso em 22/11/2019.

COSTA, O. B. Da. et al. Spatiotemporal mapping of soybean plantations in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 47, n. 1, p. 29–38, Jan./Mar. 2017.

CRÓSTA, Alvaro Penteado. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: IG UNICAMP, 1992.

CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: How can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 3, p. 479–489, January. 2014.

D'AMOUR, C. B. et al. Future urban land expansion and implications for global croplands. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 34, p. 8939–8944, August. 2017.

DALE, M. R. T.; FORTIN, M.-J. From Graphs to Spatial Graphs. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 41, n. 1, p. 21–38, July, 2010.

DE ALMEIDA, A. Q. et al. Índice de área foliar de eucalyptus estimado por índices de vegetação utilizando imagens TM - landsat 5. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 368–376, January. 2015.

DE ARAUJO BARBOSA, Caio.; ATKINSON, Peter. M.; DEARING, John. A. Extravagance in the commons: Resource exploitation and the frontiers of ecosystem service depletion in the Amazon estuary. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 6–16, January. 2016.

DE BRITO, Paulo.; CARVALHO, Fabricio. Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. **Rodriguesia**, v. 65, n. 4, p. 817–830, Setembro. 2014.

DINIZ, C. et al. Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, April. 2019.

DONCHYTS, G. et al. Earth's surface water change over the past 30 years. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 9, p. 810–813, August. 2016.

DONG, J. et al. Mapping paddy rice planting area in northeastern Asia with Landsat 8 images, phenology-based algorithm and Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 142–154, November. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.016>>.

EGUIGUREN, Paul.; FISCHER, Richard.; GÜNTER, Sven. Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 5, May. 2019.

ESCOBAR, Herton. Amazon fires clearly linked to deforestation, scientists say. **Science**, v. 365, n. 6456, p. 853, August. 2019.

EWERS, Robert.; DIDHAM, Raphael. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size: Contributed papers. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 926–936, August. 2007.

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

FENG, Quanlong.; LIU, Jiantao.; GONG, Jianhua. UAV Remote sensing for urban vegetation mapping using random forest and texture analysis. **Remote Sensing**, v. 7, n. 1, p. 1074–1094, January. 2015.

FERREIRA, Laerte. G.; FERREIRA, Nilson. C.; FERREIRA, Manuel. E. Sensoriamento remoto da vegetação: Evolução e estado-da-arte. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, Maringá, v. 30, n. 4, p. 379–390, Setembro, 2008.

FLORENZANO, Teresa. **Iniciação em sensoriamento remoto**. São Paulo: Oficina de textos, 2007.

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, February. 2007.

FORMAN, Richard. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133–142, June. 1995.

FORMAN, Richard. T. T.; GODRON, Michel. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. p.619.

FRANCA, Rafael. Climatologia das chuvas em Rondônia – período 1981-2011. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 11, n.1, p. 44–58, Junho, 2015.

FRIEDL, M. A. et al. Global land cover mapping from MODIS: Algorithms and early results. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 287–302, February. 2002.

FRIEDL, MARK A. et al. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 1, p. 168–182, January. 2010.

FUNDAÇÃO NACIONAL DO ÍNDIO (FUNAI). **Terras indígenas: o que é?** Disponível em: <<http://www.funai.gov.br/index.php/nossas-acoas/demarcacao-de-terras-indigenas>>. Acesso em: 16/01/2020.

GIASSON, E. et al. Decision trees for digital soil mapping on subtropical basaltic steeplands. **Scientia Agricola**, v. 68, n. 2, p. 167–174, March/April. 2011.

GIBBS, H. K.; SALMON, J. M. Mapping the world's degraded lands. **Applied Geography**, v. 57, p. 12–21, February. 2015.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, October. 2011.

GIONES, Ferran.; BREM, Alexander. From toys to tools: The co-evolution of technological and entrepreneurial developments in the drone industry. **Business Horizons**, v. 60, n. 6, p. 875–884, November. 2017.

GIONGO, M. et al. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231–244, Agosto/Outubro. 2010.

GISLASON, Pall.; BENEDIKTSSON, Jon.; SVEINSSON, Johannes. Random forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters**, v. 27, n. 4, p. 294–300, March. 2006.

GOLDBLATT, R. et al. Detecting the boundaries of urban areas in India: A dataset for pixel-based image classification in google earth engine. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, August. 2016.

GONÇALVES, Carlos. **Amazônia, Amazônias**. 1<sup>a</sup>. ed. São Paulo:Contexto, 2001.

GONÇALVES, W. G. et al. Classificação de estratos florestais utilizando redes neurais artificiais e dados de sensoriamento remoto. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 3, p. 612–624, July/Sep. 2016.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, July. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>>.

GUO, H. et al. Scientific big data and Digital Earth. **Chinese Science Bulletin**, v. 59, n. 35, p. 5066–5073, October. 2014.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–10, March. 2015.

HAN, Y. et al. Automatic cloud detection for high spatial resolution multi-temporal images. **Remote Sensing Letters**, v. 5, n. 7, p. 601–608, Jul. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2014.942921>>.

HASHEM, I. A. T. et al. The rise of “big data” on cloud computing: Review and open research issues. **Information Systems**, v. 47, p. 98–115, January. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.is.2014.07.006>>.

HAYES, Matthew. M.; MILLER, Scott. N.; MURPHY, Melanie. A. High-resolution landcover classification using random forest. **Remote Sensing Letters**, v. 5, n. 2, p. 112–121, Jan. 2014.

HUANG, C. et al. Automated masking of cloud and cloud shadow for forest change analysis using Landsat images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 20, p. 5449–5464, Oct. 2010.

HUANG, H. et al. Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 166–176, March. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.021>>.

HUETER, A. R. et al. A Comparison of Vegetation Indices over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 59, n. 3, p. 440–451, March. 1997.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Coordenação Geral de Observação da Terra- OBT. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite – PRODES**. Acesso: 04/07/2019. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Coordenação Geral de Observação da Terra- OBT. **Projeto TerraClass**. Acesso: 04/07/2019. Disponível em: <[http://www.inpe.br/cra/projetos\\_pesquisas/dados\\_terraclass.php](http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/dados_terraclass.php)>.

JENSEN, John. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

KAUANO, Érico. E.; SILVA, Jose. M. C.; MICHALSKI, Fernanda. Illegal use of natural resources in federal protected areas of the Brazilian Amazon. **PeerJ**, v. 2017, n. 10, p. 1–20, October. 2017.

KERE, E. N. et al. Addressing Contextual and Location Biases in the Assessment of Protected Areas Effectiveness on Deforestation in the Brazilian Amazônia. **Ecological Economics**, v. 136, p. 148–158, February. 2017.

LANDIS, J. Richard.; KOCH, Gary. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, Mar. 1977.

LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise da Paisagem com SIG**. 1.ed. Oficina de textos, 2009.

LAURANCE, W. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, p. 290–294, September. 2012.

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, May. 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 460–464, April. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. RAIN FOREST FRAGMENTATION AND THE DYNAMICS OF AMAZONIAN TREE COMMUNITIES. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, September. 1998.

LEE, C. A. et al. Recent Developments in High Performance Computing for Remote Sensing: A Review. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 4, n. 3, p. 508–527, September. 2011.

LENNOX, G. D. et al. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5680–5694, August. 2018.

LIANG, J. et al. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 22–29, January. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.086>>.

LIMA, V. R. P. De et al. Análise do Padrão Espacial do Uso e Cobertura do Solo e da Fragmentação e Conectividade da Vegetação no Semiárido do Nordeste Brasileiro: Bacias Dos Rios Taperoá e Alto Paraíba-Pb. **Revista de Estudios Andaluces**, v. 37, p. 25–49. 2019.

LIU, JIAJIA et al. How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? **Landscape Ecology**, v. 33, n. 3, p. 341–352, February. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>>.

LIU, JIANGUI et al. Mapping within-field soil drainage using remote sensing, DEM and apparent soil electrical conductivity. **Geoderma**, v. 143, n. 3–4, p. 261–272, February. 2008.

LIU, X. et al. High-resolution multi-temporal mapping of global urban land using Landsat images based on the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing of Environment**, v. 209, p. 227–239, May. 2018.

LONGLEY, Paul. A.; GOODCHILD, Michael. F.; MAGUIRE, David. J.; RHIND, David. W. **Sistemas e ciência da informação geográfica**. Bookman, 2009.

LORENZZETTI, João. A. **Princípios físicos de sensoriamento remoto**. 5.ed. São Paulo: Blucher, 2015.

LU, D. et al. Land use/cover classification in the brazilian amazon using satellite images. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 9, p. 1185–1208, Setembro. 2012.

LU, DENGSHENG et al. Classification of successional forest stages in the Brazilian Amazon basin. **Forest Ecology and Management**, v. 181, n. 3, p. 301–312, August. 2003.

LUZ, N. B DA et al. **Manual de Análise de Paisagem: Procedimentos para a geração de Índices Espaciais das Unidades Amostrais de Paisagem**. v. 3. Colombo: Embrapa Florestas, 2018.

LUZ, NAÍSSA BATISTA DA et al. Brazilian National Forest Inventory – a landscape scale approach to monitoring and assessing forested landscapes. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 38, Jun. 2018.

MA, Y. et al. Remote sensing big data computing: Challenges and opportunities. **Future Generation Computer Systems**, v. 51, p. 47–60, October. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.future.2014.10.029>>.

MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward. O. **The theory of Island biogeography**. Princeton University Press, 1967.

MACDONALD, M. A. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: A literature review. **Tasforests**, v. 14, p. 41–52, May. 2003. Disponível em: <<http://www.forestrytas.com.au/publications/tasforests>>.

MAN, C. D. et al. Improvement of land-cover classification over frequently cloud-covered areas using landsat 8 time-series composites and an ensemble of supervised classifiers. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 4, p. 1243–1255, February. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1399477>>.

**MAPBIOMAS**. Acesso em: 15/10/2019. Disponível em: <<http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>>.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. Brasília: Banco Mundial, 2003.

MARTINKOSKI, L. et al. Qualidade física do solo sob manejo silvipastoril e floresta secundária. **Floresta e Ambiente**, v. 24, May. 2017.

MATEO-GARCÍA, G. et al. Multitemporal cloud masking in the Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 7–9, July. 2018.

MENESES, Paulo. R.; ALMEIDA, Tati de.; BAPTISTA, Gustavo. M. de M. **Reflectância dos materiais terrestres: Análise e Interpretação**. Oficina de Textos, 2019.

MIDEKISA, A. et al. Mapping land cover change over continental Africa using Landsat and Google Earth Engine cloud computing. **PLOS ONE**, v. 12, n. 9, p. 1–9, September. 2017.

MOORE, N. et al. East African food security as influenced by future climate change and land use change at local to regional scales. **Climatic Change**, v. 110, n. 3–4, p. 823–844. 2012.

MORA, F. et al. Carbon Accumulation in Neotropical Dry Secondary Forests: The Roles of Forest Age and Tree Dominance and Diversity. **Ecosystems**, v. 21, n. 3, p. 536–550, April. 2018.

MUTANGA, O.; SKIDMORE, A. K. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 19, p. 3999–4014, October. 2004.

NA, X. et al. Improved land cover mapping using random forests combined with Landsat thematic mapper imagery and ancillary geographic data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 76, n. 7, p. 833–840, July. 2010.

NICHOLSON, S. E.; FARRAR, T. J. The influence of soil type on the relationships between NDVI, rainfall, and soil moisture in semiarid Botswana. I. NDVI response to rainfall. **Remote Sensing of Environment**, v. 50, n. 2, p. 107–120, June. 1994.

NIKOLAKAKI, Pantoula.; DUNNETT, Nigel. The use of spatial concepts as a basis for designing a viable-habitat network: Conserving redstart (*Phoenicurus phoenicurus*) populations in Sherwood Forest, England. **Journal for Nature Conservation**, v. 13, n. 1, p. 31–48, January. 2005.

NOBRE, C. A. et al. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 39, p. 10759–10768, September. 2016.

NOVO, Evelyn. Moraes. L. de M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 4. ed. Blucher. 2010.

NUNES, Adelia. Mudança na paisagem e serviços dos ecossistemas abandono agrícola e variação no carbono orgânico dos solos. **Cadernos de Geografia**, Coimbra, n.39, p. 7–16, Maio. 2019.

OCHOA-QUINTERO, J. M. et al. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. **Conservation Biology**, v. 29, n. 2, p. 440–451, April. 2015.

OLIVEIRA, F. P. De. et al. MAPEAMENTO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS COM MONODOMINÂNCIA DE AROEIRA A PARTIR DA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA DE IMAGENS RAPIDEYE. **Revista Arvore**, Viçosa-MG, v. 37, n. 1, p. 151–161, Jan/Feb. 2013.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO (FAO). **Forest Resources Assessment 2000-FRAM 2000 ON DEFINITIONS OF FOREST AND FOREST CHANGE**. Rome, 2000. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/ad665e/ad665e00.htm>>

ORIHUELA-BELMONTE, D. E. et al. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 171, p. 72–84, April. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.012>>.

PENG, J.; ZHAO, H.; LIU, Y. Urban ecological corridors construction: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 37, n. 1, p. 23–30, February. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.12.002>>.

PENG, W. et al. The ongoing cut-down of the Amazon rainforest threatens the climate and requires global tree planting projects : A short review. **Environmental Research**, v. 181, p. 108887, February. 2020.

PEREIRA, E. et al. Policy in Brazil ( 2016 – 2019 ) threaten conservation of the Amazon rainforest. **Environmental Science and Policy**, v. 100, p. 8–12, October. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.001>>.

PFAFF, A. et al. Protected Areas ' Impacts on Brazilian Amazon Deforestation : Examining Conservation – Development Interactions to Inform Planning. **PloS one**, v. 10, n. 7, p. 1–17, July. 2015.

PIONTEKOWSKI, V. J. et al. Avaliação do desmatamento no Estado de Rondônia entre 2001 e 2011. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 3, p. 297–306, Jul/Set. 2014.

PIONTEKOWSKI, V. J. et al. Modeling Deforestation in the State of Rondônia. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, May. 2019.

PRATES, Rodolfo. C.; BACHA, Carlos. J. C. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 20, n. 3, p. 601–636, dez. 2011.

PRESSURES, L. A global map for road building. **NATURE**, v. 495, p. 308–309, March. 2013.

PRYKE, James. S.; SAMWAYS, Michael. J. Ecological networks act as extensions of protected areas for arthropod biodiversity conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 3, p. 591–600, June. 2012.

RENÓ, Vivian.; NOVO, Evlyn.; ESCADA, Maria. Forest fragmentation in the lower amazon floodplain: Implications for biodiversity and ecosystem service provision to riverine populations. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, October. 2016.

REYDON, Bastiaan. P. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. **Revista Política Ambiental**, Belo Horizonte, n. 8, p. 143–155, Junho, 2011.

RIITTERS, K. H. et al. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 1, p. 23–39, February. 1995.

RISSER, Paul. G; KARR, James. R.; FORMAN, Richard. T. T. Landscape Ecology: directions and Approaches. **Illinois Natural History Survey Special Publication**, n. 2, April. 1984.

RISSER, Paul. G.; IVERSON, Louis. R. 30 years later-landscape ecology: Directions and approaches. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 3, p. 367–369, February. 2013.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: Uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 19, n. 1, p. 41–66, Janeiro/Abril. 2009.

RÖDIG, E. et al. The importance of forest structure for carbon fluxes of the Amazon rainforest. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, April. 2018.



RODRIGUEZ, José. M. M.; SILVA, Edson. V. DA; CAVALCANTI, Agostinho. P. B. **Geocologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 5. ed. Fortaleza: Edições UFC, 2017.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F.; CHICA-OLMO, M.; et al. Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. **Remote Sensing of Environment**, v. 121, p. 93–107, February. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.12.003>>.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F.; GHIMIRE, B.; et al. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 67, n. 1, p. 93–104, January. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002>>.

RÖSCH, V. et al. Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. **Community ecology**, v. 179, p. 209–222, April. 2015.

ROSOT, M. A. D. et al. Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 501–511, February. 2018.

RUDORFF, B. F. T. et al. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 3, n. 1, p. 185–202, January. 2011.

RUIZ HERNANDEZ, I. E.; SHI, W. A Random Forests classification method for urban land-use mapping integrating spatial metrics and texture analysis. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 4, p. 1175–1198, February. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1395968>>.

SAMPAIO, G. et al. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 17, p. 1–7, September. 2007.

SANCHEZ-AZOFEIFA, A. et al. Twenty-first century remote sensing technologies are revolutionizing the study of tropical forests. **BIOTROPICA**, v. 49, n. 5, p. 604–619, March. 2017.

SANTOS, Milton. **Metamorfoses do espaço habitado**. São Paulo: Hucitec, 1998. p. 136.

SANTOS, Humberto.; WALDIR, Júnior.; Dart, Ricardo. Et al. **O Novo Mapa de Solos do Brasil: Legenda Atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; et al. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 407–416, March. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>>.

SAURA, Saura.; RUBIO, Lidón. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, July. 2010.

SAURA, S.; VOGT, P.; et al. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. **Forest Ecology and Management journal**, v. 262, p. 150–160, April. 2011.

Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). Secretaria Estado de Planejamento (SEPLAN). Governo do Estado de Rondônia. **Zoneamento Socioeconômico-Ecológico do Estado de Rondônia**. Rondônia, 2000.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS (SNIF). **Boletim SNIF 2018**. 1. ed. Brasília, 2018. Acesso em: 05/12/2019. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4092-boletim-snif-2018-ed1/file>>.

SIDHU, Nanki.; PEBESMA, Edzer.; CÂMARA, Gilberto. Using Google Earth Engine to detect land cover change: Singapore as a use case. **European Journal of Remote Sensing**, v. 51, n. 1, p. 486–500, April. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1451782>>.

SILVA, Jonathan. M.; TRONCO, Michele. Q.; ALMEIDA, Ana. L. C. Influência da recuperação de matas ciliares ao igarapé D'Alincourt sobre propriedades do solo Jonathan. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 4, n.1, p. 29–40. 2015.

SILVÉRIO, D. V. et al. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667. 2019.

SMITH, P. et al. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1008–1028, Mar. 2016.

SOILLE, Pierre.; VOGT, Peter. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, v. 30, n. 4, p. 456–459, March. 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>>.

SOUZA, A. et al. A CONTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E O PADRÃO DE DESFLORESTAMENTO E DEGRADAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NO SUDOESTE PARAENSE. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 69, n. 9, p. 1711–1724, Nov/Dez. 2017.

SOUZA, V. A. S. DE et al. Dinâmica do desmatamento na Amazônia e seus impactos na hidrologia: bacia do Rio Machadinho – Rondônia/Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p. 1004, Julho/Setembro. 2019.

STEEGE, H. et al. Estimating the global conservation status of more than 15 , 000 Amazonian tree species. **Science Advances**, v. 1, n. 10, p. 9–11, November. 2015.

TELUGUNTLA, P. et al. A 30-m landsat-derived cropland extent product of Australia and China using random forest machine learning algorithm on Google Earth Engine

cloud computing platform. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 144, p. 325–340, July. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.017>>.

TEWKSBURY, J. J. et al. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, n. 20, p. 12923–12926, October. 2002.

TROLL, Carl. Landscape ecology (geocology) and biogeocenology - A terminological study. **Geoforum**, v. 8, p. 43–46. 1971.

TURNER, W. et al. Remote sensing for biodiversity science and conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 6, p. 306–314, June. 2003.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Landsat Collection 1**. Disponível em: <[https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-collection-1?qt-science\\_support\\_page\\_related\\_con=1#qt-science\\_support\\_page\\_related\\_con](https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-collection-1?qt-science_support_page_related_con=1#qt-science_support_page_related_con)>. Acesso em: 07/09/2019.

VALE, Jones. R. B. et al. Análise Comparativa De Métodos De Classificação Supervisionada Aplicada Ao Mapeamento Da Cobertura Do Solo No Município De Medicilândia, Pará. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, Grajáú/MA, v. 4, n. 13, p. 26, Janeiro/Abril. 2018.

VAN HALL, R. L. et al. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. **Catena**, v. 149, p. 836–843, February. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021>>.

VEDOVATO, L. B. et al. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, October. 2016.

VERBURG, Peter. H.; NEUMANN, Kathleen.; NOL, Linda. Challenges in using land use and land cover data for global change studies. **Global Change Biology**, v. 17, n. 2, p. 974–989, January. 2011.

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

VILLARD, Marc. A.; METZGER, Jean. P. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, January. 2014.

VOGT, Peter.; RIITTERS, Kurt. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 50, n. 1, p. 352–361, Jun. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>>.

WANG, C.; CALDAS, M. M. Fragmentation Patterns in Land Reform Settlements in the Brazilian Amazon. **Society & Natural Resources: An International Journal**, v. 27, n. 7, p. 742–758, April. 2014.

WANG, P. et al. Rapid processing of remote sensing images based on cloud computing. **Future Generation Computer Systems**, v. 29, n. 8, p. 1963–1968, October. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.future.2013.05.002>>.

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

XIE, M. et al. Dynamics and temperature regulation function of urban green connectivity. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 141, n. 3, p. 1–11, September. 2015.

XIE, Z. et al. Using Landsat observations (1988–2017) and Google Earth Engine to detect vegetation cover changes in rangelands - A first step towards identifying degraded lands for conservation. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, p. 111317, June. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111317>>.

XIONG, J. et al. Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 126, p. 225–244, April. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.01.019>>.

ZURQANI, H. A. et al. Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 69, p. 175–185, July. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.006>>.