



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

RITA DE CÁSSIA FREIRE CARVALHO

**LÓGICA FUZZY APLICADA PARA ANÁLISE DE RISCOS DE INCÊNDIOS
FLORESTAIS PARA O BIOMA AMAZÔNIA, BRASIL**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2024

RITA DE CÁSSIA FREIRE CARVALHO

**LÓGICA FUZZY APLICADA PARA ANÁLISE DE RISCOS DE INCÊNDIOS
FLORESTAIS PARA O BIOMA AMAZÔNIA, BRASIL**

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

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2024

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

C331l Carvalho, Rita de Cássia Freire, 1991-
Lógica Fuzzy aplicada para análise de riscos de incêndios
florestais para o bioma Amazônia, Brasil / Rita de Cássia Freire
Carvalho. - 2024.
116 f. : il.

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

1. Lógica difusa. 2. Sistemas de Informações Geográficas. 3.
Biomassas. 4. Incêndios Florestais. I. Santos, Alexandre Rosa dos.
II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Agrárias e Engenharias. III. Título.

CDU: 630*38

**LÓGICA FUZZY APLICADA PARA A ANÁLISE DE RISCOS DE INCÊNDIOS
FLORESTAIS PARA O BIOMA AMAZÔNIA, BRASIL**

Rita de Cássia Freire Carvalho

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

Aprovada em 22 de fevereiro de 2024.

Documento assinado digitalmente
 **TELMA MACHADO DE OLIVEIRA PELUZIO**
Data: 23/02/2024 07:07:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente
 **JEFERSON LUIZ FERRARI**
Data: 23/02/2024 07:26:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Prof. Dr. Nilton Cesar Fiedler (Examinador interno)
Universidade Federal do Espírito Santo

Documento assinado digitalmente
 **HENRIQUE MACHADO DIAS**
Data: 23/02/2024 10:08:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente
 **ALEXANDRE ROSA DOS SANTOS**
Data: 22/02/2024 22:05:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
NILTON CESAR FIEDLER - SIAPE 1278958
Departamento de Ciências Florestais e da Madeira -
DCFM/CCAE Em 26/02/2024 às 09:23

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original
acesse o link: <https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/882580?tipoArquivo=O>

À Marineuza Freire

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Marineuza Freire e Áureo de Carvalho, e às minhas irmãs Hévila Narene e Árina Ariadne. Obrigada por acreditarem na ciência, na pesquisa e na educação como instrumento de libertação, independência e transformação da sociedade.

À minha família, em especial Áurea Carvalho, Maria Eunice Alves, Maria Dalva Freire, Marinice Freire, Anna Isabel Freire, Pollianna Freire, Eduarda Freire, Adaltiva Guimarães e Ana Neuza Guimarães.

A Alexandre Rosa dos Santos, pela amizade, confiança, paciência, orientação, generosidade e comprometimento.

Às amigas e aos amigos do grupo de pesquisa *Geotechnology Applied To Global Environment* – Gagen e do LabGagen, em especial Taís Rizzo Moreira, Elaine Cordeiro, Cecília Zandonandi, Thuellen Azevedo Curty, Gabrielli Bindeli, Rayanne Luiza, Clebson Pautz, Plínio Antonio Guerra Filho, Vinícius Nader e Thiago Moreira.

Ao amigo Iulo Pessotti Moro pela parceria na estatística dessa pesquisa.

A todos os meus professores e professoras, colegas, amigas e amigos da Escola Municipal Pingó de Gente, do Colégio Estadual Duque de Caxias, do Instituto Educacional Espaço Criativo, do Centro Educacional Monteiro Lobato e do Colégio Interativo COEDUC, em especial Tia Daú, Tia Cássia, Tia Carminha, Tia Sônia, Ana Soares, Joaquim Ribeiro, Eliene Borges, Mychely Teles, Elianar Guimarães, Lindineia Santos, Maria da Glória, Marcio Pinho, Maria Helena, Nalyne Celene, Vandique Meira e Liane Tinôco.

A todos os meus professores e professoras, colegas, amigas e amigos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, em especial Professor Odair Lacerda Lemos e Professor Avaldo de Oliveira Soares Filho.

Às minhas amigas e aos meus amigos que, perto ou longe, fizeram-se presentes em momentos difíceis quando da escrita desta tese, em especial Mariana Penaforte, Luana Vianna, Cátia Libarino, Liseth Achy, Géssica Guimarães, Fernanda Aguiar, Rafaela Gusmão, Márcia Brito, Gizely Azevedo, Émerson Soares, Clícia Brito, Elis Saraiva, Giovanna Botelho e Islan Prado.

À querida Profa. Dra. Telma Machado de Oliveira Peluzio e aos queridos Prof. Dr. Jeferson Luiz Ferrari, Prof Dr. Henrique Machado Dias e Prof. Dr. Nilton Cesar Fiedler pelas valiosas contribuições para este trabalho.

Às minhas amigas e aos meus amigos que compartilharam bons momentos durante quatro anos de crescimento pessoal e profissional, em especial Taís Rizzo Moreira, Mariana Aragão, Simony Marques, Fernanda Moura, Elbya Gibson, Sofia Maria, Patrícia Bitiler, Genilda Amaral, Franciele Oliveira, Elayne Galvão, Aline Ramalho, Patrícia Borges, Carem Cristina, Luana Rodrigues, Gabriela Cupertino, Robert Gomes, Leonardo Biazatti, Nívea Maria, Denyse Cássia, Jessica Oliveira, Cristiane Moura, Vaniele Bento e Iara Carmona.

À Gabriela Cupertino pelo incentivo e parceria na participação da representação estudantil no Colegiado Acadêmico do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais.

Às minhas amigas e aos meus amigos de Jerônimo Monteiro, especialmente, Vasty Catein, Ana Paula Catein, Ana Clara, Patrícia Bitiler, Dalza Simonato, Marcelo Simonato, Renata Caiado, Ana Luiza Caiado, Enrico Caiado, Luiz Henrique Caiado, Patrícia Jorden, Elizangela Almeida, Simone, Cintia, Mariana, Sheila, Dona Vera, Dona Arlene, Terezinha Noé, Leandro, Talita Miranda, Laura, Selma, Gaia, Bruna e Robson, muito obrigada pela acolhida, cuidado e afeto genuíno positivo.

À Universidade Federal do Espírito Santo – Ufes, ao Departamento de Ciências Florestais e da Madeira – DCFM e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais – PPGCFL pela oportunidade de formação profissional e suporte para a realização deste trabalho, em especial Elizangela Almeida, Patrícia Bitiler, Geovana Brito, Dona Adeir, Rosilene Santos, Luana, Vanessa Firmino e Estela Patta.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado do Espírito Santo – FAPES, pelo apoio financeiro para cursar o doutorado.

Sozinha é muito difícil. Muito obrigada!

“como pai de três filhas
teria sido até corriqueiro
que ele nos impusesse o casamento
essa havia sido a narrativa
das mulheres da minha cultura por séculos
no entanto ele impôs a educação
sabendo que seria nossa libertação
num mundo em que nos queria presas
ele garantiu que a nossa lição
fosse a independência”
Rupi Kaur

RESUMO

CARVALHO, Rita de Cássia Freire. **Lógica Fuzzy aplicada para análise de riscos de incêndios florestais para o bioma Amazônia, Brasil**. 2024. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.

Os incêndios florestais emergiram como uma problemática ambiental de relevância nos últimos anos, o que demanda atenção dos pesquisadores. Ecossistemas florestais, como o bioma Amazônia, estão, cada vez mais, ameaçados por incêndios florestais. Nesse contexto, o principal objetivo desse estudo foi desenvolver um modelo capaz de prever a localização e a quantificação de incêndios florestais, por meio da lógica *Fuzzy* para o bioma Amazônia, Brasil. Para a elaboração do modelo de risco de incêndio baseado na lógica *Fuzzy*, foram utilizadas as variáveis temperatura, deficiência hídrica, precipitação, altitude, declividade, aspectos das vertentes, densidade demográfica, rodovias e uso e cobertura da terra. Foram realizadas três modelagens de risco de incêndio florestal com o propósito de testar diferentes funções de pertinência para uma mesma variável, denominado, neste estudo, como Risco de Incêndio Florestal 1 (RIF 1), em que utilizou-se as funções de pertinência *Fuzzy* linear crescente, *Fuzzy* linear decrescente, *Fuzzy Generalized Bell* e *Fuzzy Gaussian*; na modelagem Risco de Incêndio Florestal 2 (RIF 2), utilizou-se as funções de pertinência *Fuzzy Large* e *Fuzzy Small* e para a modelagem Risco de Incêndio Florestal 3 (RIF 3), foi utilizada a função *Fuzzy Large* em todas as variáveis. Posteriormente, um mapa de densidade de incêndios foi gerado usando dados de cicatrizes de fogo do banco de dados MapBiomass, seguido por uma análise de correlação de Pearson para verificar a consistência dos mapas e identificar o modelo mais eficaz. Dentre as três modelagens, o RIF 1 apresentou o maior valor de correlação de *Pearson*, assim, esse foi constatado como o melhor modelo capaz de prever a localização de incêndios florestais. O bioma Amazônia é classificado como médio risco a ocorrência de incêndios, o que corresponde a 30,05 % de toda região de estudo, uma área de aproximadamente 1.263.561,00 km². Portanto, entende-se que a modelagem de risco de incêndios florestais foi eficaz para prever e quantificar o risco de incêndios florestais para o bioma Amazônia brasileiro.

Palavras-chave: Modelagem de risco; Bioma Amazônia; Geotecnologias; Lógica Fuzzy.

ABSTRACT

CARVALHO, Rita de Cássia Freire. **Fuzzy Logic Applied for Forest Fire Risk Analysis in the Amazon Biome, Brazil.** 2024. Tese (Doctorate of Forest Sciences) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Advisor: Alexandre Rosa dos Santos

Forest fires have emerged as an environmental issue of relevance in recent years, demanding the attention of researchers. Forest ecosystems, such as the Amazon biome, are increasingly threatened by forest fires. In this context, the main objective of this study was to develop a model capable of predicting the location and quantification of forest fires in the Amazon biome, Brazil, using Fuzzy logic. For the development of the fuzzy logic-based fire risk model, the following variables were used: temperature, water deficiency, precipitation, altitude, slope, aspect, population density, highways, and land use/cover. Three forest fire risk modeling approaches were conducted to test different membership functions for the same variable, referred to in this study as Forest Fire Risk 1 (FFR 1), employing the linear increasing, linear decreasing, generalized bell-shaped, and Gaussian fuzzy membership functions; in Forest Fire Risk 2 (FFR 2) modeling, large and small fuzzy membership functions were used; and in Forest Fire Risk 3 (FFR 3) modeling, the large fuzzy membership function was applied to all variables. Subsequently, a fire density map was generated using fire scar data from the MapBiomass database, followed by a Pearson correlation analysis to check the consistency of the maps and identify the most effective model. Among the three modeling approaches, FFR 1 showed the highest Pearson correlation value; thus, it was determined to be the best model capable of predicting the location of forest fires. The Amazon biome is classified as having a medium risk of fire occurrence, which corresponds to 30.05% of the entire study region, an area of approximately 1,263,561.00 km². Therefore, it is understood that the forest fire risk modeling was effective in predicting and quantifying the risk of forest fires for the Brazilian Amazon biome.

Keywords: Risk modeling; Amazon biome; Geotechnologies; Fuzzy logic

Lista de Figuras

Figura 1 – Fitofisionomias vegetais para o Bioma Amazônia, Brasil	19
Figura 2 – Mapa interativo de Previsão de Risco de Fogo do Programa Queimadas	45
Figura 3 – Nomenclatura que define as zonas UTM	47
Figura 4 – Bioma Amazônia, Brasil	48
Figura 5 – Etapas necessárias para a modelagem do risco de incêndios florestais para o bioma Amazônia.....	50
Figura 6 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de temperatura, precipitação e deficiência hídrica para o bioma Amazônia	52
Figura 7 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens altitude, declividade e aspecto das vertentes para o bioma Amazônia	53
Figura 8 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de densidade demográfica e rodovias para o bioma Amazônia	55
Figura 9 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de uso e cobertura da terra e índice de vegetação para o bioma Amazônia	56
Figura 10 – Densidade de Fogo.....	67
Figura 11 – Matriz de Correlação de Pearson	69
Figura 12 – Funções de Pertinência aplicada a cada uma das variáveis do modelo RIF 1. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra	70
Figura 13 – Efeito das funções de pertinência sobre as variáveis. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra.....	71
Figura 14 – Distribuição das Frequências de Pixels em cada classe Fuzzy. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra.....	76
Figura 15 – Risco de Incêndio Florestal para o bioma Amazônia.....	77
Figura 16 – Risco de Incêndio Florestal versus Frequência de Fogo.....	78

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	15
2.2 OBJETIVO GERAL.....	15
2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.2 O BIOMA AMAZÔNIA.....	16
3.3 FISIONOMIAS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA	18
3.3.1 FLORESTA OMBRÓFILA Densa.....	21
3.3.2 FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA	24
3.3.3 FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL	25
3.3.4 FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	26
3.3.5 FLORESTA ESTACIONAL SEMPRE VERDE	27
3.3.6 CAMPINARANAS.....	28
3.3.7 SAVANA.....	30
3.3.8 CONTATO (ECÓTONO)	33
3.3.9 FLORESTAMENTO/REFLORESTAMENTO	33
3.3.10 FORMAÇÃO PIONEIRA.....	34
3.3.11 REFÚGIO VEGETACIONAL	36
3.3.12 VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA	36
3.4 A MODELAGEM DE INCÊNDIOS FLORESTAIS	38
3.5 A LÓGICA FUZZY	41
3.6 APLICAÇÕES DOS MODELOS UTILIZADOS NA PREVENÇÃO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS ..	44
3.7 SISTEMA DE REFERÊNCIA DE COORDENADAS	46
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	47
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	47
4.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	48
4.3.1 AQUISIÇÃO E PRÉ-PROCESSAMENTO DAS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS, TOPOGRÁFICAS, DE VEGETAÇÃO E SOCIOECONÔMICAS.....	51
4.3.2 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 1)	56
4.3.3 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 2)	61
4.3.4 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 3)	65
4.3.5 VALIDAÇÃO E DEFINIÇÃO DO MELHOR MODELO DE RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL PARA O BIOMA AMAZÔNIA.....	66
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
6. CONCLUSÕES	83
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84
8. APÊNDICES.....	100

1. INTRODUÇÃO

O bioma Amazônia é conhecido por sua rica biodiversidade e desempenha um papel fundamental na manutenção da vida terrestre. A floresta Amazônica abriga uma ampla variedade de espécies vegetais, animais e microrganismos e destaca-se especialmente pela sua capacidade como sumidouro de carbono (HEINRICH et al., 2021). Além disso, desempenha um papel crucial na regulação do ciclo da água, na produção de oxigênio durante o processo fotossintético e contribui significativamente para a mitigação das mudanças climáticas (FEARNSIDE, 2008; PHILLIPS; BRIENEN, 2017). Ademais, ela fornece uma grande variedade de recursos naturais como os produtos madeireiros e os não-madeireiros e ainda possui um significado cultural e espiritual para muitas comunidades.

Ecossistemas florestais, como o bioma Amazônia, estão enfrentando uma ameaça crescente de incêndios florestais, os quais são causados por fatores naturais e pelo aumento das atividades humanas (CHEN et al., 2012; FIEDLER, et al., 2020; POURTAGHI et al., 2016). Dentre as ameaças a biodiversidade das florestas, o incêndio florestal consiste num desastre natural repentino e de rápida propagação, o que pode causar grandes perdas ambientais, sociais e econômicas (ESKANDARI; POURGHASEMI; TIEFENBACHER, 2020; YANG et al., 2023). Modelos de risco de incêndios florestais envolvem a aplicação de modelos matemáticos e computacionais para prever e quantificar o risco de incêndios em uma determinada área. Esses modelos e essas técnicas de modelagem variam desde os métodos estatísticos mais tradicionais, como regressão linear múltipla, até abordagens mais robustas, como modelagem bayesiana de probabilidade, algoritmos de aprendizado de máquina, simulações de Monte Carlo, regressão de Poisson e o uso da lógica de incertezas *Fuzzy* (WOTTON; MARTELL; LOGAN, 2003; CONEDERA et al., 2011; POURGHASEMI; BEHESHTIRAD; PRADHAN, 2016; SEMERARO et al., 2016; GOLEIJI et al., 2017; JAAFARI; GHOLAMI; ZENNER, 2017; JAAFARI; ZENNER; PHAM, 2018;).

Dentre os métodos mais utilizados, a lógica *Fuzzy* merece destaque, pois trata-se de uma técnica usada para analisar informações qualitativas de forma mais minuciosa, levando em consideração a inexatidão e a incerteza (GOMIDE; GUDWIN, 1994), nesse viés, tal minúcia a torna uma teoria poderosa para lidar com o conhecimento. Na lógica *Fuzzy*, são utilizados valores contínuos em um intervalo entre 0 e 1 para representar o “grau de pertinência” de um elemento a um conjunto. Na etapa denominada de fuzzificação, é definido o valor ideal da variável, sendo o valor próximo do ponto central o indicado como 1, em contrapartida, os valores que não fazem parte do conjunto são os indicados como 0, além disso há os que se

encontram na zona de transição em que o valor intermediário é indicado como 0,5 (PELUZIO, 2017; ROCHA, 2012).

A lógica *Fuzzy* é particularmente útil em situações em que a informação disponível é imprecisa, vaga ou ambígua. Na literatura, inúmeros trabalhos utilizam essa técnica para zoneamentos de risco de incêndios florestais em áreas situadas no Brasil e em outras partes do mundo, como no trabalho desenvolvido por Danish; Onder (2020) que utilizou a lógica *Fuzzy* para predição de incêndio em uma mina subterrânea de carvão na Turquia; o estudo de Anticono (2021) utilizou a lógica *Fuzzy* para modelagem de risco de incêndios florestais na região de Cajamarca, Peru e Macedo (2021) o qual utilizou a lógica *Fuzzy* para determinar o risco de incêndios florestais em florestas plantadas, localizada no Triângulo Mineiro, região Oeste do estado de Minas Gerais.

Estudos sobre os incêndios florestais ganharam importante notoriedade em todo o mundo, devido ao impacto na biodiversidade de ecossistemas, nas alterações climáticas e no bem-estar de seres humanos e animais (KÜÇÜKARSLAN; KÖKSAL; EKMEKCI, 2023). Neste sentido, modelos de risco de incêndios florestais baseados em lógica *Fuzzy*, elaborados em um ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), constituem-se como ferramentas eficazes para mitigar os impactos dos incêndios, seja na gestão de combustível para reduzir a gravidade e intensidade das queimadas, seja como instrumento para prevenção da ocorrência de incêndios (FIEDLER, et al., 2020; KÜÇÜKARSLAN; KÖKSAL; EKMEKCI, 2023).

Os incêndios florestais emergiram como uma questão ambiental de grande relevância nos últimos anos. Nesse contexto, os incêndios que ocorrem anualmente no Brasil constituem um sério risco ambiental para florestas nativas, principalmente para a floresta Amazônica. Sabe-se, ainda, que o fogo é a principal forma de perturbação de um ecossistema terrestre (DONG et al., 2021; TORRES et al., 2017) Neste sentido, os modelos de risco de incêndio oferecem uma alternativa valiosa para o planejamento e para o controle de incêndios florestais.

O aumento das ações antropogênicas, a expansão da agricultura e da pecuária extensiva na Amazônia, o desmatamento, as mudanças climáticas globais e as alterações no uso e cobertura da terra contribuem para o aumento dos incêndios. Diante da necessidade de trabalhar com uma metodologia futurística que assemelha a realidade natural e que é capaz de combinar as variáveis meteorológicas, topográficas, variáveis de vegetação e socioeconômicas, neste estudo, compreende-se que é indispensável usar a lógica *Fuzzy*, um modelo inteligente, que é capaz de prospectar e de quantificar as áreas mais vulneráveis à ocorrência de incêndios florestais no Bioma Amazônia.

2. OBJETIVOS

2.2 OBJETIVO GERAL

Elaborar um modelo capaz de prever a localização e a quantificação de incêndios florestais, por meio da lógica de *Fuzzy*, para o bioma Amazônia, Brasil.

2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Desenvolver um modelo de previsão em relação ao risco de incêndios florestais para o bioma Amazônia brasileiro por meio da lógica *Fuzzy*;
- b) Identificar áreas vulneráveis a ocorrência de incêndios no bioma Amazônia, Brasil;
- c) Validar e avaliar o modelo de aferição de risco dos incêndios florestais com imagens de cicatrizes de fogo, disponibilizadas pelo Projeto MapBiomas Fogo, coleção 1.0.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.2 O BIOMA AMAZÔNIA

Bioma é uma grande comunidade de vida vegetal e animal, geralmente caracterizado pelo tipo de vegetação dominante (IBGE, 2021a). O conceito de bioma leva em conta a aparência geral da vegetação, resultante do predomínio de certas formas de vida (BATALHA, 2011). Embora pareça ser um conceito que delimita a vegetação, ele engloba todos os seres vivos de um ecossistema, o que inclui flora, fauna, fungos e outros organismos.

O conceito de bioma foi amplamente revisado por Coutinho (2006, p. 18), que considera:

Um bioma é uma área do espaço geográfico, com dimensões de até mais de um milhão de quilômetros quadrados, que tem por características a uniformidade de um macroclima definido, de uma determinada fitofisionomia ou formação vegetal, de uma fauna e outros organismos vivos associados, e de outras condições ambientais, como a altitude, o solo, alagamentos, o fogo, a salinidade, entre outros. Estas características todas lhe conferem uma estrutura e uma funcionalidade peculiares, uma ecologia própria.

Dessa forma, compreende-se que o conceito de bioma tem como referência não apenas um único tipo de floresta e relevo predominante, mas também uma unidade biológica caracterizado de acordo com o macroclima, a fitofisionomia, o solo e a altitude (HIGUCHI; HIGUCHI, 2012). Além dessas definições, o conceito leva em consideração aspectos como os ritmos de crescimento e de reprodução, tornando o conceito funcional, além de aplicável a um território como um todo e não apenas uma determinada região (BATALHA, 2011).

O Brasil abriga importantes florestas tropicais, distribuídos em seis biomas, a saber: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa. A localização geográfica de um bioma está diretamente relacionada aos fatores climáticos, como temperatura, precipitação pluvial e umidade relativa (RIBEIRO; WALTER, 1998).

O bioma Amazônia, situado na região Norte do Brasil, possui área total de 4.214.359,63 km², está localizado entre os paralelos 5°16'48.785" de latitude Norte e 7°29'30.184" de latitude Sul e os meridianos 58°8'56.036" e 43°31'42.538" longitude Oeste de *Greenwich*. No Brasil, ele abrange os estados do Acre, Amazonas, Roraima,

Amapá, Pará, Rondônia, Mato Grosso, Tocantins e Maranhão. Nessa perspectiva, o bioma Amazônica destaca-se, pois ocupa aproximadamente 49% do território brasileiro, de maneira que constitui a maior floresta tropical do mundo, bem como abriga uma infinidade de espécies animais e vegetais.

A grande floresta pluvial do Amazonas também denominada de Hileia, por Humboldt e Bonpland(1805), é caracterizada por apresentar precipitações elevadas, como também possui uma temperatura constante durante o ano, entre 25 e 28°C, de modo que não há variações muito grandes nas diferentes estações do ano (KURT, 1972).

A vegetação da Amazônia parece uniforme, entretanto, quando visualizada detalhadamente, vê-se que sua estrutura e sua composição variam notavelmente (RIZZINI; COIMBRA FILHO; HOUAISS, 1988). Ela não é homogênea em suas comunidades animais e vegetais, uma vez que é constituída por um mosaico de áreas distintas de endemismo (SILVA; RYLANDS; DA FONSECA, 2005). Nesse contexto, percebe-se uma grande variedade de formações vegetacionais além da importância dessa heterogeneidade para a sobrevivência na terra, pois a floresta possui uma importante função na prestação de serviços ambientais essenciais que são de elevado valor para a sociedade na regulação da ciclagem da água, dos estoques de carbono e da manutenção da biodiversidade (FEARNSIDE, 2008).

O bioma Amazônia tem sua origem a partir de uma falha no escudo Pré-Cambriano, irrigado por uma extensa rede de rios com diferentes tipos de vegetação que compõe o mosaico amazônico, tais como: vegetação densa de terra firme, várzea, igapó, savanas, campinas, campinarana, florestas de bambu, entre outras (HIGUCHI; HIGUCHI, 2012).

Além disso, tal bioma apresenta uma enorme pluralidade em seu território, posto que não possui apenas áreas de relevo plano. Na Figura 2, o modelo digital de elevação mostra a variação de relevo do bioma e da sua altitude, que varia desde 0 a 2650,95 metros. O relevo da Amazônia é composto por depressões (57,2%), planaltos (16,8%), planícies (10,7%), patamares (9,7%), tabuleiros (4%), serras (1,1%) e chapadas (0,5%) (IBGE, 2009).

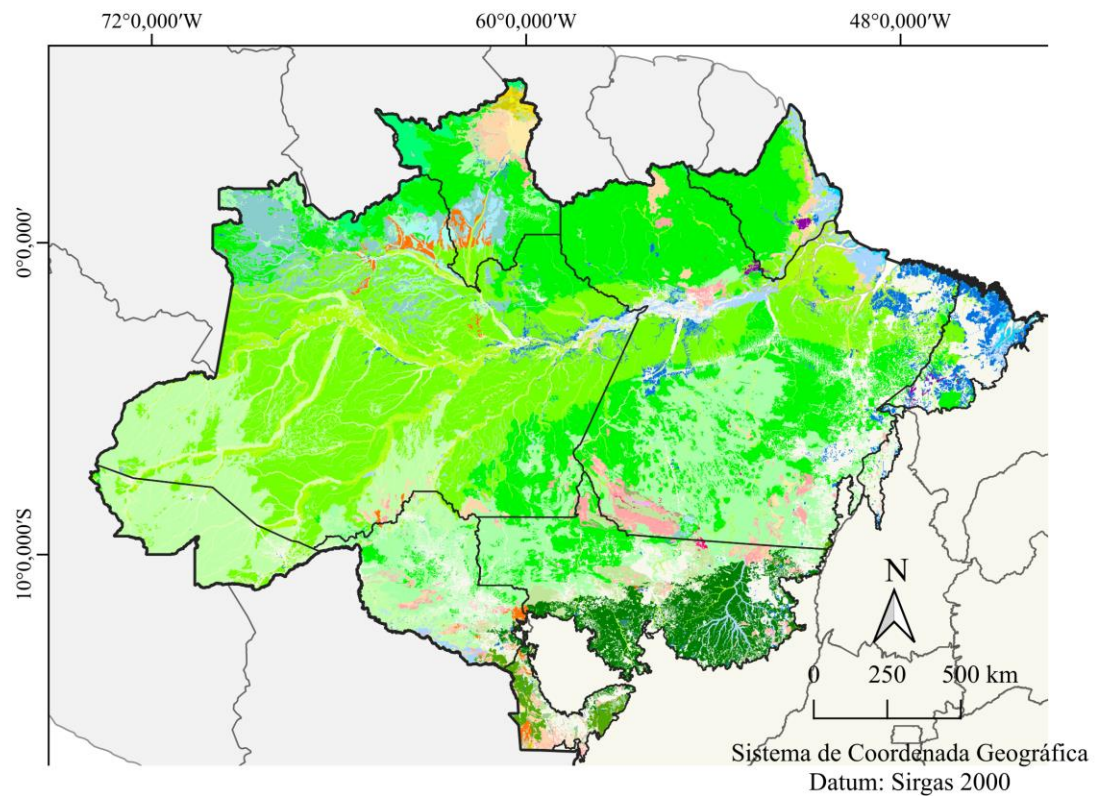
Conhecer a forma do relevo é essencial para compreender a complexidade da cobertura vegetal de uma determinada área. De acordo com o tipo de relevo, são reconhecidos os principais tipos de formações como: a formação Aluvial, a formação das Terras Baixas, a formação Submontana, a formação Montana e a formação Alto-Montana.

3.3 FISIONOMIAS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Fisionomia, tipologia ou formação vegetacional podem ser definidos como a aparência da vegetação, elas são caracterizadas pela densidade e pelo porte (SCOLFORO; CARVALHO, 2006). O termo fitofisionomia refere-se ao aspecto geral da vegetação de um determinado lugar, ou à flora característica de uma determinada região. Os tipos florestais amazônicos apresentam uma evidente influência nos rios, nos solos e na topografia, que implicam diretamente na principal característica da floresta amazônica, a sua elevada diversidade florística (HIGUCHI; HIGUCHI, 2012).

A floresta amazônica é uma floresta pluvial equatorial, constituída por uma abundância de formações vegetais, as quais devem ser consideradas as seguintes: Campinaranas, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Sempre Verde, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Densa, Formações Pioneiras e as Savanas. A Figura 1 retrata o mapa com todas as fitofisionomias vegetais existentes na Amazônia, e, na Tabela 1, são mostradas as áreas em quilômetros quadrados e os valores em percentuais existentes em cada tipo de vegetação para o bioma Amazônia, Brasil. Apesar de existir essa distinção, não há um ponto de início visível onde começa e termina cada formação vegetacional, essa modificação acontece de forma gradativa e harmônica (HIGUCHI; HIGUCHI, 2012)

Figura 1 – Fitofisionomias vegetais para o Bioma Amazônia, Brasil



Fitofisionomias Vegetais

Campinarana Arborizada	Floresta Ombrófila Densa Montana
Campinarana Arbustiva	Floresta Ombrófila Densa Submontana
Campinarana Florestada	Florestamento/Reflorestamento
Campinarana Gramíneo-Lenhosa	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre
Contato (Ecótono)	Formação Pioneira com influência fluviomarinha
Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas	Formação Pioneira com influência marinha
Floresta Estacional Decidual Submontana	Refúgio Vegetacional Alto-Montano
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Refúgio Vegetacional Montano
Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas	Refúgio Vegetacional Submontano
Floresta Estacional Semidecidual Montana	Savana Arborizada
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	Savana Florestada
Floresta Estacional Sempre Verde Aluvial	Savana Gramíneo-Lenhosa
Floresta Estacional Sempre Verde das Terras Baixas	Savana Parque
Floresta Estacional Sempre Verde Submontana	Savana-Estépica Arborizada
Floresta Ombrófila Aberta Aluvial	Savana-Estépica Florestada
Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas	Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa
Floresta Ombrófila Aberta Submontana	Savana-Estépica Parque
Floresta Ombrófila Densa Aluvial	Vegetação Secundária
Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas	

Fonte: IBGE (2021), adaptado pela autora.

O mapa de fitofisionomias foi obtido a partir do arquivo vetorial de vegetação do IBGE, na escala de 1:250.000, versão 2021. O mapa do IBGE é baseado em imagens *TM Landsat*, e a definição das fitofisionomias segue o Manual técnico da vegetação brasileira IBGE (2012) e Veloso; Rangel Filho; Lima (1991).

Tabela 1 – Áreas das fitofisionomias vegetais para o bioma Amazônia, Brasil

Fitofisionomias Vegetais	Área (km²)	%
Campinarana Arborizada	24.220,67	0,65%
Campinarana Arbustiva	12.736,60	0,34%
Campinarana Florestada	128.962,01	3,47%
Campinarana Gramíneo-Lenhosa	16.923,90	0,46%
Contato (Ecótono)	24.940,30	0,67%
Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas	885,50	0,02%
Floresta Estacional Decidual Submontana	6.758,93	0,18%
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	1.170,96	0,03%
Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas	1.126,45	0,03%
Floresta Estacional Semidecidual Montana	926,72	0,02%
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	62.899,32	1,69%
Floresta Estacional Sempre Verde Aluvial	5.455,36	0,15%
Floresta Estacional Sempre Verde das Terras Baixas	9.383,42	0,25%
Floresta Estacional Sempre Verde Submontana	147.135,64	3,96%
Floresta Ombrófila Aberta Aluvial	90.141,87	2,43%
Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas	373.373,78	10,05%
Floresta Ombrófila Aberta Submontana	496.694,01	13,37%
Floresta Ombrófila Densa Aluvial	195.794,26	5,27%
Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas	859.402,55	23,13%
Floresta Ombrófila Ombrófila Densa Montana	38.169,95	1,03%
Floresta Ombrófila Densa Submontana	878.266,01	23,64%
Florestamento/Reflorestamento	4.988,86	0,13%
Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre	70.377,09	1,89%
Formação Pioneira com influência fluviomarinha	14.163,80	0,38%
Formação Pioneira com influência marinha	85,60	0,00%
Refúgio Vegetacional Alto-Montano	23,31	0,00%
Refúgio Vegetacional Montano	1.916,81	0,05%
Refúgio Vegetacional Submontano	2.020,59	0,05%
Savana-Estépica Arborizada	3,05	0,00%
Savana-Estépica Florestada	5.012,55	0,13%
Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa	911,48	0,02%
Savana-Estépica Parque	3.087,27	0,08%
Savana Arborizada	30.236,57	0,81%
Savana Florestada	50.644,79	1,36%
Savana Gramíneo-Lenhosa	14.517,11	0,39%
Savana Parque	51.006,58	1,37%
Vegetação Secundária	90.594,91	2,44%
Total*	3.714.958,54	100%

Fonte: a autora.

*Em que: O valor total refere-se somente ao total das áreas de fitofisionomias, com exceção das áreas de rios, de lagos e de oceanos.

O mapa de classificação da vegetação do bioma Amazônia brasileiro representa uma reconstituição dos tipos de vegetação que estavam presentes no território brasileiro, no ano de 1500, na época em que os portugueses desembarcaram no Brasil (IBGE, 2004). O bioma é composto majoritariamente por Floresta Ombrófila Densa (52,05%) e Floresta Ombrófila Aberta (25,85%), juntas somam 77,89% de toda vegetação. Apesar da Floresta Ombrófila ser dominante, a Amazônia apresenta outros tipos de vegetação importantes para o estabelecimento de todo o ecossistema, como a Campinarana (4,92%), Floresta Estacional (6,35%), Savanas (4,18%) e Formações Pioneiras (2,28%).

A seguir, as fitofisionomias são descritas com detalhes e com as suas respectivas localizações geográficas.

3.3.1 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

Floresta Ombrófila Densa é também conhecida por Floresta Tropical Pluvial Amazônica, sua ocorrência está relacionada ao clima tropical quente e úmido. Assim, ocorre em locais de temperaturas elevadas (médias de 25° C) e de alta precipitação, de modo que é bem distribuídas ao longo do ano (de 0 a 60 dias secos), o que determina uma situação bioecológica praticamente sem período seco. A vegetação é caracterizada por apresentar árvores de grande e médio porte, além de lianas e epífitas; folhas largas e perenes, em tal vegetação, as chuvas são abundantes e frequentes (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991; CARVALHO, 2008; IBGE, 2012).

No bioma Amazônia, aparecem quatro tipos de formação de Floresta Ombrófila Densa: Floresta Ombrófila Densa Submontana; Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas; Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Aluvial.

3.3.1.1 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA SUBMONTANA

A Floresta Ombrófila Densa Submontana é a fitofisionomia mais abundante no bioma Amazônia brasileiro, já que ocupa uma área de 878.266,01 km², o que corresponde a 23,64% de todas as fitofisionomias. Ela está presente nos estados do Amazonas, Roraima, Amapá, Pará, Maranhão, Tocantins, Mato Grosso e Rondônia.

Esse tipo de vegetação ocorre sobre um clima ombrófilo, dessa maneira, as temperaturas médias oscilam entre 22° e 25°C e apresenta precipitação bem distribuída ao longo do ano (GUAPYASSÚ, 1994; IBGE, 2004). O relevo é geralmente montanhoso e é ocupado por uma vegetação que apresenta altura aproximadamente uniforme (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991; IBGE, 2012;). Esse tipo de floresta é composta por fanerófitos de alto porte, ultrapassando 50 metros de altura, com alto volume de madeira de grande valor comercial (IBGE, 1992, 2012; SALOMÃO; SANTANA; BRIENZA JÚNIOR, 2013).

3.3.1.2 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DAS TERRAS BAIXAS

A Floresta Ombrófila Densa das Terras baixas é a segunda fitofisionomia mais abundante no bioma Amazônia brasileiro. Essa vegetação ocupa uma área de 859.402,55 km², o que corresponde a 23,13% de todo o bioma. Ocorre nos estados do Acre, Amazonas, Roraima, Pará, Amapá e Maranhão.

Em tal Floresta, encontra-se árvores mais altas, as emergentes, que podem chegar a 60 metros de altura, por exemplo; o dossel que atinge 35 a 40 metros, bem como também há a presença de muitas palmeiras; a vegetação arbórea inferior é constituída de árvores adultas entre 5 e 20 metros, de troncos finos ou espécimes jovens, adaptadas a penumbra; o sub-bosque é formado por cipós que ficam pendentes nas árvores e entrelaçam os diferentes andares; na vegetação, são encontradas epífitas, como orquídeas vegetais inferiores, além de líquens, fungos e musgos.

As espécies arbóreas, consideradas valiosas, que são encontradas nesses locais, merecem destaque o jatobá, o ipê, angelim, louro e o cedro, além de outras espécies madeireiras. As epífitas ocorrem em grande número na copa das árvores (KURT, 1972).

A Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas é também conhecida como Floresta de Terra Firme, pois é uma floresta pluvial de grande porte, localizada em planaltos pouco elevados (60-200 metros), plano, ondulado ou recortado por cursos d'água, não sujeito a inundações; o solo da mata é, em sua maior parte, arenoso, por isso são locais de elevada temperatura e de altas precipitações, logo o estrato arbóreo é bem variável, e nele é encontrado indivíduos com alturas que variam de 6 a 60 metros (IBGE, 1977; RIZZINI, 1997).

3.3.1.3 FLORESTA OMBRÓFILA DENSE MONTANA

A Floresta Ombrófila Densa Montana ocorre nas regiões altas de planaltos e de serras, locais com altitudes que variam entre 600 e 2000 metros de altitude. Ela está presente principalmente nos estados do Amazonas e Pará.

A vegetação apresenta características tais como, estrutura florestal do dossel uniforme (em torno de 20 metros), e é representada por ecótipos relativamente finos com casca grossa e rugosa, folhas miúdas e de consistência coriácea (IBGE, 2012). Tal vegetação é predominante em áreas como o Parque Nacional do Monte Roraima, localizado no município de Uiramutã, no estado de Roraima e o Parque Nacional do Pico da Neblina, que abriga o ponto mais alto do país, cujo o território está distribuído nos municípios de Santa Isabel do Rio Negro e São Gabriel da Cachoeira, ambos na porção norte do estado do Amazonas.

3.3.1.4 FLORESTA OMBRÓFILA DENSE ALUVIAL

A Floresta Ombrófila Densa Aluvial é uma formação ribeirinha, também conhecida como “floresta ciliar” ou “floresta de várzea”, ela é assim denominada em decorrência das inundações periódicas na época das chuvas; na medida em que, depois, o sedimento transportado deposita-se aí (JARDIM; VIEIRA, 2001; RIZZINI, 1997). Em alguns locais, a temperatura média anual é de 27°C e a precipitação anual de 2.500 mm (BRAGA; JARDIM, 2019). Essa floresta ocupa, no bioma Amazônia brasileiro, uma área de 195.794,26 km², o que corresponde a 5,27%. Pode ser localizada nos estados do Amazonas, Roraima, Pará, Amapá, Maranhão, Mato Grosso e Acre.

Ela é uma área de floresta natural, constituída de cipós, de árvores, de arbustos, de lianas e de espécies do sub-bosque. Nesse sentido, a vegetação apresenta árvores de caule lenhoso, que varia de 0,5 a 8 metros de altura, são de rápido crescimento e, em geral, possuem casca lisa, tronco cônico, e raízes tabulares; apresentando, normalmente, um dossel emergente uniforme; muitas palmeiras na submata e muitas lianas lenhosas e herbáceas; grande número de epífitas e poucos parasitas; as matas de várzea são geralmente entrecortadas de pequenos rios e riachos denominados igarapés (RIZZINI, 1997; IBGE, 2012).

3.3.2 FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA

A Floresta Ombrófila Aberta faz-se presente em áreas com gradiente climático, variando entre 2 a 4 meses secos com temperaturas médias entre 24°C e 25°C (CARVALHO, 2008). Tal floresta é considerada como uma área de transição entre a Floresta Amazônica e as áreas extra-amazônicas. Em vista disso, uma das suas principais características é o maior espaço que existe entre as árvores. Normalmente, essa vegetação pode ficar mais de 60 dias sem a ocorrência de chuvas (IBGE, 2012). No bioma Amazônia brasileiro, são encontradas as seguintes faixas altitudinais: Floresta Ombrófila Aberta Submontana; Floresta Ombrófila Aberta Aluvial e Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas,

3.3.2.1 FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA SUBMONTANA

A Floresta Ombrófila Aberta Submontana ocupa uma área de 496.694,01km² (13,37%) na Amazônia. Essa fitofisionomia está distribuída principalmente nos estados de Amazonas, Roraima, Pará, Mato Grosso e Rondônia.

Na Amazônia, essa vegetação apresenta as seguintes características: ocorre com as quatro faciações florísticas (com palmeiras, com cipó, com sororoca e com bambu); está situada acima de 100m de altitude e, não raras vezes, a altitude chega a cerca de 600m (IBGE, 2012).

3.3.2.2 FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA ALUVIAL

A Floresta Ombrófila Aberta aluvial tem composição florística e características ecológicas predominantes, semelhantes às da Floresta Ombrófila Densa Aluvial, na fisionomia, destaca-se por apresentar um grande número de palmeiras de grande porte (IBGE, 1992, 2012). Tal floresta é predominante nos estados do Acre e Amazonas e ocupa cerca de 2,43% do bioma, numa área de 90.141,87 km². O ecossistema de várzea deve sua intensa dinâmica à forte influência do regime de águas. Nessa fitofisionomia, merece destaque a Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá, uma das maiores reservas de área inundada do mundo, localizada a cerca de 600 km a oeste de Manaus, na região do curso médio do rio Solimões, e abrange os municípios de Uarini, Fonte Boa e Marã (UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL, 2021).

Essa vegetação, estabelecida ao longo dos cursos d'água, ocupa as planícies e terraços periodicamente ou permanentemente inundados. Na Amazônia brasileira, essa vegetação recebe o nome de matas-de-várzea ou matas-de-igapó, respectivamente (IBGE, 2012). Em suma, é um trato de floresta com drenagem escassa, onde a água permanece continuamente estática (RIZZINI, 1997). As florestas de várzea dominam a paisagem nas margens dos Rios Solimões, Amazonas e Madeira e possuem características tais como: as árvores são pobres em plantas epífitas e o sub-bosque praticamente não existe; as espécies arbóreas geralmente desenvolvem adaptações como presença de raízes respiratórias e sapopemas; algumas espécies arbóreas permanecem totalmente submersas durante seis meses; existem nesses locais plantas flutuantes, como a vitória-amazônica (vitória-régia) e o aguapé; nesses ambientes predominam espécies de crescimento rápido e casca lisa (HIGUCHI, HIGUCHI, 2012).

3.3.2.3 FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA DAS TERRAS BAIXAS

A Floresta Ombrófila Aberta das terras Baixas compreende uma vegetação de altitudes que variam 5 até 100m, sua área de ocorrência são os estados do Acre, Amazonas e Rondônia, apresenta predominância da faciação com palmeiras (IBGE, 2012). Essa vegetação é conhecida como Florestas de Terra Firme, assim como Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas. Ela ocupa, no bioma Amazônia brasileiro, uma área de 373.373,78 km², cerca de 10,05%.

3.3.3 FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL

A Floresta Estacional Decidual, também denominada de Floresta Estacional Caducifólia, é submetida a dois períodos climáticos diferentes. Sua característica principal é a perda completa das folhas de suas árvores no período desfavorável. Tal Floresta é estruturada por uma estiagem prolongada ou por baixas temperaturas (abaixo de 15°C). Após o período de estiagem e de sua resistência as condições desfavoráveis de temperaturas, no período chuvoso, novas folhas, flores e frutos são gerados (RIBEIRO, 2021).

As principais características da Floresta Estacional Decidual são: estrato superior, formado de macro e mesofanerófitos, predominantemente caducifólios, com mais de 50% dos indivíduos destituído de sua folhagem no período seco; quando localizada na Zona

Tropical, apresenta uma estação chuvosa seguida de período seco; já na zona Subtropical, apresenta um inverno frio, sem período seco (IBGE, 2012).

No bioma Amazônia brasileiro, ela ocupa uma área de 7.644,43 km² e está localizada nos estados do Pará e Mato Grosso, e é identificada dentro da Floresta Estacional Decidual e dentro de duas faixas altitudinais: Terras Baixas (885,50 km²) e Submontana (6.758,93 km²).

3.3.4 FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Floresta Estacional Semidecidual também é conhecida como Floresta Tropical Subcaducifolia, as árvores, desse tipo de vegetação, estão submetidas a perda de suas folhagens na estação seca. Ela apresenta como características climáticas um período chuvoso e outro seco, com temperaturas em torno de 21°C (CARVALHO, 2008). Segundo o IBGE (2012), a vegetação apresenta as seguintes características: é constituída por fanerófitos com gemas foliares protegidas da seca por escamas (catáfilos ou pelos) e suas folhas adultas são esclerófilas ou membranáceas decíduais; a porcentagem das árvores caducifolias está entre 20% e 50%; na zona tropical, ela está associada à região marcada por seca acentuada e por intensas chuvas de verão; na zona subtropical, está associada ao clima sem período seco, porém com inverno muito frio, de tal maneira que determina repouso fisiológico e queda parcial da folhagem.

No bioma Amazônia, tal vegetação ocupa uma área de 66.123,45 km² (1,78%) e ocorre nos estados de Roraima, Pará, Mato Grosso e Rondônia. De acordo com a faixa altitudinal e a proximidade das águas, no bioma Amazônia, encontra-se: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (1.170,96 km²); Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas (1.126,45 km²); Floresta Estacional Semidecidual Submontana (62.899,32 km²) e Floresta Estacional Semidecidual Montana (926,72 km²).

As Florestas Estacionais são ecossistemas ameaçados e, nas últimas décadas, perdeu uma grande área e são consideradas como tendo fisionomias de médio porte (SOARES-FILHO, 2012). De maneira geral, as florestas estacionais brasileiras estão condicionadas à dupla estacionalidade, uma tropical, com chuvas de verão seguida por estiagem, e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno, com temperaturas médias inferiores a 15°C (IBGE, 1992).

3.3.5 FLORESTA ESTACIONAL SEMPRE VERDE

A Floresta Estacional Sempre Verde é também conhecida por Floresta Estacional Perenifólia, tal floresta apresenta um tipo de vegetação em que as suas árvores perdem poucas folhas ou não as perdem, apresentando alto verdor no período de estiagem. No bioma Amazônia, ela ocupa uma área de 161.974,41km² (4,36%). Está situada principalmente no estado de Mato Grosso. Sua característica principal é a perenidade foliar da vegetação na estação seca (IBGE, 2012).

Na região do bioma Amazônia, identifica-se a ocorrência das Formações Aluviais, das Terras Baixas e Submontana.

3.3.5.1 FLORESTA ESTACIONAL SEMPRE VERDE ALUVIAL

A Floresta Estacional Sempre Verde Aluvial constitui-se como um ambiente formado por Planícies Aluviais. De maneira geral, a floresta apresenta árvores emergentes, com altura média em torno dos 25 m, e, na sua composição florística, destacam-se: camaçari, amescla, arapari, bingueiro, cajuaçugomeira-de-macaco e jacareúba entre outras.

3.3.5.2 FLORESTA ESTACIONAL SEMPRE VERDE DAS TERRAS BAIXAS

A Floresta Estacional Sempre verde das Terras Baixas constitui-se de terrenos sedimentares devido a depressões dos Rios Paraguai, Guaporé e Araguaia, em altitudes em torno de 200m. Essa floresta se caracteriza por apresentar em sua composição indivíduos de grande porte, que se destacam no seu dossel, podendo atingir 35 a 40 m.

3.3.5.3 FLORESTA ESTACIONAL SEMPRE VERDE SUBMONTANA

A Floresta Estacional Sempre Verde Submontana apresenta variações em sua fitofisionomia, ora com dossel exuberante emergente, com altura podendo chega aos 30 m, ora exibindo um dossel uniforme, com estrutura fina e de porte baixo (IBGE, 2012). Nesse local, as altitudes variam de 300 a 450 metros.

A Floresta Estacional Sempre Verde Submontana aparece principalmente no estado do Mato Grosso.

3.3.6 CAMPINARANAS

As Campinaranas possuem vegetação aberta, com ilhas de arbustos e árvores baixas (5-10 metros), tortuosas e com muitas epífitas, elas ocorrem nas áreas mais baixas (HIGUCHI, HIGUCHI, 2012). No bioma Amazônico, ocupam uma área de 182.843,17 km² (4,92%), principalmente nos estados do Amazonas e Roraima.

Recebem a denominação de Campinas ou Caatingas Amazônicas, pois elas são formações vegetais que ocorrem em locais com clima quente e úmido e solos arenosos (MENDONÇA, 2011). São características desses ambientes: vegetação de ocorrência muito bem definida pelas áreas de acumulações lixiviadas e planícies dos Espodossolos e Neossolos, tal vegetação possui variações fisionômicas importantes diretamente ligadas às condições edáficas (textura, teor de nutrientes e matéria orgânica), topográficas e a influência do nível freático, assim apresenta formas biológicas adaptadas a solos encharcados; precipitações superiores a 3000 mm anuais e temperaturas médias em torno de 25°C; fitofisionomias fortemente influenciadas pelos ciclos sazonais e pelas variações nos níveis do lençol freático; por isso, conforme aumenta o encharcamento dos solos, as Campinaranas Florestadas são substituídas por formações de Campinarana Arborizada, passando pelas Gramíneo-Lenhosas até puramente Herbáceas, com feição de campos brejosos (IBGE, 2012; MENDES et al., 2017; MENDONÇA, 2011)

Outras características das Campinaranas são que, em alguns locais, como na Reserva Florestal Ducke, ocorrem nas paleopraias, com solo de areia branca (quartzosas); grande acúmulo de serapilheira; alta penetração de luz; sob-bosque denso de arvoretas e arbustos, às vezes, com muitas bromélias terrestres (RIBEIRO et al., 1999).

Além das características citadas acima, as Campinaranas se distribuem em forma de "ilhas" no meio da floresta densa, destacando-se ao contrastar, pelo tamanho das árvores, estrutura e fisionomia. Elas são comuns na bacia do rio Negro e em outras áreas ao Norte do rio Amazonas, mas são praticamente ausentes ao Sul desse rio (BRAGA, P. I. S., 1979; HIGUCHI, N. et al., [s.d.]).

Na Amazônia brasileira, são encontrados quatro subgrupos, a saber: Campinarana Arborizada, Campinarana Arbustiva, Campinarana Florestada e Campinarana Gramíneo-Lenhosa.

3.3.6.1 CAMPINARANA FLORESTADA

Campinarana Florestada é o subgrupo que mais se destaca na Amazônia, pois ocupa uma área de 128.962,01 km² (3,47%).

As principais características da Campinarana florestada são: formação arbórea densa, instalada em locais rebaixados dos interflúvios tabulares, onde predominam acumulações arenosas que sofrem o encharcamento em um curto período na época das chuvas; seus indivíduos mais desenvolvidos chegam a atingir até 20m de altura; ela é considerada um gradiente sucessional da Campina, com aspecto florestal, ocorrendo quase sempre circundada pela floresta densa; nos pediplanos tabulares, é conhecida como Caatinga Amazônica, como uma mata jovem, em alguns locais, recebe a denominação de “ressaca”; em sua composição florística, predominam espécies do gênero *Clusia*; a fisionomia, conhecida como “Caatinga-Gapó”, apresenta composição florística que assemelha-se a uma “Floresta Ripária Alagada”; é uma fisionomia também florestal, formada por um adensamento de árvores escleromórficas, finas, de troncos retilíneos, cascas soltas e claras, com folhas cloróticas e altura não superior a 20m, nela, observa-se grande número de bromeliáceas e orquídeas, nessa vegetação também é marcante a presença de palmeiras (IBGE, 2005, 2012).

3.3.6.2 CAMPINARANA ARBORIZADA

A Campinara Arborizada é um subgrupo constituído por arvoretas, geralmente das mesmas espécies, que ocorrem nos interflúvios tabulares e planícies fluviais, faz-se presentes entre as florestas densas e as formações arbustivas, podendo também ocorrer em depressões alagadas. A Campinarana Arborizada pode apresentar dossel de até 7 metros além de emergentes de até 15 metros (BRITO et al., 2017; IBGE, 2012). No bioma, ocupa uma área de aproximadamente 24.220,6 km².

3.3.6.3 CAMPINARANA ARBUSTIVA

A Campinara Arbustiva é um subgrupo no qual predomina arbustos cespitosos e ervas, densamente distribuídos e eventualmente entremeados por árvores baixas, geralmente entendida como uma das fisionomias de Campina Amazônica, ela ocorre nas

áreas das depressões (IBGE, 2012). É uma formação vegetal esclerófito, com porte muito baixo (SILVEIRA, 2003). Ocupa, na Amazônia brasileira, uma área de 12.736,60 km².

3.3.6.4 CAMPINARANA GRAMÍNEO-LENHOSA.

A Campinara Gramíneo-Lenhosa é um subgrupo de formação herbáceo denso, que cobre o solo com ocasionais aglomerados de arbóreas. Tal subgrupo constitui-se na verdadeira Campina. Ele surge ao longo das planícies encharcadas pelos rios de águas pretas e também nas depressões fechadas e ocupa, na Amazônia, uma área de 16.923,90 km² (IBGE, 2012; NOGUEIRA, 2014).

Segundo Nogueira (2014), nessa formação é encontrada populações de caméfitas, hemicriptófitas e terófitas. As principais fanerófitas são *Talisia ghilleana* e *Byrsonima chrysophylla*, além disso, nessa fitofisionomia, compreende-se que o solo tem uma alta proporção de areia fina, caso seja comparado a areia grossa.

3.3.7 SAVANA

A Savana é uma vegetação xeromorfa preferencialmente de clima estacional, isto é, apresenta mais ou menos seis meses de estiagem, normalmente reveste solos lixiviados e apresenta características tais como: espécies que só vegetam na terra, caméfitos e fanerófitos oligotróficos de pequeno porte (IBGE, 1992, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

No bioma Amazônia, a Savana ocupa uma área de 155.419,39 km² (4,2%) e aparece, principalmente, no estado de Roraima, mas destaca-se também nos estados do Pará, Amapá, Mato Grosso, Rondônia e Amazonas.

A Savana apresenta outras características tais como: iluminação excessiva, espaço entre plantas lenhosas preenchidos por capins e plantas rasteiras; nos locais onde ocorre uma diminuição da vegetação lenhosa, é também denominada campo limpo (BRAGA, 1979).

A Savana (Cerrado) foi subdividida em quatro subgrupos principais de formação, pois, em cada região da Amazônia, ela apresenta-se com individualidade própria: Arborizada; Florestada; Gramíneo-Lenhosa e Savana Parque. Na Amazônia, ainda é possível caracterizar a Savana-Estépica Arborizada; Savana-Estépica Florestada; Savana-Estépica Gramíneo Lenhosa e Savana-Estépica Parque.

3.3.7.1 SAVANA FLORESTADA

A Savana Florestada ocupa uma área de 5.012,55 km² (0,13%) e apresenta as seguintes características: fisionomia típica restrita a áreas areníticas lixiviadas com solos profundos; ocorre em um clima tropical geralmente estacional; há predomínio do estrato lenhoso, de árvores e de arbustos, com ramificações dos fustes na parte superior, cujas alturas variam de 6 a 8m. Em algumas regiões, apresenta árvores com altura média superior aos 10m; estratificação vertical definida, com dossel e sub-bosque; este tipo de vegetação é, por vezes, semelhante com a fisionomia das florestas estacionais, embora distinto quanto à flora (AMARAL et al., 2019; IBGE, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

Algumas espécies que se destacam: *Caryocar brasiliense* Cambess; *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg, *Spondias mombin* L., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan e *Qualea parviflora* Mart (AMARAL et al., 2019).

Fonte: a autora.

3.3.7.2 SAVANA ARBORIZADA

A Savana Arborizada é conhecida também como Campo Cerrado, Cerrado Típico e Cerrado Denso. Na Amazônia, ocupa uma área 30.236,57 km² (0,81%) e possui as seguintes características: fisionomia nanofanerofítica rala e outras gramíneas; apresenta uma composição florística semelhante a Savana Florestada; com dominância da flora lenhosa, a savana arborizada se diferencia, porém, do tipo florestado em função do porte mais baixo das árvores (3 a 5m), formando um aglomerado de indivíduos adensados e da mesma altura, sem estratificação vertical definida; as árvores são inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas; as folhas, em geral, são coriáceas e os troncos possuem uma casca com cortiça grossa fendida ou sulcada (AMARAL et al., 2019; IBGE, 2012).

Principais espécies que se destacam: *Salvertia convallariodora* A. St. Hil. (Vochysiaceae – pau-de-colher); *Curatella americana* L. (Dilleniaceae – lixeira); *Himatanthus sucubus* (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson (Apocynaceae sucubus).

3.3.7.3 SAVANA PARQUE

A Savana Parque é, também, denominada de Campo-Sujo-de-Cerrado, Cerrado-de-Pantanal, Campo-de-Murundus ou Covoal e Campo Rupestre.

Dos subgrupos que aparecem no bioma Amazônia, tal savana é a que mais se destaca. Ela ocupa uma área de 51.006,58 km² (1,37%) e apresenta as seguintes características: a fisionomia deste subtipo é caracterizada pela presença de espécies lenhosas (árvores e arbustos) de porte baixo, espaçadas (isoladas), em meio a um estrato herbáceo contínuo; ela pode formar pequenos aglomerados, neste caso, ocupando ressaltos no solo denominados de murunduns; a Savanas Parque está, geralmente, associadas à ação antrópica (AMARAL et al., 2019).

3.3.7.4 SAVANA GRAMÍNEO-LENHOSA

A Savana Gramíneo-Lenhosa, no bioma Amazônia, ocupa uma área de 14.517,11 km² (0,39%) e apresenta as seguintes características: paisagem campestre, com domínio absoluto da flora herbácea, de forma que ocupa extensas áreas, geralmente planas; de modo isolado, desponta esparsas plantas lenhosas raquíticas, as quais nunca formam adensados.

Além das Savanas citadas anteriormente, há ainda a Savana-Estépica. Também conhecida por Savanas secas e/ou úmidas: Caatinga do Sertão Árido, Campos de Roraima, Chaco Mato-Grossense-do-Sul e Parque de Espinilho da Barra do Rio Quaraí.

O termo Savana-Estépica é utilizado para denominar tipologias vegetais campestres, em geral, com estrato lenhoso decidual e espinhoso, distribuídas em diferentes quadrantes do Território Nacional, no bioma Amazônia, destaca-se principalmente no estado de Roraima. Em tal bioma, são encontradas:

Savana-Estépica Arborizada que ocupa uma área de 3,05 km² e caracteriza-se principalmente por uma dispersão arbórea bem aberta, com tapete graminoso ralo nas encostas rochosas e contínuas nas areníticas; apresenta um estrato superior, com predominância de nanofanerófitas periodicamente decíduas, por vezes, adensados por grossos troncos, espinhosos ou aculeados e um estrato inferior gramíneo-lenhoso geralmente descontínuo além de possuir pouca expressão fisionômica (BARBOSA; MIRANDA, 2005; IBGE, 2012); A Savana-Estépica Florestada ocupa um território de (5.012,55 km²) e tem por característica uma vegetação arbórea decidual, localizada nas regiões serranas, vales encaixados e encostas das rochas vulcânicas; Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa (911,48 km²), típica das áreas serranas, é localizada nos vales abertos

e nos topos das áreas areníticas aplainadas ao longo dos pequenos cursos de água, em geral, rasos e espalhados, nelas aparecem alguns buritis que não chegam a influenciar na paisagem e, finalmente, a Savana-Estépica Parque (3.087,27 km²) localiza-se em porções das regiões serranas, sempre acima dos 600m de altitude, e a vegetação possui características fisionômicas muito típicas, com arbustos e pequenas árvores, em geral, de mesma espécie, tais árvores possuem distribuição bastante espaçada, como se fossem plantados. (BARBOSA; MIRANDA, 2005; IBGE, 2012).

3.3.8 CONTATO (ECÓTONO)

Contato é um Sistema de Transição, também denominado de Tensão Ecológica, ocorre entre duas ou mais regiões fitoecológicas ou tipos de vegetação (IBGE, 2012). De acordo com Veloso; Rangel Filho; Lima, (1991), Ecótono é uma mistura florística entre diferentes tipos de vegetação.

No bioma Amazônia, Ecótono ocupa uma área de 24.940,30 km², e sua área de abrangência são os estados Amazonas, Roraima, Rondônia e Mato Grosso.

As áreas de contato entre tipos de vegetação que são semelhantes fisionomicamente é muito difícil de ser detectado no mapeamento por fotointerpretação, isso acontece porque os elementos que se misturam são indivíduos isolados ou dispersos, formando conjuntos geralmente homogêneos, tornando, assim, necessários levantamentos fitossociológicos (IBGE, 2012).

3.3.9 FLORESTAMENTO/REFLORESTAMENTO

Florestamento ou Reflorestamento constitui-se como as áreas onde houve plantação de árvores nativas ou exóticas, em povoamentos puros ou mistos, para o desenvolvimento de uma estrutura florestal. No bioma Amazônia, ocupa uma área de 4.988,86 km² (0,13%). Segundo o IBGE (2012), em uma escala com detalhes observados a partir das imagens de satélite, é possível distinguir uma área de florestamento/reflorestamento de uma área de florestas naturais, no entanto é difícil afirmar qual a espécie utilizada, mesmo que seja espécies do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*, normalmente as mais plantadas no Brasil.

3.3.10 FORMAÇÃO PIONEIRA

A Formação Pioneira trata-se de uma vegetação de primeira ocupação, de caráter edáfico, a qual ocupa terrenos rejuvenescidos pelas seguidas deposições de areias marinhas nas praias e restingas, devido às aluviões fluviomarinhas nas embocaduras dos rios e os solos ribeirinhos aluviais e lacustres (IBGE, 2012). Na Amazônia, a Formação pioneira ocupa uma área de 84.626,49 km² (2,28%), e abrange os estados do Amapá, Pará, Maranhão, Mato Grosso, Rondônia e Amazonas.

As principais características da Formação Pioneira geralmente estão relacionadas às áreas pedologicamente instáveis e ela é submetida aos processos de acumulação fluvial, lacustre e fluviomarinha; A Formação Pioneira é coberta por uma vegetação de primeira ocupação, formada por plantas adaptadas às condições locais. A vegetação pioneira divide-se em vegetação de restinga, em vegetação do mangue, em campos salinos e em comunidades aluviais (GAIAD; CARVALHO, [s.d.]).

3.3.10.1 FORMAÇÃO PIONEIRA COM INFLUÊNCIA FLUVIAL E/OU LACUSTRE

Formação Pioneira com Influência Fluvial ou Lacustre ocorre nos ambientes das planícies aluviais. Ela reflete os efeitos das cheias dos rios nas épocas chuvosas ou das depressões alagáveis todos os anos (IBGE, 2012). Na Amazônia, ela ocupa uma área de 70.377,09 km² (1,89%), assim, no Brasil, é onde ocorre as maiores áreas de vegetação pioneira em áreas de várzea.

Nas áreas aluviais, de acordo com a quantidade de água empoçada, a vegetação vai desde a pantanosa até os terraços alagáveis temporariamente de terófitos, geófitos e caméfitos, visto que, em muitas áreas, as Arecaceae dos gêneros *Euterpe* e *Mauritia* se agregam, constituindo o açazal e o buritizal da Região Norte do Brasil (IBGE, 1992, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

3.3.10.2 FORMAÇÃO PIONEIRA COM INFLUÊNCIA FLUVIOMARINHA

Formação Pioneira com influência Fluviomarinha, também denominado de Manguezal e Campos Salinos, ocupa, no bioma, uma área de 14.163,80 km². Esta é a comunidade microfanerófitica de ambiente salobro, situada na desembocadura de rios e

regatos no mar, já que, nos solos limosos (manguitos), cresce uma vegetação especializada, adaptada à salinidade das águas (IBGE, 2012).

Os manguezais caracterizam-se pelo sedimento lamacento e salino, inundado diariamente pela maré. A partir desses sedimentos, formam-se bosques de árvores adaptadas a sobreviver à salinidade inundação. Essas florestas apresentam uma grande importância ecológica, pois são áreas de reprodução e atuam como berçários para várias espécies, em especial crustáceos e peixes, os quais encontram nas águas calmas e escuras refúgios para terem seus filhotes (MENEZES; MEHLIG, 2009).

As principais espécies encontradas nos manguezais da Amazônia são o mangueiro ou mangue-vermelho: *Rhizophora mangle*, *R. racemosa* e *R. harrisonii*), o mangue-siriba, siribeira ou mangue-branco *Avicennia germinans* e *A. schaueriana*) e a tinteira, tinta ou mangue-preto, a *Laguncularia racemosa* (MENEZES; MEHLIG, 2009). Os manguezais amazônicos formam grandes florestas, com relato de árvores as quais podem chegar até 30 m de altura.

O bosque de mangue cresce sobre substrato lodoso, e, para isso, as espécies que l  sobrevivem possuem adaptações como as “raízes escoras”, chamadas de riz foros e raízes adventícias, pneumatóforos, que servem de substrato para outros animais, além de viviparidade, característica reprodutiva, na qual o fruto germina na árvore-mãe e, quando está maduro, é liberado como embrião (propágulo), já apresentando radícula (raiz) e cotilédones (folhas) (SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

3.3.10.3 FORMAÇÃO PIONEIRA COM INFLUÊNCIA MARINHA

A Formação Pioneira com Influência Marinha, também conhecida como vegetação de restinga, recebe influência direta da água do mar e apresenta g neros característicos das praias: *Remirea* e *Salicornia*. Nas áreas mais altas, é afetada pelas marés equinociais, as conhecidas *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br e *Canavalia rosea* (Sw) DC (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). No bioma, ocupa uma área de 85,60km .

A restinga consiste em um conjunto de ecossistemas costeiros com comunidades florísticas e fisionomicamente diferentes, tais ecossistemas são encontradas em terrenos arenosos (FALKENBERG, 1999).

3.3.11 REFÚGIO VEGETACIONAL

Refúgio vegetacional é toda e qualquer vegetação diferenciada, no que diz respeito aos aspectos florísticos e fisionômicos-ecológicos da flora dominante na região fitoecológicas, normalmente, é denominada como “vegetação relíquia” (IBGE, 2012). No bioma Amazônia, corresponde, apenas, a 0,1% de todas as fisionomias.

3.3.12 VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

Vegetação secundária é toda vegetação arbórea-arbustiva regenerada, após a total supressão da vegetação florestal original (ALMEIDA et al., 2009). Ela é resultante do processo natural de regeneração da vegetação em áreas onde houve interferência antrópica para o uso da terra, seja com finalidade de exploração agrícola, pecuária ou mineradora, visto que ocorreu uma descaracterização da vegetação original. Essa nova vegetação que surge reflete os parâmetros ecológicos do ambiente. Assim, o processo de sucessão vegetal tem início após o abandono da terra pelo uso da agricultura, da pecuária ou do reflorestamento.

No bioma Amazônia, essa vegetação ocupa uma área de 90.594,91 km² (2,44%) e ocorre nos estados do Amazonas, Roraima, Pará, Amapá, Maranhão, Mato Grosso e Rondônia. Dessa maneira, em uma área de produção agrícola intensa, após ser abandonada, surgiu uma vegetação pioneira, esse processo recebe o nome de regeneração natural. A regeneração passa por uma etapa de surgimento pioneiro de ocupação dos solos por plantas, conhecido como sucessão natural. Após o acontecimento de distúrbios, os ecossistemas restauram sua funcionalidade por meio de processos sucessionais (PASSINI, 2018).

A regeneração florestal consiste num processo de sucessão secundária sobre uma área que foi desmatada. Esse processo de recrutamento das novas espécies pode se originar a partir do banco de sementes do solo, dispersão de sementes, rebrotamento de troncos danificados ou regeneração adiantada (CHAZDON, 2012). Assim, existem várias fontes para o surgimento de novas espécies após o abandono da exploração da terra.

Após o uso intenso da terra, a regeneração das florestas segue uma sequência de estágios até aumentar a riqueza e a complexidade das espécies vegetais. Terras desmatadas podem se tornar novas florestas por meio de processos sucessionais

espontâneas ou por restauração ativa, o que inclui plantio de árvores, por exemplo (CHAZDON, 2012).

A restauração florestal é importante para garantir o fluxo contínuo de serviços ecossistêmicos indispensáveis à floresta, o que inclui conservação da biodiversidade, o sequestro de carbono, além de trazer impactos positivos para o ser humano (CHAZDON, 2008; EDWARDS et al., 2021; ERBAUGH; OLDEKOP, 2018).

3.4 A MODELAGEM DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

Os incêndios florestais ameaçam a riqueza natural das florestas e destroem milhares de hectares todos os anos. Nos últimos tempos, os incêndios estão se tornando, cada vez mais, frequentes em várias regiões do mundo, e vários fatores contribuem para a frequência desse aumento, como as condições climáticas, com a ocorrência de secas por exemplo, e o aquecimento global.

Compreender os mecanismos que controlam o fogo, seus efeitos sobre os ecossistemas e conhecer os locais onde o fogo mais ocorre são ações importantes para definir a medida correta de proteção. Metodologias de predição de incêndios, juntamente com o Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o Sensoriamento Remoto (SR), são atualmente muito utilizadas para prever incêndios futuros e para realizar um planejamento assertivo de prevenção, de controle, de monitoramento e de combate aos incêndios florestais (LIZ, 2014; TUYEN et al., 2021). Dessarte, o desenvolvimento de mapas de risco constitui-se como ferramenta importante para um melhor planejamento na tomada de decisões por gestores, instituições e órgãos públicos que atuam nessas áreas.

Várias metodologias estão disponíveis para a modelagem do risco de incêndios florestais. Os modelos variam desde os métodos estatísticos mais tradicionais, como a modelagem bayesiana de probabilidade (JAAFARI; GHOLAMI; ZENNER, 2017), até o processo de análise multicritério, o que inclui a lógica *Fuzzy* (POURGHASEMI; BEHESHTIRAD; PRADHAN, 2016; SEMERARO et al., 2016; GOLEJI et al., 2017) e a *Analytical Hierarchy Process* (AHP) (SARI, 2021), os métodos estatísticos bivariados e multivariados, como a regressão linear múltipla (OLIVEIRA, et al., 2012), a regressão de Poisson (WOTTON; MARTELL; LOGAN, 2003), e as simulações de Monte Carlo (CONEDERA et al., 2011). Contudo, atualmente tem crescido um interesse, entre os pesquisadores, para modelagem com métodos mais avançados, que utilizam algoritmos de aprendizado de máquinas.

Os algoritmos de aprendizagem de máquina podem lidar com dados não lineares e altamente dimensionais, além de ajudar a solucionar problemas sérios. Os algoritmos mais utilizados são a *Random Forest* (RF) e *MaxEnt* (ARPACI et al., 2014), *Boosted Regression Tree* (BRT) e *Generalized Additive Model* (GAM) (POURTAGHI et al., 2016), e *Classification and Regression Trees* (CART) (JAAFARI; ZENNER; PHAM, 2018).

Alguns autores utilizam mais de um algoritmo ou método de modelagem para obterem uma maior precisão preditiva em comparação com um único método. Jaafari; Zenner; Pham (2018) utilizaram cinco classificadores baseados em árvore de decisão, *Alternating Decision Tree* (ADT), *Classification and Regression Tree* (CART), *Functional Tree* (FT), *Logistic Model Tree* (LMT) e *Naïve Bayes tree* (NBT), e os seus resultados indicaram que o classificador ADT obteve a maior precisão. Pourtaghi et al., (2016) comparou os algoritmos *Boosted Regression Tree* (BRT), *Generalized Additive Model* (GAM), e *Random Forest* (RF) para o mapeamento do risco de incêndio na Província de Golestan, norte do Irã. Os resultados, desse estudo, mostraram que o algoritmo BRT teve melhor precisão do que GAM e RF.

Arpaci et al. (2014) utilizou os algoritmos *Random Forest* e *MaxEnt* para obterem mapas de susceptibilidade ao fogo na região dos Alpes, na Áustria. Os autores concluíram que os dois algoritmos foram aplicados com sucesso para a análise de distribuição de incêndios na região, de tal modo que as métricas de ambos foram importantes para concluir que os principais parâmetros que influenciam na distribuição do fogo são o clima e a densidade populacional.

Mohajane et al. (2021) desenvolveu cinco algoritmos baseados em aprendizado de máquina híbrido *Frequency Ratio-Multilayer Perceptron* (FR-MLP), *Frequency Ratio-Logistic Regression* (FR-LR), *Frequency Ratio-Classification and Regression Tree* (FR-CART), *Frequency Ratio-Support Vector Machine* (FR-SVM), e *Frequency Ratio-Random Forest* (FR-RF) para mapear a susceptibilidade de incêndios no norte do Marrocos. Os resultados mostraram que o algoritmo *Frequency Ratio-Random Forest* (FR-RF) foi o que alcançou o melhor desempenho na previsão de incêndios,

Oliveira et al., (2012) e Guo et al. (2016) descobriram que *Random Forest* tinha uma capacidade de predição melhor do que a Regressão Linear Múltipla. Rodrigues; DE La Riva (2014) chegaram a mesma conclusão dos autores citados anteriormente, ao compreender que *Random Forest* foi o método de maior sucesso para a previsão de incêndios quando comparado a *boosted regression tree* (BRT), *Support Vector Machines* (SVM), e, Regressão Logística (LR).

Assim sendo, os métodos que utilizam técnicas de SIG e SR são muito utilizadas para previsão dos incêndios. Esses métodos normalmente assumem que as condições que levaram à ocorrência de um incêndio passado, provavelmente, continuarão causando um incêndio no futuro (JAAFARI; GHOLAMI; ZENNER, 2017). Portanto, além de escolher

bem uma metodologia, é de fundamental importância conhecer a localização espacial de eventos históricos, e os fatores que estão relacionados às queimadas, ou seja, é necessário conhecer as variáveis de entrada para os métodos de modelagem de risco de incêndio.

Apesar dos avanços recentes na modelagem em relação à vulnerabilidade de ocorrência de incêndios, da infinidade de técnicas e de variados modelos existentes ainda não está claro qual abordagem é melhor para identificar e para delinear áreas propensas à ocorrência de incêndios (JAAFARI; ZENNER; PHAM, 2018). Nesse sentido, entende-se que cada metodologia existente apresenta vantagens e desvantagens em sua utilização. Vale ressaltar que cada local também apresenta características intrínsecas que vão influenciar também na escolha da metodologia.

O avanço da ciência e da tecnologia permite o desenvolvimento de modelos mais robustos que melhoram a precisão da predição de incêndios florestais. De maneira geral, os modelos, que são apresentados na literatura, demonstram bom desempenho em relação ao poder preditivo, contudo nenhum modelo ou método pode ser considerado uma ferramenta perfeita. Independentemente do método considerado, o importante é realizar a previsão de ocorrência de incêndios florestais, para que, assim, haja a elaboração de mapas os quais possam beneficiar gerentes em tomadas de decisões, principalmente em áreas grandes, com o propósito de promover estratégias de gerenciamento de incêndio que sejam elaboradas com base nas zonas de risco.

Vale ressaltar que realizar trabalhos com diferentes metodologias podem originar resultados interessantes. Massada et al. (2013) comparou três modelos diferentes na Floresta Nacional Huron – Manistee, Michigan, EUA. O autor trabalhou com um modelo estatístico paramétrico (*Generalised Linear Models*, GLM) e dois algoritmos de aprendizado de máquina (*Random Forests* e *Maximum Entropy*, *Maxent*), concluindo que, apesar dos três modelos apresentarem resultados semelhantes, *Random Forests* e *Maxent* tiveram precisão de predição ligeiramente melhor. Dessa forma, embora um algoritmo apresente melhor precisão do que outro, o autor sugere que utilizar mais de um modelo pode beneficiar a antevisão de ocorrência de incêndios florestais em grandes áreas. Além disso, para produzir uma predição mais precisa, com maior desempenho e espacialmente mais confiável, é interessante comparar e/ou combinar diferentes modelagens e gerar previsões em conjunto, em vez de apenas um único mapa.

Nesse contexto, com o intuito de proteger as funcionalidades dos ecossistemas florestais, os seus serviços ambientais, a conservação de florestas tropicais e os benefícios

para o bem-estar das pessoas, os mapas de susceptibilidade constituem importantes ferramentas para compreender a dinâmica espacial e temporal dos incêndios florestais (MOHAJANE et al., 2021). Ademais, um mapa de suscetibilidade ao fogo florestal é de extrema importância para um melhor planejamento e regulamentação do uso da terra (BAX; FRANCESCONI, 2018).

3.5 A LÓGICA FUZZY

A Lógica *Fuzzy*, também denominada de lógica nebulosa, é uma teoria que se baseia no conceito dos conjuntos *Fuzzy*, criada para lidar com incertezas. O conjunto difuso é caracterizado por uma função de pertinência, na qual atribui a cada elemento um grau de certeza que varia entre zero e um (ZADEH, 1965; GOMIDE; GUDWIN; TANSCHKEIT, 1995; JUVANHOL, 2014; BITAR; CAMPOS; FREITAS, 2016). Nesse contexto, ela é aplicada para padronizar critérios, assim os valores mais próximos de zero são considerado como falsidade absoluta ou menos favoráveis, e os valores mais próximos de um são tidos como verdade absoluta ou mais favoráveis (LEWIS et al., 2015; TEIXEIRA et al., 2018).

O conceito de lógica nebulosa pode ser entendido como uma situação em que não se responde simplesmente “sim” e “não”. Na teoria, os valores verdade são expressos linguisticamente falando, simulando o pensamento humano, como, por exemplo: verdade, muito verdade, não verdade, falso e muito falso, sendo assim, é como se cada termo desse significasse um subconjunto *Fuzzy* (GOMIDE; GUDWIN, 1994).

A teoria foi desenvolvida pelo engenheiro e professor Lofti Asker Zadeh (1965), quando esse, por sua vez, trabalhava com problemas de classificações de conjuntos que não possuíam fronteiras bem delimitadas (MACEDO, 2021). No entanto, esta lógica já existia bem antes, foi no ano de 1920 que o polonês *Lukasiewicz* (1878-1956), utilizando o princípio da incerteza, apresentou pela primeira vez os conceitos iniciais da lógica (AGUADO; CANTANHEDE, 1969). A teoria dos conjuntos *Fuzzy* é um modo de expressar, em uma linguagem numérica, as informações subjetivas, qualitativas e incertas (SILVERT, 2000).

Por se tratar de uma técnica utilizada para examinar informações qualitativas de um modo mais minucioso, que considera a inexatidão e a incerteza, ela se torna uma teoria poderosa para manipular o conhecimento (GOMIDE; GUDWIN, 1994). Assim, a lógica

nebulosa pode ser trabalhada tanto na pesquisa quantitativa como na qualitativa, ou seja, em estudos nos quais o pesquisador justifica o conhecimento baseado em perspectivas construtivas ou participatórias (CRESWELL, 2007).

O conceito central da lógica nebulosa consiste na flexibilização do modelo matemático dos conjuntos (TEIXEIRA, 2016). Segundo Zadeh (1965), um conjunto *Fuzzy* (classe) A no universo X é caracterizado pela função $f_A(x)$ que associa cada ponto x em A a um número infinito de valores no intervalo de $[0,1]$, no qual representa o “grau de filiação”, sendo representado por $A = \{\mu_A(x), x\} \mid x \in X$, em que $\mu_A(x)$ indica o grau de pertinência, i.e., a probabilidade de x pertencer ao grupo A . Sendo assim, quanto mais próximo o valor de $f_A(x)$ à unidade, maior será o grau de pertinência de x em A . É nesse contexto que atribui-se a classe de pertinência aos critérios, em que os valores próximos de zero são considerados a incerteza e os próximos de 1 são considerados a certeza (KANGAS; KANGAS; LAUKKANEN, 2006).

A lógica *Fuzzy* apresenta algumas características, tais como: adaptabilidade e proximidade do mundo real, pois não existe somente respostas extremas; a capacidade de combinar a imprecisão associada aos eventos naturais e o poder computacional das máquinas produzem, assim, sistemas de respostas inteligentes, e, por último, aproxima a sua própria lógica a forma como o raciocínio humano relaciona as informações, ou seja, busca respostas aproximadas aos problemas (AGUADO; CANTANHEDE, 1969). Assim, devido a sua capacidade de captar o grau de incerteza das variáveis, ela é também denominada de função de pertinência.

Por se apresentar de forma complexa, a escolha da função de pertinência é variável e depende do problema em questão. Desse modo, com o objetivo de descrever melhor o comportamento dos fenômenos envolvidos, cada variável pode ajustar-se a uma função diferente, as funções de pertinência mais comuns são: a sigmoideal crescente, sigmoideal decrescente, linear, gaussiana, triangular, trapezoidal (JIANG; EASTMAN, 2000). Essa parametrização das variáveis, como também é denominado a função de pertinência, permite uma menor interferência da opinião dos pesquisadores, pois eles não definem o peso das variáveis, mas sim valores máximos e mínimos (KANGAS; KANGAS; LAUKKANEN, 2006).

A etapa de transformar os valores de uma variável entre 0 e 1 recebe o nome de *fuzzificação*. Nessa etapa, é definido o valor ideal da variável, nesse viés, o valor próximo do ponto central é indicado como 1, os valores que não fazem parte do conjunto é indicado

como 0, e os valores que encontram-se na zona de transição, o valor intermediário, é indicado 0,5 (ROCHA, 2012; PELUZIO, 2017). Portanto, um valor *Fuzzy* superior a 0,5 indica maior probabilidade de o valor da variável pertencer a um membro do conjunto enquanto um valor *Fuzzy* inferior indica menos probabilidade.

Devido à capacidade principal da lógica *Fuzzy* em apresentar semelhanças a forma humana de racionar e tomar decisões, ou seja, em apresentar a capacidade de capturar o conhecimento próximo ao “modelo cognitivo”, ela é amplamente utilizada em modelos de inteligência artificial (MARRO et al., 1972). Ademais, o processo de aquisição de conhecimento é mais confiável, mais fácil e menos sujeito a erros não identificados (RUHOFF, 2004).

No ambiente do Sistema de Informações Geográficas (SIG), a lógica *Fuzzy* é amplamente utilizada para combinação de mapas, por meio da aplicação das funções de pertinência (MEIRELLES, 1997). Assim, ela permite a combinação de inúmeras variáveis para análise ambiental em trabalhos de modelagem e zoneamento, principalmente quando se trata de zoneamento de incêndios florestais.

Os mapas de risco de incêndio fornecem uma alternativa de planejamento e controle de incêndios florestais. Logo, o uso de geotecnologias e da lógica *Fuzzy*, para a modelagem, predição e fator de risco de incêndios florestais, é uma importante estratégia ambiental, por isso existem diversos trabalhos na literatura sobre incêndios florestais, no Brasil e no mundo, que utilizam a lógica *Fuzzy*.

Os trabalhos que utilizaram a lógica *Fuzzy* para previsão de fogo confirmam que o modelo de lógica *Fuzzy* mostra maior probabilidade de prever a intensidade do fogo; o que a torna uma metodologia adequada para avaliar a influência de diferentes variáveis sobre o risco de incêndios, assim mostra-se apropriada e eficiente para determinar as áreas de maiores riscos. O uso da lógica *Fuzzy* tem uma precisão muito maior em comparação com as matrizes de risco convencionais, de modo que, em situações onde o processo de avaliação de risco é acompanhado de incerteza; fornece uma melhor percepção sobre os indicadores e as previsões, além de que é uma metodologia, já que pode ser aplicada a qualquer área (ILIADIS, 2005; ANTICONA, 2021; JABBARI et al., 2021; JUVANHOL et al., 2021).

3.6 APLICAÇÕES DOS MODELOS UTILIZADOS NA PREVENÇÃO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

A geotecnologia e as técnicas de inteligência artificial são ferramentas que auxiliam a modelagem e o mapeamento de risco dos incêndios florestais. Para estabelecer as zonas de risco, devem ser examinados fatores como: a vegetação, a declividade do terreno, a orientação do terreno, a distância entre as estradas e as zonas urbanas, a altitude, a precipitação pluviométrica anual, a deficiência hídrica, a disponibilidade de recursos hídricos e a temperatura por exemplo (FIEDLER et al., 2020). Assim, com as variáveis disponíveis, a reunião e análise delas permitem que se faça o zoneamento de risco, sendo possível utilizar várias metodologias diferentes, desde as mais tradicionais até as mais robustas como aprendizado de máquinas.

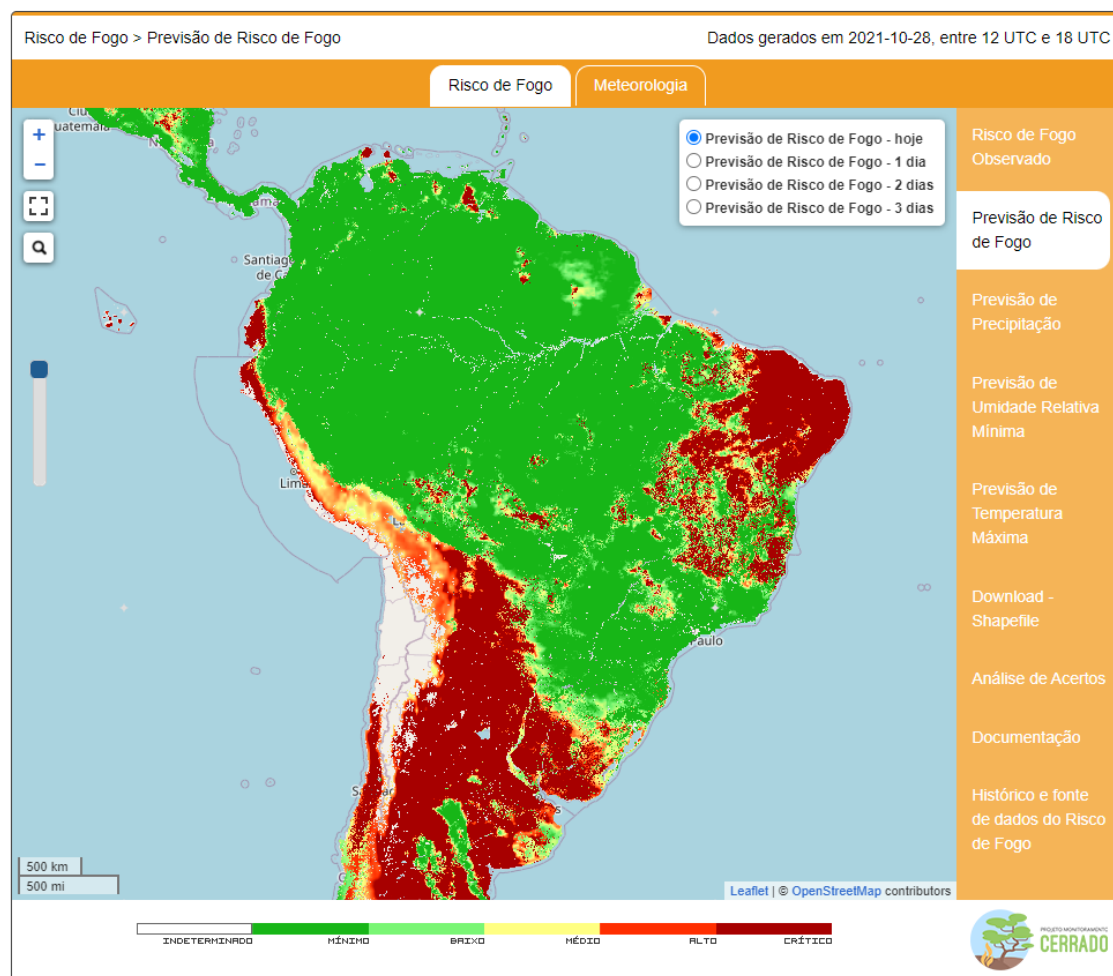
As técnicas de mapeamento que existem vão desde um zoneamento por meio da aplicação de modelos matemáticos mais tradicionais, até a análise multicritério, lógica *Fuzzy*, modelos de regressão e algoritmos de aprendizagem de máquina. Todas essas metodologias são importantes para modelagem de incêndios, e cada uma delas apresentam lacunas, vantagens e desvantagens em seu uso. Não existe técnica perfeita, o importante é realizar a modelagem e construir modelos preditivos de risco de incêndio florestal e identificação de áreas que requerem ações imediatas de manejo.

Existem aplicações concretas dos modelos na prevenção de incêndios florestais adotados por órgãos públicos e/ou privado. No setor privado, para predição de incêndios florestais, existe a empresa Green Bug, disponível no sítio: <<https://www.greenbug.com.br/>>, a qual realiza, por meio equipamentos e inteligência artificial, um zoneamento de risco em áreas de floresta plantada e fornece mapa dos locais críticos, mapas de calor e mapas com o comportamento do fogo. A empresa instala dispositivos nas áreas, os dados são analisados por inteligência artificial de forma a fornecer informações detalhadas sobre a área.

Além da plataforma Green Bug, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por meio do Programa Queimadas, fornece o produto Risco de Fogo. O Risco de Fogo é um produto que apresenta a susceptibilidade da vegetação para sua queima do ponto de vista meteorológico. Para o cálculo de risco de fogo, a plataforma utiliza informações do tipo de vegetação, histórico de chuva e precipitação. O Risco de Fogo pode ser acessado gratuitamente por meio do sítio:

<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>, mapa interativo que dá acesso à previsão do risco de fogo para toda a América Latina (Figura 2).

Figura 2 – Mapa interativo de Previsão de Risco de Fogo do Programa Queimadas
Risco de Fogo / Meteorologia



Fonte: INPE (2021).

A plataforma do Programa Queimadas/INPE admite, de modo interativo, análises espaciais e temporais de focos de queimadas e incêndios florestais, detectados operacionalmente, sobre a América Latina em imagens de satélite, tais imagens são atualizadas a cada três horas. A plataforma disponibilizada o download do banco de dados e acesso aos gráficos de focos de calor por bioma, por país, por satélite e por semana. O princípio meteorológico que a plataforma usa para estimar o risco de fogo é o de que quanto mais dias seguidos sem chuva em um local, maior o risco de queima de sua vegetação. Outras informações são consideradas como efeitos locais, tais como a

elevação do terreno, a latitude e a presença de fogo na área (SETZER; SISMANOGLU; SANTOS, 2019).

3.7 SISTEMA DE REFERÊNCIA DE COORDENADAS

Os sistemas de referência são utilizados para identificar a posição de uma determinada informação na superfície da terra, esses sistemas de referência estão associados a uma superfície que mais se aproxima da forma da terra (IBGE, 2016). O Geoide é a forma mais utilizada para representar o planeta, mas é o elipsoide de revolução, a figura matemática que se aproxima do geoide, que é utilizada pela ciência para realização dos levantamentos (ZIMBACK, 2003).

Para representar geograficamente a superfície terrestre numa superfície plana, é necessário considerar a escala, o sistema de coordenadas e a projeção cartográfica. As projeções cartográficas podem ser planas, cilíndricas ou cônicas, e depende do tipo de superfície de projeção. Já as coordenadas foram criadas para determinar a localização precisa de pontos na superfície da terra, e, para isso, são utilizadas as linhas imaginárias, o meridiano zero (Greenwich) e o Equador para dividir o globo (ZIMBACK, 2003).

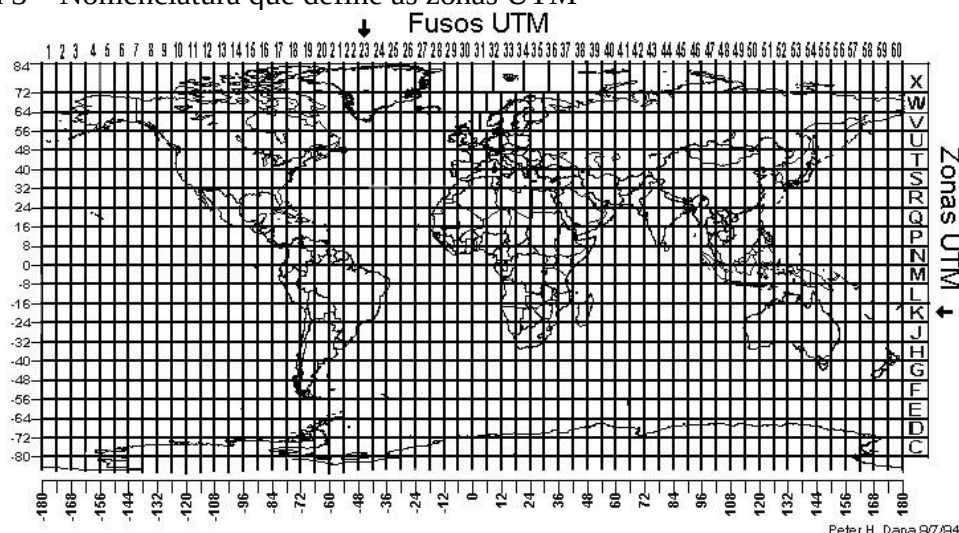
Para determinar com precisão a localização de um ponto, normalmente é utilizado o entrelaço entre os meridianos e os paralelos. Essa localização pode ser descrita por dois sistemas de coordenadas, a saber: Sistemas de Coordenadas Geográficas e o Sistema de Coordenadas Planas ou Cartesianas. No Brasil, o sistema de coordenada plana mais utilizado é a Universal Transversa de Mercator (UTM) (RUBERT, 2011).

As coordenadas geográficas localizam os pontos na superfície terrestre, sendo necessário apenas o hemisfério Norte ou Sul; Leste ou Oeste, uma vez que fornece a coordenada em graus, minutos e segundos. No sistema UTM, os pontos supostos sobre o elipsóide são projetados para um cilindro posicionado transversalmente em relação ao eixo de rotação da terra, que divide ela em 60 fusos de 6° de longitude, numerados de 1 a 60 com origem no antimeridiano de Greenwich (CARVALHO; ARAÚJO, 2008). Assim, os meridianos são linhas verticais e os paralelos horizontais, que se interceptam em ângulos retos, e as coordenadas são expressas em metros (RUBERT, 2011).

No sistema UTM, para obtenção da latitude, estabeleceu-se o valor 10.000.000m para o Equador, dado que os valores crescem no sentido norte e decrescem para o sul. Para obtenção da longitude, estabeleceu-se o valor 500.000m para cada meridiano central,

posto que os valores crescem no sentido leste e decrescem no sentido oeste. Na Figura 32, é apresentado a nomenclatura que define as zonas UTM.

Figura 3 – Nomenclatura que define as zonas UTM



Fonte: Giovanini (2021).

Os sistemas de coordenadas planas são muito utilizados para o cálculo de áreas. Além das projeções já conhecidas, existem outras como a Projeção Cônica Equivalente de Albers. A Projeção de Albers, também conhecida como Projeção de Albers Conic Equal-Area, é um tipo de projeção cartográfica que preserva as áreas das regiões mapeadas, ela é frequentemente utilizada para mapear regiões de grandes extensões latitudinais, como o Bioma Amazônico, que se estende por uma vasta área ao longo da América do Sul (D'ALGE, 1991). Essa projeção é baseada em cones secantes, o que permite minimizar a distorção das áreas representadas no mapa. Portanto, a Projeção de Albers pode ser uma escolha adequada para a realização de estudos no Bioma Amazônico, especialmente se houver a necessidade de preservar a precisão das áreas mapeadas.

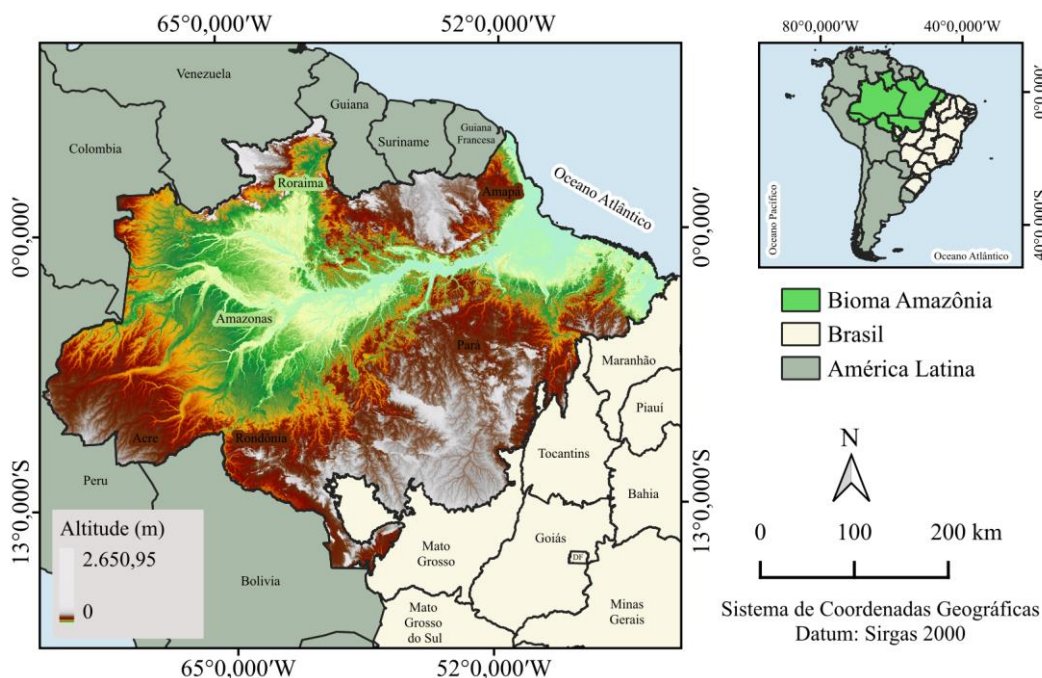
4. MATERIAL E MÉTODOS

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O bioma Amazônia está situado na região Norte do Brasil e possui área total de 4.214.359,63 km², localizado entre os paralelos 5°16'48.785" de latitude Norte e 7°29'30.184" de latitude Sul e os meridianos 58°8'56.036" e 43°31'42.538" longitude

Oeste de Greenwich. No Brasil, o bioma abrange os estados do Acre, Amazonas, Roraima, Amapá, Pará, Rondônia, Mato Grosso, Tocantins e Maranhão (Figura 4).

Figura 4 – Bioma Amazônia, Brasil



Fonte: a autora.

O bioma apresenta seis tipos de climáticos predominantes, de acordo com a classificação de Köppen: clima tropical úmido ou subúmido, clima tropical úmido, clima tropical com inverno seco, clima tropical com estação seca de verão, clima temperado úmido com verão quente, clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (ALVARES et al., 2013). Além disso, O bioma destaca-se, pois, ocupa aproximadamente 49% do território brasileiro, possui a maior floresta tropical do mundo, bem como abriga uma infinidade de espécies animais e vegetais. Sua altitude varia desde 0 a 2650,95 metros, e o relevo é composto por depressões, planaltos, planícies, patamares, tabuleiros, serras e chapadas.

4.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

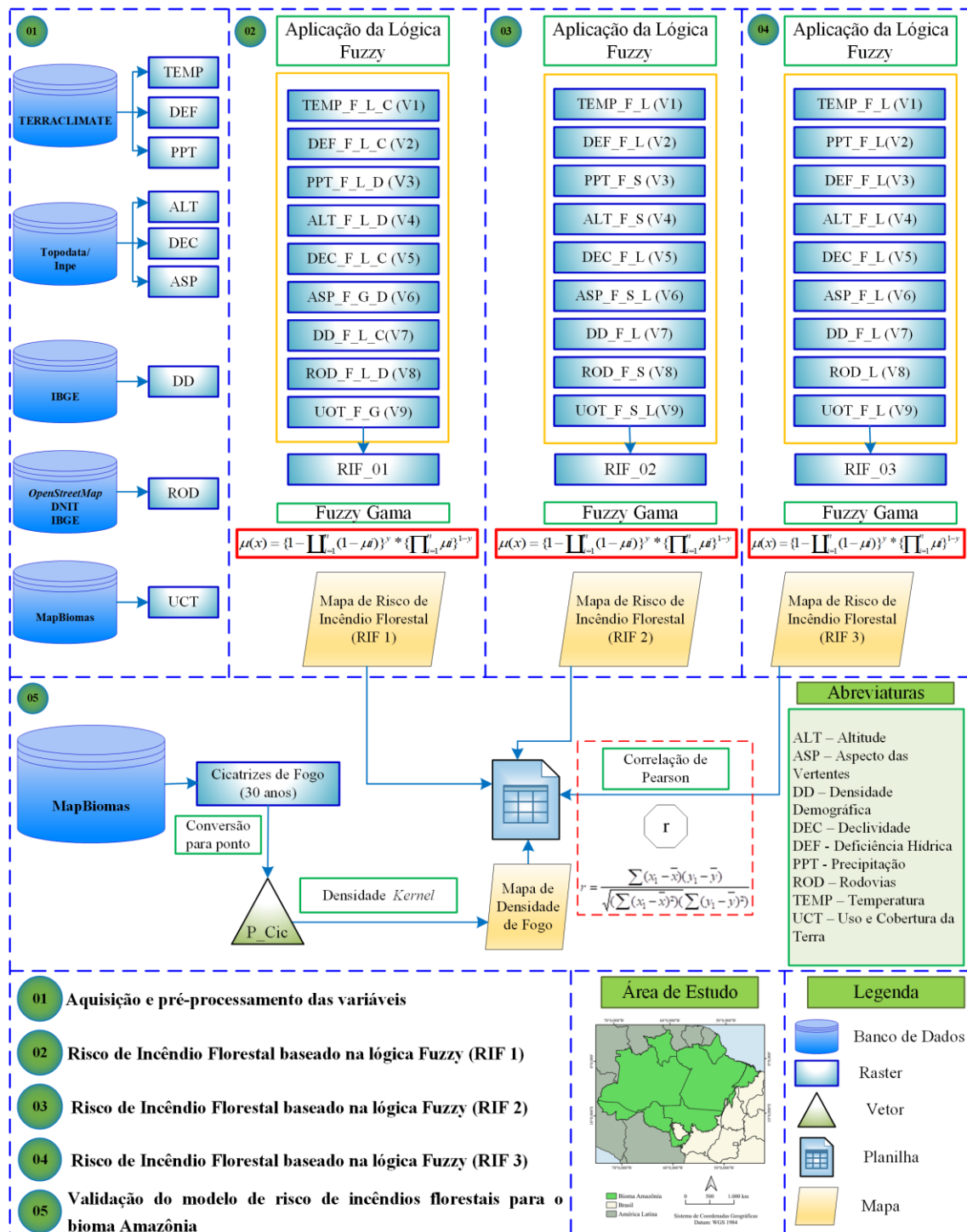
As etapas a seguir descrevem os passos necessários para a aquisição e pré-processamento do banco de dados e toda a metodologia utilizada para a modelagem do risco de incêndio florestal por meio da lógica *Fuzzy*. Inicialmente, realizou-se a aquisição

das variáveis e, em seguida, foram realizadas três modelagens de risco de incêndio florestal, denominadas, neste estudo, como Risco de Incêndio Florestal 1 (RIF 1), Risco de Incêndio Florestal 2 (RIF 2) e Risco de Incêndio Florestal 3 (RIF 3), com o objetivo de testar diferentes funções de pertinência para a mesma variável. Finalmente, foi obtido um mapa de densidade de fogo a partir de dados de cicatrizes de fogo, do banco de dados MapBiomias. Ao final, realizou-se uma correlação de Pearson com o propósito de verificar a confiabilidade dos mapas de risco de incêndios, para estabelecer o melhor modelo a ser aplicado.

Para a modelagem do Risco de Incêndio Florestal, foi utilizada a lógica *Fuzzy* no aplicativo computacional QGIS, versão 3.32.1. O QGIS é um *software* livre com código-fonte aberto e multiplataforma de sistema de informação geográfica que permite a visualização, a edição e a análise de dados espaciais georreferenciados (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2023).

O fluxograma metodológico descreve todas as etapas necessárias para a aquisição, pré-processamento e fuzzificação das imagens orbitais de temperatura, de precipitação, de deficiência hídrica, de altitude, de declividade, de aspecto das vertentes, de densidade demográfica, de proximidade de rodovias e de uso e cobertura da terra, bem como a etapas de fuzzificação das variáveis, a obtenção das modelagens de riscos e determinação do melhor modelo de risco de incêndio florestal para o bioma Amazônia, é apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Etapas necessárias para a modelagem do risco de incêndios florestais para o bioma Amazônia



Fonte: a autora.

4.3.1 AQUISIÇÃO E PRÉ-PROCESSAMENTO DAS VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS, TOPOGRÁFICAS, DE VEGETAÇÃO E SOCIOECONÔMICAS

Variáveis meteorológicas

As variáveis meteorológicas de temperatura, de precipitação e de deficiência hídrica para o bioma Amazônia foram obtidas por meio do conjunto de dados de clima mensal e de balanço hídrico climático para superfícies terrestres globais de 1958-2019, denominado *TerraClimate* (ABATZOGLOU et al., 2018; TERRACLIMATE, 2020).

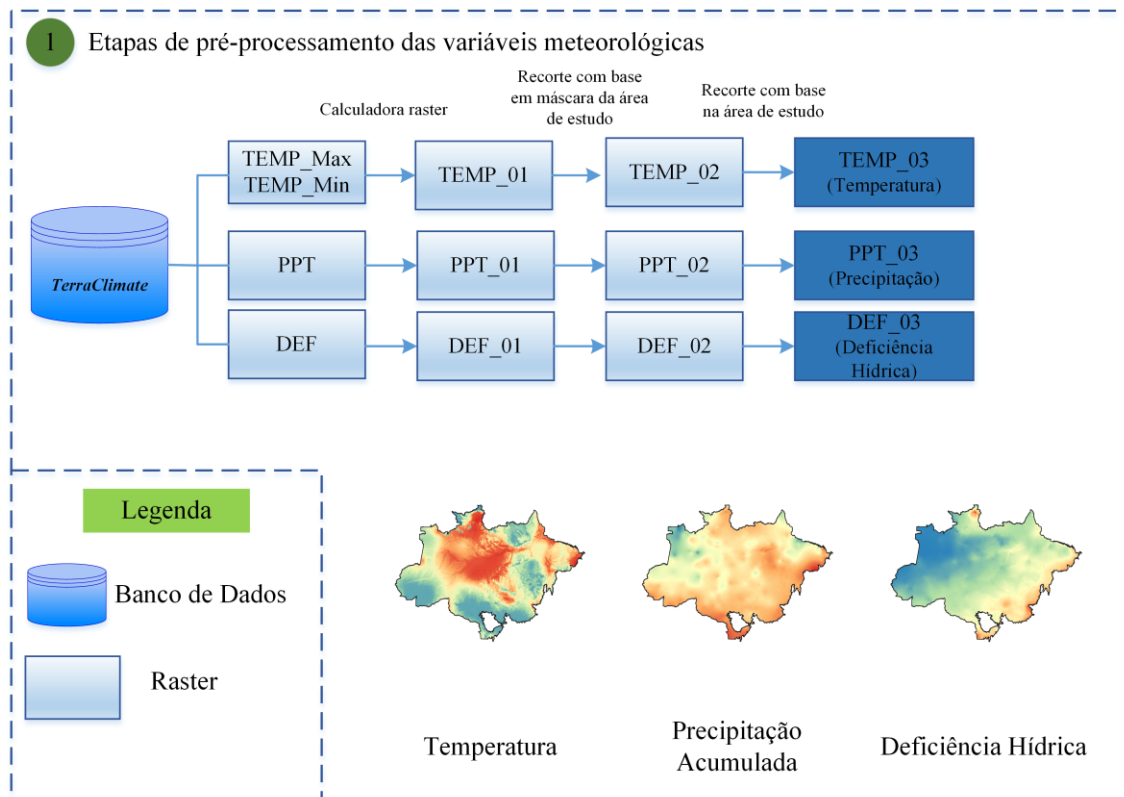
A plataforma conhecida como *TerraClimate* disponibiliza dados de variáveis primárias, como temperatura máxima, temperatura mínima, pressão de vapor, precipitação acumulada, radiação de ondas curtas e velocidade do vento, com resolução temporal mensal e resolução espacial de aproximadamente 4 km. Além disso, fornece dados de variáveis derivadas, tais como evapotranspiração de referência, de escoamento superficial, de evapotranspiração real, de déficit hídrico climático, de umidade do solo, de índice de gravidade da seca de *Palmer* além de *déficit* de pressão de vapor.

O conjunto de dados *TerraClimate* utiliza uma interpolação, combinando dados de normais climatológicas do banco de dados do *WorldClim*, da Série Temporal da Unidade de Pesquisa Climática (CRU Ts4.0) e da Reanálise Japonesa de 55 anos (JRA55) (ABATZOGLOU et al., 2018; TERRACLIMATE, 2020).

As imagens de temperatura, precipitação e deficiência hídrica foram adquiridas por meio do [sítio \(http://thredds.northwestknowledge.net:8080/thredds/terraclimate_aggregated.html\)](http://thredds.northwestknowledge.net:8080/thredds/terraclimate_aggregated.html), em formato netCDF. O formato netCDF (*Network Common Data Form*) é um formato de arquivo projetado para armazenar dados científicos multidimensionais, como dados climáticos, oceanográficos e atmosféricos, bem como dados de modelagem computacional. Após a aquisição, as bandas das imagens orbitais foram pré-processadas por meio da função álgebra de mapas (calculadora raster), em seguida recortadas com base em uma máscara da área de estudo, reprojetadas para o Sistema de Referência de Coordenadas (SRC) com base na Projeção Cônica Equivalente de *Albers* e *Datum* WGS 1984 e reamostradas para resolução espacial 250 metros.

O fluxograma metodológico contendo todas as etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de temperatura, de precipitação e de deficiência hídrica para o bioma Amazônia é apresentado na Figura 6.

Figura 6 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de temperatura, de precipitação e de deficiência hídrica para o bioma Amazônia



Fonte: a autora.

Variáveis topográficas

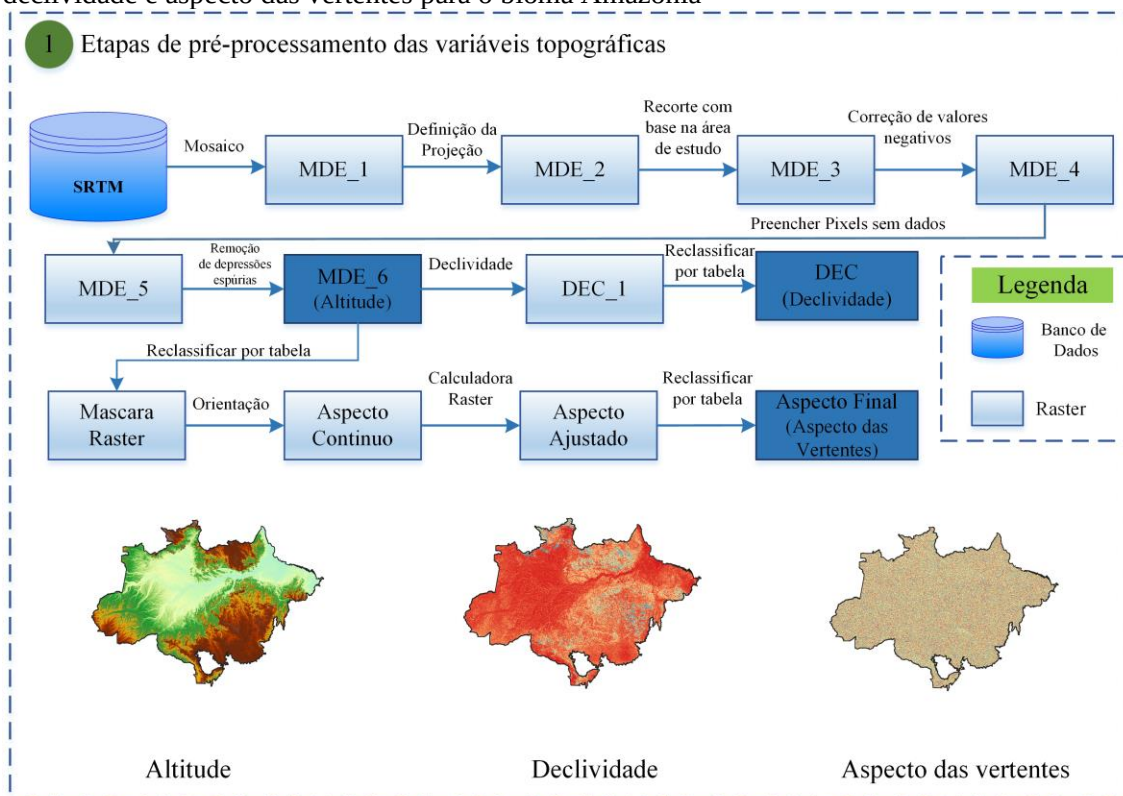
As variáveis altitude, declividade e aspecto das vertentes foram obtidas a partir do modelo digital de elevação (MDE), fornecido pela *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m, disponibilizada pelo projeto Topodata em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (VALERIANO, 2005; VALERIANO; ROSSETTI; ALBUQUERQUE, 2009).

Após a aquisição das imagens por meio do sítio (<https://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>), essas foram mosaicadas e reprojctadas para o sistema de Projeção Cônica Equivalente de *Albers* e Datum WGS 1984, recortadas

com base na área de estudo e reamostradas para resolução espacial de 250 metros. Os valores negativos foram corrigidos e finalmente, após a remoção das depressões espúrias, obteve-se o mapa de altitude. A partir do mapa de altitude, aplicou-se a função declividade e, assim, obteve-se o mapa de declividade do bioma Amazônia. Finalmente, após a aplicação da função aspecto, foi obtido o mapa de aspecto das vertentes.

O fluxograma metodológico contendo todas as etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de altitude, de declividade e de aspecto das vertentes para o bioma Amazônia é apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens altitude, declividade e aspecto das vertentes para o bioma Amazônia



Fonte: a autora.

Variáveis socioeconômicas

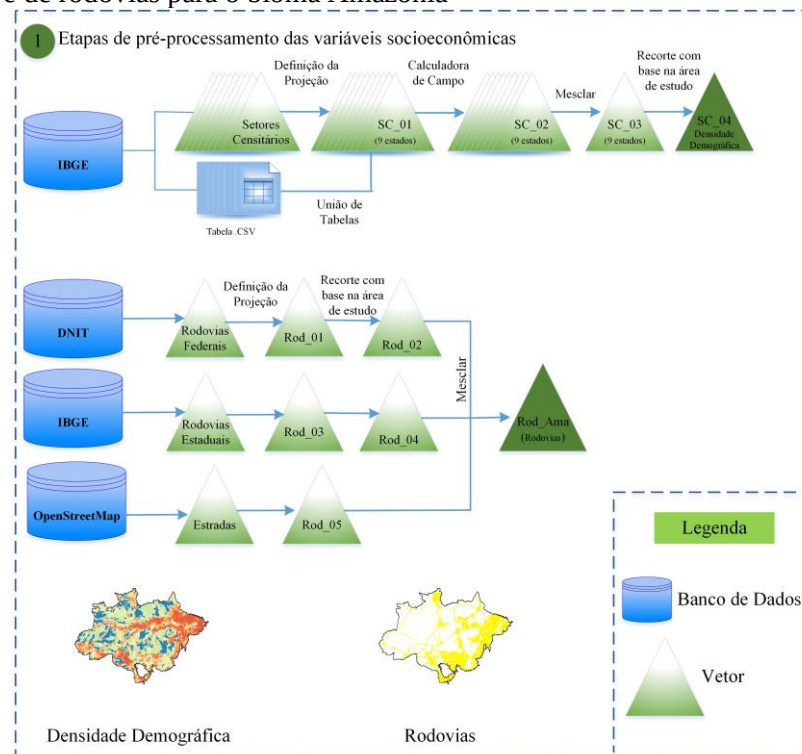
A variável densidade demográfica está intimamente ligada a fatores socioeconômicos, pois reflete a distribuição da população em relação aos recursos disponíveis, aos empregos, aos serviços públicos, à infraestrutura e a oportunidades econômicas em uma determinada região.

Essa variável foi obtida a partir de dados do Censo 2010, fornecido pelo *File Transfer Protocol* (FTP) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2011). Para tanto, foram obtidos dois arquivos: arquivo vetorial com os dados dos setores censitários e a planilha com os dados dos moradores em domicílios particulares permanentes dos 9 estados que compõem o bioma Amazônia. A planilha e o arquivo vetorial foram unidos a partir da opção união de tabelas, posteriormente por intermédio da calculadora de campo, foi calculada a área de cada setor censitário em quilômetros quadrados e finalmente a densidade demográfica, levando em conta a divisão dos valores de dados dos moradores pela área em km². Os arquivos dos 9 estados foram unidos com o auxílio da função mesclar e, finalmente, recortados com base na área de estudo.

As rodovias federais foram obtidas com base nas informações do Departamento Nacional de Infraestrutura e Transportes (DNIT) e as rodovias estaduais a partir da Base Cartográfica Nacional IBGE 2019 - Escala 1:250 mil. Além disso, foram usados dados do *OpenStreetMap*, mapeamento colaborativo constituído de dados abertos, desenvolvido por uma comunidade voluntária de mapeadores que contribuem e mantêm atualizados os dados sobre estradas, trilhos, estações ferroviárias por todo o mundo (OSMF, 2023). O arquivo vetorial de rodovias do *OpenStreetMap* foi adquirido por meio do complemento *OSMDownloader* do QGIS. Os arquivos vetoriais das rodovias foram reprojetados para o SRC baseado na Projeção Cônica Equivalente de *Albers*, em seguida, foram recortados com base na área de estudo, e finalmente os três arquivos foram unidos a partir da função mesclar.

O fluxograma metodológico contendo todas as etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de densidade demográfica e de rodovias para o bioma Amazônia é apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de densidade demográfica e de rodovias para o bioma Amazônia



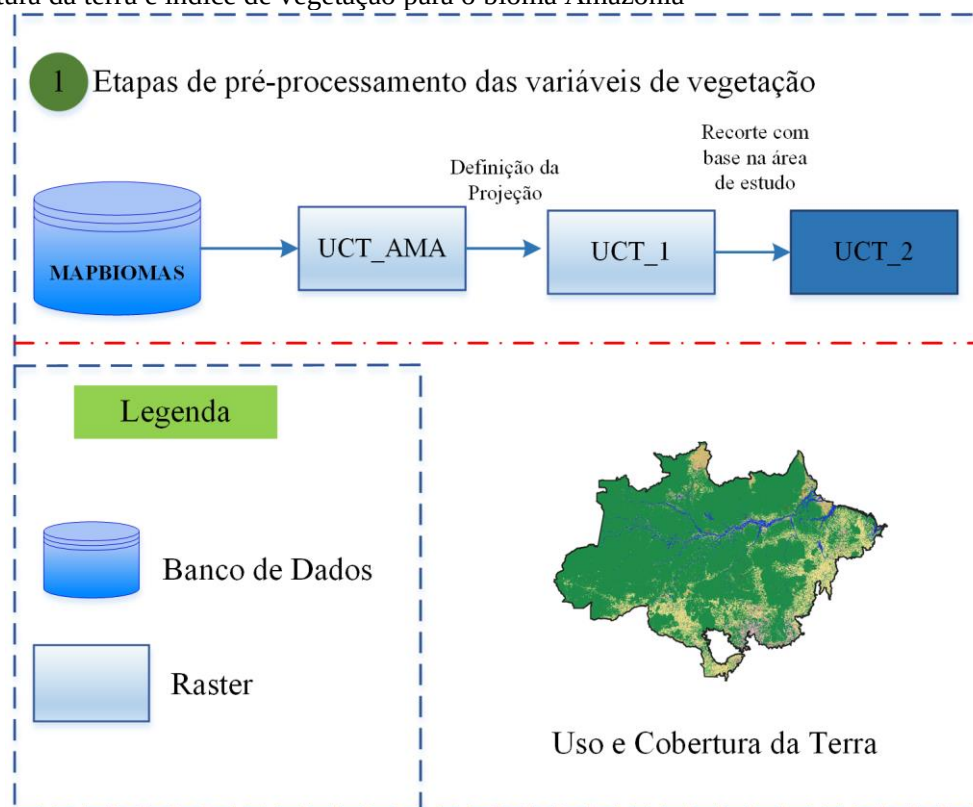
Fonte: a autora.

Variável de vegetação

Nessa etapa, foi empregada a imagem de uso e cobertura da terra (UCT) do Bioma Amazônia, disponibilizada com cortesia pela coleção 7.1 do Projeto MapBiomas para o ano de 2021 (MAPBIOMAS, 2023; SOUZA, C. M. et al., 2020). O Projeto MapBiomas consiste numa rede colaborativa, formada por Organizações Não Governamentais (ONGs), universidades e *startups*, que juntas realizam o mapeamento anual de cobertura e uso da terra, de monitoramento de superfície da água e de cicatrizes de fogo do Brasil, desde o ano de 1985. Após a aquisição das imagens, essas foram reprojetadas para o novo SRC com base na Projeção Cônica Equivalente de *Albers*, e, em seguida, a imagem foi recortada para a área de estudo.

O fluxograma metodológico contendo todas as etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomas é apresentado na Figura 9.

Figura 9 – Etapas necessárias para a aquisição e pré-processamento das imagens de uso e cobertura da terra e índice de vegetação para o bioma Amazônia



Fonte: a autora.

4.3.2 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 1)

Para a modelagem do RIF 1, utilizou-se a lógica *Fuzzy*, a qual permite simular as incertezas e as possibilidades comuns em um mapeamento de risco. Para cada variável de entrada representada por uma imagem matricial, foi definida uma função de pertinência que atribui a cada elemento do conjunto um grau de certeza variando de 0 a 1. Assim, quanto mais próximo de 1, maior é o risco de incêndios, e quando o valor da variável é 0, o risco de tal situação é nulo. A etapa de transformar os valores de uma variável entre 0 e 1 é chamada de fuzzificação.

A escolha da função de pertinência no RIF 1 foi baseada na seleção da função mais adequada que descreve a influência de cada variável no risco de incêndio. Nesse contexto, para inferir sobre cada uma das funções de pertinência, realizou-se um levantamento bibliográfico para estudar a influência de cada variável no risco de incêndio.

Com o propósito de descrever com maior precisão o comportamento dos fenômenos envolvidos, cada variável pode ser ajustada a uma função diferente. As

funções de pertinência mais comuns incluem a sigmoidal crescente, a sigmoidal decrescente, a linear, a gaussiana, a triangular e a trapezoidal (JIANG; EASTMAN, 2000). Essa parametrização das variáveis, também conhecida como função de pertinência, reduz a influência da opinião dos pesquisadores, uma vez que eles não definem o peso das variáveis, mas sim valores máximos e mínimos. (KANGAS; KANGAS; LAUKKANEN, 2006)

Para cada função de pertinência, é realizado um cálculo matemático que modela o comportamento da curva na função. Na modelagem do RIF 1, foram consideradas as funções *Fuzzy* linear crescente para as variáveis temperatura, deficiência hídrica, densidade demográfica e declividade, enquanto as variáveis precipitação, rodovias e altitude foram associadas às funções *Fuzzy* linear decrescente. Para as variáveis aspecto das vertentes e de uso e cobertura da terra, foram definidas as funções *Generalized-Bell* e *Fuzzy Gaussian*, respectivamente.

Variáveis meteorológicas

Após a aquisição e pré-processamentos, as variáveis meteorológicas foram Fuzzificadas. A função de pertinência utilizada para tratar as variáveis meteorológicas temperatura e deficiência hídrica foi a *Fuzzy* linear crescente, em que $\min \mu(x) = 0$ e $\max \mu(x) = 1$ para $x \in U$. Para a variável temperatura, evidenciou-se que, nas áreas mais quentes, os valores se apresentam mais próximo de 1, ou seja, há maior risco de pegar fogo.

A função de pertinência definida para tratar a variável meteorológica precipitação foi a função de *Fuzzy* linear decrescente em que $\min \mu(x) = 1$ e $\max \mu(x) = 0$ para $x \in U$.

Variáveis topográficas

Áreas com declives mais acentuados possuem um maior potencial de risco de incêndios florestais do que em áreas com declives mais suaves. Para a variável topográfica altitude, foi utilizada a função de pertinência *Fuzzy* linear decrescente em que, $\min \mu(x) = 0$ e $\max \mu(x) = 1$ para $x \in U$.

A função de pertinência utilizada para tratar a variável declividade foi a *Fuzzy* linear crescente $\min \mu(x) = 1$ e $\max \mu(x) = 0$ para $x \in U$.

O aspecto das vertentes possui um impacto direto na propagação de incêndios florestais devido à variação na intensidade do vento e na radiação solar incidente sobre o terreno. Para tratar a variável aspecto das vertentes, foi utilizada a função de pertinência *Fuzzy Generalized Bell* (Equação 1).

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x-f}{e}\right)^{2h}} \quad (1)$$

Em que:

x é o valor da orientação do relevo ($^{\circ}$) na imagem matricial; e é o parâmetro que modela a inclinação da curva; f corresponde ao valor no ponto médio, que indica o ponto central para a função em que $\mu(x)$ iguala a 1 e h amplitude no ponto central

A função *Fuzzy Generalized Bell*, também conhecida como função sino generalizada, define uma distribuição em forma de sino em torno de um ponto central, indicado por um valor de propagação na função e um valor para controlar a amplitude no ponto central (JUVANHOL, 2014).

Variáveis Socioeconômicas

Os incêndios florestais afetam e representam uma ameaça para áreas urbanas, especialmente aquelas próximas a rodovias. Após o pré-processamento da variável de densidade demográfica, a função de pertinência utilizada para tratar essa variável foi a *Fuzzy linear crescente*, $\min \mu(x) = 1$ e $\max \mu(x) = 0$ para $x \in U$.

Para a determinação da variável de proximidade a estradas no bioma Amazônia, após o pré-processamento de todas as rodovias, estradas e ruas, foi inicialmente criado um buffer de 150 metros. O arquivo vetorial foi, então, convertido em um arquivo matricial e, por meio da função *R.Grow.distance*, uma ferramenta do complemento *Grass*, de modo que foi obtida a distância euclidiana das estradas. A área de influência ao redor das estradas foi estabelecida em uma escala de 150 metros, com base no maior deslocamento de veículos e de pessoas (CHUVIECO; CONGALTON, 1989; PEW; LARSEN, 2001).

A distância euclidiana entre dois pontos é a distância mais próxima em linha reta, a partir do ponto central da célula de origem da imagem matricial. Assim, a proximidade a rodovias foi dada pela distância euclidiana.

Finalmente, para a variável socioeconômica proximidade a rodovias, foi utilizada a função de pertinência *Fuzzy* linear decrescente em que, $\min \mu(x) = 0$ e $\max \mu(x) = 1$ para $x \in U$. Assim, quanto mais próximo de uma estrada, maior a probabilidade de ocorrência de incêndios.

Variáveis de Vegetação

A imagem de uso e cobertura da terra auxiliou a compreensão dos padrões de organização do espaço geográfico no bioma Amazônia, permitindo, assim, identificar as principais classes de uso e cobertura da terra. Após o pré-processamento da imagem de uso e cobertura da terra, as classes foram reclassificadas em função do potencial risco de incêndio florestal.

A padronização dos valores de entrada de uso e cobertura da terra sobre a imagem matricial de risco de incêndio se deu através da função de pertinência *Fuzzy Gaussian* (Equação 2), conforme (JUVANHOL et al., 2021).

$$\mu(x) = \exp^{-\sigma*(x-a)^2}$$

(2)

Em que:

σ = é o parâmetro que determina a inclinação ou propagação da curva; x é o valor da classe de uso e cobertura da terra na imagem matricial, e a corresponde ao valor no ponto médio que define o ponto central para a função em que $\mu(x)$ adquire 1.

As classes de uso e cobertura da terra foram reclassificadas em função do potencial ao risco de incêndios florestais, de acordo com as duas características. A classe de uso pastagem recebeu o valor no ponto central, de tal maneira que é considerada a classe de uso de maior risco de incêndio, o que permitiu que as outras classes fossem reclassificadas de acordo o maior e menor risco de incêndio. As classes, Formação Savânica, Formação Campestre, Apicum, Formação Florestal, Silvicultura, Cana, Mosaico de usos, Outras

áreas não vegetadas, Soja, Algodão, Outras lavouras temporárias, Outras lavouras perenes, Área urbanizada, Mineração, Praia, duna e areal, Mangue, Rio lago e oceano e Campo alagado e área pantanosa, foram classificados, nesta ordem, com menor risco de incêndio. Na Tabela 2, é apresentada as classes de uso e cobertura da terra reclassificadas em função do potencial risco de incêndios florestais.

Tabela 2 – Classe de uso e cobertura da terra reclassificadas em função do potencial para o risco de incêndios florestais

Classe de uso e cobertura da terra	Valor reclassificado	Classe de uso e cobertura da terra	Valor reclassificado
Rio, lago e oceano	1	Formação Campestre	11
Praia, duna e areal	2	Formação Florestal	12
Área urbanizada	3	Cana	13
Outras lavouras temporárias	4	Outras áreas não vegetadas	14
Soja	5	Algodão	15
Mosaico de usos	6	Outras lavouras perenes	16
Silvicultura	7	Mineração	17
Apicum	8	Mangue	18
Formação Savânica	9	Campo alagado e área pantanosa	19
Pastagem	10		

Fonte: a autora.

Sobreposição *Fuzzy*

Para elaborar o modelo do RIF 1, após a fuzzificação das variáveis em um ambiente SIG, elas foram combinadas por meio de uma análise de sobreposição. Tal sobreposição permitiu determinar a probabilidade de uma célula, na imagem matricial de uma variável, pertencer a cada conjunto *Fuzzy* das outras variáveis, com base em critérios de múltiplas entradas. O método de sobreposição escolhido para a entrada da imagem matricial foi o operador *Fuzzy Gamma*, que resulta do produto algébrico do *Fuzzy Sum* e do *Fuzzy Product*, ambos elevados à potência gama (Equação 3).

$$\mu(x) = \{1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i)\}^\gamma * \{\prod_{i=1}^n \mu_i\}^{1-\gamma} \quad (3)$$

Em que:

$\mu(x)$ = são os valores de associação *Fuzzy* para $i = 1, 2, 3, \dots, 5$; n corresponde a camada de dados raster, ou seja, o número de variáveis no estudo; e γ = coeficiente com valores entre 0 e 1.

O coeficiente foi definido pelo valor padrão de 0,9, para alcançar o efeito combinado entre o total e o produto gama.

Nesse contexto, foi obtido o mapa de risco de incêndio e aplicada a padronização linear (função *Fuzzy*) sobre as imagens matriciais com o objetivo de padronizar os valores iniciais e finais entre 0 e 1, mantendo-se a proporcionalidade das imagens matriciais geradas anteriormente. Assim, para cada conjunto *Fuzzy*, o maior risco é indicado quando o valor real da variável assume 1 e nulo quando o valor real da variável assume 0.

4.3.3 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 2)

Semelhante a modelagem do RIF 1, para a modelagem do RIF 2, também foi utilizada a lógica *Fuzzy*. Para cada variável de entrada, representada por uma imagem matricial, foi definida uma função de pertinência, que apresenta a cada elemento do conjunto, um grau de certeza, variando de 0 a 1. Assim, quanto mais próximo de 1, maior é o risco de incêndio e, quando o valor da variável é 0, o risco é nulo. A escolha da função de pertinência, no RIF 2, foi definida segundo a função mais adequada. Para cada função de pertinência, é realizado um cálculo matemático que modela o comportamento da curva na função.

Temperatura, deficiência hídrica, densidade demográfica e declividade

A modelagem do RIF 2 considerou a função *Fuzzy Large* para as variáveis temperatura, deficiência hídrica, densidade demográfica e declividade (Equação 4).

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^{-a}} \quad (4)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Large* a partir das variáveis; -a = inclinação da curva, c= o valor no ponto médio. O ponto médio da curva para temperatura foi 26,37°C; para a deficiência hídrica foi 151,82; para a densidade demográfica foi 4,54 e para declividade foi 15°, e o valor de inclinação da curva foi 5, o padrão do *software*.

Os valores de entrada para a variável declividade na função foram definidos por meio de uma revisão de literatura com base em estudos sobre o comportamento do fogo em função do aumento da declividade. Se houver uma comparação com as condições ao nível do solo, a velocidade do fogo é o dobro a cada inclinação de 15° a 30°. Neste estudo, foi considerado um valor de 15° de declividade no ponto central, em conformidade com Juvanhil et al. (2021) e um valor de propagação de 5 na imagem matricial para um maior controle na inclinação da curva.

Precipitação, proximidade de rodovias e altitude

Para as variáveis precipitação, proximidade de rodovias e altitude foi utilizada a função *Fuzzy Small* (Equação 5).

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^a} \quad (5)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Small* a partir das variáveis; a = inclinação da curva; c= o valor no ponto médio. O ponto médio da curva para precipitação foi 2242,4; para a proximidade de rodovias foi 300; para a altitude foi 173,56, e o valor de inclinação da curva foi 5, o padrão do *software*.

A função de pertinência *Fuzzy Small* permite representar a variação do grau de pertinência da imagem matricial com valores de entrada menores com maior possibilidade ser um membro do conjunto e assumir valor 1.

A escolha do ponto médio da precipitação aconteceu em função das médias de temperatura para o bioma Amazônia. Para a variável proximidade de rodovias, de acordo com as características da estrada e como essas se apresentam na área de estudo, determinou-se um valor de distância de 300 metros a rede de estradas no ponto central.

Aspecto das vertentes

A variável aspecto das vertentes foi reclassificada e aplicada a função de pertinência *Fuzzy Small* (Equação 6) nas faces 0°, 45°, 90°, e 135° e foi aplicada a função de pertinência *Fuzzy Large* (Equação 7) nas faces 180°, 225°, 270°, 315° e 360°.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^a} \quad (6)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Small* a partir das variáveis; a = inclinação da curva; c = o valor no ponto médio, 22,5.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^{-a}} \quad (7)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Large*; -a = inclinação da curva, c = o valor no ponto médio, 337,5.

Uso e cobertura da terra

A variável uso e cobertura da terra foi reclassificada e aplicada a função de pertinência *Fuzzy Large* (Equação 8) nas classes de 1 a 10 e a função de pertinência *Fuzzy Small* (Equação 9) nas classes entre 12 e 19.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^{-a}} \quad (8)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Large*; -a = inclinação da curva, c = o valor no ponto médio (8).

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^a} \quad (9)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Small* a partir das variáveis; a = inclinação da curva; c= o valor no ponto médio (12).

Sobreposição *Fuzzy*

Para elaborar o modelo do RIF 2, semelhante a modelagem do RIF 1, após a fuzzificação das variáveis, em um ambiente SIG, as variáveis foram combinadas por meio de uma análise de sobreposição, a fim de determinar a probabilidade de uma célula na imagem matricial de uma variável pertencer a cada conjunto *Fuzzy* das outras variáveis, com base em critérios de múltiplas entradas. O método de sobreposição selecionado para a entrada da imagem matricial foi o operador *Fuzzy Gamma*, resultante do produto algébrico do *Fuzzy Sum* e do *Fuzzy Product*, ambos elevados à potência gama (Equação 10)

$$\mu(x) = \{1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i)\}^\gamma * \{\prod_{i=1}^n \mu_i\}^{1-\gamma} \quad (10)$$

Em que:

$\mu(x)$ = são os valores de associação *Fuzzy* para $i= 1,2, 3, \dots, 5$; n corresponde a camada de dados raster, ou seja, o número de variáveis no estudo; e γ = coeficiente com valores entre 0 e 1.

O coeficiente foi definido pelo valor padrão de 0,9, para alcançar o efeito combinado entre o total e o produto *Gamma*.

Nesse contexto, foi obtido o mapa de risco de incêndio, e aplicada a padronização linear (função *Fuzzy*) sobre as imagens matriciais objetivando padronizar os valores iniciais e finais entre 0 e 1, mantendo a proporcionalidade das imagens matriciais geradas anteriormente. Assim, para cada conjunto *Fuzzy*, o maior risco é indicado quando o valor real da variável assume 1 e nulo quando o valor real da variável assume 0.

4.3.4 RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL (RIF 3)

Para a modelagem do RIF 3, também foi utilizada a lógica de incertezas *Fuzzy*, de maneira semelhante às modelagens anteriores. No entanto, a diferença entre esta modelagem e as anteriores é que, no caso do RIF 3, foram utilizadas as variáveis já fuzzificadas na modelagem RIF 1. Portanto, a função *Fuzzy Large* foi aplicada a todas essas variáveis fuzzificadas, que incluem temperatura, deficiência hídrica, precipitação, altitude, declividade, aspecto das vertentes, densidade demográfica, proximidade das rodovias e uso de cobertura do solo. Considerou-se o ponto médio de 0,8 e o valor de 5 para o parâmetro que determina a inclinação da curva. A função de pertinência *Fuzzy Large* é apresentada na Equação 11.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{c}\right)^{-a}} \quad (11)$$

Em que:

$\mu(x)$ = grau de pertinência da função *Fuzzy Large*; -a = inclinação da curva (0,5), c= o valor no ponto médio (0,8).

Sobreposição *Fuzzy*

A modelagem do RIF 3 aconteceu de maneira semelhante às modelagens anteriores, em um ambiente SIG, as variáveis foram combinadas por meio de uma análise de sobreposição, a fim de determinar a probabilidade de uma célula na imagem matricial de uma variável pertencer a cada conjunto *Fuzzy* das outras variáveis, com base em critérios de múltiplas entradas. O método de sobreposição selecionado para a entrada da imagem matricial foi o operador *Fuzzy Gamma*, resultante do produto algébrico do *Fuzzy Sum* e do *Fuzzy Product*, ambos elevados à potência gama (Equação 12)

$$\mu(x) = \{1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i)\}^\gamma * \{\prod_{i=1}^n \mu_i\}^{1-\gamma} \quad (12)$$

Em que:

$\mu(x)$ = são os valores de associação *Fuzzy* para $i= 1,2, 3, ..., 5$; n corresponde a camada de dados raster, ou seja, o número de variáveis no estudo; e γ = coeficiente com valores entre 0 e 1.

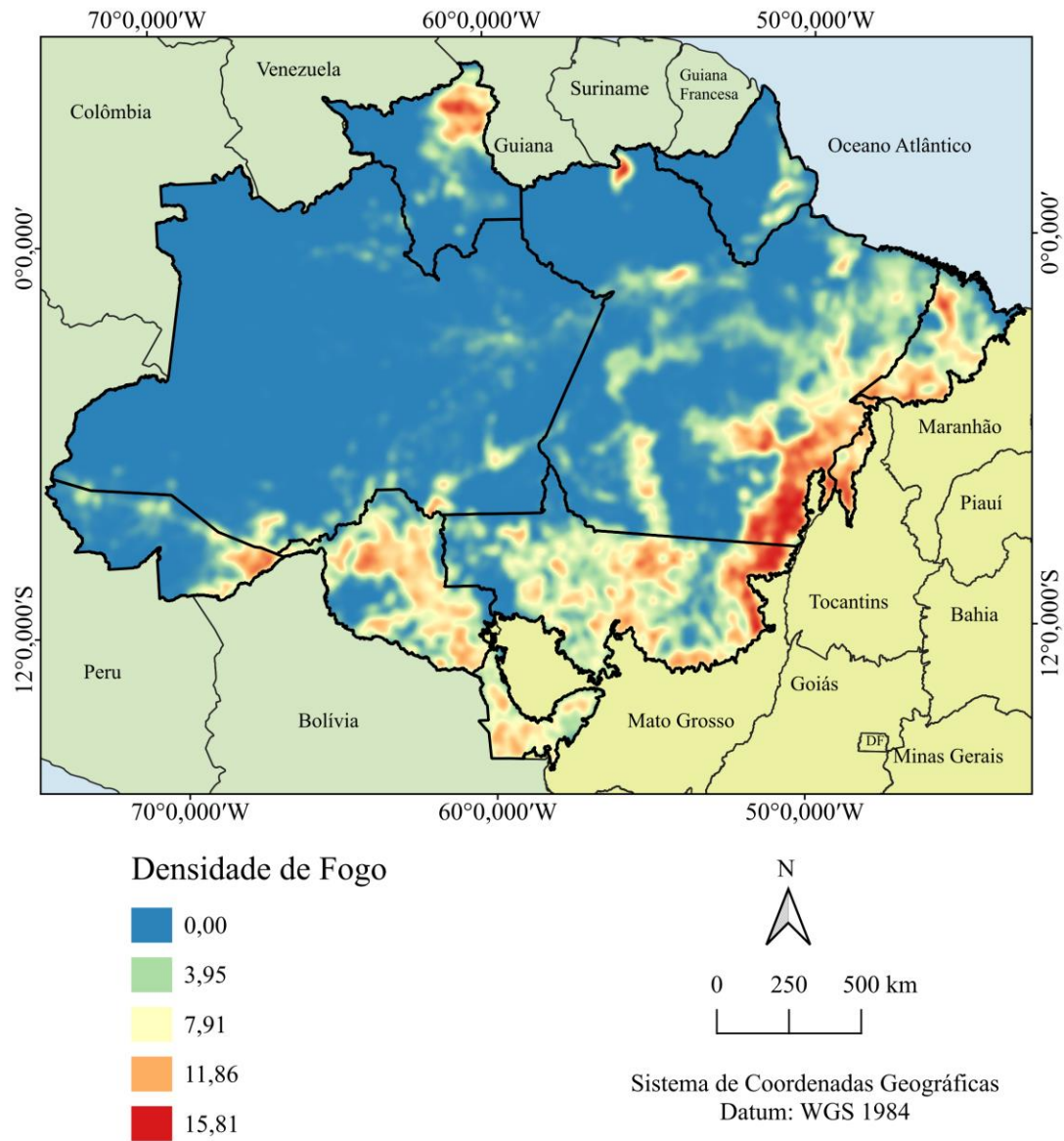
O coeficiente foi definido pelo valor padrão de 0,9, para alcançar o efeito combinado entre o total e o produto *Gamma*.

Nesse contexto, foi obtido o mapa de risco de incêndio, e aplicada a padronização linear (função *Fuzzy*) sobre as imagens matriciais objetivando-se padronizar os valores iniciais e finais entre 0 e 1, mantendo a proporcionalidade das imagens matriciais geradas, anteriormente, para cada conjunto *Fuzzy*, o maior risco é indicado quando o valor real da variável assume 1 e nulo quando o valor real da variável assume 0.

4.3.5 VALIDAÇÃO E DEFINIÇÃO DO MELHOR MODELO DE RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL PARA O BIOMA AMAZÔNIA

Com o objetivo de selecionar um modelo capaz de prever a localização de incêndios florestais no bioma Amazônia a partir das três modelagens propostas neste trabalho e para verificar a confiabilidade dos mapas de risco de incêndio florestal, foram obtidos dados de frequência de fogo dos últimos 30 anos do projeto MapBiomas Fogo. Os dados de cicatrizes de incêndios foram convertidos em um arquivo vetorial de pontos. Os pontos de cicatrizes de incêndio foram utilizados tanto como método de validação do risco de incêndio florestal para a região de estudo (Figura 13), quanto para obtenção do mapa Kernel de densidade de fogo (Figura 10), onde utilizou-se um raio de 150 km e a forma do Kernel empregados foi o método terra plana). O mapa de densidade de fogo é uma representação suavizada e contínua da distribuição de probabilidade dos dados observados.

Figura 10 – Mapa Kernel de densidade de fogo



Fonte: a autora.

Para correlacionar os dados das três modelagens de risco de incêndio florestal com o mapa de densidade de fogo, foi obtido um arquivo vetorial de pontos a partir do arquivo vetorial do perímetro do bioma Amazônia, com o propósito de gerar uma rede de pontos para análise estatística. Finalmente, usando o arquivo vetorial de pontos, foram obtidos múltiplos valores com informações do mapa de densidade *Kernel*, do RIF 1, RIF 2 e RIF 3. No software *RStudio* (EQUIPE DO RSTUDIO, 2023), realizou-se a correlação de *Pearson* (Equação 13) para medir o grau de correlação linear entre as modelagens e a

densidade *Kernel*. O coeficiente de correlação de *Pearson* é um teste que mede a relação estatística entre duas variáveis.

$$r = \frac{\sum(x_1 - \bar{x})(y_1 - \bar{y})}{\sqrt{(\sum(x_1 - \bar{x})^2)(\sum(y_1 - \bar{y})^2)}} \quad (13)$$

Em que,

r : coeficiente de correlação de *Pearson*;

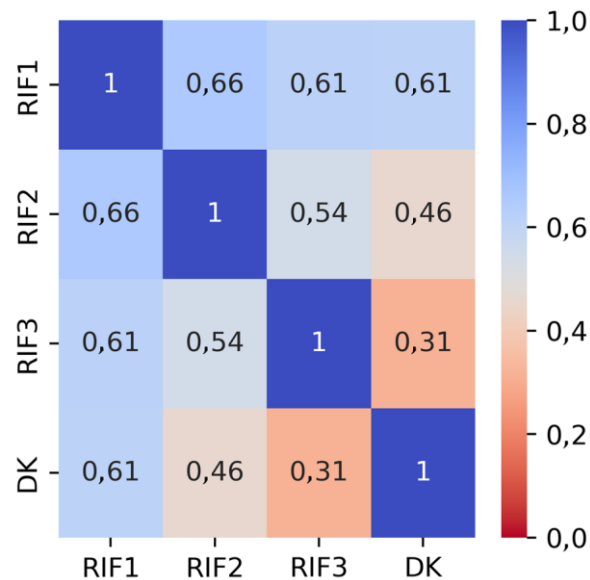
x e y : são os valores da série temporal e da série linear gerada.

O coeficiente de correlação de *Pearson* consiste numa medida de associação linear entre duas variáveis (FIGUEIREDO FILHO; SILVA JÚNIOR, 2009) e tem o objetivo de indicar como as variáveis são associadas estão entre si. O coeficiente pode ter um intervalo de valores que variam de +1 a -1 (PARANHOS et al., 2014). Um valor 0 indica que não há associação entre as variáveis, um valor menor que zero significa que ela é negativa e um valor maior que 0 indica uma associação positiva.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado da correlação de *Pearson* das modelagens RIF 1, RIF 2 e RIF 3 (Figura 11) apresentou-se com valores maiores que zero, portanto, todas as modelagens apresentaram uma correlação positiva. Além disso, O valor-p para a correlação entre DK e cada RIF é menor 0.05, indicando que a correlação é estatisticamente significativa. Dentre as três modelagens, o RIF 1 apresentou um valor de correlação de *Pearson* de 0,61, valor maior que as demais, logo, foi considerado o melhor modelo, pois, quanto mais perto de 1, mais forte é a ligação (PARANHOS et al., 2014). Assim, comparando com a densidade *Kernel*, a modelagem RIF 1 foi o melhor modelo, entre os três modelos testados, capaz de prever a localização de incêndios florestais para o bioma Amazônia. A matriz de correlação de *Pearson* é apresentada na Figura 11, com os resultados dos valores da correlação para cada uma das modelagens estudadas.

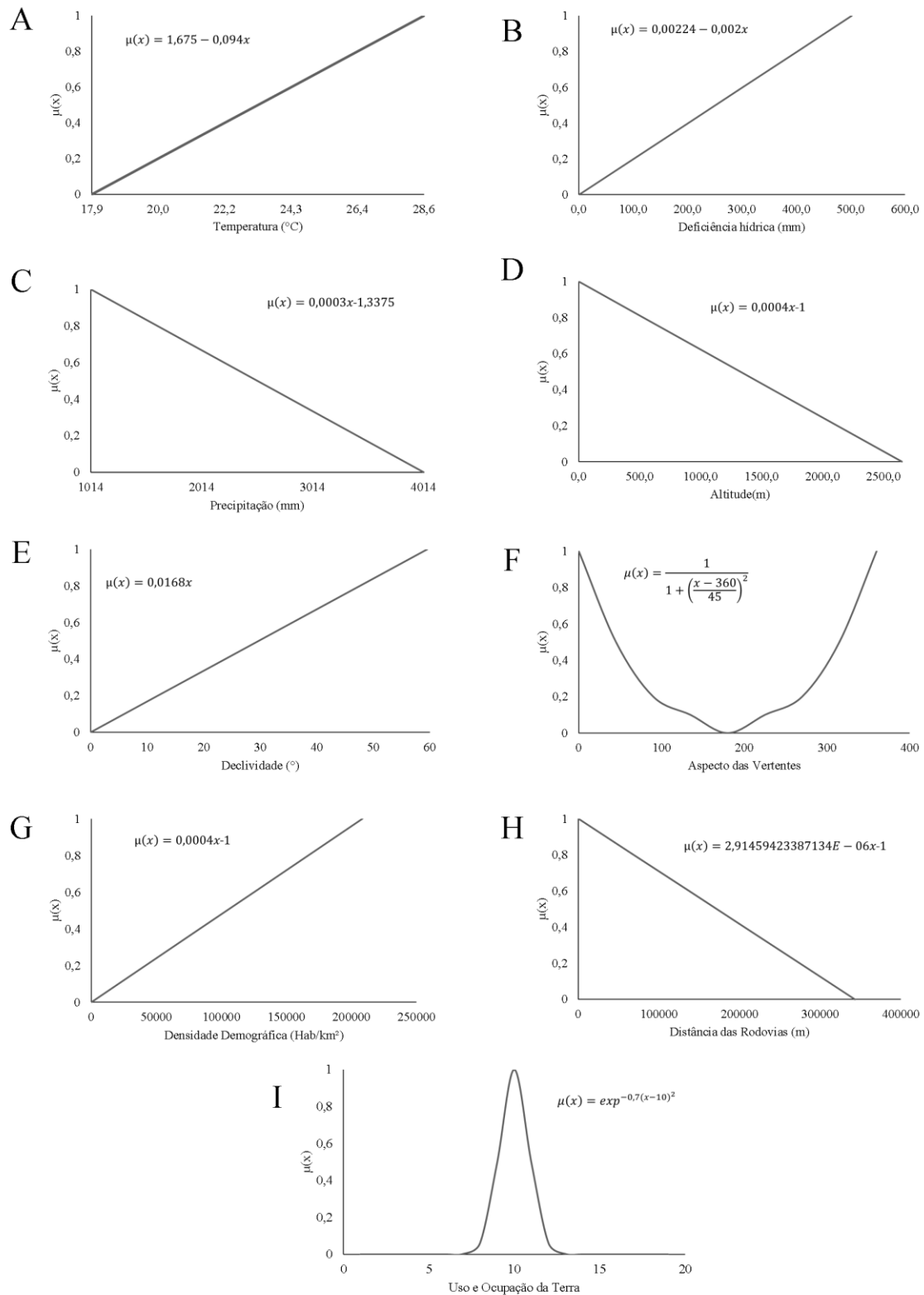
Figura 11 – Matriz de Correlação de Pearson



Fonte: a autora.

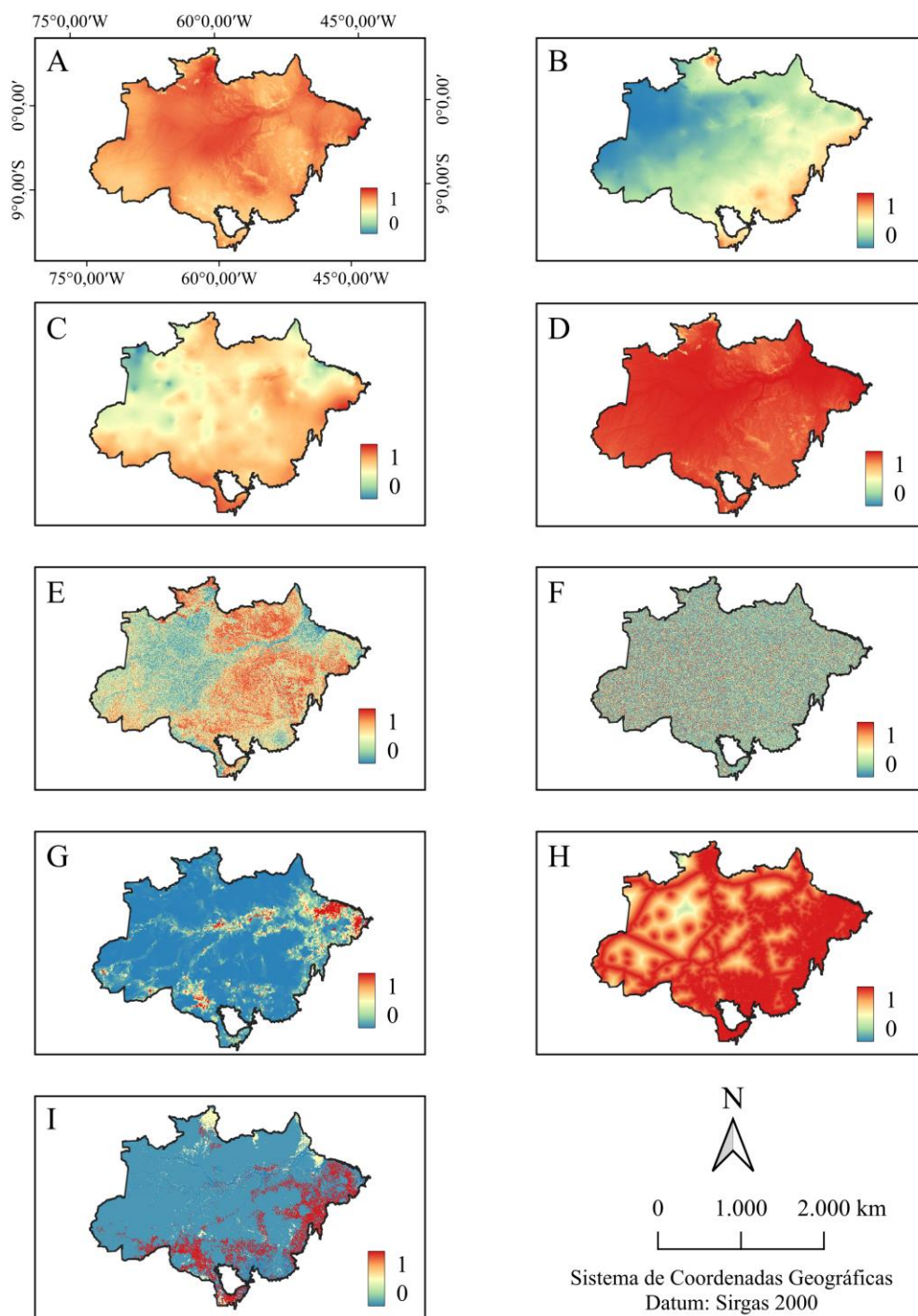
As funções de pertinência ajustadas, bem como os resultados da padronização para cada uma das variáveis envolvidas no estudo são apresentadas na Figura 12 e na Figura 13. As variáveis temperatura, deficiência hídrica, declividade e densidade demográfica foram determinadas pela função de pertinência *Fuzzy linear crescente* (Figura 12). As variáveis precipitação, altitude e distância das rodovias foram determinadas pela função de pertinência *Fuzzy linear decrescente* (Figura 12). A variável classe de uso e cobertura da terra foi representada pela função de pertinência *Fuzzy Gaussian* (Figura 12) e, finalmente, a variável aspecto das vertentes foi determinada pela função de pertinência *Fuzzy Generalized Bell* (Figura 12).

Figura 12 – Funções de Pertinência aplicadas a cada uma das variáveis do modelo RIF 1. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



Fonte: a autora.

Figura 13 – Efeito das funções de pertinência sobre as variáveis. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



Fonte: a autora.

Na Figura 14, observa-se a frequência das células em cada classe *Fuzzy* (0,0-0,25; 0,25-0,50; 0,50-0,75 e 0,75-1,0), após a fuzzificação das variáveis estudadas. A partir da Figura 14, percebe-se uma alta frequência de células nas classes *Fuzzy* (0,50-0,75 e 0,75-1,0) nas variáveis temperatura, deficiência hídrica e altitude, esse resultado indica que essas variáveis influenciaram para um maior risco de incêndio para o bioma Amazônia. As variáveis declividade, aspecto das vertentes, densidade demográfica e uso e cobertura da terra apresentaram uma alta frequência de células nas classes *Fuzzy* (0,0-0,25), esse resultado indica que tais variáveis influenciaram para um baixo risco de ocorrência de incêndios. A distribuição da frequência de pixels permite entender a influência de cada uma variável individualmente no modelo de risco.

A distribuição das frequências de pixels da variável temperatura apresenta uma alta frequência na classe (0,75-1), assim, percebe-se que essa variável influencia para um alto risco de ocorrência de incêndios. A temperatura, tanto do material combustível como a temperatura do ar, afeta direta e indiretamente a ocorrência de incêndios e o potencial de propagação desses incêndios (SOARES; BATISTA, 2007). Segundo Eugenio et al. (2016), quanto mais elevada a temperatura, maior o risco de ocorrência de incêndios florestais.

A variável precipitação exibe uma alta frequência na distribuição de células nas classes *Fuzzy* intermediária (0,25-0,50) (Figura 14), este trabalho denota que a distribuição das chuvas na área de estudo apresenta um risco médio de ocorrência de incêndios. Segundo Eugenio; Santos (2021) existe uma relação entre a precipitação pluviométrica e a ocorrência de incêndios florestais. Segundo o autor, em condições de precipitação, devido ao elevado gasto energético para iniciar uma combustão, quanto maior os valores médios de chuva, menor a probabilidade de ocorrência de incêndios.

A precipitação pluviométrica no bioma Amazônia é um dos elementos climáticos mais importantes, pois trata-se de uma floresta tropical, já que a região possui uma média de precipitação de aproximadamente 2.300 mm/ano (FISCH; MARENGO; NOBRE, 1998). Nesse sentido, percebe-se que altas temperaturas e baixos índices de precipitação contribuem para o aumento dos incêndios florestais.

Normalmente, a ocorrência de incêndios está intimamente relacionada às condições meteorológicas locais, principalmente em relação à temperatura, à precipitação e à deficiência hídrica (SANT'ANNA; FIEDLER; RAMALHO, 2020). No bioma, a temperatura média anual varia entre 17,9° C e 28,58 °C (Apêndice A), os valores de

precipitação acumulada anual varia entre 1013,68 e 4016,8 mm (Apêndice A) e a deficiência hídrica 1,12 e 502,08 mm (Apêndice A). Essa região é determinada por uma atmosfera úmida de grande e intensa atividade convectiva, pois, juntamente com a ação dos sistemas sinóticos, influencia o clima da região, o que caracteriza um ambiente tropical (SILVA; LOPES; SANTOS, 2023).

O relevo da Amazônia é composto por depressões, planaltos, planícies, patamares, tabuleiros, serras e chapadas, e sua altitude varia desde 0 a 2650,95 metros (Apêndice B) e declividade varia de 0° a 60° (Apêndice B). As variáveis topográficas também exercem influência nos incêndios florestais, principalmente no comportamento do fogo. A altitude possui grande influência nos incêndios, devido a variação de temperatura e umidade. Em altitudes elevadas, posto que, por exemplo, a temperatura do ar é mais baixa, há menor risco de ocorrência de incêndios (LORENZON et al., 2018). A variável altitude apresenta uma alta frequência de pixels na classe (0,75-1,0), evidenciando uma influência dessa variável para um alto risco de ocorrência de incêndios.

A distribuição das frequências de pixels das variáveis declividade e aspecto das vertentes (Figura 14) revelam uma maior concentração nas classes (0,0-0,25), em relação a essas duas últimas variáveis, na área de estudo, ambas apresentam um risco baixo de ocorrência de incêndios. A declividade ou inclinação do terreno interferem na quantidade de radiação solar que chega à superfície, desse modo, ela condiciona a velocidade e direção de propagação dos ventos, consequentemente condiciona a velocidade e direção de propagação do fogo (LORENZON et al., 2018). Assim sendo, quanto maior o grau de inclinação do relevo, maior o grau de propagação das chamas (EUGENIO; SANTOS, 2021). A região de estudo apresenta uma declividade que varia de 0° a 60° (Apêndice B)

A variável aspecto das vertentes trata da exposição, ou direção do lado da montanha em relação aos pontos cardeais e apresenta efeito direto em relação ao risco de incêndio florestal em função da radiação solar incidente sobre o terreno. A sul do Equador, a incidência solar é mais direta sobre as faces voltadas para o norte, logo, transmite mais calor para essa exposição do que para qualquer outra (SOARES; BATISTA, 2007). O relevo voltado para o norte recebe energia durante todo o dia, enquanto as faces noroeste e oeste recebem luz no período da tarde. Assim, é observado um maior risco nessas faces de exposição do relevo quando comparado com as faces sul, sudeste, sudoeste e relevo plano (JUVANHOL, 2014).

A proximidade de rodovias também é uma variável considerável, quando se trata do risco de incêndio florestal, pois, quanto mais próximo da rodovia, maior o risco de incêndio (CHOU; MINNICH; CHASE, 1993; GARCIA et al., 1995). Neste estudo, percebe-se que áreas mais próximas das rodovias estão com valores mais próximos de 1 (Figura 13), o que evidencia maior risco de ocorrência de incêndios.

O mapeamento do uso e cobertura da terra permitiu a compreensão dos padrões que estruturam o espaço geográfico no bioma Amazônia. Esse processo permitiu a identificação e a análise dos diferentes modos de como a terra é utilizada e ocupada, possibilitando uma compreensão mais ampla das dinâmicas que moldam a área de estudo.

De acordo com as classes de uso e cobertura, o bioma Amazônia é composto majoritariamente pela classe Formação Florestal (Apêndice D), que ocupa uma área de 3.296.577,25 km² (Tabela 2), o que corresponde 78,22% de todo o bioma Amazônia. Vale ressaltar que a classe formação florestal engloba uma boa parte das fitofisionomias presentes no bioma, entre elas a Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, as Campinaranas, a Floresta Estacional e as Formações Pioneiras (Apêndice E). Na Tabela 3, é apresentado a área em quilômetro quadrado e em percentual das classes de uso e cobertura da terra para o bioma Amazônia.

Tabela 3 – Classes de uso e cobertura da terra do bioma Amazônia, Brasil

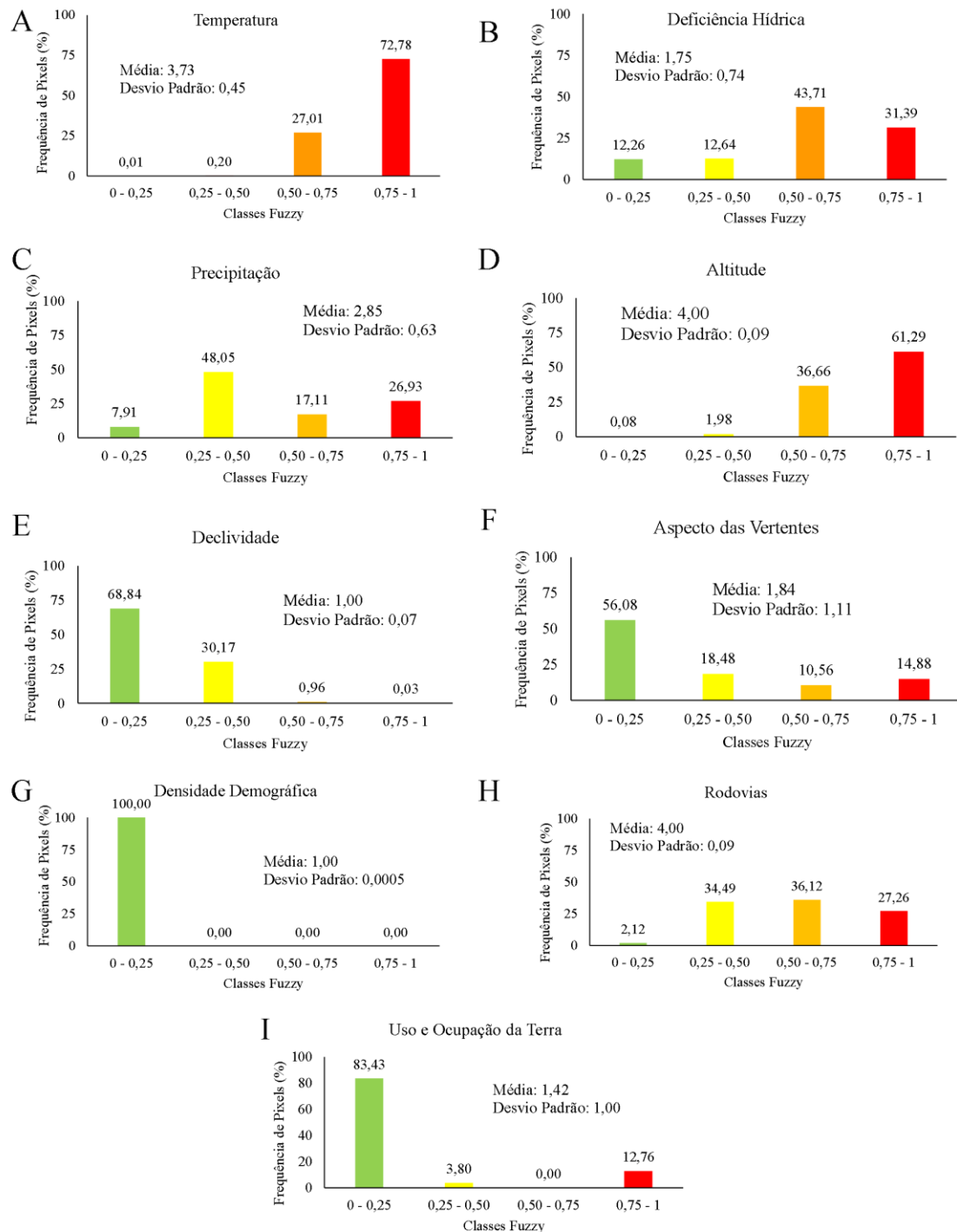
Classe de uso e cobertura da terra	Área (km²)	Área (%)
Formação Florestal	3.296.577,25	78,22
Pastagem	537.906,56	12,76
Formação Campestre	139.398,63	3,31
Rio, Lago e Oceano	108.059,44	2,56
Soja	54.331,75	1,29
Campo Alagado e Área pantanosa	24.202,38	0,57
Formação Savânica	20.923,56	0,50
Outras Lavouras temporárias	14.005,31	0,33
Mangue	7.212,44	0,17
Silvicultura	3.719,94	0,09
Área Urbanizada	3.389,44	0,08
Mineração	2.439,63	0,06
Outras Lavouras Perenes	1.039,81	0,02
Cana	762,31	0,02
Apicum	252,38	0,01
Algodão	73,13	0,00
Praia, Duna e Areal	44,50	0,00
Mosaico de Usos	19,31	0,00
Outras Áreas Não Vegetadas	1,88	0,00
Total	4.214.359,63	100

Fonte: MapBiomas (2021), adaptado pela autora.

Além dos ambientes de vegetação natural, a região abriga áreas antropizadas, como as áreas ocupadas por pastagem, que abrangem aproximadamente 12,76% (Tabela 3), o que corresponde uma área de 537.906,56 km², de maneira que as áreas com presença de soja, de lavouras temporárias, de silvicultura, de mineração, de lavouras perenes, de cana, de algodão e de outros usos juntas somam 79.780,63km² (1,89%). Essa compreensão dos padrões de uso do solo e cobertura fornece uma importante visão para compreensão das áreas de maior risco de ocorrência de incêndios florestais. Ademais, a área urbanizada corresponde a 0,08%, uma área de 3.389,44 km² (Tabela 3).

Na Figura 13, é possível perceber o comportamento do efeito da função de pertinência *Fuzzy Gaussian* na variável uso e cobertura da terra. As áreas com valores mais próximos de 1 são as áreas mais suscetíveis a ocorrência de incêndios florestais, que corresponde, principalmente, a áreas de pastagens, a áreas próximas às estradas e a áreas urbanizadas, região conhecida como “arco do desmatamento”.

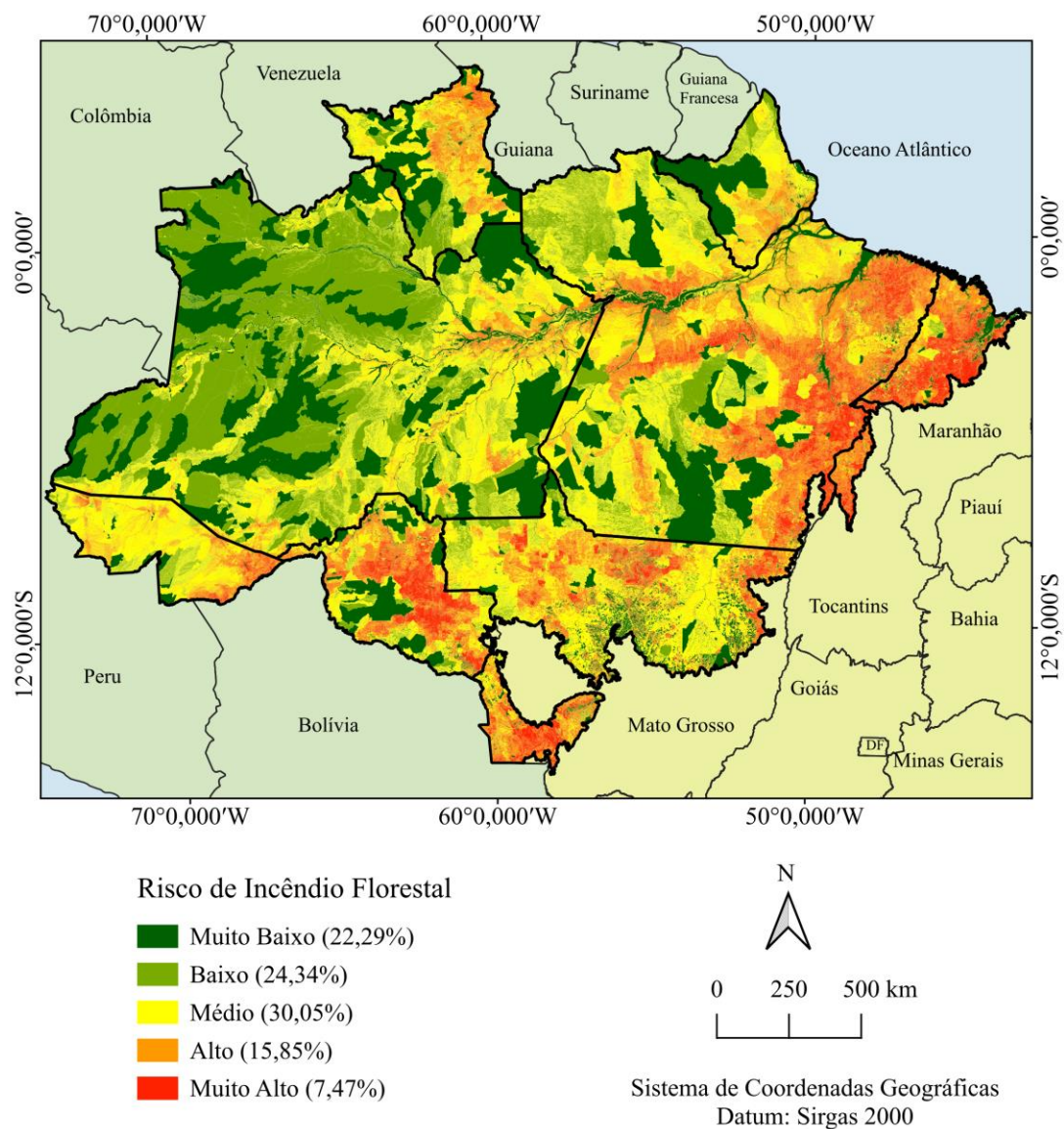
Figura 14 – Distribuição das Frequências de Pixels em cada classe *Fuzzy*. A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



Fonte: a autora.

O risco de incêndio florestal, determinado pela combinação das variáveis estudadas, é apresentado na Figura 15. Em termos quantitativos, 30,05% da área do bioma Amazônia apresentou médio risco de ocorrência de incêndios florestais, uma área de 1.263.561,00 km². As áreas que apresentaram risco alto e muito alto correspondem a 15,85% e 7,47%, respectivamente.

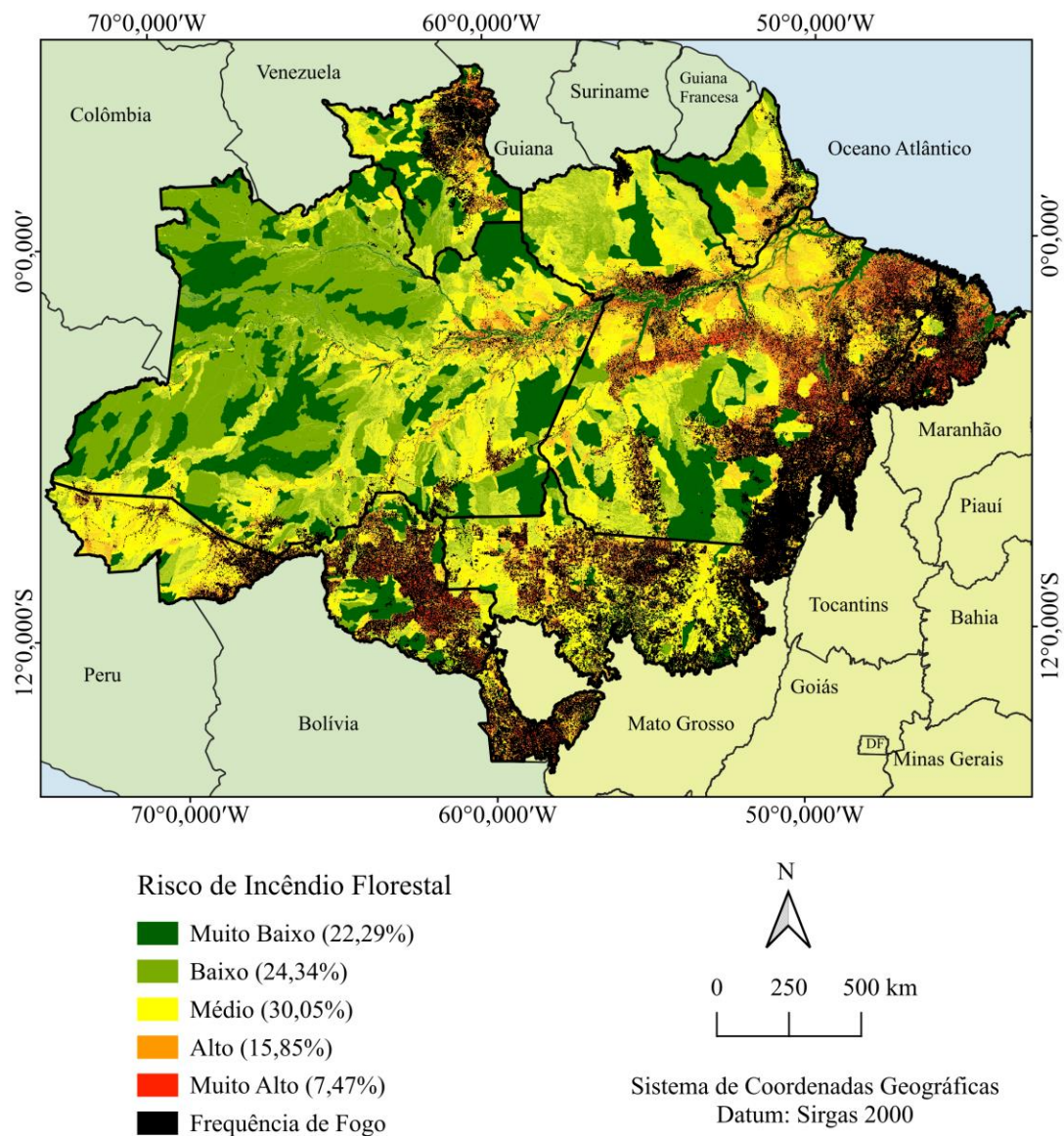
Figura 15 – Risco de Incêndio Florestal para o bioma Amazônia brasileiro



Fonte: a autora.

Na Figura 16, é apresentado o risco de incêndio florestal e os dados de frequência de fogo disponibilizados pelo MapBiomas Fogo, sendo este último o mesmo utilizado para o mapa de estimativa de densidade *Kernel* e a validação do modelo. A partir figura 16, percebe-se que os pontos que correspondem a frequência de fogo coincidem com as áreas de maior risco de ocorrência de incêndios, o que refletem as classes alto e muito alto, respectivamente.

Figura 16 – Risco de Incêndio Florestal para o bioma Amazônia brasileira versus Frequência de Fogo



Fonte: a autora.

As áreas de ocorrência de incêndios florestais na Amazônia concentram-se principalmente na porção leste do bioma, região conhecida como “arco do desmatamento” (HEINRICH et al., 2021; NOBREGA, 2023), onde estão localizados os estados de Rondônia, Mato Grosso, Pará e Maranhão (Figura 12). No risco de incêndio por estado, Rondônia é classificado como alto risco com 25,30%, Mato Grosso como médio risco com 40,16%, Pará como médio risco com 33,86% e Maranhão como risco muito alto com 40,18% (Apêndice N).

As áreas onde estão localizados os estados de Rondônia, Mato Grosso, Pará e Maranhão são principalmente as regiões com maior influência antrópica do bioma, presença principalmente das classes de uso e cobertura da terra (Apêndice D) como a pastagem (12,76%), áreas agrícolas como a soja (1,29%), silvicultura (0,09%), cana-de-açúcar (0,02%), lavouras temporárias (0,33%) e área urbanizada (0,08%). Além disso, estão mais próximas das rodovias (Apêndice C) e correspondem as áreas com maior densidade demográfica (Apêndice C). A porção leste, é também onde a frequência de fogo é predominante (Figura 13), provavelmente influenciada por questões antrópicas.

As áreas com risco muito baixo (22,29%) e risco baixo (24,34%) (Figura 12) predominam na porção mais ao norte do bioma, onde a classe Formação Florestal (Apêndice D) (78,22%) é predominante. Além do mais, essas áreas apresentam menor densidade demográfica (Apêndice C) e estão mais distantes de rodovias e estradas.

As principais formações vegetais, presentes no bioma Amazônia, são as Campinaranas, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Sempre-Verde, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Densa, Formação Pioneira, Savana, Savana-Estépica e Regiões de Contato (Ecótono e Enclave) (Apêndice O). Dentre as formações vegetais, as que apresentaram alto risco de incêndio florestal foram a Savana-Estépica, com 71,06% (Apêndice O) e a Savana (36,55%); a Campinarana foi a fitofisionomia que apresentou baixo risco (56,54%); e as demais apresentaram médio risco de ocorrência de incêndios. O risco de incêndio florestal por fitofisionomia pode ser visualizado no Apêndice O.

As classes de risco por estado mostraram que Roraima, localizado na porção setentrional da Amazônia, apresenta muitas áreas com médio risco (32,25%) e alto risco (19,10%) (Apêndice N). No estado, há uma presença predominante da classe de uso e cobertura da terra formação campestre (Apêndice D), e, de acordo o mapa de fitofisionomias (Apêndice E), nessa área predomina a fitofisionomia conhecida como

Savana. A savana de Roraima é considerada um ecossistema regional altamente ameaçado pelas atividades humanas (agricultura extensiva, pecuária, aumento das estradas) (ARAÚJO JÚNIOR; GOMES; MAIA, 2023), e, em 1998, ocorreu um grande incêndio nessa região (NEPSTAD et al., 2000; SILVA, 2006), desde então, Roraima recebeu um protagonismo com os casos de aumento de incêndios potencializados por ameaças advindas de queimadas por meios naturais e/ou antrópicos (ARAÚJO JÚNIOR; GOMES; MAIA, 2023).

O estado do Amazonas é o único estado do bioma que é classificado como baixo risco (43,45 %) (Apêndice N) de ocorrência de incêndios florestais, em contrapartida, a porção do estado do Maranhão, que está inserido no bioma, apresenta um risco muito alto (40,18 %) seguido de alto (33,94%) (Apêndice N). O Maranhão possui uma elevada densidade populacional (Apêndice C) e uma forte presença de atividades antrópicas como a pastagem (Apêndice D). No Apêndice N, é apresentado o risco de incêndio florestal por estado para todo o bioma.

Anualmente a Amazônia brasileira sofre com a ocorrência de incêndios. Essa elevada frequência de incêndios está diretamente relacionada às atividades antrópicas, principalmente desmatamento, avanço de fronteiras agrícolas, extração madeireira e mudanças no uso e cobertura da terra (SILVÉRIO et al., 2019; EUGENIO; SANTOS, 2021; GATTI et al., 2021; NOBREGA, 2023; SOUZA, de et al., 2023). Outro fator muito importante, que deve ser considerado, uma vez que agrava o aumento das ocorrências de incêndios, são as secas extremas, intensas e prolongadas, as quais estão associadas a mudanças climáticas e a fenômenos climáticos como *El Niño* e *La Niña* (BARBOSA; FEARNside, 1999; NEPSTAD, et al., 1999).

Barbosa et al., (2021) estudando as tendências na dinâmica do fogo na Amazônia Legal brasileira e as interações entre os fenômenos climáticos *El Niño* e *La Niña*, percebeu que os focos de incêndio, no período estudado, e a área queimada foram mais frequentes no período de *La Niña*. No entanto, as autoras revelam que, mesmo em períodos considerados de baixo risco de ocorrência de incêndio, as florestas podem estar vulneráveis às queimadas por outras razões relacionadas à ação do homem.

Os incêndios florestais provocam inúmeros prejuízos para a floresta amazônica e para a vida dos seres humanos. A fumaça gerada pelas queimadas, além de influenciar negativamente a qualidade do ar, provoca o fechamento de aeroportos, libera grande quantidade de carbono para atmosfera o que contribui significativamente para o

aquecimento global, além de afetar o solo, o ciclo hidrológico e a biodiversidade (MENDONÇA, et al., 2004; MOTTA et al., 2002). Além disso, a poluição resultado da queima de biomassa e dos incêndios provoca impacto na qualidade do ar e consequentemente na saúde das pessoas afetadas pela fumaça (MOTTA et al., 2002; NEPSTAD et al., 2001; SANT'ANNA; ROCHA, 2020).

Os incêndios da Amazônia possuem relação com o desmatamento. Segundo os dados do INPE (2023), até 2020, foi desmatado no bioma Amazônia uma área de aproximadamente 729.781,76 km². O desmatamento acontece por inúmeras razões, dentre elas destacam-se a exploração madeireira ilegal, a agricultura, os desastres naturais, a urbanização, a mineração, o crescimento industrial e a substituição das florestas por pastagens (SANTOS; NASCIMENTO; SILVA, 2020; SOUZA et al., 2023). Além dessas atividades, outra atividade antrópica de ordem econômica e extrativista que impulsiona o desmatamento na Amazônia é o garimpo ilegal, que, além de contribuir para a perda de biodiversidade, facilita a contaminação do solo e dos rios da bacia Amazônica (SILVA et al., 2023). Ademais, existem diversas formas de remover as florestas, mas as queimadas e os incêndios são os que mais se destacam.

Estudos revelam que o impacto das mudanças de uso e cobertura do solo, na Amazônia brasileira, alteram de forma significativa as classes floresta e cerrado, influenciando na diminuição dessas áreas e geram o aumento das classes pastagem agrícola e herbácea (LOUZADA; RIBEIRO, 2019; SILVA; LOPES; SANTOS, 2023; SOUZA, et al., 2023). Além disso, as principais mudanças ocorreram nas porções leste e sul do bioma, que são ocupadas principalmente pela classe agrícola, o que revela perdas significativas nas regiões ocupadas por savanas (SILVA; LOPES; SANTOS, 2023), assim, tais dados corroboram os resultados da atual pesquisa.

O ano de 2022 apresentou valores altos de desmatamento no bioma Amazônia brasileiro, com uma área de 12.500 km² (INPE, 2023a). O estado que apresentou o maior incremento acumulado foi o estado do Pará (52.316,41 km²), seguido de Mato Grosso (23.635,86 km²), Amazonas (16.648,22 km²), Acre (6.813,77 km²), Roraima (3.917,26 km²), Maranhão (3.363,13 km²), Amapá (462,84 km²) e Tocantins (249,16 km²) (INPE, 2023a). Os três municípios que lideram o *ranking* no desmatamento no bioma Amazônia são os municípios de Altamira (6.445,06 km²), seguido de São Félix do Xingu (5.836,89 km²) no estado do Pará e Porto Velho (5.096,91 km²), no estado de Rondônia (INPE,

2023a). O estado do Pará também lidera no *ranking* em número de focos de incêndio por estado, quando da análise focos de queimada *versus* desmatamento (INPE; 2023).

A lógica *Fuzzy* é eficiente para modelagem de mapas de risco e é uma metodologia muito utilizada. Na literatura, existem alguns trabalhos que utilizam essa metodologia para obtenção de mapas de risco de incêndio, como o trabalho desenvolvido por Parajuli; Manzoor; Lukac, (2023), o qual utilizou lógica difusa combinada com o método de análise hierárquica (AHP) para estudar as áreas de risco de incêndios no *Teraí Arc Landscape* (TAL), localizado no Nepal. Assim como na Amazônia, a maioria dos incêndios que ocorrem nesta área do Nepal são fortemente influenciados pelo o aumento das atividades antrópicas, entretanto outras variáveis podem também influenciar nesse aumento, como no caso do Nepal, incêndios que ocorrem em época de pré-monções (MATIN et al., 2017; PARAJULI et al., 2020; PARAJULI; MANZOOR; LUKAC, 2023).

Outros trabalhos obtiveram sucesso ao aplicar a lógica nebulosa, como o trabalho de Aragão et al., (2023) o qual utilizou a metodologia para delimitar áreas prioritárias para manejo de incêndios na Ilha do Bananal, região de ecótono entre Cerrado e Amazônia; Juvanol et al. (2021) utilizou a metodologia para elaborar o risco de incêndio em um importante remanescente de Mata Atlântica, e Macedo (2021) utilizou a lógica nebulosa para determinar o risco de incêndios em plantios florestais. Assim, um mapa de risco representa a espacialização das condições para ocorrência e para propagação do fogo e apresenta informações importantes para o planejamento adequado de alocação de equipamentos além de ser um indicativo de recursos para prevenção e controle de incêndios.

Nesse contexto, com o intuito de proteger as funcionalidades dos ecossistemas florestais, dos seus serviços ambientais, da conservação de florestas tropicais e dos benefícios para o bem-estar das pessoas, mapas de risco de ocorrência de incêndios florestais de alta qualidade constituem uma importante ferramenta para compreender a dinâmica espacial e temporal de incêndios florestais (ARAÚJO JÚNIOR; GOMES; MAIA, 2023; MOAYEDI et al., 2020; MOHAJANE et al., 2021; PARAJULI; MANZOOR; LUKAC, 2023). Além disso, os mapas podem ser utilizados juntamente com aplicação da legislação e promoção de campanhas de educação ambiental para a gestão, prevenção e combate aos incêndios florestais.

Diante do que foi mencionado acima, percebe-se que os incêndios florestais podem acontecer em resposta a eventos de seca, de desmatamento e de mudanças no uso da terra. Os impactos negativos dos incêndios já são bastante conhecidos, o que ainda permanece incipiente são as ações para mitigar e reduzir esses impactos (PESSÔA et al., 2023). Ademais, uma estratégia para reduzir as áreas queimadas na Amazônia consiste no investimento em iniciativas de manejo na prevenção e supressão de incêndios (OLIVEIRA, et al., 2021).

As principais ações de políticas públicas de prevenção e de controle de incêndios florestais consistem no monitoramento em tempo quase real de ocorrências de fogo detectada por satélite; custeio, treinamento e planejamento de brigadas de prevenção e de combate; além de suporte a comunidade de produtores de pequeno porte, o que envolve atividades informativas, formativas e finalmente, não menos importante, educação ambiental sobre incêndios florestais para toda sociedade em geral (FONSECA-MORELLO et al., 2017).

O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por meio da plataforma *TerraBrasilis* (ASSIS et al., 2019), realiza anualmente o monitoramento por satélite do desmatamento através do projeto PRODES para o bioma Amazônia e outros biomas brasileiros. O INPE fornece produtos como mapas de desmatamento, mapas de avisos, focos de queimada em áreas de desmatamento e em propriedades rurais do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e um acervo de focos de fogo do programa BD Queimadas. Além disso, existe o instrumento REDD+ desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados relacionados às atividades de redução de emissões provenientes do desmatamento e degradação ambiental, conservação e aumento dos estoques de carbono florestal e do manejo sustentável de florestas (MMA, 2023).

6. CONCLUSÕES

O bioma Amazônia brasileiro possui uma expressiva importância ecológica, ambiental e hidrológica para o Brasil e para todo o planeta. Dentre as três modelagens estudadas, o RIF 1 foi o melhor modelo no sentido de ser capaz de prever a localização e

a quantificação de incêndios florestais. O bioma Amazônia é classificado como médio risco de ocorrência de incêndios, o que corresponde a 30,05 % de toda região de estudo.

Entender e prever o risco de incêndios florestais no bioma Amazônia brasileiro é crucial para a proteção do ecossistema e da vida selvagem. Modelar o risco de incêndio pode ajudar a proteção ambiental do bioma bem como pode ajudar a entender melhor como esses eventos afetam o clima, além de informar políticas de gestão de recursos naturais, como políticas de uso da terra, monitoramento de incêndios e estratégias de prevenção. Portanto, a modelagem de risco de incêndios florestais mediante à lógica *Fuzzy* foi considerada, por meio deste estudo, eficaz para prever e quantificar o risco de incêndios florestais para o bioma Amazônia brasileiro.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABATZOGLOU, J. T. et al. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. **Scientific Data**, v. 5, n. 1, p. 170191, 9 dez. 2018.

AGUADO, A. G.; CANTANHEDE, M. A. Lógica Fuzzy. **Fac. Tecnol. - Univ. Estadual Campinas**. Limeira, SP: [s.n.], 1969. v. 21. .

ALMEIDA, C. A. de et al. **Metodologia Para Mapeamento De Vegetação Secundária Na Amazônia**. São José dos Campos: INPE, 2009.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

AMARAL, D. D. do et al. Identificação dos subtipos de savanas na Amazônia oriental (Pará e Amapá, Brasil) com uma chave dicotômica de individualização. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 14, n. 2, p. 183–195, 2019.

ANTICONA, A. J. V. **Fuzzy logic applied to forest fire risk modeling in the Cajamarca region, Peru**. 2021. 41 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2021.

ARAGÃO, M. de A. et al. Risk of forest fires occurrence on a transition island Amazon-Cerrado: Where to act? **Forest Ecology and Management**, v. 536, p. 120858,

maio 2023.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R.; GOMES, M. de L.; MAIA, V. V. Focos de calor e El Niño: implicações no estado de Roraima – Brasil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 25, n. 1, p. 123–145, 29 jul. 2023.

ARPACI, A. et al. Using multi variate data mining techniques for estimating fire susceptibility of Tyrolean forests. **Applied Geography**, v. 53, p. 258–270, set. 2014.

ASSIS, L. F. F. G. et al. TerraBrasilis: A Spatial Data Analytics Infrastructure for Large-Scale Thematic Mapping. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 8, n. 11, p. 513, 12 nov. 2019.

BARBOSA, M. L. F. et al. Recent trends in the fire dynamics in Brazilian Legal Amazon: Interaction between the ENSO phenomenon, climate and land use. **Environmental Development**, v. 39, p. 100648, set. 2021.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Incêndios na Amazônia Brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Nino” (1997/98). **Acta Amazonica**, v. 29, n. 4, p. 513–534, dez. 1999.

BARBOSA, R. I.; MIRANDA, I. S. Fitofisionomias e diversidade vegetal das Savanas se Roraima. **Savanas de Roraima: Etnoecologia, biodiversidade e potencialidades agrossilvipastoris**, p. 61–78, 2005.

BATALHA, M. A. O Cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 21–24, 2011.

BAX, V.; FRANCESCONI, W. Environmental predictors of forest change: An analysis of natural predisposition to deforestation in the tropical Andes region, Peru. **Applied Geography**, v. 91, p. 99–110, fev. 2018.

BITAR, S. D.; CAMPOS, C. P.; FREITAS, C. E. C. Applying fuzzy logic to estimate the parameters of the length-weight relationship. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3, p. 611–618, 3 maio 2016. Disponível em:

<<http://www.scielo.br/j/bjb/a/dHmyXQfQ3yy3BVVVrDMJwxd/?lang=en>>. Acesso

em: 16 set. 2021.

BRAGA, E. O.; JARDIM, M. A. G. Florística, estrutura e formas de vida do estrato inferior de uma floresta ombrófila densa aluvial, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1048, 2019.

BRAGA, P. I. S. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 9, n. 4 suppl 1, p. 53–80, 1979.

BRITO, T. de F. et al. **Complexo vegetacional sobre areia branca: campinaranas do sudoeste da Amazônia / Universidade Federal do Acre**. Rio Branco: Edufac, 2017.

CARVALHO, E. A. de; ARAÚJO, P. C. de. **Leituras cartográficas e interpretações estatísticas I: Geografia**. Natal, RN: EDUFRN, 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Abóreas Brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 13 jun. 2008.

CHOU, Y. H.; MINNICH, R. A.; CHASE, R. A. Mapping probability of fire occurrence in San Jacinto Mountains, California, USA. **Environmental Management**, v. 17, n. 1, p. 129–140, 1993.

CHUVIECO, E.; CONGALTON, R. G. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 29, n. 2, p. 147–159, 1 ago. 1989. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0034425789900230>>. Acesso em: 28 out. 2023.

CONEDERA, M. et al. Using Monte Carlo simulations to estimate relative fire ignition danger in a low-to-medium fire-prone region. **Forest Ecology and Management**, v.

261, n. 12, p. 2179–2187, jun. 2011.

COUTINHO, L. M. O Conceito de bioma. **Acta botânica brasileira**, v. 33, n. 2, p. 13–23, fev. 2006.

CRESWELL, J. W. **Projeto de Pesquisa: métodos qualitativos, quantitativo e misto**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

D'ALGE, J. C. L. Cartografia Para Geoprocessamento. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. [S.l: s.n.], 1991. p. 1–32. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>.

DANISH, E.; ONDER, M. Application of Fuzzy Logic for Predicting of Mine Fire in Underground Coal Mine. **Safety and Health at Work**, v. 11, n. 3, p. 322–334, 1 set. 2020.

DONG, X. et al. Climate influence on the 2019 fires in Amazonia. **Science of The Total Environment**, v. 794, p. 148718, nov. 2021.

EDWARDS, D. P. et al. Upscaling tropical restoration to deliver environmental benefits and socially equitable outcomes. **Current Biology**, v. 31, n. 19, p. R1326–R1341, out. 2021.

EQUIPE DO RSTUDIO. **R Studio**. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: 16 out. 2023.

ERBAUGH, J. T.; OLDEKOP, J. A. Forest landscape restoration for livelihoods and well-being. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 32, p. 76–83, jun. 2018.

EUGENIO, F. C. et al. Applying GIS to develop a model for forest fire risk: A case study in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 65–71, 2016.

EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R. dos. **Incêndios florestais em florestas plantadas: uma análise temporal, espacial e causal de suas ocorrências**. Alegre, ES: CCAUFES, 2021.

- FALKENBERG, D. de B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **INSULA Revista de Botânica**, v. 28, n. 1, p. 1–30, 1999.
- FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, n. 1, p. 101–114, mar. 2008.
- FIEDLER, N. C. et al. Técnicas de Prevenção de Incêndios Florestais. In: FIEDLER, Nilton Cesar; SAT’ANNA, C. de M.; RAMALHO, A. H. C. (Org.). . **Incêndios Florestais**. Jerônimo Monteiro: UFES, 2020. p. 85–97.
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Da. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, p. 115–146, 2009.
- FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. The climate of Amazonia - a review. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101–126, 1998.
- FONSECA-MORELLO, T. et al. FIRES IN BRAZILIAN AMAZON: WHY DOES POLICY HAVE A LIMITED IMPACT? **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 4, p. 19–38, dez. 2017.
- GAIAD, S.; CARVALHO, P. E. R. **Glossário**. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/especies_arboreas_brasileiras/arvore/CONT000g08hphpk02wx5ok026zxpg7c9wrkm.html%0A>. Acesso em: 12 out. 2021.
- GARCIA, C. et al. A Logit Model for Predicting the Daily Occurrence of Human Caused Forest-Fires. **International Journal of Wildland Fire**, v. 5, n. 2, p. 101, 1995.
- GATTI, L. V. et al. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 15 jul. 2021.
- GIOVANINI, A. **Zonas e Fusos UTM**. Disponível em: <<https://adenilsongiovanini.com.br/blog/fuso-utm-o-que-e-e-quais-os-existentis-no-brasil/zonas-e-fusos-utm/>>. Acesso em: 3 nov. 2021.
- GOLEIJI, E. et al. Forest fire risk assessment-an integrated approach based on multicriteria evaluation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 12, p.

612, 6 dez. 2017.

GOMIDE, F. A. C.; GUDWIN, R. R.; TANSCHKEIT, R. Conceitos fundamentais da teoria de conjuntos fuzzy, lógica fuzzy e aplicações. **Proc. 6 th IFSA Congress-Tutorials**, n. July, p. 1–38, 1995.

GOMIDE, F.; GUDWIN, R. Modelagem, Controle, Sistemas e Lógica Fuzzy. **SBA Controle & Automação**, v. 4, n. 3, p. 97–115, 1994.

GUAPYASSÚ, M. dos S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana - Morretes - Paraná**. 1994. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

GUO, F. et al. What drives forest fire in Fujian, China? Evidence from logistic regression and Random Forests. **International Journal of Wildland Fire**, v. 25, n. 5, p. 505, 2016.

HEINRICH, V. H. A. et al. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1785, 2021.

HIGUCHI, M. I. G.; HIGUCHI, N. **A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental**. 2. ed. Manaus: [s.n.], 2012.

HIGUCHI, N. et al. **Noções básicas de Manejo Florestal**. . Manaus, Amazonas: [s.n.], [s.d.].

HUMBOLDT, A. Von; BONPLAND, A. **Essai sur la géographie des plantes: accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales, fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré de latitude boréale jusqu'au dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, .** [S.l.]: Editorial MAXTOR, 1805.

ILIADIS, L. S. A decision support system applying an integrated fuzzy model for long-term forest fire risk estimation. **Environmental Modelling and Software**, v. 20, n. 5, p. 613–621, 1 maio 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Biomás brasileiros | Educa Jovens - IBGE**. Disponível em:

<<https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/18307-biomas-brasileiros.html>>. Acesso em: 4 out. 2021.

_____. **Geografia do Brasil Região Norte**. Rio de Janeiro: SERGRAF - IBGE, 1977. v. 1.

_____. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.

_____. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira|Sistema fitogeográfico Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas| Procedimentos para mapeamentos**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. v. 58.

_____. **Manual técnico de geomorfologia**. Rio de Janeiro: 2. ed, 2009. v. 2.
Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv66620.pdf>>.
Acesso em: 2 out. 2018.

_____. **Mapa de vegetação do Brasil**. . [S.l: s.n.], , 2004

_____. **Potencial Florestal do Estado de Roraima / Projeto Lavantamento e Classificação da Cobertura e do Uso da Terra**. . Rio de Janeiro: [s.n.], 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Base de informações do Censo Demográfico 2010 : Resultados do Universo por setor censitário Documentação do Arquivo**. Rio de Janeiro: Ministério de Planejamento, orçamento e Gestão/ Centro de Documentação e Disseminação de Informações, 2011.

_____. **Sistemas de Referência**. [S.l: s.n.], 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Quanto já foi desmatado na Amazônia?** Disponível em: <<http://www.inpe.br/faq/index.php?pai=6>>.
Acesso em: 23 nov. 2023.

_____. **Risco de Fogo/ Meteorologia**. Disponível em:
<<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/risco-de-fogo-meteorologia>>. Acesso em: 29 out. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE; COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AMAZ. **Desmatamento – Amazônia Legal**. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>>. Acesso em: 23 nov. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE; COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA E DEMAIS BIOMAS. **Focos de Queimada (Queimadas X Desmatamentos X CAR)**. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/fires/biomes/aggregated/#>>. Acesso em: 23 nov. 2023.

JAAFARI, A.; GHOLAMI, D. M.; ZENNER, E. K. A Bayesian modeling of wildfire probability in the Zagros Mountains, Iran. **Ecological Informatics**, v. 39, p. 32–44, maio 2017.

JAAFARI, A.; ZENNER, E. K.; PHAM, B. T. Wildfire spatial pattern analysis in the Zagros Mountains, Iran: A comparative study of decision tree based classifiers. **Ecological Informatics**, v. 43, p. 200–211, jan. 2018.

JABBARI, M. et al. Risk assessment of fire, explosion and release of toxic gas of Siri–Assalouyeh sour gas pipeline using fuzzy analytical hierarchy process. **Heliyon**, v. 7, n. 8, p. e07835, 1 ago. 2021.

JARDIM, M. a G.; VIEIRA, I. C. G. Composição florística e estrutura de uma floresta de várzea do estuário amazônico, Ilha do Combu, Estado do Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Ser. Bot.**, v. 17, n. 2, p. 333–354, 2001.

JIANG, H.; EASTMAN, J. R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 14, n. 2, p. 173–184, 13 mar. 2000.

JUVANHOL, R. S. et al. Gis and fuzzy logic applied to modelling forest fire risk. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 93, p. 1–18, 2021.

_____. **Modelagem da vulnerabilidade à ocorrência e propagação de incêndios**

florestais. 2014. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2014.

KANGAS, A.; KANGAS, J.; LAUKKANEN, S. Forest Planning Problems. **Forest Science**, v. 52, n. 3, 2006.

KURT, H. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo: Editora da Universidade de Brasília, 1972.

LEWIS, S. M. et al. Fuzzy GIS-based multi-criteria evaluation for USAgaveproduction as a bioenergy feedstock. **GCB Bioenergy**, v. 7, n. 1, p. 84–99, 1 jan. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/gcbb.12116>>. Acesso em: 2 out. 2019.

LIZ, J. P. C. de. **Zoneamento de risco de incêndios florestais na Reserva Biológica do Aguaí**. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 2014.

LORENZON, A. S. et al. Comportamento do Fogo. In: LORENZON, A. S. et al. (Org.). **. Incêndio Florest. principios, manejo e impactos**. Viçosa, MG: UFV, 2018. p. 66–91.

LOUZADA, V. M.; RIBEIRO, C. B. de M. Impacts of land-use change on southeast Amazonia basin streamflow. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 14, n. 2, p. 1, 19 mar. 2019.

MACEDO, T. N. da S. **Risco de incêndios em áreas aptas para plantios florestais**. 2021. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2021.

MAPBIOMAS, P. **Projeto MapBiomas – Coleção [versão 7.1] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>>. Acesso em: 3 jul. 2023.

MARRO, A. A. et al. Lógica Fuzzy: Conceitos e aplicações. **Journal of Personality Assessment**, v. 36, n. 1, p. 23–27, 1972.

MASSADA, A. B. et al. Wildfire ignition-distribution modelling: a comparative study in the Huron–Manistee National Forest, Michigan, USA. **International Journal of**

Wildland Fire, v. 22, n. 2, p. 174, 2013.

MATIN, M. A. et al. Understanding forest fire patterns and risk in Nepal using remote sensing, geographic information system and historical fire data. **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 4, p. 276, 2017.

MEIRELLES, M. S. P. **Análise integrada do ambiente através de geoprocessamento - Uma proposta metodológica para elaboração de zoneamentos**. 1997. 192 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1997.

MENDES, D. D. S. O. et al. Os solos e Geoambientes das Campinaranas Amazônicas: relação genética entre os geoambientes e a evolução da paisagem em um transecto na Bacia do Alto Rio Negro, Amazônia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 3, 11 ago. 2017.

MENDONÇA, B. A. F. **Campinaranas amazônicas: pedogênese e relações solo-vegetação**. 2011. 110 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2011.

MENDONÇA, M. J. C. de et al. The economic cost of the use of fire in the Amazon. **Ecological Economics**, v. 49, n. 1, p. 89–105, maio 2004.

MENEZES, M. P. M. de; MEHLIG, U. Manguezais As florestas da Amazônia Costeira. **Ciência Hoje**, v. 44, n. 264, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **REDD+ na UNFCCC**. Disponível em: <<http://redd.mma.gov.br/pt/redd-unfccc>>. Acesso em: 23 nov. 2023.

MOAYEDI, H. et al. Fuzzy-metaheuristic ensembles for spatial assessment of forest fire susceptibility. **Journal of Environmental Management**, v. 260, p. 109867, abr. 2020.

MOHAJANE, M. et al. Application of remote sensing and machine learning algorithms for forest fire mapping in a Mediterranean area. **Ecological Indicators**, v. 129, p. 107869, 1 out. 2021.

MOTTA, R. S. da et al. **O CUSTO ECONÔMICO DO FOGO NA AMAZÔNIA ***. **Texto para discussão nº 912**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2002.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 8 abr. 1999.

_____. O empobrecimento oculto da floresta amazônica. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 157, p. 70–73, 2000.

_____. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 395–407, dez. 2001.

NOBREGA, T. F. da. **Caracterização de queimadas e sua emissão de aerossóis e gases de efeito estufa no sul da Amazônia**. 2023. Dissertação (Mestrado em Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2023.

NOGUEIRA, C. L. B. **Ecologia funcional de Campinaranas**. 2014. 31 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2014.

OLIVEIRA, A. S. et al. Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, v. 127, p. 102447, jun. 2021.

OLIVEIRA, S. et al. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 275, p. 117–129, 1 jul. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712001272>>. Acesso em: 21 out. 2021.

OPENSTREETMAP FOUNDATION - OSMF. **OpenStreetMap Blog**. Disponível em: <<https://blog.openstreetmap.org/>>. Acesso em: 12 abr. 2023.

PARAJULI, A. et al. Forest fire risk mapping using GIS and remote sensing in two major landscapes of Nepal. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 11, n. 1, p. 2569–2586, 1 jan. 2020.

PARAJULI, A.; MANZOOR, S. A.; LUKAC, M. Areas of the Terai Arc landscape in

Nepal at risk of forest fire identified by fuzzy analytic hierarchy process.

Environmental Development, v. 45, p. 100810, 2023.

PARANHOS, R. et al. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson: o retorno. **Leviathan (São Paulo)**, n. 8, p. 66–95, 2014.

PASSINI, F. **Natural Succession in Syntropic Farming**. Disponível em: <<https://agendagotsch.com/pt/natural-succession-in-syntropic-farming/>>. Acesso em: 14 out. 2021.

PELUZIO, T. M. de O. **Lógica Fuzzy na Determinação de Fragmentos Florestais para a Coleta de Sementes**. 2017. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

PESSÔA, A. C. M. et al. Protected areas are effective on curbing fires in the Amazon. **Ecological Economics**, v. 214, p. 107983, dez. 2023.

PEW, K. .; LARSEN, C. P. . GIS analysis of spatial and temporal patterns of human-caused wildfires in the temperate rain forest of Vancouver Island, Canada. **Forest Ecology and Management**, v. 140, n. 1, p. 1–18, jan. 2001.

POURGHASEMI, H. reza; BEHESHTIRAD, M.; PRADHAN, B. A comparative assessment of prediction capabilities of modified analytical hierarchy process (M-AHP) and Mamdani fuzzy logic models using Netcad-GIS for forest fire susceptibility mapping. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 7, n. 2, p. 861–885, 3 mar. 2016.

POURTAGHI, Z. S. et al. Investigation of general indicators influencing on forest fire and its susceptibility modeling using different data mining techniques. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 72–84, maio 2016.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Disponível em: <<http://qgis.org>>. Acesso em: 21 jul. 2023.

RIBEIRO, A. **Floresta estacional**. Disponível em: <<https://www.infoescola.com/ecologia/floresta-estacional/>>. Acesso em: 10 out. 2021.

RIBEIRO, J. E. L. S. et al. **Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das**

plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Manaus: INPA, 1999.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **Embrapa Cerrados-Capítulo em livro científico (ALICE)**, 1998.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos.** [S.l.]: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997. v. 2.

RIZZINI, C. T.; COIMBRA FILHO, A. F.; HOUAISS, A. **Ecossistemas.** [S.l.]: Editora INDEX, 1988.

ROCHA, M. C. D. **Incêndios Urbanos no Concelho da Amadora O Risco de Incêndio nas Freguesias da Mina e Venteira.** 2012. 133 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2012.

RODRIGUES, M.; DE LA RIVA, J. An insight into machine-learning algorithms to model human-caused wildfire occurrence. **Environmental Modelling & Software**, v. 57, p. 192–201, jul. 2014.

RUBERT, A. V. **Curso básico de geoprocessamento em arcgis desktop.** Brasília, DF: Agência Nacional de Águas - ANA, 2011.

RUHOFF, A. L. **Gerenciamento De Recursos Hídricos Em Bacias Hidrográficas: Modelagem Ambiental Com a Simulação De Cenários Preservacionistas.** 2004. 107 f. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2004.

SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JÚNIOR, S. Seleção de espécies da Floresta Ombrófila Densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 139–151, 2013.

SANT'ANNA, A. A.; ROCHA, R. Impactos dos Incêndios Relacionados ao Desmatamento na Amazônia Brasileira Sobre Saúde. **Nota Técnica. IEPS: São Paulo**, v. 11, p. 10, 2020.

SANT'ANNA, C. de M.; FIEDLER, N. C.; RAMALHO, A. H. C. Meteorologia e

- Incêndios Florestais. In: FIEDLER, Nilton Cesar; SANT'ANNA, C. de M.; RAMALHO, A. H. C. (Org.). . **Incêndios Florestais**. Jerônimo Monteiro, ES: UFES, 2020. p. 242.
- SANTOS, C. A. G.; NASCIMENTO, T. V. M. do; SILVA, R. M. da. Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semiarid region between 2000 and 2018. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 18, p. 418, 2020.
- SARI, F. Forest fire susceptibility mapping via multi-criteria decision analysis techniques for Mugla, Turkey: A comparative analysis of VIKOR and TOPSIS. **Forest Ecology and Management**, v. 480, p. 118644, jan. 2021.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. A diversidade do ecossistema manguezal. **Atlas dos Manguezais do Bras**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente|Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p. 176.
- SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. de. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006.
- SEMERARO, T. et al. GIS Fuzzy Expert System for the assessment of ecosystems vulnerability to fire in managing Mediterranean natural protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 94–103, mar. 2016.
- SETZER, A. W.; SISMANOGLU, R. A.; SANTOS, J. G. M. dos. **Método Do Cálculo Do Risco De Fogo Do Programa do INPE - Versão 11, Junho/2019**. São José dos Campos: INPE, 2019.
- SILVA, C. F. A. da et al. The drivers of illegal mining on Indigenous Lands in the Brazilian Amazon. **The Extractive Industries and Society**, v. 16, p. 101354, 2023.
- SILVA, G. de F. N. da. **PROCESSAMENTO DE IMAGENS DIGITAIS E ANÁLISE ESPACIAL PARA O ESTUDO DA SUSCEPTIBILIDADE A INCÊNDIOS FLORESTAIS NAS REGIÕES DO APIAÚ E RIBEIRO CAMPOS - RR**. 2006. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2006.
- SILVA, J. M. C. da; RYLANDS, A. B.; DA FONSECA, G. A. B. The Fate of the

Amazonian Areas of Endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689–694, jun. 2005.

SILVA, R. M. da; LOPES, A. G.; SANTOS, C. A. G. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: Impacts on rainfall variability and land surface temperature. **Journal of Environmental Management**, v. 326, p. 116664, 2023.

SILVEIRA, M. **Vegetação e flora das Campinaranas do sudoeste amazônico (JU-008)**. Departamento De Ciências Da Natureza. Rio Branco: [s.n.], 2003.

SILVÉRIO, D. et al. **Amazônia em Chamas**. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). [S.l: s.n.], 2019

SILVERT, W. Fuzzy indices of environmental conditions. **Ecological Modelling**, v. 130, n. 1–3, p. 111–119, jun. 2000.

SOARES-FILHO, A. de O. **Fitogeografia e estrutura das Florestas Estacionais Deciduais no Brasil**. 2012. 346 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana - BA, 2012.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo**. Curitiba: Ronaldo Viana Soares e Antônio Carlos Batista, 2007.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.

SOUZA, K. B. de et al. Modeling Dynamics in Land Use and Land Cover and Its Future Projection for the Amazon Biome. **Forests**, v. 14, n. 7, p. 1281, 21 jun. 2023.

TEIXEIRA, T. R. **Cenário para instalação de usinas de biomassa florestal em Minas Gerais**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

_____. Forest biomass power plant installation scenarios. **Biomass and Bioenergy**, v. 108, n. October 2017, p. 35–47, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.006>>.

TERRACLIMATE. **Climatology Lab**. Disponível em:

<<https://www.climatologylab.org/terraclimate.html>>. Acesso em: 3 jul. 2023.

TORRES, F. T. P. et al. Perfil dos incêndios florestais em unidades de conservação brasileiras no período de 2008 à 2012. **FLORESTA**, v. 46, n. 4, p. 531, 2 jan. 2017.

TUYEN, T. T. et al. Mapping forest fire susceptibility using spatially explicit ensemble models based on the locally weighted learning algorithm. **Ecological Informatics**, v. 63, 2021.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL. **RDS Mamirauá | Unidades de Conservação no Brasil**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/arp/789>>. Acesso em: 7 out. 2021.

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 3595–3602, 2005.

VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. de F.; ALBUQUERQUE, P. C. G. de. TOPODATA: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfométricos locais em cobertura nacional. **Bibdigital.Sid.Inpe.Br**, n. Figura 1, p. 5499–5506, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

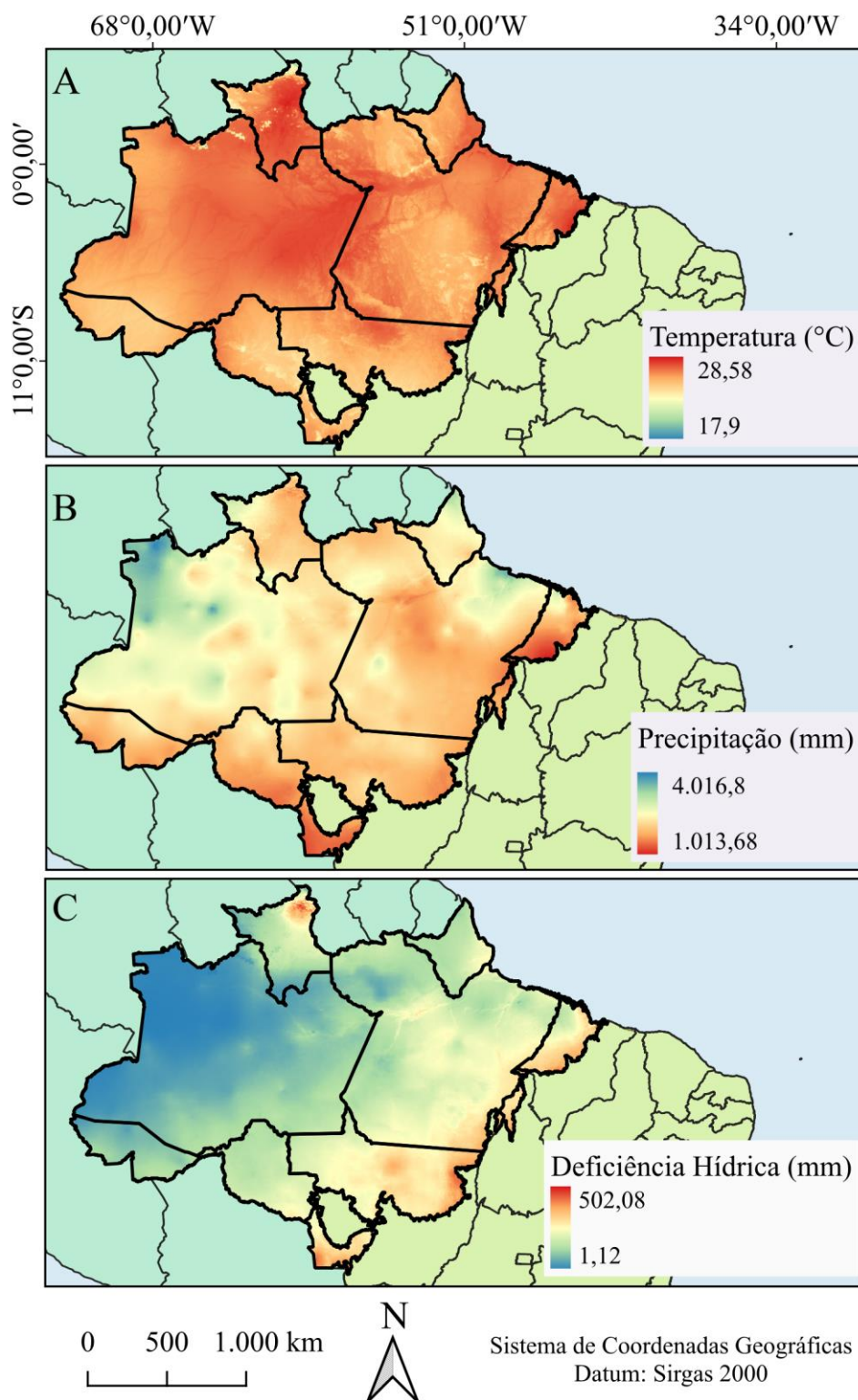
WOTTON, B. M.; MARTELL, D. L.; LOGAN, K. A. Climate Change and People-Caused Forest Fire Occurrence in Ontario. **Climatic Change**, v. 60, n. 3, p. 275–295, 2003.

ZADEH, L. A. Fuzzy sets. **Information and Control**, v. 8, n. 3, p. 338–353, 1 jun. 1965. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S001999586590241X>>. Acesso em: 16 set. 2021.

ZIMBACK, C. R. L. **CARTOGRAFIA**. Botucatu: FCA - UNESP, 2003.

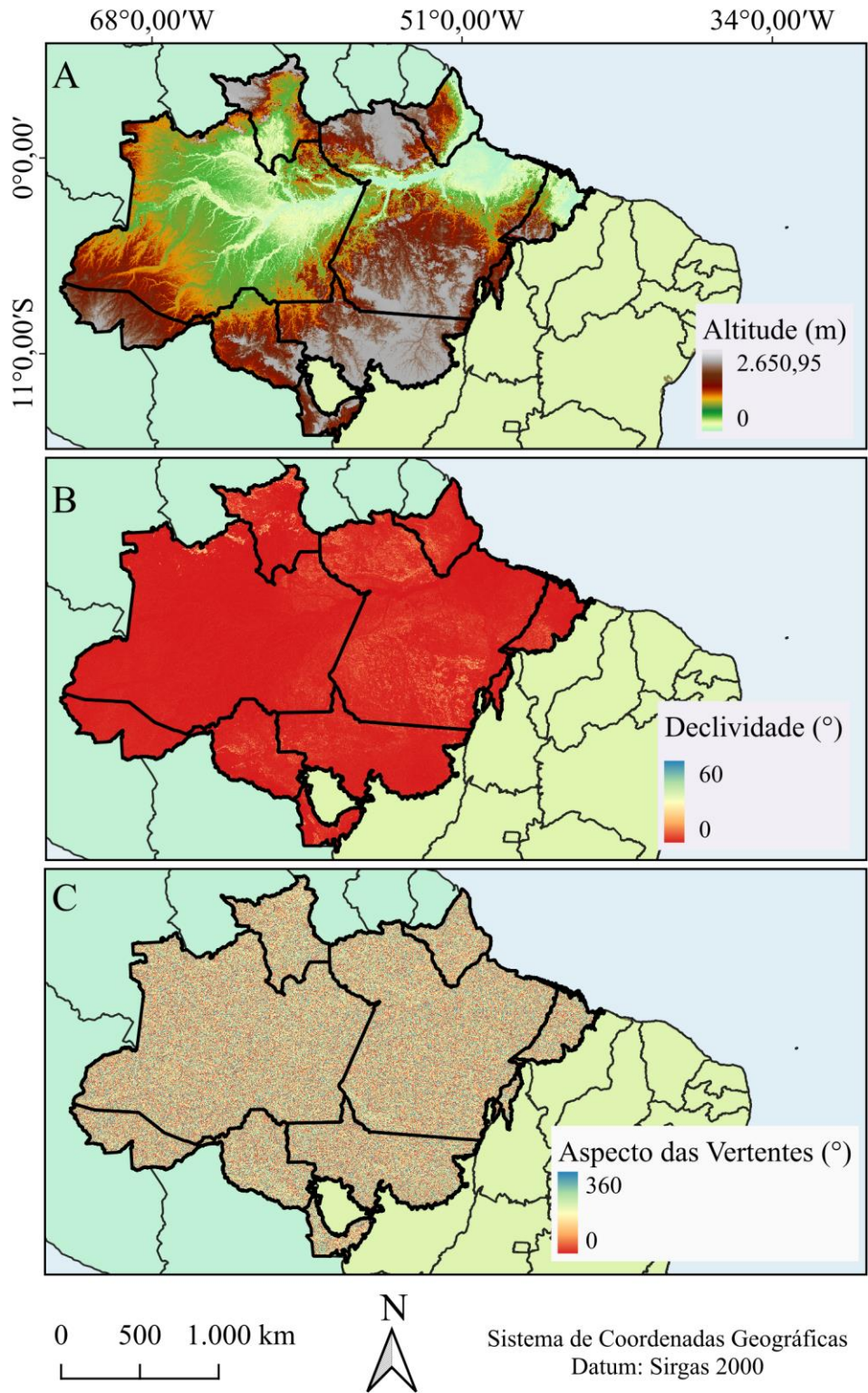
8. APÊNDICES

Apêndice A. Variáveis Meteorológicas: A – Temperatura média anual (°C); B – Precipitação Pluviométrica (mm); C – Deficiência Hídrica anual (mm)



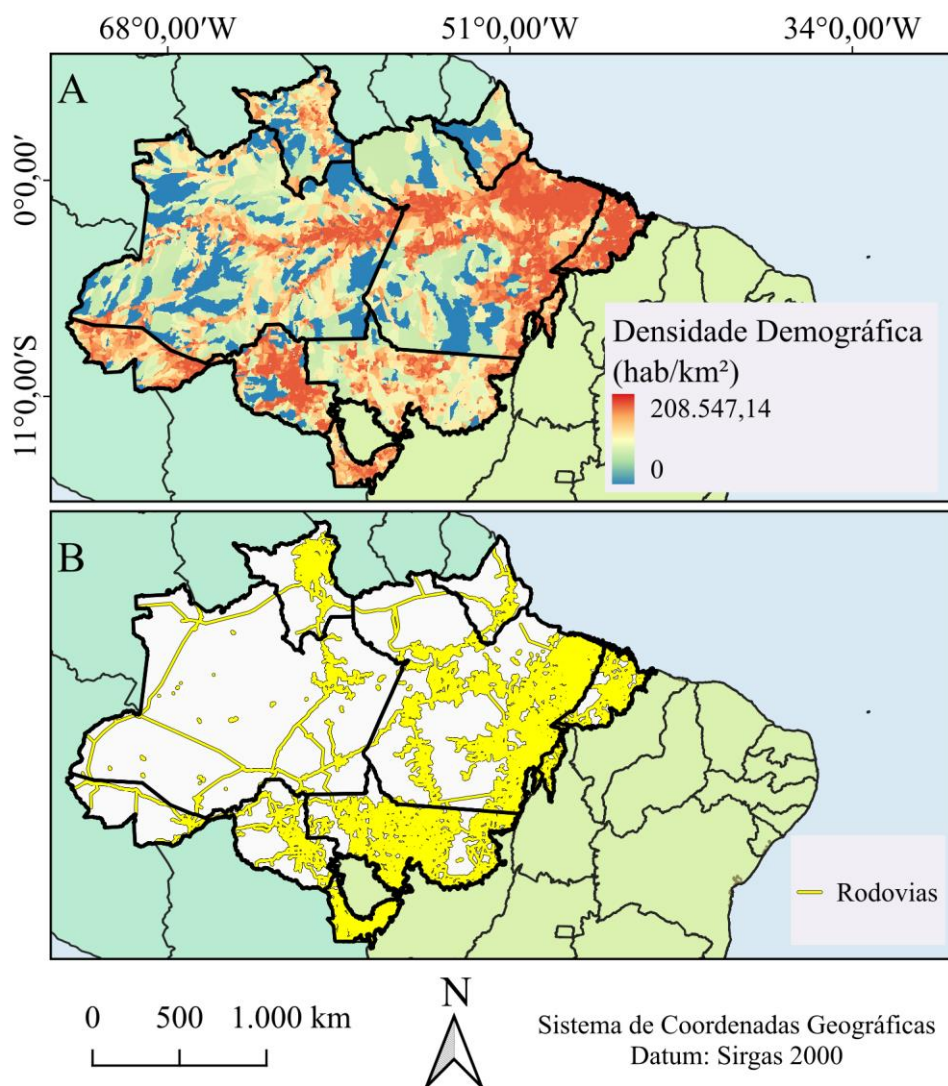
Fonte: a autora.

Apêndice B. Variáveis Topográficas: A – Altitude (m); B – Declividade (°); C – Aspecto das Vertentes



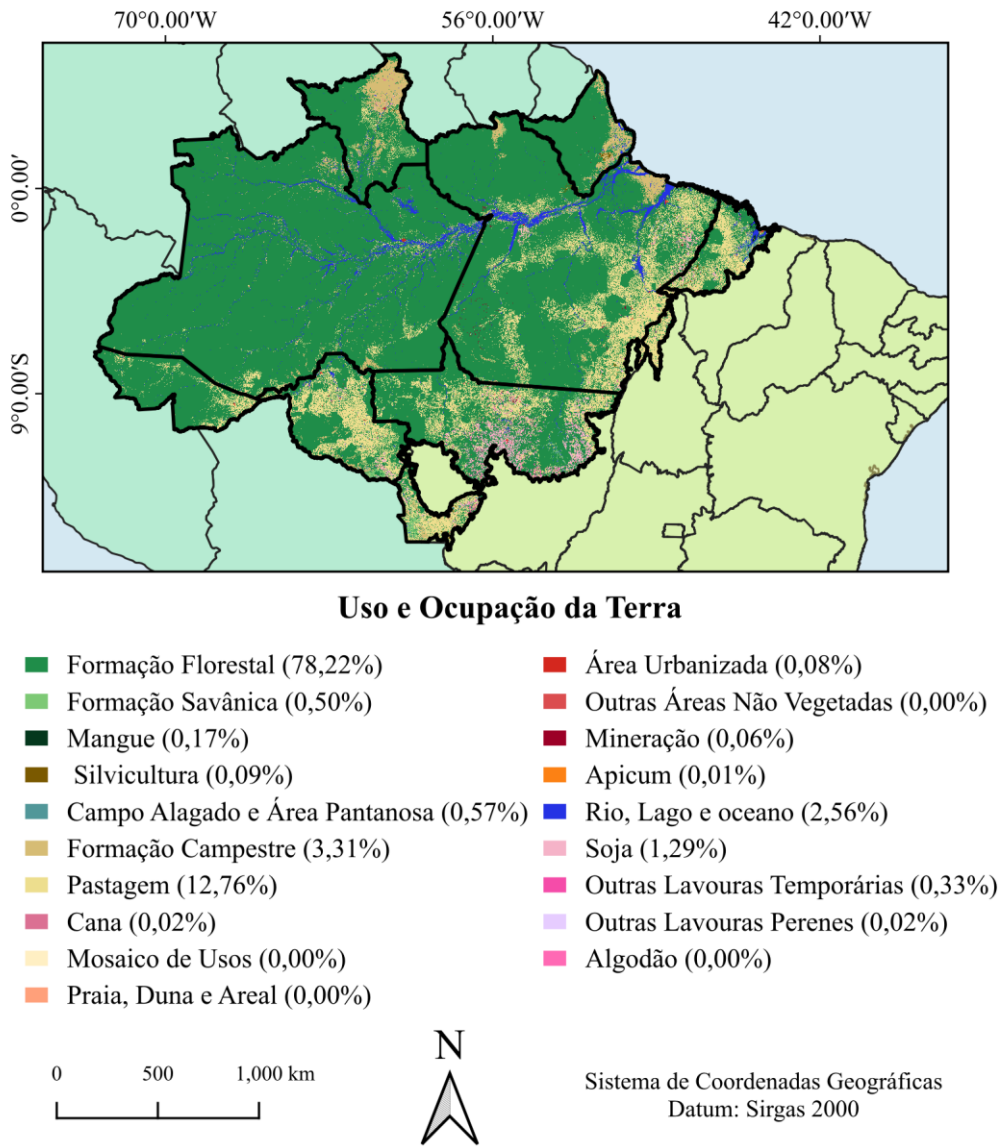
Fonte: a autora.

Apêndice C. Variáveis Socioeconômicas: A – Densidade Demográfica; B – Rodovias



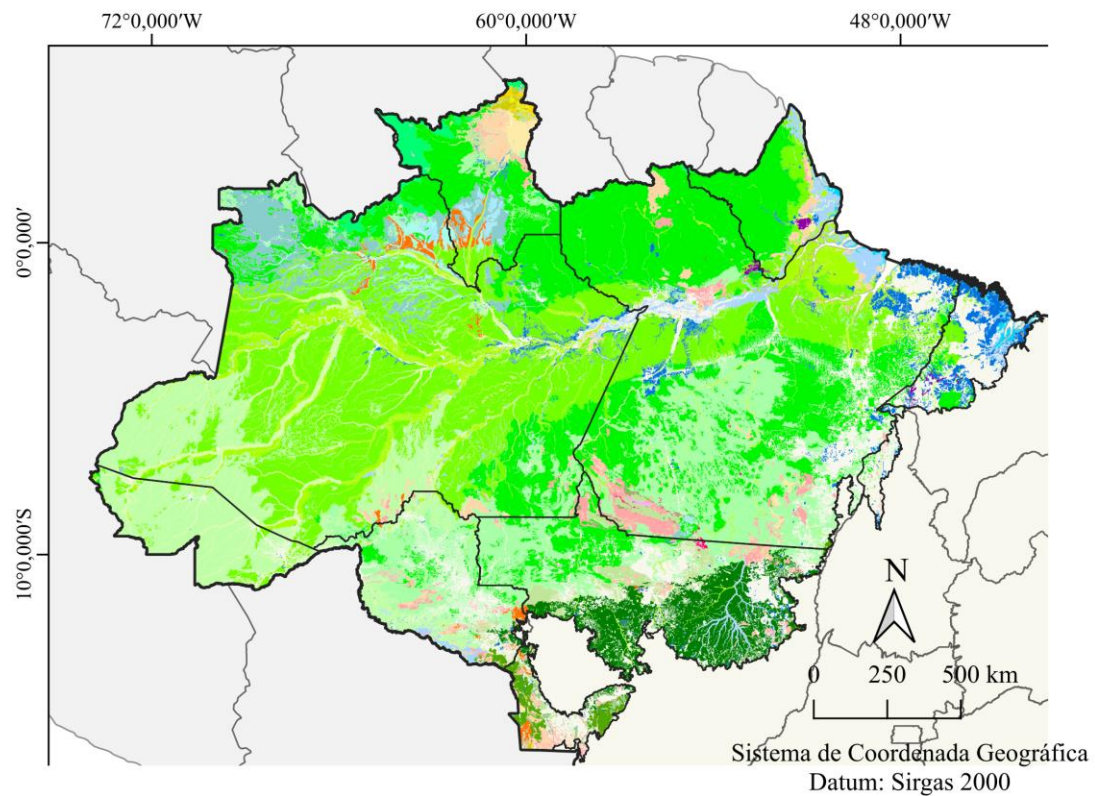
Fonte: a autora.

Apêndice D. Variável de Vegetação: Uso e cobertura da Terra



Fonte: a autora

Apêndice E. Fitofisionomias vegetais para o bioma Amazônia brasileiro

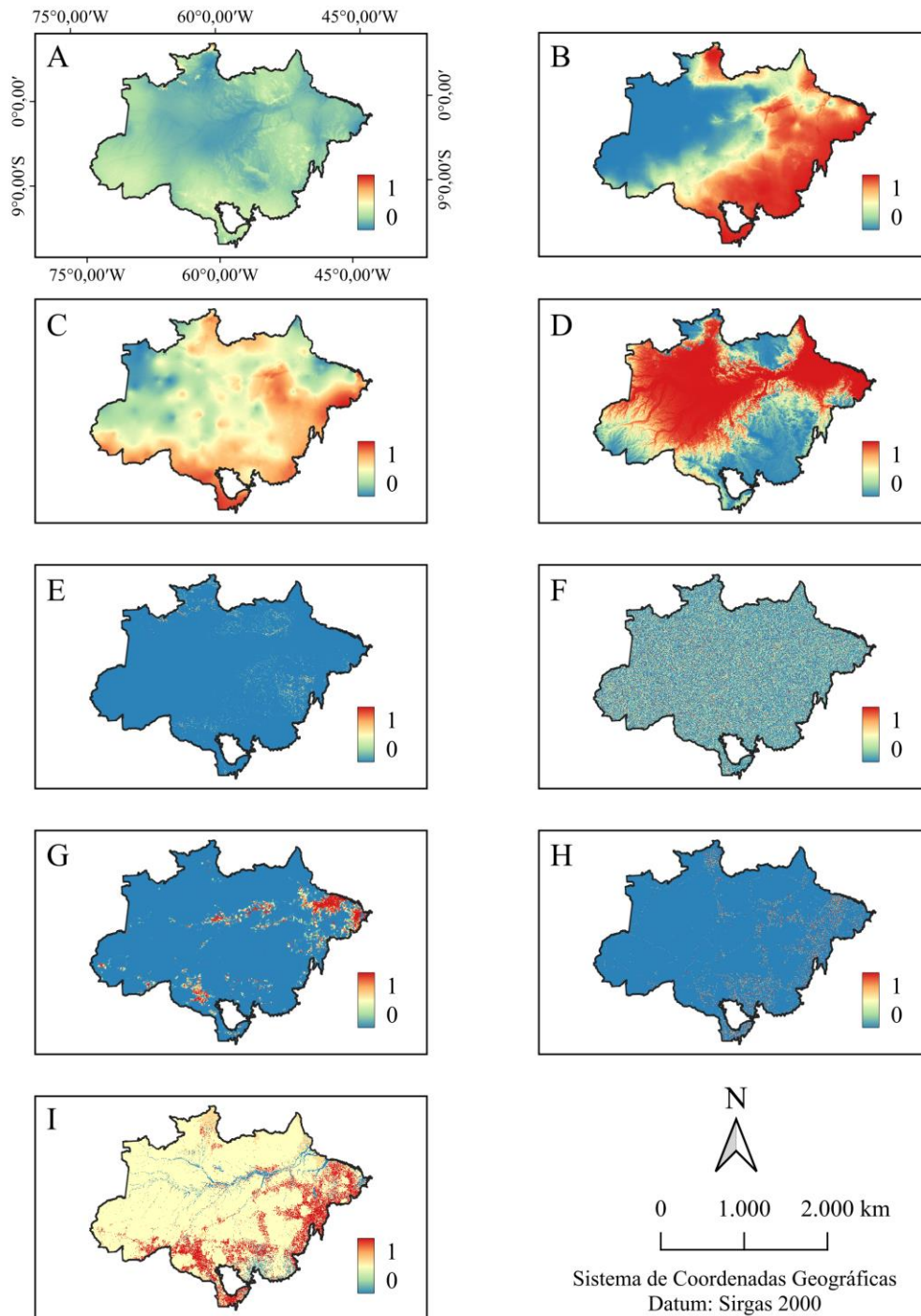


Fitofisionomias Vegetais

Campinarana Arborizada	Floresta Ombrófila Densa Montana
Campinarana Arbustiva	Floresta Ombrófila Densa Submontana
Campinarana Florestada	Florestamento/Reflorestamento
Campinarana Gramíneo-Lenhosa	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre
Contato (Ecótono)	Formação Pioneira com influência fluviomarinha
Floresta Estacional Decidual das Terras Baixas	Formação Pioneira com influência marinha
Floresta Estacional Decidual Submontana	Refúgio Vegetacional Alto-Montano
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Refúgio Vegetacional Montano
Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas	Refúgio Vegetacional Submontano
Floresta Estacional Semidecidual Montana	Savana Arborizada
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	Savana Florestada
Floresta Estacional Sempre Verde Aluvial	Savana Gramíneo-Lenhosa
Floresta Estacional Sempre Verde das Terras Baixas	Savana Parque
Floresta Estacional Sempre Verde Submontana	Savana-Estépica Arborizada
Floresta Ombrófila Aberta Aluvial	Savana-Estépica Florestada
Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas	Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa
Floresta Ombrófila Aberta Submontana	Savana-Estépica Parque
Floresta Ombrófila Densa Aluvial	Vegetação Secundária
Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas	

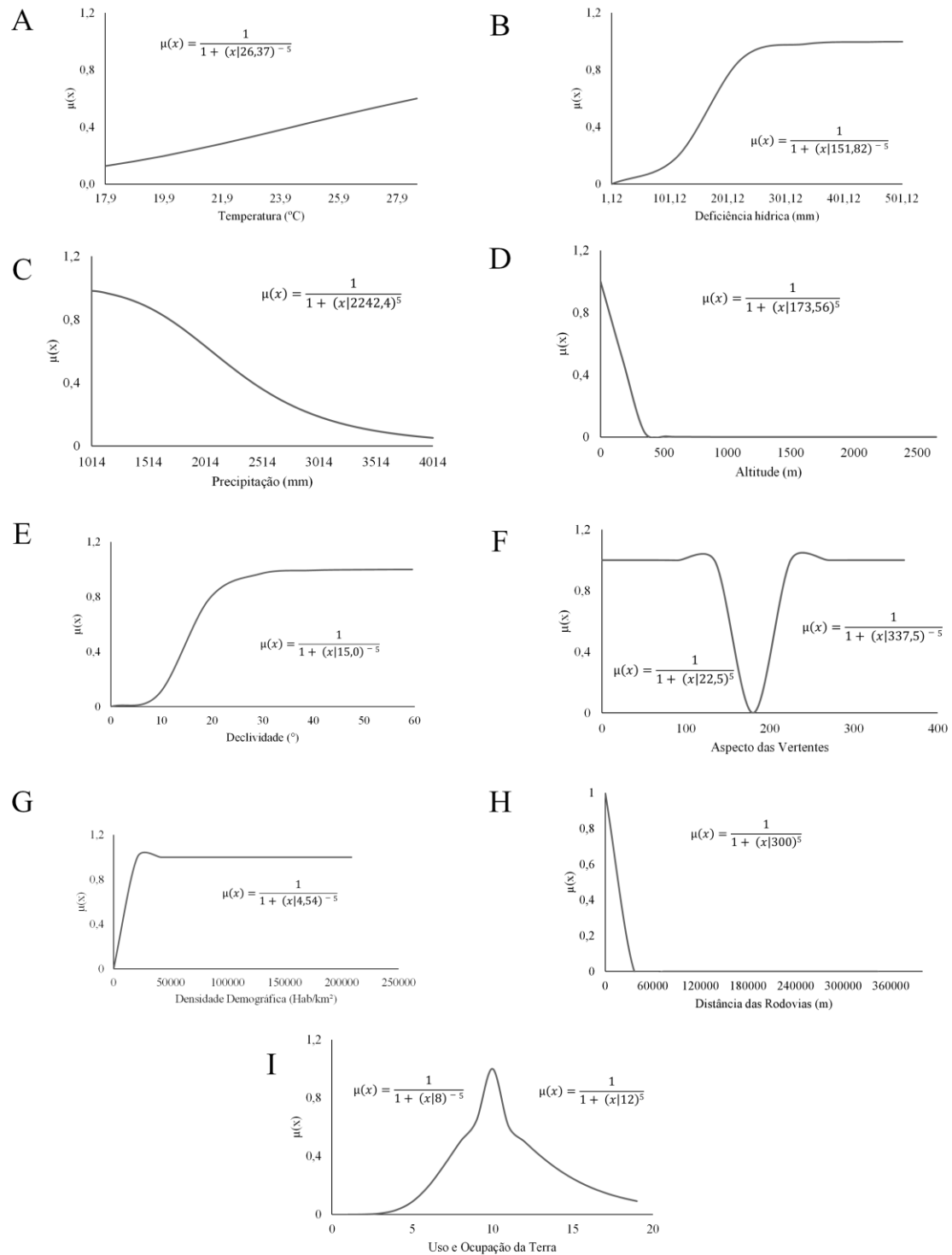
Fonte: a autora.

Apêndice F. Variáveis Fuzzificadas do Risco de Incêndio Florestal (RIF 02): A – Temperatura; B – Deficiência Hídrica; C – Precipitação; D – Altitude; E – Declividade; F – Aspecto das Vertentes; G – Densidade Demográfica; H – Rodovias; I – Uso e cobertura da terra



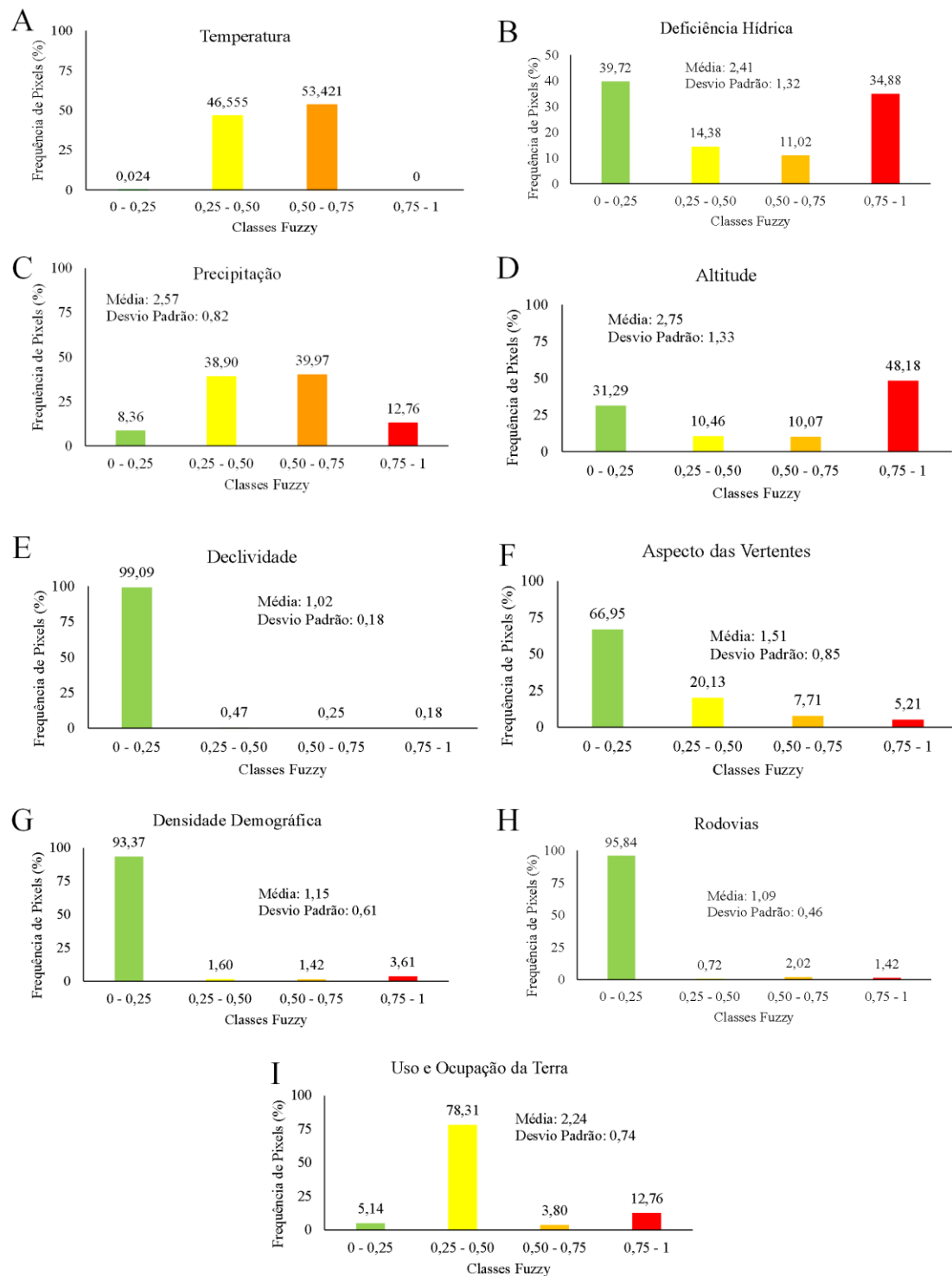
Fonte: a autora.

Apêndice G. Funções de Pertinência para o Risco de Incêndio Florestal (RIF 02): A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



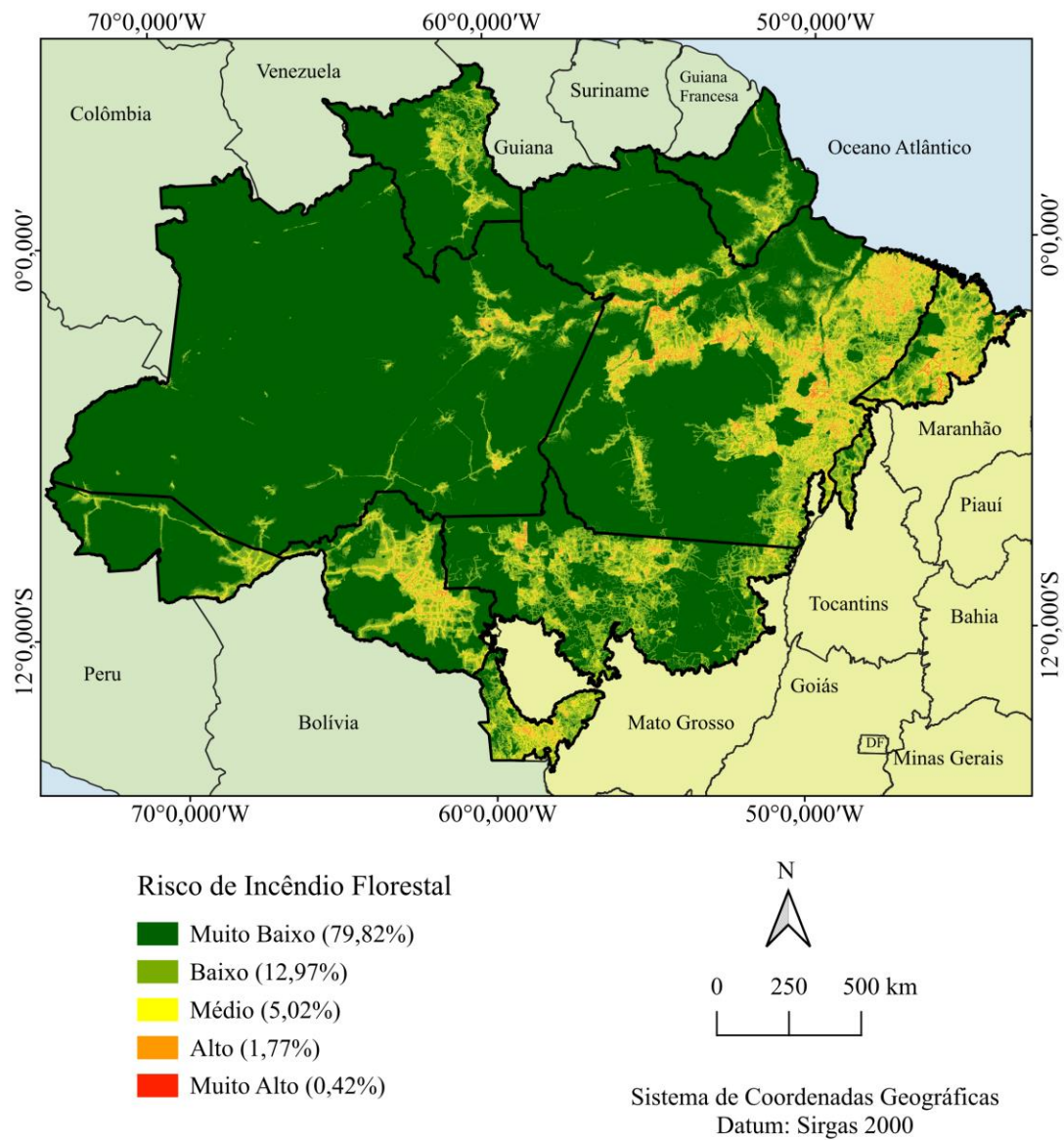
Fonte: a autora.

Apêndice H. Distribuição da Frequência de Pixels (RIF 2): A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



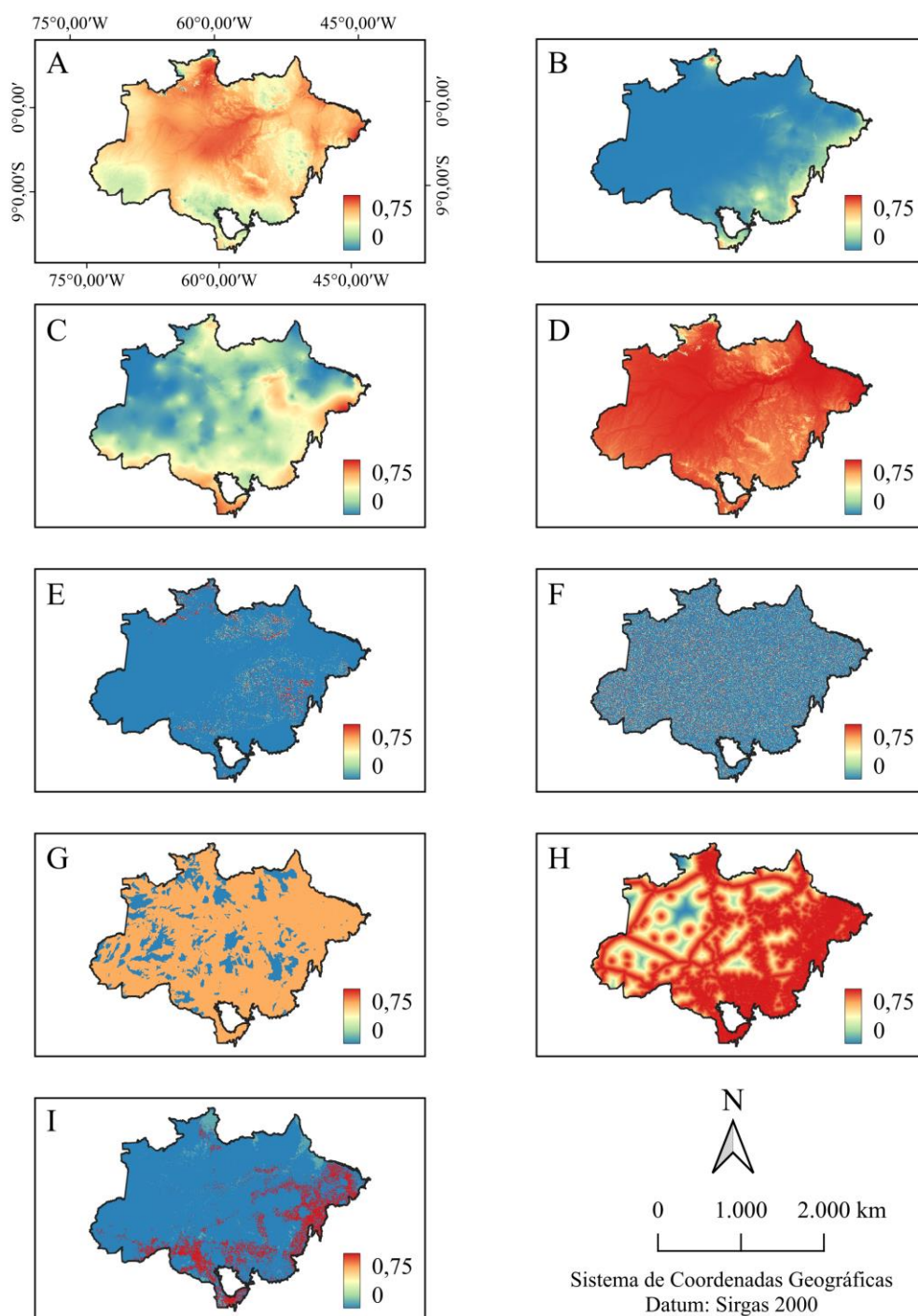
Fonte: a autora.

Apêndice I. Risco de Incêndio Florestal para o bioma Amazônia brasileiro (RIF 02)



Fonte: a autora.

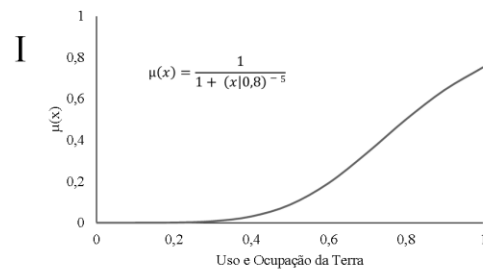
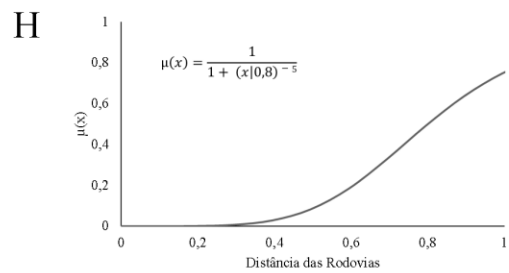
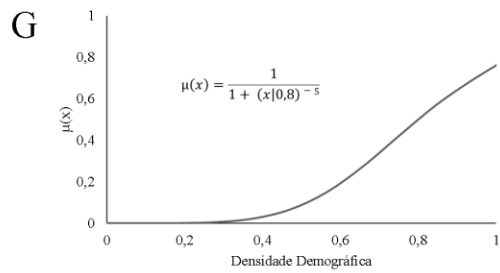
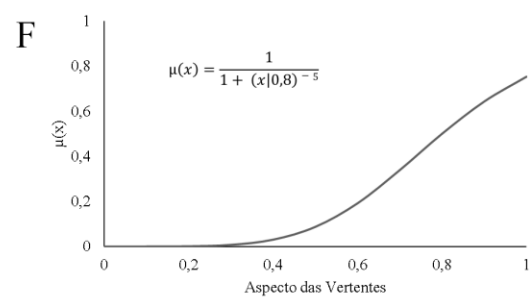
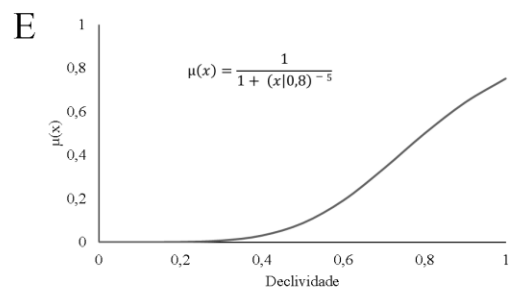
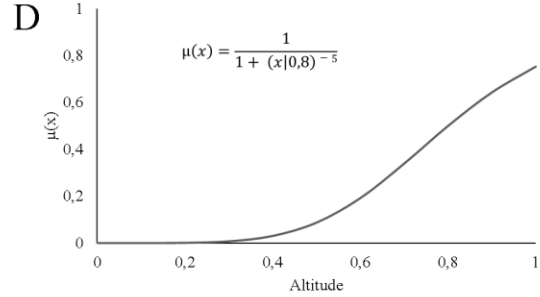
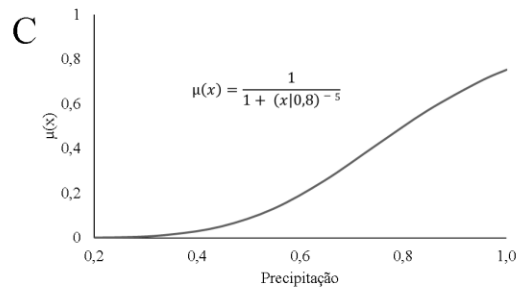
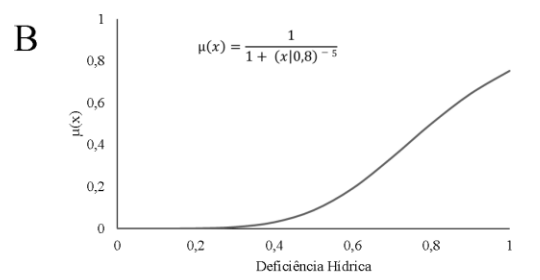
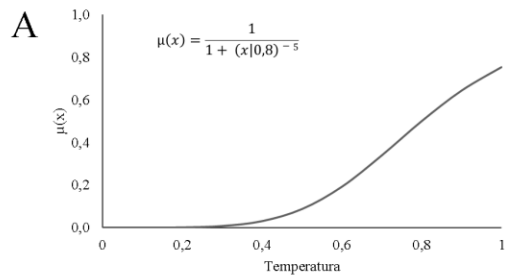
Apêndice J. Variáveis Fuzzificadas do Risco de Incêndio Florestal (RIF 03): A – Temperatura; B – Deficiência Hídrica; C – Precipitação; D – Altitude; E – Declividade; F – Aspecto das Vertentes; G – Densidade Demográfica; H – Rodovias; I – Uso e cobertura da terra



Fonte: a autora.

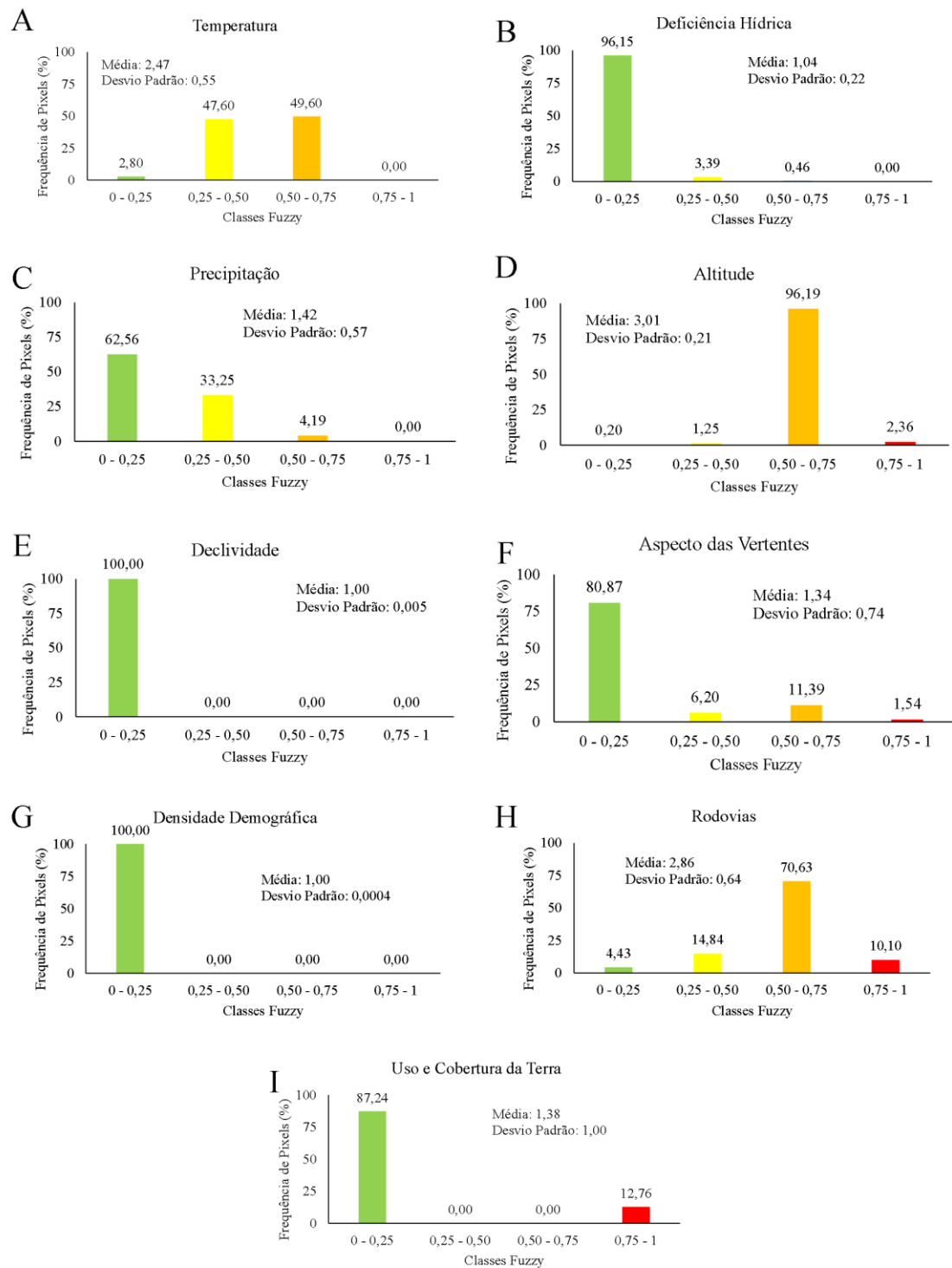
Apêndice K. Funções de Pertinência para o Risco de Incêndio Florestal (RIF 03): A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F

- Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



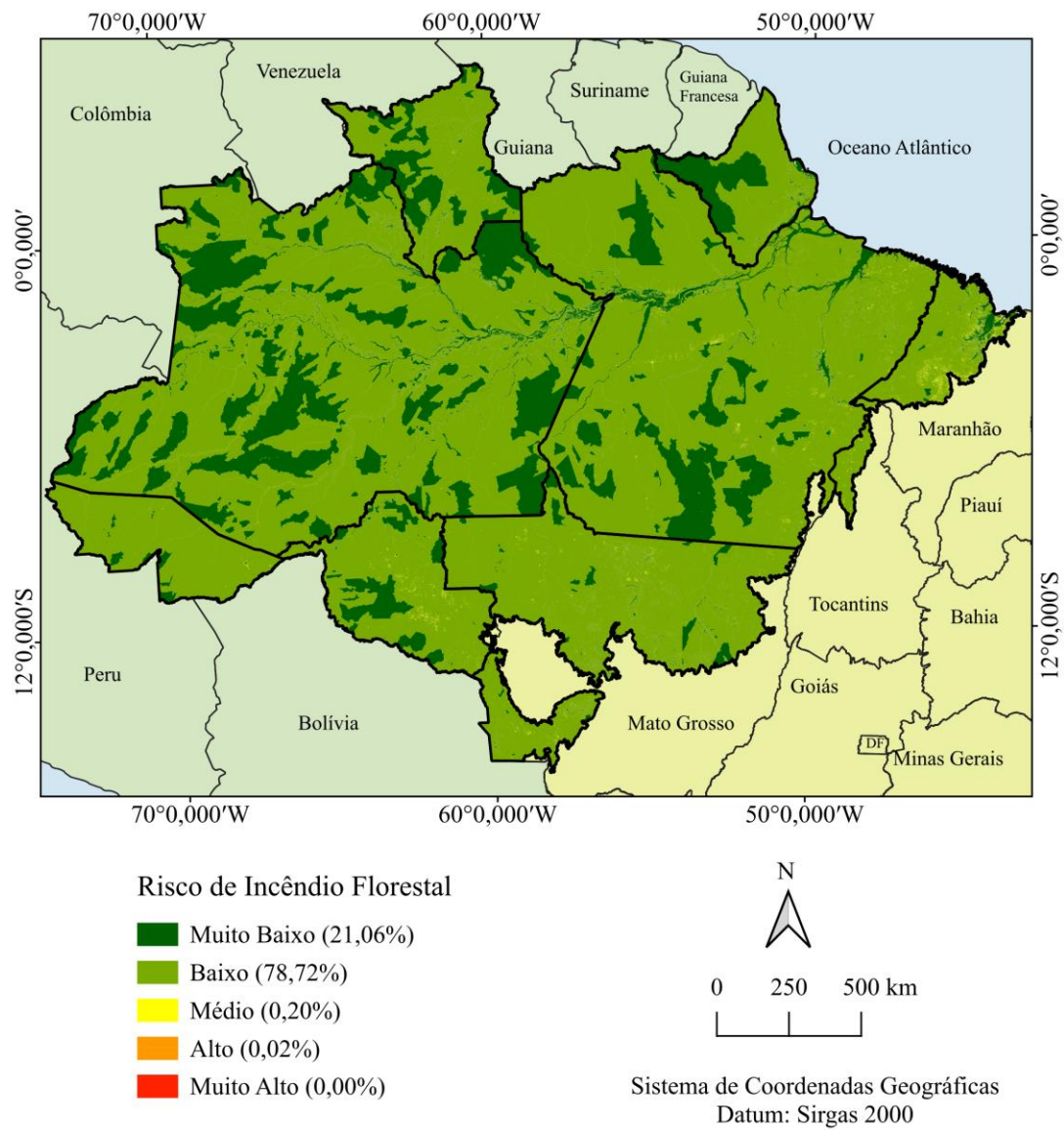
Fonte: a autora.

Apêndice L. Distribuição da Frequência de Pixels: A - Temperatura; B - Deficiência Hídrica; C - Precipitação; D - Altitude; E - Declividade; F - Aspecto das Vertentes; G - Densidade Demográfica; H - Rodovias; I - Uso e cobertura da terra



Fonte: a autora.

Apêndice M. Risco de Incêndio Florestal para o bioma Amazônia brasileiro (RIF 03)



Fonte: a autora.

Apêndice N. Risco de Incêndio Florestal por estado para o Bioma Amazônia brasileiro

Estado	Risco de Incêndio Florestal	Área (km²)	Área (%)
Acre	Muito Baixo	7.409,44	4,53
	Baixo	21.105,19	12,90
	Médio	96.766,63	59,17
	Alto	29.972,44	18,33
	Muito Alto	8.289,44	5,07
Amapá	Muito Baixo	49.774,56	35,13
	Baixo	20.604,50	14,54
	Médio	48.531,00	34,25
	Alto	21.615,94	15,26
	Muito Alto	1.158,81	0,82
Amazonas	Muito Baixo	465.424,19	29,89
	Baixo	676.605,44	43,45
	Médio	349.498,75	22,44
	Alto	59.699,50	3,83
	Muito Alto	6.015,13	0,39
Maranhão	Muito Baixo	14.184,88	12,55
	Baixo	2.846,19	2,52
	Médio	12.227,13	10,82
	Alto	38.360,63	33,94
	Muito Alto	45.414,00	40,18
Mato Grosso	Muito Baixo	74.689,75	14,65
	Baixo	43.100,94	8,46
	Médio	204.679,44	40,16
	Alto	131.345,94	25,77
	Muito Alto	55.904,81	10,97
Pará	Muito Baixo	215.835,50	17,44
	Baixo	197.613,38	15,97
	Médio	419.094,44	33,86
	Alto	272.419,81	22,01
	Muito Alto	132.760,44	10,73

Rondônia	Muito Baixo	47.042,44	20,07
	Baixo	21.308,38	9,09
	Médio	58.988,56	25,17
	Alto	59.295,31	25,30
	Muito Alto	47.736,06	20,37
Roraima	Muito Baixo	61.646,31	27,69
	Baixo	39.890,69	17,92
	Médio	71.797,19	32,25
	Alto	42.523,06	19,10
	Muito Alto	6.738,63	3,03

Fonte: a autora.

Apêndice O. Risco de Incêndios Florestais por Fitofisionomia para o bioma Amazônia brasileiro

Fitofisionomia	Risco de Incêndio Florestal	Área (km²)	Área (%)
Campinarana	Muito Baixo	32.154,38	29,17
	Baixo	62.317,56	56,54
	Médio	13.380,63	12,14
	Alto	2.044,31	1,85
	Muito Alto	327,50	0,30
Contato (Ecótono e Enclave)	Muito Baixo	137.041,25	22,77
	Baixo	168.975,94	28,08
	Médio	146.804,00	24,40
	Alto	101.682,38	16,90
	Muito Alto	47.248,06	7,85
Corpo d'água continental	Muito Baixo	83.049,25	83,61
	Baixo	4.401,81	4,43
	Médio	7.006,50	7,05
	Alto	4.095,13	4,12
	Muito Alto	779,56	0,78
Floresta Estacional Decidual	Muito Baixo	231,19	7,83
	Baixo	724,31	24,53
	Médio	1.192,75	40,39
	Alto	414,56	14,04
	Muito Alto	390,00	13,21
Floresta Estacional Semidecidual	Muito Baixo	2.185,56	6,86
	Baixo	3.228,63	10,14
	Médio	8.770,19	27,54
	Alto	10.029,63	31,49
	Muito Alto	7.636,63	23,98
Floresta Estacional Sempre-Verde	Muito Baixo	40.011,13	24,52
	Baixo	11.479,75	7,03
	Médio	74.731,56	45,79
	Alto	30.347,81	18,59

	Muito Alto	6.639,00	4,07
	Muito Baixo	195.716,38	19,51
Floresta Ombrófila Aberta	Baixo	247.880,81	24,71
	Médio	315.815,31	31,48
	Alto	152.481,94	15,20
	Muito Alto	91.401,94	9,11
	Muito Baixo	413.844,56	0,00
Floresta Ombrófila Densa	Baixo	511.348.500.000,00	31,43
	Médio	644.469.437.500,00	39,61
	Alto	320.394.750.000,00	19,69
	Muito Alto	150.843.000.000,00	9,27
	Muito Baixo	13.769,31	29,59
Formação Pioneira	Baixo	5.160,81	11,09
	Médio	18.948,25	40,72
	Alto	7.710,19	16,57
	Muito Alto	942,38	2,03
	Muito Baixo	17.851,00	19,81
Savana	Baixo	7.577,56	8,41
	Médio	31.748,94	35,23
	Alto	32.934,81	36,55
	Muito Alto	6.595,13	7,32
	Muito Baixo	1.042,31	17,34
Savana-Estépica	Baixo	3,38	0,06
	Médio	694,44	11,55
	Alto	4.272,25	71,06
	Muito Alto	1.430,56	23,79

Fonte: a autora.