



**MODELOS DE ASSENTAMENTOS COMO PROPULSORES DO
DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA**

MARIA TEREZA RIBEIRO ALVES

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**MODELOS DE ASSENTAMENTOS COMO PROPULSORES DO
DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA**

MARIA TEREZA RIBEIRO ALVES

ORIENTADOR: Dr. ERALDO A. T. MATRICARDI

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BRASÍLIA – DF MARÇO DE 2020

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**“MODELOS DE ASSENTAMENTOS COMO PROPULSORES DO
DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA”**

MARIA TEREZA RIBEIRO ALVES

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTORA EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Prof. Dr. Eraldo A. T. Matricardi (Departamento de Engenharia Florestal – UnB)
(Orientador)

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
(Examinador Interno)

Prof. Dr. Edson Eyji Sano
(Examinador Externo, Embrapa Cerrados)

Prof. Dr. Marcos Antônio Pedlowski
(Examinador Externo, UENF)

BRASÍLIA/DF, 19 DE MARÇO DE 2020

FICHA CATALOGRÁFICA

AA474m Alves, Maria Tereza Ribeiro
Modelos de Assentamentos como propulsores do
desmatamento na Amazônia / Maria Tereza Ribeiro Alves;
orientador Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi. --
Brasília, 2020.
131 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) --
Universidade de Brasília, 2020.

1. Padrões espaciais . 2. Unidades de conservação. 3.
Projetos de colonização na Amazônia. 4. Projetos de
assentamento rural. I. Matricardi, Eraldo Aparecido
Trondoli, orient. II. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALVES, M.T.R. (2020). Modelos de Assentamentos como propulsores do desmatamento na Amazônia. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2020. 131p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Maria Tereza Ribeiro Alves

TÍTULO: Modelos de Assentamentos como propulsores do desmatamento na Amazônia

GRAU: Doutor ANO: 2020

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta Tese de Doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. Os autores reservam outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa Tese de Doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito dos autores.

Maria Tereza Ribeiro Alves
Departamento de Engenharia Florestal (EFL)-FT Universidade de Brasília (UnB)
Campus Darcy Ribeiro
CEP 70919-970 - Brasília - DF- Brasil

DEDICATÓRIA

Para Juraci, Teresa, Maria e Lenita,
mulheres que me ensinaram a lutar.

Ao meu amor Pedro Silva, meu maior
incentivador.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao fim desta etapa tão importante, agradecimentos não me faltam! E são tantas as pessoas que me incentivaram a chegar até aqui, tantos os apoios, tantas mãos estendidas, que termino com a certeza de que nessa vida eu só tenho a agradecer!

Agradeço imensamente aos meus pais, Juraci e Manoel, que na infinidade do amor em que me criaram, me incentivaram sempre a estudar e me ensinaram que nessa vida o conhecimento é o único bem que nunca nos é tirado. Aos meus irmãos de sangue Leandro, André e Lenita, e de vida Lara, Sílvia e João Damasceno, que dividem os bons e maus momentos comigo na vida, me ajudando sempre.

Ao meu amor Pedro, que me incentivou, motivou, esperou, acalmou e compreendeu, mesmo nos momentos mais difíceis dessa caminhada! A você, o meu amor eterno!

Ao meu querido orientador Prof. Dr. Eraldo Matricardi, exemplo de professor e de ser humano. Obrigada por todo apoio e paciência durante esta caminhada!

A todos que me auxiliaram na construção deste trabalho e ao programa de Ciências Florestais da Universidade de Brasília.

Às instituições que me auxiliaram financeiramente, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado, e ao programa de Ciências Florestal da Universidade de Brasília, que contribuiu com minha visita a Rondônia.

Aos meus amigos da vida e do doutorado que estiveram comigo nesta jornada, em especial à Viviane, Kálita, José Eduardo, Marina, Maria Thereza, Oldack, Taise, Heitor, Maxmiller e Sílvia Laine por compartilharem comigo tantos momentos de incerteza.

A todos vocês, muito obrigada!!!

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE EQUAÇÕES	xv
RESUMO GERAL	xviii
GENERAL ABSTRACT.....	xix
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL E ASPECTOS GERAIS DA TESE	1
1. ASPECTOS GERAIS DESTA TESE	1
1.1. INTRODUÇÃO GERAL.....	2
1.1.1. O problema.....	3
1.1.2. Questões da pesquisa.....	4
1.1.3. Objetivos	5
1.1.3.1. Objetivo geral.....	5
1.1.3.2. Objetivos específicos	5
1.1.4. Hipóteses	5
1.2. REFERENCIAL TEÓRICO	6
1.2.1. Desmatamento e ocupação na Amazônia.....	6
1.2.2. Ocupação de Rondônia e os <i>designs</i> espaciais de ocupação.....	8
1.2.3. Desmatamento em assentamentos de colonização rural na Amazônia	9
1.2.4. <i>Designs</i> espaciais de desmatamento.....	11
1.2.5. Ecologia de paisagem.....	12
1.2.6. Unidades de conservação e corredores ecológicos	14
1.3. Referências bibliográficas.....	17
CAPÍTULO 2 - <i>DESIGNS</i> DE PROJETOS DE ASSENTAMENTO COMO PROPULSORES DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA.....	22
2. INTRODUÇÃO.....	22
2.1. MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1.1. Área de estudo.....	25
2.1.2. <i>Designs</i> espaciais de assentamentos.....	26
2.1.3. Base de dados	27
2.1.4. Tratamento estatístico	30
2.2. RESULTADOS.....	30
2.2.1. Desmatamento nos municípios.....	30
2.2.3. Desmatamento nos assentamentos.....	36

2.3.	DISCUSSÃO	43
2.4.	CONCLUSÃO	47
2.5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47
CAPÍTULO 3 - ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA.....		52
3.	INTRODUÇÃO.....	52
3.1.	MATERIAL E MÉTODOS	54
3.1.1.	Área de estudo	54
3.1.2.	Base de dados	56
3.1.3.	Análise do tamanho dos fragmentos.....	58
3.1.5.	Fragmentação direcional (FD).....	63
3.1.6.	Modelagem de corredores ecológicos	66
3.1.7.	Integridade e estreitamento dos corredores	67
3.2.	RESULTADOS	68
3.2.1.	Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa	68
3.2.2.	Métricas de paisagem	72
3.2.3.	Fragmentação direcional.....	78
3.2.4.	Corredores ecológicos	80
3.3.	DISCUSSÃO	84
3.4.	CONCLUSÃO.....	87
3.5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
CAPÍTULO 4 - SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS DE DESMATAMENTO NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA.....		93
4.1.	INTRODUÇÃO.....	93
4.2.	MATERIAL E MÉTODOS	95
4.2.1.	Área de estudo	95
4.2.2.	Base de dados	95
4.2.3.	Definição dos modelos	96
4.2.4.	Dados de entrada no modelo	97
4.2.5.	Modelagem espacial explícita do desmatamento	103
4.3.	RESULTADOS.....	107
4.3.1.	Matriz de transição	107
4.3.2.	Pesos de evidências	107
4.3.3.	Similaridades	108
4.3.4.	Cenários modelados.....	109
4.4.	DISCUSSÃO	118
4.5.	CONCLUSÃO.....	121
4.6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	121

CAPÍTULO 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE	125
5.1. QUESTÕES DA PESQUISA REVISITADAS.....	125
5.2. HIPÓTESES REVISITADAS	126
5.3. OPORTUNIDADES PARA NOVOS ESTUDOS	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Síntese dos assentamentos avaliados no estado de Rondônia, incluindo o design, a denominação, os municípios onde estão localizados, o ano de criação oficial por parte do Instituto Nacional da Colonização e Reforma Agrária e a respectiva área de ocupação.	27
Tabela 2 - Descrição das classes de uso e cobertura do solo encontradas na área de estudo (estado de Rondônia), de acordo com a classificação do MapBiomas (Coleção 3.0).	28
Tabela 3 - Classes adotadas para avaliação temporal do uso e cobertura do solo nos municípios e assentamentos da área de estudo (Rondônia) após reclassificação do MapBiomas (Coleção 3.0).	29
Tabela 4 - Uso e cobertura da terra nos municípios da área de estudo no estado de Rondônia: Ariquemes, Cacaulândia, Campo Novo de Rondônia, Cujubim, Governador Jorge Teixeira, Machadinho d'Oeste, Monte Negro, Rio Crespo e Vale do Anari.	33
Tabela 5 - Coberturas e uso da terra nos designs de assentamento fishbone de Burareiro, dendrítico de Cujubim e Machadinho e espontâneo/misto da área de estudo em Rondônia entre 1985 e 2015.	41
Tabela 6 - Síntese dos assentamentos avaliados incluindo o design, a denominação dos assentamentos, dos municípios onde estão localizados, o ano de criação oficial do INCRA e a respectiva área ocupada.	56
Tabela 7 - Descrição das classes de uso e cobertura do solo encontradas na área de estudo (Rondônia), de acordo com a classificação do MapBiomas (Coleção 3.0).	57
Tabela 8 - Classes adotadas para avaliação da paisagem nativa na área de estudo.	58
Tabela 9 - Métricas de paisagem a serem aplicadas nos designs de assentamentos dendrítico de Machadinho e Cujubim, fishbone de Burareiro e espontâneo/misto.	59
Tabela 10 - Classes de uso para a área de estudo e os custos de fricção correspondentes.	64
Tabela 11 - Distribuição de frequência dos hexágonos em classe de vegetação remanescente.	83
Tabela 12 - Classes adotadas para construção de cenários da área de estudo (Rondônia) após reclassificação do MapBiomas (Coleção 3.0).	96
Tabela 13 – Validação dos modelos pelo índice de similaridade Fuzzy em diferentes resoluções de janelas.	109

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Limites territoriais dos estados que compõe a Amazônia Legal (Lei nº 1806/53, Lei nº 5173/66 e Lei Complementar nº 31/77), da região Norte e do Brasil.....	7
Figura 2 – Projetos de assentamentos rurais e de colonização em Rondônia.....	9
Figura 3 – Limites das Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) no estado de Rondônia.....	16
Figura 4 – Localização do estado de Rondônia na região Norte do Brasil e a área de estudo situada no estado de Rondônia.	26
Figura 5 - Cobertura e uso do solo no período entre 1985 e 2015 para os municípios Ariquemes, Cacaúlândia, Campo Novo de Rondônia, Cujubim, Governador Jorge Teixeira, Machadinho d'Oeste, Monte Negro, Rio Crespo e Vale do Anari, no estado de Rondônia.....	31
Figura 6- Dinâmica temporal dos remanescentes de vegetação nativa nos municípios do estado de Rondônia avaliados neste estudo, em 1985, 1990, 1995, 2000, 2010 e 2015. 32	
Figura 7 - Dinâmica temporal da classe agropecuária para os municípios do estado de Rondônia, avaliados para os anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2010 e 2015.	32
Figura 8- Taxa de conversão de uso do solo para o design dendrítico de Machadinho. Vegetação Nativa ($r=0,9555$; $p = 0,0008$) e agropecuária ($r= 0,9555$; $p = 0,0008$) ..	Erro! Indicador não definido.
Figura 9- Taxa de conversão de uso do solo para o design dendrítico de Cujubim. Vegetação Nativa ($r = -0,9491$; $p = 0,0011$) e Agropecuária ($r = 0,9492$; $p = 0,0011$) ..	Erro! Indicador não definido.
Figura 10 -Taxa de conversão de uso do solo para o design espontâneo/misto. Vegetação Nativa ($r = -0,9394$; $p = 0,0017$) e Agropecuária ($r = 0,9394$; $p = 0,0017$) ..	Erro! Indicador não definido.
Figura 11 -Taxa de conversão de uso do solo para o design fishbone - Burareiro. Vegetação Nativa ($r = -0,9603$; $p = 0,0006$) e Agropecuária ($r = 0,9603$; $p = 0,0006$) ..	Erro! Indicador não definido.
Figura 12 - Mudança de uso e cobertura da terra nos projetos de assentamento espontâneo/misto, município de Machadinho do Oeste, no estado de Rondônia.....	38
Figura 13 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com design dendrítico, no município de Cujubim.	39
Figura 14 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com design dendrítico, no município de Machadinho do Oeste no estado de Rondônia.	39
Figura 15 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com design fishbone de Burareiro, municípios de Monte Negro, Ariquemes, Cacaúlândia, Rio Crespo e Campo Novo de Rondônia com design fishbone no estado de Rondônia.....	40

Figura 16 – Variação do incremento do desmatamento de acordo com os designs dos projetos de assentamento: fishbone de Burareiro, dendrítico de Cujubim e Machadinho e espontâneo/misto na área de estudo em Rondônia.	Erro! Indicador não definido.
Figura 17 - Área de estudo situada no estado de Rondônia. A área de estudo objeto da fragmentação direcional está delimitada de roxo no mapa de esquerda. Fonte: Próprio autor.	55
Figura 18 - Área de estudo situada no estado de Rondônia. A área de estudo objeto deste estudo está delimitada em roxo no mapa. Fonte: Próprio autor.	65
Figura 19 - Matrizes de custos gerados pela ferramenta Cost Path para modelagem do corredor ecológico. A = matriz de custo gerada entre o Ponto B e o Ponto A. B = matriz de custo gerada entre o Ponto A e o Ponto B. A coloração mais próxima à verde indica menores custos e a coloração mais próxima a azul indica maiores custos.	67
Figura 20 – Malha hexagonal criada para análise da paisagem e integridade do corredor definido para interligar duas áreas de proteção ambiental. A = malha hexagonal sobre mapa de uso do solo fornecido pelo projeto MapBiomias para o ano de 2015. B = malha hexagonal sobre a classe vegetação.	68
Figura 21 - Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa no design de assentamento fishbone de Burareiro em classes de frequência.	69
Figura 22 - Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa no design de assentamento dendrítico de Cujubim em classes de frequência.	70
Figura 23 - Distribuição dos fragmentos de floresta nativa no design de assentamento dendrítico (município de Machadinho) em classes de frequência.	71
Figura 24 - Distribuição dos fragmentos de floresta nativa no design de projeto assentamento espontâneo/misto, em classes de frequência.	71
Figura 25 - Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	72
Figura 26 - Área média dos fragmentos para a classe de vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	73
Figura 27 - Área do maior fragmento pertencente à classe vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	74
Figura 28 - Densidade de bordas da classe vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	75
Figura 29 - Índice de forma médio dos fragmentos da classe vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	76
Figura 30- Círculo circunscrito médio, relacionado aos fragmentos pertencentes à classe vegetação nativa nos designs de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	76

Figura 31 - Porcentagem de área de núcleo relativo à paisagem para a classe vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).....	77
Figura 32 – Conectividade física dos fragmentos da classe vegetação nativa nos designs de projetos de assentamento analisados (fishbone, dendrítico e espontâneo/misto).	78
Figura 33 – Área de estudo com as direções utilizadas na análise da fragmentação direcional e as unidades de conservação inseridas na região avaliada. Fonte: Próprio autor.....	79
Figura 34- Fragmentação direcional da paisagem em 1985/1990/1995/2000/2005/2010/2015, segundo cada direção analisada.	80
Figura 35 - Spider diagram feito com os custos obtidos pela técnica de caminho de menor custo para estimar os níveis de fragmentação direcional.	80
Figura 36 – Corredor ecológico delimitado. A = matriz gerada pela ferramenta Corridor, mostrando as áreas mais indicadas para construção deste corredor. B = corredor ecológico (delimitado em amarelo), definido após a aplicação da ferramenta Quantile e vetorização e escolha das áreas.....	81
Figura 37 – Corredor ecológico delimitado para a região Sudeste-Noroeste na região centro-norte de Rondônia.	82
Figura 38 – Espacialização das unidades de paisagem, indicando a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Em detalhe, trechos com estreitamento e com maior quantidade de hexágonos com diferentes usos do solo.	83
Figura 39 - Área de estudo em Rondônia. A área de estudo objeto deste estudo está delimitada de roxo no mapa.....	95
Figura 40 - Modelo digital de elevação para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, mais altos os valores.	98
Figura 41 - Mapa de declividade para a área modelada. Quanto mais próximo de marrom, mais altos os valores.	99
Figura 42 – Índice topográfico de umidade para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, mais altos os valores.	99
Figura 43 – Distância das cidades para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, menores os valores.	100
Figura 44 - Tipos de solos na área modelada. A - Água; B – Espodossolo distrófico; C – Plintossolo Háptico; D – Gleissolo Háptico; E- Latossolo Amarelo distrófico; F- Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; G – Argissolo Vermelho Amarelo; H- Argissolo Vermelho distrófico; I – Neossolo Litólico distrófico; J- Neossolo Litólico eutrófico.	100
Figura 45 - Unidades de conservação consideradas nesta análise. As UCs estão em azul no mapa.....	101

Figura 46 – Terras Indígenas consideradas nesta análise. As TIs estão em azul no mapa.	101
Figura 47 - Distância das estradas para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, menores os valores.	102
Figura 48 – Projetos de assentamento considerados nesta análise.	102
Figura 49 – Áreas de preservação permanente consideradas nesta análise e delimitadas em azul.	103
Figura 50 - Método de comparação Fuzzy usando mapa de diferenças e função de decaimento. Fonte: Piontekowski (2014).	106
Figura 51 - Pesos de evidência derivados dos mapas de variáveis e aplicados na construção.	107
Figura 52 - Índice de similaridade Fuzzy para as diferentes resoluções testadas.	109
Figura 53 - Taxas de desmatamento observados por período (anual), distribuídas a cada 10 anos para a região de estudo.	110
Figura 54 - Taxas de desmatamento acumulado observadas a cada 10 anos para a região de estudo.	110
Figura 55 – Comparativo do cenário otimista para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.	111
Figura 56 - Mapa com as áreas desmatadas para o cenário otimista na região de estudo até o ano de 2048.	Erro! Indicador não definido.
Figura 57 - Comparativo do cenário tendencial para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.	Erro! Indicador não definido.
Figura 58 - Mapa com as áreas desmatadas para o cenário tendencial na região de estudo até o ano de 2048.	Erro! Indicador não definido.
Figura 59 - Comparativo do cenário pessimista para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.	Erro! Indicador não definido.
Figura 60 - Mapa com as áreas desmatadas para o cenário pessimista na região de estudo até o ano de 2048.	114
Figura 61 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Machadinho. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.	116
Figura 62 - Cenários modelados para os projetos de assentamentos mistos. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.	Erro! Indicador não definido.

Figura 63 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Burareiro. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista. 117

Figura 64 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Burareiro. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista. 118

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1- Cálculo de área para as classes de uso do solo.	29
Equação 2- Número de fragmentos -NP.	60
Equação 3- Área do maior fragmento - LPI.	60
Equação 4- Porcentagem de fragmentos da mesma classe - PLAND.	60
Equação 5- Área média dos fragmentos – AREA_MN.	60
Equação 6- Total de Bordas - ED.	61
Equação 7- Índice de forma médio – SHAPE_MN.	61
Equação 8- Círculo Circunscrito relacionado médio – CIRCLE_MN.	62
Equação 9- Porcentagem da área núcleo relativa a paisagem - CPLAND.	62
Equação 10- Índice de conectividade - COHESION.	63
Equação 11- Normalização dos caminhos de menor custo.	65

LISTA DE SIGLAS

ALB - Amazônia Legal Brasileira

APP - Área de Preservação Permanente

AREA_MN - Área média dos fragmentos

CCA - Corredor Central da Amazônia

CCMA - Corredor Central da Mata Atlântica

CIRCLE_MN - Média do Índice de Círculo Circunscrito

COHESION - Conectividade

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CPLAND - Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem, excluindo as bordas

DEM - Modelo Digital de Elevação

ED - Densidade de borda

ESEC - Estação Ecológica

FD - Fragmentação Direcional

FERS - Floresta de Rendimento Sustentável

GEE - Gases de Efeito Estufa

ha - Hectare

IEF - Instituto Estadual de Florestas

IMAZON - Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

iNDC - intenção Nacional Determinada

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

IPCC - Painel Internacional de Mudanças Climáticas

LPI - Área do Maior Fragmento

MMA - Ministério do Meio Ambiente

NP - Número de Fragmentos

PA - Projeto de Assentamento

PAD - Projeto de Assentamento Dirigido

PADD - Protected Area Downgrading, downsizing, and degazettement

PAR - Projeto de Assentamento Rápido

PCE – Projeto de Corredor Ecológico

PIC - Projeto Integrado de Colonização

PIN - Projeto de Integração Nacional

PLAND - Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem

PLANAFLORO - Plano Agropecuário e Florestal de Rondônia

POLONOROESTE - Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil

PRODES - Projeto de Estimativa do Desflorestamento na Amazônia

REDD++ - Redução de Emissão por desmatamento e degradação florestal, conservação e agricultura

RESEX - Reserva Extrativista

RL - Reserva Legal

SAD - South American Datum

SEEG/OC - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa

SHAPE_MN - Índice de forma

SIG - Sistema de Informação Geográficas

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*

TI - Terras Indígenas

TWI - *Topographic Wetness Index*

UC - Unidade de Conservação

UTM - Universal Transversa Mercator

ZSEE – Zoneamento Socioeconômico Ecológico

MODELOS DE ASSENTAMENTOS COMO PROPULSORES DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

RESUMO GERAL

As florestas tropicais fornecem serviços ecossistêmicos relevantes nas escalas local, regional e global, como a conservação da biodiversidade, o armazenamento de carbono, e a regulação dos ciclos hidrológicos. Contudo, estas florestas, incluindo a floresta Amazônica, estão sob intensa pressão antrópica para conversão de áreas nativas em áreas de agricultura ou pastagens. Um dos fatores apontados como propulsor do aumento das taxas de desmatamento na Amazônia brasileira é representado pelos projetos de assentamentos de colonização implementados desde a década de 1970 e por outros tipos de assentamentos rurais implantados nas décadas posteriores. O *design* espacial de projetos de assentamentos na Amazônia denominado *fishbone* (espinha de peixe) foi o mais utilizado para a distribuição de lotes nos primeiros assentamentos, planejados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária nas décadas de 1970 e 1980. Este *design* de projeto sofreu severas críticas devido aos impactos ambientais causados pelo *design* do projeto, com destaque aos impactos nos recursos hídricos e florestais. Subsequentemente, foi adotado outros *designs* na tentativa de minimizar os impactos ambientais, destacando-se o *design* dendrítico, com reservas legais em bloco, que prevê distribuição dos lotes com base nas características físicas do terreno (e.g., topografia e presença de rios). Este desenho agrupa as reservas legais, previstas pelo Código Florestal Brasileiro antigo (Lei nº 4.771/65) e atual (Lei nº 12.651/12), para todas as propriedades rurais, em grandes fragmentos florestais, denominados reservas em blocos, permitindo, dessa maneira, o uso dos lotes para atividades agrícolas/pastagem. Além destes *designs*, existem ainda os assentamentos adjacentes, também denominados “espontâneos” ou “mistos”, decorrentes de invasões que foram posteriormente regularizadas e sem *design* espacial definido, às vezes caracterizados como expansão dos projetos do tipo espinha de peixe. Embora os *designs* e efeitos dos projetos de assentamento sejam variados, ainda faltam estudos quantitativos para avaliar seus impactos nas taxas de desmatamento e na paisagem. No presente estudo, conduzimos uma análise quantitativa das diferenças nas taxas de desmatamento no período entre 1985 e 2015 em projetos de assentamentos implantados com os três *designs* espaciais (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto). Também analisamos, de forma quantitativa, os impactos dos diferentes *designs* de assentamentos na fragmentação da paisagem da região centro-norte de Rondônia e uma modelagem de cenários de desmatamentos futuros para a área deste estudo usando o programa DINAMICA EGO. Analisamos quatro projetos de assentamentos com três *designs* de ocupação no estado de Rondônia: Cujubim e Machadinho, com *design* dendrítico e reservas em bloco; Burareiro, com *design fishbone*; e os assentamentos espontâneos/mistos. Os resultados da avaliação das taxas de desmatamento apontaram que o uso da terra nos assentamentos mudou severamente no período estudado, com a conversão de florestas em pastagens e áreas agrícolas em todos os anos analisados e com desmatamento atingindo aproximadamente 50% da área original em 2015. O *design* de assentamento dendrítico, com reserva em blocos, apresentou a maior capacidade de contenção de desmatamento na área de estudo. A análise da fragmentação da paisagem evidenciou que a maioria dos fragmentos se concentra na classe de 0-10 hectares em todos os assentamentos, indicando alto grau de fragmentação e permanência de poucos remanescentes florestais indicados para a conservação. Os processos de fragmentação da vegetação nativa nos três *designs* de assentamento diferiram entre si. Os valores oscilaram de acordo com os processos de ocupação e com a data de criação dos assentamentos. A

fragmentação direcional se mostrou viável para a delimitação de áreas para conservação e para a modelagem de corredores ecológicos, indicando a direção Sudeste-Noroeste para o estabelecimento de um corredor na paisagem. Com base nos resultados da modelagem dos cenários adotados neste estudo, observamos a consolidação da fragmentação da paisagem nos próximos 30 anos, sugerindo semelhança no *design* de ocupação dos projetos na paisagem. Nos cenários tendencial e pessimista, observamos as piores taxas de desmatamentos futuros. Embora tenhamos observado diferenças dos efeitos dos *designs* dos projetos de assentamento na paisagem da região de estudo, também foi perceptível que as políticas públicas (por exemplo, a criação de unidades de conservação), o envolvimento das comunidades tradicionais na conservação (por exemplo, comunidades extrativistas) e implementação da legislação, produzem maiores efeitos na conservação da vegetação nativa.

Palavras-chave: *design* espaciais *fishbone*, dendrítico e misto, unidades de conservação, projetos de colonização na Amazônia, projetos de assentamento rural.

GENERAL ABSTRACT

Tropical forests provide ecosystem services that are relevant at the local, regional, and global scales, such as biodiversity conservation, carbon stocking, and the regulation of hydrological cycles. These forests, however, including the Amazon forest, have been facing severe anthropogenic pressure for the conversion of its native vegetation to cropland and pastureland. One of the factors identified as a driver of deforestation are the rural settlements created in the 1970s, as well as the settlements established in the subsequent decades. The spatial pattern (fishbone) mostly used in the establishment of the first settlement plots by the National Institute for Colonization and Agrarian Reform (INCRA) has received a lot of criticism. Subsequently, a dendritic pattern was adopted, which concentrates the Legal Reserves in blocks and takes into consideration the physical characteristics of the terrain (e.g., topography and river network). This design clusters the Legal Reserves in large patches (reserves in block), which are prescribed for all rural properties by the former (Law nº 4.771/65) and current (Law nº 12.651/12) Brazilian Forest Codes. Agricultural and cattle ranching activities are permitted in these reserves, according to the legislation. Besides these patterns, there are also settlements in a fishbone and dendritic pattern without reserves in block. Reserves in areas with this pattern, termed 'mixed settlements', were small and, therefore, analyzed together. Although the designs and the effects of these settlement projects are varied, there is a lack of quantitative studies that relate the contribution of different settlement patterns to deforestation and landscape fragmentation. In the present study, we conducted a quantitative analysis of deforestation rates observed between 1985 and 2015 in settlement projects established in the three spatial patterns (fishbone, dendritic, and mixed). A quantitative and directional analysis of the landscape fragmentation was conducted in settlements and in the north-central portion of the state of Rondônia, with models of future scenarios of deforestation using the software DINAMICA EGO. We analyzed four settlements in the state of Rondônia: Cujubim and Machadinho, with dendritic patterns and reserves in block; Burareiro, with a fishbone pattern; and mixed settlements, with various patterns and without reserves in block. Results on deforestation rates indicated that land use in the settlements changed greatly over the analyzed period, with the gradual conversion of the forest into agricultural and pasture areas. These deforested areas reached up to 50% of the original area during the study period. The dendritic pattern with reserves in block showed the

highest capacity to contain deforestation. The landscape deforestation analysis showed that the size of most patches varied between 0-10 hectares in all settlements, indicating a high fragmentation rate and a few forest remnants suitable for conservation. However, the fragmentation process of the native vegetation was different among the three spatial patterns. Patterns varied according to the settlements' process of occupation and date of creation. Directional fragmentation was successful to identify areas for conservation and for the modeling of ecological corridors, with the indication of the southeastern-northwestern portion of the landscape for the creation of a corridor. The modeled scenarios pointed to the consolidation of the fragmented areas in the landscape in the next 30 years. The business-as-usual and pessimistic scenarios presented the worst deforestation rates modeled for the future. In all analyses, differences were identified among settlement patterns and plot distribution. However, the impacts of economic policy actions had a greater role in the maintenance of the native vegetation. For instance, the absence of environmental law enforcements in the conservation units of the Cujubim settlement, with a dendritic pattern, caused the deforestation rates to rise over time with human intrusion in the reserves in block.

Keywords: fishbone spatial pattern, dendritic pattern, mixed pattern, conservation units, Amazon colonization projects, rural settlement projects.

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL E ASPECTOS GERAIS DA TESE

1. ASPECTOS GERAIS DESTA TESE

CAPÍTULO 1 – REFERENCIAL TEÓRICO: Este capítulo é composto pelo referencial teórico, justificativas, hipóteses e questões norteadoras desta pesquisa. O objetivo é fornecer a fundamentação teórica utilizada para a construção e análise dos resultados e discussões apresentadas nos capítulos seguintes.

CAPÍTULO 2 – *DESIGNS* DE PROJETOS DE ASSENTAMENTO COMO PROPULSORES DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA: Neste capítulo quantificamos as taxas de desmatamentos em projetos de assentamentos de colonização e nos municípios em que estes foram inseridos, no estado de Rondônia. Usamos uma série histórica de 30 anos para entender a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra.

CAPÍTULO 3 – ANÁLISE DA PAISAGEM DA VEGETAÇÃO NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA: Neste capítulo fizemos a análise quantitativa da fragmentação da paisagem utilizando métricas de paisagem desenvolvidas por McGarigal e Marks (1995) e a fragmentação direcional desenvolvida por Leal e Arima (2016); com base nestas métricas, modelamos um corredor ecológico, com o intuito de indicar as melhores áreas para conservação e manutenção da conectividade na paisagem.

CAPÍTULO 4 – SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS DE DESMATAMENTO NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA: Neste capítulo, simulamos diferentes cenários de desmatamento para a região centro-norte de Rondônia. Visamos estimar os impactos futuros (próximos 30 anos) no desmatamento nos assentamentos de colonização e na região.

CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE: Neste capítulo, sintetizamos as principais conclusões desta pesquisa, destacando os principais pontos abordados e revisitando as hipóteses desta pesquisa.

1.1. INTRODUÇÃO GERAL

O processo de desmatamento em florestas tropicais é um problema ambiental global, principalmente por estar associado às mudanças climáticas, à perda da biodiversidade e ao aumento do lançamento dos gases de efeito estufa (GEE) (METZGER et al., 2009; FEARNISIDE et al., 2009; BARNI et al., 2012). Diversos estudos buscam entender o que acelera, estabiliza ou desacelera a perda da cobertura florestal e quais são os *designs* espaciais, causas e agentes envolvidos nos eventos de desmatamento de florestas (LAURANCE et al., 2001; PEDLOWSKI et al., 2005; PEREIRA et al., 2007; BIGGS et al., 2008; NEPSTAD et al., 2014).

Apesar da imagem de floresta intocada ser vinculada à Amazônia, estudos de sua pré-história mostram que esta região passou por forte pressão antrópica e possui populações complexas que modificaram a paisagem de acordo com a sua ocupação na chamada Amazônia Pré-Colonial (LUI; MOLINA, 2009). Contudo, essas modificações ocorridas no passado não representaram a supressão em larga escala dos ambientes florestais como as mudanças que vem ocorrendo nas últimas décadas na Bacia Amazônica (FERREIRA; SALATI, 2005).

A intensificação da colonização e desmatamento iniciou-se nas décadas de 1970 e 1980, a partir de diferentes incentivos do governo brasileiro, incluindo melhorias em infraestrutura e apoio financeiro, impulsionando a integração entre as regiões Norte e Centro-Sul do país (BECKER, 2001). Este processo de colonização ocorreu principalmente pela instalação de assentamentos de colonização iniciado em 1970 com a implantação do Projeto de Integração Nacional (PIN) (GODAR et al., 2012). Este processo de colonização foi continuado pelos governos posteriores, de forma que, recentemente, os assentamentos do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) na Amazônia ainda eram criados, distribuindo uma quantidade de áreas significativa para a população (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010).

A reforma agrária promovida pelo INCRA passou então a ser associada com desmatamento. Nas regiões dos assentamentos, são observadas mudanças do uso da terra para o cultivo agrícola e a pecuária praticada pelos agricultores (LORENA; LAMBIN, 2009). Em 2004, o Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia (PRODES) detectou 1.123 assentamentos rurais, com área de 217.801 km², dos quais 106.580 km² (49%) já haviam sido desmatados (BRANDÃO Jr.; SOUZA Jr., 2006).

Várias foram as modalidades criadas para os assentamentos rurais ao longo destes anos e que acompanharam basicamente o contexto sociopolítico e o desenvolvimento da

temática ambiental no país (LUDEWIGS et al., 2009). Os primeiros assentamentos foram chamados de projetos de colonização e foram implantados até 1984. A partir desta fase, diversos *designs* de assentamentos foram criados, como os Projetos de Assentamento Dirigidos (PADs), Projetos de Assentamento Rápido (PARs), entre outros, culminando nos *designs* finais, onde são criados assentamentos sustentáveis e extrativistas (ALENCAR et al., 2016). O principal *design* espacial de distribuição dos lotes dos assentamentos adotado pelo INCRA foi o *fishbone* ou espinha de peixe (BATISTELLA; BRONDÍZIO, 2001). Outros *designs* espaciais de ocupação, no entanto, foram identificados na Amazônia, podendo ser radial, dendrítico, corredor e espontâneo, entre outros, cada um associado a determinado tipo de atividade ou de ator envolvido no processo (LORENA; LAMBIN, 2009).

O presente estudo busca entender como ocorreu o processo de ocupação da região centro-norte de Rondônia, localizada no oeste da Amazônia brasileira, especificamente nas áreas de ocupação dos assentamentos de Machadinho e em sua região no entorno, Cujubim e Burareiro. Busca ainda entender como os processos de colonização em diferentes *designs* de ocupação alteraram a paisagem natural e as taxas de desmatamento.

1.1.1. O problema

O aumento do desmatamento na Amazônia nos últimos 30 anos devido ao cultivo agrícola e à pecuária pode estar associado aos pequenos agricultores e à colonização promovida pelo INCRA, afetando principalmente os estados do Pará, Mato Grosso, Rondônia, Acre e Amazonas (MMA, 2008; LORENA; LAMBIN, 2009). O processo de distribuição de terras na Amazônia foi um dos pontos-chaves da distribuição de terras no Brasil, mesmo com o aumento do desmatamento (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010).

A análise das taxas de desmatamento da região e das condições sociopolíticas e econômicas da época auxiliam no entendimento dos fatores que colaboram para este processo (FERREIRA; COELHO, 2015). Após os dois grandes picos de desmatamento da Amazônia em 1995 e 2004, foram desenvolvidas políticas efetivas de comando e controle, com destaque para as ações tomadas em 2004, que proporcionaram tendência real de queda do desmatamento. Contudo, após 2012, a tendência observada foi de aumento nas taxas de desmatamento. O processo do desmatamento na Amazônia está atrelado às flutuações socioeconômicas e políticas, e aplicações de políticas severas auxiliam no controle e combate a este processo (FERREIRA; COELHO, 2015). Portanto, conhecer os atores e processos de ocupação envolvidos no processo de desmatamento da

Amazônia brasileira permite a criação de políticas e ações públicas direcionais, possibilitando a redução e o controle da perda de floresta.

Um dos propulsores do desmatamento na Amazônia são os assentamentos rurais e de colonização. Estes vem sendo estudados há algum tempo, com relevantes contribuições para a compreensão dos impactos na paisagem. Um dos aspectos é que os *designs* espaciais dos projetos de assentamentos causam diferentes impactos na paisagem, onde o *design* espacial dendrítico se mostra mais eficiente para conter a fragmentação (BATISTELLA et al., 2003). Contudo, o *design* espacial *fishbone* é mais efetivo para conservar os corredores ecológicos e por isso melhora a conectividade da paisagem, principalmente quando comparado com ocupações espontâneas (LEAL, 2016; SIMONS et al., 2006).

Assim, conhecer como os assentamentos rurais e de colonização alteraram as regiões onde se instalaram, a dinâmica espaço-temporal de sua ocupação e os impactos na paisagem, a partir de uma perspectiva de qual poderia ser a melhor forma de realizar este processo de ocupação, pode direcionar as ocupações dos assentamentos e favorecer a manutenção da qualidade ambiental dos fragmentos florestais e biodiversidade local.

1.1.2. Questões da pesquisa

As seguintes questões de pesquisa nortearam o presente estudo:

- 1- Qual foi a dinâmica espaço-temporal do uso da terra nas regiões dos assentamentos no período de 1985 a 2015?
- 2- Quais os efeitos dos *designs* espaciais adotado nos projetos de assentamento nas taxas de desmatamento e nas paisagens das áreas dos projetos?
- 3- Quais os *designs* de projetos de assentamentos com maior efetividade de mitigar os impactos na paisagem estudada?
- 4- Quais os prováveis impactos futuros na paisagem natural decorrentes dos *designs* espaciais dos projetos de colonização assumindo diferentes cenários de desmatamento? Algum *design* espacial de ocupação pode oferecer maior vantagem na conservação da paisagem no tempo futuro de 30 anos?

1.1.3. Objetivos

1.1.3.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos dos diferentes *designs* espaciais de projetos de assentamento na paisagem natural em Rondônia e simular os seus efeitos nas mudanças de uso e cobertura da terra e na fragmentação da paisagem.

1.1.3.2. Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste estudo são:

- Avaliar quantitativamente a dinâmica espaço-temporal das mudanças do uso e cobertura da terra na região de projetos de assentamentos no centro-norte, com diferentes *designs*, no estado de Rondônia;
- Avaliar os efeitos dos *designs* dos projetos nos assentamentos de Machadinho, Cujubim, Burareiro e espontâneos quanto a fragmentação da paisagem;
- Identificar áreas com maior adequabilidade ambiental para conservação utilizando a fragmentação direcional na região e determinar quais áreas são mais interessantes para a composição de corredores ecológicos utilizando o método do caminho de menor custo;
- Simular a dinâmica espaço-temporal de desmatamento para os diferentes assentamentos e região, adotando cenários futuros para os projetos de assentamentos implantados.

1.1.4. Hipóteses

As hipóteses testadas neste trabalho são:

- **HIPÓTESE 1:** Os diferentes *designs* dos projetos de assentamento estudados têm efeitos variáveis sobre a vegetação natural, sendo o *design fishbone* o de maior impacto sobre vegetação nativa e o *design* dendrítico o de menor impacto. Esta hipótese será testada neste estudo observando a série temporal de desmatamento entre 1985-2015.
- **HIPÓTESE 2:** A fragmentação da paisagem difere nos diferentes *designs* dos projetos, sendo que o *design* espacial de ocupação *fishbone* pode favorecer a formação de corredores ecológicos para manutenção da biodiversidade e o *design* dendrítico pode favorecer a qualidade de fragmentos para conservação. Esta hipótese será testada a partir da análise quantitativa das métricas de paisagem e

fragmentação direcional para os projetos de assentamento e região centro-norte de Rondônia utilizando a série temporal entre 1985-2015.

- **HIPÓTESE 3:** Os projetos de assentamento implantados em *design* espacial dendrítico, com reservas em bloco, podem garantir maior integridade da paisagem natural e maiores fragmentos. Esta hipótese será testada utilizando dados observados do desmatamento na última década e a modelagem do desmatamento futuro assumindo diferentes cenários.

1.2. REFERENCIAL TEÓRICO

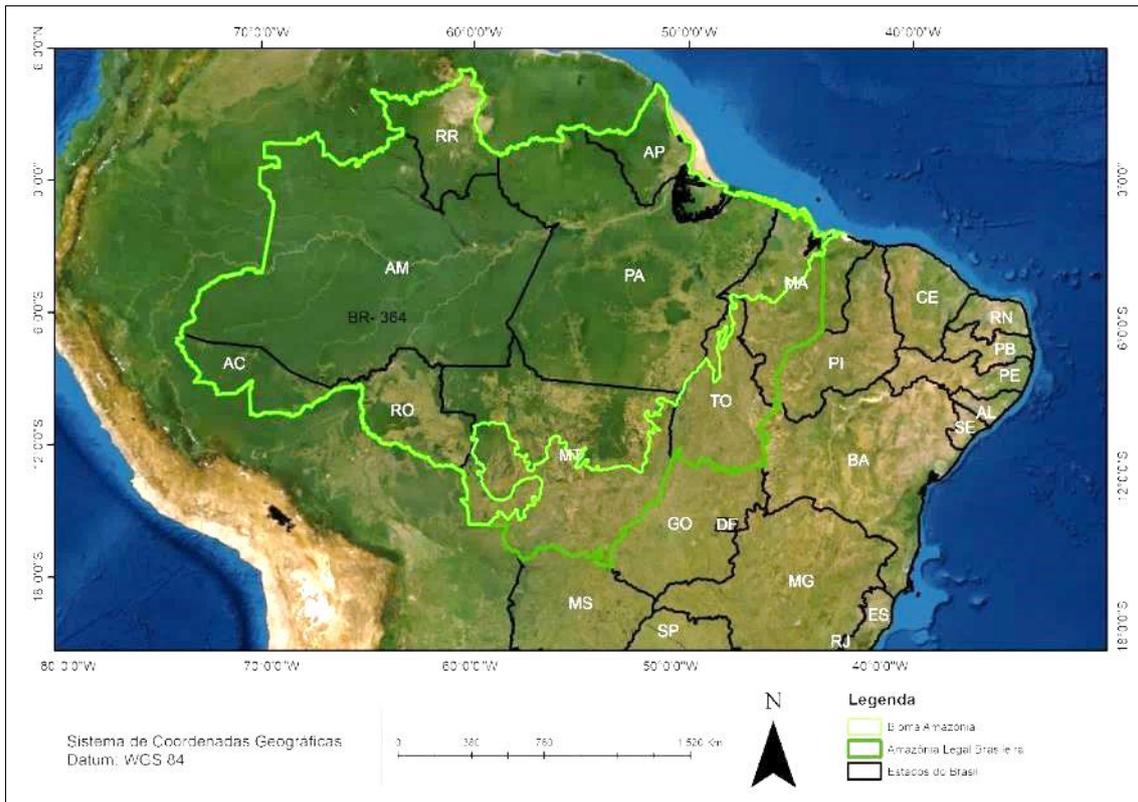
1.2.1. Desmatamento e ocupação na Amazônia

O bioma Amazônia possui aproximadamente 5 milhões de quilômetros quadrados no Brasil e está inserida na Amazônia Legal. O termo Amazônia Legal Brasileira (ALB) é um conceito político-administrativo criado em 1953 pela Lei nº 1806, que para favorecer o planejamento e desenvolvimento da região, na época a delimitação territorial definiu como ALB a região Norte do Brasil e parte dos estados do Maranhão, de Goiás (hoje Tocantins) e Mato Grosso (BRASIL, 1953). Atualmente, os estados que hoje abrangem a ALB são o Acre, Rondônia, Amazonas, Tocantins, Pará, Roraima, Amapá, Mato Grosso e parte do Maranhão (Figura 1).

As florestas do bioma Amazônia são relevantes devido à conservação da biodiversidade, armazenamento de carbono e regulação dos ciclos hidrológicos (KIRBY et al., 2006). Entretanto, a região tem sido objeto de intenso processo de ocupação agropecuária que resulta na conversão de florestas em áreas antropizadas (LAURANCE et al., 2001).

O desmatamento em florestas tropicais é atribuído basicamente a três grandes causas: a expansão agrícola, a extração de madeira e a expansão da infraestrutura; e a cinco grandes categorias de forças motrizes: demográfica, econômica, tecnológica, político/institucional e sócio-política (GEIST; LAMBIN, 2001). Na ALB, o avanço deste processo é incentivado à medida que os governos brasileiros implementam planos de desenvolvimento na região Norte do país, com extensas obras de infraestrutura dentro da floresta (SOARES-FILHO et al., 2004).

Figura 1 – Limites territoriais dos estados que compõe a Amazônia Legal (Lei nº 1806/53, Lei nº 5173/66 e Lei Complementar nº 31/77), da região Norte e do Brasil.



Fonte: Próprio autor.

A Amazônia Brasileira apresenta a maior floresta tropical contínua do mundo e seu processo de desmatamento, apesar de quedas significativas nos últimos anos, ainda abrange grandes extensões de florestas a cada ano (LORENA; LAMBIN, 2009; BOUCHER et al., 2013; DUCHELLE et al., 2014). Os impactos atribuídos ao desmatamento são mais visíveis atualmente, com cerca de 20% de perda da floresta (INPE, 2019).

O processo de ocupação e desmatamento da ALB é considerado complexo e composto por diferentes agentes de transformação que vêm atuando ao longo do tempo (FEARNSIDE, 2006). Os agropecuaristas de pequeno, médio e grande porte, os madeireiros, os responsáveis pela grilagem de terra, as mineradoras e o próprio governo são os principais responsáveis por este processo de mudança de cobertura do uso da terra, a maior parte com incentivos a projetos como grandes barragens e abertura de novas estradas, além de antigos subsídios e incentivos para investidores e colonizadores na região.

O aumento das atividades econômicas sobre os recursos naturais da Amazônia Legal é uma das forças motrizes que contribuem para o desmatamento (FERREIRA;

SALATI, 2005). Até a década de 1960, a economia da ALB era constituída basicamente pelo extrativismo da borracha e de castanha-do-pará (ESCADA, 2003). A partir da década de 1970, instalou-se uma política de incentivos fiscais e de intensos investimentos do governo federal. O objetivo era a ocupação e desenvolvimento da região Norte do país, inclusive com projetos de colonização, alterando significativamente as atividades econômicas da região (GOMES, 2009). Diversos estudos têm mostrado que a colonização e uso da terra tem sido continuado por diferentes agentes e com *designs* espaciais diferentes de ocupação na paisagem (MERTENS; LAMBIN, 1997; SAITO et al., 2011).

A região com taxas mais elevadas de desflorestamento na Amazônia é conhecida como “Arco do Desmatamento”, composto pelos estados do Mato Grosso, Pará, Rondônia e Acre (AGUIAR, 2006). Entretanto, com a escassez de terras e de recursos florestais na região do atual arco do desmatamento, as frentes de desmatamento tendem a se expandir para novas fronteiras de ocupação. Estas novas fronteiras são diferentes daquelas dos anos de 1970, pois são promovidas por processos de migração interna da população inserida na região (indústria madeireira e produtores de carne bovina e soja) (ESCADA et al., 2005).

1.2.2. Ocupação de Rondônia e os *designs* espaciais de ocupação

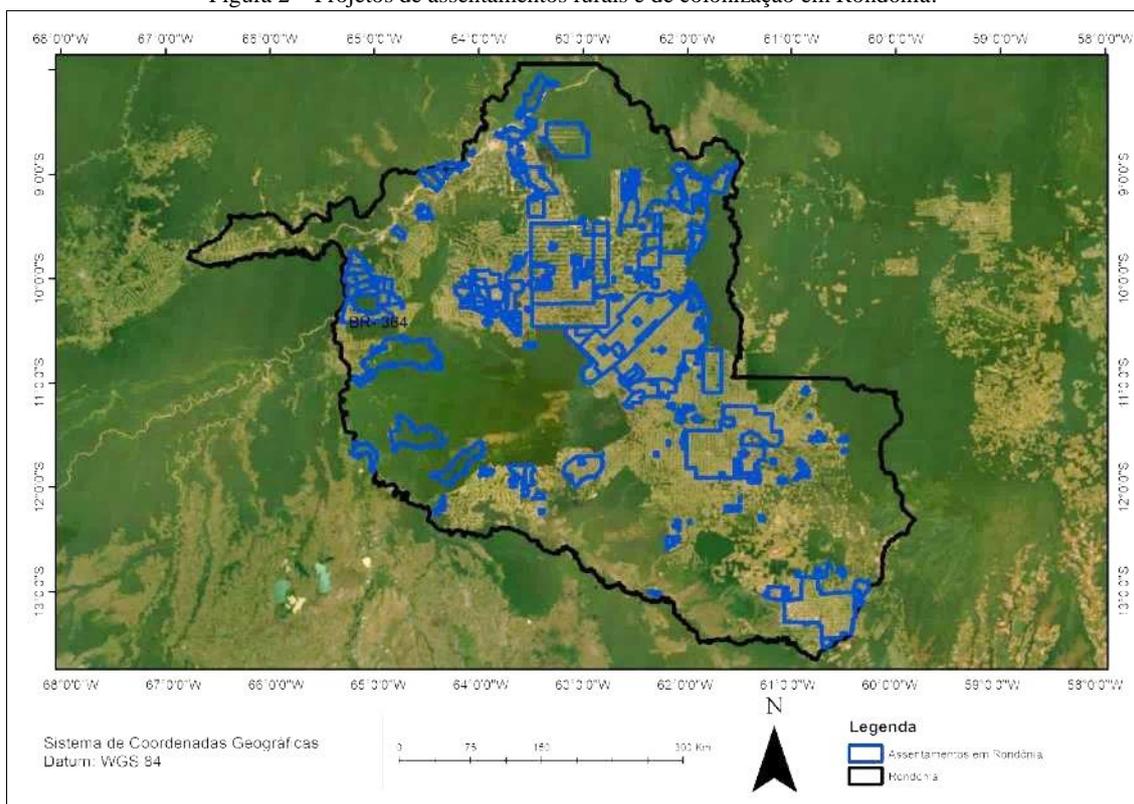
O processo de ocupação agropecuária em Rondônia ganhou força nas décadas de 1970 e 1980, com o desenvolvimento de políticas de incentivos fiscais e de investimentos do governo federal para início da implantação da colonização dirigida. Com isso, grandes massas de imigrantes deslocaram-se para este estado (PEDLOWSKI et al., 1997). O estado de Rondônia foi pioneiro na colonização dirigida de 1970 e na implementação de assentamento rurais pelo INCRA (BECKER, 2001). Foram instalados Projetos Integrados de Colonização (PICs) na década de 1970, onde os colonos eram assentados em lotes de até 100 ha, com assistência técnica vinda do governo federal. Este processo resultou em poucas famílias assentadas, em áreas com infraestrutura precária e baixa adesão dos colonos. Na década de 1980, iniciou-se a implantação dos PADs, buscando atrair colonos com conhecimento em agricultura e recursos financeiros para investimento nas terras, cabendo ao INCRA a responsabilidade de demarcar os lotes e de conceder titulação dos lotes ocupados (ESCADA et al., 2005) (Figura 2).

Devido a diferentes fatores, por exemplo, seca na região Nordeste do país e correntes de migração internas no país, Rondônia foi alvo de intensa corrente migratória. Este fluxo foi tão intenso que excedeu a capacidade de controle do INCRA. Muitas

famílias ocuparam, de forma espontânea, as terras públicas e privadas, cabendo ao INCRA tentar controlar as invasões (ESCADA, 2003). O resultado foi a intensificação dos processos de desmatamento nas áreas próximas à rodovia BR-364 e em diversas áreas ocupadas por assentamentos espontâneos (invasões).

Nas décadas de 1980 e 1990, intensificaram-se os plantios de soja e as criações de gado, trazendo com eles outro agente de desmatamento, que são os grandes e capitalizados produtores rurais (BROWN et al., 2004). Este foi o início do estabelecimento da cadeia agroindustrial. Rondônia é hoje um estado com altas produções de soja e forte cadeia de produção de carne bovina. Por outro lado, é um dos estados mais desmatados da ALB.

Figura 2 – Projetos de assentamentos rurais e de colonização em Rondônia.



Fonte: Próprio autor.

1.2.3. Desmatamento em assentamentos de colonização rural na Amazônia

Aproximadamente 8% dos estados amazônicos brasileiros foram destinados a assentamentos rurais, representando 81% de toda a área destinada à reforma agrária no país (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010). Os assentamentos rurais foram definidos como áreas para produção agrícola a partir de políticas públicas, e sua distribuição é realizada em benefício de trabalhadores rurais sem-terra, portanto, possui espaço definido, onde a terra é dividida e a população alocada (OLIVEIRA NETO, 2014). A

partir da criação dos projetos de assentamento na Amazônia, houve o fortalecimento do processo de colonização de toda a região Norte (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010; MATOS et al., 2011).

Os projetos implementados no início da colonização dirigida da ALB se tornaram uma base forte para os assentamentos atuais, gerando forte integração econômica e territorial. Entretanto, os *designs* espaciais de distribuição de lotes não foram adequadamente planejados para conservar os recursos naturais e atender as condições estabelecidas nas legislações ambientais do país, o que aumentou substancialmente os passivos ambientais dos projetos de assentamento do INCRA ao longo dos anos (MATOS et al., 2011; ALENCAR et al., 2016).

Os pequenos agricultores estão fortemente associados à formação de clareiras iniciais na floresta amazônica (KIRBY et al., 2006). Parte significativa dos imigrantes que ocuparam as terras amazônicas a partir da década de 1970 foram produtores vindos do Nordeste e posteriormente os habitantes vindos do centro-sul do país. Ao serem inseridos nesta nova fronteira agrícola, foram incentivados a ocuparem seus lotes e torná-los produtivos do ponto de vista econômico, ou seja, construir “benfeitorias” a partir do desmatamento e queima da floresta (BECKER, 2001).

A associação do processo de desmatamento aos assentamentos da reforma agrária é um tema que vem sendo discutido há algum tempo. Em 2008, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) incluiu os projetos do INCRA na lista dos maiores desmatadores da Amazônia (MMA, 2008). Nas atividades agropecuárias como plantio de grãos e criação de gado, o desmatamento é necessário, entretanto, ao analisar a taxa de desmatamento acumulada anualmente, é difícil determinar o quanto está relacionado a grandes produtores rurais e aos pequenos produtores, principalmente devido à desatualização de dados espaciais (georreferenciamento) dos assentamentos rurais e aos processos de venda de lotes por parte dos assentados (ALDRICH et al., 2006; LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010; ALENCAR et al., 2016). Somam-se a estes fatores, os assentamentos que foram instalados em áreas previamente desmatadas.

Ainda que os assentamentos sejam instalados em áreas já desmatadas ou próximas a fazendas maiores, o aumento do desmatamento nessas áreas ocorre logo após a criação dos projetos, elevando as taxas de supressão vegetal (BRONDIZIO ET AL., 2002; FEARNSSIDE, 2005; BATISTELLA; MORAN, 2005; BRANDÃO JR.; SOUZA JR., 2006). No caso específico de Rondônia, 80% dos 52 municípios do estado foram criados

após a implantação dos assentamentos de colonização (CORDOVIL, 2010), o que demonstra a força destas ocupações em decorrência dos assentamentos.

1.2.4. *Designs* espaciais de desmatamento

Além de estudos relacionados à quantificação do desmatamento e da busca pelas causas deste processo, análises relacionadas à transformação da paisagem e diferentes *designs* de ocupação têm sido realizadas (GEIST; LAMBIN, 2001; ALVES et al., 2002; ALDRICH et al., 2006; LORENA; LAMBIN, 2009). Formas específicas de desmatamento são capazes de deixar pegadas ou marcas e estas podem ser traduzidas desde que haja conhecimento para tal interpretação (MERTENS; LAMBIN, 1997). Os *designs* espaciais de ocupação buscam categorizar os processos de desmatamento, caracterizando-os quanto à causa e consequência do processo que está se desenvolvendo na área afetada.

Em geral, o desmatamento está associado a causas como expansão agrícola por agricultores, exploração madeireira, expansão de infraestrutura, colonizações planejadas e estimuladas, e outras. As causas podem estar associadas a determinados *designs* espaciais de interface florestal/não-florestal diferentes ou similares (LAMBIN, 1994). Estes *designs* podem ser facilmente reconhecidos em mapas de cobertura da terra ou em imagens de satélite (GEIST; LAMBIN, 2001).

O *design fishbone* de ocupação é característico dos assentamentos rurais promovidos pelo INCRA na década de 1970 e 1980, além de estar associado às áreas de ocupação próximas a rodovias, como é o caso da rodovia Transamazônica no Pará e o caso da rodovia BR-364 em Rondônia (SAITO et al., 2011). Também são associados a processos de colonização de fronteira, com predomínio de agricultura familiar e de propriedades pequenas ou médias, com uso da terra que privilegia o desmatamento. Está vinculado às altas taxas de migração do início do processo de colonização. Neste *designs*, os lotes são dispostos de forma sistemática ao longo das estradas, sem considerar qualquer parâmetro abiótico (condições do solo, declividade, rede hídrica) e sem analisar os potenciais e limitações ambientais da região (BATISTELLA; BRONDIZIO, 2001).

O *design* espacial geométrico corresponde às grandes parcelas desflorestadas para atividades agrícolas com fins comerciais e agrícolas em larga escala (SAITO et al., 2011). Este *design* é associado a grandes clareiras (> 1000 ha) para as atividades comerciais como agricultura com alto nível de tecnificação, pastagens em larga escala,

assentamentos imobiliários e reflorestamentos industriais para fins de produção de energia (OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006).

Os *designs* de corredores correspondem à colonização espontânea de migrantes ou ribeirinhos, seguindo o eixo de estradas ou rios (MERTENS; LAMBIN, 1997). É um *design* associado à colonização de beira de estrada por migrantes espontâneos ou são associados ao deslocamento para cultivo tradicional de culturas de subsistência por parte de ribeirinhos e populações tradicionais. Já o *design* espacial difuso de desmatamento é resultado da agricultura tradicional de subsistência e itinerante de pequenos produtores, principalmente com os processos de corte e queima de áreas florestadas, por ocupação espontânea em estágio inicial, ou por cultivo permanente de pequenos agricultores para necessidades predominantemente de subsistência (praticada por colonizadores) (GEIST; LAMBIN, 2001).

As ilhas correspondem às áreas urbanas ou periurbanas ou àquelas localizadas no entorno de assentamentos rurais, sendo a atividade de exploração de madeira um exemplo de atividades associadas a este *design* (GEIST; LAMBIN, 2001). São concomitantemente causados pela expansão agrícola, pela extração de madeira e pela extensão da infraestrutura (MERTENS; LAMBIN, 1997). E por fim, o *design* espacial irregular de desmatamento, relacionado com alta densidade populacional e ocupação espontânea, formando áreas de manchas florestais residuais, o que o difere dos *designs* de corredor e difuso, pois proporciona grande fragmentação da floresta (GEIST; LAMBIN, 2001). Estão relacionados a processos de cultivo permanente para subsistência ou para exportação.

Embora diversos estudos tenham buscado elucidar qual destes *designs* podem oferecer vantagens ou impactos negativos para a vegetação nativa, avaliações baseadas em longas séries temporais e com *designs* de simulações futuras ainda não foram abordadas em conjunto, conforme proposto neste estudo.

1.2.5. Ecologia de paisagem

De acordo com Turner (1989), a tendência de padronização do espaço e da distribuição geográfica de organismos sempre existiu para a ecologia e para a história natural, com estudos datados desde o século XIX, onde era analisada a distribuição de táxon por botânicos e zoologistas. Inserido neste contexto, as relações entre clima, solo e mosaicos de vegetação foram sendo formuladas e as dinâmicas espaciais cada vez mais

estruturadas e analisadas, surgindo, neste conceito, as análises de paisagem e a ecologia da paisagem.

Este ramo da ecologia se baseia na teoria da biogeografia de ilhas e na dinâmica de metapopulações. Aplicada na ecologia da paisagem, a primeira teoria contextualiza a influência do tamanho dos fragmentos e do isolamento das populações (MACARTHUR; WILSON, 1963). Assim, os fragmentos florestais são comparados de forma análoga às ilhas com o objetivo de conhecer os impactos nas populações (NASCIMENTO et al., 2012).

A segunda teoria trata da conectividade e intercâmbio entre as populações espacialmente distribuídas na mesma região, considerando processos como migração, colonização e extinção entre elas e criando o conceito de metapopulação (LEVINS, 1970). A ecologia da paisagem nos auxilia a compreender a evolução da paisagem e os efeitos dos diversos tipos de atividades antrópicas no meio, permitindo avaliar diferentes *designs*, processo e escalas de ocupação (COSTA, 2012). O perfil da paisagem é determinado por uma estrutura e caracterizado pela repetição de seus elementos (mancha ou fragmento, classe e matriz), o que permite a composição de mosaicos heterogêneos com formas e limites diferenciados (CEMIN, 2014).

As análises de paisagem trabalham com diferentes escalas espaciais, considerando a dinâmica da heterogeneidade espacial e as interações e trocas através de paisagens heterogêneas (BATISTTELA et al., 2003). Basicamente, são referenciados três princípios para a análise da paisagem: estrutura, função e mudança. A estrutura refere-se às relações espaciais distintas no ecossistema, como distribuição de energia, materiais e espécies, em relação ao tamanho, forma e configuração dos componentes da paisagem. A função trata das interações entre os elementos espaciais, ou seja, o fluxo de energia, materiais e organismos possibilitado por esta paisagem. A mudança é a alteração da estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo, por ações antrópicas ou naturais (TURNER, 1989).

A quantificação da estrutura da paisagem ocorre a partir do uso de ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, obtendo, assim, métricas de paisagem que permitem discriminar seus elementos em fragmentos e classes da própria paisagem (FERRAZ, 2004; COSTA, 2012; CEMIN, 2014). Deste modo, a avaliação da estrutura de paisagem por meio do uso de índices que discriminam o *design* espacial da paisagem pode ser aplicada para entender o impacto do desmatamento no processo de fragmentação da paisagem. Estes índices podem ser utilizados como ferramentas para diagnóstico

ambiental e no planejamento e execução de políticas públicas (FERRAZ, 2004; WATRIN; VENTURIERI, 2009).

Em relação aos grupos das métrica de paisagem, foram utilizadas as definições de McGarigal e Marks (1995), desenvolvedores do *software* Fragstats®. As métricas podem ser calculadas em três níveis: paisagem (quantifica as características da paisagem como um todo), classe (explicam a configuração ou arranjo espacial de um conjunto de fragmentos) e fragmento (descrevem as características de cada fragmento).

As métricas se dividem ainda em métricas de área e borda, que avaliam e descrevem os tamanhos dos fragmentos e a quantidade de borda que este possui; métricas de forma, que estão associadas ao tamanho dos fragmentos e podem determinar efeitos ecológicos importantes, como o efeito de borda; métricas de área central, que se baseiam na definição da área núcleo ou central dos fragmentos, a partir de uma distância pré-definida da borda; métricas de contraste, que referem-se à magnitude da diferença entre os tipos de fragmentos adjacentes em relação a um ou mais atributos ecológicos a uma dada escala e que sejam relevantes para o organismo ou processo em consideração; métricas de agregação (subdivisão, isolamento, intercepção e dispersão), que avaliam a tendência de os fragmentos serem espacialmente agregados, ou seja, se dispor espacialmente de forma agregada; e as métricas de diversidade, que são representadas por índices de diversidade de espécies que foram desenvolvidos originalmente para animais e plantas, e que teve uso difundido para as métricas de paisagem. Estes índices são aplicados para determinar a composição da paisagem e buscam estimar como ocorre a distribuição da riqueza e da abundância das espécies na paisagem analisada.

1.2.6. Unidades de conservação e corredores ecológicos

Diante do intenso processo de ocupação antrópica em florestas tropicais, a criação de espaços para conservação e manutenção de espaços naturais no mundo em áreas de proteção ambiental se consolidou (MARQUES; CALDEIRA, 2017). A criação de unidades de conservação (UCs) datam de 1872, com a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos da América. No Brasil, os primeiros parques começaram a ser criados na década de 1930, com a criação dos parques de Itatiaia, Iguazu e Serra dos Órgãos. Nas últimas décadas, o número de UCs tem crescido no Brasil, principalmente após a implementação Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no país (DRUMOND et al., 2010).

Assim, o governo federal publicou a Lei nº 9.985/2000 que versa sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no país, com o objetivo de criar, implantar e gerir áreas destinadas à proteção ambiental, denominadas unidades de conservação. As áreas de proteção ambiental são consideradas mundialmente como territórios delimitados e destinados à conservação da biodiversidade e serviços ecológicos (BERNARD et al., 2014). São definidas como territórios e recursos naturais, incluindo as águas jurisdicionais, com limites definidos e legalmente instituídas com o objetivo de conservação e proteção de espécies, populações e ecossistemas, aplicando garantias de conservação (BRASIL, 2000).

As lei do SNUC definiu as UCs em áreas de Proteção Integral, destinadas a preservar a natureza e sendo permitido o uso indireto dos recursos naturais, e áreas de uso sustentável, onde a conservação da natureza acontece em conjunto com o uso sustentável dos seus recursos naturais (DRUMOND et al., 2010). As UCs de proteção integral são classificadas ainda em Estação Ecológica - ESEC, Reserva Biológica - REBIO, Parque Nacional - PARNA, Monumento Natural - MN e Refúgio de Vida Silvestre - RVS. As UCs de uso sustentável são definidas em Área de Proteção Ambiental - APA, Área de Relevante Interesse Ecológico – Arie, Floresta Nacional – Flona, Reserva Extrativista – Resex, Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS, Reserva de Fauna – Refau e Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN (BRASIL, 2000). Estados e municípios também podem criar suas classes de UCs, como observado em Rondônia com a criação das Florestas de Uso Sustentável – FERS.

Em 2012, 13% do território do planeta estavam em áreas protegidas, sendo o Brasil o país que mais contribui (responsável por 12,3% destas áreas) (BERNARD et al., 2014). De acordo com MMA (2019), 18,62% de terras continentais, 26,47% de áreas marinhas e 28,06% do bioma Amazônia são formados por UCs. Destas, 31,77% são de proteção integral e 68,23% são de uso sustentável.

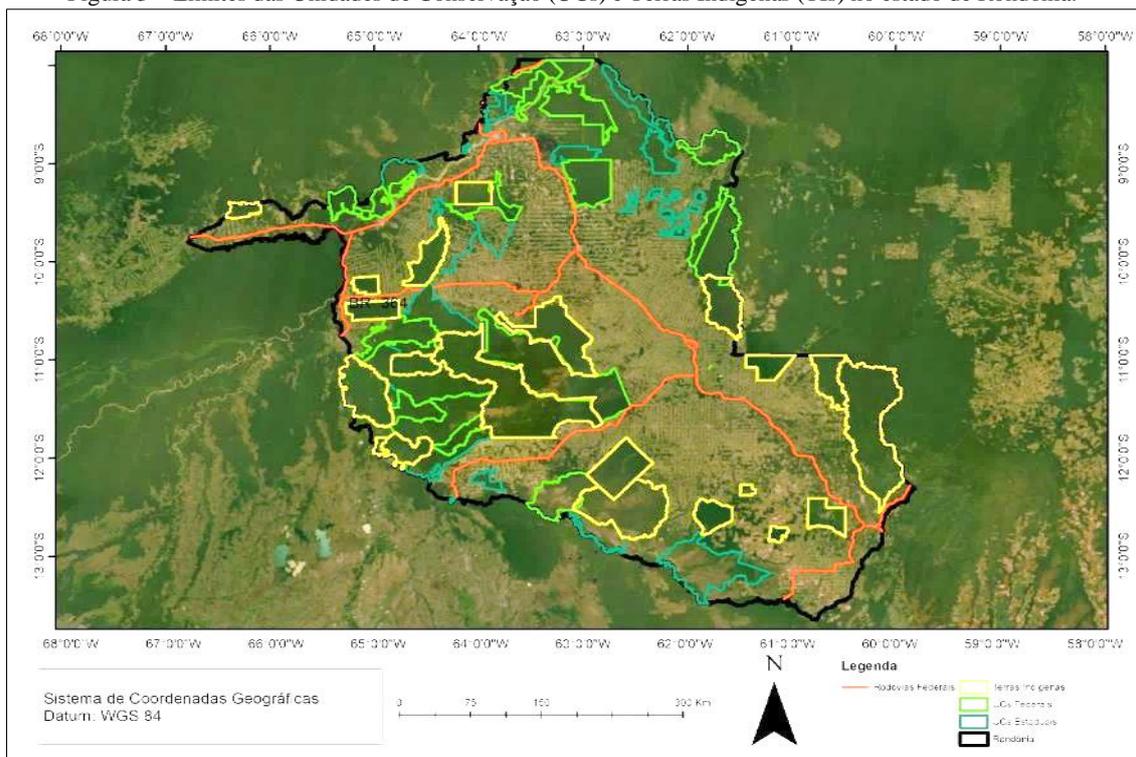
Outra estratégia para a conservação de áreas naturais é a delimitação de terras indígenas. As terras indígenas (TIs) não são parte do SNUC, mas possuem papel fundamental na conservação da biodiversidade brasileira, correspondendo a 13% do território nacional. Elas estão distribuídas em todos os ecossistemas brasileiros e em sua maioria oferecem proteção a biodiversidade, atuando como uma forma de contenção ao desmatamento (FUNAI, 2015).

Em Rondônia, a maior parte do estabelecimento das UCs e TIs foi iniciada durante a implantação do Plano Agropecuário e Florestal de Rondônia (PLANAFLORO) e da

primeira aproximação do Zoneamento Socioeconômico-Ecológico do Estado (ZSEE) (PEDLOWSKI et al., 1999). O objetivo da demarcação destas áreas protegidas foi de ordenar a ocupação do estado e atender as demandas dos seringueiros e de comunidades tradicionais que necessitam da floresta para a sua sobrevivência. Assim, diversas UCs foram criadas e delimitadas no estado, em alguns casos permitindo o uso sustentável por parte da população. Atualmente, o estado possui 60 UCs, totalizando 50.161,47 km² (MMA, 2019) (Figura 3).

As áreas de proteção em Rondônia estão sob intensa pressão antrópica. A maior parte dessas áreas de proteção já sofrem com invasões de madeireiros, fazendeiros e outros atores econômicos locais (CORDOVIL, 2010). A ausência de interesse do Estado em fornecer insumos, colaboradores e logísticas torna a gestão destes espaços caótica (MARQUES; CALDEIRA, 2017). Ainda assim, as UCs são a melhor estratégia para o controle do desmatamento. Ferreira et al. (2005), ao analisarem as taxas de desmatamento dentro e fora de UCs no estado de Rondônia, encontraram taxas de desmatamento de 48,1% para as áreas fora das UCs e de 4,7% dentro das UCs, indicando a efetividade destas áreas para controle do desmatamento na Amazônia.

Figura 3 – Limites das Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) no estado de Rondônia.



Fonte: Próprio autor.

Além das UCs, outra estratégia com o objetivo de garantir a conservação/preservação de espécies é a implantação de corredores ecológicos (BRITO,

2012). Os corredores ecológicos foram definidos pela Resolução CONAMA nº 9/96 como uma faixa de cobertura vegetal em estágio de médio a avançado processo de regeneração, capaz de propiciar habitat ou permitir o trânsito para a fauna entre a vegetação remanescente. No SNUC, os corredores ecológicos são definidos como porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais (BRASIL, 2000).

Assim, os corredores ecológicos são espaços de vegetação nativa remanescentes na paisagem que buscam conectar fragmentos florestais, como as áreas de proteção, aumentando a capacidade de percolação na paisagem fragmentada para diferentes espécies de flora e fauna (SEOANE et al., 2010). Em Rondônia, por ser um estado muito fragmentado e com grande parte de sua vegetação remanescente em áreas de proteção, o uso de corredores ecológicos pode influenciar de forma positiva na manutenção da biodiversidade da região.

1.3. Referências bibliográficas

- AGUIAR, A. P. D. **Modelagem de mudança do uso da terra na Amazônia: explorando a heterogeneidade inter-regional**. 2006. 182 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos.
- ALDRICH, S. P. et al. Land -cover and land-use change in the Brazilian Amazon: Smallholders, ranchers, and frontier stratification. **Economic Geography**, v. 82, n. 3, p. 265-288, 2006.
- ALENCAR, A. et al. **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília, DF, 2016. 78 p.
- ALVES, D. S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 2903-2908, 2002.
- ARIMA, E. Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, p. 024010, 2011.
- ARIMA, E. Y.; LEAL, F. A. **Measuring directional connectivity of Amazonian fragmented forests**. AAG: Association of American Geographers, Annual Meeting of 2016, San Francisco/California, v. 62, 2016.
- BARNI, P. E.; FEARNSTIDE, P. M.; DE ALENCASTRO GRAÇA; P. M. L. Desmatamento no sul do estado de Roraima: padrões de distribuição em função de projetos de assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, 2012.
- BATISTELLA, M.; BRONDIZIO, E. **Uma estratégia integrada de análise e monitoramento de assentamentos rurais na Amazônia**. In: GIS BRASIL 2001: Show de Geotecnologias, 7, Curitiba. **Anais [...]**, FatorGis-Selper, 2001.

BATISTELLA, M.; ROBENSON, S.; BRONDIZIO, E. F. Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, 2003.

BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 239-247, 2005.

BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n.12, p. 135-159, 2001.

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAUJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v.00, n.0, p. 1-12, 2014. DOI: 10.1111/cobi.12298.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; ROBERTS, D. A.; MATRICARDI, E. The rate and extent of deforestation in watersheds of the Southwestern Amazon Basin. **Ecological Applications**, v. 18, n.1, p. 31–48, 2008.

BOUCHER, D.; ROQUEMORE, S.; FITZHUGH, E. Brazil's success in reducing deforestation. **Tropical Conservation Science**, v.6, n.3, 426-445, 2013.

BRANDÃO Jr. A.; SOUZA Jr. C. **Desmatamento nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia**. O Estado da Amazônia, n.7, 2006. Belém: IMAZON.

BRASIL. Lei nº 1.806, de 6 de janeiro de 1953. Dispõe sobre o plano de valorização econômica da Amazônia, cria a superintendência da sua execução e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Rio de Janeiro, DF, 7 jan. 1953.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. Editora da UFSC, 2012.

BRONDÍZIO, E. S. et al. The colonist footprint: Toward a conceptual framework of land use and trajectories among small farmers in the Amazonian frontier. In: WOOD, C.; PORROS, R. (eds.) **Patterns and Process of Land Use Change and Forest Change in the Amazon**. University of Florida Press, Gainesville, p. 133-161, 2002.

BROWN, J. C.; JEPSON, W.; PRICE, K. P. Expansion of mechanized agriculture and land-cover change in southern Rondônia, Brazil. **Journal of Latin American Geography**, v.3, n. 1, 2004.

CEMIN, G. **Avaliação da fragmentação florestal no município de Caxias do Sul-RS: implicações ecológicas e proposição de cenários futuros**. 2014. 123f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2014.

CERQUEIRA, M. C. **Estudo do uso e cobertura da terra e fragmentação da vegetação natural na reserva de desenvolvimento sustentável nascentes geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil**. 2016. 109p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

COSTA, A. **Evolução uso e cobertura do solo e fragmentação da paisagem na Serra do Gandarela (MG): análise a partir de métricas de paisagem**. 2012. 96 p. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2012.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 09, de 24 de outubro de 1996. Define corredores de vegetação entre remanescentes como área de trânsito para a fauna. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>. Acesso em: 20 de dezembro de 2019.

CORDOVIL, V. R. S. **A situação das unidades de conservação em Rondônia: o caso Cujubim**. 2010. 174f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Núcleo de Ciências e Tecnologia (NCT). Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, Rondônia, 2010.

DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A.; OLIVEIRA, D. **Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil**. Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas. Brasília: Editora Câmara, 2010.

DUCHELLE, A. E et al. Linking forest tenure reform, environmental compliance, and incentives: lessons from REDD+ initiatives in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 55, p. 53-67, 2014.

ESCADA, M. I. S. **Evolução de padrões da terra na região Centro-Norte de Rondônia**. 2003. 264p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2003.

ESCADA, M. I. S. et al. **Análise de padrões e processos de ocupação para a construção de modelos na Amazônia: Experimentos em Rondônia**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005, Goiânia. **Anais [...]**. Goiânia, 2005.

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

FEARNISIDE, P. M. et al. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.24, n.2, p. 208-233, 2009.

FERRAZ, S. F. B. **Dinâmica da paisagem na região central de Rondônia e seus efeitos na composição química da água**. 2004. 151f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, São Paulo, 2004.

FERREIRA, A. M. M.; SALATI, E. Forças de transformação do ecossistema amazônico. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 25-44, 2005.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.

FERREIRA, M. D. P.; COELHO, A. B. Desmatamento recente nos estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n.1, p. 093-108, 2015.

FUNAI - Fundação nacional do índio. **Serviços ambientais: o papel das terras indígenas: programa de Capacitação em proteção Territorial**. Brasília: FUNAI/GIZ, 2015. 179p. ISBN: 978-85-7546-046-7

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. **What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence** LUC. Louvain-la-Neuve, Bélgica: LUC, 2001. (Report Series, 4) ISSN: 1138-7424. 116 p.

GODAR, J.; TIZADO, E. J.; POKORNY, B. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 58-73, 2012.

GOMES, F. B. **Modos de ocupação no município de Machadinho d'Oeste/RO e suas relações com o equilíbrio natural da paisagem e ajustes morfodinâmicos**. 2009. 117p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Rondônia/UNIR, Porto Velho. 2009.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Taxas de desmatamento na Amazônia. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates>. Acesso em: 10 de janeiro de 2020.

KIRBY, K. R. et al. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 4, p. 432-453, 2006.

- LAMBIN, E. F. Modelling Deforestation Processes: A Review. Luxembourg: European Commission, **Directorate-General XIII. Report no. EUR-15744-EM**, 1994.
- LAURANCE, W. F. et al. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2001.
- LEVINS, R. **Extinction**. Some mathematical questions in biology. **American Mathematical Society**, Providence, Rhode Island, 1970, 117p.
- LE TOURNEAU, F. M., BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. *Ambiente & Sociedade*, v. 13, n. 1, p. 111-130, 2010.
- LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15, 2011, Curitiba. **Anais [...]** Curitiba, 2011.
- LORENA, R. B.; LAMBIN, E. F. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, v. 29, n. 2, p. 171-181, 2009.
- LUDEWIGS, T.; BRONDÍZIO, E. S.; HETRICK, S. Agrarian structure and land-cover change along the lifespan of three colonization areas in the Brazilian Amazon. *World Development*, v. 37, n. 8, p. 1348-1359, 2009.
- LUI, G. H.; MOLINA, S. M. G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. *Amazônica*, v.1, n.1, p. 200-228, 2009.
- MARQUES, M. C.; CALDEIRA, D. R. M. Federal conservation units in Rondônia, Northern Brazil: history, management and socio-environmental importance. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 4, n. 7, p. 219-228, 2017.
- MATOS, J. M. et al. O Avaliação da evolução do desmatamento em assentamentos do Incra a partir dos dados do Prodes e Deter para os anos 1997-2010. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15, 2011, Curitiba. **Anais [...]** Curitiba, 2011.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 1967, 224p.
- MATRICARDI, E. A. T. et al. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, v. 34, n. 4, p. 1057-1086, 2013.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. Corvallis: For. Science Department Oregon State University, 1995, 59p.
- METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1166–1177, 2009.
- MERTENS, B.; LAMBIN, E. F. Spatial modeling of deforestation in southern Cameroon. Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. *Applied Geography*, v. 17, n.2, p. 143-162, 1997.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento da Amazônia Legal**. Brasília: MMA, 2008, 50 p.
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. **Painel de Unidade de Conservação – sem sobreposição**. Disponível em <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMDNmZTA5Y2ItNmFkMy00Njk2LWI4YjYtZDJJInzFkOGM5NWQ4IiwidCI6IjY2ZmE5LTNmOTMtNGJiMS05ODMwLTZmYzNDY3NTJmMDNlNCIsImMiOiJ9>>. Acessado em 20 de dezembro de 2020.

- NASCIMENTO, A. T. A. et al. Conservação da biodiversidade e dinâmica ecológica espacial: evolução da teoria. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 2, p. 156-164, 2012.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118-1123, 2014.
- OLIVEIRA-NETO, L. K. **Caracterização da produção em assentamentos rurais: O caso do P.A. Floriano Magno (Nova Mamoré – RO)**. 2016. 78p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Fundação Universidade Federal de Rondônia/UNIR, Porto Velho, 2016.
- PEDLOWSKI, M. A. et al. Patterns and impacts of deforestation in Rondônia, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 38, p. 149-157, 1997.
- PEDLOWSKI, M.; DALE, V.; MATRICARDI, E. A. T. A criação de áreas protegidas e os limites da conservação ambiental em Rondônia. **Ambiente & sociedade**, n. 5, p. 93-107, 1999.
- PEDLOWSKI, M. et al. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 2, p. 149-155, 2005.
- PEREIRA, L. M.; ESCADA, M. S.; RENNÓ, C. D. Análise da evolução do desmatamento em áreas de pequenas, médias e grandes propriedades na região centro-norte de Rondônia, entre 1985 e 2000. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, 2007, Florianópolis. **Anais [...]**, Florianópolis, 2007.
- SAITO, É. A. et al. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011.
- SEOANE, C. E. S. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207, 2010.
- SOARES-FILHO, B. et al. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém–Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v.10, p.745-764, 2004.
- SOLER, L. D.S. **Land use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: understanding human-environmental interactions**. 2014. 186 p. Tese (Doutorado), Wageningen University, Wageningen, NL, 2014.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: The effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-97, 1989.
- VALERIANO, D. M.; MELLO, E. M. K.; MOREIRA, J. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; DUARTE, V. Monitoring tropical forest from space: The Prodes digital project. **International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 35, p. 272–274, 2004.
- WATRIN, O. S.; VENTURIERI, A. **Métricas de paisagem na avaliação da dinâmica do uso da terra em projetos de assentamentos no Sudeste Paraense**. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12, 2005, Goiânia. **Anais [...]**, Goiânia, 2005.

CAPÍTULO 2 - *DESIGNS* DE PROJETOS DE ASSENTAMENTO COMO PROPULSORES DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

2. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais da Amazônia fornecem múltiplos e importantes serviços ecossistêmicos a nível local, regional e global, incluindo a conservação da biodiversidade, a regulação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) por meio do sequestro e armazenamento de carbono, e a regulação dos ciclos hidrológicos (KIRBY et al., 2006). Entretanto, o aumento acelerado da pressão antrópica e as consequentes mudanças rápidas do uso do solo impactam os processos biogeoquímicos das florestas e põem em risco o suprimento de serviços ecossistêmicos com efeitos que se repercutem em nível global (LAURANCE et al., 2001; LORENA; LAMBIN, 2009; MATRICARDI et al., 2013).

O processo de desflorestamento da Amazônia brasileira tem recebido a atenção devida (FEARNSIDE, 2005; GODAR et al., 2012; TYUKAVINA et al., 2017; ROSA et al., 2017), especialmente após o compromisso assumido pelo Brasil de reduzir as taxas de desmatamento em até 80% até 2020, como forma de atender a agenda mundial do REDD++ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal, Conservação e Agricultura) (EZZINE-DE-BLASS et al., 2011). O Brasil se comprometeu também em reduzir em 37% e 43% as emissões de GEE de 2005 até 2025 e 2030, respectivamente, no Acordo de Paris, através da intenção de Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC) (TRENTINI, 2018). O controle do desmatamento ilegal na Amazônia é uma medida a ser implantada para alcançar este objetivo (BRASIL, 2016). Adicionalmente, há a necessidade do fortalecimento da fiscalização e das instituições governamentais, como meio de combater o desmatamento (PEDLOWSKI et al., 1999).

Por outro lado, a conversão do uso da terra na Amazônia é o resultado da combinação de fatores socioeconômicos, tais como a implantação de projetos de infraestrutura (ALVES, 1999, 2002; FEARNSIDE, 2005), o avanço de fronteiras agrícolas (PEDLOWSKI et al., 2005; LORENA; LAMBIN, 2009; COSTA et al., 2017), a situação socioeconômica e as políticas de comando e controle (LAURANCE et al., 2001; ALDRICH et al., 2006; NEPSTAD et al., 2014). As causas do desmatamento são diversas e incluem a exploração madeireira ilegal ou legal, o rápido crescimento das atividades do agronegócio, ligado principalmente às cadeias do gado e da soja, os programas de implantação de projetos de infraestrutura e mineração, e as ações

governamentais em prol da colonização da Amazônia (ROSA et al., 2013; FERREIRA et al., 2015; VIEIRA et al., 2016).

O processo contemporâneo de colonização da Amazônia iniciou-se nas décadas de 1960 e 1970, sob os objetivos manifestos de distribuir terras para a reforma agrária e de criar as condições para a defesa das fronteiras do país (BECKER, 2001; BROWDER et al., 2004). Tal processo ocorreu principalmente com a instalação de assentamentos de colonização em conjunto com o Projeto de Integração Nacional (PIN), um programa promovido pelo governo militar de 1964 que tinha o objetivo de desenvolver economicamente e socialmente as regiões Norte e Nordeste do Brasil (GODAR et al., 2012).

Durante este período, parte das ações de promoção do desenvolvimento contaram com a abertura de rodovias que interligavam a região Norte ao resto do Brasil, com incentivos fiscais e financeiros para a instalação de grandes projetos agropecuários, de exploração mineral e de indústrias (BECKER, 2001). O processo de colonização teve continuação nos governos posteriores ao ciclo militar iniciado em 1964, de forma que os assentamentos do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) continuam sendo implementados na Amazônia (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010; RETTMAN, 2013).

Diversos estudos têm apontado os assentamentos de colonização como responsáveis diretos por parte significativa do desmatamento na Amazônia (LORENA; LAMBIN, 2009; FATORELI; MERTENS, 2010; LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010). As atividades desenvolvidas pelos assentados estão relacionadas à pecuária, agricultura e exploração madeireira, atividades essas que estão diretamente vinculadas ao processo de desmatamento (BRANDÃO Jr.; SOUZA Jr., 2006). Além disso, vários estudos apontam para a responsabilidade do INCRA no aumento das taxas de desmatamento devido a infraestruturas insuficientes e à falta de apoio aos assentados, além da necessidade de comprovar benfeitorias nas terras para receberem os títulos de posse dos lotes, implicando em desmatar para comprovar o uso produtivo da terra (BATISTELLA; MORAN, 2005; FATORELLI; MERTENS, 2010; CALANDINO et al., 2012).

As regiões com assentamentos são geralmente caracterizadas pela conversão da vegetação nativa em cultivo agrícola e pecuária (LORENA; LAMBIN, 2009; PACHECO, 2009). Em 2004, o Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia (PRODES) detectou 1.123 assentamentos rurais na Amazônia, abrangendo uma área total de 217.801 km², metade da qual já tinha sido desmatada (49%) (BRANDÃO Jr.; SOUZA Jr, 2006). Alencar et al. (2016) apontaram que, nos 2.982 assentamentos georreferenciados nos estados da Amazônia, foi estimada o desmatamento líquido de 37% em seus territórios.

Complementarmente, os *designs* espaciais dos projetos de assentamento podem ter efeito na forma de uso e ocupação das terras na Amazônia. Os *designs* desses projetos apresentam relação entre ocupação humana e desmatamento, classificados em *fishbone*, geométrico, difuso, irregular ou espontâneo, ilhas e corredores (HUSSON et al., 1995). Esta classificação foi aplicada em um estudo na região tropical de Camarões, utilizando dados de sensoriamento remoto e obtendo sucesso no reconhecimento de três destes *designs* e efeitos na paisagem no tempo analisado (MERTENS; LAMBIN, 1997). Outros estudos obtiveram sucesso na identificação destes *designs* espaciais e descreveram outros *designs* de ocupação espacial (ESCADA, 2003; EWER; LAURANCE, 2006; LORENA; LAMBIN, 2009; SAITO et al., 2011).

Os assentamentos rurais no Brasil variaram no tempo, conforme o contexto sociopolítico e o desenvolvimento da legislação ambiental (LUDEWIGS et al., 2009; RETTMAN, 2013). Os primeiros assentamentos instalados na década de 1960 até 1984 foram criados no âmbito do Projeto Integrado de Colonização (PIC) e tinham a finalidade de promover a colonização da Amazônia, tendo, neste período, predominado o *design fishbone*. Outros *designs* espaciais, no entanto, foram adotados e implantados na Amazônia, tais como radial, dendrítico, corredor e espontâneo, cada um deles sendo associado a determinado tipo de atividade ou de ator envolvido no seu processo de criação (LORENA; LAMBIN, 2009). Desta forma, diversos *designs* de assentamentos foram criados sucessivamente até, mais recentemente, a criação e implementação de projetos de assentamentos sustentáveis e extrativistas (ALENCAR et al., 2016).

No *design fishbone*, os lotes são dispostos de forma sistemática ao longo das estradas, sem avaliação previa de parâmetros ambientais (tipo de solo e rede hídrica, por exemplo) e dos potenciais e limitações ambientais da região (BATISTELLA et al., 2000; BATISTELLA; MORAN, 2005). Este *design* está associado a processos de colonização de fronteira, com predomínio de agricultura familiar e de propriedades pequenas ou médias. O uso da terra privilegia o desmatamento e está associado a altas taxas de migração no início do processo de colonização e à proximidade com estradas (ESCADA, 2003; PEREIRA et al., 2007).

O *design* dendrítico foi implantando a partir de 1984 pelo INCRA, com base em conhecimentos pedológicos e topográficos, ou seja, considerando as características abióticas da região, como o relevo e a presença de cursos d'água (BATISTELLA; MORAN, 2005; GOMES, 2009). O Código Florestal Brasileiro prevê a delimitação de uma reserva legal para todas as propriedades rurais, em fragmentos florestais. Assim, no *design* dendrítico de assentamento, as reservas legais correspondentes a cada lote foram agrupadas e dispostas em blocos formando grandes fragmentos florestais (BATISTELLA et al., 2000; ESCADA, 2003). O *design*

espontâneo denominado misto foi interpretado por Escada (2003) como um *design* de ocupação mista entre o *fishbone* e o dendrítico. São assentamentos oriundos de processo de ocupação espontânea e que foram posteriormente regularizados. Trata-se de assentamentos formados por lotes de até 50 ha que foram regularizados a partir de 1994. Neste tipo de assentamento, não está prevista a delimitação de reservas em bloco.

Os efeitos dos diferentes tipos de arranjos espaciais dos lotes na paisagem e a relação com o desmatamento e fragmentação foram explorados em outros estudos, com foco nos assentamentos criados nos municípios de Machadinho do Oeste e Vale do Anari, no estado de Rondônia (BATISTELLA et al., 2003; ESCADA, 2003, SOLER, 2014). Os estudos apontam que afirmaram que o *design* dendrítico com reservas em bloco é mais efetivo para controle da fragmentação e para manutenção de habitats, quando comparado com os *designs fishbone* e geométrico, devido aos arranjos baseados na topografia e nas reservas em bloco (BATISTELLA et al., 2003). E que houve o avanço do desmatamento, com contribuição direta de pequenos e grandes produtores na elevação das taxas de desmatamento na mesma região (ESCADA, 2003). Contudo, não foram identificadas diferenças potenciais nas taxas de desmatamento associadas aos vários *designs* de assentamento, não permitindo identificar qual *design* de assentamento causaria menor prejuízo ao meio ambiente e qual *design* promove uma ocupação ambientalmente ordenada, ou seja, manutenção das áreas de preservação permanente (APPs), reservas legais (RLs) e conservação da água e solo.

A hipótese testada é de que os diferentes *designs* dos projetos de assentamento estudados têm efeitos variáveis sobre a vegetação natural, sendo o *design fishbone* o de maiores impactos sobre vegetação nativa e o *design* dendrítico, o de menores impactos. A questão de pesquisa que norteou este estudo foi: i) qual foi a dinâmica espaço-temporal do uso da terra nas regiões dos assentamentos no período de 1985 a 2015? Para responder essa pergunta, analisei o processo de ocupação da região centro-norte de Rondônia, com o objetivo de quantificar a existência de diferenças nas taxas de desmatamento em assentamentos implantados com os três *designs* espaciais descritos acima.

2.1.MATERIAL E MÉTODOS

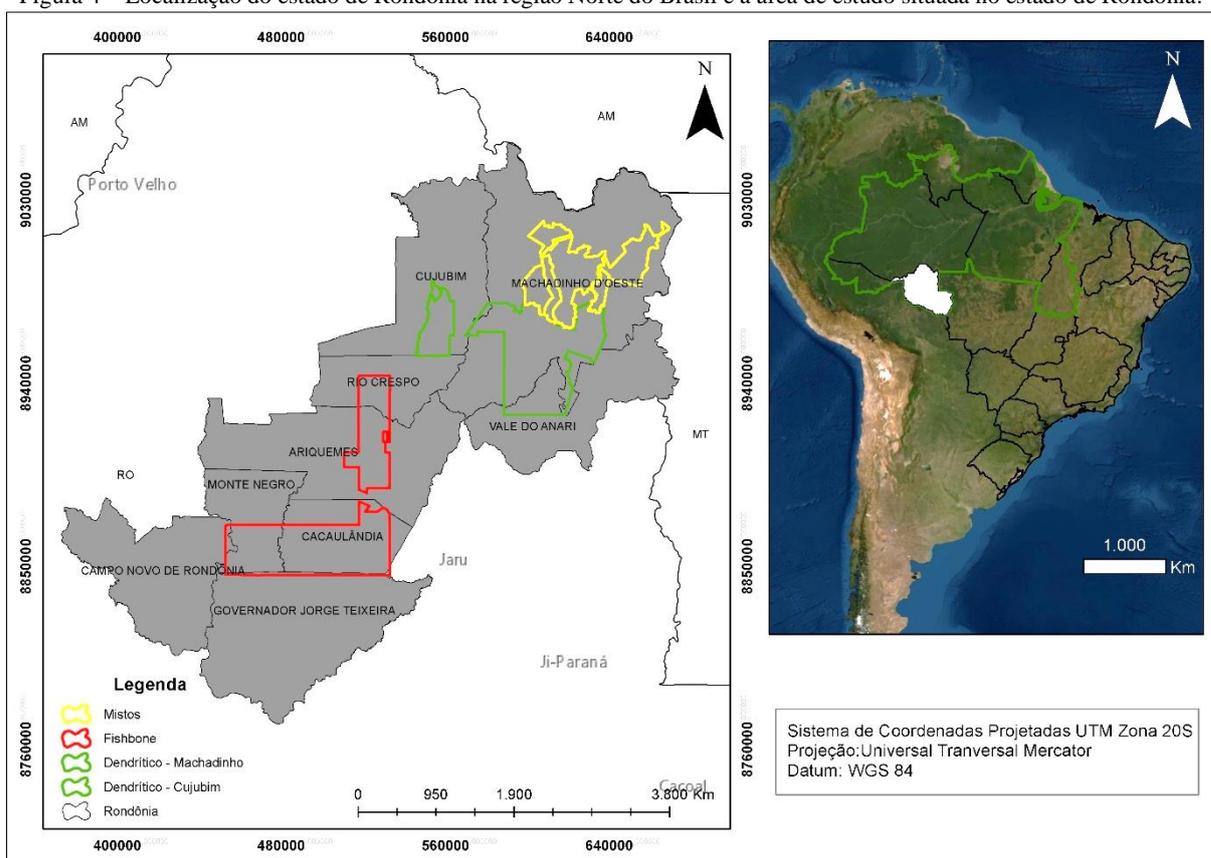
2.1.1. Área de estudo

Este estudo está situado na região centro-norte de Rondônia, inserido no bioma Amazônia. A área de estudo está localizada entre 9° 00' 00" a 11° 0' 00" S e entre 62° 0'00" e 64° 0' 00" O (Figura 4). O clima regional é do tipo Am – tropical chuvoso, com chuvas do tipo monção, com uma estação seca de pequena duração, com temperatura média anual de 25,5 °C estação seca definida entre os meses de junho e agosto, e precipitação elevada entre os meses

de setembro e maio, com média anual oscilando entre 2200 e 2500 mm (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes são os Argissolos, Cambissolos, Espodosolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos e Plintossolos. O relevo é considerado suave ondulado, coberto por tipos de vegetação classificados como floresta ombrófila aberta e densa e savana (RONDÔNIA, 2007).

A região estudada foi ocupada com estímulos administrativos e financeiros de programas de colonização da Amazônia, marcados pela implantação de assentamentos de colonização, pelas altas taxas de desmatamento e pela agropecuária (BECKER, 2001; ROBERTS et al., 2002; ALENCAR et al., 2016). O processo de colonização em Rondônia foi favorecido pela abertura da rodovia BR-364 e pelos assentamentos de colonização e reforma agrária (ROBERTS et al., 2002; ESCADA, 2003).

Figura 4 – Localização do estado de Rondônia na região Norte do Brasil e a área de estudo situada no estado de Rondônia.



Fonte: Próprio autor.

2.1.2. Designs espaciais de assentamentos

Os assentamentos analisados incluem os *designs fishbone* de Burareiro, dendrítico de Machadoinho e Cujubim e espontâneo/misto e estão distribuídos nos municípios de Ariquemes, Cacaulândia, Campo Novo de Rondônia, Cujubim, Governador Jorge Teixeira, Machadoinho do Oeste, Monte Negro, Rio Crespo e Vale do Anari (Figura 4; Tabela 1).

A escolha dos assentamentos e a identificação de seu *design* espacial foi determinada por análise visual e com base nas classificações de *designs* fornecidas por Escada (2003) e Batistella et al. (2003) para a mesma região. Poucos projetos de assentamento com *design* dendrítico foram implantados na Amazônia no passado, sendo os mais representativos o de Cujubim e de Machadinho em Rondônia. Os demais assentamentos foram escolhidos por estarem situados em áreas próximas, com efeitos similares do processo de ocupação territorial, diferenciando-se nas diretrizes e políticas adotadas em cada período de implantação dos projetos.

Tabela 1 - Síntese dos assentamentos avaliados no estado de Rondônia, incluindo o *design*, a denominação, os municípios onde estão localizados, o ano de criação oficial por parte do Instituto Nacional da Colonização e Reforma Agrária e a respectiva área de ocupação.

<i>Designs</i>	Denominação	Municípios	Ano de Criação	Área (ha)
Dendrítico	PA Machadinho	Machadinho D'Oeste	15/02/1982	212.998,00
	PA Cujubim I	Cujubim	03/07/1984	42012,00
	PA Cujubim II	Cujubim	11/12/1995	2.810,00
<i>Fishbone</i>	PAD Burareiro	Ariquemes, Cacaulândia, Rio Crespo, Monte Negro, Governador Jorge Teixeira e Campo Novo de Rondônia	21/01/1974	295.158,40
Espontâneos/ mistos	PA Santa Maria I	Machadinho D'Oeste	29/12/1995	10.963,08
	PA Santa Maria II		09/01/1996	38.314,34
	PA Tabajara I		29/12/1995	14.046,95
	PA Tabajara II		09/01/1996	20.701,17
	PA Lages		09/01/1996	62.438,64
	PDS Cernambí		05/09/2003	14.829,16

PA = Projeto de Assentamento; PAD = Projeto de Assentamento Dirigido; PDS = Projeto de Desenvolvimento Sustentável.

2.1.3. Base de dados

A avaliação da dinâmica espaço-temporal dos assentamentos foi feita utilizando dados de classificação de uso e cobertura do solo no formato matricial e disponibilizados pelo Projeto MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>). O MapBiomas foi criado em 2015 com a colaboração de várias instituições e organizações não-governamentais (por exemplo, o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM e o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia - IMAZON), e está vinculado ao Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa / Observatório do Clima (SEEG/OC), com o objetivo principal de disponibilizar, de forma rápida, acessível e sem custos, o mapeamento do uso e cobertura do solo do território brasileiro (MAPBIOMAS, 2019). Desde 2015, o projeto publicou quatro coleções de mapas, com diferentes séries temporais. Atualmente, a classificação do uso e cobertura do solo é realizada

de forma automatizada pelo algoritmo *Random Forest*, com verificações posteriores em campo definida por amostragem.

Mapas de classificação do MapBiomas são gerados a partir de imagens do conjunto de dados obtidos pelos sensores Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e termovisor operacional e sensor infravermelho térmico (OLI-TIRS), a bordo dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente (MAPBIOMAS, 2019). Neste estudo, utilizamos os dados da classificação de uso do solo do MapBiomas de uma série temporal de 30 anos no período de 1985 a 2015 (imagens de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015) da coleção 3.0, recobrando o estado de Rondônia. Os dados são disponibilizados em formato matricial (geotiff), em pixels de 30 m x 30 m, referenciados espacialmente em sistema de coordenadas geográficas (lat/lon) e sistema de referência WGS 84. As imagens foram obtidas por meio da plataforma *Google Earth Engine* (<https://earthengine.google.com/>). Os mapas da Coleção 3.0 foram exportados por bioma, estado ou município (para cada um dos anos da série) usando o *script* <https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit>. As classes temáticas encontradas para a região de estudo, de acordo com a classificação do MapBiomas, estão listadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Descrição das classes de uso e cobertura do solo encontradas na área de estudo (estado de Rondônia), de acordo com a classificação do MapBiomas (Coleção 3.0).

Código da Classe	Legenda	Descrição
3	Formação florestal	Floresta ombrófila densa e aberta, Floresta sazonal sempre verde, Floresta estacional semidecídua e decídua, Cerrado (savana) arborizado, Áreas de incêndio ou exploração florestal, Floresta secundária e Floresta ombrófila aberta aluvial (igapó e várzea)
13	Outra formação florestal	Áreas de Cerrado
15	Pastagem	Área de pastagens naturais ou plantadas, ligadas à atividade agropecuária
19	Cultura anual e perene	Área predominantemente ocupada por culturas anuais ou perenes
21	Mosaico de agricultura e pastagem	Áreas de cultivo onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura
24	Infraestrutura urbana	Áreas urbanas com predominância de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, rodovias e construções
25	Outra área não vegetada	Áreas urbanas com predominância de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, rodovias e construções
27	Não observado	
30	Mineração	Áreas relacionadas à extração de grandes minerais, com clara exposição do solo*
33	Rio, lago e oceano	Rios, lagos, barragens, reservatórios e outros corpos de água

* Foram consideradas somente as áreas pertencentes ao gráfico do Departamento Nacional de Produção Mineral DNPM (Sistema de Informações Geográficas da Mineração – SIGMINE). Adaptado: MAPBIOMAS (2019).

Dados vetoriais do projeto de Zoneamento Socioeconômico Ecológico do Estado de Rondônia (ZSEE) de 2007, foram utilizados em escala de 1:250.000 e sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso UTM 20S, *South America Datum* (SAD) 1969 (PIONTEKOWSKI et al., 2014). Após a obtenção das imagens, todos os arquivos vetoriais e matriciais foram convertidos para o sistema de projeção UTM, fuso 20S, com sistema de referência WGS 84 para possibilitar o uso de arquivos com o mesmo sistema de referência, evitando deslocamentos e imprecisões.

As áreas de cada classe de uso da terra para a região e para os assentamentos foram obtidas recortando e processando as imagens com o auxílio do *software* ArcGIS 10.6®, de acordo com os limites geográficos de cada município e assentamento. Os cálculos de área para cada classe de uso do solo nos municípios e nos assentamentos executamos usando a ferramenta *Field Calculator*, de acordo com a Equação 1.

Equação 1:

$$A = P * T$$

Equação 1- Cálculo de área para as classes de uso do solo.

Onde:

A = área de cada classe;

P = número de pixels por classe;

T = tamanho do pixel, obtido pela resolução da imagem.

A dinâmica temporal das classes ligadas a ações antrópicas e das classes de vegetação nativa foi avaliada após o agrupamento das classes ‘Formação florestal’ e ‘Outra formação florestal’ em um primeiro grupo, e das classes ‘Pastagem’, ‘Cultura Anual e Perene’ e ‘Mosaico de agricultura e pastagem’ em um segundo grupo, e as classes ‘Infraestrutura Urbana e ‘Outra área não vegetada’ em um terceiro grupo. As demais classes foram analisadas de forma independente, que são água, não observado e mineração (Tabela 3). As classes descritas acima foram simplificadas em ‘Vegetação Nativa’ e ‘Agropecuária’, para as análises dos assentamentos.

Tabela 3 - Classes adotadas para avaliação temporal do uso e cobertura do solo nos municípios e assentamentos da área de estudo (Rondônia) após reclassificação do MapBiomias (Coleção 3.0).

CLASSES ADOTADAS		MAPBIOMAS	
Classe		Classe	
1	Vegetação nativa	3	Formação florestal
		13	Outra formação florestal
2	Agropecuária	15	Pastagem
		19	Cultura anual e perene

CLASSES ADOTADAS		MAPBIOMAS	
Classe		Classe	
		21	Mosaico de agricultura e pastagem
3	Área não vegetada	24	Infraestrutura urbana
		25	Outra área não vegetada
4	Água	33	Rio, lago e oceano
5	Não observado	27	Não observado
6	Mineração	30	Mineração

2.1.4. Tratamento estatístico

O teste de correlação de Pearson ($P < 0,05$) foi utilizado para verificar a possível correlação entre o desmatamento e o crescimento de áreas com atividades agrícola. Além disso, a existência de tendência temporal nas taxas de desmatamento para os assentamentos foi avaliada com o teste de Cox-Stuart ($P < 0,05$). A avaliação do melhor *designs* de ocupação foi realizada com base nas taxas acumuladas de desmatamento.

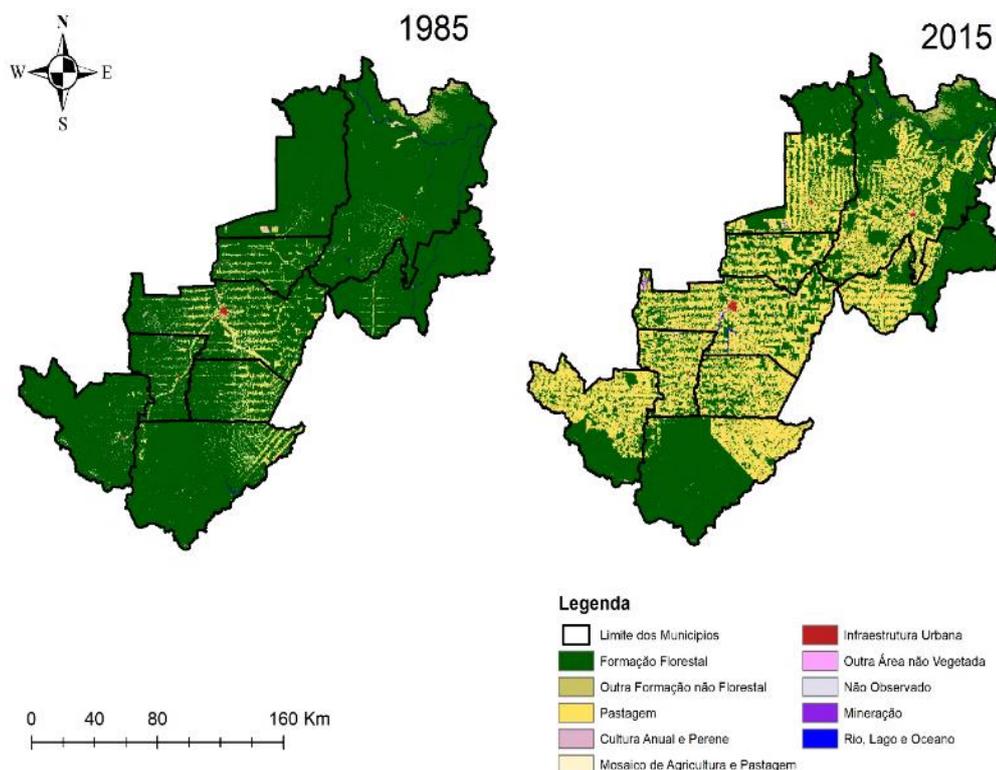
2.2.RESULTADOS

2.2.1. Desmatamento nos municípios

Os resultados obtidos para os municípios apontam que no ano de 1985, início do processo de ocupação da área de estudo, predominava a classe Vegetação Nativa, que é a junção das formações florestais em combinação com formações típicas da vegetação de Cerrado. O município com maior cobertura de floresta nativa era Cujubim (98,5%), seguindo pelos municípios de Machadinho do Oeste, Vale do Anari e Campo Novo de Rondônia (97%), e o de Governador Jorge Teixeira (92%). Por outro lado, os municípios com menores taxas de vegetação nativa eram Monte Negro e Rio Crespo (89%), Ariquemes (82%) e Cacaúlândia (81%). Além de vegetação nativa, classes como pastagem, infraestrutura urbana, mineração e outras, foram detectadas em todos os municípios desde o primeiro ano desta série histórica.

No período de 1985 a 2015, todos os municípios analisados apresentaram redução na cobertura de suas áreas florestais e, em contrapartida, um aumento nas classes vinculadas à agropecuária. A pastagem e a agricultura foram as classes que mais contribuíram para as alterações do uso do solo (Figura 5).

Figura 5 - Cobertura e uso do solo no período entre 1985 e 2015 para os municípios Ariquemes, Cacaulândia, Campo Novo de Rondônia, Cujubim, Governador Jorge Teixeira, Machadinho d'Oeste, Monte Negro, Rio Crespo e Vale do Anari, no estado de Rondônia.



Em 2015, os municípios com as maiores taxas de vegetação nativa, i.e., as menores taxas de desmatamento, foram Governador Jorge Teixeira (75%), Machadinho D'Oeste (68%), Vale do Anari (65%) e Cujubim (61%). Já os municípios com menores taxas de vegetação foram Campo Novo de Rondônia (47%), Rio Crespo (46%), Ariquemes (37%), Cacaulândia (36%) e Monte Negro (36%).

A área de vegetação nativa diminuiu gradativamente nos municípios com a implantação dos assentamentos, acentuando-se entre os anos de 1985 e 2005, e com valores decrescentes nos anos subsequentes. Observamos que as áreas com uso agropecuário aumentaram a partir da criação dos assentamentos (por exemplo, município de Machadinho do Oeste), onde as taxas de desmatamento aumentaram substancialmente a partir de 1995 (Figura 6; Figura 7). Este ano coincide com o período do de regularização dos assentamentos espontâneos/mistos. Em 2015, as classes predominantes em todos os municípios foram vegetação nativa e agropecuária, com poucas áreas destinadas à urbanização e/ou outras alterações antrópicas (Tabela 4).

Figura 6- Dinâmica temporal dos remanescentes de vegetação nativa nos municípios do estado de Rondônia avaliados neste estudo, em 1985, 1990, 1995, 2000, 2010 e 2015.

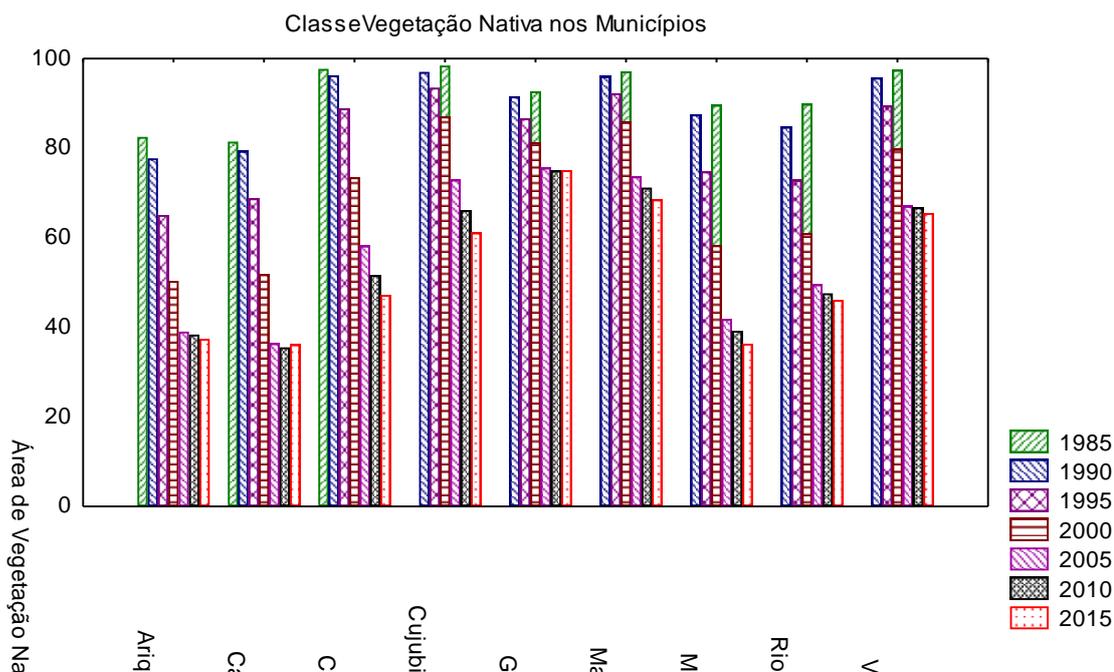
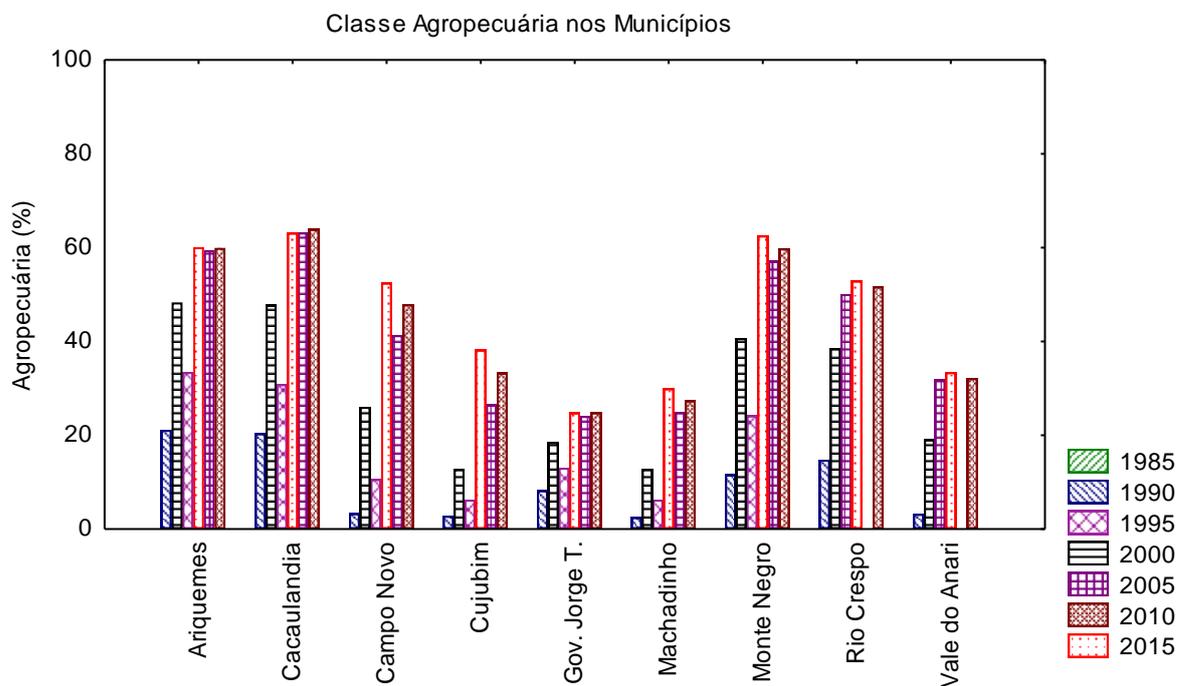


Figura 7 - Dinâmica temporal da classe agropecuária para os municípios do estado de Rondônia, avaliados para os anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2010 e 2015.



O município de Monte Negro teve o maior crescimento das áreas de pastagem e agricultura, passando de 9% em 1985 para 63% em 2015, ou seja, uma redução de 54% da cobertura de seu território. Situação semelhante de mudanças de uso da terra foi observada no município de Campo Novo de Rondônia, que possuía 2% da classe agropecuária em 1985 e 52% em 2015.

Tabela 4 - Uso e cobertura da terra nos municípios da área de estudo no estado de Rondônia: Ariquemes, Cacaulândia, Campo Novo de Rondônia, Cujubim, Governador Jorge Teixeira, Machadinho d'Oeste, Monte Negro, Rio Crespo e Vale do Anari.

ARIQUEMES														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%												
Vegetação nativa	380367,72	82,52	358420,68	77,75	300088,62	65,10	232074,54	50,35	180002,88	39,05	176996,61	38,40	172604,43	37,44
Agropecuária	74306,16	16,12	97472,07	21,15	154865,34	33,60	222774,57	48,33	274222,71	59,49	276432,12	59,97	277372,35	60,17
Áreas não vegetadas	4721,85	1,02	3225,87	0,70	3292,47	0,71	3122,64	0,68	3900,78	0,85	3771,18	0,82	4180,59	0,91
Não observado	29,34	0,01	19,62	0,00	22,77	0,00	25,92	0,01	20,70	0,00	19,71	0,00	27,45	0,01
Água	1534,41	0,33	1320,48	0,29	1939,77	0,42	2065,50	0,45	2219,40	0,48	2883,42	0,63	5850,72	1,27
Mineração	6,75	0,00	507,51	0,11	757,26	0,16	903,06	0,20	599,76	0,13	863,19	0,19	930,69	0,20
TOTAL	460.966,23	100												
CACAULÂNDIA														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	161970,57	81,48	157859,64	79,41	136759,86	68,80	103077,63	51,86	72408,06	36,43	70665,03	35,55	71920,35	36,18
Agropecuária	36017,28	18,12	40558,23	20,40	61323,66	30,85	94983,39	47,78	125658,09	63,22	127099,17	63,94	125537,76	63,15
Áreas não vegetadas	256,77	0,13	121,41	0,06	162,63	0,08	124,47	0,06	149,13	0,08	150,39	0,08	148,59	0,07
Não observado	4,41	0,00	2,07	0,00	3,42	0,00	2,43	0,00	1,80	0,00	2,61	0,00	1,44	0,00
Água	529,38	0,27	237,06	0,12	528,84	0,27	590,49	0,30	561,33	0,28	861,21	0,43	1170,27	0,59
TOTAL	198.778,41	100												
CAMPO NOVO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	342337,32	97,74	337232,16	96,28	311283,09	88,88	257412,15	73,49	203926,95	58,22	180967,05	51,67	165425,58	47,23
Agropecuária	6423,21	1,83	11675,79	3,33	37179,45	10,62	91216,62	26,04	144730,53	41,32	167819,49	47,91	183882,06	52,50
Áreas não vegetadas	573,75	0,16	390,51	0,11	417,69	0,12	388,62	0,11	388,35	0,11	376,47	0,11	412,47	0,12
Água	898,29	0,26	949,50	0,27	1245,51	0,36	1110,51	0,32	1080,36	0,31	958,86	0,27	524,34	0,15
Mineração	15,39	0,00	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	1,71	0,00	6,03	0,00	3,51	0,00
TOTAL	350.247,96	100	350.247,96	100	350.127,90	100	350.127,90	100	350.127,90	100	350.127,90	100	350.247,96	100

CUJUBIM														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	383258,79	98,46	377750,07	97,05	364173,12	93,56	338908,05	87,07	284153,76	73,00	257575,14	66,17	238119,93	61,17
Agropecuária	5080,68	1,31	10980,09	2,82	24403,50	6,27	49578,75	12,74	103814,28	26,67	129701,70	33,32	148759,65	38,22
Áreas não vegetadas	702,27	0,18	198,99	0,05	268,20	0,07	366,12	0,09	494,82	0,13	717,12	0,18	1020,78	0,26
Não observado	0,36	0,00	1,71	0,00	1,44	0,00	2,07	0,00	2,52	0,00	1,71	0,00	2,25	0,00
Água	209,79	0,05	321,39	0,08	406,17	0,10	397,35	0,10	786,96	0,20	1255,68	0,32	1348,74	0,35
Mineração	0,54	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,09	0,00	1,08	0,00	1,08	0,00
TOTAL	389.252,43	100												

GOVERNADOR JORGE TEIXEIRA														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	CLASSES	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	469720,44	92,73	463838,49	91,57	439028,46	86,67	411577,11	81,25	383228,37	75,65	379967,85	75,01	380375,37	75,09
Agropecuária	34652,25	6,84	41701,41	8,23	66175,38	13,06	93852,36	18,53	122159,52	24,12	125838,27	24,84	125730,00	24,82
Áreas não vegetadas	348,12	0,07	184,68	0,04	240,21	0,05	164,70	0,03	273,33	0,05	205,92	0,04	214,65	0,04
Não observado	8,37	0,00	3,33	0,00	3,06	0,00	3,60	0,00	2,25	0,00	1,89	0,00	1,53	0,00
Água	1827,27	0,36	828,54	0,16	1109,34	0,22	958,68	0,19	892,98	0,18	542,52	0,11	234,90	0,05
TOTAL	506.556,45	100												

MACHADINHO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	825387,66	97,16	816121,44	96,07	783872,55	92,27	729328,32	85,85	626045,94	73,69	604884,78	71,20	582448,23	68,56
Agropecuária	11544,84	1,36	21491,55	2,53	53246,61	6,27	108288,36	12,75	211564,80	24,90	232931,43	27,42	254433,15	29,95
Áreas não vegetadas	2107,98	0,25	1781,46	0,21	2075,40	0,24	1713,06	0,20	1851,84	0,22	1103,49	0,13	1601,55	0,19
Não observado	3220,56	0,38	3219,21	0,38	3218,85	0,38	3219,66	0,38	3219,66	0,38	3221,01	0,38	3220,29	0,38
Água	7235,73	0,85	6884,91	0,81	7105,59	0,84	6977,61	0,82	6851,52	0,81	7372,53	0,87	7791,30	0,92
Mineração	39,42	0,00	37,62	0,00	17,19	0,00	9,18	0,00	2,43	0,00	22,95	0,00	41,67	0,00
TOTAL	849.536,19	100												

MONTE NEGRO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	153174,24	89,68	149543,91	87,56	127765,44	74,81	99610,29	58,32	71481,06	41,85	67017,69	39,24	62062,29	36,34
Agropecuária	15134,40	8,86	19827,27	11,61	41345,55	24,21	69543,81	40,72	97897,14	57,32	102189,42	59,83	106868,43	62,57
Áreas não vegetadas	1231,38	0,72	441,45	0,26	549,63	0,32	482,49	0,28	506,25	0,30	566,82	0,33	519,03	0,30
Água	1221,57	0,72	964,98	0,57	1120,50	0,66	1129,41	0,66	894,24	0,52	1004,04	0,59	1319,94	0,77
Mineração	31,23	0,02	15,21	0,01	11,70	0,01	26,82	0,02	14,13	0,01	14,85	0,01	23,13	0,01
TOTAL	170.792,82	100												

RIO CRESPO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	157038,75	89,92	148088,16	84,80	127345,95	72,92	106646,13	61,07	86584,50	49,58	83120,67	47,59	80524,35	46,11
Agropecuária	15840,63	9,07	25830,09	14,79	46542,87	26,65	67383,45	38,58	87469,20	50,08	90267,93	51,69	92474,01	52,95
Áreas não vegetadas	1476,63	0,85	498,06	0,29	436,68	0,25	363,51	0,21	202,59	0,12	537,21	0,31	707,58	0,41
Não observado	2,61	0,00	2,25	0,00	0,90	0,00	1,71	0,00	1,53	0,00	1,71	0,00	2,43	0,00
Água	253,08	0,14	144,18	0,08	284,76	0,16	213,30	0,12	342,45	0,20	677,52	0,39	873,45	0,50
Mineração	30,15	0,02	79,11	0,05	30,69	0,02	33,75	0,02	41,58	0,02	36,81	0,02	60,03	0,03
TOTAL	174.641,85	100												

VALE DO ANARI														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	ha	%	ha	%	Há	%	ha	CLASSES	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	310359,24	97,48	304816,77	95,74	285039,72	89,53	254242,08	79,86	213680,43	67,12	212703,21	66,81	208644,30	65,53
Agropecuária	4498,65	1,41	10222,38	3,21	29954,34	9,41	60807,87	19,10	101669,49	31,93	102337,56	32,14	106413,57	33,42
Áreas não vegetadas	237,87	0,07	280,17	0,09	228,06	0,07	297,63	0,09	199,35	0,06	257,49	0,08	238,86	0,08
Não observado	958,23	0,30	958,50	0,30	958,50	0,30	960,03	0,30	959,13	0,30	959,04	0,30	959,22	0,30
Água	2323,35	0,73	2099,52	0,66	2196,72	0,69	2069,73	0,65	1868,94	0,59	2120,04	0,67	2121,39	0,67
TOTAL	318.377,34	100												

2.2.3. Desmatamento nos assentamentos

O *design* espacial de projeto de assentamento espontâneo/misto apresentou a maior taxa de conversão floresta-agropecuária no período analisado, com a conversão de 55% da vegetação nativa em classes vinculadas à agropecuária e à urbanização entre 1995 e 2015 (Figura 10). Este *design* foi utilizado como *design* espacial em seis dos sete assentamentos implantados em Machadinho do Oeste. A mudança de uso e cobertura da terra nos projetos de assentamento apresentou resultados semelhantes aos dos municípios, com perda significativa de vegetação nativa e crescimento da agropecuária na região. Os assentamentos representam 25%, 18%, 11% e 21% dos municípios de Machadinho do Oeste (Machadinho (25%) e mistos (18%), Cujubim (Cujubim) e Burareiro, que por estar inserido espacialmente em vários municípios (Monte Negro, Ariquemes, Cacaulândia, Rio Crespo e Campo Novo de Rondônia), representam 21% da soma de seus territórios. Observamos que, nos *designs* dendrítico de Cujubim e Machadinho e *fishbone* de Burareiro, ocorreram a conversão de 48%, 42% e 44% da vegetação nativa em agropecuária, sendo que no assentamento de Machadinho ainda persiste a maior parte de vegetação nativa (Figura 8; Figura 9; Figura 11).

Entretanto, a maior porcentagem de alteração do uso da terra (65,7% de seu território convertidos de vegetação nativa para agropecuária) ocorreu no projeto de assentamento Cujubim, seguido pelos projetos de assentamento Burareiro (60,8%), espontâneo/misto (55,5%) e Machadinho (46,2%).

Todos os *designs* de projetos de assentamento analisados apresentaram tendências significativas de perda de vegetação nativa, concomitante ao aumento das áreas ocupadas por agropecuária. Observamos que, logo após a criação dos assentamentos, há uma tendência crescente do aumento das taxas de desmatamento nos projetos de assentamento, seguido pela tendência de estabilização dessas taxas à medida que esgotam as terras disponíveis para o desmatamento legal. Entretanto, observamos diferenças na dinâmica do uso da terra ao longo do tempo nos diferentes *designs*. Por exemplo, os projetos de assentamento mais antigos de Burareiro e Machadinho apresentaram baixas taxas de desmatamento nos últimos 15 anos do período analisado. Isto pode ser explicado pelo fato de terem atingido a área máxima permitida ao desmatamento de acordo com o Código Florestal em vigor.

Figura 8- Taxa de conversão de uso do solo para o design dendrítico de Machadinho. Vegetação Nativa ($r=0,9555$; $p = 0,0008$) e agropecuária ($r= 0,9555$; $p = 0,0008$)

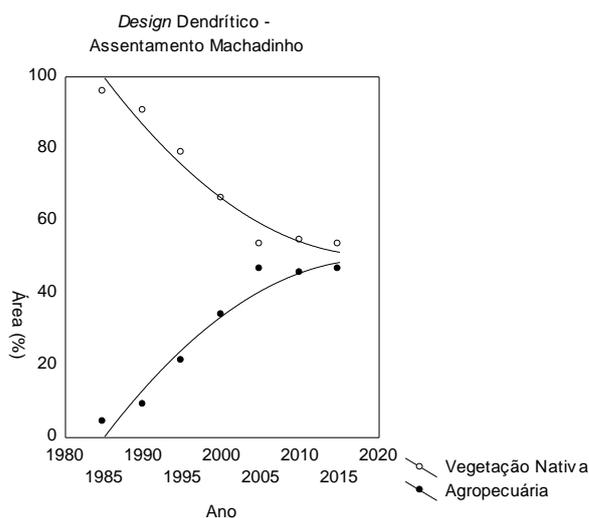


Figura 9 - Taxa de conversão de uso do solo para o design dendrítico de Cujubim. Vegetação Nativa ($r = -0,9491$; $p = 0,0011$) e Agropecuária ($r = 0,9492$; $p = 0,0011$)

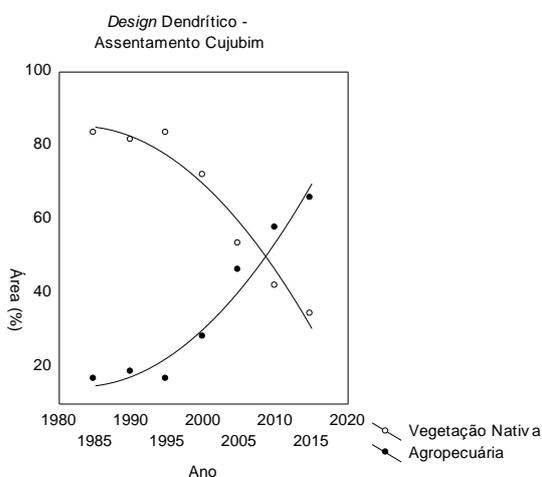


Figura 10- Taxa de conversão de uso do solo para o design espontâneo/misto. Vegetação Nativa ($r = -0,9394$; $p = 0,0017$) e Agropecuária ($r = 0,9394$; $p = 0,0017$)

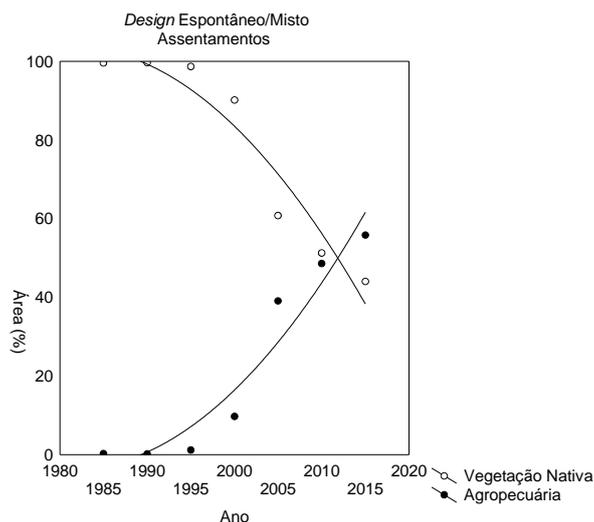
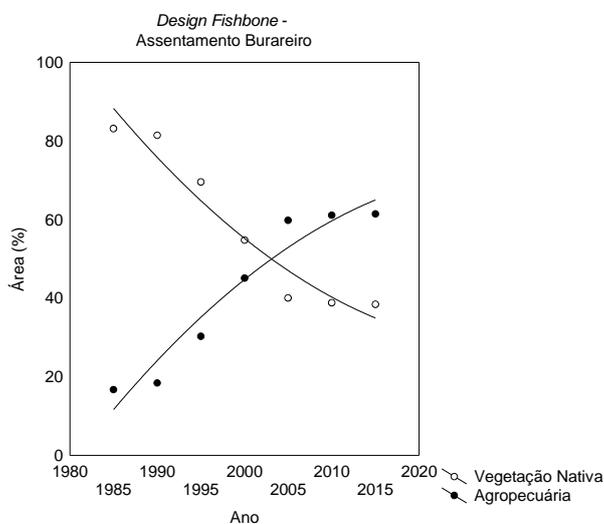


Figura 11- Taxa de conversão de uso do solo para o design fishbone - Burareiro. Vegetação Nativa ($r = -0,9603$; $p = 0,0006$) e Agropecuária ($r = 0,9603$; $p = 0,0006$)



Observamos também que as áreas ocupadas por atividades agropecuárias não superaram as áreas de vegetação nativa no projeto de assentamento Machadinho, enquanto no projeto Burareiro as áreas desmatadas superaram a vegetação nativa entre 2000 e 2005. Este resultado indica que o *design* dendrítico pode ser mais efetivo na manutenção das áreas de vegetação natural do que *design fishbone*, já que os projetos foram implantados em períodos não muito distantes entre si. As nossas observações em campo indicaram que as reservas em bloco, com a subsequente criação de reservas extrativistas pelo governo estadual, contribuíram para a manutenção de grandes porções de vegetação nativa na área do projeto Machadinho.

Os projetos de assentamento Cujubim e espontâneo/misto apresentavam 96,8% e 99,6% de áreas de vegetação nativa em 1985, respectivamente. Estes percentuais diminuíram substancialmente ao longo da série temporal (Tabela 5), concomitante à criação destes projetos de assentamento (Cujubim II em 1994 e os projetos de assentamento espontâneo - misto a partir

de 1995, Figura 12; Figura 13), além das invasões ocorridas nas reservas em bloco do projeto de assentamento Cujubim.

As áreas de mineração, predominantemente de minério de cassiterita, foram observadas apenas no projeto de assentamento de Machadinho a partir de 2005, com pouca extensão territorial (1,7% da área do projeto, observada em 2010). Isto indica que as atividades predominantes nos projetos de assentamento estão vinculadas ao desenvolvimento agropecuário, conforme objetivos iniciais da criação dos projetos de assentamento na região (Figura 14; Figura 15).

Figura 12 - Mudança de uso e cobertura da terra nos projetos de assentamento espontâneo/misto, município de Machadinho do Oeste, no estado de Rondônia.

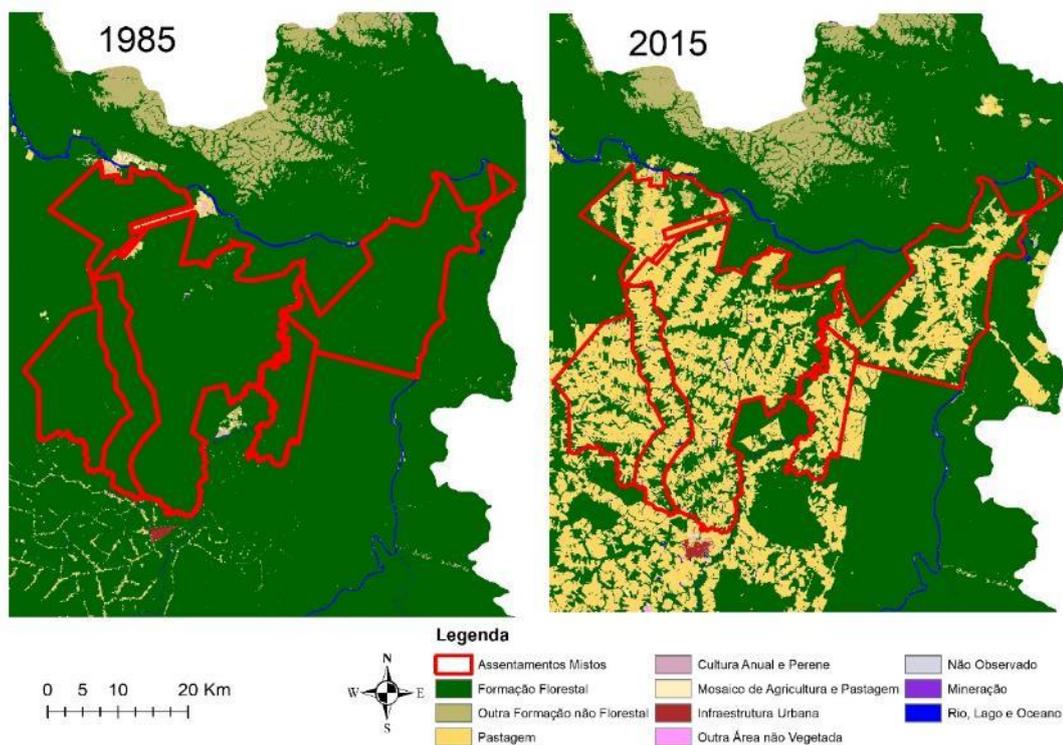


Figura 13 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com *design* dendrítico, no município de Cujubim.

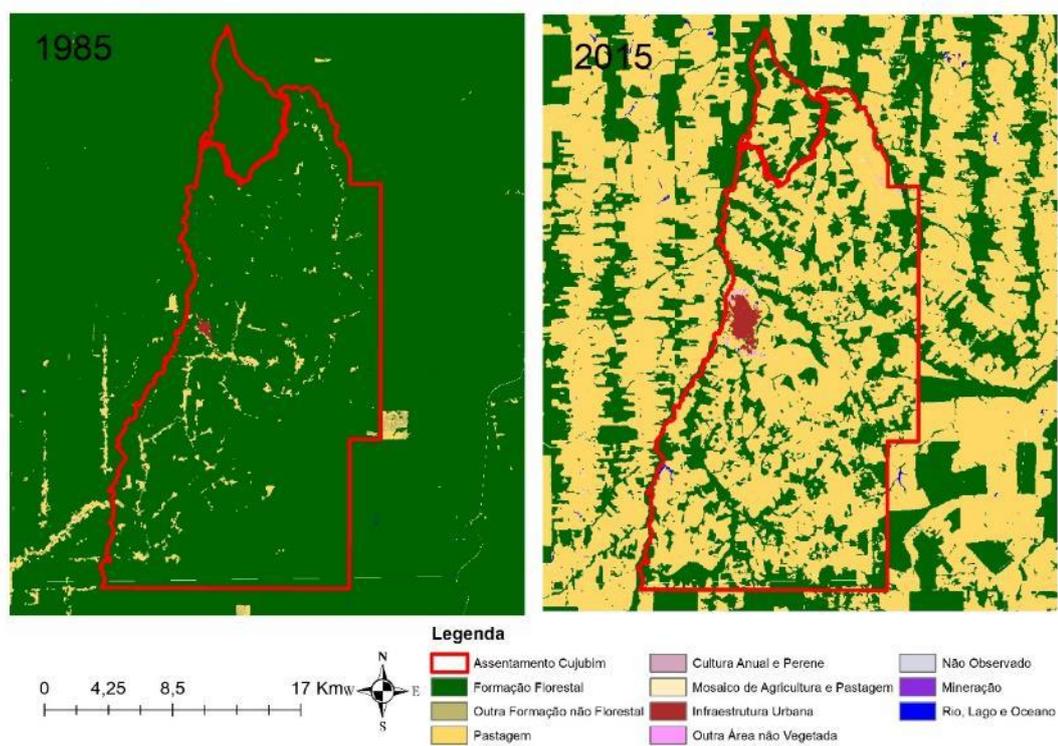


Figura 14 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com *design* dendrítico, no município de Machadinho do Oeste no estado de Rondônia.

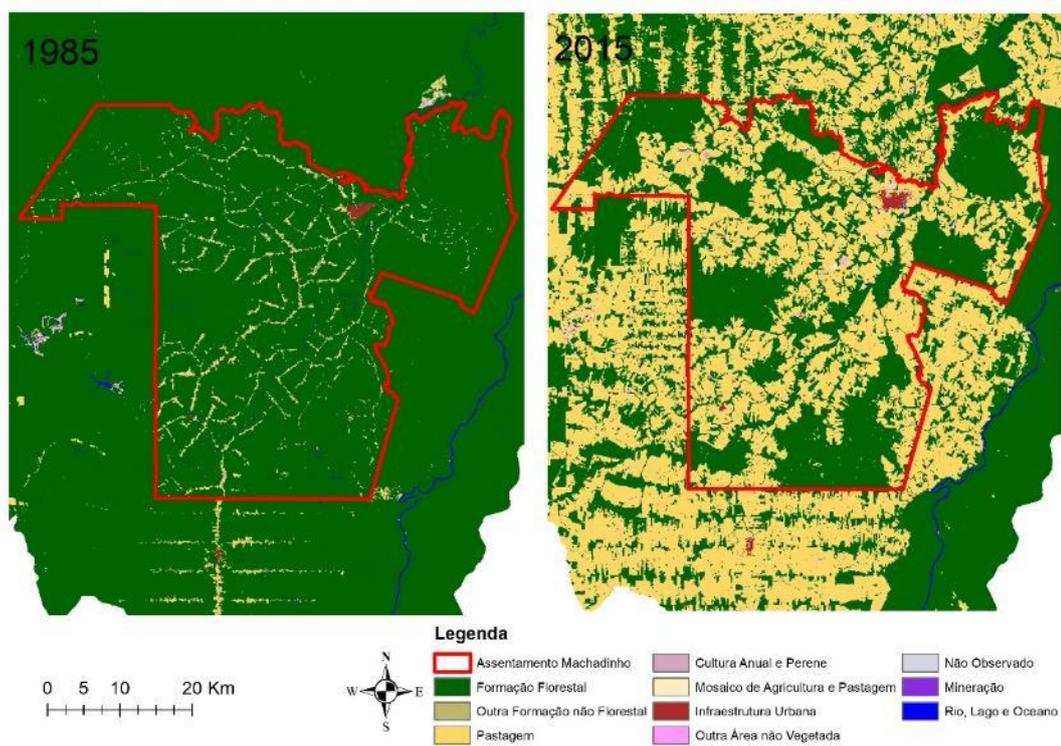
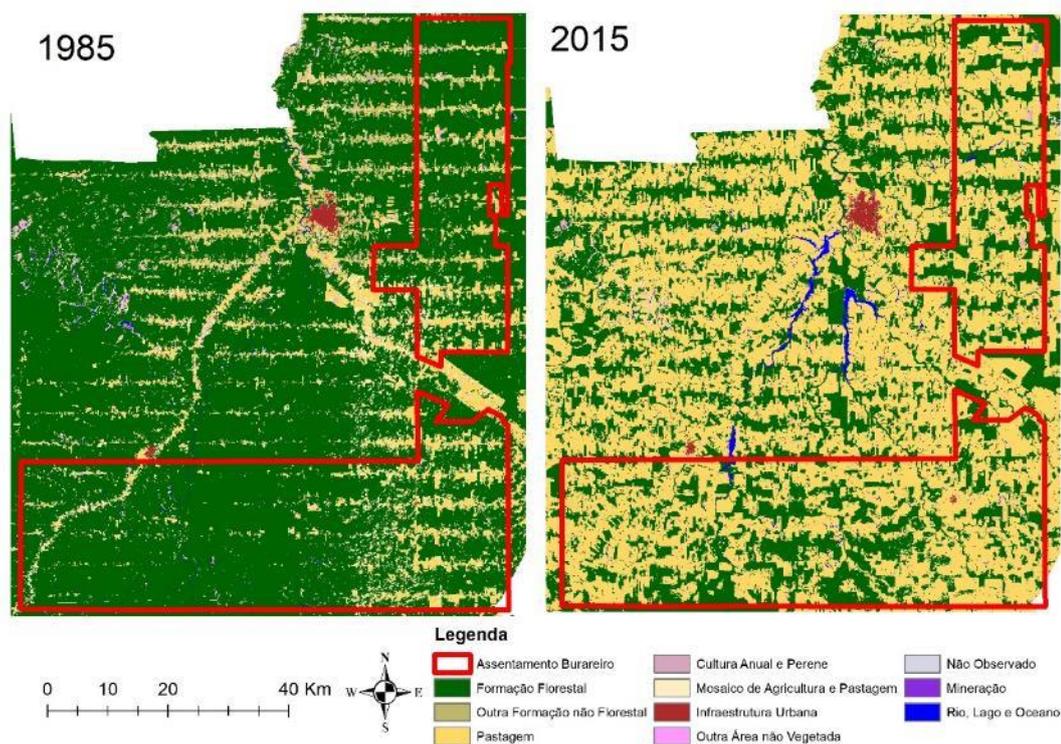


Figura 15 - Mudança de uso e cobertura da terra no projeto de assentamento com *design fishbone* de Burareiro, municípios de Monte Negro, Ariquemes, Cacaulândia, Rio Crespo e Campo Novo de Rondônia com *design fishbone* no estado de Rondônia.



O crescimento das áreas desmatadas apresentou tendência não linear nos *designs* e o teste de Cox-Stuart não foi significativo para os projetos de assentamento, indicando que existem diversos fatores que influenciam as taxas de desmatamento na região, que as caracterizam como um processo de crescimento não linear, com períodos mais e outros menos intensos de desmatamento (Figura 16).

Figura 16 – Variação do incremento do desmatamento de acordo com os designs dos projetos de assentamento: fishbone de Burareiro, dendrítico de Cujubim e Machadinho e espontâneo/misto na área de estudo em Rondônia

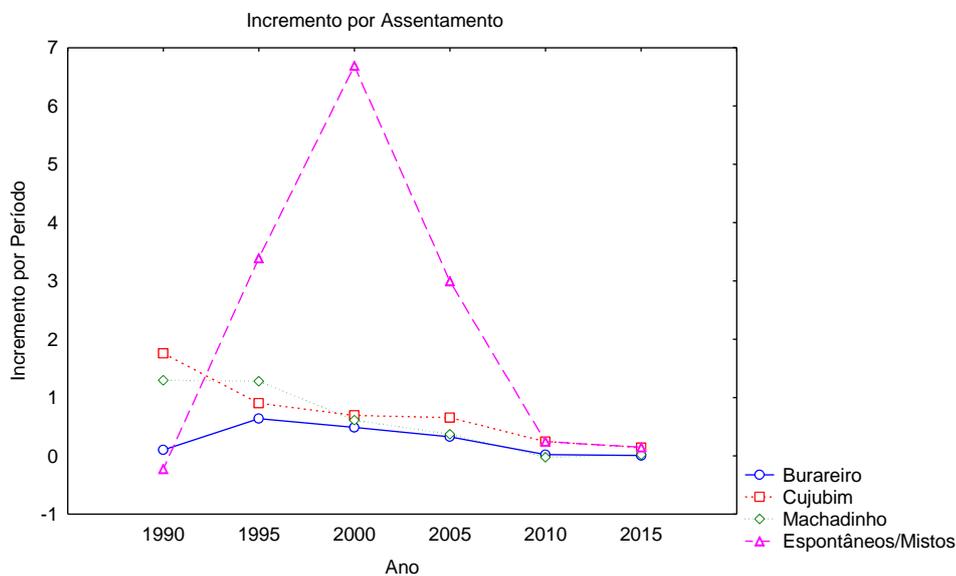


Tabela 5 - Coberturas e uso da terra nos *designs* de assentamento *fishbone* de Burareiro, dendrítico de Cujubim e Machadinho e espontâneo/misto da área de estudo em Rondônia entre 1985 e 2015.

FISHBONE – BURAREIRO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	Há	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	245654,46	83,2	240610,5	81,5	205668,45	69,6	161921,43	54,8	118398,6	40,1	114685,47	38,8	113656,95	38,5
Agropecuária	47568,33	16,1	53623,71	18,1	88042,95	29,8	131794,65	44,6	175502,52	59,4	178526,79	60,4	179212,14	60,7
Áreas não vegetadas	936,99	0,3	290,07	0,1	368,73	0,1	260,82	0,0	261,81	0,1	556,65	0,1	557,82	0,1
Não observado	3,87	0,0	2,25	0,0	3,33	0,0	2,7	0,0	2,34	0,0	2,79	0,0	1,26	0,0
Água	1081,35	0,3	718,47	0,2	1161,54	0,3	1265,4	0,4	1079,73	0,3	1473,3	0,5	1816,83	0,6
TOTAL	295.245	100	295.245	100	295.245	100	295.245	100	295.245	100	295.245	100	295.245	100
DENDRÍTICO – CUJUBIM														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	Há	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	43399,17	96,8	40913,1	91,3	37392,6	83,4	32232,6	71,9	23977,8	53,5	18913,14	42,2	15443,73	34,4
Agropecuária	1332,0	2,9	3754,1	8,38	7199,2	16,1	12346,1	27,5	20334,69	45,3	25168,86	56,1	28737,9	64,4
Áreas não vegetadas	76,05	0,1	136,6	0,3	200,3	0,4	231,9	0,5	455,76	1,0	582,66	1,3	570,69	1,2
Água	5,76	0,0	9,1	0,0	20,7	0,1	2,2	0,0	44,73	0,1	148,32	0,3	60,66	0,1
TOTAL	44.812,98	100	44.812,98	100	44.812,98	100	44.812,98	100	44.812,98	100	44.812,98	100	44.812,98	100
DENDRÍTICO - MACHADINHO														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	Há	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	204485,31	96,0	193329,27	90,7	167988,51	78,8	140472,36	65,9	113667,84	53,3	116106,84	54,5	113912,28	53,5
Agropecuária	7118,01	3,3	18497,34	8,7	43511,31	20,4	71525,25	33,6	98391,96	46,2	95779,26	44,9	97367,04	45,7
Áreas não vegetadas	740,25	0,3	800,19	0,4	888,93	0,4	699,66	0,3	745,56	0,3	684,54	0,3	1078,47	0,5
Mineração	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,18	0,0	1,71	0,0	0,81	0,0
Água	738,27	0,3	455,04	0,2	693,09	0,3	384,57	0,2	276,3	0,1	509,49	0,2	723,24	0,3
TOTAL	213.081,84	100,0	213.081,84	100										

ASSENTAMENTOS ESPONTÂNEOS (mistos)														
CLASSES	1985		1990		1995		2000		2005		2010		2015	
	Há	%	ha	%	Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação nativa	160452,54	99,6	160589,79	99,7	159004,08	98,7	145266,66	90,2	98005,68	60,9	82677,6	51,3	71068,86	44,1
Agropecuária	511,92	0,3	385,11	0,2	1868,13	1,2	15205,23	9,4	62779,05	39,0	78025,59	48,4	89366,49	55,5
Áreas não vegetadas	52,74	0,0	10,53	0,0	87,93	0,1	434,43	0,3	114,39	0,1	53,82	0,0	73,08	0,0
Não observado	0,09	0,0	0	0,0	0,09	0,0	0	0,0	1,44	0,0	1,26	0,0	1,08	0,0
Água	40,14	0,0	72	0,0	97,2	0,1	151,11	0,1	156,87	0,1	299,16	0,2	547,92	0,3
TOTAL	161.057,43	100												

2.3. DISCUSSÃO

As altas taxas de conversão do uso e cobertura da terra na Amazônia brasileira e nos projetos de assentamento em Rondônia são similares. O estado de Rondônia está localizado no Arco do Desmatamento e é o terceiro em termos de área desmatada na Amazônia Legal (INPE, 2019). A ocupação do território rondoniense foi estimulada inicialmente pela implantação da rodovia BR-364, na década de 1960, e pela implantação dos PICs. Devido ao alto fluxo migratório, o governo iniciou programas de incentivo financeiro como o POLONOROESTE (Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil) que tinha o objetivo de integrar e colonizar a região Noroeste do país, implementado na década de 1980 (BATISTELLA; MORAN, 2005). Este processo de ocupação estimulada e subsidiada resultou em altas taxas de desmatamento e com vários impactos ambientais em Rondônia, responsável por mudanças bruscas na paisagem nativa.

De forma geral, cerca de 37,3% (89.578 km²) do território de Rondônia já foram convertidos em áreas antropizadas, destinadas principalmente ao plantio de pastagens e agricultura (LEAL, 2016). Dentre os municípios analisados neste estudo, Rio Negro, Cacaulândia, Ariquemes, Rio Crespo e Campo Novo de Rondônia estão entre os 30 municípios mais desmatados em Rondônia até 2018 (INPE, 2019).

As taxas de alteração do uso e cobertura da terra foram maiores entre 1985 e 2005, com redução observada a partir de 2005. Entre os anos de 1970 e 2004, o processo de ocupação e desmatamento foi intensificado na Amazônia, principalmente na região denominada “Arco do Desmatamento”, composta pelos estados de Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Pará e Maranhão (MORTON et al., 2006). Estima-se a perda de 24,2% da floresta amazônica nos últimos 40 anos e que a região do “Arco do Desmatamento” é responsável por aproximadamente 75% da área desmatada da Amazônia Brasileira (GOMEZ et al., 2015). Portanto, as altas taxas de conversão de uso e cobertura da terra dos municípios analisados no presente estudo são similares às observadas para a região do Arco do Desmatamento e às do estado de Rondônia.

A tendência de redução das taxas de desmatamento observadas a partir do ano de 2004 para toda a Amazônia Legal Brasileira (ROSA et al., 2013; NEPSTAD et al., 2014; FERREIRA et al., 2015; REIS et al., 2017), foi resultado de medidas de comando e controle implementadas a partir de 2005 na região pelos governos federal e estaduais. Dentre as medidas adotadas, estão a demarcação e consolidação de terras indígenas e de unidades de conservação (UCs), políticas de comando e controle no âmbito federal e estadual, a restrição

de acesso a subsídios e créditos a produtores ambientalmente irregulares, e ainda, com o aumento da pressão da sociedade nas cadeias produtivas da soja e do boi, empresas passaram a não comprar produtos oriundos de áreas desmatadas na Amazônia e originaram as moratórias da soja e do boi (BOUCHER et al., 2013).

As ações de comando e controle contribuíram para a redução do desmatamento na Amazônia (FERREIRA et al., 2015) e, até 2012, influenciaram na redução das taxas de desmatamento (INPE, 2019; ESCOBAR, 2019). O controle do desmatamento é dependente de fatores econômicos e políticos, o que torna difícil a garantia da manutenção de valores baixos (NEPSTAD et al., 2014). Fato observado recentemente com os alertas do INPE referente ao crescimento das taxas de desmatamento detectados no 2019 frente à mudança da política brasileira ambiental.

A maioria das áreas não exploradas do estado de Rondônia estão inseridas nas UCs implantadas no estado desde a implementação do Plano Agropecuário e Florestal de Rondônia (PLANAFLORO) (PEDLOWSKI et al., 2005). De acordo com dados do ZSEE, em 2017, Rondônia contemplava 41 UCs estaduais, 9 UCs municipais, 20 UCs federais e 23 Terras Indígenas (TIs) demarcadas e consolidadas, que desempenham um papel fundamental no controle do desmatamento. Contudo, destaca-se o aumento da pressão antrópica observado sobre as UCs nos últimos anos (PEDLOWSKI et al., 2005, BABER et al., 2014, COSTA et al. 2015).

Os municípios contemplados com projetos de assentamento do *design fishbone* apresentaram maiores taxas de desmatamento quando comparados com os municípios contemplados com projetos de assentamento do *design* espacial dendrítico ou espontâneo/misto. Por outro lado, o município de Cujubim, contemplado com projetos de assentamento de *designs* dendrítico, apresentou menores taxas de desmatamento. Isto indica que vários outros fatores podem ter influenciado as taxas de desmatamento na região de estudo, como a criação de unidades de conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs), a implementação da legislação ambiental e da rodovia BR-364 e rodovias estaduais.

Conforme discutido, as alterações no uso e cobertura da terra no estado de Rondônia foram potencializadas pela implantação de assentamentos de colonização e da reforma agrária no estado. O Painel de Projetos de Assentamentos do INCRA (2019) indica que 224 projetos estão implantados em Rondônia, contemplando 38.963 famílias assentadas. Diversos estudos buscaram verificar a influência destas ocupações e dos pequenos produtores nas taxas de desmatamento da Amazônia (BATISTELLA et al., 2000; ESCADA, 2003; BATISTELLA; MORAN, 2005; BRONDIZIO et al., 2009; SILVA et al., 2011;

MATOS et al., 2011). De acordo com Brandão Jr.; Souza Jr. (2006), 81% dos assentamentos com as maiores taxas de desflorestamento estão localizados nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso, alguns com até 75% de suas áreas desmatadas. No presente estudo, observamos que os projetos de assentamento analisados apresentavam, até 2015, um total desmatado de 60,8% no projeto de assentamento de Burareiro, 55,5% nos projetos de assentamento espontâneo/misto, 65,7% no projeto de assentamento dendrítico de Cujubim e 46,2% nos projetos de assentamento dendrítico em Machadinho.

Com base nas taxas de desmatamento acumuladas nos projetos de assentamento analisados, observamos que há variação ao longo do período analisado, com tendência de maior alta logo após a sua criação. Esta tendência foi observada em outros trabalhos (BATISTELLA; MORAN, 2005; SILVA et al., 2011). Batistella; Moran (2005) inferiram que esta tendência existe devido à necessidade do assentado em comprovar benfeitorias no lote recebido para atestar a função social da propriedade e, portanto, o desmatamento faz parte do processo de ocupação das propriedades, visto que é necessária a abertura de novas áreas para a produção agrícola ou pecuária.

Outros fatores associados ao aumento do desmatamento nos projetos de assentamento incluem a construção de infraestrutura, o acesso a programas de incentivo financeiro do governo, os programas de assistência técnica e a presença de comércio de madeira ilegal, estimulados pela necessidade de desmatar (SOARES-FILHO et al., 2004; CALADINO et al., 2012). Assim, inferimos ainda que o *design* espacial adotado para a distribuição dos lotes podem colaborar para o aumento do desmatamento em um projeto de assentamento.

Assentamentos em *designs* dendríticos são mais efetivos para a conservação da vegetação nativa devido às reservas em bloco e pelo arranjo dos assentamentos de acordo com a topografia e hidrografia, além da infraestrutura, mais facilmente implantada no *design* dendrítico, quando comparados com o *design fishbone* (BATISTELLA et al., 2003). No presente estudo, verificamos que, no projeto de assentamento Machadinho (*design* dendrítico), havia maior quantidade de vegetação nativa dentre os projetos de assentamento avaliados. De forma oposta, entretanto, o projeto de assentamento de Cujubim (*design* dendrítico) apresentou a maior taxa de desmatamento entre os projetos de assentamento analisados. Tal comportamento pode ser explicado pela capacidade de manutenção da integridade das reservas em bloco dos projetos de assentamento.

As reservas em blocos dos assentamentos de Machadinho e Cujubim foram transformadas em Reservas Extrativistas (RESEX) e Florestas de Uso Sustentável (FERS),

esta última classes de UC desenvolvida pelo estado de Rondônia. Estas são classes de UCs que permitem a utilização das florestas por populações locais e que possuem atividades econômicas baseadas no extrativismo, na agricultura de pequeno porte e criação de animais de pequeno porte (BRASIL, 2000; EULLER et al., 2008). Observamos que, com o passar dos anos, as UCs de Machadinho conseguiram manter a integridade de uma parte considerável de sua vegetação em áreas de RESEX ocupadas por comunidades tradicionais (seringueiros). Já as FERS, localizadas nos projetos de assentamento de Cujubim, foram invadidas, desmatadas e quase que totalmente descaracterizadas como florestas produtivas pelo excesso de desmatamento. Não observamos a presença de comunidades locais ocupando as FERS do município de Cujubim.

As reservas em bloco dos projetos de assentamento de Cujubim foram transformadas em FERS entre os anos de 1995 e 1996, com o objetivo de atender as exigências do PLANAFLORO. Entre 1999 e 2002, as FERS foram abandonadas pelo estado e, em seguida, invadidas por madeireiros e posseiros (EULER et al., 2008). Com base na série temporal de dados do uso da terra utilizada neste estudo, observamos que as invasões das áreas das FERS de Cujubim iniciaram-se em 2000, intensificando-se nos anos subsequentes, conforme observado ainda por EULER et al. (2008).

Para o projeto de assentamento com *design fishbone*, observamos uma tendência de taxas acentuadas de desmatamento nos anos iniciais, com queda significativa nos anos subsequentes ao de sua implantação. Os projetos de assentamento com *design* espontâneo/misto apresentaram baixas taxas de desmatamento até o ano de sua regularização pelo INCRA, a maioria regularizados em 1995. A partir de então, as taxas de desmatamento se tornaram altas e assim permaneceram até 2015.

Podemos afirmar que houve diferenças nas taxas de desmatamento entre os modelos espaciais analisados, contudo, o tempo e outros fatores podem também ter influenciado na variação dessas taxas. O caso do projeto de assentamento de Machadinho (*design* dendrítico) pode ser considerado o de maior sucesso do ponto de vista da conservação dos recursos naturais e da valorização de comunidades locais. Ao mesmo tempo, observamos que *designs* similares de projeto de assentamento, como é o caso de Cujubim, o *design* não foi suficiente para impedir a destruição das florestas, pois faltaram medidas de comando e controle e envolvimento das comunidades locais na gestão dos blocos florestais integrados em florestas de rendimento.

2.4. CONCLUSÃO

As maiores taxas de desmatamento foram observadas nos anos iniciais da criação dos projetos de assentamento na área de estudo. Com exceção do projeto de assentamento Machadinho, os demais projetos apresentaram mais de 50% de seus territórios desmatados até 2015, o que indica que existem desconformidades de lotes rurais com o estabelecido no Código Florestal Brasileiro no que se refere à área mínima de Reserva Legal (BRASIL, 2012).

O desmatamento nos municípios seguiu a tendência temporal de desmatamento observados nas demais áreas da Amazônia Legal Brasileira, com maiores taxas entre os anos de 1985 e 2005. Em alguns municípios e projetos de assentamentos, foi possível observar diferenças nas taxas de vegetação remanescente, por exemplo, no projeto de assentamento de Cujubim, onde as taxas de desmatamento aumentaram e, no município como um todo, as taxas diminuíram. Isso indica que outros fatores contribuem para o desmatamento nos municípios, que vai além dos *designs* dos projetos de assentamentos.

Em relação aos efeitos do *design* nas taxas de desmatamento, o *design* dendrítico com reservas em bloco foi mais efetivo quando comparado ao *design fishbone* e os projetos de ocupação espontâneo/misto. Entretanto, além do *design* dendrítico, é necessário combinar políticas de comando e controle efetivas e com o envolvimento da população local, para que haja mais efetividade na contenção do desmatamento. Destacamos aqui o caso do projeto de assentamento Machadinho, onde foram implantadas reservas extrativistas nas áreas planejadas como reservas em bloco do projeto, contemplando comunidades locais de seringueiros que ocupam e usam os recursos florestais nas reservas.

Os agentes e causas do desmatamento na área de estudo ainda precisam ser melhor estudados, incluindo análises e estudos mais detalhados, sob diferentes focos e de forma conjunta de percepção, para determinar a melhor abordagem para o controle efetivo do desmatamento na região. Por fim, nos casos analisados neste estudo, os fatores políticos e socioeconômicos se sobressaem aos interesses ambientais na região de estudo, comprometendo a efetividade da aplicação de ações sustentáveis na região, que dependem das políticas e estratégias de desenvolvimento sustentado mais efetivas e participativas.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. et al. **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília, DF, 2016. 78 p.

ALDRICH, S. P. et al. Land-Cover and Land-Use Change in the Brazilian Amazon: Smallholders, Ranchers, and Frontier Stratification. **Economic Geography**, v. 82, n. 3, p. 265-288, 2006.

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, vol. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, D.S. et al. Characterizing landscape changes in central Rondônia using Landsat TM imagery, **International Journal of Remote Sensing**, v.20, n.14, p. 2877-2882, 1999.
- ALVES, D. S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 2903-2908, 2002.
- BARBER, C. P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological conservation**, v. 177, p. 203-209, 2014.
- BATISTELLA, M.; BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F. Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondônia, Brazilian Amazon. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 33, n. B7/1; PART 7, p. 148-155, 2000.
- BATISTELLA, M.; ROBENSON, S.; BRONDIZIO, E. F. Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805-812, 2003.
- BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 239-247, 2005.
- BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n.12, p. 135-159, 2001.
- BOUCHER, D.; ROQUEMORE, S.; FITZHUGH, E. Brazil's success in reducing deforestation. **Tropical Conservation Science**, v.6, n.3, 426-445, 2013.
- BRANDÃO JR. A.; SOUZA JR. C. **Desmatamento nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia**. O Estado da Amazônia, n.7, 2006. Belém: IMAZON.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1.
- BRASIL. Pretendida contribuição nacionalmente determinada. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>. Acessado em 10 de outubro de 2019.
- BRONDÍZIO, E. S. et al. Small farmers and deforestation in Amazonia. **Embrapa Territorial - Capítulo em livro científico (ALICE)**, 2009.
- BROWDER, J. O.; PEDLOWSKI, M. A.; SUMMERS, P. M. Land use patterns in the Brazilian Amazon: Comparative farm-level evidence from Rondônia. **Human Ecology**, v. 32, n. 2, p. 197-224, 2004.
- CALANDINO, D.; WEHRMANN, M.; KOBLITZ, R. Contribuição dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia: um olhar sobre o Estado do Pará. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 26, 2012.
- COSTA, G. et al. Ocupações ilegais em unidades de conservação na Amazônia: o caso da Floresta Nacional do Bom Futuro no Estado de Rondônia/Brasil. **GOT - Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, n. 8, p. 33-49, 2015.
- COSTA, O. B. et al. Spatiotemporal mapping of soybean plantations in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, v. 47, n.1, p. 29 – 38, 2017.

- EWERS, R. M.; LAURANCE, W. F. Scale-dependent patterns of deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 33, n.3, p. 203-211, 2006.
- ESCADA, M. I. S. **Evolução de padrões da terra na região Centro-Norte de Rondônia**. 2003. 264p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2003.
- ESCOBAR, H. Brazilian president attacks deforestation data. **Science**, v. 365, 2019.
- EULER, A. et al. A devastação das unidades de conservação e terras indígenas no Estado de Rondônia. **Rondônia: Grupo de Trabalho Amazônico-GTA**, 2008.
- EZZINE-DE-BLAS, D. et al. Forest loss and management in land reform settlements: Implications for REDD governance in the Brazilian Amazon. **Environmental science & policy**, v. 14, n. 2, p. 188-200, 2011.
- FATORELLI, L.; MERTENS, F. Integração de políticas e governança ambiental: o caso do licenciamento rural no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, n. 2, p. 401-415, 2010.
- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FERREIRA, M.D.P.; COELHO, A.B. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n.1, p. 093-108, 2015.
- GODAR, J.; TIZADO, E. J.; POKORNY, B. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 58-73, 2012.
- GOMES, F. B. **Modos de ocupação no município de Machadinho d'Oeste/RO e suas relações com o equilíbrio natural da paisagem e ajustes morfodinâmicos**. 2009. 117p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Rondônia/UNIR, Porto Velho, 2009.
- GOMES, F. B.; BASTOS, A. Geomorfologia e sua relação com a configuração espacial do município de Machadinho D'Oeste no Estado de Rondônia – sudoeste da Amazônia. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 4, 2018.
- GOMEZ, V. et al. A long-term perspective on deforestation rates in the Brazilian Amazon. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences**, 2015.
- HUSSON, A. et al. Study of forest non-forest interface: Typology of fragmentation of tropical forest. **TREES** Series B, Research Report n.2, European Commission, EUR 16291 EN, 1995.
- INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Painel de Assentamentos**. Disponível em: <<http://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php>>. Acessado em: 10/08/2019.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>>. Acessado em: 10/08/2019.
- KIRBY, K. R. et al. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 4, p. 432-453, 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2001.
- LE TOURNEAU, F. M., BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, n. 1, p. 111-130, 2010.
- LEAL, F.A. **Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA**. 2016. 159 p. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2016.

- LORENA, R. B.; LAMBIN, E. F. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. **Applied Geography**, v. 29, n. 2, p. 171-181, 2009.
- LUDEWIGS, T., BRONDÍZIO, E. S., HETRICK, S. Agrarian structure and land-cover change along the lifespan of three colonization areas in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 37, n. 8, p. 1348-1359, 2009.
- MAPBIOMAS. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 10 de maio 2019.
- MATOS, J. M. et al. O Avaliação da evolução do desmatamento em assentamentos do Incra a partir dos dados do Prodes e Deter para os anos 1997-2010. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba. **Anais [...]** Curitiba, 2011.
- MATRICARDI, E. A.T. et al. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International journal of remote sensing**, v. 34, n. 4, p. 1057-1086, 2013.
- MERTENS B.; LAMBIN, E. F. Spatial modeling of deforestation in southern Cameroon. Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. **Applied Geography**, v. 17, n.2, p. 143-162, 1997.
- MORTON, D. et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **PNAS**, v. 103, n. 39, p. 14637-14641, 2006.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118-1123, 2014.
- PACHECO, P. Agrarian reform in the Brazilian Amazon: its implications for land distribution and deforestation. **World development**, v. 37, n. 8, p. 1337-1347, 2009.
- PEDLOWSKI, M.A. et al. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v.32, n. 2, p.149–155, 2005. DOI: 10.1017/S0376892905002134.
- PEDLOWSKI, M.A.; DALE, V.; MATRICARDI, E.A.T. A criação de áreas protegidas e os limites da conservação ambiental em Rondônia. **Ambiente & Sociedade**, Ano II, nº 5, p. 93-107,1999.
- PEREIRA, L. M.; ESCADA, M. S.; RENNÓ, C. D. Análise da evolução do desmatamento em áreas de pequenas, médias e grandes propriedades na região centro-norte de Rondônia, entre 1985 e 2000. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8, 2007, Florianópolis. **Anais [...]**, Florianópolis, 2007.
- PIONTEKOWSKI, V.J. **Modelagem da dinâmica do uso e cobertura da terra do estado de Rondônia até 2050**. 2014. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2014.
- RETTMANN, R. **Redução do desmatamento na Amazônia por meio da intensificação da pecuária em assentamentos de reforma agrária**. 2013. 107 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- ROBERTS, D. A. et al. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. LBA 40-1-LBA 40-18, 2002.
- RONDÔNIA. Governo do Estado. **Zoneamento Socioeconômico-Ecológico do Estado de Rondônia - ZSEE: Um Instrumento de Gestão Ambiental a Serviço do Desenvolvimento Sustentável de Rondônia**. Porto Velho: SEDAM; 2007.
- ROSA, I. M.D. et al. Predictive modelling of contagious deforestation in the Brazilian Amazon. **PloS one**, v. 8, n. 10, p. e77231, 2013.

ROSA, I. MD; GABRIEL, C.; CARREIRAS, J. M.B. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. **Regional environmental change**, v. 17, n. 6, p. 1687-1699, 2017.

SAITO, E. A. et al. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011.

SOARES-FILHO, B. et al. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém–Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v.10, p.745-764, 2004.

SILVA, V. V.; VETTORAZZI, C.; PADOVANI, C. R. Assentamento rural e a dinâmica da paisagem. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15, 2011, Curitiba. **Anais [...]**, Curitiba, 2011.

TYUKAVINA, A.; HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; STEHMAN, S.V.; SMITH –RODRIGUEZ, K.; CHIMA, O.; AGUILAR, R. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. **Science advances**, v. 3, n. 4, 2017.

TRENTINI, F. Acordo de Paris: reflexos nas políticas ligadas ao setor agrícola brasileiro. *In: World Congress of Agricultural Law*, 15, 2018, Poznań. **Anais [...]**, Poznań,, 2018.

VIEIRA, I. C.G; DE TOLEDO, P. M.; ARAUJO JR., R.S.O. Dinâmicas produtivas, transformações no uso da terra e sustentabilidade na Amazônia. *In: SILFERT, N. et al. (Org.). Um Olhar Territorial para o Desenvolvimento da Amazônia*. 1ª ed. Rio de Janeiro: BNDES, 2014, p. 370-395.

CAPÍTULO 3 - ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA

3. INTRODUÇÃO

A perda de habitats naturais pelas ações antrópicas está diretamente relacionada ao declínio da biodiversidade, à perda de serviços ecossistêmicos e à fragmentação da paisagem global (PEREIRA et al, 2010; HADDAD et al., 2015; JACOBSON et al., 2019). A fragmentação da paisagem é definida como a divisão de grandes áreas de habitats em fragmentos menores, com uma matriz alterada por ações antrópicas ao seu redor (FAHRIG, 2003). Este processo está vinculado ao estabelecimento de atividades antrópicas em áreas naturais, especialmente com fins agrícolas, pastagens, extração madeireira e ocupação humana (PEREIRA et al., 2010; BHATT et al., 2015). Os efeitos negativos da fragmentação são impactos diretos no solo, na água e no microclima, além da diminuição da riqueza de espécies e da alteração da dinâmica da população, devido ao isolamento dos fragmentos (PARDINI et al., 2005; ECHEVERRIA et al., 2006; BHATT et al., 2015). Estudos de séries históricas longas de uma paisagem podem ser considerados como uma ferramenta poderosa para avaliação dos efeitos da fragmentação (HADDAD et al., 2015).

O efeito da fragmentação se tornou objeto de análise de diversos estudos no mundo, como diferentes enfoques, desde impactos na fauna (Pardini et al., 2005) até a quantificação do grau de fragmentação das paisagens (BHATT et al., 2015). Alguns estudos apontaram o avanço da fragmentação em áreas de florestas tropicais e associando este processo com a emissão de GEEs (TAUBERT et al., 2018). No Brasil, observa-se tendência semelhante, especialmente para a região Amazônica, que vem passando por intenso processo de ocupação e desflorestamento desde a década de 1970 e, conseqüentemente, de fragmentação da paisagem (LAURANCE et al., 2001). A fragmentação na Amazônia tem sido avaliada e com diferentes finalidades, principalmente por seus impactos na fauna e flora (COSTA et al., 2015; LAURANCE et al. 2009; MORATO; CAMPOS, 2000).

Entre os estudos desenvolvidos na Amazônia, existem aqueles que investigaram como os diferentes tipos de *designs* espaciais de ocupação impactaram na fragmentação da paisagem. O *designs* espaciais *fishbone*, espontâneos e geométrico foram comparados em diferentes análises, onde o modelo espontâneo se destaca como o que causa maior fragmentação da paisagem (OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006, SIMONS et al., 2016).

A fragmentação causada pelos *design* espaciais de ocupação *fishbone* e dendrítico em Rondônia foi analisada por outros estudos utilizando parte do município do Vale do Anari e o assentamento de Machadinho como exemplo de áreas ocupadas por estes *designs* (BATISTELLA et al., 2003; ESCADA, 2003; SOLER, 2014). O *design* dendrítico com reservas legais em bloco se mostrou mais eficientes para conter a fragmentação da paisagem. Contudo, em outros estudos o *design fishbone* se mostra mais efetivo para a composição de corredores e conexão de fragmentos quando comparados com ocupação com *designs* espontâneo (LEAL, 2016; SIMONS et al., 2016).

Diante dos cenários atuais de fragmentação de habitats, os corredores ecológicos e as áreas de proteção ambiental são estratégias utilizadas para frear o desmatamento e garantir a conservação da biodiversidade *in situ* (BRITO, 2012; GOÉS-NETO; PIETROBOM, 2012; ARAÚJO; BARRETO, 2015). As áreas de proteção ambiental são mundialmente consideradas como territórios relevantes para a manutenção da biodiversidade, correspondem a espaços territoriais bem delimitados e possuem sistemas de gestão diferenciados (MARQUES; CALDEIRA, 2017). Estes espaços se mostraram eficientes no combate ao desmatamento em Rondônia, contudo, a forte pressão antrópica pelo uso da terra tem favorecido a redução, o rebaixamento, a reclassificação ou a perda das UCs no estado (BERNARD et al., 2014).

Os corredores ecológicos são espaços de vegetação natural ou habitats, e conectam dois ou mais fragmentos florestais (XU et al., 2019) com o objetivo de garantir o fluxo genético e o livre trânsito das populações e assim assegurar a conexão dos habitats e a conectividade na paisagem (NORTE-FILHO, 2011; FERRARI et al., 2012; BRITO, 2012). A conectividade é definida como o grau de facilidade ou dificuldade de uma paisagem de permitir o movimento de espécies entre fragmentos (TAYLOR et al., 1993). É classificada em funcional, que é a resposta da interação das espécies aos elementos da paisagem; e estrutural, que é a relação física entre os fragmentos (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

No Brasil, uma das ações para garantir a conexão da paisagem é o Projeto de Corredores Ecológicos (PCE), criado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) em 2002, que são corredores institucionais. Assim os corredores ecológicos institucionais passaram a ser estudados e criados em todos os biomas brasileiros, por exemplo o Corredor Central da Mata Atlântica e o Corredor Central da Amazônia (MUCHAILH et al., 2010). Além destes, diversos corredores ecológicos de menor escala estão sendo propostos por diferentes estudos todos com o objetivo central de proporcionar a conectividade da paisagem (ESCOBAR, 2016; LEAL et al., 2018; SALES, 2015; MELO et al., 2017),

Um recurso essencial para a delimitação destes corredores ecológicos são os sistemas de informações geográficas (SIGs), que permitem análises rápidas e delimitação das áreas mais adequadas para a implantação destes corredores. Um destes recursos é o uso da modelagem por caminhos de menor custo para a definição de áreas apropriadas para a implantação de corredores ecológicos (BEIER et al., 2008; YANG et al., 2019). Contudo, a eficiência destas áreas em permitir ou aumentar os fluxos ecológicos nas áreas mais adequadas, deve ser determinada com estudos em campo, com a aplicação de técnicas específicas as análises da fauna e da flora

Com base nestes dados, desenvolvemos este estudo com o objetivo de analisar a estrutura da paisagem ocupada por assentamentos de colonização em *designs* espaciais dendríticos com reservas em bloco de Machadinho e Cujubim, *fishbone* de Burareiro e os espontâneo/misto, que são áreas compostas por seis pequenos assentamentos de ocupação irregular, resultante de processo de ocupação irregular, e a proposição de um corredor. Os assentamentos avaliados localizam-se em Rondônia e compõem a Amazônia Legal Brasileira (ALB). Esta análise contou com a aplicação de métricas de paisagem e com a fragmentação direcional.

Neste capítulo, construímos a hipótese de que a fragmentação da paisagem é diferente nos diferentes *designs* dos projetos, sendo que o *design* espacial de ocupação *fishbone* pode favorecer a formação de corredores ecológicos para manutenção da biodiversidade e o *design* dendrítico pode favorecer a qualidade de fragmentos para conservação. Esta hipótese será testada a partir da aplicação de métricas de paisagem e da fragmentação direcional com a modelagem de corredores ecológicos, visando definir áreas prioritárias para conservação. Duas perguntas nortearam este estudo: (i) Quais os efeitos dos designs espaciais adotado nos projetos de assentamento nas taxas de desmatamento e nas paisagens das áreas dos projetos? (ii) Quais os designs de projetos de assentamentos com maior efetividade de mitigar os impactos na paisagem estudada?

3.1. MATERIAL E MÉTODOS

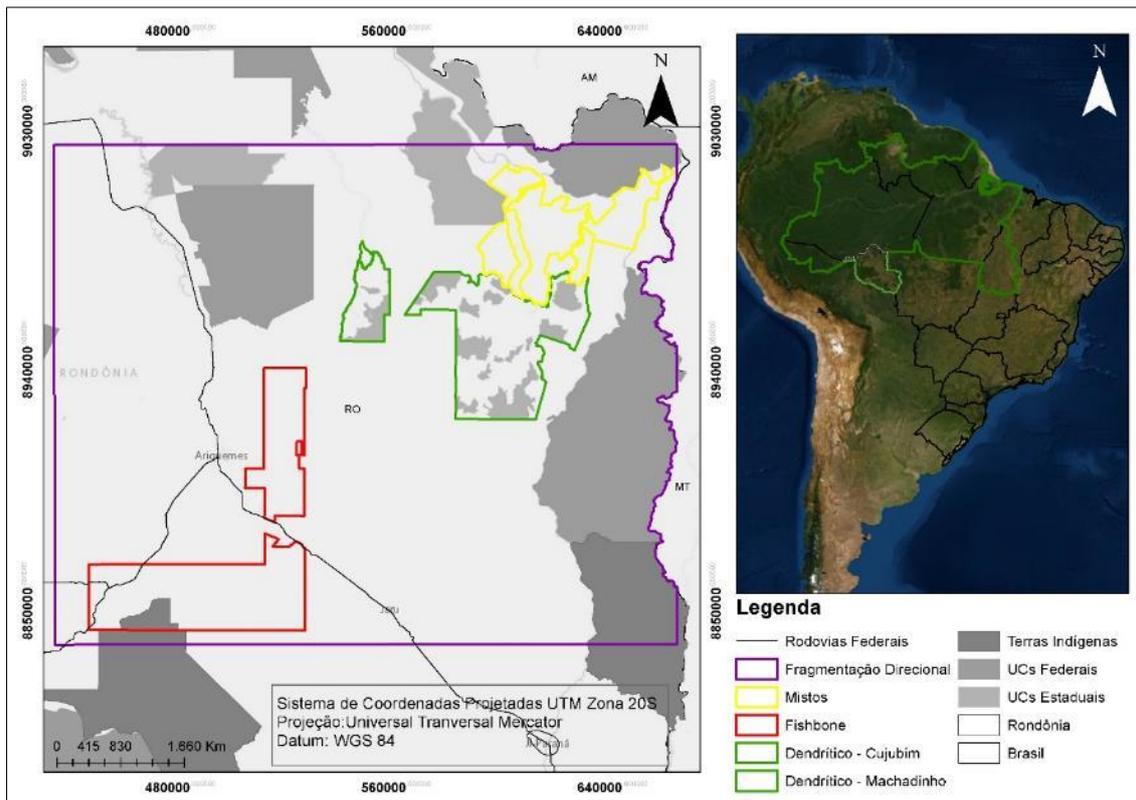
3.1.1. Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na região centro-norte do estado de Rondônia e está inserida no bioma Amazônia. A área de estudo está localizada entre as latitudes 8° 00' 00" a 11° 0' 00" S e entre as longitudes 62° 0' 00" e 65° 0' 00" W (Figura 17 O clima regional é do tipo Am – tropical chuvoso, com chuvas do tipo monção, com uma estação seca de pequena duração, com temperatura média anual de 25,5 °C estação seca definida entre os

meses de junho e agosto, e precipitação elevada entre os meses de setembro e maio, com média anual oscilando entre 2200 e 2500 mm (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes são os Argissolos, Cambissolos, Espodosolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos e Plintossolos. O relevo é considerado suave ondulado, coberto por tipos de vegetação classificados como floresta ombrófila aberta e densa e savana (RONDÔNIA, 2007).

A área deste estudo teve a sua ocupação estimulada pelos programas de colonização da Amazônia do governo federal e foi marcada pela implantação de assentamentos de colonização, pelas altas taxas de desmatamento e pela expansão da agricultura e pecuária (BECKER, 2001; ROBERTS et al., 2002; ALENCAR et al., 2016). O processo de colonização em Rondônia foi favorecido pela abertura da rodovia BR-364 e pelos assentamentos de colonização e rurais (ROBERTS et al., 2002; ESCADA, 2003). No presente estudo, foram avaliados os projetos de assentamento em *design fishbone* de Burareiro, dendrítico de Cujubim e Machadinho e espontâneo/misto, situados na região centro-norte do estado de Rondônia (Figura 17; Tabela 6).

Figura 17 - Área de estudo situada no estado de Rondônia. A área de estudo objeto da fragmentação direcional está delimitada de roxo no mapa de esquerda.



Fonte: Próprio autor.

A escolha dos assentamentos e a identificação de seu *design* espacial foi determinada por análise visual e com base nas classificações de *designs* fornecidas por Escada (2003) e Batistella et al. (2003) para a mesma região. Poucos foram os assentamentos implantados com *design* dendrítico, sendo os mais representativos os dos municípios de Cujubim e de Machadinho, em Rondônia. Os demais *designs* de projeto de assentamento foram escolhidos por estarem situados em áreas próximas e possuírem *designs* espaciais de ocupação diferentes.

Tabela 6 - Síntese dos assentamentos avaliados incluindo o *design*, a denominação dos assentamentos, dos municípios onde estão localizados, o ano de criação oficial do INCRA e a respectiva área ocupada.

<i>Designs</i>	Denominação	Ano de Criação	Área (Ha)
Dendrítico	PA Machadinho	15/02/1982	212.998,00
	PA Cujubim I	03/07/1984	42012,00
	PA Cujubim II	11/12/1995	2.810,00
<i>Fishbone</i>	PAD Burareiro	21/01/1974	295.158,40
Espontâneo/misto	PA Santa Maria I	29/12/1995	10.963,08
	PA Santa Maria II	09/01/1996	38.314,34
	PA Tabajara I	29/12/1995	14.046,95
	PA Tabajara II	09/01/1996	20.701,17
	PA Lages	09/01/1996	62.438,64
	PDS Cernambí	05/09/2003	14.829,16

Legenda: PA (Projeto de Assentamento); PAD (Projeto de Assentamento Dirigido); PDS (Projeto de Desenvolvimento Sustentável).

3.1.2. Base de dados

A análise da fragmentação da paisagem foi realizada utilizando dados de classificação de uso e cobertura do solo no formato matricial disponibilizados pelo Projeto MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>). O MapBiomas foi criado em 2015 com a colaboração de várias instituições e está vinculado ao Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa / Observatório do Clima) (SEEG/OC) com o objetivo principal de disponibilizar, de forma rápida, acessível e sem custos, os mapeamentos do uso e cobertura do solo do território brasileiro (MAPBIOMAS, 2019). Desde 2015, o projeto publicou quatro coleções de mapas, com diferentes séries temporais. Atualmente, a classificação do uso e cobertura do solo é realizada de forma automatizada pelo algoritmo *Random Forest*, sem verificações posteriores em campo.

Os mapas de classificação do uso e cobertura da terra preparados pelo projeto MapBiomias foram gerados a partir de imagens do conjunto de dados de imagens obtidos pelos sensores Landsat Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e o termovisor operacional e sensor infravermelho térmico (OLI-TIRS), a bordo dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8 (MAPBIOMAS, 2019). No presente estudo, utilizamos os dados da classificação de uso da terra do MapBiomias com série temporal de 30 anos no período de 1985 a 2015 (imagens de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015) da coleção 3.0, referente ao estado de Rondônia. Os dados são disponibilizados em formato matricial (geotiff), em pixels de 30 m x 30 m, referenciados espacialmente em sistema de coordenadas geográficas (lat/lon) e sistema de referência WGS 84. As imagens foram obtidas através da plataforma *Google Earth Engine* (<https://earthengine.google.com/>). Os mapas da Coleção 3.0 foram exportados por estado (para cada ano da série) usando o *script* disponível em: https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit. As classes encontradas para a região de estudo, de acordo com a classificação do MapBiomias, estão elencadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Descrição das classes de uso e cobertura do solo encontradas na área de estudo (Rondônia), de acordo com a classificação do MapBiomias (Coleção 3.0).

Código da Classe	Legenda	Descrição
3	Formação florestal	Floresta ombrófila densa e aberta, Floresta sazonal sempre verde, Floresta estacional semidecídua e decídua, Cerrado (savana) arborizado, Áreas de incêndio ou exploração florestal, Floresta secundária e Floresta ombrófila aberta aluvial (igapó e várzea)
13	Outra formação florestal	Áreas de Cerrado
15	Pastagem	Área de pastagens naturais ou plantadas, ligadas à atividade agropecuária
19	Cultura anual e perene	Área predominantemente ocupada por culturas anuais ou perenes
21	Mosaico de agricultura e pastagem	Áreas de cultivo onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura
24	Infraestrutura urbana	Áreas urbanas com predominância de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, rodovias e construções
25	Outra área não vegetada	Áreas urbanas com predominância de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, rodovias e construções
27	Não observado	
30	Mineração	Áreas relacionadas à extração de grandes minerais, com clara exposição do solo. Somente áreas pertencentes ao gráfico do Departamento Nacional de Produção Mineral DNPM (Sistema de Informações Geográficas da Mineração – SIGMINE) são consideradas.

33	Rio, lago e oceano	Rios, lagos, barragens, reservatórios e outros corpos de água
----	--------------------	---

Fonte: adaptado de MAPBIOMAS (2019).

Utilizamos dados vetoriais do projeto de ZSEE, em escala de 1:250.000 e sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 20S, *South America Datum* (SAD) 1969 (PIONTEKOWSKI et al., 2014). Todos os arquivos vetoriais e matriciais foram convertidos para o sistema de projeção UTM, fuso 20S, com sistema de referência WGS 84, para possibilitar o uso de arquivos com o mesmo sistema de referência e evitar deslocamentos e imprecisões. Para avaliação da paisagem, as imagens contendo os dados anuais de uso e cobertura da terra foram reclassificadas com auxílio da ferramenta *Reclassify* do programa ArcGIS 10.6®, sintetizada em 2 classes: Vegetação Nativa (formação florestal e outras formações vegetais nativa) e Não vegetação nativa (pastagem, cultura anual e perene, mosaico de agricultura e pastagem, infraestrutura urbana, outras áreas não vegetadas, rios, lagos, áreas não observadas e mineração) (Tabela 8). O objetivo foi avaliar a fragmentação para a classe Vegetação Nativa.

Tabela 8 - Classes adotadas para avaliação da paisagem nativa na área de estudo.

CLASSES ADOTADAS		MAPBIOMAS	
Classe		Classe	
1	Vegetação Nativa	3	Formação Florestal
		13	Outra Formação Florestal
		15	Pastagem
2	Não Vegetação	19	Cultura Anual e Perene
			Mosaico de Agricultura e
		21	Pastagem
		24	Infraestrutura Urbana
		25	Outra Área não vegetada
		33	Rio, Lago e Oceano
		27	Não observado
	30	Mineração	

3.1.3. Análise do tamanho dos fragmentos

Com o objetivo de investigar o estágio da fragmentação da paisagem, fizemos a distribuição do tamanho dos fragmentos de vegetação dos assentamentos em classes. A disposição das classes e a amplitude assumida se baseou no desenho inicial dos projetos de assentamento. Assim, os fragmentos foram dispostos em classes de frequência por tamanho em hectares, distribuídos em 6 classes, com amplitude de 10 hectares, agrupando todos os fragmentos maiores que 50 ha na última classe.

3.1.4. Métricas de paisagem

Para investigar a fragmentação da vegetação nativa dos *designs* de assentamentos, foram aplicadas métricas de paisagem em nível de classe para os *designs* de assentamentos dendrítico de Cujubim e Machadinho, *fishbone* de Burareiro e espontâneo/misto. A classe investigada neste estudo foi a vegetação nativa. Para a aplicação das métricas de paisagem, foi utilizado o programa Fragstats® versão 4.2 (McGARIGAL, 2013). Este programa permite quantificar e avaliar a fragmentação da paisagem em nível de fragmento (características de cada fragmento), classe (avaliação de todos os fragmentos em conjunto de cada classe) e paisagem (avaliação da estrutura da paisagem toda) (McGARIGAL; MARKS, 1995). As métricas avaliadas estão descritas na Tabela 9.

Foram selecionadas as métricas da paisagem para estimar a área, forma, área central, contágio e dispersão. Estas métricas fornecem valores quantitativos de extensão da área e da distribuição espacial dos fragmentos, o grau de fragmentação da paisagem, o tamanho e a qualidade dos fragmentos florestais, as quais são descritas no próximo tópico (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Tabela 9 - Métricas de paisagem a serem aplicadas nos *designs* de assentamentos dendrítico de Machadinho e Cujubim, *fishbone* de Burareiro e espontâneo/misto.

GRUPO	MÉTRICA	SIGLA	VARIÁVEL
Área, densidade e borda	Número de fragmentos (adimensional)	NP	adimensional
	Área do maior fragmento (%)	LPI	0 a 100%
	Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (%)	PLAND	0 a 100%
	Área média dos fragmentos (hectares)	AREA_MN	adimensional
	Densidade de bordas (m)	ED	adimensional
Forma	Índice de forma (adimensional)	SHAPE_MN	adimensional
	Média do índice de círculo circunscrito	CIRCLE_MN	$0 < \text{CIRCLE} < 1$
Área central	Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem, excluindo as bordas (%)	CPLAND	0 a 100%
Contágio e dispersão	Conectividade (%)	COHESION	0 a 100%

Fonte: adaptado de McGarigal; Marks (1995).

3.1.4.1. Índices de área, densidade e borda

Estas métricas permitem avaliar e descrever os tamanhos dos fragmentos e a quantidade de borda que estes possuem. Apesar de parecer uma informação simples, esta é a informação inicial para o cálculo de classes e de paisagem e para a análise dos efeitos ambientais (McGARIGAL; MARKS, 1995). As expressões matemáticas referentes aos índices destas métricas estão descritas a seguir.

- Número de fragmentos (adimensional) (NP)

A métrica de número de fragmentos (NP) corresponde ao número de fragmentos pertencentes à mesma classe na paisagem analisada.

$$NP = n_i$$

Equação 2- Número de fragmentos -NP.

Onde:

n_i = número de fragmentos presente na paisagem.

- Área do maior fragmento (%) (LPI)

Esta é a medida que corresponde à porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento de determinada classe.

$$LPI = \frac{j = 1^{Max(a_{ji})}}{A} * (100)$$

Equação 3- Área do maior fragmento - LPI.

Onde:

$\max a_{ji}$ = área do maior fragmento da paisagem da classe i (m²);

A= área total da paisagem (m²).

- Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (%) (PLAND)

A métrica PLAND corresponde à porcentagem da paisagem ocupada pelos fragmentos da mesma classe.

$$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} * (100)$$

Equação 4- Porcentagem de fragmentos da mesma classe - PLAND.

Onde:

a_{ji} = área do fragmento j da classe i (m²);

A= área total da paisagem (m²).

- Área média dos fragmentos (ha) (AREA_MN)

A métrica AREA_MN corresponde à média entre as áreas em hectares de todos os fragmentos da mesma classe.

$$AREA_MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

Equação 5- Área média dos fragmentos – AREA_MN.

Onde:

x_{ji} = área dos fragmentos j da classe i (m^2);

n_i = número total de fragmentos da mesma classe.

- Densidade de bordas (m) (ED)

A métrica ED corresponde à soma de todas as bordas dos fragmentos de determinada classe, dividido pela área total em hectares. O valor considerado para borda foi de 30 m (FERNANDES et al., 2017).

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^M e_{ik}}{A} * (10.000)$$

Equação 6- Total de Bordas - ED.

Onde:

e_{ki} = comprimento total (m) da borda dos fragmentos do tipo (classe) i ;

A = área total da paisagem (m^2).

3.1.4.2. Índices de forma

As métricas de forma são importantes para avaliar a forma do perímetro dos fragmentos, auxiliando na compreensão de efeitos ecológicos importantes, como o efeito de borda. Processos como migração de mamíferos, ocupação por lenhosas, forrageamento de animais e outros, também podem ser afetadas pela forma do fragmento. O ideal é que os fragmentos estejam mais próximos de formas arredondadas, pois esse formato minimiza o efeito de borda e o centro do fragmento estará mais distante das bordas do que em formas alongadas (McGARIGAL; MARKS, 1995). O valor considerado para borda foi de 30 m (FERNANDES et al., 2017). As expressões matemáticas referentes aos índices destas métricas são descritas a seguir.

- Índice de forma médio (SHAPE_MN)

A métrica SHAPE_MN é a medida que corresponde à relação área/perímetro, ou seja, a variável perímetro do fragmento está implícita nesta métrica. Esta métrica presume a comparação da forma ideal da mancha com um círculo.

$$SHAPE = \frac{p_{ij}}{mip_{ij}}$$
$$MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

Equação 7- Índice de forma médio – SHAPE_MN.

Onde:

p_{ij} = perímetro (m) de cada fragmento j pertencente a a classe i

m_i = índice da área (m)

n_i = número de fragmentos da classe i existente na paisagem.

- Círculo circunscrito relacionado médio (CIRCLE_MN)

A métrica CIRCLE_MN usa o menor círculo circunscrito e fornece a medida de alongação total do fragmento. Ela varia de 0 a 1, sendo que quanto menor, mais circular é o fragmento.

$$CIRCLE_{MN} = 1 - \left[\frac{a_{ij}}{a_{ij}^s} \right]$$

Equação 8- Círculo Circunscrito relacionado médio – CIRCLE_MN.

Onde:

a_{ij} = área (m²) do fragmento ij ;

a_{ij}^s = área (m²) do menor círculo circunscrito ao redor do fragmento ij .

3.1.4.3. Índices de área central

Estas métricas se baseiam na definição da área núcleo ou central dos fragmentos, a partir de uma distância pré-definida da borda. São métricas relevantes quando se considera o impacto do efeito de borda em diferentes espécies. A distância de borda considerada neste estudo foi de 30 m. A expressão matemática referente ao índice desta métrica é descrita a seguir.

- Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (%) (CPLAND)

A métrica CPLAND corresponde à porcentagem média dos fragmentos da classe que é a área central, baseada na largura de borda especificada. A borda é excluída nesta análise.

$$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} * (100)$$

Equação 9- Porcentagem da área núcleo relativa a paisagem - CPLAND.

Onde:

a_{ij}^c = área central (m²) do fragmento ij com base na profundidade da borda especificada (m).

A = área total da paisagem (m²).

3.1.4.4. Índices de contágio e dispersão

Estas métricas avaliam a tendência de os fragmentos serem espacialmente agregados, ou seja, se dispor espacialmente de forma agregada. Estas métricas são também conhecidas como textura da paisagem e se baseiam em matrizes para o cálculo de células (McGARIGAL; MARKS, 1995).

- Conectividade (%) (COHESION)

A métrica COHESION é obtida com base no perímetro e na área de cada mancha, em relação à área total da paisagem. Ela quantifica a conexão física entre a área de fragmentos da mesma classe.

$$COHESION = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n P_i \sqrt{a_i}} \right) \left(1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)^{-1} * 100$$

Equação 10- Índice de conectividade - COHESION

Onde:

p_i = perímetro do fragmento;

a_i = área de cada fragmento;

n = número de fragmentos;

A = número total.

3.1.5. Fragmentação direcional (FD)

Aplicamos a técnica de fragmentação direcional (FD) na região onde os assentamentos estão localizados, com o objetivo de verificar se houve tendência de direção para a fragmentação da paisagem. Este método foi desenvolvido por Arima e Leal (2016) e aplicado por Leal (2016). Possui, como premissa, a teoria da percolação, onde a conectividade dos fragmentos em uma paisagem garante a manutenção de fluxos ecológicos (STAUFFER; AHARONY, 1994).

A FD é estimada a partir de modelagem de caminhos de menores custos, onde são atribuídos valores de fricção para as classes de uso da terra de acordo com a facilidade ou dificuldade que as espécies têm para se deslocar entre as diferentes classes. Os custos de fricção utilizados neste estudo foram determinados de acordo com Pinto e Keitt (2009), onde as áreas mais adequadas ambientalmente favorecem a manutenção dos fluxos e possuem menores custos, enquanto as áreas antropizadas ou modificadas oferecem maior dificuldade e recebem os maiores custos. Neste estudo, consideramos apenas três classes de custos

distintos: Vegetação Nativa, Não Vegetação e Água. O custo de cada classe foi atribuído de acordo com a Tabela 10.

Tabela 10 - Classes de uso para a área de estudo e os custos de fricção correspondentes.

CLASSE	DESCRIÇÃO	CUSTO
Vegetação Nativa	Formação Florestal e Outra Formação Floresta	1
Água, Lago ou Rio	Rio, Lago e Oceano	5
Não vegetação	Pastagem, Cultura Anual e Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Infraestrutura Urbana, Outra Área Não Vegetada, Não Observado e Mineração	10

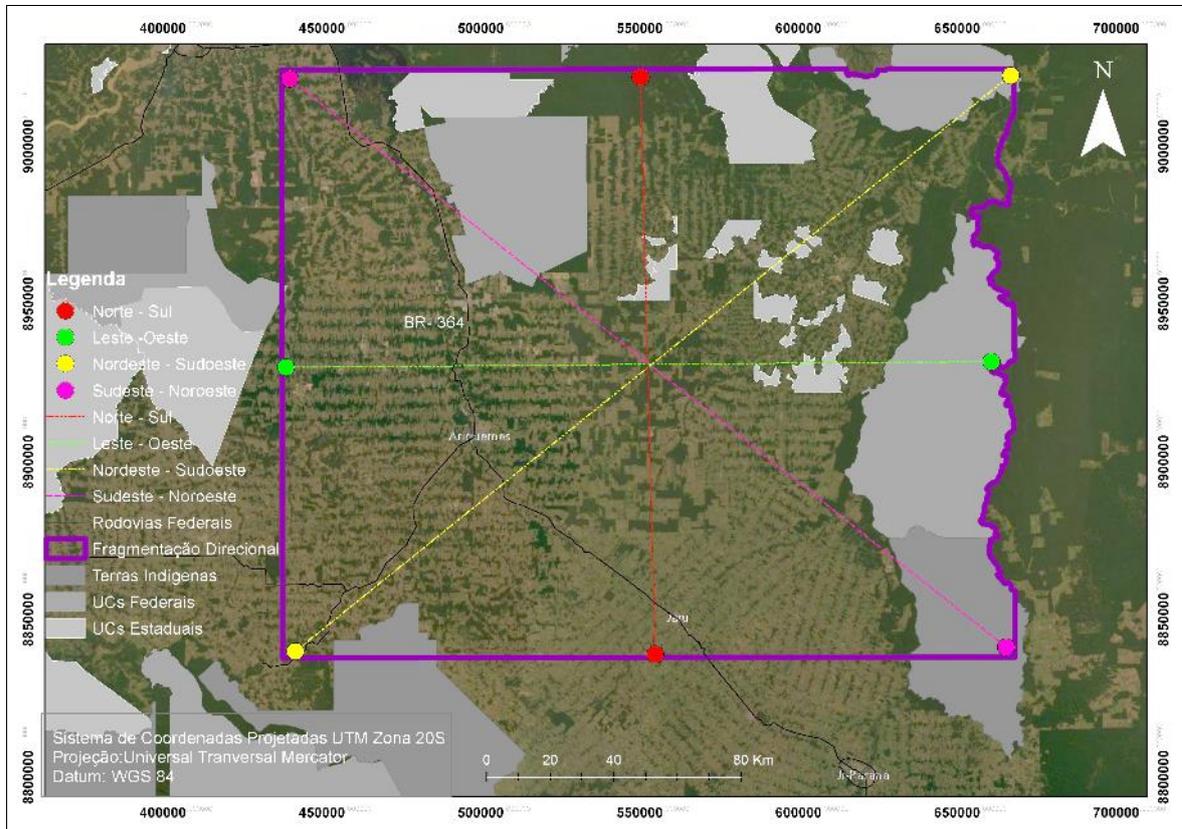
Para estimar a FD, é necessário o uso de dados de entrada em formato matricial. Neste estudo, utilizamos a série temporal de 30 anos no período de 1985 a 2015 (imagens de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015) com mapas da Coleção 3.0 do projeto MapBiomas referente à região dos assentamentos. Esta técnica é baseada na modelagem por caminho de menor custo, com ferramentas disponíveis na aba *Spatial Analyst Tools – Distance- Cost path* e *Cost distance*, disponibilizada pelo programa ArcGIS 10.6®. Esta ferramenta se baseia no algoritmo de Dijkstra (1965), que define o caminho de menor custo a partir de um ponto pré-determinado e considera que todos os pontos possuem valores não negativos.

Inicialmente, definimos os pontos de partida e de chegada para a delimitação do caminho de menor custo. Estes pontos foram definidos conforme Arima e Leal (2016), que afirmam que a percolação perfeita deve ocorrer em todas as direções, utilizando os pontos cardeais como pontos de chegada e partida (Norte - N, Sul - S, Leste - L, Oeste - O, Sudeste - SE, Nordeste - NE, Sudoeste - SO e Noroeste - NO). Posteriormente, foi executada a ferramenta *Cost Distance*, resultando em uma matriz de superfície com os custos acumulados de cada célula (*pixels*) a partir do ponto de partida, e uma matriz de superfície de orientação (*backlink*), onde cada célula possui um código que indica a célula vizinha com menor custo a ser seguida (LEAL et al., 2018). As duas matrizes são então inseridas na ferramenta *Cost Path* e o algoritmo percorre os *pixels* entre os pontos de chegada e de partida com os menores valores acumulados. O resultado é o caminho de menor custo acumulado entre os pontos de partida e de chegada, com valores de comprimentos diferentes. Assim, quanto maior o custo de percolação nestas direções, maior será a fragmentação da paisagem.

Aplicamos esta técnica em uma área de 4.228.945 ha, incluindo oito direções de análise da fragmentação direcional, seguindo os pontos cardeais (Figura 18), onde estão inclusos assentamentos de colonização e rurais estudados, UCs estaduais e federais, TIs e a

rodovia BR-364. A metodologia de caminho de menor custo resultou em oito caminhos diferentes para cada ano avaliado. Os sentidos para obtenção dos caminhos de menor custos adotados foram N-S, S-N, L-O, O-L, SE-NO, NO-SE, NE-SO e SO-NE.

Figura 18 - Área de estudo situada no estado de Rondônia. A área de estudo objeto deste estudo está delimitada em roxo no mapa.



Fonte: Próprio autor.

Os comprimentos dos caminhos gerados foram normalizados e utilizados para a construção de gráficos *spiders diagram*. A normalização dos dados se deu a partir da criação da matriz de superfície hipotética, onde todas as células (*pixels*) possuem valor de fricção 10 (maior custo), ou seja, toda a área se encontra desmatada e todas as células possuem custo máximo, permitindo a estimativa dos valores de comprimentos máximos a serem obtidos nos caminhos nestas direções (Equação 11) (LEAL, 2016).

$$Cost\ path\ norm = \frac{cost\ path\ calc}{cost\ dist\ max}$$

Equação 11- Normalização dos caminhos de menor custo.

Onde:

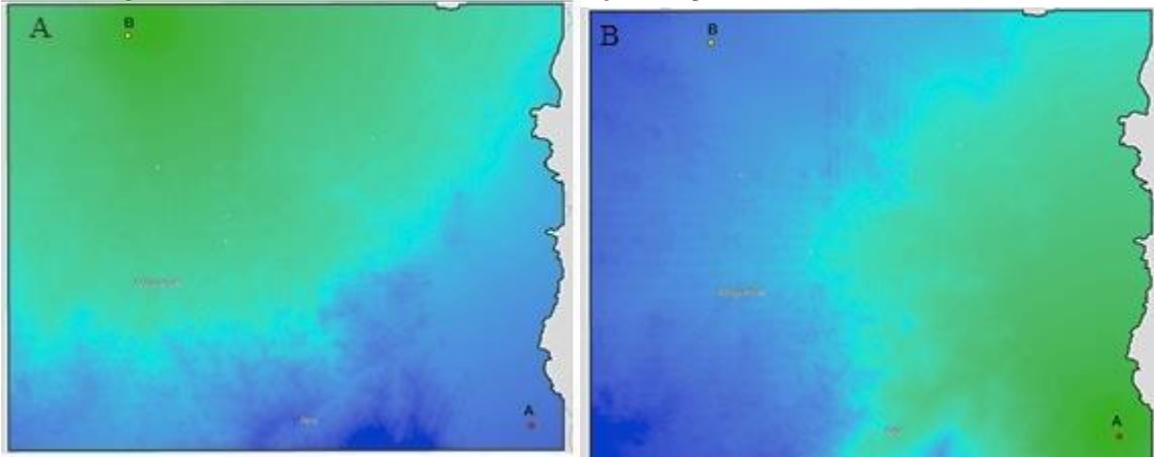
- *Cost path calc* = valor do caminho de menor custo a partir do ponto de origem até o ponto de chegada;
- *Cost dist max* = valor do caminho de menor custo gerado a partir da imagem hipotética com valores de fricção 10 para todos os pixels.

3.1.6. Modelagem de corredores ecológicos

Com o objetivo de definir corredores ecológicos para interligar as áreas de proteção ambiental inseridas na área de estudo, realizamos a modelagem de corredores disponível pelo programa ArcGIS 10.6®, usando a ferramenta *Spatial Analyst Tools – Corridor*. O delineamento dos corredores foi realizado utilizando o mapa de uso e cobertura da terra para 2015, disponibilizado na Coleção 3.0 do Projeto MapBiomias. O objetivo foi delimitar área de corredor interligando a Estação Ecológica (ESEC) de Samuel à Terra Indígena (TI) Igarapé Lourdes. Estas duas áreas de proteção ambiental foram escolhidas com base nos resultados encontrados na fragmentação direcional, onde a direção com menor fragmentação e com melhores condições para o estabelecimento do corredor ecológico foi a Sudeste (TI Igarapé Lourdes – Ponto A) – Noroeste (ESEC Samuel – Ponto B).

Os dados de entrada neste processo de modelagem foram os mapas de superfície de custo em formato matricial, que contêm os valores de fricção atribuídos à cada célula (*pixel*) da imagem fricção. Os valores atribuídos às classes para geração da superfície de custo estão listados na Tabela 10. Para a delimitação dos corredores, foram utilizados os valores atribuídos ao uso da terra. Os custos foram incorporados na matriz por meio da ferramenta *Reclassify* - ArcGIS 10.6®. A modelagem foi feita em duas etapas, na primeira foi gerado o caminho de menor custo pela ferramenta *Cost path* entre o ponto de partida e de chegada, nos dois sentidos (A-B e B-A), originando duas matrizes de custos (Figura 19). Estas matrizes foram utilizadas posteriormente para modelar o corredor com a ferramenta *Corridor*.

Figura 19 - Matrizes de custos gerados pela ferramenta *Cost Path* para modelagem do corredor ecológico. A = matriz de custo gerada entre o Ponto B e o Ponto A. B = matriz de custo gerada entre o Ponto A e o Ponto B. A coloração mais próxima à verde indica menores custos e a coloração mais próxima a azul indica maiores custos.



O corredor obtido por modelagem foi então agrupado em classes de valores, com uso da ferramenta *Symbolology – Classified – Classify – Percentil (Quantile)* no ArcGIS 10.6®. Definimos 25 classes de agregação de custos, onde os intervalos das classes ficaram com 4% dos custos. Esta ferramenta permitiu definir as áreas com menores custos acumulados, e assim delimitar o corredor. Utilizamos apenas a primeira classe para definição do corredor, pois ela apresentava largura suficiente para o corredor e ainda continha as melhores áreas. A largura deste corredor foi definida de acordo com a Resolução CONAMA nº 9/96, que recomenda que a largura do corredor ecológico deve ser 10% de seu comprimento ou possuir largura mínima de 100 m (BRASIL, 1996).

3.1.7. Integridade e estreitamento dos corredores

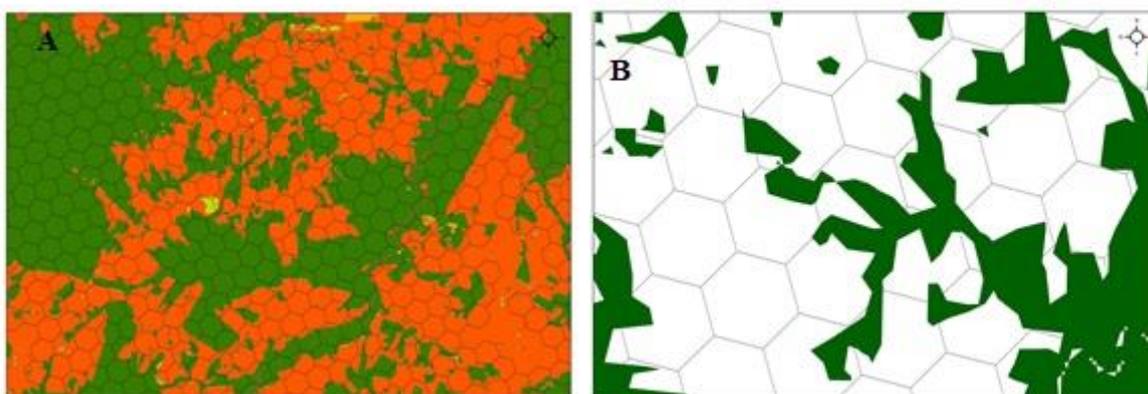
Após a modelagem e definição dos limites do corredor, avaliamos a integridade da área escolhida e o uso da terra na área delimitada. A integridade foi realizada com objetivo de verificar quanto da paisagem definida como corredor ecológico possui algum tipo de uso da terra. Para esta avaliação, geramos uma malha de hexágonos para o limite do corredor. A malha de hexágono foi descrita inicialmente por Ramos et al. (1976) e é largamente utilizada em estudos de divisão da paisagem em unidades (TAMBOSI et al., 2013; PEREIRA et al., 2011).

A malha com hexágonos foi criada com ajuda da ferramenta *Repeating Shapes*, a extensão do ArcGIS 10.6 que foi desenvolvida por Jensen (2012). O limite do corredor foi utilizado para definir a malha com hexágonos de 50 ha. O tamanho da área dos hexágonos foi definido com base nos tamanhos médios dos lotes dos assentamentos rurais, pois, como observado em diversos estudos, não há definição concreta de qual tamanho é o mais

indicado. A representatividade da paisagem é o item mais relevante (GARCIA-MARMOLEJO et al., 2013; TAMBOSI, 2013; LEAL, 2016).

Após a criação da malha, aplicamos a ferramenta *Intersection* com os dados de uso do solo da Coleção 3.0 do MapBiomas de 2015. Contabilizamos apenas quanto de vegetação nativa remanescente cada hexágono possuía. Este valor foi dividido pela área total dos hexágonos e transformado em um índice que varia de 0 a 1. Para a distribuição por frequência deste índice, os hexágonos foram dispostos em 10 classes com variação de 0,1 entre as mesmas e posteriormente distribuídos espacialmente no corredor (Figura 20).

Figura 20 – Malha hexagonal criada para análise da paisagem e integridade do corredor definido para interligar duas áreas de proteção ambiental. A = malha hexagonal sobre mapa de uso do solo fornecido pelo projeto MapBiomas para o ano de 2015. B = malha hexagonal sobre a classe vegetação.



3.2.RESULTADOS

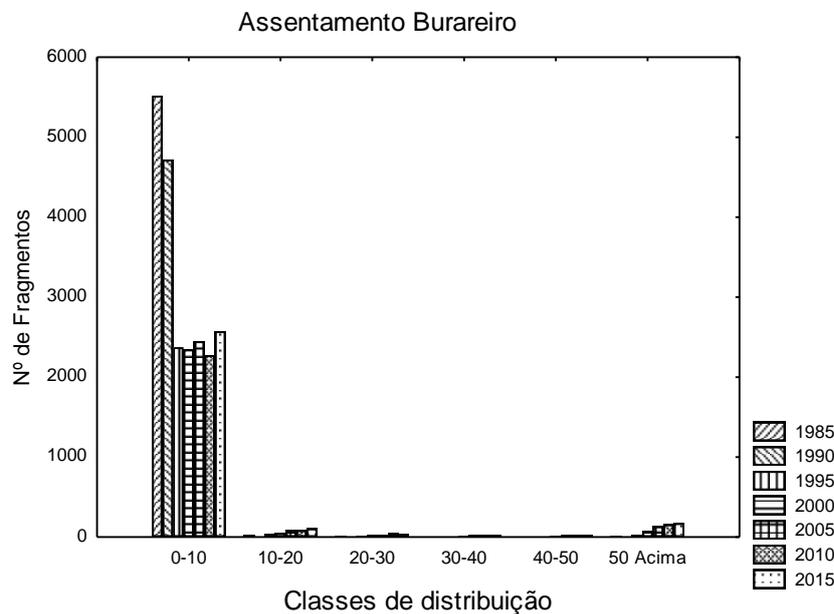
3.2.1. Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa

A análise da distribuição dos fragmentos florestais nativos mostrou que a maioria dos fragmentos estão concentrados no intervalo de 0-10 hectares em todos os assentamentos. Este resultado indica alto grau de fragmentação, pois os pequenos fragmentos são considerados os mais degradados pelo efeito de borda e tamanho da área central. Houve aumento da fragmentação ao longo da série histórica em todos os projetos de assentamento analisados. Por exemplo, no *design* de ocupação dendrítico de Cujubim, havia 56 fragmentos em 1985 e 566 fragmentos em 2015, aumento de 1000% nos fragmentos. Quanto maior o número de fragmentos pequenos, mais fragmentada estará a paisagem e a sua redução pode indicar a união ou extinção dos mesmos.

No *design* de assentamento *fishbone* de Burareiro, havia o total de 5.521 fragmentos florestais em 1985 e 2.945 fragmentos em 2015, reduzindo quase 50% dos fragmentos. Complementarmente, houve redução dos pequenos fragmentos (0-10 ha) e aumento dos fragmentos acima de 50 ha, que passou de 5 para 173 (Figura 21). Estes resultados indicam

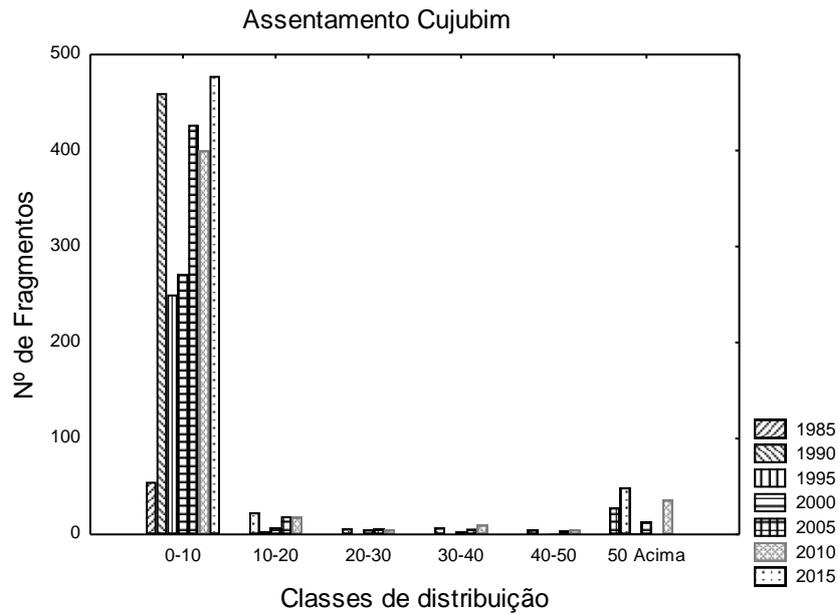
a redução dos pequenos fragmentos com a intensificação do desmatamento e a consolidação das áreas antropizadas em pequenas propriedades nos projetos de assentamento do INCRA em três décadas, ficando como remanescentes apenas os grandes fragmentos inseridos em áreas de reserva legal contíguas ou em áreas de proteção ambiental.

Figura 21 - Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa no *design* de assentamento *fishbone* de Burareiro em classes de frequência.



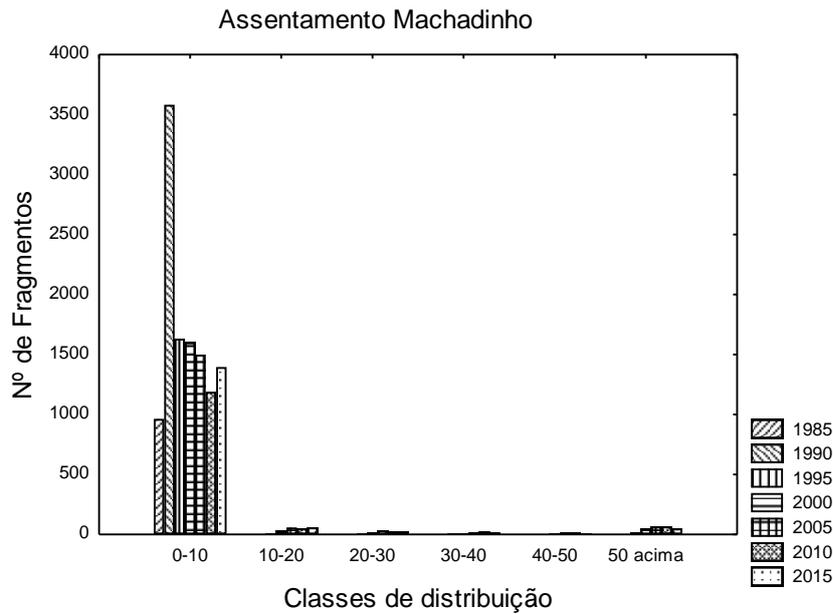
Houve oscilação na quantidade de fragmentos estimados no projeto de assentamento com o *design* dendrítico de Cujubim. O número de fragmentos com tamanho de 0-10 ha aumentou de forma expressiva ao longo da série história, passando de 55 para 478 fragmentos entre 1985 e 2015 (Figura 22). Entre 1995 e 2000, houve forte redução na quantidade de pequenos fragmentos, consequência do aumento das taxas de desmatamento no período em toda a região Amazônica. Nos anos subsequentes (2005 a 2015), a quantidade de pequenos fragmentos voltou a aumentar como consequência da expansão do desmatamento nas áreas de reserva em bloco até então conservadas. A quantidade de fragmentos maiores aumentou ao longo da série história, passando de 1 para 49 fragmentos.

Figura 22 - Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa no *design* de assentamento dendrítico de Cujubim em classes de frequência.



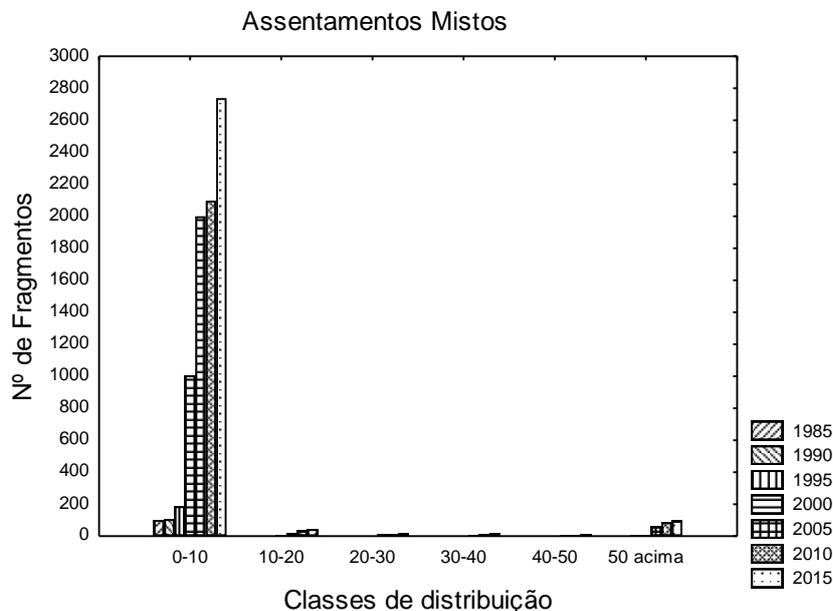
Os resultados para os projetos de assentamento no *design* dendrítico de Machadinho indicaram forte avanço da fragmentação nos primeiros anos da série histórica, com redução do tamanho dos fragmentos menores ao longo do tempo. Em 1985, havia 965 fragmentos; em 1990, havia 3.582 fragmentos menores que 10 hectares, indicando alta intensidade de fragmentação decorrente de ações antrópicas entre 1985 e 1990. Em 2015, a quantidade de fragmentos pequenos decresceu para 1396. O oposto ocorreu com os fragmentos maiores, passando de 1 para 50 fragmentos acima de 50 ha entre 1985 e 2015 (Figura 23). Esta dinâmica pode ser explicada pela continuidade da expansão da ocupação dos projetos de assentamento desde a sua criação e a manutenção dos remanescentes de floresta nativa nas reservas em bloco do projeto.

Figura 23 - Distribuição dos fragmentos de floresta nativa no *design* de assentamento dendrítico (município de Machadinho) em classes de frequência.



O *design* de projeto de assentamento espontâneo/misto apresentou dinâmica de fragmentação compatível com a apresentada pelos demais assentamentos. Estimamos que havia 102 e 2.739 fragmentos menores que 10 ha em 1985 e 2015, respectivamente. A quantidade de fragmentos de maior tamanho aumentou de 1 para 96 entre 1985 e 2015, respectivamente (Figura 24). A intensificação da fragmentação foi observada a partir de 1995, quando foram oficialmente regularizados, com tendência de crescimento até 2015.

Figura 24 - Distribuição dos fragmentos de floresta nativa no *design* de projeto assentamento espontâneo/misto, em classes de frequência.



Os números de fragmentos de vegetação nativa encontrados nos diferentes *designs* de assentamento diferiram entre si. Os valores oscilaram de acordo com os processos de

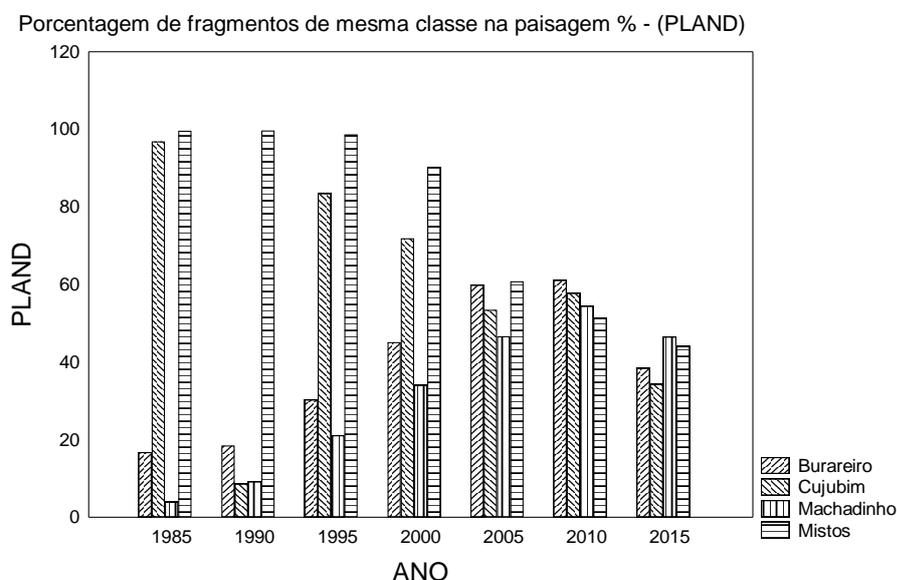
ocupação e com a data de criação dos assentamentos. Houve tendência de aumento da fragmentação logo após a implantação dos projetos de assentamento, especialmente os menores que 10 ha. Conforme ocorre a consolidação da ocupação nos assentamentos, os fragmentos maiores que 50 há aumentam e fragmentos menores que 10 há reduzem, indicando consolidação de remanescentes florestais nas reservas legais e extinção de pequenos fragmentos na consolidação das atividades agropecuárias.

3.2.2. Métricas de paisagem

3.2.2.1. Métricas de área, densidade e borda

As métricas de área, densidade e borda apresentaram uma tendência de redução dos fragmentos de vegetação nativa em todos os *designs* de projeto de assentamento analisados. Os *designs* espontâneos/mistos e dendrítico de Cujubim mantiveram altos valores (99% e 96%, respectivamente) de PLAND (porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem) entre 1985 e 2000. Nos anos subsequentes, todos os assentamentos apresentaram variações semelhantes. Em 2015, os valores de PLAND estimados para o *design* de projeto de assentamento *fishbone* de Burareiro foi de 38%; para o dendrítico de Cujubim e Machadinho foram de 34% e 46%, respectivamente; e para o espontâneo/misto, foi de 44%. A evolução desses valores indica perda de área de vegetação nativa nos assentamentos analisados (Figura 25).

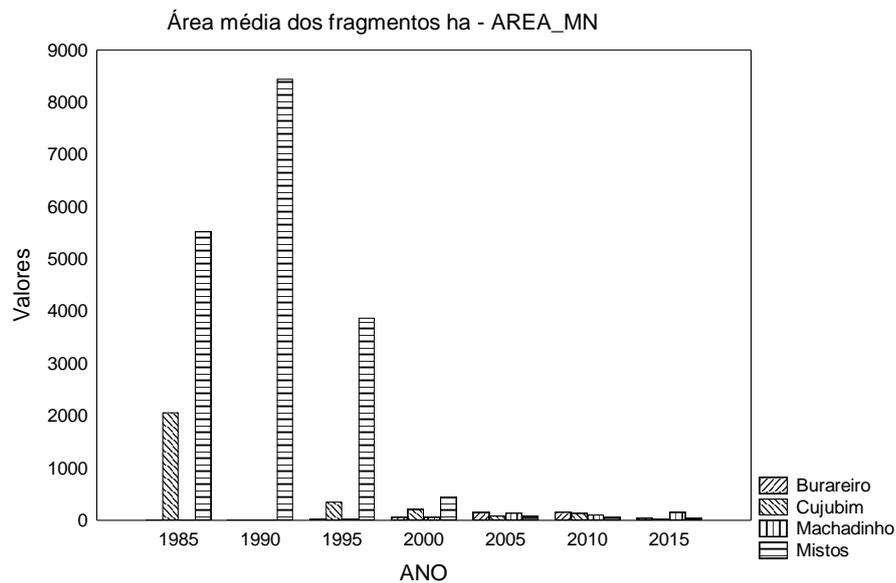
Figura 25 - Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).



A área média dos fragmentos (AREA_MN) foi reduzida drasticamente nos *designs* espontâneo/misto e dendrítico ao longo da série histórica. Nos *designs fishbone* e dendrítico,

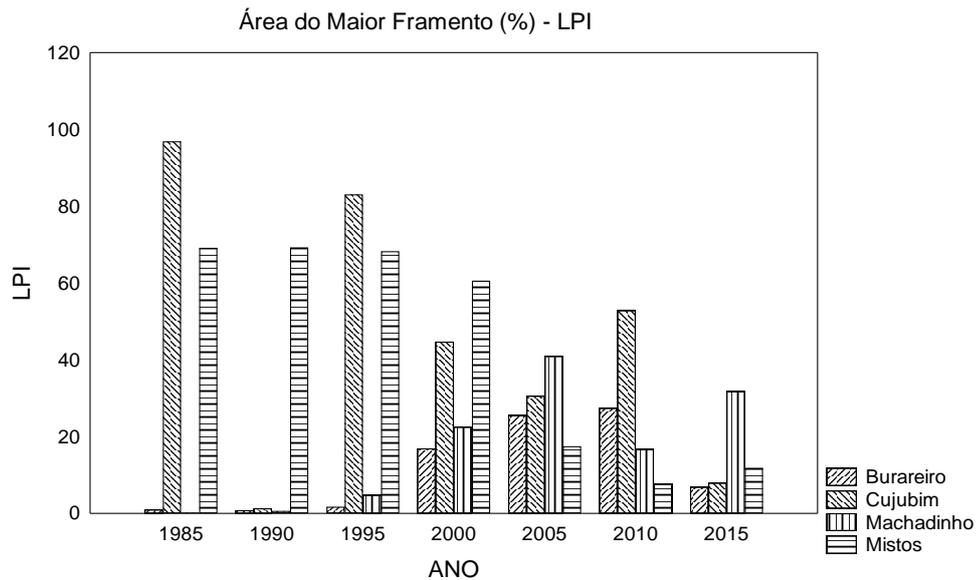
houve tendência de aumento deste índice. Este resultado está relacionado com a dinâmica do tamanho dos fragmentos após a implantação dos assentamentos. Em 2015, este índice era de 49,8 ha para o *designs fishbone*; 35,4 ha para o dendrítico de Cujubim; 157,4 ha para o dendrítico de Machadinho; e 40,78 ha para o *designs* espontâneo/misto (Figura 26). A presença das reservas em bloco, atuais Reservas Extrativistas, destacou o *design* dendrítico de Machadinho nos resultados desta métrica da paisagem.

Figura 26 - Área média dos fragmentos para a classe de vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).



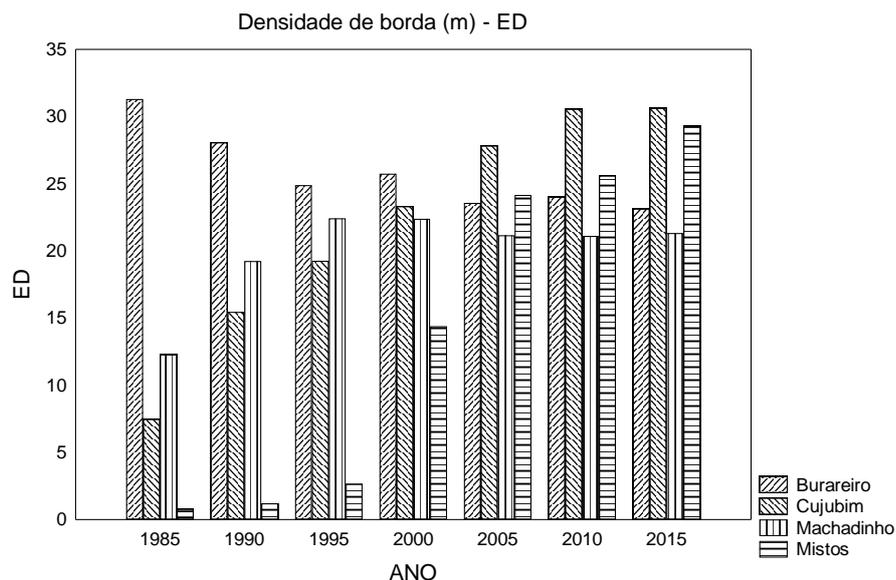
Observamos padrão semelhante nos resultados do índice LPI (%), onde a área do maior fragmento da paisagem é ponderada em relação à paisagem total. Nos anos iniciais deste estudo, os *designs* de assentamento espontâneo/misto e dendrítico de Cujubim apresentaram valores altos para este índice (96,8% e 69%, respectivamente), indicando que grande parte da paisagem é formada por um único fragmento florestal. No decorrer dos anos, houve redução dos valores deste índice, com destaque ao projeto de assentamento dendrítico de Machadinho, com índice de 32%. Este resultado tem relação direta com a manutenção das reservas legais em blocos. Para os demais *designs* de assentamento, os valores foram semelhantes: 6,8% para o *fishbone* de Burareiro; 7,9% para o dendrítico de Cujubim; e 12% para o espontâneo/misto (Figura 27).

Figura 27 - Área do maior fragmento pertencente à classe vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).



Ao avaliar a evolução da métrica de densidade de borda, observamos o aumento dos valores de forma acentuada para os *designs* de assentamento espontâneo/misto e dendrítico de Cujubim, que aumentou de 0,7 m/ha para 30 m/ha. Este aumento está associado ao aumento do número de fragmentos na paisagem, resultando em maior área de borda dos fragmentos. Em 2015, os assentamentos apresentaram valores similares: 23 m/ha para o *fishbone* de Burareiro; 30 m/ha e 21 m/ha para o dendrítico de Cujubim e Machadinho; e 29 m/ha para o espontâneo/misto (Figura 28). Os valores estimados para densidade de bordas foram relativamente baixos, indicando que os fragmentos florestais remanescentes ainda têm potencial para conservação. Contudo, o avanço nos valores das bordas ao longo da série histórica apontam para o aumento da heterogeneidade da paisagem.

Figura 28 - Densidade de bordas da classe vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).



3.2.2.2. Métricas de forma

As estimativas das métricas de forma indicam que os valores dos índices calculados não variaram substancialmente ao longo da série temporal. O índice de forma média (SHAPE_MN) apresentou valores decrescentes entre 1985 e 2015 para o *designs* de assentamento *fishbone* de Burareiro, de 1,74 para 1,44, respectivamente) e para o espontâneo/misto (de 1,58 para 1,41, respectivamente), indicando a simplificação dos fragmentos. O *design* dendrítico de Cujubim apresentou aumento neste índice, passando de 1,45 para 1,51 entre 1985 e 2015, respectivamente, enquanto o *design* dendrítico de Machadinho apresentou redução de 1,54 para 1,51 no mesmo período (Figura 29).

O índice CIRCLE_MN apresentou tendência de aumento nos *design* de assentamento espontâneo/misto e dendrítico de Cujubim e de redução para os *design fishbone* de Burareiro e dendrítico de Machadinho. Em 2015, os projetos de assentamento apresentaram valores de CIRCLE_MN similares: 0,5657 para o *fishbone* (Burareiro); 0,5625 e 0,5771 para o dendrítico de Cujubim e Machadinho, respectivamente; e 0,5473 para o espontâneo/misto (Figura 30). Este índice indica a forma dos fragmentos e varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, mais próxima da forma de círculo estão os fragmentos. Os valores estimados para a métrica CIRCLE_MN foram similares aos valores estimados para o índice SHAPE_MN, indicando formas simples para os fragmentos de vegetação nativa, contudo, nenhum fragmento apresentou valor próximo ao ideal (1) do ponto de vista de qualidade dos fragmentos.

Figura 29 - Índice de forma médio dos fragmentos da classe vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).

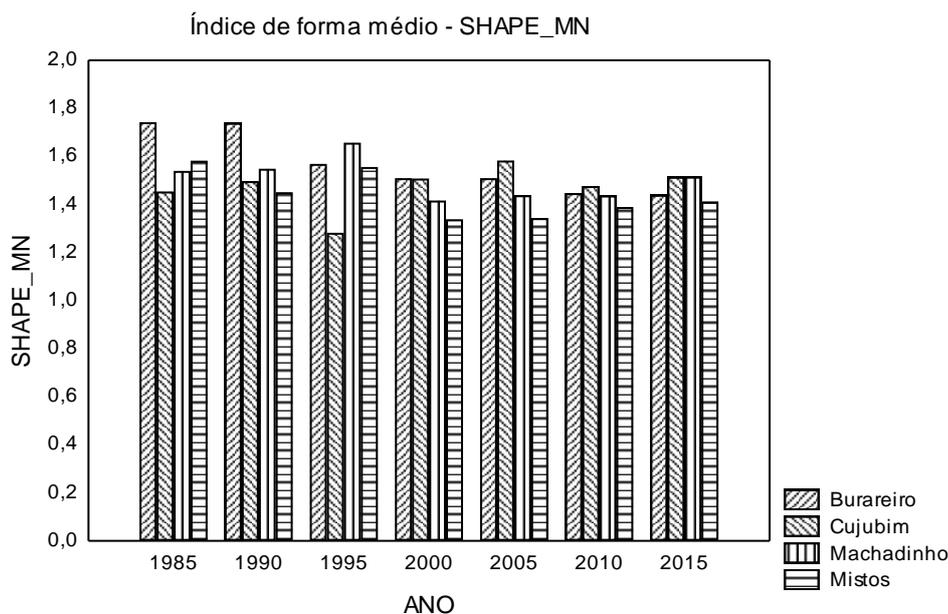
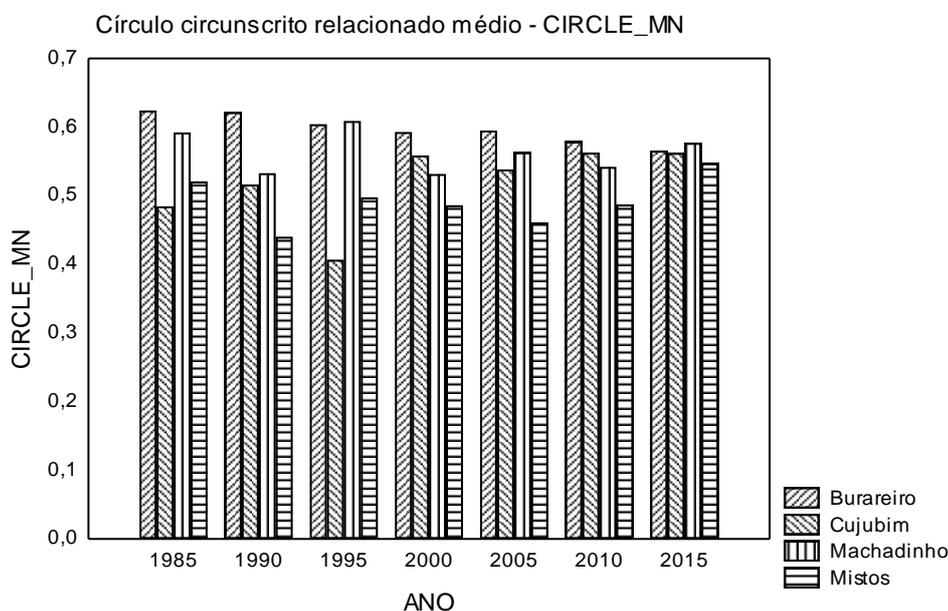


Figura 30- Círculo circunscrito médio, relacionado aos fragmentos pertencentes à classe vegetação nativa nos *designs* de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).

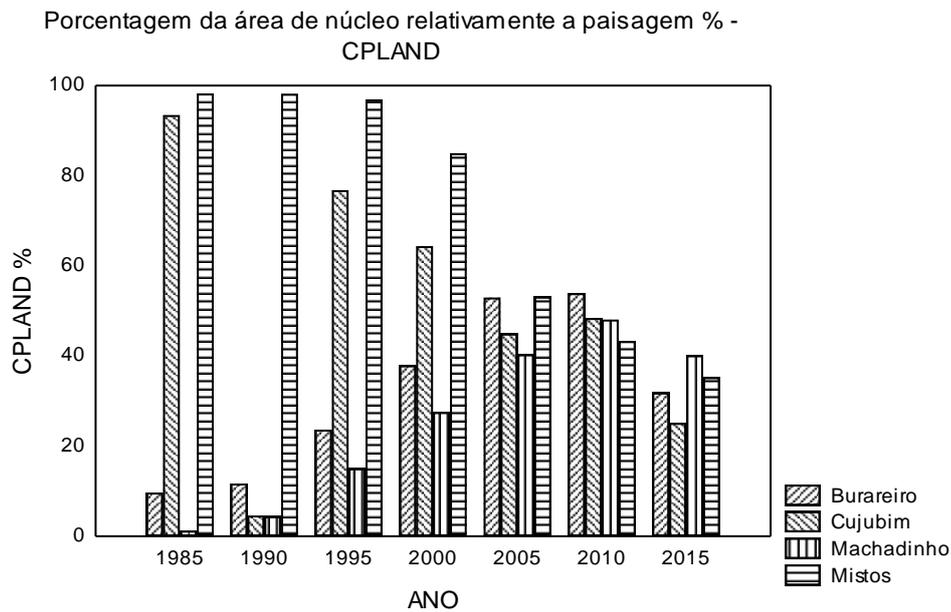


3.2.2.3. Métricas de área central

As métricas de área central ou área *core* são indicadas para avaliação da qualidade do fragmento. A métrica CPLAND foi estimada para os diferentes *designs* de assentamentos para quantificar a porcentagem de áreas núcleos em relação à paisagem total. Houve tendência de redução das áreas núcleos para os *designs* de assentamento espontâneo/misto (de, 98% para 35%), e dendrítico de Cujubim (de 93% para 25%), indicando que a área estava em melhor estado de preservação no início da série histórica, com fragmentos maiores

e com menor quantidade de bordas. Processo inverso foi observado nos *designs* de assentamento dendrítico de Machadinho, que aumentou de 1,26% para 40% e *fishbone* de Burareiro, que aumentou de 9% para 32%, indicando maior quantidade de fragmentos menores nos primeiros anos de análise e, com a consolidação da ocupação e extinção dos fragmentos menores, os fragmentos maiores se destacaram na paisagem, resultando em aumento do percentual das áreas centrais (Figura 31).

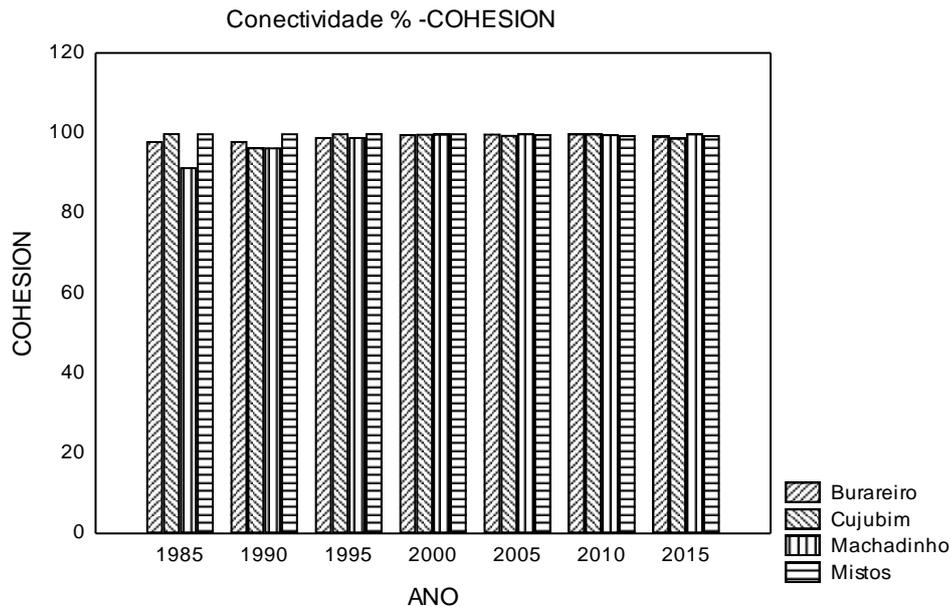
Figura 31 - Porcentagem de área de núcleo relativo à paisagem para a classe vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).



3.2.2.4. Métricas de contágio e dispersão

As métricas de contágio e dispersão quantificam a conexão física dos fragmentos. Nesta análise, aplicamos a métrica COHESION, que expressa a conectividade física dos fragmentos. Os valores obtidos indicaram boa conexão entre os fragmentos, com valores acima de 98% para todos os assentamentos em 2015. O *design* dendrítico de Machadinho aumentou de 91% para 99,8%, assim como no *fishbone* de Burareiro, que passou de 98% para 99,3%. O *design* dendrítico de Cujubim passou de 99,9% para 98,8% e no modelo espontâneo/misto, os valores oscilaram de 99,9% para 99,5% (Figura 32). Os valores indicam menor conexão dos fragmentos durante os processos de ocupação, e a partir da consolidação, observamos leve tendência de aumento deste índice.

Figura 32 – Conectividade física dos fragmentos da classe vegetação nativa nos *designs* de projetos de assentamento analisados (*fishbone*, dendrítico e espontâneo/misto).

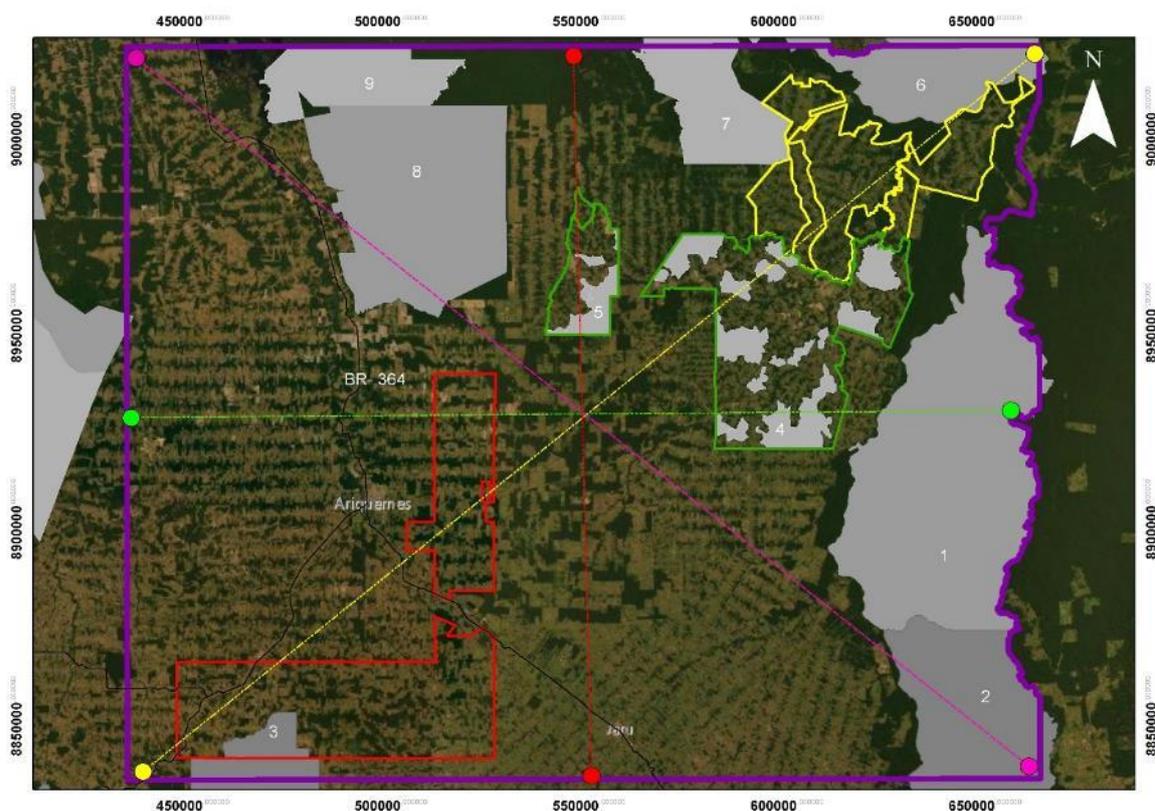


3.2.3. Fragmentação direcional

Os resultados estimados para a Fragmentação Direcional (FD) indicaram que a direção N-S apresentou os maiores custos (mais fragmentada) para a percolação na paisagem durante o período analisado. As demais direções apresentaram valores próximos entre si até 2000, com aumento da fragmentação nas direções L-O e NE-SO após 2000 (Figura 33). Todas as regiões tiveram aumento nos valores de FD ao longo do período avaliado, resultado das altas taxas de conversão de áreas nativas em antrópicas, com consequente aumento da fragmentação da paisagem nativa.

Os valores de fricção de FD na direção N-S variaram de 0,109 em 1985 para 0,159 em 2015, indicando maior fragmentação da paisagem, especialmente devido aos efeitos do *design* de assentamento *fishbone*. O maior valor estimado para este índice foi de 0,176 em 2005 na direção N-S, indicando intensa atividade antrópica nesta época e direção. A direção NE-SO também apresentou valores altos de FD, variando de 0,101 em 1985 para 1,30 em 2015, indicando alto grau de antropização nesta direção. Esta direção tem efeitos diretos dos *design* de assentamento *fishbone* de Burareiro, dendrítico de Machadinho e espontâneo/misto na porção Nordeste.

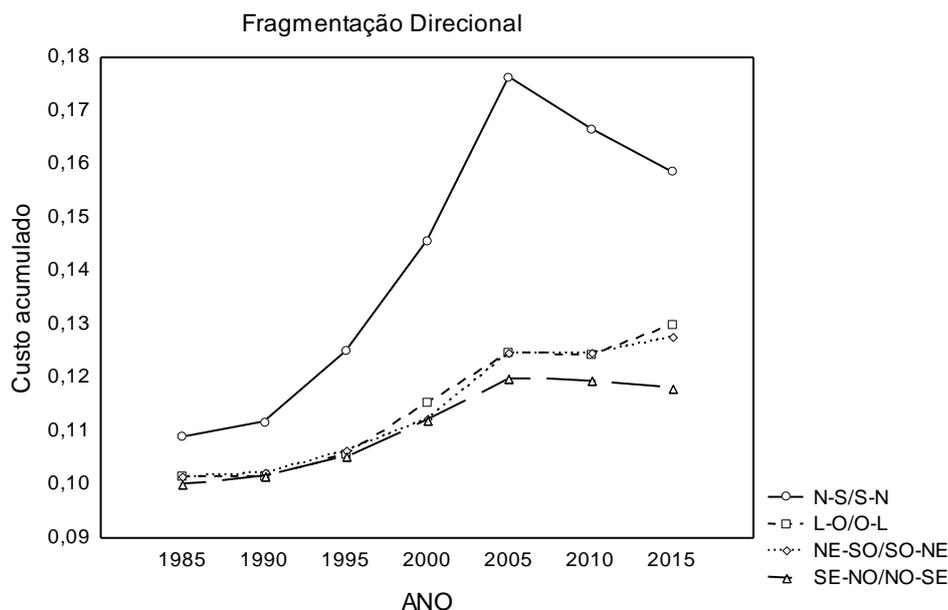
Figura 33 – Área de estudo com as direções utilizadas na análise da fragmentação direcional e as unidades de conservação inseridas na região avaliada.



Fonte: Próprio autor.

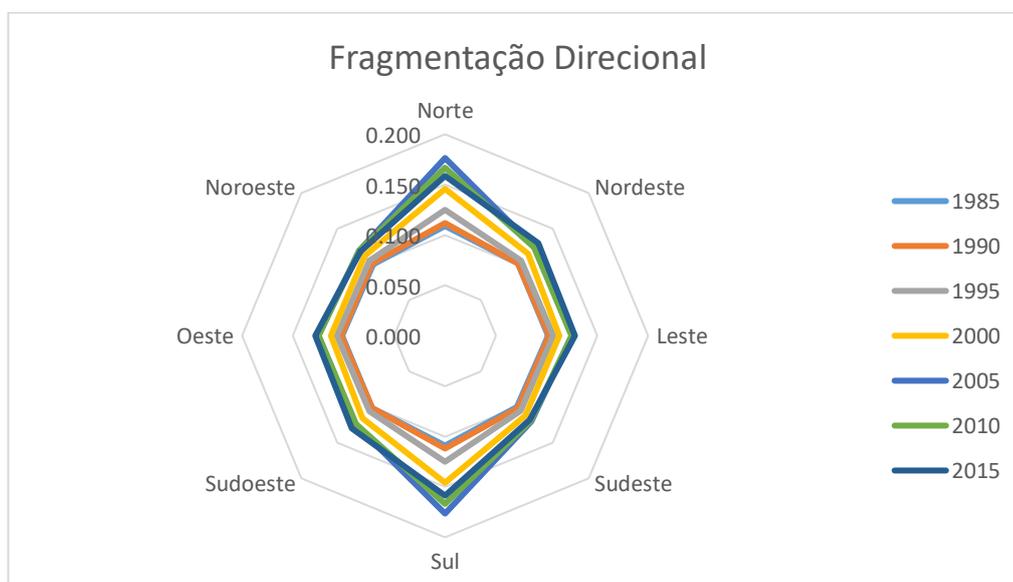
Os resultados da estimativa da FD na direção L-O (0,101 em 1985 e 0,128 em 2015) indicam *design* similar de fragmentação. A região possui áreas de proteção ambiental apenas na sua porção Leste (Reserva Biológica de Jarú e as RESEX inseridas no projeto de assentamento de Machadinho). Estas áreas de proteção ambiental contribuíram com o baixo valor de FD, resultado da menor fragmentação da paisagem nesta direção. A direção SE-NO apresentou os menores valores para a FD. Em 1985, o valor estimado foi de 0,100 e, em 2015, foi de 0,118, indicando que, nesta direção, estão as áreas de menor fragmentação, isto é, as mais aptas para a formação de corredores ecológicos. Nesta região, estão localizadas as UCs REBIO Jarú, a Floresta Nacional de Jamari e a Reserva Ecológica de Samuel, além da TI Igarapé Lourdes. Estes fragmentos colaboraram com baixo índice em relação às outras direções, principalmente na porção sudoeste (Figura 34).

Figura 34- Fragmentação direcional da paisagem em 1985/1990/1995/2000/2005/2010/2015, segundo cada direção analisada.



A disposição dos valores para FD em gráficos do tipo *Spider diagram* contribuem para melhor visualização da distribuição dos valores por regiões (Figura 35) (LEAL, 2016). Houve crescimento deste índice em todas as direções, indicando aumento da fragmentação direcional ao longo do tempo. A região N-S se destacou em relação às demais com maiores índices e a região SE-NO apresentou menor índice em relação às demais.

Figura 35 - *Spider diagram* feito com os custos obtidos pela técnica de caminho de menor custo para estimar os níveis de fragmentação direcional.

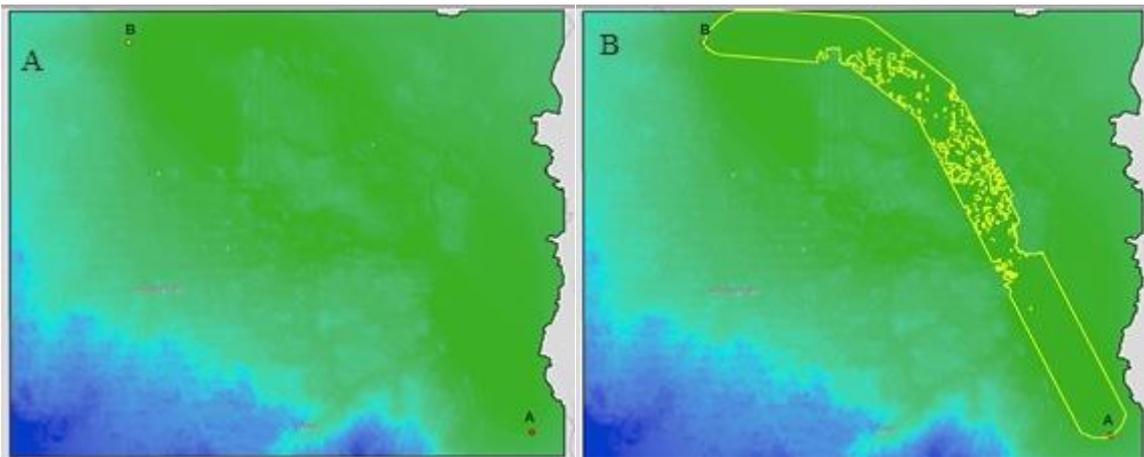


3.2.4. Corredores ecológicos

A direção do corredor ecológico foi definida de acordo com os dados encontrados na FD, que indicou a região SE-NO com os menores valores de fragmentação na paisagem.

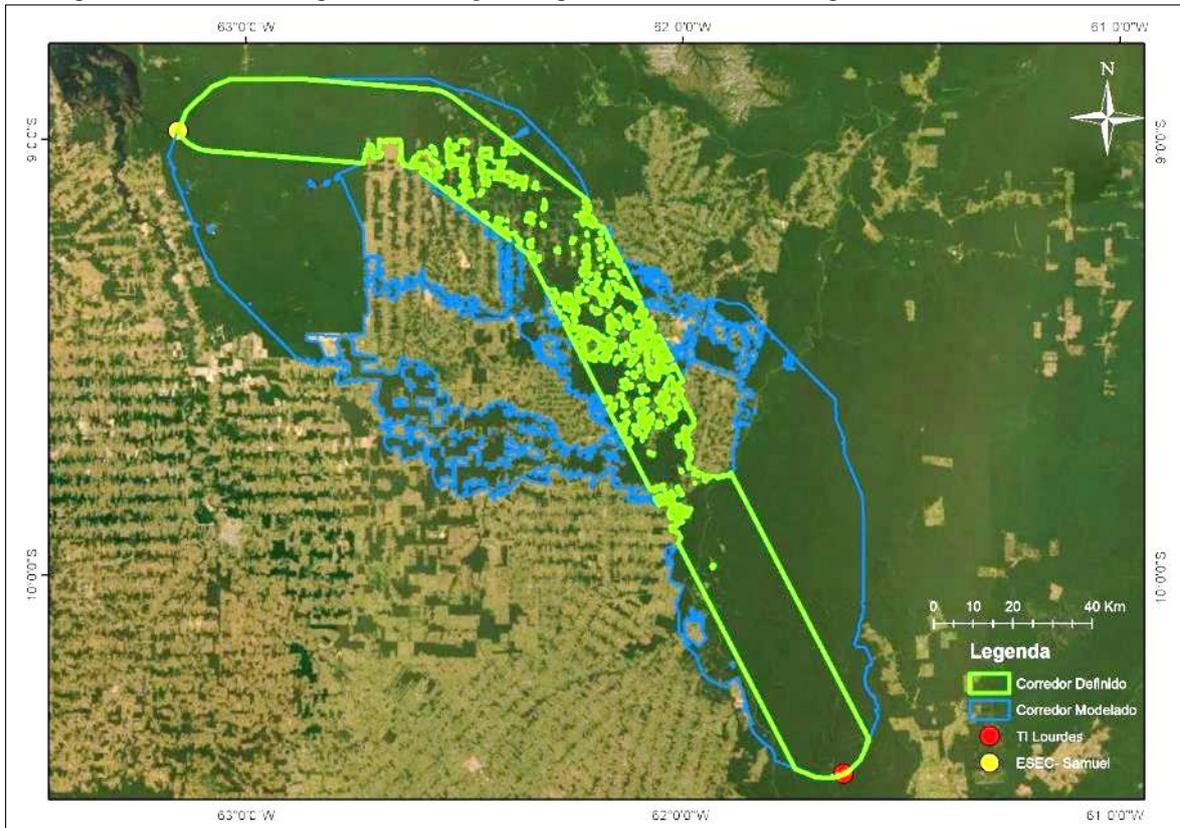
Assim, foram escolhidas duas áreas de proteção ambiental localizadas no extremo da direção SE-NO, como pontos de origem e de chegada: a ESEC de Samuel e a TI Igarapé Lourdes. A modelagem inicialmente indicou três alternativas de caminho, marcado por ilhas de áreas antropizadas pouco indicadas para o seu estabelecimento. Assim, optamos pela delimitação de um dos segmentos do corredor modelado com maior integridade da paisagem e com maior largura (Figura 36).

Figura 36 – Corredor ecológico delimitado. A = matriz gerada pela ferramenta *Corridor*, mostrando as áreas mais indicadas para construção deste corredor. B = corredor ecológico (delimitado em amarelo), definido após a aplicação da ferramenta *Quantile* e vetorização e escolha das áreas.



O comprimento do corredor selecionado foi de aproximadamente 262 km, com largura determinada pela Resolução Conama nº 9/96 de 26 km. Contudo, a largura definida para este corredor foi de 20 km, pouco abaixo do que o recomendado pela resolução, mas acima da largura mínima de 100 m, definida na mesma resolução. Este critério foi adotado devido às ilhas de áreas antropizadas que inviabilizariam larguras maiores. A área total considerada neste corredor foi de 501.450 ha (Figura 37).

Figura 37 – Corredor ecológico delimitado para a região Sudeste-Noroeste na região centro-norte de Rondônia.

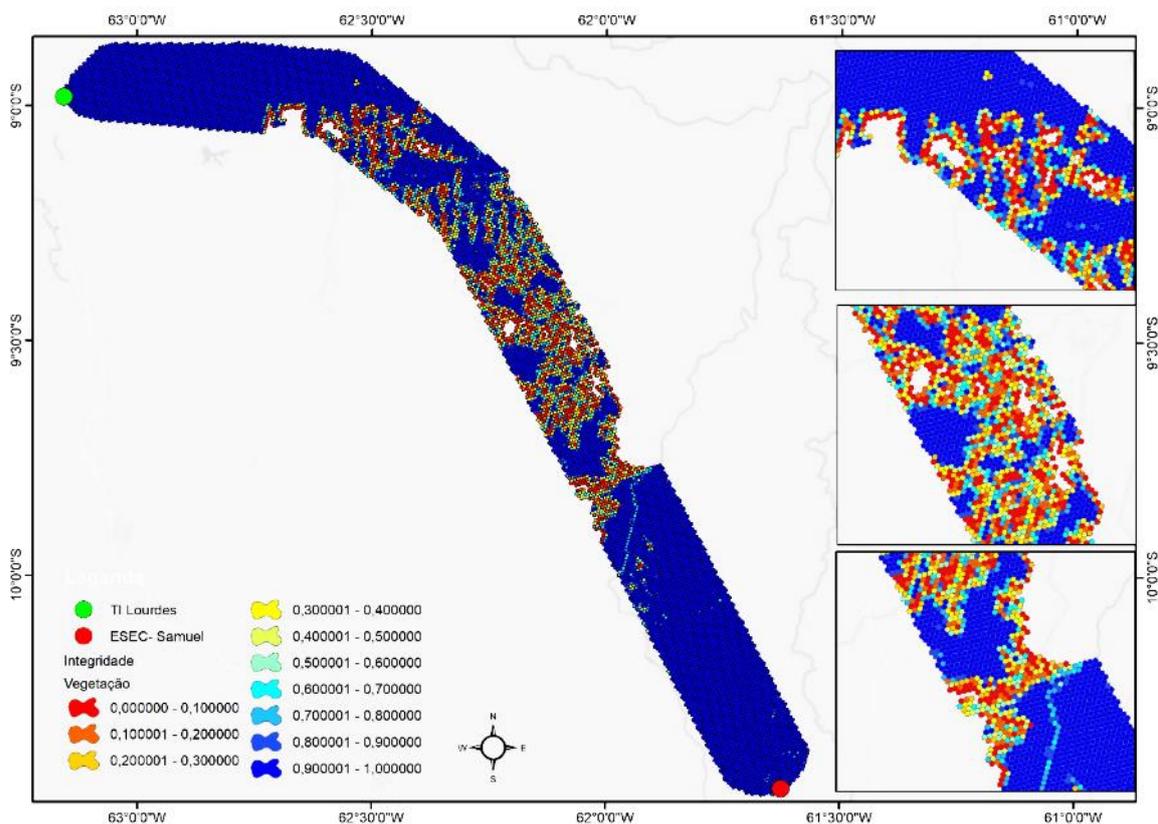


Fonte: Próprio autor

A modelagem gerada indicou três possibilidades de caminhos para o estabelecimento deste corredor, contudo, a forte fragmentação da paisagem e a largura para o corredor foram utilizadas como critérios para a definição do melhor caminho. Assim, o caminho que atravessa o assentamento de Machadinho apresentou melhores condições de integridade para o corredor, além de conectar RESEX presentes no assentamento. O corredor delimitado apresentou estreitamentos ao longo de seu traçado e áreas com ilhas de atividade antrópica em seu interior. Estas ilhas indicam áreas com alto custo acumulado na matriz de custo e que não se enquadraram na primeira classe de distribuição (LEAL et al., 2018).

Foram observados dois pontos de estreitamento do corredor, antes e depois do assentamento Machadinho. Estes estreitamentos estão vinculados às áreas com altas taxas de fragmentação da paisagem e que não estão na classe de valores escolhida. A integridade dos corredores também é um ponto de observação, visto que, fora dos limites das áreas de proteção ambiental, o corredor apresentou hexágonos com outros usos do solo, além da vegetação nativa (Figura 38).

Figura 38 – Espacialização das unidades de paisagem, indicando a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Em detalhe, trechos com estreitamento e com maior quantidade de hexágonos com diferentes usos do solo.



Fonte: Próprio autor

Ao classificar os hexágonos em classes de frequência, observamos que a maior quantidade dos hexágonos está na classe de 0,9 a 1,0, ou seja, com altos valores de vegetação remanescente (Tabela 11). A espacialização da paisagem em hexágonos se mostrou ser relevante para indicar áreas com maior ou menor integridade. Os hexágonos com baixo percentual de vegetação remanescente se mantiveram em regiões externas às áreas de proteção ambiental escolhidas, indicando bom estado de conservação no seu interior, mas uma paisagem fragmentada fora de seus limites. Por ser uma região com altas taxas de desmatamento, este resultado já era esperado.

Tabela 11 - Distribuição de frequência dos hexágonos em classe de vegetação remanescente.

Classes	Frequência	Frequência relativa
0 a 0,1	627	6%
0,1 a 0,2	342	3%
0,2 a 0,3	291	3%
0,3 a 0,4	276	3%
0,4 a 0,5	260	3%
0,5 a 0,6	264	3%
0,6 a 0,7	283	3%

Classes	Frequência	Frequência relativa
0,7 a 0,8	271	3%
0,8 a 0,9	314	3%
0,9 a 1,0	7099	71%
Total	10.027	100%

3.3. DISCUSSÃO

A fragmentação de habitats em florestas tropicais, sobretudo na Amazônia brasileira, tem recebido atenção de diferentes autores. Arima et al. (2016) descreveram como a fragmentação ocorre devido aos diferentes *designs* de ocupação da Amazônia e seus diferentes atores. STOUFFER et al. (2006) avaliaram como as aves se comportaram ao longo de 20 anos em áreas de floresta da Amazônia e detectaram perda significativa de pássaros em fragmentos pequenos. Briant et al. (2010) encontraram resultados diferentes para a umidade das florestas da Amazônia devido à fragmentação e aos efeitos de borda. A fragmentação está presente em áreas onde a matriz de vegetação natural vem sendo substituída por matriz antrópica dominada pelas atividades de agropecuária e urbanização (SEOANE et al., 2010). Os efeitos negativos da fragmentação são inúmeros, afetando o ciclo hidrológico, a fauna e a flora. Este efeito é observado largamente em regiões da Floresta Amazônica, onde a taxa de desmatamento tem avançado nas últimas décadas por diferentes causas, entre elas, os assentamentos de colonização promovidos na região (MMA, 2008).

Neste estudo, avaliamos a fragmentação em quatro assentamentos de colonização implantados em Rondônia. As regiões ocupadas pelos assentamentos apresentaram forte avanço da fragmentação de habitats. Os números de fragmentos de vegetação nativa encontrados para os quatro assentamentos oscilaram de acordo com os processos de ocupação e com a data de criação dos assentamentos. A tendência foi a de que, ao se implantar um assentamento, os fragmentos menores que 10 ha crescem e, conforme o assentamento se consolida, os fragmentos maiores que 50 ha aumentam e os menores que 10 ha decrescem, indicando extinção dos fragmentos menores ou união dos mesmos. Estes números apontam para a consolidação de atividades antrópicas nos assentamentos.

Esta tendência já era esperada, pois mesmo que os assentamentos sejam instalados em áreas já desmatadas ou próximas a fazendas maiores, o aumento do desmatamento na área ocorre logo após a criação dos projetos, elevando as taxas de supressão vegetal da região e consequentemente a fragmentação (BRONDÍZIO et al., 2002; FEARNSSIDE, 2005, BATISTELLA; MORAN, 2005; ESCADA et al., 2005; BRANDÃO Jr.; SOUZA Jr., 2006).

A predominância de fragmentos menores que 10 ha foi observada em outros estudos (PIROVANI et al., 2014; COSTA et al., 2015; CERQUEIRA, 2016; LEAL, 2016; SAITO et al., 2016) e tem, como problemática, o fato de apresentarem maior quantidade de bordas, menor riqueza de espécies e serem indicativos de áreas com menor grau de conservação (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Contudo, estas áreas podem funcionar como trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes fragmentos, facilitando a migração de espécies entre os grandes fragmentos e trazendo maior heterogeneidade ao ambiente (FORMAN; GODRON, 1986; PIROVANI et al., 2014; CERQUEIRA, 2016).

As métricas de área, densidade e borda calculadas para os assentamentos indicaram perda de vegetação nativa. Os índices de PLAND, AREA_MN e ED apontaram perda de áreas florestais e redução do tamanho dos fragmentos ao longo da série histórica. Para o índice LPI (%), o assentamento de Machadinho se destacou de forma positiva, com o maior fragmento entre os assentamentos, resultado similar ao encontrado por Batistella et al. (2003). O tamanho da mancha é relevante pois está diretamente relacionada com a capacidade de manutenção da biodiversidade devido às maiores áreas centrais, portanto, mais indicadas para conservação (PARDINI et al., 2005; RIBEIRO et al., 2009).

As métricas de forma indicaram a presença de fragmentos de formas simples e com valores para as métricas SHAPE_MN e CIRCLE_MN próximos entre os assentamentos ao fim da série temporal. Contudo, os fragmentos se mostraram menos regulares quando comparados entre os anos de 1985 e 2015. Estas métricas são baseadas em uma relação área/perímetro e o indicado é que os fragmentos estejam mais próximos de formas arredondadas, diminuindo o efeito de borda e garantindo maiores áreas centrais nos fragmentos (CERQUEIRA, 2016).

As métricas de área central indicaram perda de áreas centrais nos *designs* dendrítico de Cujubim e espontâneo/misto, e aumento para o dendrítico de Machadinho e *fishbone* de Burareiro. Este resultado é explicado pelo tamanho médio dos fragmentos, pela quantidade de fragmentos menores e pelos processos de ocupação dos assentamentos. As áreas centrais e as métricas de forma são relevantes, pois são indicativos de vários processos ecológicos, como o efeito de borda (McGARIGAL; MARKS, 1995). Diversos resultados negativos são relacionados ao efeito de borda, como a mortalidade de árvores, mudanças na composição florística arbórea, mudanças microclimáticas e mudanças na composição faunística, com o favorecimento de algumas espécies e a perda de habitats de outras, de forma que, quanto maior a quantidade de áreas centrais, melhor é para a manutenção da biodiversidade (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Os índices de contágio e dispersão apresentaram diferenças entre os *designs* de assentamentos analisados. A métrica COHESION, desenvolvido por Schumaker (1996), tem, como função, verificar a conectividade da paisagem. O assentamento que oscilou nesta análise foi o dendrítico de Machadinho, aumentando de 91% para 99% entre 1985 e 2015. O *design* com valores mais baixos no ano de 2015 para este índice foi o dendrítico de Cujubim, indicando menor conexão na paisagem, com baixa oscilação para os outros dois assentamentos. Este resultado é compatível com o esperado para a maior manutenção da conectividade em *designs fishbone*, com valores próximos aos de Leal (2016).

Em síntese, é possível afirmar, com base nos resultados das métricas de paisagem, que os níveis de fragmentação da paisagem diferiram entre os *designs* espaciais de assentamento. O assentamento de Machadinho, *design* dendrítico com reservas em bloco, destacou-se de forma positiva em relação às métricas de área, indicando que as reservas legais em bloco foram mais eficientes na manutenção de grandes áreas de habitats. Tal eficiência foi influenciada pela criação de reservas extrativistas nas áreas de reservas em bloco, contribuindo para evitar invasões e consequente descaracterização ambiental original destas unidades. De maneira diferente, o projeto de assentamento Burareiro, foi mais eficiente para manter a conectividade da paisagem ao longo da série histórica avaliada, indicando que, apesar das altas taxas de fragmentação, a conexão entre os fragmentos foi garantida. O projeto de assentamento Cujubim, com *design* dendrítico e reservas em bloco, diferiu dos resultados encontrados em Machadinho, pois suas reservas em bloco foram invadidas inicialmente por madeireiros nos anos 2000 e, subsequentemente, por agricultores que desmataram a maior parte das reservas em bloco (atualmente Florestas Estaduais de Rendimento Sustentado - FERS), resultando em forte fragmentação na região (EULER et al., 2008). As demais métricas foram afetadas pelo processo de ocupação e consolidação das áreas ao longo dos anos.

Um efeito negativo da fragmentação da paisagem é o isolamento dos habitats, que acarreta diversos problemas nas comunidades e espécies, como a alterações na abundância e riqueza (FAHRIG, 2003; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; HADDAD et al., 2015). O estabelecimento da conectividade da paisagem se torna relevante para a garantia das comunidades a longo prazo e de sua estrutura genética, como a manutenção da polinização e dispersão, bem como dos processos de migração dos animais (SEOANE et al., 2010). Assim, os corredores ecológicos, quando aplicados, desempenham papel fundamental para a reconexão de áreas fragmentadas (XU et al., 2019). A fragmentação direcional se mostrou eficiente em quantificar e indicar áreas mais propícias para corredores ecológicos e direções

mais fragmentadas na área de estudo. A direção SE-NO foi a mais indicada para o estabelecimento de corredores ecológicos, com áreas de menor fragmentação e grandes áreas de proteção ambiental que podem ser interligadas. A região caracterizada nesta metodologia como a mais fragmentada está localizada na direção N-S, onde a rodovia BR-364 tem grande influência e poucas áreas de proteção ambiental foram demarcadas, contando basicamente com as FERS que estão inseridas no projeto de assentamento Cujubim, antigas reservas em blocos pertencentes ao assentamento Cujubim que foram invadidas e intensamente desmatadas.

Com base nos dados da fragmentação direcional, modelamos um corredor ecológico com as áreas indicadas com menores custos, ou seja, melhor qualidade ambiental e mais indicadas para a conectividade da paisagem. O corredor interligou a ESEC de Samuel, localizada no extremo da direção Noroeste, atravessou o assentamento de Machadinho, conectando algumas de suas RESEX e finalizou na TI de Lourdes. O corredor conecta 262 km lineares de área de boa qualidade ambiental, contudo, ilhas de uso antrópico e estreitamentos foram observados ao longo do corredor. Outros estudos foram desenvolvidos com o intuito de conectar fragmentos e áreas de proteção ambiental na Amazônia (por exemplo, LEAL et al., 2018, que modelou corredores para interligar duas UCs em Rondônia); ou o corredor da Floresta Amazônica, que é considerado como corredor institucional desenvolvido pelo governo brasileiro para contribuir com a preservação efetiva da biodiversidade a partir da gestão territorial para a região (SEOANE et al., 2010).

A análise com a malha de hexágonos sobre o corredor modelado permitiu a divisão da paisagem em unidades de área, onde o uso do solo pode ser observado de forma mais detalhada. Detectamos que 71% dos hexágonos são compostos por mais de 90% de vegetação nativa, localizados nas UCs ou nas suas proximidades e 6% dos hexágonos possuem menos de 10% de vegetação nativa, distribuídos próximos às áreas de estreitamento do corredor e das áreas mais distantes das UCs. Estas áreas são indicadas para ações de recuperação para melhoria da integridade do corredor.

3.4. CONCLUSÃO

O tempo e o processo de ocupação foram os fatores que mais afetaram as métricas de paisagem nos projetos de assentamento na região de Ariquemes, Machadinho do Oeste e Cujubim. O *design* de projeto de assentamento *fishbone* se mostrou mais eficiente para a manutenção da conexão dos fragmentos quando comparado ao *design* dendrítico. Entretanto, o *design* dendrítico de Machadinho foi mais eficiente para conservação de maiores áreas de

vegetação nativa, como resultado da conservação das áreas de reservas em blocos, atualmente consolidadas como reservas extrativistas. O *design* dendrítico de Cujubim teve suas reservas legais em bloco invadidas, o que pode ter ocasionado diferenças entre este e o *design* dendrítico de Machadinho.

A fragmentação direcional se mostrou eficiente e uma ferramenta relevante para a definição das áreas com maior fragmentação, sendo eficaz no auxílio do planejamento das áreas prioritárias de conservação. O corredor ecológico modelado neste estudo apresenta dimensões viáveis do ponto de vista legal, com algumas ilhas de uso antrópico que requerem maior atenção em caso de efetivação da criação deste corredor. O corredor apresenta ainda duas áreas com estreitamento e 29% das unidades de paisagem em hexágonos com menos de 80% de vegetação nativa, indicando a necessidade de ações de recuperação ao longo da área escolhida. A eficiência do corredor ecológico modelado para os processos ecológicos da fauna e flora devem ser testado a partir de estudos em campo, com análises específicas as espécies locais e a cada processo ecológico de interesse.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, A. et al. **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília, DF, 2016. 78 p.
- ARAÚJO, E.; BARRETO, P. Estratégias e fontes de recursos para proteger as unidades de conservação da Amazônia. **IMAZON**, Belém, 2015.
- 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.; LEAL, F.A. **Measuring directional connectivity of Amazonian fragmented forests**. AAG: Association of American Geographers, Annual Meeting of 2016, San Francisco/California, v.62, 2016.
- BATISTELLA, M.; ROBENSON, S.; BRONDIZIO, E. F. Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, 2003.
- BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 239-247, 2005.
- BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n.12, p. 135-159, 2001.
- BEIER, P.; MAJKA, D. R.; SPENCER, W. D. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 836-851, 2008.
- BHATT, G. D. et al. Analysis of fragmentation and disturbance regimes in south Gujarat forests, India. **Tropical Ecology**, v. 56, n. 3, p. 275-288, 2015.
- BRANDÃO JR. A.; SOUZA JR. C. **Desmatamento nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia**. O Estado da Amazônia, n.7, 2006. Belém: IMAZON.

- BRIANT, G.; GOND, V.; LAURANCE, S. G.W. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: a case study from eastern Amazonia. **Biological conservation**, v. 143, n. 11, p. 2763-2769, 2010.
- BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. Editora da UFSC, 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996. Define “corredor de vegetação entre remanescentes” como área de trânsito para a fauna. **Publicada no Diário Oficial da União** no 217, de 7 de novembro de 1996, Seção 1, páginas 23069-23070.
- BRASIL. Lei Federal n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Presidência da República - Casa Civil**, Brasília, DF, 18 jul. 2000.
- BRONDÍZIO, E. S. et al. The colonist footprint: Toward a conceptual framework of land use and trajectories among small farmers in the Amazonian frontier. In: Wood C.; Porros, R. (org). **Patterns and Process of Land Use Change and Forest Change in the Amazon**. University of Florida Press, Gainesville, 2002. p. 133-161,
- CERQUEIRA, M.C. **Estudo do uso e cobertura da terra e fragmentação da vegetação natural na reserva de desenvolvimento sustentável Nascentes Geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil**. 2016. 109 p Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- COSTA, O.B.; MATRICARDI, E.A.T.; PIRES, J.S.R. Análise do Processo de Fragmentação da Floresta nos Municípios de Corumbiara e Buritis – RO. **Floresta e Ambiente**, v22, n.3, p. 334-344, 2015.
- DIJKSTRA, E.W. A note on two problems in connection with graphs. **Numerische Mathematik**, p.269-271, 1959.
- ECHEVERRÍA, C. et al. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. **Biological conservation**, v.130, n. 4, p. 481-494, 2006.
- ESCADA, M. I. S. **Evolução de padrões da terra na região Centro-Norte de Rondônia**. 2003. 264 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2003.
- ESCADA, M. I. S. et al. **Análise de padrões e processos de ocupação para a construção de modelos na Amazônia: Experimentos em Rondônia**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12, 2005, Goiânia. **Anais [...]**. Goiânia, 2005.
- ESCOBAR, F. B. **Padrões estruturais fitossociológicos e áreas potenciais para corredores ecológicos na bacia do puraquequara Manaus - AM**. 2016. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2016.
- EULER, A et al. A devastação das unidades de conservação e terras indígenas no Estado de Rondônia. **Rondônia: Grupo de Trabalho Amazônico-GTA**, 2008.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v.34, n.1, p. 487-515, 2003.
- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FERNANDES, M. et al. Ecologia da paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, 24, 0-0, 2017.

- FERRARI, J. L. et al. Corredores ecológicos potenciais na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre - ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 1, p. 133-141, 2012.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. Wiley & Sons, New York, 1986.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G. et al. Potential distributional patterns of three wild ungulate species in a fragmented tropical region of northeastern Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 4, p. 539-557, 2013.
- GÓES-NETO, L. A. A.; PIETROBOM, M. R. Aspleniaceae (Polypodiopsida) do corredor de biodiversidade do Norte do Pará, Brasil: um fragmento do Centro de Endemismo Guiana. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 2, p. 456-463, 2012.
- GOMES, F. B.; BASTOS, A. Geomorfologia e sua relação com a configuração espacial do município de Machadinho D'Oeste no Estado de Rondônia – sudoeste da Amazônia. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 4, 2018.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v.1, n. 2, 2015.
- HELFENSTEIN, J. et al. Landscape ecology meets landscape science. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1109–1113, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0055-6>
- JACOBSON, A. P. et al. Global areas of low human impact ('Low impact Areas') and fragmentation of the natural world. **Scientific reports**, v. 9, n.1, p. 1-13, 2019.
- JENNESS, J. **Repeating shapes for ArcGIS**. Jenness Enterprises, 2012. Disponível em: http://www.jennessent.com/arcgis/repeat_shapes.htm. Acessado em: 15 de outubro de 2019.
- LAURANCE, W. F. et al. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2001.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, 2009.
- LEAL, F.A. **Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA**. 2016. 159 p. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2016.
- LEAL, F. A. et al. Modeling of ecological corridors for connection between two national forests in Rondônia. **Nativa: Pesquisas Agrárias e Ambientais**, v. 7, n. 2, p. 204-212, 2019.
- MAPBIOMAS. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 10 de maio 2019.
- MARQUES, M. C.; CALDEIRA, D. R. M. Federal conservation units in Rondônia, Northern Brazil: history, management and socio-environmental importance. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 7, p. 219-228, 2017.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. Corvallis: For. Science Department Oregon State University, 1995. 59p.
- McGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A., STAFFORD, S. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. Springer Science & Business Media, 2013.
- MELO, A.M. et al. **Projeto Corredor Ecológico: Unindo florestas e articulando Forças**. Instituto Estadual de Florestas-IEF. 40p. Belo Horizonte, 2017.

- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento da Amazônia Legal**. Brasília: MMA, 2008, 50 p.
- MORATO, E. F.; CAMPOS, L. A. O. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 2, p. 429-444, 2000.
- MUCHAILH, M. C. et al. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, v. 40, n. 1, 2010.
- NORTE FILHO, A. F. D. O corredor ecológico urbano do Mindu: ações do poder público municipal e participação da coletividade. 2011. 131 p. Dissertação (Mestrado em Direito Ambiental) - Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Manaus, 2011.
- OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; METZGER, J. P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 1061–1073, 2006.
- PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v.124, nº 2, p. 253-266, 2005.
- PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, v.330, n. 6010, p. 1496-1501, 2010.
- PEREIRA, M.; LOURENÇO, R.; MIRA, A. The role of habitat connectivity on road mortality of tawny owls. **Geofocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, n. 11, p. 4, 2011.
- PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 15, n. 2, p.379-393, 2009
- PIONTEKOWSKI, V.J. **Modelagem da dinâmica do uso e cobertura da terra do estado de Rondônia até 2050**. 2014. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2014.
- PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.
- RAMOS, A.; CIFUENTES, P.; FERNANDEZ-CANÃDAS, M. Visual landscape evaluation, a grid technique. **Landscape Planning**, v. 3, n. 1-2, p. 67-88, 1976.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- ROBERTS, D. A. et al. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. LBA 40-1-LBA 40-18, 2002.
- RONDÔNIA. Governo do Estado. **Zoneamento Socioeconômico-Ecológico do Estado de Rondônia - ZSEE: Um Instrumento de Gestão Ambiental a Serviço do Desenvolvimento Sustentável de Rondônia**. Porto Velho: SEDAM; 2007
- SAITO, E. A. et al. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011.
- SAITO, N. S. et al. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201-210, 2016.
- SALES, M. SILVA. Delimitação de corredores ecológicos entre terras indígenas da área de transição Amazônia-Cerrado em Rondônia. 2015. 70 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná, 2015.

- SCHUMAKER, N. H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. **Ecology**, v. 77, n. 4, p. 1210-1225, 1996.
- SEOANE, C. E. S. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010.
- SIMMONS, C. et al. Spatial patterns of frontier settlement: Balancing conservation and development. **Journal of Latin American Geography**, v.15, n. 1, p. 33-58, 2016.
- STAUFFER, D.; AHARONY, A. **Introduction to Percolation Theory**. Ed. Taylor & Francis, 1994.
- STOUFFER, P. C. et al. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1212-1223, 2006.
- TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.
- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n.7693, p. 519, 2018.
- TAYLOR, P. D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, p. 571-573, 1993.
- VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial – Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos. 1998. 48p.
- YANG, C. et al. Research on Extraction and Evaluation of Ecological Corridor Based on Remote Sensing and GIS. *In: IGARSS 2019-2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2019. p. 3464-3467.
- XU, H.; PLIENINGER, T.; PRIMDAHL, J. A Systematic Comparison of Cultural and Ecological Landscape Corridors in Europe. **Land**, v. 8, n. 3, p. 41, 2019.

CAPÍTULO 4 - SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS DE DESMATAMENTO NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE RONDÔNIA

4.1. INTRODUÇÃO

A perda de florestas tropicais e a expansão da agricultura tem sido estudado em diversas partes do mundo, bem como as consequências para a biodiversidade e outros problemas ambientais (RATTIS et al., 2018; CHAPLIN-KRAMER et al., 2015; WANG et al., 2019; GARRET et al., 2018). Na Amazônia, este processo tem sido acompanhado por diversos autores com diferentes enfoques, como na análise da dinâmica do uso e cobertura do solo em períodos determinados de tempo e locais diferentes (ALMEIDA et al., 2016; ARIMA et al., 2011) e o uso de modelos econômicos que expliquem como a agropecuária influencia a região (MULLER-HANSON et al., 2019).

Em Rondônia, a perda de áreas naturais tem sido acelerada desde a intensificação de seu processo de colonização (PEDLOWSKI et al., 2005; PIONTEKOWSKI et al., 2014). O estado teve 38% de suas áreas naturais convertidas em áreas antrópicas e é o 3º mais desmatado da região (INPE, 2019). Seu processo de desenvolvimento é associado à implantação dos assentamentos de colonização do INCRA, nas décadas de 1970 e 1980, com a criação de 80% de seus municípios devido à implantação destes assentamentos e pela implantação da rodovia BR-364 (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010). Atualmente, a economia do estado é baseada na pecuária, culturas agrícolas, mineração e extração de madeira (SOLER, 2014).

Uma das estratégias utilizadas para conter o desmatamento no estado foi o estabelecimento de Unidades de Conservação (UCs) e demarcação de Terras Indígenas (TIs) (PEDLOWSKI et al., 2005). A demarcação e criação destas áreas foram incentivadas no âmbito do projeto Plano Agropecuário e Florestal de Rondônia (PLANAFLORO), em atendimento ao Banco Mundial, financiador do POLONOROESTE e que pressionado pela comunidade internacional pelas altas taxas de desmatamento após os incentivos à colonização (PEDLOWSKI et al., 1999), exigiu a criação da 1ª aproximação do Zoneamento Socioeconômico-Ecológico (SZEE) em Rondônia, atualizada posteriormente pela 2ª aproximação do SZEE, definindo assim áreas destinadas à conservação no estado. Atualmente, as áreas de UCs no estado têm sofrido com a tendência observada em toda Amazônia e no mundo, que é a pressão para uso antrópico, acentuada na região pela proximidade de madeireiros e agricultores (BERNARD et al., 2014; COSTA et al., 2015).

Assim, diante dos altos índices de desmatamento e da pressão antrópica, o processo de gestão de áreas naturais e o planejamento do uso da terra se faz necessário para garantir a manutenção das florestas naturais do estado. Um recurso que foi desenvolvido em resposta às grandes e rápidas mudanças que estão ocorrendo na superfície terrestre é a modelagem espacial, capaz de predizer cenários futuros de acordo com as mudanças atuais (TEIXEIRA, 2009). A modelagem espacial permite criar cenários futuros, com base nas mudanças observadas ao longo de um determinado tempo, avaliando a dinâmica de *designs* espaciais para diversos fenômenos, como, por exemplo, o desmatamento.

Para a construção de modelos de simulação ambiental, são necessários programas computacionais específicos. Um destes programas é o DINAMICA EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (SOARES-FILHO et al., 2009; LIMA et al., 2013). Este é um *software* genérico para modelagens ambientais e está sendo aplicado em diversas áreas de estudo, com escalas que variam desde local até grandes bacias hidrográficas (RODRIGUES et al., 2007).

A partir do exposto, este estudo teve, como objetivo, modelar cenários futuros para simular a dinâmica espaço-temporal da região ocupada por assentamentos de colonização em Rondônia com diferentes *designs* de ocupação, em especial, a região centro-norte, onde os assentamentos de Machadinho (*design* dendrítico com reservas em bloco), Cujubim (*design* dendrítico com reservas em bloco), Burareiro (*fishbone*) e mistos (ocupação espontânea que originou áreas mistas entre os *designs* espaciais *fishbone* e dendrítico sem reservas em bloco) estão situados. Esta análise visa estimar o desmatamento na região com cenários pessimistas, tendenciais e otimistas com o objetivo de entender as tendências futuras e efeitos da adoção de *designs* espaciais de projetos de assentamento no desmatamento e na fragmentação das paisagens.

A hipótese construída é de que os projetos de assentamento implantados em *design* espacial dendrítico, com reservas em bloco, podem garantir maior integridade da paisagem natural e maiores fragmentos. Esta hipótese será testada no presente estudo utilizando dados observados de desmatamento nas últimas décadas e a modelagem do desmatamento futuro, assumindo diferentes cenários. As perguntas que orientam este estudo é: (i) quais os prováveis impactos futuros na paisagem natural decorrentes dos *designs* espaciais dos projetos de colonização assumindo diferentes cenários de

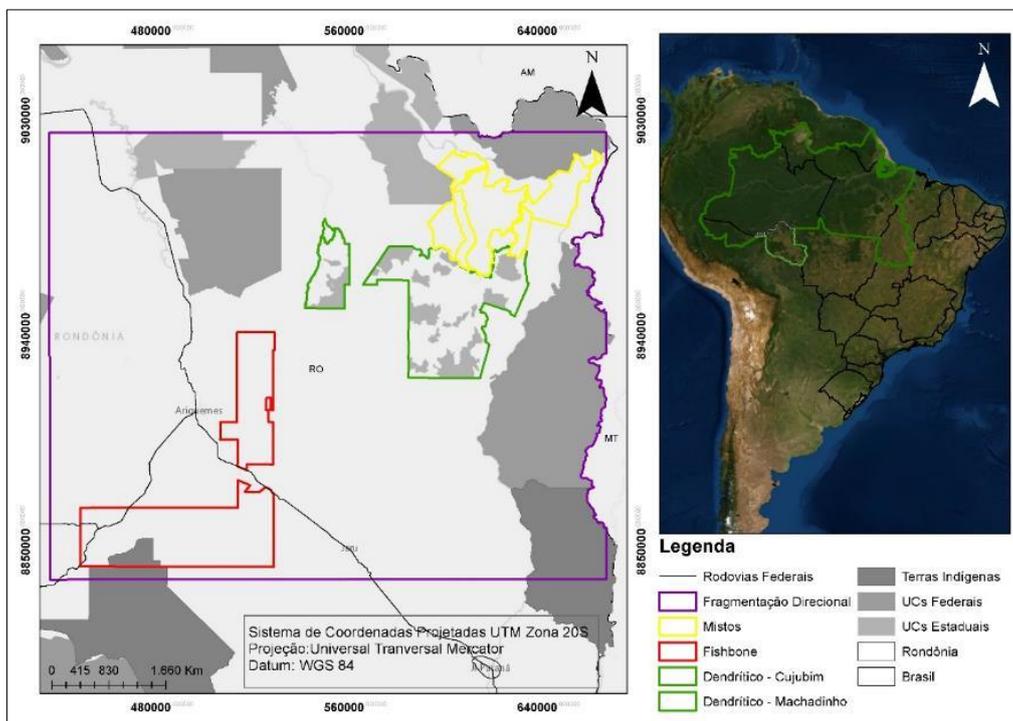
desmatamento? (ii) algum *design* espacial de ocupação pode oferecer maior vantagem na conservação da paisagem?

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na região centro-norte de Rondônia e está inserida no bioma Amazônia. A área localiza-se entre a latitude 8° 00' 00" e 11° 0' 00" S e entre as longitudes 62° 0' 00" e 65° 0' 00" W (Figura 39). A região deste estudo teve sua ocupação estimulada pelos programas de colonização da Amazônia e é marcada pela implantação de assentamentos de colonização, pelas altas taxas de desmatamento e pela agropecuária (BECKER, 2001; ROBERTS et al., 2002; ALENCAR et al., 2016). O processo de colonização em Rondônia foi favorecido pela abertura da rodovia BR-364 e pelos assentamentos de colonização rural (ROBERTS et al., 2002; ESCADA, 2003).

Figura 39 - Área de estudo em Rondônia. A área de estudo objeto deste estudo está delimitada de roxo no mapa.



Fonte: Próprio autor

4.2.2. Base de dados

Para a modelagem de cenários futuros na região de estudo, foram necessários diferentes dados de entrada e o uso dos programas computacionais ArcGIS 10.6® e DINAMICA EGO (SOARES-FILHO et al., 2009). Os dados vetoriais utilizados para inserção de variáveis no modelo foram obtidos do ZSEE do Estado de Rondônia, em

escala de 1:250.000 e sistema de projeção UTM, fuso UTM 20S, *South America Datum* (SAD) 1969 (PIONTEKOWSKI et al., 2014). Estes dados forneceram informações como localização de estradas, hidrografia, localização dos assentamentos, declividade, tipologia do solo, entre outros.

Os dados de uso do solo utilizados com o objetivo de gerar as taxas de desmatamento em períodos determinados foram obtidos do Projeto MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>). Neste estudo, utilizamos os dados da classificação de uso do solo do MapBiomas para os anos de 2010 e 2018 referente ao estado de Rondônia. Os dados são disponibilizados em formato matricial (geotiff), em pixels de 30 m x 30 m, referenciados espacialmente em sistema de coordenadas geográficas (lat/lon) e sistema de referência WGS 84. As imagens foram obtidas através da plataforma Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>). As classes encontradas para a região de estudo, de acordo com a classificação do MapBiomas, estão elencadas na Tabela 7. As classes de uso do solo foram reclassificadas pela ferramenta *Reclassify* disponível no programa ArcGIS 10.6® (Tabela 12).

Tabela 12 - Classes adotadas para construção de cenários da área de estudo (Rondônia) após reclassificação do MapBiomas (Coleção 3.0).

CLASSES ADOTADAS		MAPBIOMAS	
Classe		Classe	
1	Vegetação nativa	3	Formação florestal
		13	Outra formação florestal
2	Água	33	Rio, lago e oceano
		15	Pastagem
		19	Cultura anual e perene
		27	Não Observado
		21	Mosaico de agricultura e pastagem
2	Desmatamento	30	Mineração
		24	Infraestrutura urbana
		25	Outra área não vegetada

4.2.3. Definição dos modelos

A partir dos mapas iniciais e finais de uso do solo e das variáveis explicativas da região de interesse, foram projetadas as tendências de desmatamentos para a região centro-norte de Rondônia, considerando três cenários futuros descritos abaixo. Consideramos um período de 30 anos futuros, isto é, até o ano de 2048.

O cenário pessimista considerou as taxas médias anuais de desmatamento que ocorreu entre os anos de 2010 e 2018, a exclusão de unidades de conservação (UCs) e

Terras Indígenas (TIs) na área de estudo e o não cumprimento das determinações da Lei nº 12.651/2012 - Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) para as áreas de APPs e de RL. Este cenário foi determinado devido às evidências de tendência de aumento de desmatamento na Amazônia a partir de 2012 (FEARNSIDE, 2017); pela pressão social e política para redução das UCs na Amazônia (PACK et al., 2016) e desmatamento no interior das UCs e TIs (MARTINS et al., 2012); e devido ao desmatamento em áreas de APPs e RL.

O cenário tendencial considerou a manutenção das taxas médias anuais de desmatamento obtidas entre os anos de 2010 e 2018, sem restringir o desmatamento em APPs e RL, pois consideramos que estas áreas continuam a sofrer com o desmatamento, mesmo com a presença de leis específicas que proíbem. Contudo, aplicamos a taxa de desmatamento das UCs como a observada para estas áreas nos últimos anos, menor do que nas áreas não protegidas.

Por fim, o cenário otimista considerou a taxa de desmatamento obtida para os anos de 2010 e 2018, restringindo o desmatamento em áreas de APPs e de UCs, e considerando a manutenção de 50% da vegetação nativa destinada a RL. Os valores para reserva legal foram mantidos menores que os 80% determinados pelo Código Florestal Brasileiro, devido as flutuações nos valores de R.L. para pequenos produtores e no histórico das taxas de R.L. que já foram vigentes pra região e que exigiam a manutenção de 50% da área para R.L. (BRASIL, 2012). Neste último cenário, utilizamos o mapa de sub-bacias em nível 9 da classificação do Método de Otto Pfafstetter, para espacialização da porcentagem de área de vegetação remanescente a ser mantida como RL.

4.2.4. Dados de entrada no modelo

Para a modelagem no programa DINAMICA EGO, os dados de entrada devem estar em formato matricial, com a mesma quantidade de linhas e colunas e no mesmo sistema de projeção (AGUIAR, 2016). Para isso, os dados vetoriais foram convertidos em dados matriciais. Em seguida, os dados de entrada foram projetados para o sistema de projeção Universal Transversal Mercator (UTM), fuso 20S e sistema de referência WGS 84. Para as variáveis espaciais em formato matricial, utilizamos a resolução espacial de 30 m x 30 m, gerando matrizes com 7.936 colunas e 6.229 linhas.

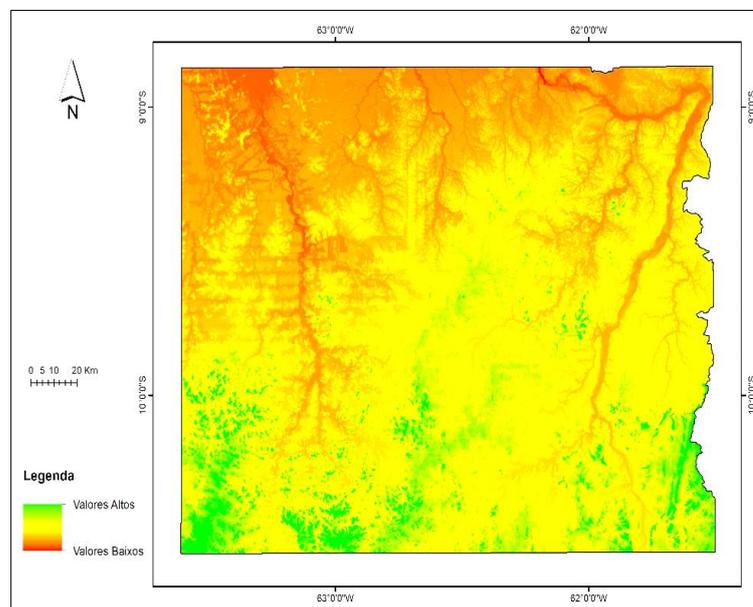
As variáveis explicativas nos modelos são classificadas em estáticas e dinâmicas (PIONTEKOWSKI et al., 2012). As variáveis estáticas são aquelas que não se alteram durante a iteração com o modelo e são classificadas em categóricas e contínuas, e as

variáveis dinâmicas podem ser atualizadas durante a iteração com o modelo (SOARES-FILHO et al., 2009). As variáveis estáticas categóricas utilizadas nesta modelagem foram: classe de solos, áreas de preservação permanentes (APPs), unidades de conservação e terras indígenas, projetos de assentamentos rurais, modelo de elevação digital (DEM) e índice topográfico de umidade. As variáveis estáticas contínuas utilizadas foram: declividade, distâncias entre as cidades e entre as estradas. As variáveis dinâmicas utilizadas foram as distâncias do desmatamento e da regeneração.

4.2.4.1.1. Modelo digital de elevação (DEM)

O DEM foi gerado com base nas imagens do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), disponibilizadas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). O modelo de elevação digital tem o objetivo de representar a altitude da área de estudo (Figura 40).

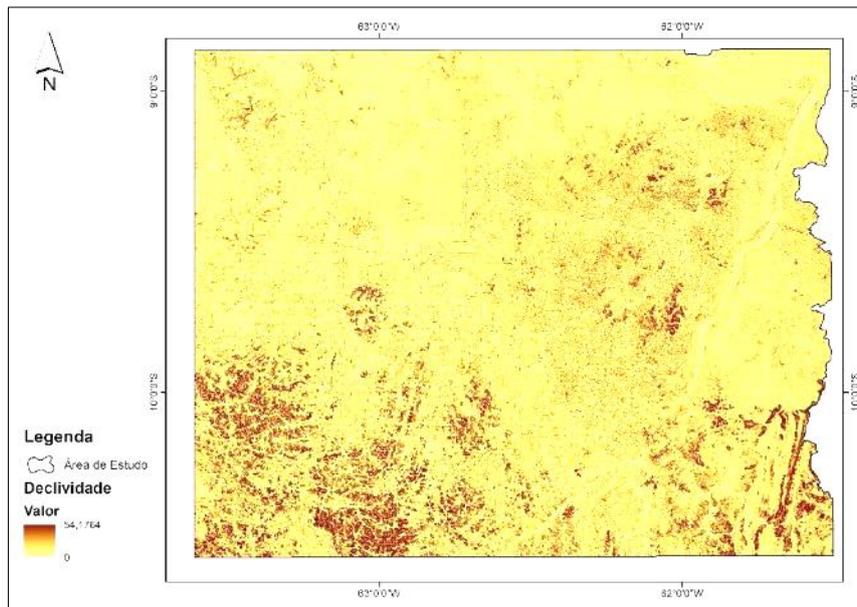
Figura 40 - Modelo digital de elevação para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, mais altos os valores.



4.2.4.2. Declividade

Os dados de declividade para a área de estudo foram obtidos a partir do MDE produzido a partir de imagens SRTM. A declividade na região de estudo varia entre 0° e 54° (Figura 41).

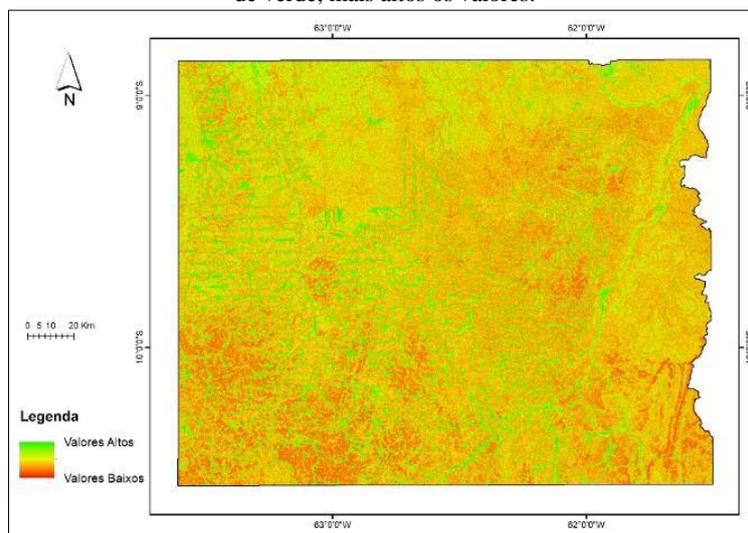
Figura 41 - Mapa de declividade para a área modelada. Quanto mais próximo de marrom, mais altos os valores.



4.2.4.3. Índice topográfico de umidade (*Topographic Wetness Index – TWI*)

O índice topográfico de umidade é utilizado para identificar e distribuir espacialmente as áreas com probabilidade de saturação hídrica. É obtido a partir do DEM e relaciona a declividade local com a área de contribuição a montante (BEVEN; KIRKBY, 1979). Assim, quanto menor o valor deste índice, menor a umidade local, e quanto maior o índice, maior a umidade (Figura 42).

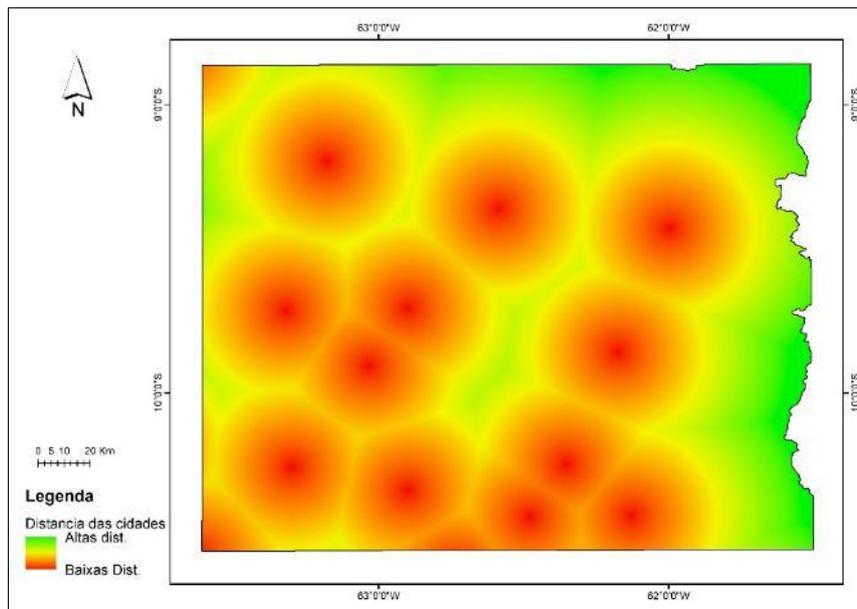
Figura 42 – Índice topográfico de umidade para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, mais altos os valores.



4.2.4.4. Distância das cidades

O mapa da distância das cidades foi construído a partir dos municípios localizados na área de estudo. Os valores maiores indicam maior proximidade com as cidades e os valores menores indicam menor distância (Figura 43).

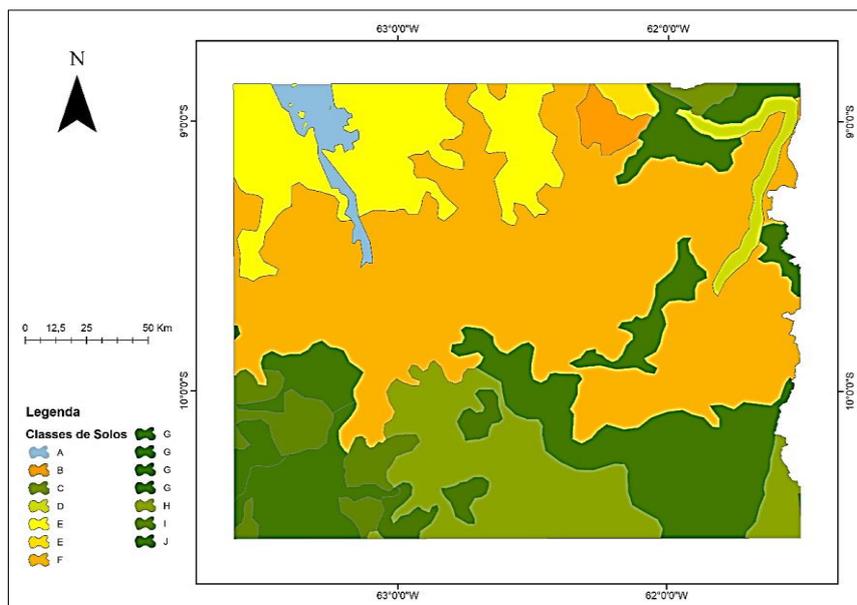
Figura 43 – Distância das cidades para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, menores os valores.



4.2.4.5. Tipos de solos

O mapa temático de solos é representado pelas principais classes de solos presentes na área modelada (Figura 44).

Figura 44 - Tipos de solos na área modelada. A – Água; B – Espodossolo distrófico; C – Plintossolo Háptico; D – Gleissolo Háptico; E- Latossolo Amarelo distrófico; F- Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; G – Argissolo Vermelho Amarelo; H- Argissolo Vermelho distrófico; I – Neossolo Litólico distrófico; J- Neossolo Litólico eutrófico.



4.2.4.5.1. Unidades de conservação e terras indígenas

No mapa temático das unidades de conservação (UCs), foram incluídas as unidades de conservação estaduais e federais de uso sustentável e de proteção integral

(RONDÔNIA, 2007) (Figura 45). As terras indígenas foram consideradas em um mapa a parte (Figura 46).

Figura 45 - Unidades de conservação consideradas nesta análise. As UCs estão em azul no mapa.

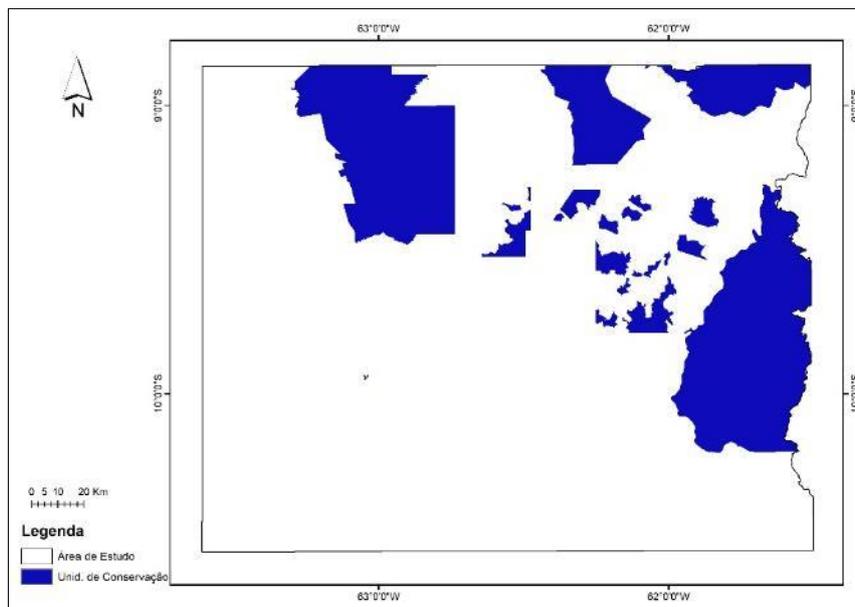
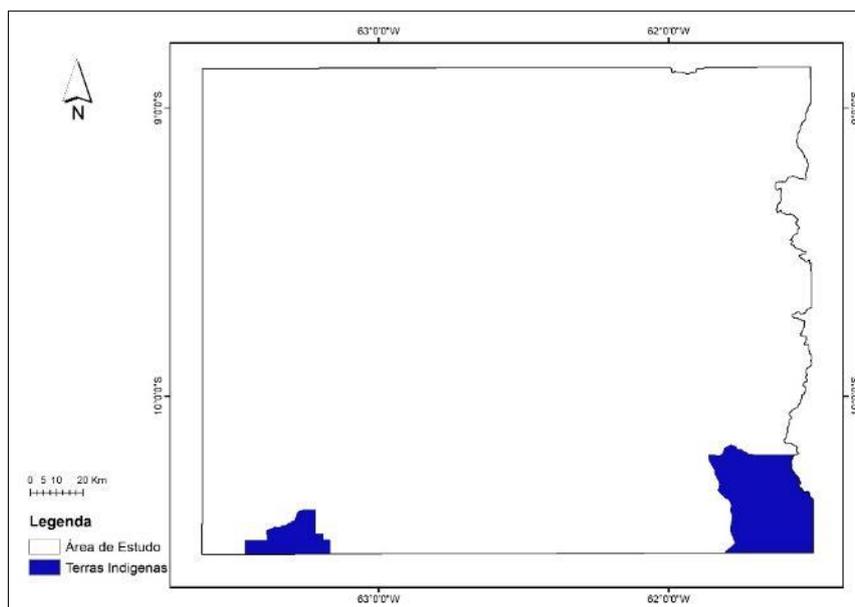


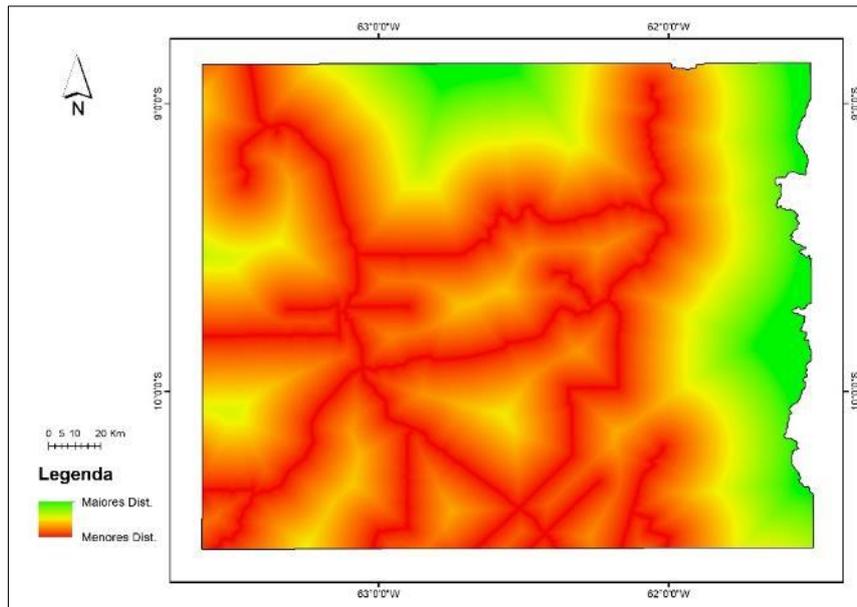
Figura 46 – Terras Indígenas consideradas nesta análise. As TIs estão em azul no mapa.



4.2.4.6. Distância de estradas

O mapa da distância das estradas considerou apenas as estradas principais, que são as rodovias estaduais e federais (Figura 47). Os maiores valores indicam maior proximidade com as estradas e os menores indicam distanciamento.

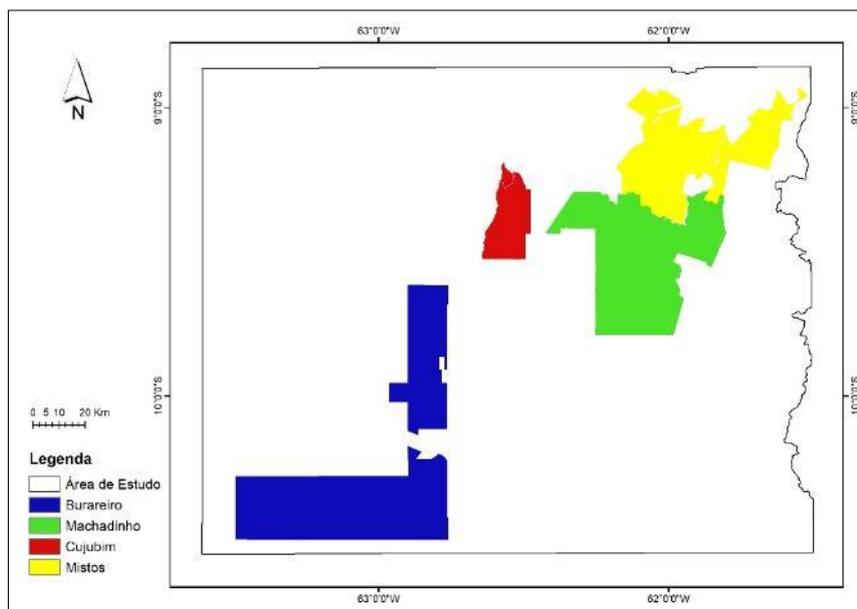
Figura 47 - Distância das estradas para a área modelada, em escala de cores quentes. Quanto mais próximo de verde, menores os valores.



4.2.4.7. Projetos de assentamentos

O mapa temático dos projetos de assentamentos considerou apenas os assentamentos de interesse deste estudo que são Machadinho, Cujubim, Burareiro e os denominados mistos (Figura 48).

Figura 48 – Projetos de assentamento considerados nesta análise.

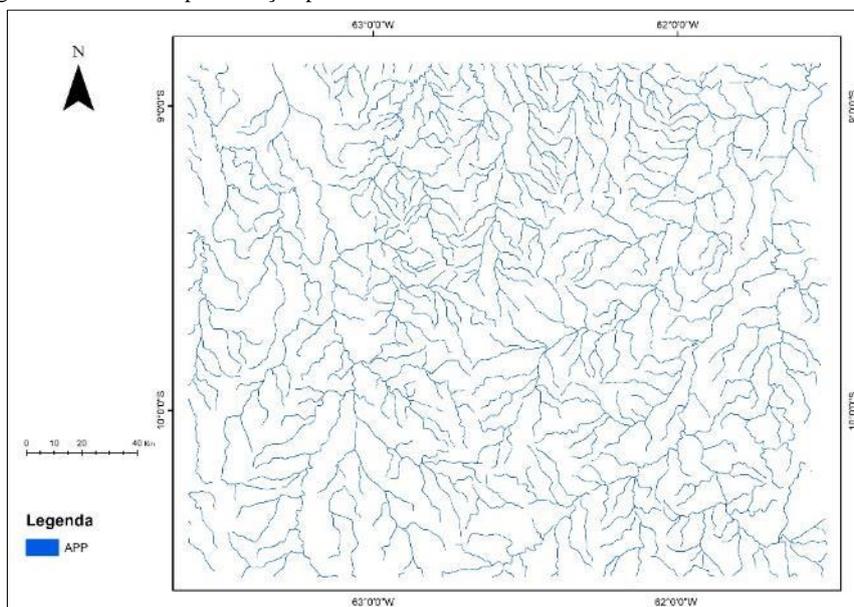


4.2.4.8. Área de preservação permanente (APPs)

As APPs são definidas como área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e

assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). A metragem a ser respeitada é determinada de acordo com a largura do curso hídrico. Estipulamos a faixa de 30 metros para toda a hidrografia da área estudada, por ser considerada a largura mínima determinada em lei (Figura 49).

Figura 49 – Áreas de preservação permanente consideradas nesta análise e delimitadas em azul.



4.2.4.9. Mapas iniciais e finais da paisagem

Para a obtenção da taxa média de conversão do desmatamento, são necessários mapas iniciais e finais no período de interesse (SOARES-FILHO et al., 2009). Estes, em conjunto com as demais variáveis (explicativas), são utilizados para calcular os valores de transição ou pesos de evidências (PIONTEKOWSKI, 2014). Foram testados três modelos (pessimista, otimista e tendencial), que se basearam em dados de uso de solo de dois anos distintos: 2010 e 2018. Os mapas de uso do solo foram obtidos do projeto MapBiomas e reclassificados. A escolha dos anos de 2010 e 2018 se deu pela necessidade de dados atuais de desmatamento e dados com menores taxas, porém, representativas das tendências atuais.

4.2.5. Modelagem espacial explícita do desmatamento

A modelagem de cenários futuros de desmatamento contou com as etapas de geração de matrizes de transição, calibração do modelo, criação e aplicação de um modelo de simulação, validação do modelo e geração dos cenários futuros (AGUIAR, 2016). O resultado de cada etapa funciona como *input* para a etapa seguinte.

4.2.5.1. Geração de matrizes de transição

Esta etapa tem o objetivo de gerar estimativas das taxas de transição histórica ou mudança na paisagem ocorridos nos anos iniciais e finais fornecidos pelo aplicador. Aqui, as taxas de transição foram calculadas entre 2010 e 2018. Estas taxas são utilizadas para estimar as taxas de desmatamento futuros. A ferramenta utilizada nesta etapa foi a *Determine Transition Matrix*, que permite a geração das taxas *Single Step* (matriz de transição ocorrida durante todo o período de tempo da análise global) e *Multiple Step* (matriz de transição gerada com intervalos de tempos - anual) (SOARES-FILHO et al., 2009; PIONTEKOWSKI, 2014).

4.2.5.2. Calibração do modelo

A calibração do modelo é realizada com base no Método de Pesos de Evidências com o objetivo de definir as áreas com maior probabilidade de mudança de uso da terra. Como este método é aplicado apenas em variáveis categóricas, é necessário categorizar as variáveis contínuas. Assim, estimamos a faixas de distância para as variáveis estáticas contínuas e, para cada faixa, calculamos os pesos de evidências em relação ao objeto de referência dos mapas de variáveis. Os parâmetros utilizados foram: incremento mínimo (para os mapas de distâncias, são equivalentes à resolução das células - cada 30 m); os deltas máximos e mínimos; e os ângulos de tolerância (SOARES-FILHOS et al., 2009). As variáveis estáticas contínuas (declividade, distância de estradas e de cidades) foram reclassificadas em intervalos ou faixas de interesse. As variáveis estáticas categóricas foram definidas como de categoria e os pesos de evidência foram calculados a partir do tipo específico de cada categoria no mapa. Estes pesos determinam a facilidade ou restrição do processo de uso de novas áreas (PIONTEKWOSKI, 2014; AGUIAR, 2016).

4.2.5.3. Criação e execução do modelo de simulação

Para esta etapa, foram utilizados, como dados de entrada, a matriz de transição *Multiple Step*, os pesos de evidências calculados, o mapa de uso e cobertura da terra inicial e os mapas das variáveis estáticas. Duas funções do programa executam o processo de transição das células de um estado ao outro, que são a funções *expander* e *patcher*. A função *expander* tem o objetivo de expandir o desmatamento a partir de área já desmatadas e a *patcher* cria novas áreas de desmatamento. São definidos percentuais para mudança das células para a função *expander* em cada período do cenário, e este valor é

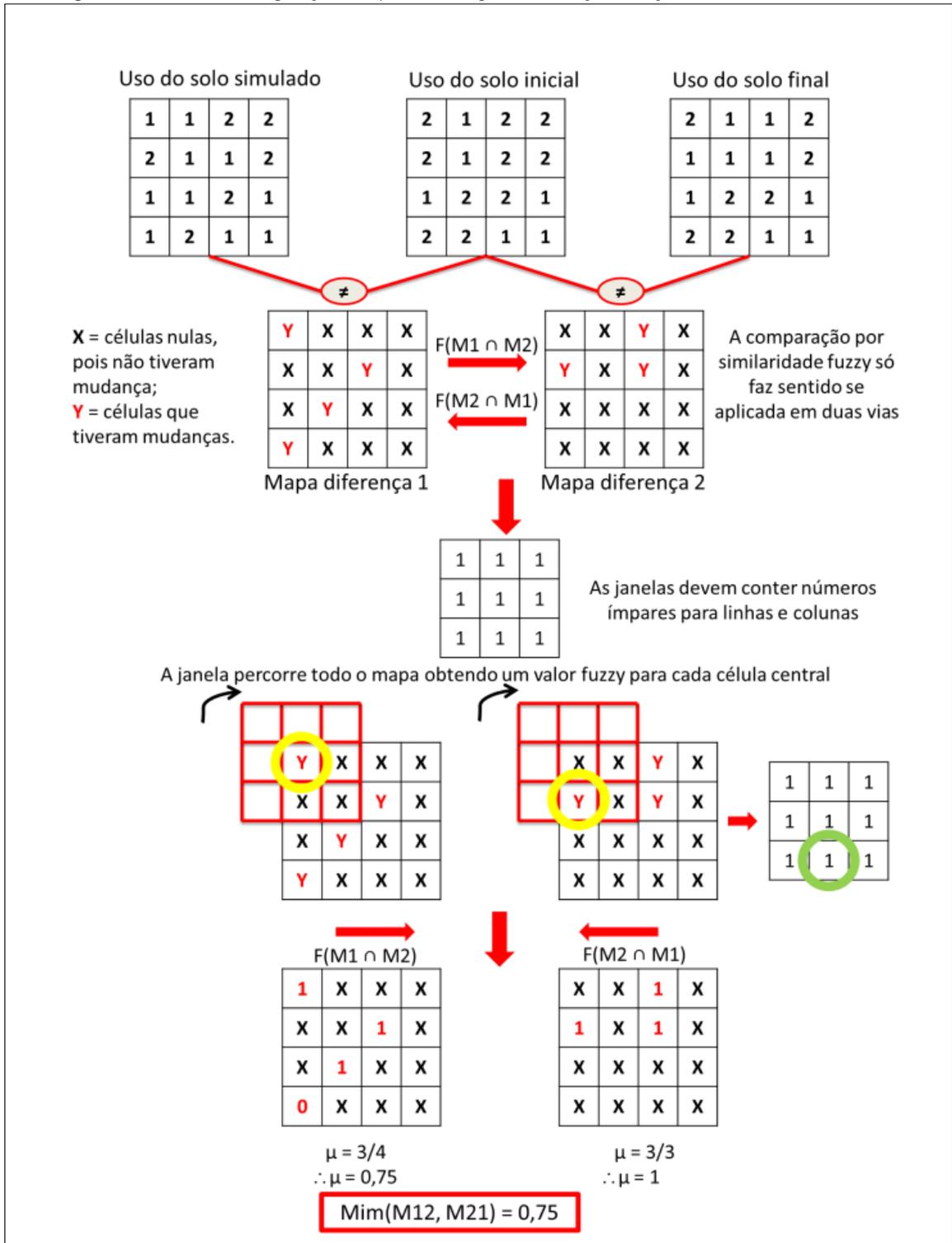
definido automaticamente na função *patcher*. A ferramenta utilizada nesta definição foi a *modulate change matrix*.

O percentual definido para a função *expander* foi de 35% e de 65% para a *patcher*. Complementarmente, obtivemos a média de 6,25 hectares, variância de 12,5 hectares e isometria de 1,5 para as funções *patcher* e *expander*. Estes valores foram definidos a partir de testes e validações sucessivas. Após estas definições, os modelos foram executados.

4.2.5.3. Validação do modelo

A validação do modelo verifica a similaridade entre o mapa simulado e o mapa de referência que, neste estudo, foi o mapa de uso do solo fornecido pelo MapBiomias para o ano de 2018. Para a validação, utilizamos o método da função de decaimento constante com janelas de tamanhos variáveis de 1 x 1 a 13 x 13 pixels. Este método é denominado similaridade *Fuzzy* em um contexto de vizinhança local e foi desenvolvido por Hagen (2003). Este método gera dois mapas diferentes a partir de mapas da paisagem inicial, final e simulada. As janelas de diferentes tamanhos percorrem os mapas de diferença e obtêm o valor *Fuzzy* para cada célula central da janela, que é ajustado sempre para 1, ao passo que as células de mudança são achadas, sem importar com sua localização (SOARES-FILHO et al., 2009; PIONTEKOWSKI, 2014). Devemos utilizar sempre os menores valores obtidos (Figura 50).

Figura 50 - Método de comparação *Fuzzy* usando mapa de diferenças e função de decaimento.



Fonte: Piontekowski (2014)

4.3.RESULTADOS

4.3.1. Matriz de transição

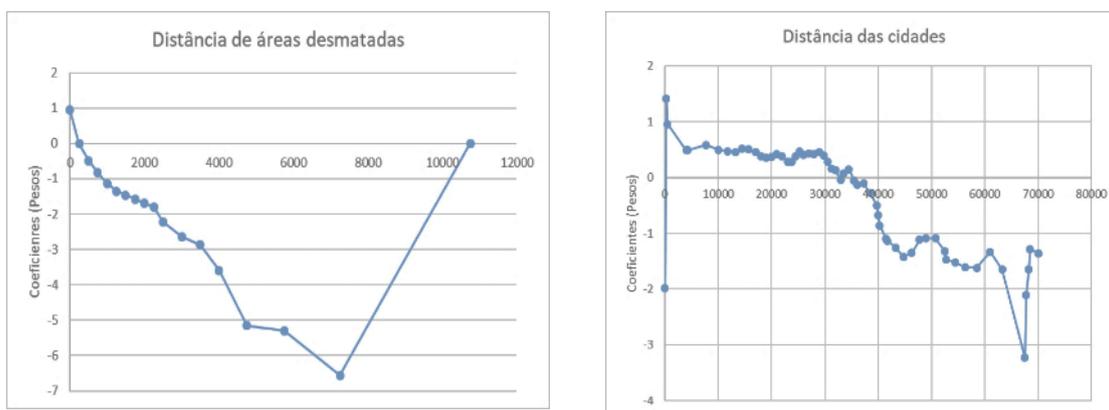
Foram calculados inicialmente os valores para as matrizes de transição global e anual referente ao período de 2010-2018. A taxa global encontrada para a matriz de transição foi de 14,89% para o desmatamento e de 3,32% para regeneração.

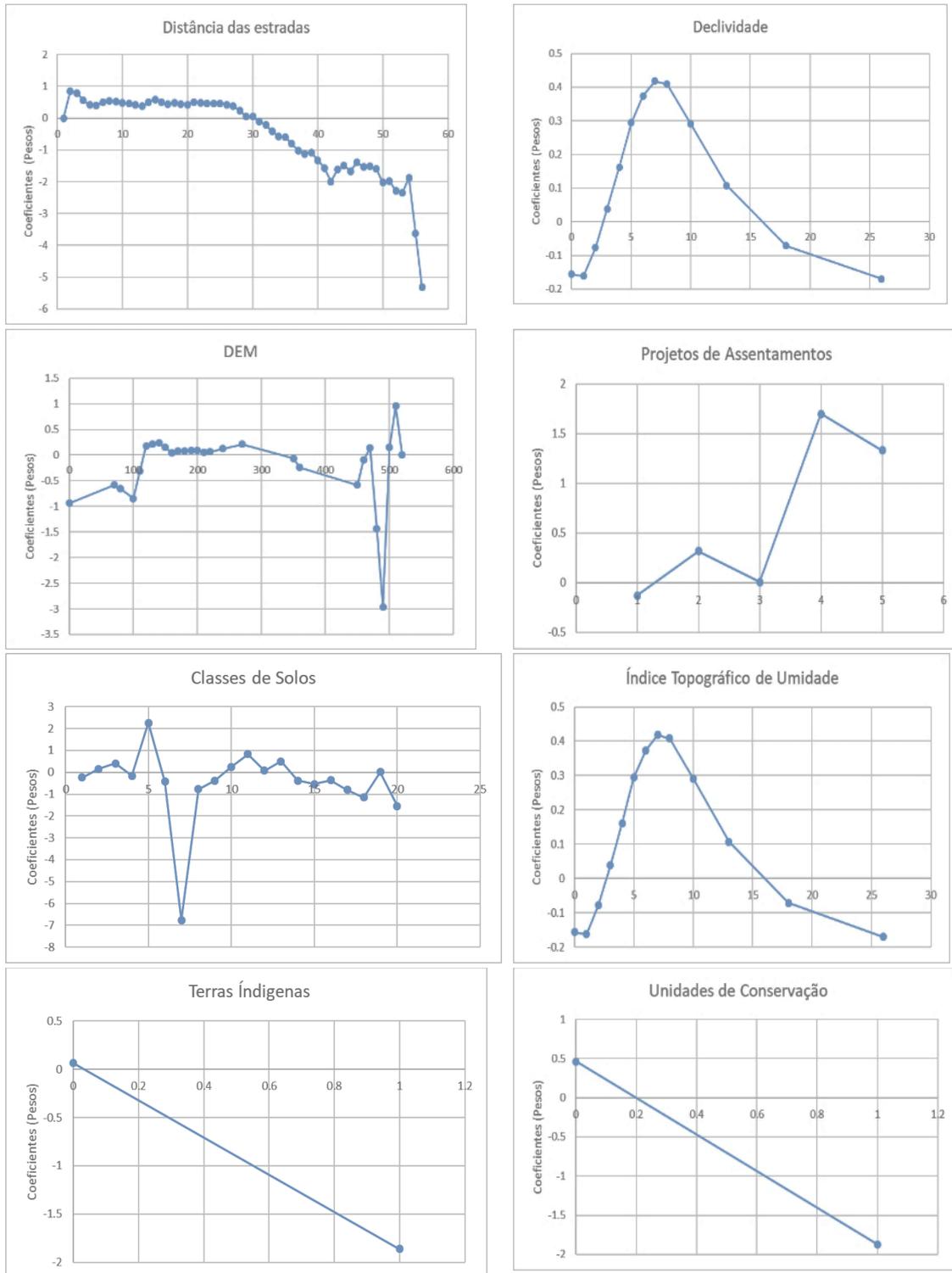
4.3.2. Pesos de evidências

Os pesos de evidência foram calculados para as variáveis de interesse neste estudo. Estes pesos são calculados por faixas de distância, com a variação sendo observada a partir do crescimento da distância do objeto alvo da análise, ou seja, as variáveis de entrada no modelo. Assim, a probabilidade de desmatamento a partir dos pesos é analisada da seguinte forma: valores positivos, gerados nas primeiras faixas, favorecem o desmatamento; valores negativos repelem o desmatamento e valores próximos a zero não exercem efeito sobre o desmatamento (SOARES- FILHO et al., 2009).

O comportamento dos pesos extraídos para cada variável deste modelo é foram estimados com base nos desmatamentos entre 2010 e 2018 (Figura 51). As variáveis se comportaram de forma esperada para os processos de desmatamento, onde a tendência é de que o evento ocorra próximo as áreas já desmatadas (PIONTEKOWSKI, 2014).

Figura 51 - Pesos de evidência derivados dos mapas de variáveis e aplicados na construção.





4.3.3. Similaridades

A validação e simulação foi realizada com base na série histórica de desmatamento dos anos de 2010 a 2018. Para este período, foi criado um mapa de probabilidades, com valores diferentes atribuídos a cada célula, que indicam as possibilidades de transição no uso da terra. Assim, o desmatamento observado até 2018

foi utilizado para validar o cenário simulado de 2018. A validação é feita pelo índice de similaridade *Fuzzy* que analisa quantitativamente as diferenças dos mapas observados e simulados, permitindo a avaliação da eficácia do modelo.

Para avaliação de célula a célula (1 x 1), 28% das células foram idênticas entre os mapas simulados e o mapa de referência (2018). Para a janela de 5 x 5, o índice de similaridade foi de 50%, o que indica valores satisfatórios para o modelo (BARNI, 2009; PIONTEKOWSKI, 2014) (Figura 52; Tabela 13). A tendência é que o índice aumente conforme a resolução da janela também aumenta, saturando com resoluções muito degradadas (PIONTEKOWSKI, 2014; AGUIAR, 2016).

Figura 52 - Índice de similaridade *Fuzzy* para as diferentes resoluções testadas.

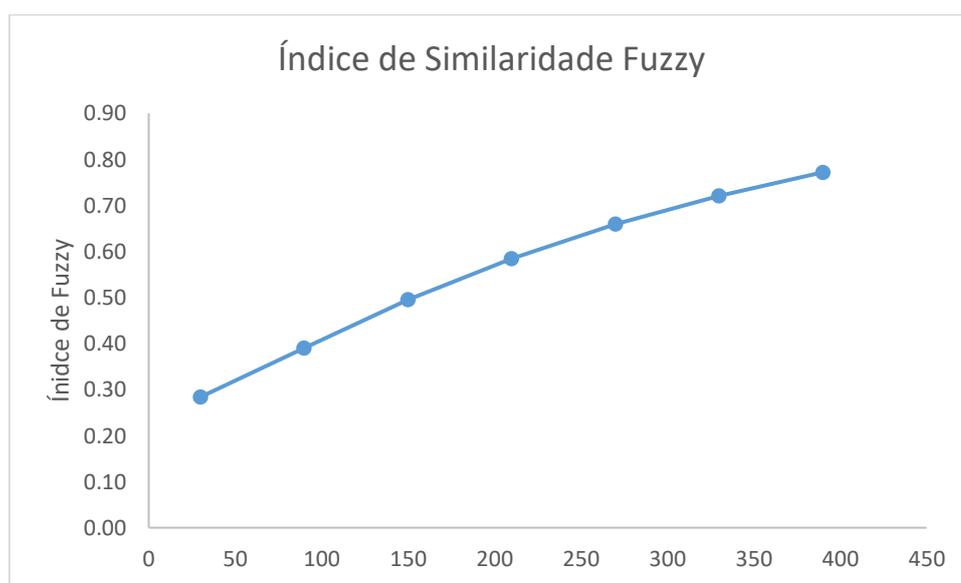


Tabela 13 – Validação dos modelos pelo índice de similaridade *Fuzzy* em diferentes resoluções de janelas.

Modelo	Tamanho das Janelas	Índice de Similaridade <i>Fuzzy</i>	Índice de Similaridade <i>Fuzzy</i> (%)
2019 a 2048	1 x 1	0,28	28%
	3 x 3	0,39	39%
	5 x 5	0,50	50%
	7 x 7	0,58	58%
	9 x 9	0,66	66%
	11 x 11	0,72	72%
	13 x 13	0,77	77%

4.3.4. Cenários modelados

Após a calibração, criação e validação, foram executados três diferentes cenários com a estimativa das áreas a serem desmatadas na área de estudo, seguindo a abordagem

tendencial, otimista e pessimista. Os três cenários apontaram para consolidação das áreas fragmentadas na região, com a permanência do processo de desmatamento. Observamos a tendência de diminuição do desmatamento com o passar dos anos, indicando saturação das áreas a serem exploradas em todos os cenários, e para os valores acumulados de desmatamento o cenários tendencial e pessimista se sobressaem com as maiores taxas (Figura 53; Figura 54).

Figura 53 - Taxas de desmatamento observados por período (anual), distribuídas a cada 10 anos para a região de estudo.

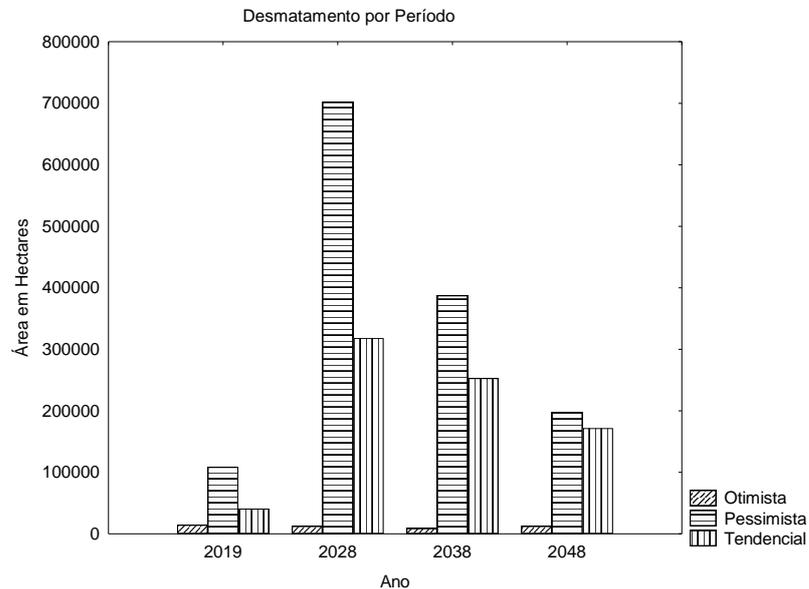
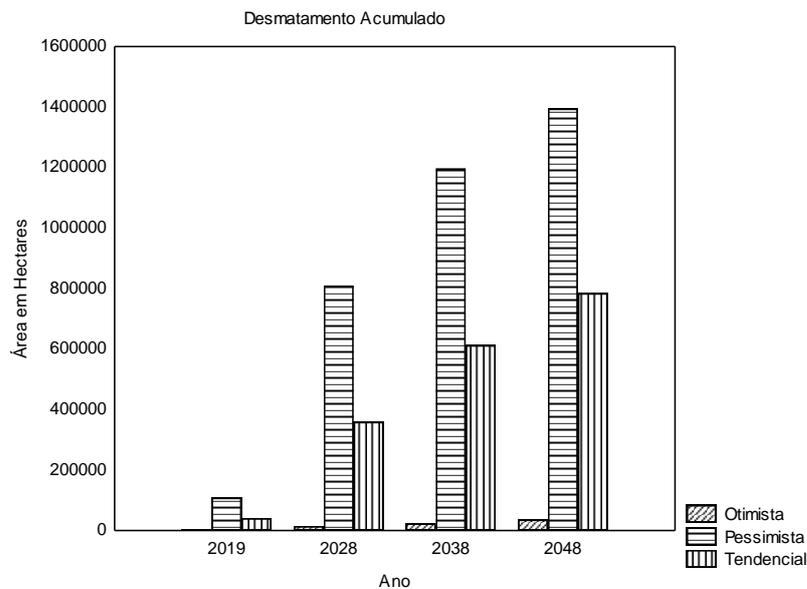


Figura 54 - Taxas de desmatamento acumulado observadas a cada 10 anos para a região de estudo.



4.3.4.1. Cenário otimista

O cenário otimista considerou as taxas de desmatamento entre 2010 e 2018, mantendo ainda os 50% de reserva legal e a ausência de desmatamento em áreas de APP

e em UCs e TIs. Neste cenário, o desmatamento seria drasticamente reduzido a 1,6% durante todo o período de análise, com regeneração de UCs, TIs ou de APPs com o passar dos anos (Figura 55). A taxa de desmatamento acumulada mudou de 50,8% para 51,4%, indicando regeneração de áreas desmatadas (Figura 56).

Figura 55 – Comparativo do cenário otimista para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.

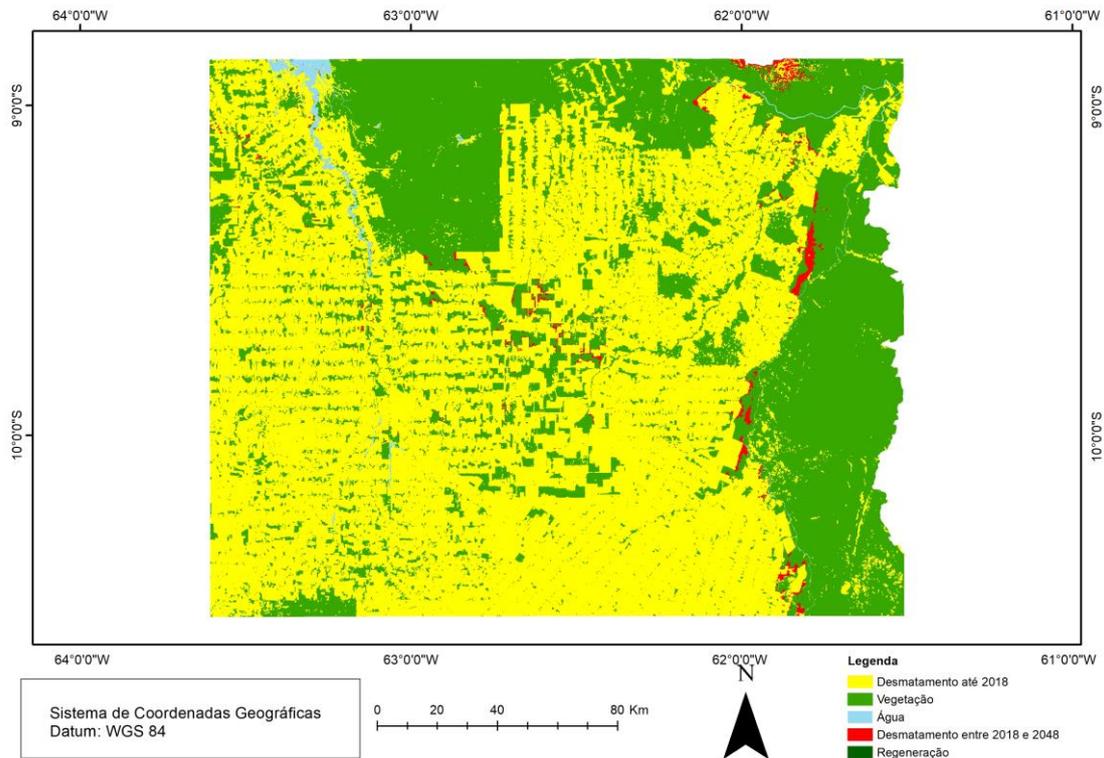
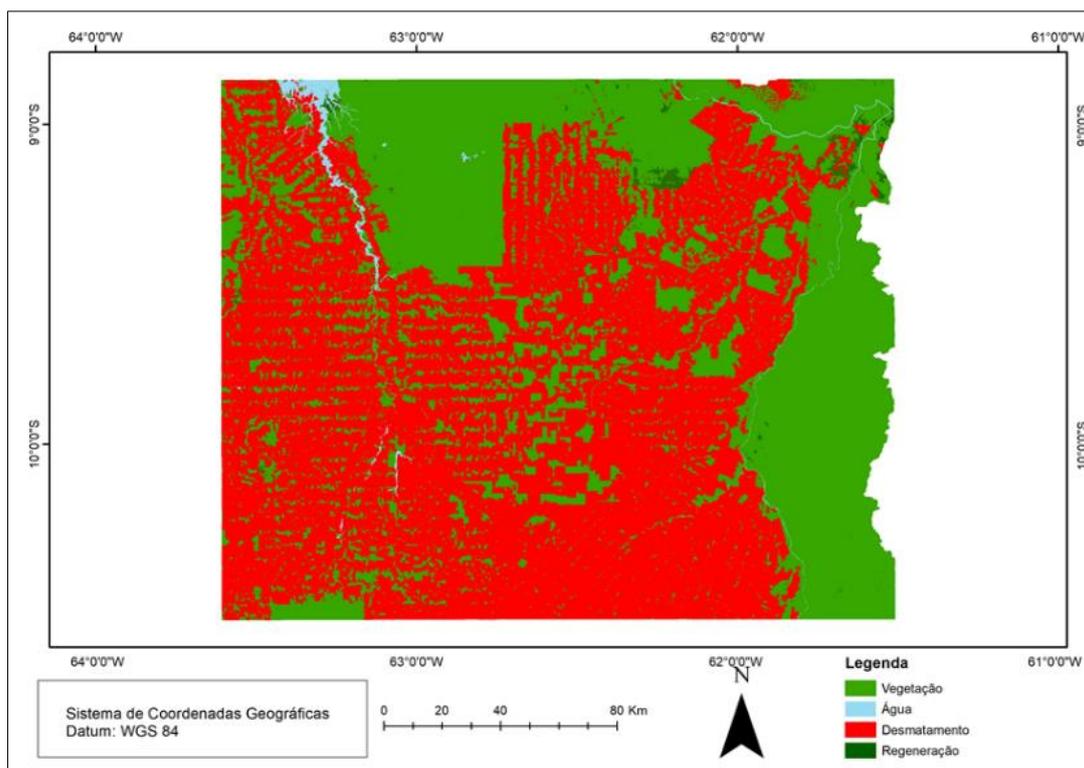


Figura 56 - Mapa com as áreas desmatadas para o cenário otimista na região de estudo até o ano de 2048.



4.3.4.2. Cenário tendencial

O cenário tendencial foi modelado com os dados de desmatamento no período de 2010-2018, aplicando as taxas de desmatamento observadas nas UCs e TIs e permitindo em áreas de APP e RL. Os resultados apontaram avanço do desmatamento na região. Observamos o aumento de 50,5% para 69,1% da área desmatada na região (total de 784.588 hectares). Foi possível observar maior concentração das áreas desmatadas nas áreas próximas a rodovias, nas áreas adjacentes às áreas de proteção ambiental e na vegetação próxima aos assentamentos, propriedades rurais e cidades (Figura 57; Figura 58). As áreas centrais das áreas de proteção ambiental foram pouco impactadas.

Figura 57 -Comparativo do cenário tendencial para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.

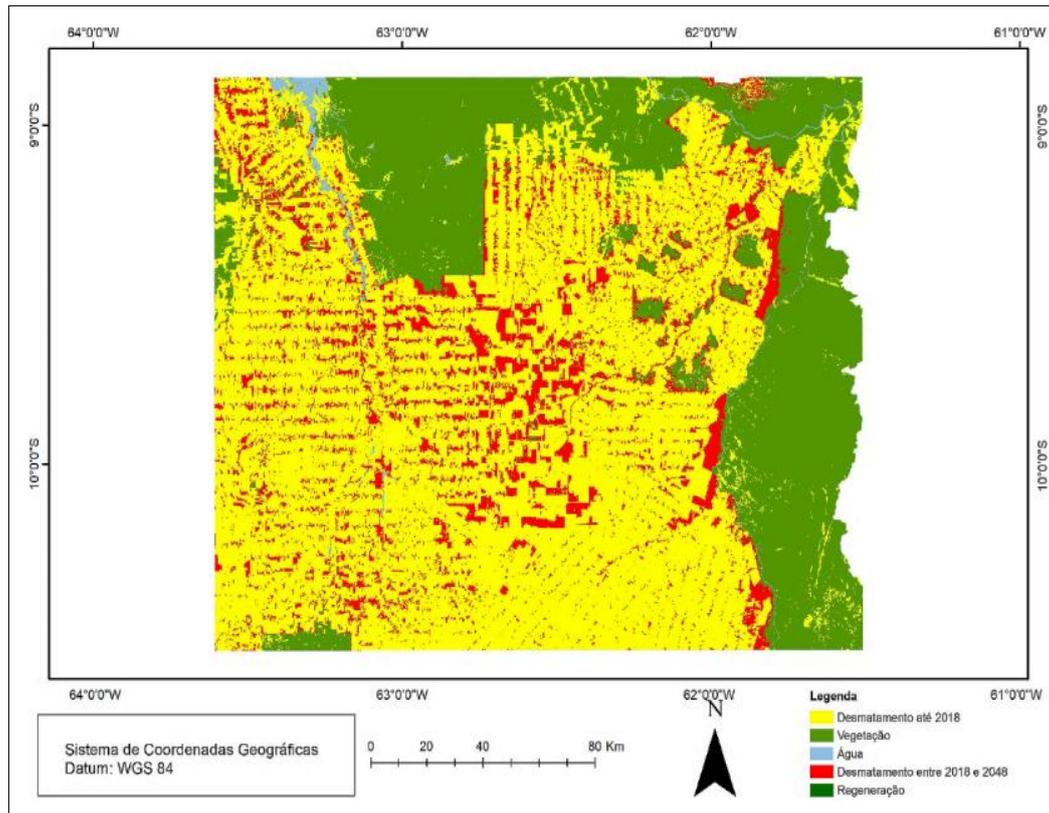
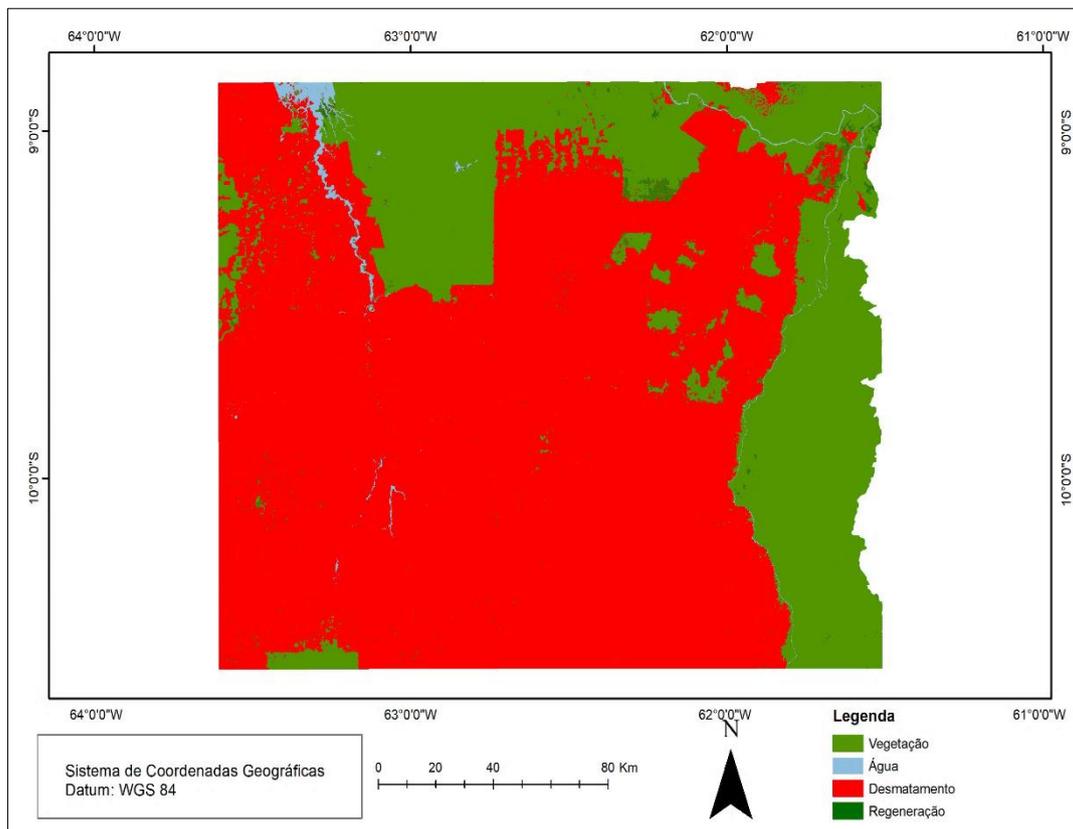


Figura 58- Mapa com as áreas desmatadas para o cenário tendencial na região de estudo até o ano de 2048.



4.3.4.3. Cenário pessimista

Este cenário foi modelado com os dados de desmatamento entre 2010-2018, permitindo o desmatamento em áreas de APP, RL, UCs e TIs. Observamos aumento das taxas de desmatamento, saindo de 50,8% em 2018 para 83,5% em 2048, total de 1.395.153 hectares desmatados (Figura 59). Neste cenário, as áreas de RL e APP são drasticamente suprimidas, e as UCs e TIs perdem a parte expressiva de sua vegetação (Figura 60).

Figura 59 -Comparativo do cenário pessimista para as taxas de desmatamento modelado para o ano de 2048 em relação as áreas já desmatadas em 2018.

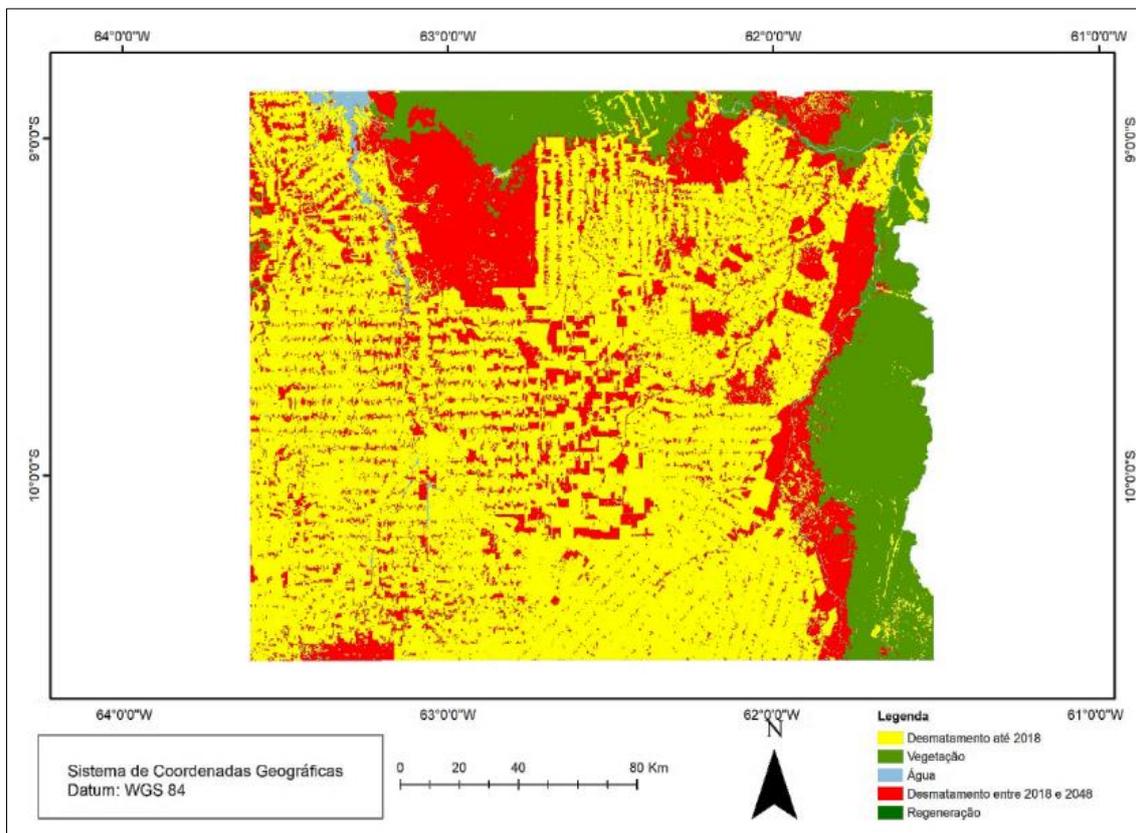
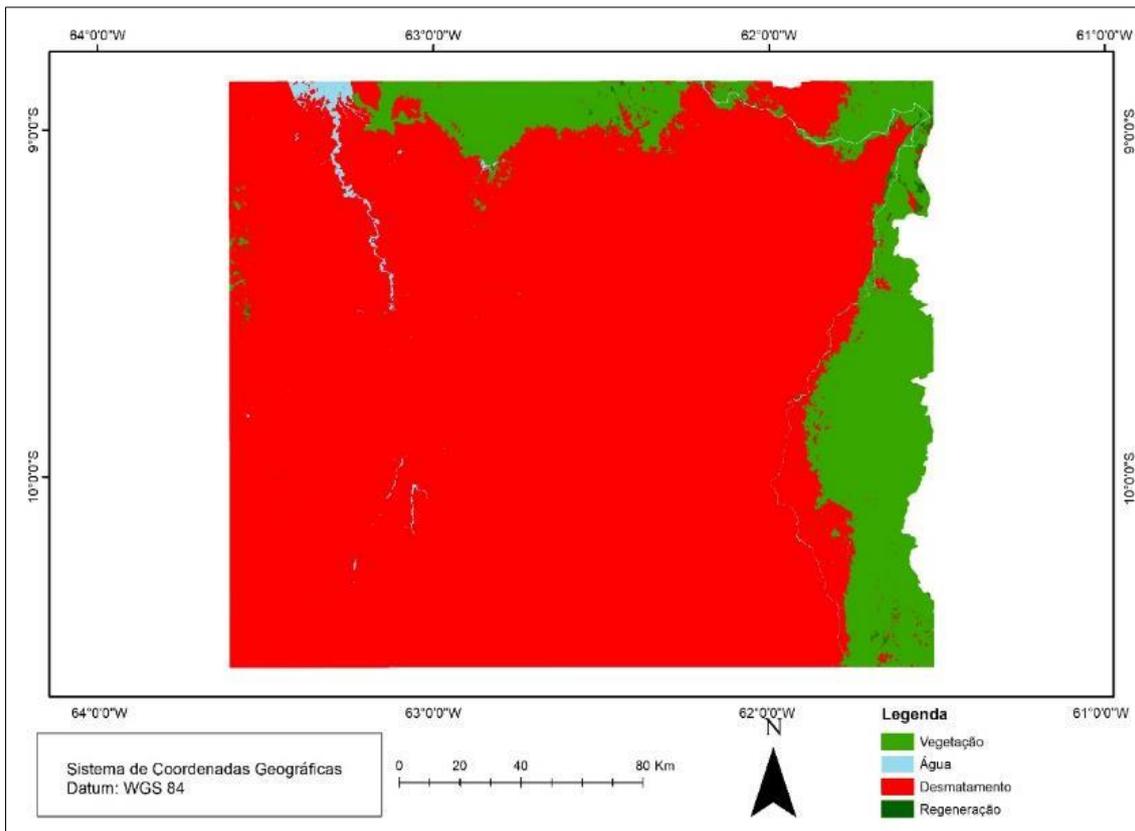


Figura 60 -Mapa com as áreas desmatadas para o cenário pessimista na região de estudo até o ano de 2048.



4.3.4.4. Cenários e os projetos de assentamento

As taxas de desmatamento para os projetos de assentamento também oscilaram expressivamente nos cenários modelados, com maior perda no cenário pessimista, seguido do tendencial (Figura 61; Figura 62; Figura 63; Figura 64). No cenário otimista, o *design* dendrítico de Machadinho alterou de 52% para 54%, dendrítico de Cujubim de 76% para 82%, *fishbone* de Burareiro de 68% para 69% e os espontâneos/mistos de 67% para 71%, entre os anos de 2018 e 2048. Observamos que a maior parte da vegetação remanescente atual é mantida e que os fragmentos estão distribuídos na paisagem, permitindo a conexão entre os mesmos, e que a tendência de queda de desmatamento não ocorre de forma similar entre os assentamentos, por exemplo, Cujubim aumentou mais que os demais assentamentos.

No cenário tendencial dendrítico de Machadinho alterou de 52% para 74% sua área desmatada, dendrítico de Cujubim de 76% para 91%, *fishbone* de Burareiro 68% para 94% e os espontâneos/mistos 67% para 82%, entre os anos de 2018 e 2048. Neste cenário, Machadinho se destaca por conseguir manter preservadas a maior parte da área de suas RESEX, garantindo grandes fragmentos na paisagem, mas sem vegetação remanescente que conecte os mesmos. Os demais assentamentos perdem a maior parte da

vegetação remanescente que poderia atuar como conectora, resultando em grandes áreas desmatadas.

No cenário pessimista, o projeto de assentamento dendrítico de Machadoinho alterou de 52% para 97% sua área desmatada, dendrítico de Cujubim de 76% para 99%, *fishbone* de Burareiro 68% para 97% e os espontâneos/mistos de 67% para 89%. Este cenário é o mais drástico para a paisagem, pois extingue todos os grandes fragmentos dos assentamentos e os corredores de vegetação que poderiam promover conectividade para as espécies.

Figura 61 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Machadoinho. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.

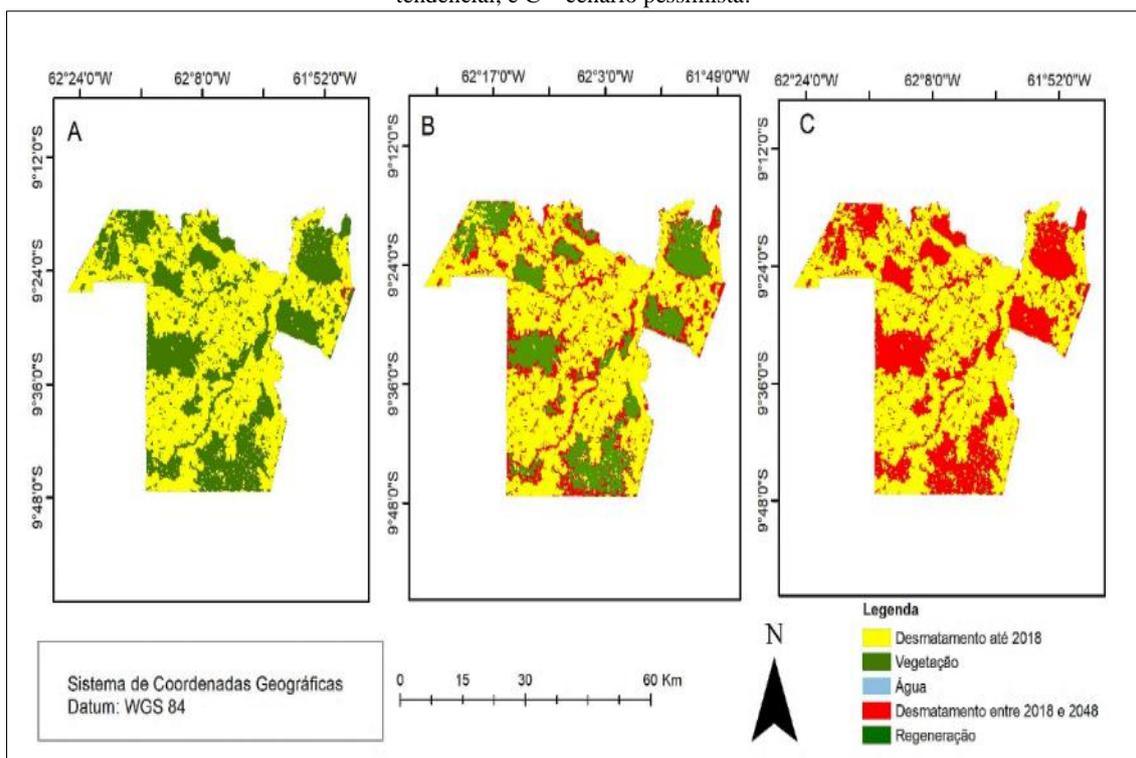


Figura 62-Cenários modelados para os projetos de assentamentos mistos. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.

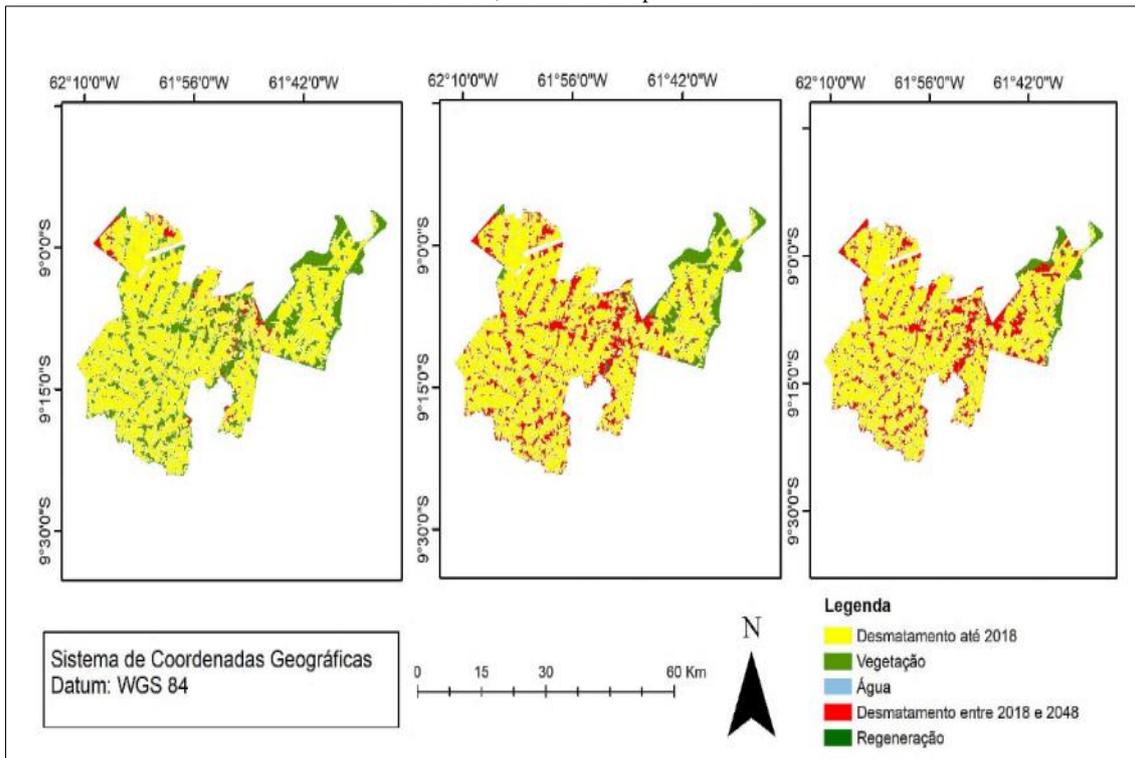


Figura 63 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Burareiro. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.

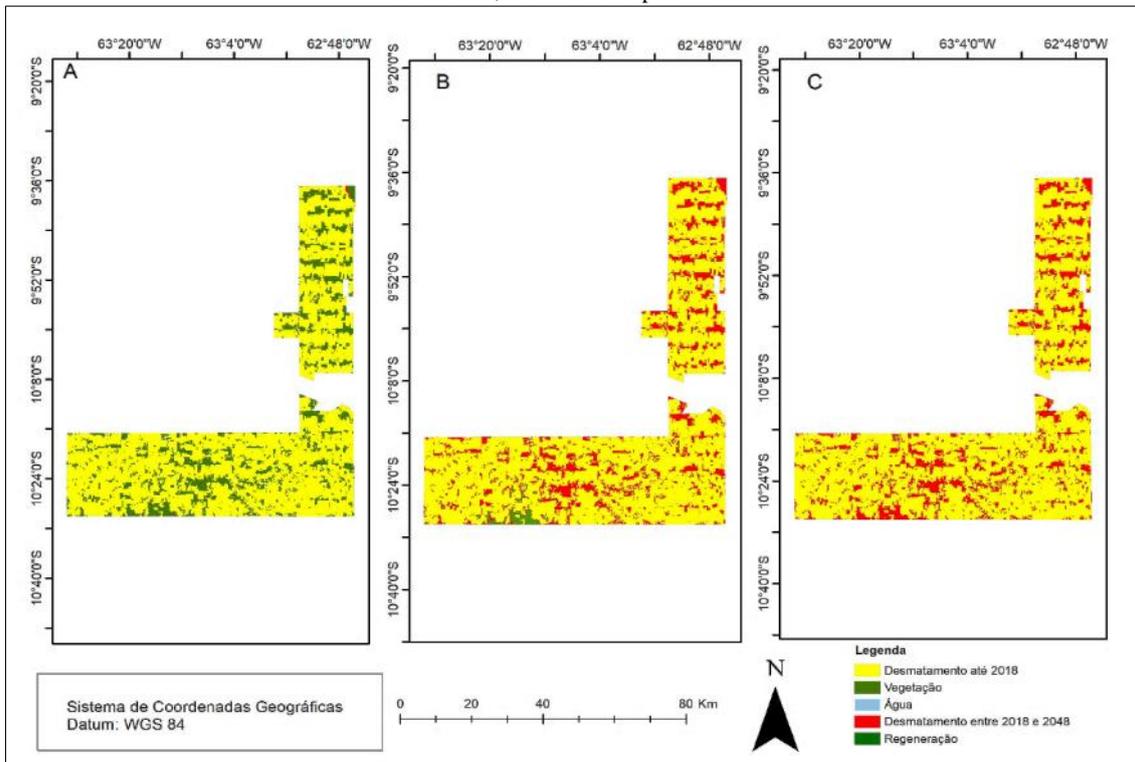
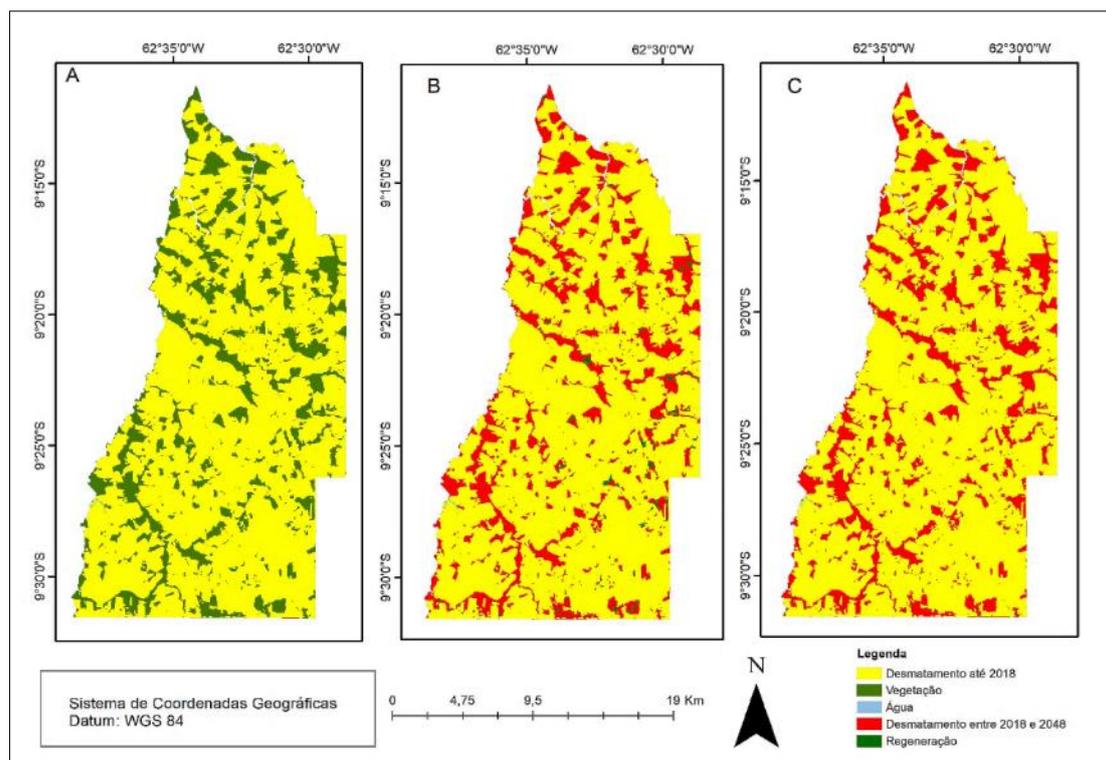


Figura 64 - Cenários modelados para o projeto de assentamento de Burareiro. A = cenário otimista; B = cenário tendencial; e C = cenário pessimista.



4.4. DISCUSSÃO

As taxas de desmatamento na Amazônia foram reduzidas significativamente entre 2004 e 2012, com queda de até 84% nas taxas anuais de desmatamento (FEARNSIDE, 2017; ESCOBAR, 2019). As razões deste processo foram atribuídas às ações de comando e controle e políticas sociais, por exemplo, a Moratória do Boi e da Soja e aumento da fiscalização por parte dos órgãos ambientais (BOUCHER et al., 2013). Contudo, estes valores voltaram a crescer desde 2012 e foram associados a projetos governamentais de infraestrutura, aumento da influência do setor agropecuarista, mudanças no cenário político-econômico, além da publicação do Código Florestal Brasileiro de 2012, considerado como enfraquecimento nas leis ambientais (FEARNSIDE, 2017). Dados recentes de 2019, publicados pelo INPE, indicaram que a taxa de desmatamento anual aumentou em 29,54% apenas no último ano, além do aumento dos focos de queimadas, associadas diretamente com a perda florestal (SILVÉRIO et al., 2019).

O crescimento das taxas anuais de desmatamento na Amazônia tem sido acompanhado de forma intensa pelos pesquisadores e instituições a nível global, principalmente pelo impacto da perda florestal para a emissão dos GEEs (BARNI et al., 2012). Os estudos apontam para o retorno do crescimento das taxas de desmatamento

desde 2012, e tendo como uma das possíveis causas a alteração do Código Florestal Brasileiro e os projetos de infraestrutura propostos pelos governos (FEARNSIDE, 2017).

Outro evento que pode colaborar para o desmatamento futuro na região são as alterações nas UCs e TIs em relação aos seus limites territoriais. Estas áreas são consideradas fundamentais para a conservação da biodiversidade global e são eficazes no combate ao desmatamento em florestas tropicais quando comparadas com áreas não protegidas (PACK et al., 2016). No Brasil, a demarcação destas áreas teve forte expressão nos anos de 2003 e 2006, totalizando 487.118 km² de novas áreas para novas unidades de conservação (BARRETO; ARAÚJO, 2012). Estas áreas auxiliaram a preservação da vegetação nativa em estados como Rondônia, que foi intensamente ocupada em áreas não protegidas.

Estudos indicam o movimento para a alteração da condição destas áreas de proteção ambiental, denominado de PADDD (*Protected Area Downgrading, downsizing, and degazettement*) ou de forma traduzida: Rebaixamento, Redução, Extinção e Reclassificação de Áreas Protegidas (MASCIA; PAILLER, 2011; PACK et al., 2016). Este movimento ocorre a nível global e também foi observado no Brasil. As causas que favorecem este processo estão basicamente associadas ao acesso dos recursos naturais das UCs, a extração dos recursos naturais para exploração industrial, bem como reivindicações de terra, pressão do agronegócio e revisões dos sistemas de UCs (MASCIA et al., 2014). O aumento na frequência e na extensão dos eventos de PADDD no Brasil apontam para a mudança de posicionamento do governo em relação às UCs, em particular à administração federal e estadual (BERNARD et al., 2014).

Os PADDDs promovidos no Brasil ocorrem em grande parte por pressão do setor do agronegócio, das mineradoras e do setor de produção de energia elétrica, especificamente de geração e transmissão de hidrelétricas (PACK et al., 2016). O governo federal apresentou vários projetos de usinas hidrelétricas propostos para os grandes rios da Amazônia. Muitos deles trazem impactos diretos ou indiretos para as áreas de proteção ambiental. Bernard et al. (2014) estimaram que estas hidrelétricas devem impactar 17 parques, reservas e terras indígenas, direta ou indiretamente nos próximos anos. O estado de Rondônia também é alvo recente deste movimento. Recentemente, um complexo de UC, que totalizava 537 mil hectares foi impugnado pela Assembleia Legislativa de Rondônia em apenas uma semana (WWF, 2018). Outro caso foi reportado onde 4 grandes UCs foram extintas no estado, entre elas a Estação Ecológica Soldado da Borracha,

localizada próxima ao município de Cujubim, sem debates com sociedade e com o terceiro setor (BENTO-FILHO, 2018).

Neste cenário de retomada do crescimento nas taxas de desmatamento para a Floresta Amazônica, modelamos cenários futuros de desmatamento para a região de estudo localizada em Rondônia, utilizando modelos espacialmente explícitos. Estes modelos se difundiram nas últimas décadas, principalmente pela popularização e acesso gratuito ao sensoriamento remoto e programas de sistemas de informações geográficas (LIMA et al., 2013). São indicados para simulações preditivas do desmatamento e outras análises ambientais e podem fomentar discussões sobre a gestão ambiental ou territorial em diversas escalas (SANTOS Jr. et al., 2015).

As análises por cenário estão sendo aplicadas no mundo (modelos apresentados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) com base na emissão de gases do efeito estufa), principalmente para simular os impactos da interação do homem e da natureza, e são indicados principalmente em momentos de incertezas (AGUIAR et al., 2007). Para a Bacia Amazônica, a análise por cenário possui foco nas simulações com base nas taxas de desmatamento e nos efeitos para os GEEs. Santos Jr. et al. (2015) modelaram impactos para taxas de desmatamento depois da retomada da construção da rodovia BR-319, encontrando aumento do desmatamento devido às obras. Laurance et al. (2001) modelaram cenários otimistas e pessimistas para o desmatamento na Amazônia até 2020. Piontekowski et al. (2012) e Piontekowski (2014) utilizaram cenários para avaliar as taxas de desmatamento para Acre e Rondônia, respectivamente.

Ao simular cenários futuros pessimistas para a região, com foco na extinção das UCs e TIs e na continuidade do desmatamento em RLs e APPs e com taxas de desmatamento observados nos últimos 8 anos, o resultado foi a perda intensa de vegetação nativa em 30 anos. O cenário tendencial apresentou-se melhor, mas não conseguiu manter as taxas mínimas requeridas atualmente pelo Código Florestal Brasileiro. Já o cenário otimista, baseado apenas na aplicação das legislações ambientais vigentes e nas taxas atuais de desmatamento, mostrou-se altamente eficaz no controle do desmatamento. Sabe-se que as mensurações obtidas por cenários não são exatas e podem ser imprecisas, principalmente diante de fatores dependentes de ações políticas e sociais (AGUIAR et al., 2007), contudo, elas podem funcionar como ferramenta em processos de diagnóstico de áreas mais suscetíveis ao desmatamento (AGUIAR, 2016).

Em relação aos *designs* dos projetos de assentamentos, no cenário pessimista, todos os modelos foram impactados de forma semelhante, com extinção drástica de sua

camada vegetal natural. No cenário tendencial, o *design* dendrítico de Machadinho se destacou de forma positiva, pois mantém grandes fragmentos na paisagem, oriundos das reservas em bloco. Já os pequenos fragmentos, funcionais para o auxílio na conectividade da paisagem, são perdidos em todos os *designs*.

O cenário otimista, onde as RLs e APPs são respeitadas e as UCs e TIs são preservadas na paisagem, mesmo com as taxas de desmatamento mais altas nos últimos anos, observamos maior eficácia no controle do desmatamento na região e nos assentamentos.

4.5. CONCLUSÃO

A modelagem de cenários futuros de desmatamento se mostrou importante ferramenta diante de incertezas políticas. Ao simular cenários com tendência pessimista e tendencial, baseados nas recentes alterações observadas para o controle de desmatamento na Floresta Amazônica brasileira, os processos de desmatamento na região são consolidados. Apenas o cenário otimista mostrou diminuição deste processo, com a manutenção das RLs, APPs e outras áreas protegidas na região.

Para os assentamentos, observamos diferença apenas para o *design* dendrítico de Machadinho nos cenários tendencial e otimista, devido à manutenção das reservas legais em bloco. Estes cenários suportam os resultados dos Capítulos 1 e 2 desta tese, onde afirmamos que as ações de comando e controle e as políticas públicas e econômicas se sobressaem aos *designs* de ocupação da Amazônia. Apesar de se observar maior capacidade de contenção de desmatamento no *design* dendrítico de Machadinho ao longo do tempo, sem o apoio de políticas conservacionistas e de comando e controle, apenas os *designs* diferenciados dos assentamentos não controlam o avanço do desmatamento.

4.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. S. **Modelagem da dinâmica do desmatamento na região do MATOPIBA até 2050**. 2016. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

AGUIAR, A. P. D.; CÂMARA, G.; ESCADA, M. I. S. Spatial statistical analysis of land use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. **Ecological Modelling**, v.209, p.169-188. 2007.

AGUIAR, A. P. D. et al. **Cenários e modelos de desmatamento para a Amazônia**. In: Vieira, I. C. G. (Org.). **Ambiente e sociedade na Amazônia: uma abordagem interdisciplinar**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Garamond, v. 1, 2014 p. 251-297.

ALDRICH, S. P. et al. Land-Cover and Land-Use Change in the Brazilian Amazon: Smallholders, Ranchers, and Frontier Stratification. **Economic Geography**, v. 82, n. 3, p. 265-288, 2006.

- ALENCAR, A. et al. **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília, DF, 2016. 78 p.
- 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**, v. 46, n. 3, p. 291-302, 2016.
- ALVES, D. S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 2903-2908, 2002.
- ARIMA, E. Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, p. 024010, 2011.
- BARNI, P. E., FEARNSIDE, P. M., DE ALENCASTRO GRAÇA, P. M. L. Desmatamento no sul do Estado de Roraima: padrões de distribuição em função de Projetos de Assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, 2012.
- BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. A Physically Based, Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979.
- BARRETO, P.; ARAÚJO, E. O Brasil atingirá sua meta de redução do desmatamento? **Belém, PA: Imazon, 2012**.
- BERNARD, E.; PENNA, L.A.O.; ARAUJO, E. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. **Conservation Biology**, v.00, n.0, p. 1-12, 2014. DOI: 10.1111/cobi.12298.
- BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n.12, p. 135-159, 2001.
- BOUCHER, D.; ROQUEMORE, S.; FITZHUGH, E. Brazil's success in reducing deforestation. **Tropical Conservation Science**, v.6, n.3, 426-445, 2013.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1.
- CHAPLIN-KRAMER, R. et al. Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 112, n. 24, p. 7402-7407, 2015.
- CELENTANO, D.; VERISSIMO, A. **O avanço da fronteira na Amazônia: do boom ao colapso**. Imazon, 2007, 44p. ISBN: 978-85-86212-19-2.
- COSTA, G. et al. Ocupações ilegais em unidades de conservação na Amazônia: o caso da Floresta Nacional do Bom Futuro no Estado de Rondônia/Brasil. **GOT -Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, n. 8, p. 33-49, 2015.
- DOS SANTOS JUNIOR, M. A. et al. Cenários de desmatamento e avaliação preditiva de perda de habitat na região de influência da rodovia BR-319. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 17, 2015, João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa, 2015.
- ESCADA, M. I. S. **Evolução de padrões da terra na região Centro-Norte de Rondônia**. 2003. 264p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2003.
- ESCOBAR, H. Brazilian president attacks deforestation data. **Science**, v. 365, 2019.

- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FEARNSIDE, P. M. Como sempre, os negócios: o ressurgimento do desmatamento na Amazônia brasileira. **Yale Environment**, v. 360, p. 18, 2017.
- GARRETT, R. D. et al. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global environmental change**, v. 53, p. 233-243, 2018.
- GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. **What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence** LUC. Louvain-la-Neuve, Bélgica: LUC, 2001. (Report Series, 4) ISSN: 1138-7424. 116 p.
- HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v.17, n.3, p.235-249. 2003.
- HUMMEL, A. C. et al. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Belém: Imazon, 2010.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Taxas de desmatamento na Amazônia. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates>. Acesso em: 10 de janeiro de 2020.
- LAURANCE, W. F. et al. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2001.
- LE TOURNEAU, F.-M., BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, n. 1, p. 111-130, 2010.
- LIMA, T. C. et al. DINAMICA EGO e Land Change Modeler para simulação de desmatamento na Amazônia brasileira: análise comparativa. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**, Foz do Iguaçu, 2013.
- MASCIA, M.B. et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. **Biological Conservation**, v. 169, p. 355-361, 2014.
- MASCIA, M.B.; PAILLER, S. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. **Conservation Letters**, v. 4, 2011.
- PACK, S.M. et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 197, p. 32-39, 2016.
- PEDLOWSKI, M.; DALE, V.; MATRICARDI, E. A. T. A criação de áreas protegidas e os limites da conservação ambiental em Rondônia. **Ambiente & sociedade**, n. 5, p. 93-107, 1999.
- PEDLOWSKI, M. et al. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 2, p. 149-155, 2005.
- PIONTEKOWSKI, V.J. **Modelagem da dinâmica do uso e cobertura da terra do estado de Rondônia até 2050**. 2014. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de Brasília, Brasília, 2014.
- PIONTEKOWSKI, V. J. et al. Modelagem do desmatamento para o Estado do Acre utilizando o programa Dinamica EGO. *In*: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 4, Bonito, 2012. **Anais [...]**, Bonito, 2012.

- RATTIS, L. et al. Geographic range-scale assessment of species conservation status: A framework linking species and landscape features. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 2, p. 97-104, 2018.
- ROBERTS, D. A. et al. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. LBA 40-1-LBA 40-18, 2002.
- RODRIGUES, H. O. A.; SOARES-FILHO, B. S. A.; COSTA, W. S. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. *In*: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, Florianópolis, 2007. **Anais [...]**, Florianópolis, 2007.
- SANTOS, R. D. B. D. et al. Avaliação da dinâmica da vegetação em áreas desmatadas na Floresta Amazônica. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 512-523, 2015.
- SILVÉRIO, D. et al. Amazônia em chamas. Nota técnica do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM. Recuperado de: <https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2019/08/NT-Fogo-Amazo%CC%82nia-2019.pdf>, 2019.
- SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. **Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinâmica**. Guia prático do Dinâmica Ego, Centro de Sensoriamento Remoto/UFMG. 2009.
- SOLER, L. D.S. **Land use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: understanding human-environmental interactions**. 2014. 186 p. Tese (Doutorado), Wageningen University, Wageningen, NL, 2014.
- TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.
- WANG, Y. et al. Mapping tropical disturbed forests using multi-decadal 30 m optical satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, p. 474-488, 2019.
- WWF - World Wide Fund for Nature**. Deputados de RO decidem sobre meio milhão de ha de floresta. 2018. Disponível em:
<https://www.wwf.org.br/informacoes/noticias_meio_ambiente_e_natureza/?67942/Deputados-de-Rondonia-decidem-futuro-de-meio-milho-de-hectares-de-floresta-e-10-unidades-de-conservo>. Acessados em: 10/12/2019.

CAPÍTULO 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE

5.1. QUESTÕES DA PESQUISA REVISITADAS

QUESTÃO 1: Qual foi a dinâmica espaço-temporal do uso da terra nas regiões dos assentamentos no período de 1985 a 2015?

A dinâmica espaço-temporal observada entre o período de 1985 e 2015 para os assentamentos e para os municípios onde os assentamentos foram implantados foi de intensa conversão da vegetação nativa para áreas agropecuárias, com picos máximos de desmatamento entre os anos de 1985 e 2000. Aproximadamente 50% da área dos municípios e dos assentamentos foram convertidos. O *design* espacial de ocupação dendrítico de Machadinho se mostrou mais eficaz quanto ao controle das taxas de desmatamento, explicado pela manutenção das reservas em bloco e pelo envolvimento social para sua conservação. O processo de conversão ocorreu de forma mais intensa após o processo de regularização e implantação dos assentamentos, com tendência de queda destes valores com a consolidação do uso antrópico das terras.

QUESTÃO 2: Quais os efeitos dos *designs* espaciais adotado nos projetos de assentamento nas taxas de desmatamento e nas paisagens das áreas dos projetos?

A paisagem avaliada foi altamente fragmentada ao longo dos 30 anos da série histórica. Apesar de diferenças dos valores obtidos ao longo da análise e da configuração final da paisagem, em 2015, os valores apresentados para as métricas foram similares. A diferença observada para as métricas de paisagem foi que, no *design* dendrítico de Machadinho, permaneceram os maiores fragmentos de vegetação nativa, devido às reservas legais em bloco, apresentando áreas mais indicadas para conservação, e o *design fishbone* de Burareiro que apresentou maior conectividade entre os fragmentos, evidenciando a facilidade de formação de corredores naturais na paisagem.

QUESTÃO 3: Quais os *designs* de projetos de assentamentos com maior efetividade de mitigar os impactos na paisagem estudada?

O *design* dendrítico de Machadinho com reserva em bloco se mostrou mais eficiente em manter fragmentos maiores e áreas com melhor qualidade ambiental que os demais assentamentos. Ao modelar o corredor ecológico, a área do assentamento de Machadinho apresentou áreas com maior qualidade ambiental. O corredor ecológico modelado atende a exigência de largura mínima da Resolução Conama 09/1996 de 100 metros de largura,

mas não atende a exigência de 10% de seu comprimento. Destacamos que a para a efetividade destes corredores para manutenção dos fluxos ecológicos são necessários estudos aprofundados na região, e que avaliem espécies específicas e processos ecológicos. Nenhum *design* minimizou a fragmentação, sendo observado o mesmo processo em todos após a implantação dos assentamentos, caracterizado por forte fragmentação nos primeiros anos e tendência de extinção de pequenos fragmentos ao longo do tempo.

QUESTÃO 4: Quais os prováveis impactos futuros na paisagem natural decorrentes dos *designs* espaciais dos projetos de colonização assumindo diferentes cenários de desmatamento? Algum *design* espacial de ocupação pode oferecer maior vantagem na conservação da paisagem?

Nos cenários de desmatamento futuro modelados para os próximos 30 anos, os cenários pessimista e tendencial se mostraram altamente perigosos para extinção da vegetação natural na região. O cenário otimista, baseado no cumprimento das leis ambientais vigentes, reduziu significativamente o desmatamento. Nos cenários otimista e tendencial, o *design* dendrítico de Machadinho se mostrou mais eficiente para a manutenção de áreas de vegetação nativa. No cenário pessimista, não houve diferença entre os *designs*.

5.2. HIPÓTESES REVISITADAS

HIPÓTESE 1: OS DIFERENTES *DESIGNS* DOS PROJETOS DE ASSENTAMENTO ESTUDADOS TÊM EFEITOS VARIÁVEIS SOBRE A VEGETAÇÃO NATURAL, SENDO O *DESIGNS FISHBONE* O DE MAIORES IMPACTOS SOBRE VEGETAÇÃO NATIVA E O *DESIGNS* “DENDRÍTICO” O DE MENORES IMPACTOS.

Esta hipótese foi parcialmente aceita, pois se comprovou que o desmatamento foi menor no *design* dendrítico de Machadinho, contudo, a ocupação e as taxas de desmatamento no *design* espontâneo/misto se mostrou mais rápida após o processo de ocupação. O desmatamento no *design fishbone* apresentou tendência de queda conforme as áreas possíveis de desmatamento legal são saturadas. Ao se verificar o *design* dendrítico de Cujubim, evidenciamos que este *design* pode aumentar o desmatamento sem a aplicação da fiscalização e políticas de comando e controle.

HIPÓTESE 2: A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM DIFERE NOS DIFERENTES *DESIGNS* DOS PROJETOS, SENDO QUE O *DESIGN* ESPACIAL DE OCUPAÇÃO *FISHBONE* PODE FAVORECER A FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE E O *DESIGN* DENDRÍTICO PODE FAVORECER A QUALIDADE DE FRAGMENTOS PARA CONSERVAÇÃO.

Esta hipótese foi aceita, pois a fragmentação da paisagem foi intensa em todos os *designs* avaliados, com o *design* dendrítico de Machadinho se apresentando mais efetivo para a conservação de grandes fragmentos e se destacando como a área mais indicada para a formação de um corredor ecológico devido aos grandes fragmentos, e o *design fishbone* de Burareiro apresentou maior contato físico (COHESION) entre seus fragmentos.

HIPÓTESE 3: OS PROJETOS DE ASSENTAMENTO IMPLANTADOS EM *DESIGN* ESPACIAL DENDRÍTICO, COM RESERVAS EM BLOCO, PODEM GARANTIR MAIOR INTEGRIDADE DA PAISAGEM NATURAL E MAIORES FRAGMENTOS.

Esta hipótese foi parcialmente aceita, pois houve diferença entre os *designs* apenas nos cenários tendencial e otimista, onde o *design* dendrítico de Machadinho se mostrou mais eficiente para conservação de maiores fragmentos na paisagem. Observamos que o histórico da implantação do assentamento e o planejamento do uso do solo, são mais relevantes que o *design* de ocupação. No cenário pessimista, onde as leis ambientais para proteção da flora são revogadas ou descumpridas, todos os *designs* se mostram altamente impactados e não há diferença entre estes.

5.3. OPORTUNIDADES PARA NOVOS ESTUDOS

Com a realização deste estudo, foi possível evidenciar que os *designs* de ocupação dos assentamentos causam impactos diferentes na paisagem e nas taxas de desmatamento. Contudo, apenas este fator não foi capaz de conter o desmatamento ou a fragmentação nos assentamentos estudados. O envolvimento social da população assentada se mostrou como o fator preponderante para o controle do desmatamento. Estudos direcionados a compreender como os fatores sociais e econômicos impactam as taxas de desmatamento e fragmentação da paisagem em assentamentos, podem ser relevantes contribuições para a compreensão dos processos de ocupação em diferentes *designs*. Os estudos de outros assentamentos com reservas em blocos, até mesmo em outras regiões do país, podem evidenciar a eficiência deste *design* para proteção da vegetação.

Este estudo buscou conhecer o processo de ocupação e as diferenças entre *designs* para assentamentos para o desmatamento e a fragmentação com o intuito de fornecer embasamento científico para tomadores de decisão, de forma a evidenciar acertos e erros em áreas já consolidadas, indicando possíveis caminhos futuros. Rondônia ainda é um dos estados com as maiores taxas de desmatamentos, com processo de colonização recente, com suas áreas de vegetação nativa ainda preservadas pela garantia de proteção às unidades de conservação, sendo uma área de grande relevância para mais estudos científicos.