

JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA

**ELABORAÇÃO DE UM ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL DOS
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA**

Sorocaba, SP
2021

JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA

**ELABORAÇÃO DE UM ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL DOS
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço

Coorientador: Prof. Dr. Henrique Ewbank

Sorocaba, SP

2021

FICHA

S725e Sousa, Jocy Ana Paixão de
Elaboração de um índice de vulnerabilidade ambiental dos
fragmentos florestais da mata atlântica / Jocy Ana Paixão de Sousa. --
Sorocaba, 2021
162 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Roberto Wagner Lourenço

1. Indicadores ambientais. 2. Transformação da paisagem. 3.
Ecossistemas Florestais. 4. Biodiversidade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO DA TESE: ELABORAÇÃO DE UM ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL
DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA**

**AUTOR: JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA
ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO
COORIENTADOR: HENRIQUE EWBANK DE MIRANDA VIEIRA**

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS,
área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO



Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA



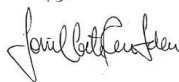
Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE SOUZA



Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO



Prof. Dr. JOMIL COSTA ABREU SALES



Sorocaba, 08 de Janeiro de 2021

Dedico esta pesquisa aos meus pais Ana e João que mesmo sem entender ao certo o que é todo esse processo acadêmico, sabem da importância da educação e como ela pode transformar vidas. Também ao meu esposo Gabriel por todo amor, carinho e apoio, essenciais para que eu pudesse me manter sempre firme.

Agradecimentos

Primeiramente a Deus, por proporcionar tantas bênçãos em minha vida. Não existe dúvida que sem ele nada seria possível.

Aos meus familiares por todo amor, carinho, incentivo durante essa jornada e por entenderem minha ausência nos últimos anos, sobretudo aos meus pais, que são um dos principais motivos da minha luta por uma vida melhor.

Ao meu esposo Gabriel, por ser uma pessoa incrível, que me incentiva e me apoia a todo momento. Você sempre foi uma luz no meu caminho, obrigada por entender a jornada que decidir percorrer ao longo desses últimos anos.

Aos meus amigos-irmãos Elfany e José Carlos, sempre ali ao meu lado, me dando forças me incentivando. Não tenho palavras para agradecer tudo que fazem por mim, vocês são um dos melhores presentes que Deus poderia me dar.

Ao meu orientador Roberto (China) por ter compartilhado comigo seus conhecimentos, ter sido paciente, amigo e por contribuir para o meu crescimento profissional. Obrigada por ter me acolhido tão bem nessa jornada.

Ao meu coorientador Henrique, que mesmo com pouco tempo de convivência, sempre foi atencioso e disposto a compartilhar comigo seus conhecimentos.

Aos membros da banca pela dedicação e pelas valiosas contribuições com o meu trabalho. Reconheço todo esforço de vocês, porque sei que não é fácil se dedicar a tantos compromissos como professor, e ainda arranjar tempo para participar de banca. Fico muito grata por tudo.

Ao laboratório LABGEMM do qual fiz parte nos últimos cinco anos, principalmente aos meus parceiros e ex-parceiros de laboratório com os quais tive ótima convivência (Bruna, Hetiany, Giovana, Miqueias, Amazonino, Fábio, Fábio Neves, Jomil e Darllan, especialmente ao Bruno por todo auxílio com a etapa de campo e, a Rita e Amanda, que nos últimos meses estiverem sempre presentes e me ajudando no que foi necessário). Desejo muito sucesso a todos.

À unesp, professores e funcionários técnicos pelo suporte, especialmente Lu, Carlos, Lilian, Suzan, Danilo, Eva, Marcos Silva, Marcos Malaquias e Ermógenes, sempre muito atenciosos e dispostos a ajudar. Muito obrigada, vocês fazem muita diferença.

À Capes por me proporcionar o apoio financeiro, essencial para que eu pudesse concluir essa etapa de minha vida.

Epígrafe

“Sou feita de retalhos. Pedacinhos coloridos de cada vida que passa pela minha e que vou costurando na alma. Nem sempre bonitos, nem sempre felizes, mas me acrescentam e me fazem ser quem eu sou.

Em cada encontro, em cada contato, vou ficando maior. Em cada retalho, uma vida, uma lição, um carinho, uma saudade... Que me tornam mais pessoa, mais humana, mais completa.

E penso que é assim mesmo que a vida se faz: de pedaços de outras gentes que vão se tornando parte da gente também. E a melhor parte é que nunca estaremos prontos, finalizados. Haverá sempre um retalho novo para adicionar à alma.

Portanto, obrigada a cada um de vocês, que fazem parte da minha vida e que me permitem engrandecer minha história com os retalhos deixados em mim. Que eu também possa deixar pedacinhos de mim pelos caminhos e que eles possam ser parte das suas histórias.

E que assim, de retalho em retalho, possamos nos tornar, um dia, um imenso bordado de ‘nós’”.

Cris Pizzimenti

RESUMO

O desequilíbrio nos ecossistemas, decorrentes das transformações antrópicas, afeta principalmente os ambientes florestais, como também a fauna associada e o bem-estar da população humana, devido ao comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Portanto, esta pesquisa apresenta como objetivo desenvolver um Índice de Vulnerabilidade Ambiental de Fragmentos Florestais (IVAFF) considerando indicadores ambientais que representem as condições de conservação e preservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS). Foi realizada a classificação dos tipos de cobertura e uso da terra para os anos de 2010 e 2019. Posteriormente obteve-se três indicadores, sendo estes, Indicador de Risco de Extinção de Fragmentos Florestais (IREFF), Indicador de Sustentabilidade de Fragmentos Florestais (ISFF) e o Indicador de Risco de Incêndios Florestais (IRIF). Para o IREFF utilizou-se as métricas da ecologia da paisagem (tamanho e isolamento) e o Índice de Exposição Antrópica (IEA), o ISFF considerou as variáveis conservação, antrópica e biofísica, o IRIF as variáveis foram divididas em antrópica, topográfica, de cobertura vegetal e climática. A partir desses indicadores foi obtido o IVAFF. A obtenção dos indicadores foi embasada na Análise Hierárquica de Processo (AHP), que também foi utilizada para estruturar o IVAFF. Quanto aos tipos de cobertura e uso da terra constatou-se que a bacia apresenta subclasses predominantemente do tipo floresta, área vegetacional perturbada e cultura temporária, com um destaque para as florestas, que se concentram de leste a oeste da bacia, cujo ano de 2010 correspondiam aproximadamente 52% da área total da bacia e em 2019 a 45,72%. Em 2010 verificou um total de 235 fragmentos florestais, enquanto em 2019 contabilizou-se 195, havendo uma perda de 40 fragmentos, no qual a maioria eram menores que 10 hectares. O IREFF mostrou que para 2010 as classes alto e muito alto apresentaram mais fragmentos florestais com risco de extinção, onde em 2019 estas classes foram as únicas que apresentaram fragmentos extintos, o mesmo foi observado para a predição de 2029. Quanto ao ISFF notou-se que a maioria dos fragmentos florestais apresentam uma sustentabilidade considerada média, o que corresponde a 49% dos fragmentos, predominando aqueles de porte pequeno e médio. Para o IRIF a classe alto prevaleceu, representando cerca de 82% dos fragmentos, sendo que a maioria deles são de tamanho pequeno ou médio. Pode-se concluir que possivelmente as culturas temporárias são as principais responsáveis pela transformação da paisagem da BHRS e que todas as interferências na paisagem contribuíram para que a maioria dos fragmentos da bacia se tornassem pequenos, isolados e marcados por formatos irregulares, sobretudo com uma maior exposição a ação antrópica. IREFF mostrou que os fragmentos com chances de serem extintos são das classes de risco de alto e muito alto. No ISFF o fato de não ter se constatado fragmento de tamanho grande e muito grande que apresentasse uma sustentabilidade considerada muito baixa ou baixa é uma sinalização de que os fatores utilizados para a composição desse indicador são adequados. O IRIF mostrou que entre as sub-bacias que apresentam elevado risco de incêndios, as sub-bacias 1, 7 e 8, devem ser priorizadas para a tomada medidas urgentes, uma vez que são as regiões com o risco de incêndios considerados muito alto. A metodologia para se obter o IVAFF se mostrou adequada, obtendo-se uma exatidão global de 85%. Constatou-se que a maioria dos fragmentos se encontram com média ou alta vulnerabilidade, cerca de 51% e 36%, respectivamente. Isso confirma o que foi verificado nos indicadores, que a maioria dos fragmentos necessitam de medidas que visem a sua conservação ou recuperação, sendo as atividades antrópicas um dos maiores fatores de pressão sobre os fragmentos.

Palavras-chave: Indicadores ambientais, Transformação da paisagem, Ecossistemas Florestais, Biodiversidade.

ABSTRACT

The imbalance in ecosystems, resulting from anthropic changes, mainly affects forest environments, as well as the associated fauna and the well-being of the human population, due to the compromise of ecosystem services. Therefore, this research aims to develop an Environmental Vulnerability Index of Forest Fragments (EVIFF) considering environmental indicators that represent the conservation and preservation conditions of the forest remnants of the Atlantic Forest present in the Sorocabuçu River Watershed (SRW). The classification of the types of cover and land use was carried out for the years 2010 and 2019. Subsequently, three indicators were obtained, namely, Forest Fragment Extinction Risk Indicator (FFERI), Forest Fragment Sustainability Indicator (FFSI) and the Forest Fire Risk Indicator (FFRI). For FFERI the metrics of landscape ecology (size and isolation) and the Anthropic Exposure Index (AEI) were used, the FFSI considered the conservation, anthropic and biophysical variables, FFRI the variables were divided into anthropogenic, topographic, vegetation cover and climate. From these indicators, EVIFF was obtained. Obtaining the indicators was based on the Hierarchical Process Analysis (AHP), which was also used to structure the EVIFF. Regarding the types of cover and land use, it was found that the watershed has subclasses predominantly of the forest type, disturbed vegetation area and temporary culture, with an emphasis on forests, which are concentrated from east to west of the watershed, whose year of 2010 corresponded to approximately 52% of the total area of the watershed and in 2019 to 45.72%. In 2010, there were a total of 235 forest fragments, while in 2019 there were 195, with a loss of 40 fragments, most of which were smaller than 10 hectares. The FFERI showed that for 2010 the high and very high classes had more forest fragments at risk of extinction, where in 2019 these classes were the only ones that had extinct fragments, the same was observed for the 2029 prediction. As for the FFSI, it was noted that the majority of forest fragments have a sustainability considered average, which corresponds to 49% of the fragments, predominantly those of small and medium size. For FFRI, the upper class prevailed, representing about 82% of the fragments, most of which are small or medium in size. It can be concluded that possibly the temporary cultures are the main responsible for the transformation of the SRW landscape and that all the interferences in the landscape contributed for the majority of the fragments of the watershed to become small, isolated and marked by irregular shapes, above all with a greater exposure to anthropic action. FFERI showed that the fragments with a chance of becoming extinct are in the high and very high risk classes. At FFSI, the fact that there was no fragment of a large or very large size that presented a sustainability considered to be very low or low is a sign that the factors used for the composition of this indicator are adequate. FFRI showed that among the sub-watershed that present a high risk of fires, sub-watersheds 1, 7 and 8, should be prioritized for urgent action, since they are the regions with the risk of fires considered very high. The methodology for obtaining EVIFF proved to be adequate, obtaining an overall accuracy of 85%. It was found that the majority of the fragments are with medium or high vulnerability, about 51% and 36%, respectively. This confirms what was verified in the indicators, that most of the fragments need measures aimed at their conservation or recovery, with human activities being one of the biggest pressure factors on the fragments.

Keywords: Environmental indicators, Landscape transformation, Forest Ecosystems, Biodiversity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Curva de reflectância da vegetação, solo e água.....	27
Figura 2. Pirâmide de informações.....	29
Figura 3. Mapa de localização da área de estudo.	31
Figura 4. Procedimento metodológico para obtenção dos mapeamentos de cobertura e uso da terra.....	36
Figura 5. Procedimento metodológico para obtenção do IREFF.	43
Figura 6. Procedimento metodológico para obtenção do ISFF.	52
Figura 7. Médias mensais de precipitação para BHRS referente a uma série histórica de 30 anos.....	58
Figura 8. Procedimento metodológico para obtenção do IRIF.....	61
Figura 9. Procedimento metodológico do índice de vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais da Mata atlântica.	63
Figura 10. Informações planimétricas da BHRS.....	65
Figura 11. Mapa hipsométrico da BHRS.	66
Figura 12. Sub-bacias Hidrográficas do Rio Sorocabuçu.	67
Figura 13. Perfil longitudinal do curso principal da BHRS.	68
Figura 14. Quantitativo das subclasses de cobertura e uso da terra da bacia para o ano de 2010 e 2019.	69
Figura 15. Mapeamento da cobertura e uso da terra para o ano de 2010.	70
Figura 16. Mapeamento da cobertura e uso da terra para o ano de 2019.	71
Figura 17. Mapeamento dos fragmentos florestais para o ano de 2010.	75
Figura 18. Mapeamento dos fragmentos florestais para o ano de 2019.	76
Figura 19. Quantitativo das classes de tamanho [A], das classes de isolamento [B] e Dispersão dos tamanhos dos fragmentos em função do isolamento para 2010 [C] e 2019 [D].....	78
Figura 20. IC [A] e IEB [B] e IEA [C] para o ano de 2010 e 2019.....	82
Figura 21. Espacialização dos fragmentos florestais em função do IEA para o ano de 2010.	84
Figura 22. Espacialização dos fragmentos florestais em função do IEA para o ano de 2019.	85
Figura 23. Espacialização do IREFF para o ano de 2010.....	87
Figura 24. Espacialização do IREFF para o ano de 2019.....	88
Figura 25. Mapeamento da predição de extinção de fragmentos para o ano de 2029.....	90
Figura 26. Destaque de alguns fragmentos florestais sujeitos a extinção até 2029.....	91
Figura 27. Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos.	93

Figura 28. Área central dos fragmentos florestais.....	94
Figura 29. Forma dos fragmentos florestais.	95
Figura 30. Pressão da vizinhança.	97
Figura 31. Densidade de estradas.	98
Figura 32. Zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais.	99
Figura 33. NDVI dos fragmentos florestais.	100
Figura 34. NDWI dos fragmentos florestais.	101
Figura 35. SAVI dos fragmentos florestais.	102
Figura 36. Espacialização do ISFF.	106
Figura 37. O IRIQ quanto a proximidade de cultivos agrícolas.....	110
Figura 38. O IRIQ quanto a proximidade de áreas urbanizadas.	111
Figura 39. O IRIQ quanto a proximidade de estradas.	112
Figura 40. O IRIQ quanto a proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios.....	113
Figura 41. O IRIQ quanto a declividade.	114
Figura 42. O IRIQ quanto a altitude.	115
Figura 43. O IRIQ quanto a orientação do relevo.	116
Figura 44. O IRIQ quanto ao tipo de cobertura e uso da terra.	117
Figura 45. O IRIQ quanto a precipitação.	118
Figura 46. IRIQ final com os focos de incêndios e queimadas.	120
Figura 47. Espacialização do IRIF.	122
Figura 48. Mapeamento da vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais retificado mediante informações de campo.	128
Figura 49. Quantitativo da vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais retificado mediante informações de campo.	129
Figura 50. Ordem de priorização das sub-bacias para recuperação dos fragmentos florestais.	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pesos atribuídos ao tipo de subclasses de cobertura e uso da terra.....	40
Tabela 2. Valor do índice de consistência aleatória tabelado.	41
Tabela 3. Variável antrópica.....	54
Tabela 4. Variável topográfica.	55
Tabela 5. Variável cobertura e uso da terra.	57

Tabela 6. Variável climática.	59
Tabela 7. Quantitativo das subclasses de cobertura e uso da terra por sub-bacia e bacia referente ao ano de 2010 e 2019.	72
Tabela 8. Média, desvio padrão, coeficiente de variação e o valor mínimo e máximo para o tamanho e isolamento dos fragmentos florestais, referentes ao ano de 2010 e 2019.	77
Tabela 9. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o IREFF.....	86
Tabela 10. Quantitativo dos fragmentos florestais em função do risco de extinção.	86
Tabela 11. Quantitativo dos fragmentos extintos em função das classes do IREFF entre 2010 e 2019 e a predição para 2029.	89
Tabela 12. Composição da variável conservação, antrópica e biofísica e os pesos obtidos na AHP.	103
Tabela 13. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o ISFF.	105
Tabela 14. Quantitativo dos fragmentos florestais em função da classe do ISFF.	105
Tabela 15. Valor do peso obtido na AHP para os fatores das variáveis.	119
Tabela 16. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o IRIFF.....	119
Tabela 17. Quantitativo das áreas de risco de incêndios e queimadas e o total de focos, em 2019.	120
Tabela 18. Quantitativo dos fragmentos florestais em função da classe do IRIF.....	122
Tabela 19. Matriz de julgamento referente aos indicadores que compõem o IVAFF.....	126
Tabela 20. Matriz de confusão.	126
Tabela 21. Vulnerabilidade ambiental de cada sub-bacia.	131

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Classes e subclasses do mapa de cobertura e uso da terra.	35
Quadro 2. Escala de julgamento para comparação pareada.	40
Quadro 3. Características das bandas do satélite Sentinel-2B.	47
Quadro 4. Justificativa das atribuições dos pesos da AHP.	50
Quadro 5. Informações das estações hidrológicas.	58
Quadro 6. Fatores que podem contribuir para vulnerabilidade média a alta dos fragmentos florestais ou que contribuem para que sejam pressionados.	130

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

μ	Índice de Consistência
Ab	Área setor censitário inserido no limite da bacia.
AHP	Análise Hierárquica de Processo
AP	Área do Polígono
CLW	Combinação Linear Ponderada
DD	Densidade demográfica
DDSB	Densidade Demográfica por Setor Censitário Inserido no Limite da Bacia
DE	Densidade de estradas
EG	Exatidão global
E	Estradas
Fat	Fator
I	Isolamento do fragmento
IC	Índice de circularidade
ICA	Índice de Consistência Aleatória
IDW	Inverso do Quadrado da Distância
IEA	Índice de Exposição Antrópica
IEB	Índice de Efeito de Borda
IREFF	Indicador do Risco de Extinção do Fragmento Florestal
IRIFF	Indicador do Risco de Incêndio Florestal
IRIQ	Indicador do Risco de Incêndios e Queimadas
ISFF	Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais
IVAFF	Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais
L	Fator de ajuste
LCM	<i>Land Change Modeler</i>
LS	Limite superior
MCUT	Mapeamento de Cobertura e Uso da Terra
MDE	Modelo Digital de Elevação
N	Fator normalizado
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada/ <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NDWI	Índice de Água por Diferença Normalizada/ <i>Normalized Difference Water Index</i>
NIR	Reflectância na faixa do infravermelho próximo

P_{AHP}	Peso da AHP
P_b	População de cada setor censitário inserido no limite da bacia
P_t, P_i, P_{lea}	Pesos do tamanho, isolamento e do índice do efeito de borda obtidos na AHP
R	Reflectância na faixa do vermelho
SAVI	Índice de Vegetação Ajustado ao Solo/ <i>Soil-Adjusted Vegetation Index</i>
SWIR	Reflectância na faixa do infravermelho de ondas curtas
T	Tamanho do fragmento
TC	Taxa de Consistência
TIN	Rede Irregular de Triângulos/ <i>Triangulated Irregular Network</i>
Var	Variável
Z	Valor do ponto a ser estimado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. JUSTIFICATIVA	18
3. OBJETIVOS	19
3.1. Geral.....	19
3.2. Específicos	19
4. REVISÃO DE LITERATURA	20
4.1. Panorama sobre a Mata Atlântica	20
4.2. Ferramentas de análise da paisagem.....	23
4.3. Contextualização do Sensoriamento Remoto (SR)	24
4.4. Índice e indicadores ambientais	28
5. MATERIAIS E MÉTODOS	30
5.1. Área de estudo	30
5.2. Obtenção das informações espaciais	32
5.3. Elaboração do Mapa da Cobertura e Uso da Terra (MCUT)	33
5.4. Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF).....	36
5.4.1. Mapeamento dos fragmentos florestais.....	36
5.4.2. Variáveis para a composição do IREFF	36
5.5. Composição do IREFF	40
5.6. Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais (ISFF).....	43
5.6.1. Determinação das variáveis	43
5.6.2. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável de conservação.....	43
5.6.3. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável antrópica	44
5.6.4. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável biofísica	46
5.6.5. Composição do ISFF	50
5.7. Indicador do Risco de Incêndio Florestal (IRIF).....	52
5.7.1. Diferenciando termos	52
5.7.2. Determinação das variáveis utilizadas no Indicador do Risco de Incêndio e Queimada (IRIQ).....	53
5.7.2.1. Variável antrópica.....	53
5.7.2.2. Variável topográfica.....	55
5.7.2.3. Variável cobertura e uso da terra	56
5.7.2.4. Variável climática	57

5.7.3. Composição do IRIQ	60
5.7.4. Validação do IRIQ.....	60
5.7.5. Composição do IRIF.....	61
5.8. Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais (IVAFF)	62
5.8.1. Composição do IVAFF	62
5.8.2. Validação do IVAFF.....	62
5.8.2.1. Priorização das sub-bacias para recuperação dos fragmentos florestais.....	64
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
6.1. Sistematização das informações espaciais	64
6.2. Mapa de Cobertura e Uso da Terra (MCUT)	68
6.3. Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF).....	75
6.4. Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais (ISFF).....	92
6.5. Indicador do Risco de Incêndio e Queimada (IRIQ) e o Indicador do Risco de Incêndio Florestal (IRIF)	109
6.6. Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais (IVAFF)	125
7. CONCLUSÕES	133
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	136
APÊNDICE	159
APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO DE CONSULTA PARA ATRIBUIÇÃO DOS PESOS AOS TIPOS DE COBERTURA E USO DA TERRA.....	160
APÊNDICE B - QUESTIONÁRIO DE CONSULTA PARA ATRIBUIÇÃO DA ORDEM DE IMPORTÂNCIA DOS INDICADORES AMBIENTAIS.	161
APÊNDICE C – QUESTIONÁRIO DE CONSULTA PARA ATRIBUIÇÃO DO VALOR DE IMPORTÂNCIA DE UM INDICADOR EM RELAÇÃO AO OUTRO.	162

1. INTRODUÇÃO

As transformações na superfície da terra são decorrentes, sobretudo, das pressões socioeconômicas e culturais (BESTELMEYER et al., 2015), que aumentam a demanda por recursos naturais e conseqüentemente contribuem para o desequilíbrio nos ecossistemas terrestres (LASCHEFSKI; DUTRA; DOULA, 2012; LIN et al., 2019). Entre os ecossistemas mais vulneráveis encontram-se os florestais, que têm sido modificados há milhares de anos, porém com mais intensidade no Antropoceno¹ (MALHI et al., 2014).

As florestas e as populações que dependem diretamente deste ecossistema sofrem com as pressões impostas principalmente pelo desmatamento, que é uma ameaça constante em toda parte do mundo, resultante fundamentalmente da expansão agropecuária, das indústrias, da mineração e da infraestrutura para atender a produção energética. Porém, deve-se considerar que entre as conseqüências dos constantes impactos sobre a cobertura florestal tem-se a perda da biodiversidade e do fornecimento dos serviços ecossistêmicos (PARROTTA; YEO-CHANG; CAMACHO, 2016), que contribuem para o comprometimento da capacidade da floresta em gerir os bens e serviços, afetando diretamente a segurança alimentar e o acesso à água potável, serviços essenciais para a manutenção da vida humana (SCARANO; CEOTTO, 2015; PARROTTA; YEO-CHANG; CAMACHO, 2016).

Entre os biomas mais devastados e ameaçados do mundo encontra-se o Bioma Mata Atlântica, apresentando grande perda de habitat (BOSA et al., 2015; BARBOSA; MANSANO, 2018), o que reflete em uma paisagem fragmentada, mas que apesar disso ainda apresenta grande diversidade de espécies da fauna e da flora, sendo marcado por um alto grau de endemismo, o que Myers et al. (2000) define como um *hotspot* e, portanto, considerado por Omachi et al. (2018) como prioritário para a conservação mundial. Campanili e Schäffer (2010) e Leite et al. (2017) estimam que existe nesse bioma aproximadamente 20 mil espécies vegetais, o que representa 35% das espécies do país.

A necessidade de conservação e proteção desse bioma surge diante de toda sua importância ambiental. Mittermeier et al. (2011) consideram que o elevado grau de endemismo nesse local já o torna um ecossistema prioritário para conservação, até porque apresentam espécies que não vão ser encontradas em outros lugares, já que a biodiversidade mundial não se apresenta uniforme. Somado ao endemismo, tem-se o fato de estar entre as áreas mais suscetíveis ao desaparecimento devido a pressão humana.

¹ É um termo que se refere a uma época geológica recente, no qual passou a ser utilizado para caracterizar o período em que as interferências humanas na superfície terrestre têm efeitos globais.

Vale ressaltar que além da importância mediante sua elevada biodiversidade, suas florestas são essenciais para a manutenção dos recursos hídricos e dos padrões climáticos, proporcionando, por exemplo, conforto térmico (SANTANA, S. et al., 2018). Joly, Metzger e Tabarelli, (2014) enfatizam que diante do intenso processo de modificações das paisagens decorrente das intervenções antrópicas é necessário que haja a compreensão de como as florestas reagem a essas ações tanto a nível biológico quanto ao longo do tempo, para que assim a sociedade esteja preparada para possíveis ameaças e oportunidades que surjam no que diz respeito a sustentabilidade.

Uma das formas de identificar os problemas que interferem na conservação ou preservação das florestas e assim propor medidas que ajudem na manutenção, preservação ou até mesmo recuperação desses habitats, é utilizar de indicadores ambientais. Fengler et al. (2015), utilizou de indicadores ambientais para identificar em que grau de perturbação uma floresta pode se encontrar, tendo como base interferências antrópicas, tal como, desmatamentos.

Olsthoorn et al. (2001) enfatizam que os indicadores são essenciais no auxílio da tomada de decisão e na resolução de problemas complexos, uma vez que eles têm o poder de sintetizar as informações em valores, ainda mais quando se trata dos sistemas naturais que apresentam problemas complexos, os quais requerem indicadores que sejam adequados para cada situação.

Portanto, a hipótese desta pesquisa é que é possível elaborar um índice de vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais da Mata Atlântica, considerando indicadores resultantes de diversos fatores que podem influenciar na qualidade do habitat, interferir na manutenção da biodiversidade e na disponibilização dos serviços ecossistêmicos, de modo a gerar informações para auxiliar os gestores ambientais.

2. JUSTIFICATIVA

A paisagem da mata atlântica encontra-se altamente fragmentada devido ao processo de antropização resultante principalmente da exploração de seus bens naturais, da expansão da urbanização e da agricultura (LOPES et al., 2018b; SOUSA et al., 2020). Estes fatores contribuem para que os fragmentos florestais desse bioma fiquem em condições vulneráveis a perda de biodiversidade, o que deixa em alerta quanto a necessidade de pesquisas que ajudem avaliar como os seus remanescentes têm respondido a esses diversos fatores e que mostrem a situação da qualidade desses habitats.

Portanto, esta pesquisa torna-se relevante porque propõe um índice que é resultante de diversos fatores. Além disso, tem o intuito de contribuir para elaboração de programas de gestão

e planejamento para que haja a recuperação e monitoramento daqueles fragmentos florestais mais suscetíveis a degradação ambiental.

A escolha dos fragmentos florestais situados na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu se deu em razão dessa bacia está em um dos municípios que fazem parte da Área Proteção Ambiental Itupararanga (APA Itupararanga), onde também está inserido o reservatório de Itupararanga. Essa unidade de conservação (UC) apresenta diversos tipos de cobertura e uso da terra, porém a maioria deles com grandes impactos negativos sobre as florestas, como, as atividades agrícolas, predominantes ao longo de toda APA (SIMONETTI; SILVA; ROSA, 2019).

Nesse sentido, estudos em uma bacia hidrográfica com essas características se mostram relevante (GUERRA, SILVA; BOTELHO, 2007), já que trata-se de uma unidade natural onde ocorre a interação dos recursos hídricos com os fatores físicos, bióticos, socioeconômicos e culturais (YASSUDA, 1993), sendo palco do desenvolvimento de diversas atividades, tais como, urbanas, industriais, agrícolas ou àquelas voltadas a proteção, e onde ocorre os processos de degradação, em que seus efeitos serão sistematicamente refletidos (LIMA, 2005; PORTO; PORTO, 2008).

Portanto, a bacia hidrográfica é uma unidade ideal ao desenvolvimento de metodologias de análise que busquem compreender as inter-relações de fatores ambientais e antrópicos, (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2007) e como estes interferem na qualidade dos habitats, aqui em específico dos fragmentos florestais.

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

Desenvolver um índice de vulnerabilidade ambiental de fragmentos florestais considerando indicadores ambientais que apresentem as condições de conservação e preservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.

3.2. Específicos

- Realizar a classificação dos tipos de cobertura e uso da terra, voltados para a representação e análise da dinâmica do território em termos dos fragmentos nativos da Mata Atlântica;

- Elaborar um Mapeamento do Indicador de Risco de Extinção de Fragmentos Florestais (IREFF), considerando métricas da ecologia da paisagem e o Índice de Exposição Antrópica (IEA);
- Elaborar um Mapeamento do Indicador de Sustentabilidade de Fragmentos Florestais (ISFF), utilizando para isto as variáveis de conservação, antrópica e biofísica;
- Elaborar um Mapeamento do Indicador de Risco de Incêndios Florestais (IRIF) por meio das variáveis, uso antrópico, características topográficas, cobertura e uso da terra e aspecto climático;
- Elaborar um Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Panorama sobre a Mata Atlântica

A Mata Atlântica destaca-se como um dos mais importantes biomas brasileiros, sua área originalmente correspondia aproximadamente 1.360.000 km², cerca de 15% do território nacional, restando atualmente apenas 8,5% da vegetação com mais 100 hectares e 13,1% acima de três hectares. Encontra-se em 17 estados, a maioria deles na região nordeste. Embora a faixa de vegetação fosse mais visível na região litorânea, vale ressaltar que ela não se restringe a essa área, apresentando-se também áreas interioranas (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010; MIRASERRA, 2012; OLIVEIRA, 2018; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

Embora exista a Lei 11.428 de 2006 da Mata Atlântica, apenas em 2008 houve a regulamentação desse instrumento por meio do Decreto 6.660/2008 (BRASIL, 2006; BRASIL, 2008), em que além de deliberar a forma de utilização e proteção desse bioma, definiu quais são as formações florestais nativas e os ecossistemas associados, sendo estes:

Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; campos de altitude; áreas das formações pioneiras, conhecidas como manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encraves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual; áreas de estepe, savana e savana estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas (BRASIL, 2008).

Dado a sua importância, a Mata Atlântica é reconhecida mundialmente como área de proteção, sendo considerada pela constituição de 1988 como um dos Patrimônios Nacionais e desde 1994 pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

(UNESCO) como Reserva da Biosfera (RB), através do programa homem e biosfera, cuja sigla em inglês é MaB (*Man and the Biosphere*) (MIRA-SERRA, 2012). RB apresenta uma forma de gestão conhecida mundialmente, que busca a integração, a participação e a sustentabilidade dos recursos naturais (MMA, 2018; RBMA, 2019).

A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) é uma das mais importantes da UNESCO, abrange quase todos os ecossistemas desse bioma e entre suas atividades estão o incentivo ao desenvolvimento socioeconômico, cultural e sustentável, como também, apoio a diversos projetos que visem o incentivo à educação (MMA, 2010).

O histórico de devastação da Mata Atlântica se destaca como um dos mais predatórios desde 1500, porém foi no século XX que atingiu níveis alarmantes de desmatamento cuja finalidade era a obtenção de produtos madeireiros (MMA, 2010; LASCHEFSKI; DUTRA; DOULA, 2012; BARBOSA; MANSANO, 2018). O bioma foi tão intensamente devastado que se fez necessário a criação do Decreto 4.421 do ano de 1921, que institui a criação do Serviço Florestal Brasileiro (SILVA, 2018), que não nasceu apenas com a função de conservação e proteção das florestas nativas, mas também para dar suporte a silvicultura (BRASIL, 1921).

A madeira era supervalorizada enquanto os produtos não-madeireiros e as funções ecológicas foram deixados de lado, muitas vezes, por ignorância ou simplesmente por usar práticas inadequadas de manejo. A indústria siderúrgica, a agricultura, a pecuária, a indústria madeireira e imobiliária ignorava a importância das florestas, no entanto, parte da responsabilidade desse cenário foi do governo que na maioria das vezes incentivava o desmatamento em favor do desenvolvimento econômico (DEAN, 1996; MMA, 2010).

A intensificação do uso da madeira quase acabou com esse bioma em Estados como o de São Paulo, fazendo com que os governos criassem alguns institutos estaduais, como o instituto Florestal do Estado de São Paulo, cujo objetivo era regulamentar e incentivar as pesquisas florestais como forma de criar soluções para a crise energética que se instaurava naquele momento, uma vez que a madeira era usada tanto na indústria quanto nos domicílios, sendo crucial para a manutenção da ordem do setor energético. Esses institutos foram uma etapa importante para o estabelecimento de uma legislação florestal no país (SILVA, 2018).

Portanto, diante de todo esse processo de interferência sobre o bioma, fez com que se tornasse uma paisagem reconhecidamente fragmentada (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; LOPES et al., 2018b; SILVA et al., 2018). A Fragmentação florestal consiste em áreas de vegetação nativa que se encontram isolados devido ao processo de separação do habitat, antes considerado contínuo, ocasionadas pelo surgimento de barreiras naturais ou antrópicas (VIANA, 1990; GARCIA, 2011).

Segundo Dantas et al. (2017), a fragmentação de um habitat interfere concomitantemente nas relações ecológicas, pois com a formação de barreiras, ocorre o isolamento de espécies da fauna e da flora, além de reduzir a área habitada por essas espécies, o que vai interferir na troca genética, na reprodução e consequentemente na biodiversidade daquele local. Sendo assim, Cocco et al. (2014) relatam a importância de se fazer um acompanhamento da biodiversidade, uma vez que esta é essencial para a continuidade do equilíbrio ambiental.

A cobertura vegetal uma vez que foi reduzida, além de comprometer a biodiversidade, deixa de exercer uma série de serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da qualidade do ambiente, dentre estas pode-se destacar, regulação da temperatura e disponibilidade dos recursos hídricos, alterando assim o ciclo hidrológico. Além disso, ocorre também o comprometimento da paisagem com a perda da beleza cênica (DANTAS et al., 2017; GAUDERETO; AGUIAR; GALLARDO, 2017).

Vale ressaltar que a floresta ajuda no regime hídrico permanente, uma vez que ela tem o poder de infiltrar a água da chuva no subsolo, alimentando assim os lençóis freáticos. Porém quando ocorrem a supressão dessa vegetação, essa função deixa de ser exercida ocasionando diversos problemas, tal como, a falta d'água, já enfrentada por diversas cidades pertencentes a esse bioma (MMA, 2010), por exemplo, São Paulo, que em 2014 enfrentou umas das piores crises hídricas (MARENGO; ALVES, 2015).

Poucas são as áreas de cobertura florestal nativas que se encontram protegidas. Joly, Metzger e Tabarelli (2014), relatam que menos de 10% das florestas tropicais estão em unidades de conservação (UC). Uma das maiores UC da Mata Atlântica no país encontra-se no Estado de São Paulo, Parque Estadual Serra do Mar, que apresenta uma extensão de aproximadamente 332.000 ha e abrange mais de 25 municípios (PESM, 2018).

No Estado de São Paulo 80% do território era inicialmente coberto por Mata Atlântica. Entretanto, no último relatório técnico sobre os remanescentes florestais e áreas naturais da Mata Atlântica constatou-se que para este território restam apenas 16,2% (MMA, 2010; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Entre os fatores que agravam esse processo de degradação encontra-se o desmatamento que ocorrem principalmente devido o processo de urbanização, pois, segundo Oliveira (2018) a maioria da população urbana do Brasil está concentrada em áreas de Mata Atlântica.

Proteger e conservar esse bioma talvez seja uma das questões mais desafiadoras, principalmente porque além de ameaçado, a maioria dos habitats restantes não se encontram em áreas protegidas, como relatado, correndo assim sérios riscos de serem extintos e isso pode

resultar em uma perda imensurável para a biodiversidade mundial. Mittermeier et al. (2011) enfatizam que pelo fato de grande parte do habitat original dos *hotspots* já terem sido destruídos uma riqueza insubstituível concentra-se em uma pequena parte do mundo, portanto, para que haja sucesso no processo de conservação é essencial que se tenha foco para evitar que novas áreas sejam extintas.

4.2. Ferramentas de análise da paisagem

A paisagem se constitui em um mosaico heterogêneo formado por unidades que interagem entre si, em que os limites entre essas unidades são representados por diversos fatores, sendo estes, abióticos, perturbações naturais e antrópicos. Nesse sentido, a ecologia da paisagem pode ser expressa como a ecologia de interações espaciais entre as unidades que constituem a paisagem. O ponto primordial na ecologia da paisagem é que existe o reconhecimento da dependência espacial entre as unidades, uma vez que, o funcionamento de uma depende das inter-relações com as demais (METZGER, 2001) e que, portanto, os padrões espaciais de cada unidade vão influenciar nos processos ecológicos (PEREIRA et. al, 2001).

Como forma de descrever esses padrões espaciais existem várias métricas, ditas métricas da ecologia da paisagem (PEREIRA et. al, 2001; COUTO, 2004). Segundo Couto (2004) as métricas referem-se a equações matemáticas capazes de quantificar as características espaciais das manchas e, de acordo com Santos e Rocha (2020) são consideradas essenciais para avaliação dos ecossistemas. Na literatura, estudos relacionados a análise da estrutura florestal geralmente são baseados nas métricas da ecologia da paisagem, como pode-se citar Dalloz et al. (2017), Silva, Fortes e Voltolini (2017), Pereira et al. (2020), Miyano et al. (2020).

Para estudos como esses são comumente utilizadas as ferramentas que auxiliam no processamento e a análise de dados, como o geoprocessamento e o sensoriamento remoto. O Geoprocessamento e o Sensoriamento Remoto fazem parte do que se chama de geotecnologias, que são as tecnologias de análise espacial (SILVA; ROCHA; AQUINO, 2016). Cada vez mais elas estão inseridas no cotidiano das pessoas por meio do uso de *softwares*, como, *Google Earth*, que devido sua popularização aumentou a demanda pelas geoinformações, fazendo com que as geotecnologias se firmassem mundialmente (WECKMÜLLER; VICENS, 2018).

No entanto, quando se trata do uso dessas ferramentas voltadas, por exemplo, para fins acadêmicos ou planejamento ambiental, a escolha dos *softwares* a serem utilizados vai depender do propósito, já que apresentam múltiplas funções e são formados por recursos com alta capacidade de processar e analisar imagens, o que permite gerar diversos produtos com uma

infinitude de aplicações (SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2018). Entre esses *softwares* pode-se destacar o ArcGIS e Idrisi, este último apresenta uma nova versão denominada TerrSet.

O Geoprocessamento pode ser entendido como o emprego de procedimentos matemáticos e da computação para manipular dados que tenham uma referência geográfica, de modo a tratá-los ou obter informações. O instrumento utilizado para realizar o geoprocessamento é composto pelo Sistema de Informações Geográficas (SIG). O geoprocessamento, devido suas aplicabilidades, é utilizado em diversas áreas, como no meio ambiente, na comunicação e transporte (FLORENZANO, 2002; MOREIRA, 2003; ROSA, 2005), fornecendo apoio aos mais diversos tipos de projetos, especialmente aqueles voltados a proteção do meio ambiente (LANG; BLASCHKE, 2009).

O SIG é compreendido como ferramenta computacional capaz de reunir e integrar as informações georreferenciadas, ou seja, cada dado deve estar associado a um sistema de coordenadas geográficas (FLORENZANO, 2002; EMBRAPA, 2004). O SIG apresenta duas principais características, uma, que é possibilidade de inserir e integrar informações de origem distintas em um único banco de dados, outra, é o fato de proporcionar mecanismos que ajudem, por exemplo, na modelagem, acesso e visualização das informações geográficas (CÂMARA; DAVIS, 2001; MOREIRA, 2003; LONGLEY et al., 2015).

O SIG é composto pelas seguintes partes: interface representada pelo usuário, entrada e edição de dados (aquisição de dados de diversas fontes), funções de consulta e análise espacial (envolve o processamento, por exemplo, das imagens, para obter novas informações), visualização e plotagem das informações (é componente que de fato serve para observar os dados e plotar), por fim, o banco de dados, onde armazenam todas as informações processadas e recuperadas, que se encontram organizadas para facilitar a consulta as informações (MOREIRA, 2003; EMBRAPA, 2004).

4.3. Contextualização do Sensoriamento Remoto (SR)

Junto com o advento do Sensoriamento Remoto surge uma série de informações, destacando-se àquelas referentes ao manejo agropecuário e as áreas florestais, portanto, o SR tornou-se umas das técnicas mais importantes de monitoramento e acesso as informações da superfície da terra, que passaram a ser bastante utilizadas, principalmente devido à acessibilidade da população, apresentar menor custo e maior frequência com que os dados são disponibilizados (SHIMABUKURO; MAEDA; FORMAGGIO, 2009; VAEZA et al., 2010;

PAULA; CABRAL; MARTINS, 2012; ROSA, 2016), tornando-se um importante instrumento de gestão para tomada de decisões.

O SR pode ser descrito como uma técnica que permite a obtenção de informações da superfície da terra utilizando sensores acoplados em um determinado meio, por exemplo em satélites, para poder captar a energia refletida ou emitida de um objeto ou evento, sem que para isso ocorra o contato direto do sensor com o local imageado (JENSEN, 2007; SOUZA et al., 2007; MENESES, 2012).

Os satélites destinados aos estudos ambientais começaram a operar na década de 1970, marcando assim o início de uma era com mais informações e compreensão acerca dos recursos naturais, no qual o primeiro deles foi o *Earth Resources Technology Satellite* (EARTH-1), que posteriormente passou a ser de chamado de Landsat-1 (MOREIRA, 2003; STAN, 2005). Logo depois foram lançados outros satélites da mesma série (Landsat 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), sendo que até o 5 já foram desativados e o 6 não chegou a entrar em órbita (USGS, 2019).

Landsat 5 marcou história com seu longo tempo de operação, contabilizando mais de 28 anos (USGS, 2019). O Landsat 7 e 8 continuam em operação, este último lançado em fevereiro de 2013, apresentando dois tipos de sensores, o *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). O Landsat 9 já foi enunciado e sua previsão de lançamento é entre 2020-2021 (NASA, 2019; USGS, 2019).

Existem vários tipos de satélites que podem ser utilizados para obtenção de dados ambientais. Os da série Landsat são os mais requisitados, principalmente porque suas imagens são disponibilizadas de forma gratuita. Porém, nos últimos anos tem-se disponibilizado outras possibilidades, como, o satélite Sentinel-2, nos quais suas imagens também são fornecidas gratuitamente e apresentam melhores resoluções que o Landsat, o que o torna, segundo Silva et al. (2018), mais eficiente nos reconhecimentos vegetações florestais de áreas com alto grau de fragmentação.

A missão do Sentinel-2 começou sua operação em meados de junho de 2015 com o Sentinel-2A e em março de 2017 foi colocado em órbita o Sentinel-2B. É oriundo de uma ação conjunta entre a Comissão Europeia (EC) e da Agência Espacial Europeia (ESA), que faz parte do projeto de Monitoramento Global do Ambiente e Segurança (GMES) e surge com o intuito de fornecer imagens multiespectrais, de alta resolução e de um curto período de revisitação para a geração de dados, como aqueles voltados às aplicações ambientais e segurança. O sensor multiespectral é o *Multispectral Imager* (MSI), com uma faixa de imageamento com largura de 290 km e total de 13 bandas espectrais, compreendendo a faixa do visível (VIS), infravermelho próximo (NIR) e a infravermelho de ondas curtas (SWIR) (ESA, 2012).

De acordo com Maus et al. (2016), os satélites voltados a observação da superfície terrestre exercem um importante papel de fornecimento de dados contínuos e permanentes da terra, uma vez que, por meio deles há a possibilidade de se revisitar lugares remotos e fazer análises ao longo do tempo de uma determinada área. Segundo Chen et al. (2016), os dados obtidos remotamente em conjunto com as medidas realizadas in loco e manuais, fornecem informações imprescindíveis para estudo das atividades antropogênicas e naturais, além de auxiliar nas análises e monitoramento da superfície da terrestre.

Uma das principais aplicabilidades do SR são os estudos voltados a vegetação e a maioria deles são baseados nos índices de vegetação, que segundo Ponzoni, Shimabukuro e Kuplich (2012), são propostos para analisar a vegetação conforme suas características biofísicas, tal como, a biomassa e o índice de área foliar. A utilização dos índices é fundamentada nas características da vegetação, que apresentam baixa refletância na faixa do visível e alta refletância para o infravermelho próximo, como será explicado posteriormente.

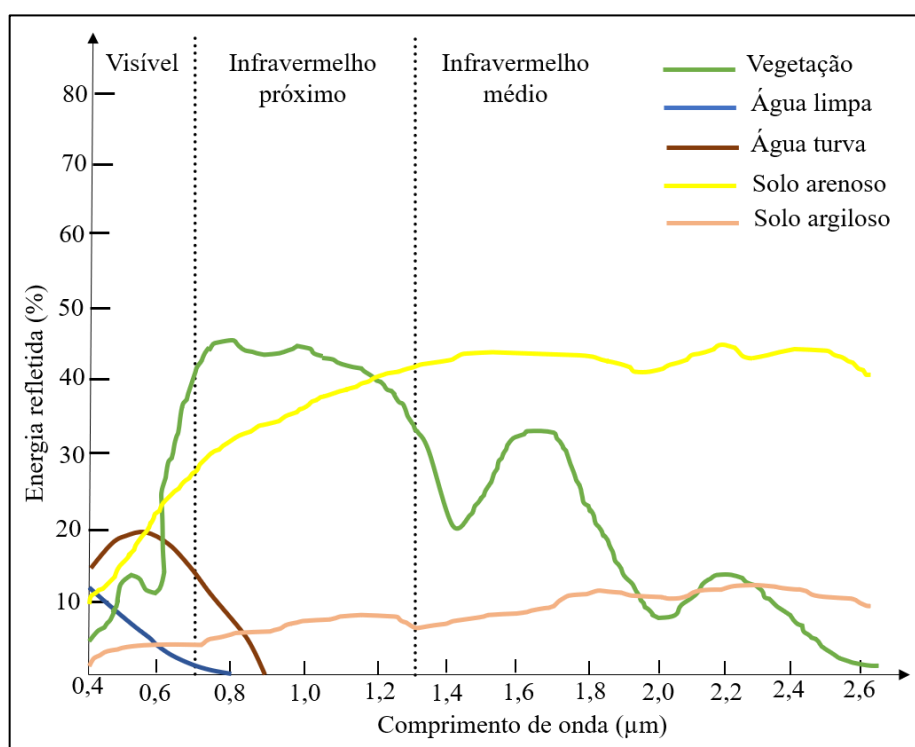
Existem vários estudos no Bioma Mata atlântica que se basearam nos índices de vegetação (IV). Santana, S. et al. (2018), fez um estudo para identificar quais índices de vegetação apresentavam melhores respostas espectrais para esse bioma, entre os IV estudados por esses autores estão, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI). Teixeira et al. (2019), utilizou os índices de vegetação com o objetivo de diferenciar os estágios sucessionais da vegetação e Souza et al. (2018a), avaliou a cobertura vegetal por meio de diferentes índices.

Os IV podem ser obtidos pela combinação de bandas espectrais de reflectância, em determinado comprimento de onda, obtidas por técnicas do sensoriamento remoto orbital. Os IV são essenciais para auxiliar na obtenção de informações temporais e espaciais para análise e diagnóstico da vegetação, possibilitando monitoramento e avaliação da qualidade da cobertura vegetal, além do planejamento ambiental (JACKSON; HUETE, 1991; LOBATO et al., 2010; BRAZ; ÁGUAS; GARCIA, 2015; RIBEIRO et al., 2016, SANTANA, S. et al., 2018; SOUZA et al., 2018a; LOPES et al., 2020).

Na superfície da terra, os alvos por apresentarem composição física, química e biológicas diferentes vão apresentar comportamentos distintos quanto a absorção, reflectância e emissão da energia eletromagnética que vão depender do comprimento de onda. Através desse comportamento é possível, com as técnicas de sensoriamento remoto, distinguir esses alvos (FLORENZANO, 2002; GUEDES; SILVA, 2018).

O comportamento espectral da vegetação sadia é determinado pela clorofila, que no comprimento de onda da luz visível refletirá mais energia na faixa do verde e apresentar intensa absorção na região do vermelho. Porém, é no infravermelho próximo que a energia refletida também vai ser mais intensa, sendo possível diferenciar a vegetação dos demais objetos (FLORENZANO, 2002; MELO; SALES; OLIVEIRA, 2011; PADOLFI; RAMALDES; SANTOS, 2018) (Figura 1).

Figura 1. Curva de reflectância da vegetação, solo e água.



Fonte: Adaptado de Florenzano (2002).

A folha da vegetação exerce diversas funções vitais, uma vez que ela é responsável pela maioria das reações químicas, tais como, a transpiração e respiração. Porém, sendo a fotossíntese a que interage diretamente com a energia solar, é importante entender como se dá esse processo. Na fotossíntese as plantas necessitam de água (retirado do sistema radicular) e de dióxido de carbono (CO_2) retirado da atmosfera para produzir os açúcares (carboidratos) e oxigênio (O_2), processo que ocorre mediante a energia solar. Porém, nem toda energia eletromagnética que incide sobre a vegetação vai ter resultado sobre ela, apenas aquela dita radiação fotossinteticamente ativa (RFA), que é a radiação na região do visível (400 - 700 nm) (MOREIRA, 2003).

De acordo com Ferreira, Ferreira e Ferreira (2008) a energia eletromagnética que é refletida nas bandas do vermelho e do infravermelho próximo está diretamente relacionada com

a capacidade da vegetação em realizar a fotossíntese. Somado a isso, existe a suposição de que o emprego de no mínimo duas bandas ajuda a amenizar os efeitos negativos nas respostas espectrais da vegetação, resultantes principalmente da alteração na irradiação, dos efeitos da atmosfera, da estrutura do dossel, da vegetação não fotossinteticamente ativa e do solo.

Vale ressaltar que os parâmetros que interferem na reflectância da folha são aplicados para o dossel (por exemplo, agriculturas, florestas plantadas e nativas), mas vão além, pois deve-se considerar também a geometria, características espectrais da vegetação e as características biofísicas, como, índice de área foliar (IAF), já que quando se trabalha com dossel não utiliza a quantidade de folhas e sim a área que as folhas ocupam em um terreno e a distribuição angular de folhas (DAF), que é uma característica inerente a fatores, como, o tipo de espécies e seu estágio de desenvolvimento (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

4.4. Índice e indicadores ambientais

As florestas apesar de serem essenciais para outros ecossistemas, sem elas há um grande impacto para os seres humanos, no entanto, são constantemente ameaçadas. Algumas ferramentas encontradas nos SIG e no Sensoriamento Remoto servem para gerar informações acerca dessa cobertura vegetal (KUMAR; YAMAÇ; VELMURUGAN, 2015) e, portanto, podem auxiliar na elaboração de índices e indicadores importantes para o planejamento e gestão do meio ambiente, que podem contribuir de forma significativa para que a formulação de políticas públicas sejam efetivas, no que diz respeito a manutenção dos recursos florestais de um determinado local.

De acordo Siche et al. (2007) e Silva (2016) índice e indicadores são comumente considerados como sinônimos, no entanto, apresentam significados diferentes. Shields, Solar, Martin (2002) argumentam que o índice é um valor que representa o todo, em que para sua obtenção são utilizados indicadores como variáveis. Para Pereira (1995) o índice tem um caráter multidimensional que corresponde a junção de informações, onde uma única medida expressa diferentes aspectos ou indicadores. Rogge (2012), afirma a capacidade do índice em ser formado pela síntese de informações importantes, até mesmo questões políticas consideradas complexas. Silva (2016) acrescenta ainda, que um índice pode compor um outro índice.

Os indicadores podem ser entendidos como valores que representam a conjuntura de um determinado fenômeno, sendo obtidos a partir da reunião de dados oriundos das mais diversas fontes, que resultam em informações simplificadas, baseadas nos aspectos mais relevantes,

porém, essenciais para entender fenômenos apontados como complexos. Uma vez que na comunicação é necessário que haja simplicidade e, uma das condições para que um indicador seja considerado bom é que seja de fácil interpretação (GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

Freitas e Giatti (2009) definem o indicador como um conjunto de informações complexas que são reunidas de forma mais simplificada em um valor unidimensional. Pereira (1995) considera o indicador como sendo capaz de representar ou medir aspectos que diretamente não podem ser observados. Miller, Ranna e Wahlén (2017), argumentam que os indicadores, normalmente representados numericamente, possuem essa função de simplificar as informações de forma que sejam entendíveis para serem utilizadas nas mais diversas aplicações, podendo ser empregados desde uma escala macro e micro.

Há uma demanda por indicadores ambientais (BUTT, 2018), principalmente porque diversos relatórios ambientais de diferentes organizações, a nível nacional e local, têm como suporte os indicadores, já que ajudam na interpretação das informações. Segundo Mattar Neto, Krüger, Dziedzic (2009), o progresso econômico e social deve estar atrelado às preocupações ambientais. Portanto, os indicadores ambientais são uma importante ferramenta para auxiliar no planejamento e gestão tanto do meio urbano quanto rural, em que a integração de vários indicadores ajuda não só no aproveitamento mais eficaz dos bens naturais, mas também na tomada de decisão relacionada as condições socioeconômicas.

A qualidade de um índice vai depender diretamente da qualidade dos indicadores, que por sua vez, são influenciados pelos dados que os compõem (KRAEMER; PEICHERT, 2008). Na Figura 2 tem-se uma pirâmide de informações considerando os dados (primários e analisados), indicadores e os índices, em que a base é representada pelos dados, seguido pelos indicadores e no topo tem-se os índices, que representam a agregação dos indicadores.

Figura 2. Pirâmide de informações.



Fonte: Adaptado de Hammond et al. (1995).

Muitos estudos relacionados a condição do ambiente se deparam frequentemente com situações de incertezas e a falta de informações sistematizadas, por isso estudos voltados a obtenção de indicadores confiáveis são de grande relevância, pois assim, estes podem contribuir com as políticas de gestão ambiental (BRAGA et al., 2004).

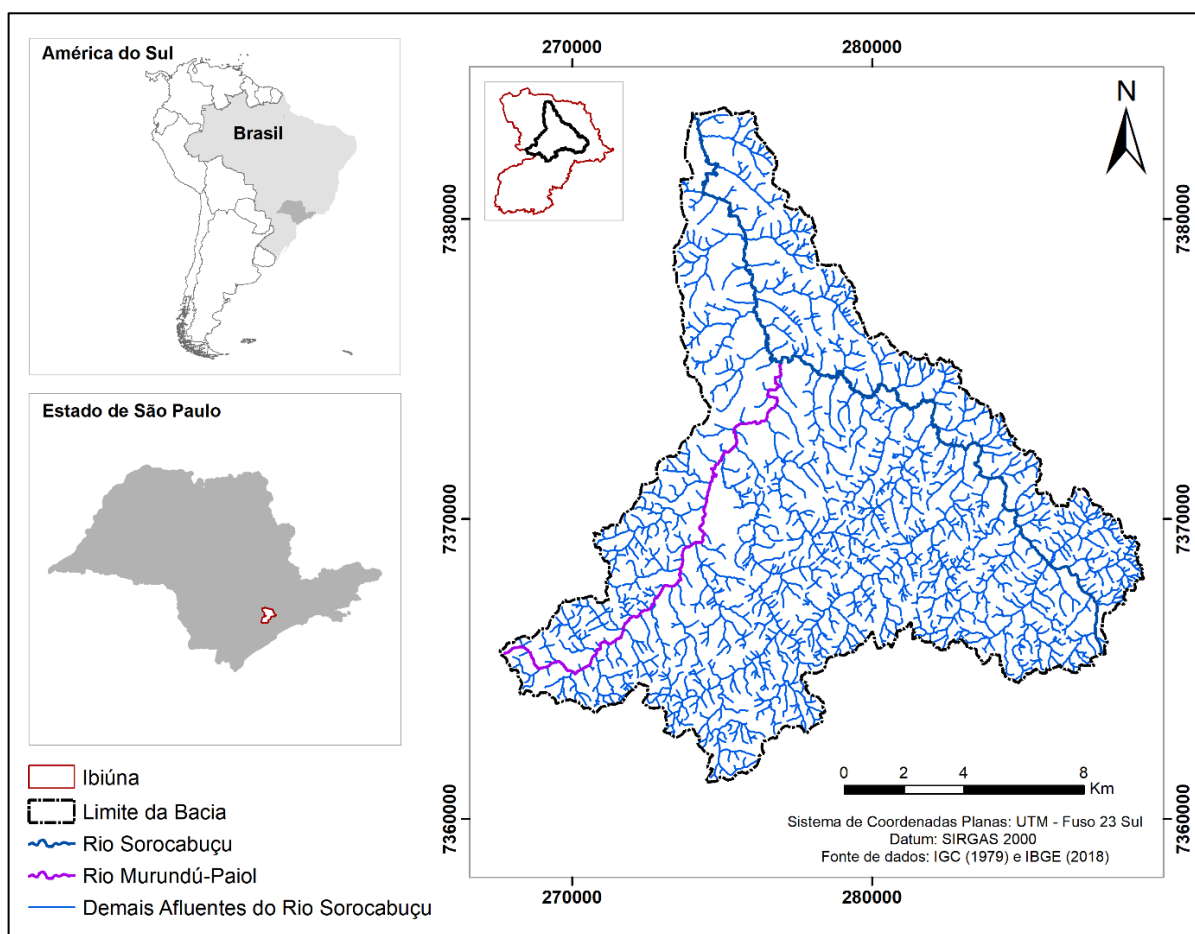
Vale destacar alguns indicadores e índices ambientais, tais como, o Índice de Qualidade Ambiental Urbana (IQUAU) proposto por Dias, Gomes e Alkmim (2011) em que leva em consideração indicadores relacionados ao abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública urbana, pavimentação das ruas e cobertura vegetal, tem-se o Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH) sugerido por Silva (2016), no qual o autor procurou integrar informações socioeconômicas e ambientais. Thakur et al. (2020) propôs o Indicador de Vulnerabilidade da Floresta (FVI) que integrou informações advindas da floresta, das condições climáticas, antropogênicas, topográficas, características do solo e práticas de manejo. Liu et al. (2021) obtiveram os Indicadores de Resiliências Ecológicas, utilizando para isto fatores relacionados a elasticidade - que é o tempo que uma floresta leva para se recuperar de um distúrbio e, a maleabilidade - que corresponde ao grau de desvio, ou seja, o quanto houve de distanciamento de um ponto de equilíbrio ou inicial após uma perturbação.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (BHRS) apresentada na Figura 3. Essa bacia está localizada no centro-leste do Estado de São Paulo, com uma área de aproximadamente 202 km², e ocupa quase 19% da extensão territorial do município de Ibiúna, além disso, a bacia representa aproximadamente 22% da APA Itupararanga. Segundo São Paulo (2010), essa APA se configura como uma importante unidade de conservação (UC), principalmente por conter remanescentes da Mata Atlântica e apresentar o reservatório de Itupararanga.

Figura 3. Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborada pela autora.

O principal rio da bacia é o Rio Sorocabaçu, cuja extensão é de aproximadamente 39 km. Ao longo do seu curso há a contribuição de outros importantes afluentes, dentre os quais o Rio Murundú-Paiol, uma importante sub-bacia em termos de recursos hídricos. Segundo Comitê de Bacias Hidrográficas do Sorocaba Médio Tietê (CBH-SMT, 2018) e Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo (IGC, 1979), o Rio Sorocabaçu encontra o Rio Una e junto ao Rio Sorocamirim formam o Rio Sorocaba, que por sua vez vai desaguar no Reservatório de Itupararanga. Segundo Salles et al. (2008) e Pedrazzi et al. (2014) esse reservatório é a principal fonte de abastecimento de água da região de Ibiúna e cidades ao seu entorno, além de fornecer energia elétrica para a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) (SÃO PAULO, 2010).

A bacia está localizada em uma região caracterizada por formações florestais do Bioma Mata Atlântica, porém marcado por uma paisagem fragmentada, onde ao longo dos anos os remanescentes florestais vêm dando lugar às atividades antrópicas, como, agricultura e silvicultura (LOPES et al., 2018b; SOUZA, et al., 2018b; SOUSA et al., 2020).

O clima segundo Dubreuil et al. (2017) e Dubreuil et al. (2018) é do tipo Cwa, que se caracteriza como temperado, com o verão apresentando períodos quentes e úmidos. Segundo o Centro Integrado de Informações Agrometeorológico (CIIAGRO, 2019) a temperatura média máxima varia de 26°C a 27°C e mínimas de 13,5°C a 14,5 °C. A precipitação média mensal é de aproximadamente 124 mm, com o mês de janeiro se destacando como o mais chuvoso (cerca de 235 mm) e agosto como o mais seco (cerca de 47 mm) (DAEE, 2020).

A Pedologia é marcada por solos da ordem dos Cambissolos, Gleissolos e Latossolos, pertencentes as seguintes subordens, Cambissolo Háplico (CX), Gleissolo Melânico (GM) e Latossolo Vermelho – Amarelo (LVA). Os CX encontram-se presentes em menos de 0,3% da área da bacia, característico de áreas pouco profundas, com textura argilosa e o relevo marcado por ser ondulado ou forte ondulado. O GM é o segundo solo mais presente na bacia, com aproximadamente 10%, são pouco profundos e encontrados no relevo plano. Já os LVA estão presentes em mais de 89% da área da bacia, são geralmente solos pouco e muito profundos e característicos de relevo ondulado e fortemente ondulado (ROSSI, 2017).

5.2. Obtenção das informações espaciais

As informações espaciais planialtimétricas obtidas nesta pesquisa, tais como, curvas de nível, pontos cotados, malha hidrográfica, malha viária e limite da bacia e sub-bacias hidrográfica foram construídas a partir da vetorização das cartas topográficas obtidas junto ao Instituto Geográfico e Cartográfico na escala de 1:10.000 (IGC, 1979), que também são disponibilizadas em formato digital por meio do catálogo de Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo (IDEA - SP) (DATAGEO, 2019). Todo procedimento foi realizado mediante as ferramentas de edições do ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016).

A delimitação das bacias e sub-bacias foi realizada de maneira visual, considerando para isto as curvas de nível, a hidrografia e o Modelo Digital de Elevação (MDE). Segundo Megiato e Moura, (2019) o MDE é a forma de representação espacial das características da superfície terrestre, que possibilita a obtenção de diversos produtos. O MDE foi gerado a partir da interpolação dos dados vetoriais (curvas de nível e pontos cotados), que apresentam coordenadas tridimensionais (x, y e z) composto por nós e linhas que se conectam formando triângulos de diferentes tamanhos que não ficam sobrepostos e que são distribuídos irregularmente (MONTGOMERY, 2003; GAMBA et al., 2017; MEGIATO; MOURA, 2019). Foi empregada a interpolação do tipo *Triangulated Irregular Network* (TIN) do módulo 3D *Analyst Tools* hospedado no ArcGIS.

Na delimitação sempre procurou respeitar o divisor topográfico (identificado com o auxílio do MDE) de forma que esta não ultrapassasse os cursos d'água, apenas quando fosse exutório, conforme estabelecido por Villela e Matos (1975). O software utilizado para a vetorização e desenvolvimento desta etapa foi o ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016).

Para o estabelecimento do limite de uma bacia hidrográfica é essencial que se faça a identificação dos divisores topográficos, que é definido como uma linha imaginária que divide a bacia hidrográfica nos pontos de maiores altitudes (FITZ, 2008; BERNARDI et al., 2012), conhecido como divisória de cumeada ou linha de crista (FITZ, 2008).

As folhas do IGC utilizadas para a vetorização foram: SF-23-Y-C-V-2-SO-A, SF-23-Y-C-V-2-SO-B, SF-23-Y-C-V-2-SO-C, SF-23-Y-C-V-2-SO-D, SF-23-Y-C-V-2-SO-E, SF-23-Y-C-V-2-SO-F, SF-23-Y-C-V-2-SE-E, SF-23-Y-C-V-3-NE-B, SF-23-Y-C-V-3-NE-D, SF-23-Y-C-V-4-NE-A, SF-23-Y-C-V-4-NE-C, SF-23-Y-C-V-4-NO-A, SF-23-Y-C-V-4-NO-B, SF-23-Y-C-V-4-NO-C, SF-23-Y-C-V-4-NO-D, SF-23-Y-C-V-4-NO-E no sistema de coordenadas planas *Universal Transversa de Mercator* (UTM), com *Datum* de referência horizontal do Córrego Alegre, MG, Fuso 23 Sul, porém, foram reprojetadas para o *Datum* Sistema de Referência Geocêntrico das Américas (SIRGAS 2000), considerando o mesmo fuso.

A retificação das informações planimétricas, malha viária e malha hidrográfica, foi realizada com o auxílio de imagens de satélite disponibilizadas pelo *Google Earth Pro* (GOOGLE LLC, 2019) referente ao ano 2019, nas quais foram georreferenciadas e importadas para o ArcGIS 10.5 para o processo de edição. Para alguns lugares específicos, em função de maior incerteza, realizou-se a verificação em campo.

Para a espacialização das informações planimétricas obteve-se um mapa com o limite da bacia, o Rio Sorocabaçu, os afluentes do Rio Sorocabaçu e malha viária. Para a espacialização das informações altimétricas fez-se um mapa hipsométrico, que foi obtido a partir do MDE. Também se fez um mapa destacando cada sub-bacia.

Para a obtenção do perfil longitudinal do rio principal da bacia, fez-se a integração deste com o MDE e o limite da bacia, utilizando a extensão *Integrated Water Management* hospedado no Software Idrisi Selva (CLARK LABS, 2012), cujo resultado é um gráfico em que se pode verificar a informação do trecho do rio em função da altitude.

5.3. Elaboração do Mapa da Cobertura e Uso da Terra (MCUT)

O Mapa da Cobertura e Uso da Terra (MCUT) da área de estudo foi obtido para o ano de 2010 e 2019. O ano de 2010 foi escolhido por apresentar imagens de alta resolução que

possibilitou um mapeamento de boa qualidade e que serviria de base para o ano posterior. Já o ano de 2019 foi o ano mais atual dado o andamento da pesquisa.

O mapeamento de 2010 foi realizado mediante classificação visual tendo como base de classificação a imagem do sensor *Vexcel Ultracam*, disponibilizadas online pelo IGC na composição RGB do ano de 2010 com resolução espacial de 0,45 metro (IGC, 2010). Sobre essa imagem fez a vetorização das feições identificadas na área de estudo, utilizando para isto o ArcGIS 10.5. Para o mapeamento de 2019 foi utilizado o mapeamento de 2010 e as imagens do satélite Sentinel 2B de agosto de 2019 com resolução espacial de 10 metros, no qual a composição utilizada foi a cor verdadeira (bandas 4, 3 e 2) e falsa cor (bandas 8, 4 e 3).

O mapeamento de 2019 foi retificado através de expedições de campo e com o auxílio da imagem do *Google Earth Pro* (GOOGLE LLC, 2019), com o intuito de aprimorar a identificação e realizar a validação das subclasses adotadas no mapeamento.

As imagens do Sentinel 2B foram obtidas no portal do *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) para o nível-1C, ou seja, já apresentam a correção geométrica, radiométrica e da reflectância no topo da atmosfera (TOA) (ESA, 2019b), porém precisam ser corrigidas para reflectância na base da atmosfera (BOA), procedimento que foi realizado por meio do Software SNAP 6.0 (ESA, 2019c).

Nesta pesquisa foram consideradas os seguintes tipos de cobertura e uso da terra: Área urbanizada, Área de mineração, Cultura temporária, Cultura permanente, Pastagem, Silvicultura, Floresta, Comunidade aluvial, Corpo d'água e Área vegetacional perturbada. Estas subclasses foram estabelecidas ou adaptadas conforme o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013). Este manual discrimina a classificação do MCUT em pelo menos dois níveis (Nível I e Nível II). O Nível I é representado pelas classes (áreas antrópicas não agrícolas, áreas antrópicas agrícolas, área de vegetação natural, água e outras áreas), já o nível II pelas subclasses, como, áreas urbanizadas, área de mineração, culturas temporárias, culturas permanentes, pastagem, silvicultura, área florestal, área campestre e águas continentais. Estas três últimas subclasses foram adotadas neste estudo como, floresta, comunidade aluvial e corpo d'água, respectivamente (Quadro 1).

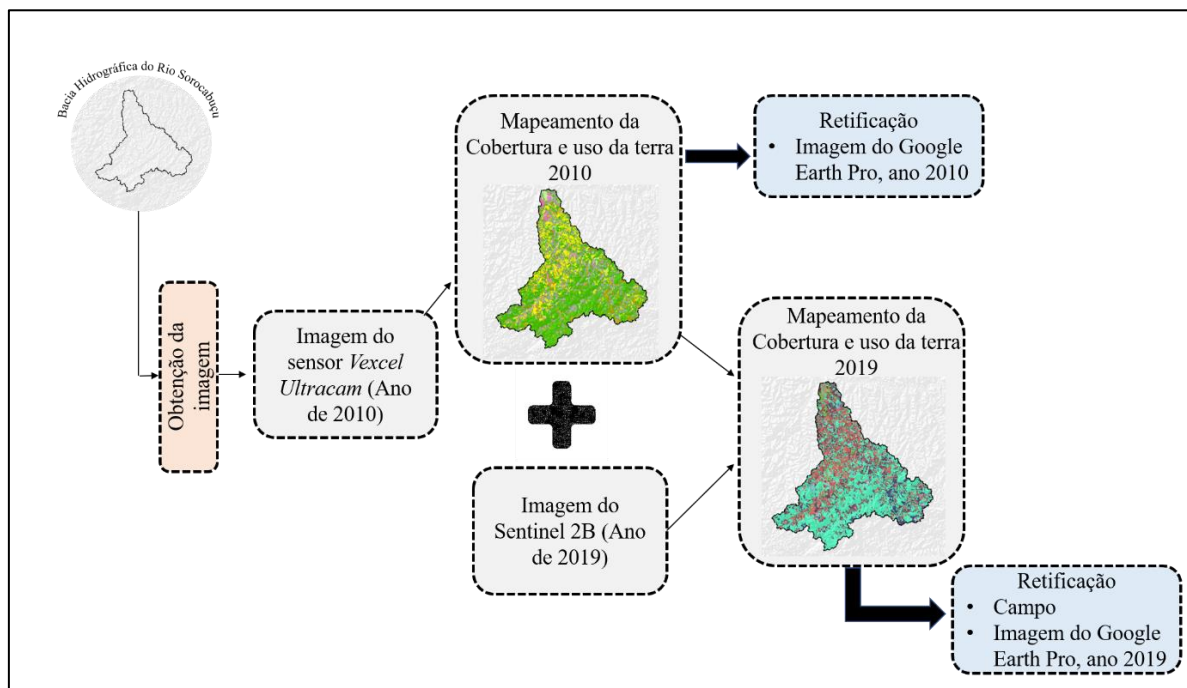
Quadro 1. Classes e subclasses do mapa de cobertura e uso da terra.

Nível I (classes)	Nível II (Subclasses)	Descrição
Áreas antrópicas não agrícolas	Áreas urbanizadas	Referem-se as edificações isoladas ou não, podendo ainda contemplar as estradas, rodovias, indústria, comércio e áreas que apresentam aglomerados adensados voltados ao turismo.
	Área de mineração	São aquelas voltadas a exploração ou extração de produtos minerais, sejam estes metálicos ou não.
Áreas antrópicas agrícolas	Culturas temporárias	São compostas por áreas voltadas aos cultivos de culturas com o desenvolvimento vegetativo rápido (geralmente menos de um ano), possibilitando a rotatividade da área. Dentre estas culturas destacam-se as hortícolas, grãos, floríferas, plantas medicinais e raízes.
	Culturas permanentes	São aquelas ditas plantas perenes, ou seja, que apresentam um ciclo de cultivo maior, podendo produzir por vários anos, entre as plantas pode-se destacar, as frutíferas e as oleaginosas.
	Pastagem	São áreas que se encontram cobertas por gramíneas ou leguminosas, ou que estejam consorciadas por ambas, destinadas a pecuária e que visam a produção de animais de diversos portes.
	Silvicultura	É considerada neste estudo apenas aquela do tipo reflorestamento, que consiste na implantação de florestas naturais ou exóticas (principalmente eucalipto e pinus). As espécies utilizadas nesse tipo de atividades são voltadas para diversas finalidades, tais como produção de móveis, papel e indústria naval.
Área de vegetação natural	Floresta	São as áreas que apresentam uma vegetação arbórea com altura superior a 5 metros constituída por diversas fitofisionomias.
	Comunidade aluvial	Formada principalmente por vegetação sob influência fluvial.
Água	Corpo d'água	São aqueles que não têm origem marinha e que podem ser naturais e artificiais, por exemplo, rios, lagos, lagoas e reservatórios.
Outras áreas	Área vegetacional perturbada	Definidos como aqueles locais que apresentam algum tipo de vegetação, geralmente herbácea ou arbustiva, que já passaram por diversos processos de antropização ou áreas que foram abandonadas após o uso intensivo do solo.

Fonte: Adaptado do IBGE (2013).

A Figura 4 mostra o diagrama do procedimento metodológico descrito anteriormente.

Figura 4. Procedimento metodológico para obtenção dos mapeamentos de cobertura e uso da terra.



Fonte: Elaborada pela autora.

5.4. Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF)

5.4.1. Mapeamento dos fragmentos florestais

Foi elaborado um mapa temático contemplando os fragmentos florestais a partir do Mapa de Cobertura e Uso da Terra, para o ano de 2010 e 2019. Foram considerados neste trabalho fragmentos florestais todos os polígonos classificados na categoria de “floresta” de acordo com o MCUT que eram iguais ou maiores que 5 hectares (ha), os quais foram organizados em quatro classes de tamanho, sendo estas, pequeno (≥ 5 a 10 ha), médio (> 10 a 50 ha), grande (> 50 a 100 ha) e muito grande (> 100 ha), conforme encontrado em Santos et al. (2017).

5.4.2. Variáveis para a composição do IREFF

Para a composição do IREFF foram utilizadas três variáveis, duas métricas (tamanho e isolamento) e o índice de exposição antrópica. A escolha dessas variáveis se deu em função da importância na caracterização de um fragmento e quanto a sua vulnerabilidade a extinção.

Para obtenção do Isolamento foi utilizada a extensão *Patch Analyst* (REMPEL; KAUKINEN; CARR; 2012) hospedado no software ArcGIS 10.5 e o tamanho do fragmento foi realizado pelo *Calculate Geometry*, também pertencente ao mesmo software.

Tamanho do fragmento é uma variável importante, porque influencia diretamente nas características do fragmento, sendo que aqueles de tamanhos maiores são mais favoráveis a preservação do seu interior, uma vez que tendem a apresentar maior área central (FERNANDES; FERNANDES, 2017) e os menores são os com mais chances de serem extintos.

Isolamento dos fragmentos é obtido pela distância média do vizinho mais próximo, em inglês, *Mean Nearest Neighbor* (MNN), sendo que, quanto maior for o valor do MNN mais isolado estará o fragmento (MCGARIGAL, 2013). Essa variável se torna importante, porque a depender da distância de um fragmento para outro haverá uma dificuldade de ocorrer fluxo gênico (CORRÊA et al., 2017), consequentemente pior será para a manutenção daquele fragmento florestal, já que menor será a biodiversidade.

Após a obtenção de todas as métricas os dados foram normalizados para variar de 0 a 1, de forma que quanto mais próximo a 1 mais vulnerável a extinção é o fragmento. Para a normalização primeiramente identificou-se os *outliers* do limite superior (LS) de cada variável por meio da equação 1 (OLIVEIRA et al., 2014; VALLADARES NETO et al., 2017).

$$LS = Q3 + 1,5 * (IQR) \quad [1]$$

Em que:

LS = Limite superior;

IQR = Distância entre Q1 e Q3 (Interquartil);

Q1 = 1º Quartil;

Q3 = 3º Quartil.

Posteriormente fez-se a divisão da variável em relação ao segundo maior valor do LS encontrado para os fragmentos, porém, para valores acima do segundo maior valor do LS considerou-se 1. A variável que não apresentou *outliers* obteve-se apenas a razão da variável pelo maior valor encontrado.

Para o tamanho, além da divisão pelo segundo maior valor do LS, foi subtraído de 1, permitindo assim que os valores próximos a 1 sejam aqueles fragmentos de menor tamanho, ou seja, os mais vulneráveis ao risco de extinção. Esse procedimento não se fez necessário para o

isolamento, porque quanto mais isolado, o seu valor já estará mais próximo a 1, ou seja, mais vulnerável é a extinção.

O índice de exposição antrópica (IEA) foi obtido por meio da equação 2, no qual considera duas variáveis, sendo estas, índice de circularidade (IC) e o índice do efeito de borda (IEB). O IEA refere-se ao grau de interferência antrópica em função dos diferentes tipos de cobertura e uso da terra que se encontram ao redor dos fragmentos florestais. O valor desse índice varia entre 0 e 1, onde se considera que quanto mais próximo ou igual a um (1) maiores são as pressões antrópicas sobre aqueles fragmentos e quanto mais o valor se aproxima ou iguala a zero (0) essa pressão se torna menos intensa (LOURENÇO; SILVA; SALES, 2014).

$$IEA = \frac{((1-IC)+2 IEB)}{3} \quad [2]$$

Em que:

IEA = Indicador de exposição antrópica;

IC = Indicador de circularidade;

IEB = Indicador de efeito de borda.

O IC refere-se as características da forma dos fragmentos florestais, sendo esta comparada a um círculo, no qual está relacionado ao perímetro em função da área (PIROVANI et al., 2014). O valor de IC varia de zero (0) a um (1), o que permite saber se o fragmento se apresenta mais circular, caso seja mais próximo de 1 e, mais alongado (irregular), quando seu valor apresenta uma tendência a zero. Os valores mais próximos a 1 são os desejáveis, já que a razão entre borda e interior será menor, consequentemente o fragmento estará mais protegido no seu interior quanto ao efeito de borda (VIANA; PINHEIRO, 1998; BORGES et al., 2004; NASCIMENTO et al., 2006; PIROVANI et al., 2014), ou seja, o centro do fragmento estará mais distante da borda (PIROVANI et al., 2014). O IC é obtido pela seguinte equação:

$$IC = \frac{(2\sqrt{\pi A})}{P} \quad [3]$$

Em que:

IC = Índice de circularidade;

A = Área do fragmento florestal;

P = Perímetro do fragmento florestal.

O IEB serve como um indicador do quanto os fragmentos florestais estão suscetíveis a interferências antrópicas. Seu valor também varia de zero (0) a um (1), sendo que quanto mais

próximo de 1, maior será a restrição em relação a manutenção e a conservação dos fragmentos florestais, ou seja, mais exposto estará o fragmento a degradação.

Este índice foi utilizado conforme adaptação proposta por Takikawa (2020) (Equação 4) a partir de Lourenço, Silva e Sales (2014), pois em vez de atribuir pesos aos tipos de cobertura e uso da terra que se encontram apenas em contato com o perímetro do fragmento, os pesos foram atribuídos aos tipos de cobertura e uso da terra que estão ocupando uma determinada área ao redor do fragmento. Para isto, obteve-se uma faixa ou *buffer* ao redor do fragmento, o que implicou em utilizar na equação a área de cada tipo de cobertura e uso da terra e não o perímetro como em Lourenço, Silva e Sales (2014).

A faixa utilizada foi de 100 metros e não 50 metros como utilizada em Takikawa (2020). Considerar as características do entorno do fragmento compreendendo uma largura maior se fez necessária, porque entende-se que a influência das atividades antrópicas sobre os fragmentos vai além do contato com o limite do fragmento, pois a depender da extensão e do tipo de atividade antrópica, esta vai apresentar maior ou menor pressão sobre o fragmento, contribuindo assim para sua degradação.

$$IEB = \sum_{i=1}^n \frac{U_i \times A_i}{A} \quad [4]$$

Em que:

IEB = Índice de efeito de borda;

U_i = Peso atribuído ao tipo de cobertura e uso da terra que se encontram ao redor do fragmento em uma determinada faixa;

A_i = Área de cada tipo de cobertura e uso da terra ao redor do fragmento;

A = Área da faixa do fragmento;

n = Quantidade de cobertura e uso da terra;

i = Tipo de cobertura e uso da terra.

Os pesos de cada subclasse de cobertura e uso da terra foram atribuídos conforme uma média obtida por meio da consulta a especialistas de diversas áreas, como, engenharia florestal, geografia, biologia e engenharia ambiental (Tabela 1). O questionário foi aplicado via meio digital utilizando a plataforma *Google Forms*, modelo em Apêndice A, em que foi informado que as atividades que deveriam receber maior peso seriam aquelas que consideravam como as que mais contribuem para a degradação dos fragmentos florestais. Ao total 15 pessoas responderam, porém uma delas foi descartada em função das repostas terem sido contraditórias dos demais especialistas.

Tabela 1. Pesos atribuídos ao tipo de subclasses de cobertura e uso da terra.

Tipo de subclasse	Peso
Área urbanizada	0,95
Área de Mineração	0,89
Cultura temporária	0,85
Pastagem	0,70
Área vegetacional perturbada	0,67
Cultura permanente	0,58
Silvicultura	0,33

Fonte: Elaborada pela autora.

A subclasse floresta, comunidade aluvial e corpo d'água foram desconsideradas no cálculo do IEB, por isso não houve atribuição de peso, uma vez que, são áreas naturais que não vão contribuir para a degradação dos fragmentos, justificando assim a não utilização.

5.5. Composição do IREFF

Para a composição do IREFF utilizou-se a Análise Hierárquica de Processo (AHP) preconizada por Saaty (1977). Segundo Pinese Júnior e Rodrigues (2012) a AHP possibilita a identificação de um problema, que pode ser em problemas menores e mais simples, de forma que facilite o processo de decisão. Aos critérios utilizados no processo decisório são atribuídos valor de importância de acordo com a escala de Julgamento para comparação pareada proposta por Saaty (1977) (Quadro 2).

Quadro 2. Escala de julgamento para comparação pareada.

Grau de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	Variáveis com o mesmo grau de contribuição
3	Fraca importância	Experiência ou julgamento favorece ligeiramente uma variável em relação a outra
5	Forte Importância	Experiência ou julgamento favorece fortemente uma variável em relação a outra
7	Importância muito forte	Uma variável é fortemente favorecida em relação a outra
9	Importância extrema	As evidências que beneficiam uma variável sobre a outra é a mais forte possível
2,4,6 e 8	Valores intermediários entre dois julgamentos	Quando duas variáveis apresentam dúvida sobre qual é a mais importante. Necessário um acordo.

Grau de Importância	Definição	Explicação
Recíprocos acima de zero	Valores inversos aos graus de importâncias atribuídos às variáveis (1/n). No qual n é grau de importância	Suposição lógica

Fonte: Adaptado de Saaty (1977), Saaty (2013).

A intensidade de importância para cada variável foi definida coletivamente por meio de consultas aos integrantes do Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM) da Unesp, Sorocaba. Por fim, estruturou a matriz de julgamento e obteve-se os pesos finais e a taxa de consistência utilizando o módulo *Weight - AHP weight derivation* do software Idrisi Selva (CLARK LABS, 2012).

No entanto, para se obter a taxa de consistência primeiramente calculou-se o índice de consistência dos pesos finais por meio da equação 5 de Saaty (2013).

$$\mu = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad [5]$$

Em que:

μ = Índice de consistência;

λ_{max} = Autovalor máximo. Corresponde ao somatório da multiplicação dos pesos obtidos na AHP pela totalização das colunas da matriz de comparação para cada critério;

n = Número de variáveis da matriz.

A taxa de consistência (TC) é obtido pela razão do índice de consistência e o índice de consistência aleatória (ICA) (Equação 6). O ICA refere-se a um valor tabelado em função da quantidade de variáveis utilizadas (Tabela 2). A taxa de consistência é considerada aceitável quando estiver abaixo de 10% ou 0,1, quando acima, a intensidade de importância de cada variável deve ser revista (SAATY, 2013).

$$TC = \frac{\mu}{ICA} \quad [6]$$

Tabela 2. Valor do índice de consistência aleatória tabelado.

Nº variáveis	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IC	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,49	1,49

Fonte: Adaptado de Saaty (2013).

Por fim, o IREFF proposto neste estudo é obtido pela equação 7, em que se utiliza a técnica de Combinação Linear Ponderada (CLW). Segundo Sartori, Silva e Zimback (2012) a CLW consiste no somatório da multiplicação das variáveis pelos seus respectivos pesos finais obtidos na AHP. Este procedimento foi realizado mediante auxílio do software ArcGIS, utilizando a ferramenta *Weighted Sum*. O valor do IREFF varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1 maior o risco de extinção do fragmento florestal.

$$IREFF = T * P_t + I * P_i + IEA * P_{iea} \quad [7]$$

Em que:

IREFF = Índice de risco de extinção do fragmento florestal;

T = Tamanho do fragmento;

I = Isolamento do fragmento;

IEA = Índice de exposição antrópica;

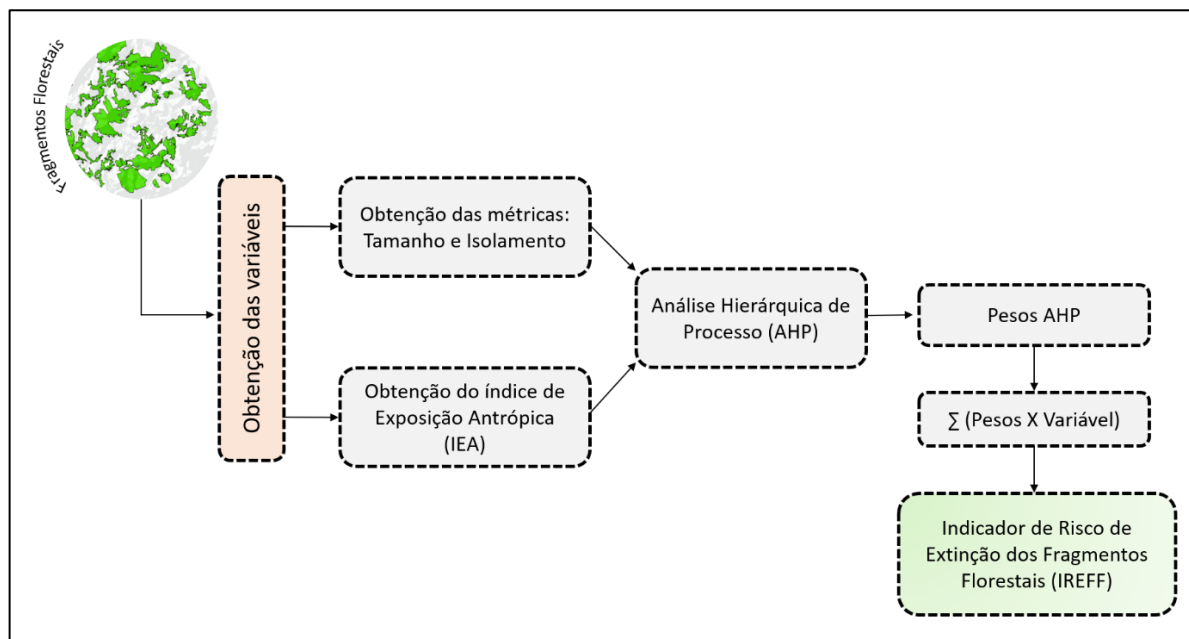
P_t, *P_i*, *P_{iea}* = Pesos de cada variável obtido na AHP.

O IREFF foi obtido para o ano de 2019 e 2010. Obtê-lo para o ano de 2010 se fez necessário para fazer a validação e definir quais as classes de intervalos seriam consideradas adequadas para 2019. Além disso, foi obtida uma projeção futura dos fragmentos florestais para o ano de 2029, porque assim, e com base nos fragmentos com maiores riscos, pode haver uma priorização no que se refere a um plano de manejo com o intuito de evitar que esses fragmentos sejam extintos.

A projeção futura ou predição para 2029 foi realizado por meio da ferramenta *Land Change Moleder* (LCM) do software Idrisi Selva (CLARK LABS, 2012). Para esta predição foram utilizados os mapeamentos de cobertura e uso da terra do ano de 2010 e 2019, determinando um intervalo de dez anos para predição (2029). O LCM utiliza como padrão dois mapeamentos para que assim possa entender a natureza das mudanças que ocorreram e desta forma modelar as projeções futuras. Para isto é necessário que ambos os mapeamentos atendam alguns requisitos comuns, como mesma legenda e características espaciais (CLARK LABS, 2012).

A Figura 5 apresenta o diagrama do procedimento metodológico do IREFF.

Figura 5. Procedimento metodológico para obtenção do IREFF.



Fonte: Elaborada pela autora.

5.6. Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais (ISFF)

5.6.1. Determinação das variáveis

A sustentabilidade considerada aqui refere-se a capacidade dos fragmentos florestais em apresentar as características ideais para a sobrevivência das espécies da fauna e flora, seja em função dos atributos dos fragmentos, da disponibilidade de recursos, das pressões sofridas devido a composição da matriz ou mesmo das condições de vigor da vegetação.

Portanto, para a composição do indicador de sustentabilidade dos fragmentos florestais (ISFF) foram levantados na literatura os fatores capazes de caracterizá-los, que contribuem para sua manutenção, biodiversidade e que possam comprometer a qualidade do habitat. Após a obtenção dos fatores, estes foram agrupados em variáveis definidas como, variável conservação, variável antrópica e variável biofísica.

5.6.2. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável de conservação

A variável conservação é composta por fatores que em conjunto retratam as condições do ecossistema, portanto, inclui o estado de conservação do habitat. Nesse sentido, foram selecionados três fatores, duas métricas da ecologia da paisagem: área central e forma, consideradas por muitos pesquisadores como métricas essenciais para análise da paisagem (SILVA; SOUZA, 2014; MARTINES; TOPPA, 2018). Outro fator foi a proteção dos recursos

hídricos, utilizado no estudo de Martines e Toppa (2018) e que também é importante para a manutenção de qualidade do ecossistema.

5.6.2.1. Fator área central e forma dos fragmentos florestais

A área central e forma dos fragmentos florestais foram obtidos por meio da extensão *Patch Analyst* (REMPEL; KAUKINEN; CARR, 2012) logada ao ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016). Para a obtenção da área central considerou-se um efeito de borda de 50 metros, assim como sugerido por Martins et al. (2018), pois acima disso eliminaria por completo os pequenos fragmentos. A área central do fragmento foi classificada em pequeno (de 5 a 10 ha), médio (>10 a 50ha), grande (>50 a 100 ha) e muito grande (>100 ha).

A forma calculada pelo *Patch Analyst* apresenta valores iguais a 1 quando os fragmentos são circulares, porém à medida que há um acréscimo nesse valor significa que os fragmentos são mais irregulares (REMPEL; KAUKINEN; CARR, 2012). Os valores foram separados em classes, obedecendo preferencialmente intervalos iguais.

Aqui a intenção não foi levar em consideração apenas o formato dos fragmentos (se é alongado ou mais circular), mas sim analisar a forma em relação ao seu tamanho, para poder atribuir os pesos da AHP.

5.6.2.2. Fator Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos

Para este fator considerou-se as seguintes classes: fragmentos florestais que protegem as nascentes; fragmentos florestais que protegem os rios, mas não protegem as nascentes, e por fim, os fragmentos que não estão associados a rios nem a nascentes (MARTINES; TOPPA, 2018). Este procedimento foi realizado por meio da tabela de atributos, utilizando a função *Select By attributes*.

5.6.3. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável antrópica

A variável antrópica é formada por fatores que contribuem para impactar negativamente os fragmentos florestais e consequentemente levam a sua degradação, interferindo diretamente na sua sustentabilidade. Para esta variável considerou-se três fatores, a densidade de estradas, a zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais e a pressão da vizinhança.

5.6.3.1. Fator densidade das estradas

A densidade de estradas (DE) foi obtida pela equação 8. Considerou-se as estradas que se encontram dentro dos fragmentos e aquelas que os circundam em um raio de até 100 metros.

Para isto utilizou-se a ferramenta *Buffer* para criar um polígono que abrangesse a área do fragmento florestal somado ao em torno do fragmento até uma distância de 100 metros. Para a criação de um polígono que apresentasse essas duas condições foi necessário que na seleção da informação “*Side Type*” utilizasse a opção *Full*. Posteriormente fez-se a interseção das estradas com o limite do polígono resultante do *buffer* e então calculou-se o DE por meio do ArcGIS 10.5. Obtidos os valores da DE, estes foram classificados em intervalos.

$$DE = \frac{\sum E}{AP} \quad [8]$$

Em que:

DE = Densidade de estradas (Km/Km²);

E = Estradas;

AP = Área do polígono.

5.6.3.2. Fator zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais

Primeiramente foi obtida a densidade demográfica (DD) é obtida pela razão entre a população e a área ocupada por esta (IBGE, 2010a). Os dados da população foram obtidos da base de informações do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011), já o limite dos setores censitários foi da malha digital do censo demográfico (IBGE, 2010a).

As informações da população e o limite dos setores censitários foram importados para o software ArcGIS 10.5. Inicialmente obteve-se as densidades demográficas referentes aos setores censitários do município de Ibiúna, porém como se trata de uma bacia hidrográfica e não necessariamente os limites dos setores encontram-se totalmente inseridos na bacia, foi necessário realizar alguns ajustes. Fez-se uma proporção da quantidade de pessoas por setores censitários que existe no município para as que existem na parte do setor inserido na bacia, obtendo-se a densidade demográfica por setor da bacia (DDSB) (Equação 9).

$$DDSB = \frac{Pb}{Ab} \quad [9]$$

Em que:

$DDSB$ = Densidade demográfica por setor censitário inserido no limite da bacia;

Pb = população de cada setor censitário inserido no limite da bacia;

Ab = Área do setor censitário inserido no limite da bacia.

Os valores da DDSB foram convertidos para o centroide do polígono de cada setor por meio da função do módulo *Feature To Point* e então interpolados pelo método Inverso do Quadrado da Distância (IDW), obtendo assim a densidade demográfica a nível de bacia (DDNB), ambos os procedimentos foram realizados com o auxílio do ArcGIS 10.6.

Posteriormente fez-se a interseção da DDNB com o limite dos fragmentos obtendo-se as zonas de densidade demográfica as quais os fragmentos florestais pertencem. Para essa interseção utilizou a ferramenta *Zonal Statistics Table* do ArcGIS, no qual o resultado foram as médias das zonas para cada fragmento. As médias foram classificadas em intervalos e adaptadas com base no mapa de densidade demográfica do IBGE (2010b).

5.6.3.3. Fator pressão da vizinhança

Conhecer a vizinhança ou matriz que circunda os fragmentos florestais é de grande importância para compreender os impactos negativos ocasionados sobre estes. Considerou-se pressão sobre os fragmentos apenas aquelas atividades de origem antrópicas, sendo desconsideradas as áreas naturais. Atividades antrópicas como, cultivos agrícolas, áreas urbanizadas e mineração podem afetar diretamente os fragmentos florestais de forma que quanto maior a presença em seu entorno, maior o comprometimento da qualidade dessas áreas de vegetação, principalmente porque os tornam mais vulneráveis ao desmatamento.

Para se obter a pressão da vizinhança criou-se uma faixa ao redor dos fragmentos florestais de 100 metros, por meio da ferramenta *Buffer* do ArcGIS, e a partir desta fez-se uma interseção com o mapeamento de cobertura e uso da terra do ano de 2019 utilizando a opção *Intersect* do mesmo software. Em seguida, obteve-se a soma do percentual de cada atividade antrópica, considerando que quanto maior o percentual, maior a pressão sobre os fragmentos, o que implica na menor sustentabilidade. Por fim, os percentuais foram classificados em intervalos.

5.6.4. Sustentabilidade dos fragmentos quanto a variável biofísica

Para composição desta variável foram obtidos três fatores, sendo estes, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI). O NDVI foi utilizado por se tratar de um índice muito utilizado como indicador de vigor vegetativo, o SAVI porque apresenta

características semelhantes ao NDVI, porém ajustado, e o NDWI porque está diretamente relacionado com quantidade de água presente na vegetação.

As imagens utilizadas para composição desses índices foram do Sentinel-2B, que apresentam o processamento do nível-1C, adquiridas no portal do *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) pertencente ao Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), que apresenta parceria com a Agência Espacial Europeia (ESA). O período de aquisição das imagens foi 30 de janeiro de 2019, 27 de maio de 2019, 08 de agosto de 2019 e 04 de outubro de 2019, correspondentes as quatro estações do ano, verão, outono, inverno e primavera, respectivamente.

As imagens de nível 1C apresentam correção geométrica, radiométrica e de reflectância no topo da atmosfera (TOA) (ESA, 2019b). No entanto, é necessário que se faça a correção para reflectância na base da atmosfera (BOA) no qual resultará em um produto de nível-2A (ESA, 2019d). Esse procedimento se faz necessário, porque elimina algumas interferências sobre a reflectância, possibilitando melhor representação dos alvos estudados (REZENDE; MARQUES; ROSA, 2017). Para esse procedimento foi utilizada a extensão Sen2cor inserido no *Software SNAP 6.0* (ESA, 2019a). No Quadro 3 tem-se as bandas utilizadas e suas respectivas características.

Quadro 3. Características das bandas do satélite Sentinel-2B.

Nº banda	Nome da banda	Resolução espacial (m)	Comprimento de onda central (nm)
B02	Azul (Blue)	10	490
B03	Verde (Green)		560
B04	Vermelho (Red)		665
B08	Infravermelho próximo (NIR)		842
B11	Infravermelho de ondas curtas (SWIR 1)	20	1610

Fonte: Adaptado da ESA (2012).

Após a correção das imagens foi necessário realizar a reamostragem dos pixels da banda 11 para que a mesma ficasse na mesma resolução espacial que as demais. Este procedimento foi realizado no SNAP por meio do módulo *Geometrics Operatinons* opção *Resample*, no qual utiliza-se uma banda de referência para que as demais sejam reamostradas com a mesma resolução. Para isto, utiliza-se um dos métodos de interpolação escolhido pelo analista.

O método de interpolação consiste em estimar valores para locais que não foram amostrados, baseados em valores obtidos para regiões conhecidas (IESCHECK; SLUTER

AYUP-ZOUAIN, 2008; ALVES; BIUDES; VECCHIA, 2012). Na reamostragem dos pixels adotou-se o padrão estabelecido pelo SNAP, do vizinho mais próximo, que consiste em estimar o valor do novo pixel baseado em um valor do pixel mais próximo (ESA, 2019a). Esse tipo de interpolação é comumente utilizado por ser simples e exigir menos tempo do sistema operacional (GALVANIN; POZ, 2013).

Posteriormente as bandas foram reprojatadas no *Software* ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016) para o *Datum* SIRGAS 2000, considerando o Fuso 23 Sul, e então foram obtidos os índices de vegetação por meio da ferramenta *Raster Calculator*, inserida no módulo *Spatial Analyst Tools*.

5.6.4.1. NDVI

O NDVI é bastante utilizado para definir o padrão de distribuição da vegetação com base na sua reflectância (GANDHI et al., 2015), possibilitando obter por unidade de área a densidade de fitomassa foliar que é fotossinteticamente ativa (MELO; SALES; OLIVEIRA, 2011). O NDVI foi calculado por meio da equação 10, proposta por Rouse et al. (1974).

$$NDVI = \frac{(NIR-R)}{(NIR+R)} \quad [10]$$

Em que:

NIR = refletância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8);

R = refletância na faixa do vermelho (Banda 4).

Os resultados desse índice variam entre -1 e +1, sendo que, quanto maior esse valor, maior será o vigor da cobertura vegetal, caracterizando-se assim por uma vegetação densa e com bom estágio de desenvolvimento (BOLFE, 2010; MELO; SALES; OLIVEIRA, 2011; BILAR; PIMENTEL; CERQUEIRA, 2018). Porém, em algumas situações o NDVI sofre mais interferência das reflectâncias do solo, o que não vai representar as condições e as alterações que ocorrem na cobertura da vegetação (ALMEIDA et al., 2015).

5.6.4.2. SAVI

O SAVI considera a resposta espectral do solo procurando reduzir sua interferência sobre a cobertura vegetal, por meio de uma constante (*L*). Este fator de ajuste varia de acordo com a densidade da vegetação, pois para uma cobertura vegetal densa utiliza-se 0,25, quando a densidade da vegetação é considerada intermediária, utiliza 0,5 e para aquela com menor densidade utiliza-se o valor 1 (HUETE, 1988; BRAZ; ÁGUAS; GARCIA, 2015).

Os valores do SAVI variam de -1,5 a +1,5, onde os positivos são representativos da cobertura vegetal e negativos normalmente correspondem aos solos expostos, presença d'água e nuvens (BILAR; PIMENTEL; CERQUEIRA, 2018). Esse índice foi obtido pela equação 11 de Huete (1988).

$$SAVI = \frac{(NIR-R)*(1+L)}{NIR+R+L} \quad [11]$$

Em que:

NIR = Reflectância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8);

R = Reflectância na faixa do vermelho (Banda 4)

L = Fator de ajuste.

Como na área de estudo apresenta uma vegetação com características de densidade intermediária, o fator de ajuste utilizado foi de 0,5, tal como adotado Amorim, Sousa e Lourenço (2019), que realizaram um estudo na mesma região desta bacia. De acordo com Martins e Rosa (2019) 0,5 é o valor mais comumente utilizado independente das características do solo.

5.6.4.3. NDWI

É um índice que apresenta como característica identificar a presença de água na vegetação, uma vez que é considerado sensível as mudanças no conteúdo de água do dossel. O tipo de cobertura vegetal em função da sua propriedade de espalhamento, de absorção, e da reflectância do solo, vai interferir diretamente na condição do NDWI (GAO, 1996).

O NDWI varia de -1 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1, maior será o teor de água na vegetação e, valores baixos indicam a redução de água, portanto, em períodos de déficit hídrico haverá o um decréscimo desse índice (EDO-JRC, 2011). Na equação 12 tem-se como obter esse índice.

$$NDWI = \frac{(NIR-SWIR)}{(NIR+SWIR)} \quad [12]$$

Em que:

NDWI = Índice de água por diferença normalizada;

NIR = Reflectância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8);

SWIR = Reflectância na faixa do infravermelho de ondas curtas (Banda 11).

Em relação as bandas SWIR Piragnolo, Lusiani e Pirotti (2018) afirmam que pode ser utilizado tanto a banda 11 (SWIR 1) quanto a banda 12 (SWIR 2), uma vez que, que o Sentinel não apresenta uma banda na faixa de 1240 nm, mais comumente utilizado para o cálculo do NDWI.

Após os cálculos dos NDVI, SAVI e NDWI para cada estação do ano fez-se uma média, obtendo assim um único índice de cada que representasse o ano de 2019. A ferramenta utilizada para tal foi *Cell Statistics* do módulo *Local* pertencente ao ArcGIS, no qual a saída é um arquivo *raster*. Esse procedimento se fez necessário porque entende-se que apenas um período não representaria o comportamento da vegetação e, utilizando pelo menos quatro períodos referentes as estações do ano, seria mais representativo das condições biofísicas da cobertura vegetal. Não se trabalhou com imagens para o ano todo, porque para a maioria dos meses não havia disponibilidade de imagens ou havia elevada presença de nuvens.

Para todos os índices foram realizadas interseções com o limite dos fragmentos e posteriormente obtidos a média de cada fragmento utilizando a ferramenta *Zonal Statistics Table*. Para as médias foram definidas classes obedecendo preferencialmente intervalos iguais.

5.6.5. Composição do ISFF

Inicialmente a todas as classes dos fatores foram atribuídos pesos obtidos pela AHP, considerando que quanto maior a contribuição da classe para a manutenção da sustentabilidade do fragmento florestal, maior a importância atribuída, e consequentemente maior o peso dado. No Quadro 4 tem-se a justificativa das atribuições do peso da AHP.

Quadro 4. Justificativa das atribuições dos pesos da AHP.

Fatores da variável conservação
Para o fator fragmentos que protegem os recursos hídricos considerou que a classe do fragmento que protege as nascentes como a mais importante para a sustentabilidade do ecossistema, portanto atribuiu-se o maior peso; seguido do fragmento que protege o curso d'água, mas não as nascentes; e do curso d'água e da nascente que não estão associados a fragmentos. Para a forma dos fragmentos os pesos foram atribuídos de acordo com análise feita em conjunto com o tamanho, considerando não apenas se a forma é circular ou alongada, mas se o tamanho do fragmento favorece a sustentabilidade. Ou seja, os maiores pesos foram atribuídos aos fragmentos que apresentaram as condições mais favoráveis à sustentabilidade.

Fatores da variável conservação
Para a área central e atribuiu-se as suas maiores classes de intervalos a maior importância, pois quanto maior a área central, melhores as condições para o fragmento.
Fatores da variável antrópica
Para pressão de vizinhança, densidade de estradas e zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais, quanto menor a classe de intervalo menor interferência sobre o fragmento, portanto maior o peso atribuído.
Fatores da variável biofísica
Para o NDVI, SAVI e NDWI, as classes com maiores intervalos atribuiu-se os maiores pesos, já que seus maiores valores estão associados a uma melhor condição da vegetação.

Fonte: Elaborado pela autora.

Após a atribuição dos pesos da AHP, todos os fatores foram convertidos em *raster* e depois normalizados para variar entre 0 e 1 por meio da equação 13, adaptado de Martines et al., (2017), onde os valores próximos a 1 indicam a maior sustentabilidade do remanescente florestal e quanto mais se distancia desse valor, pior será para a sustentabilidade.

$$N = \frac{Fat-min}{max-min} \quad [13]$$

Sendo que:

N = Fator normalizado;

Fat = Fator;

min = Valor mínimo do fator;

max = Valor máximo do fator.

Para a composição de cada variável com três ou mais fatores e para obtenção do ISFF utilizou a combinação linear ponderada. A equação 14 refere-se à obtenção da variável e a equação 15, ao ISFF. Estas etapas foram realizadas por meio do módulo *Overlay*, ferramenta *Weighted Sum* do ArcGIS.

$$Var = \sum N * P_{AHP1} \quad [14]$$

Em que:

Var = Variável (antrópica, conservação e biofísica);

N = Fator normalizado;

P_{AHP1} = Peso da AHP.

$$ISFF = \sum Var * P_{AHP2} \quad [15]$$

Em que:

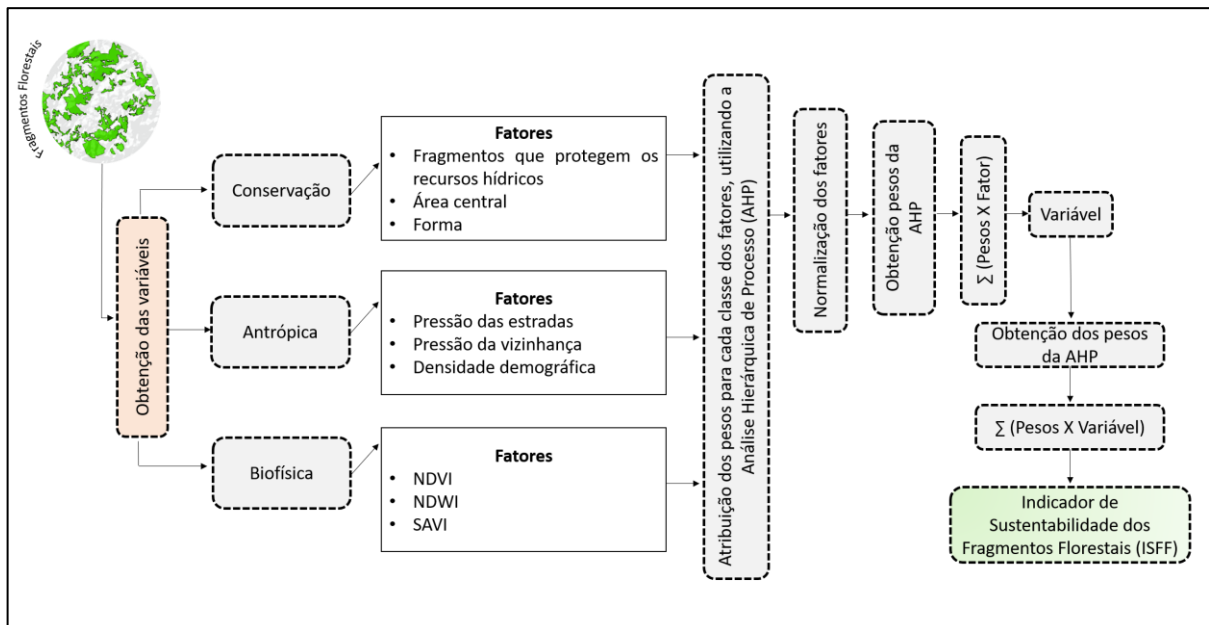
$ISFF$ = Indicador de sustentabilidade dos fragmentos florestais;

Var = Variável;

P_{AHP2} = Peso da AHP.

A Figura 6 apresenta o diagrama do Procedimento metodológico para obtenção do ISFF.

Figura 6. Procedimento metodológico para obtenção do ISFF.



Fonte: Elaborada pela autora.

5.7. Indicador do Risco de Incêndio Florestal (IRIF)

5.7.1. Diferenciando termos

Vários estudos analisados na literatura, como Puri et al. (2011), Ribeiro, Soares, Beppler (2012), Eugenio et al. (2016), You et al. (2017) adotam o termo risco de incêndio florestal para qualquer tipo de vegetação, seja esta herbácea, arbustiva ou arbórea, o que provoca uma certa confusão (TORRES et al., 2008; TORRES et al., 2010). Neste sentido, este estudo adotou o termo indicador do risco de incêndio e queimada (IRIQ) para os incêndios que podem ocorrer independentemente do tipo de vegetação e, o termo indicador do risco de incêndio florestal

(IRIF) para os incêndios que podem ocorrer apenas nas florestas. A obtenção do IRIQ se faz necessária, porque ele é uma das etapas essenciais para a elaboração do IRIF, objetivo final deste tópico.

5.7.2. Determinação das variáveis utilizadas no Indicador do Risco de Incêndio e Queimada (IRIQ)

Para a seleção dos fatores utilizados fez-se uma pesquisa na literatura daqueles mais relevantes no que diz respeito aos riscos de incêndios, com os encontrados em Setiawan et al. (2004), Ribeiro et al. (2008), Wu et al. (2014), Eugenio et al. (2016), Pourtaghi et al. (2016), You et al (2017), os quais foram separados em variáveis, sendo estas, cobertura e uso da terra, antrópica, topográfica e climática. Assim como em You et al. (2017) foram atribuídos a cada classe dos fatores valores de 0,1 a 1, referente ao risco muito baixo até a muito alto, respectivamente. Porém, para classes sem nenhuma contribuição de risco, valor igual a zero.

5.7.2.1. Variável antrópica

A variável antrópica é composta pela proximidade de atividades agrícolas (cultura de curto período, cultura permanente e silvicultura), de áreas urbanizadas, de estradas e de rios. A proximidade foi obtida por meio da distância euclidiana utilizando a ferramenta *Distance* do módulo *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016), que representa a distância linear com base em uma fonte ou um conjunto de dados (ESRI, 2016). Vários estudos relacionados ao risco de incêndios utilizaram a distância euclidiana para determinar proximidade, como o de Puri et al. (2011), Wu et al. (2014) e Eugenio et al. (2016).

A proximidade com os cultivos agrícolas é considerada um fator que aumenta os riscos de incêndios (SIVRIKAYA et al., 2014; YE et al., 2017), em função do uso do fogo principalmente para o manejo do solo. Nas proximidades de estradas há o risco eminente devido à alta circulação de pessoas (FERRAZ; VETTORAZZI, 1998; RIBEIRO; SOARES, BEPLER, 2012) e de veículos que liberam faíscas (GRISHIN; FILKOV, 2011; VERMA; SINGH, 2020). Além disso, existem as práticas de descarte de ponta de cigarros que contribuem para o início do fogo (FERRAZ; VETTORAZZI, 1998; AJIN et al., 2016; LOPES et al., 2018d; VERMA; SINGH, 2020).

Já nas proximidades de áreas urbanas além de todas essas situações há a utilização do fogo de forma inadequada, como a prática de queimas de lixo, o que pode ocasionar incêndio de grandes proporções, principalmente quando se tem uma condição climática e vegetação

favorável (LOPES et al., 2018d). Logo, áreas mais próximas as edificações urbanas mais propensas ao risco de incêndios (AJIN et al., 2016).

A proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios é um fator importante porque a bacia é predominantemente agrícola, onde os cultivos encontram-se próximos aos recursos hídricos para facilitar o acesso para a irrigação, por isso, considerou-se que a proximidade dos corpos hídricos apresenta risco a ocorrência de incêndios. Também, segundo Ribeiro, Soares e Bepler (2012) deve ser considerado a vegetação existente nas margens dos rios, que podem contribuir para incidência de fogo. Somado a isso tem as atividades de lazer que podem ser desenvolvidas nesses locais, pois segundo Ye et al. (2017), regiões com água promove o turismo e com isso atraem pessoas que podem realizar atividades que culminam em incêndios.

Portanto, a relação da hidrografia com o risco de incêndios varia de acordo com as características da região estudada e vai depender muito de como se dá o uso desse recurso (RIBEIRO; SOARES; BEPLER, 2012). Na Tabela 3 tem-se os fatores de proximidade de cultivos agrícolas, de áreas urbanas, de estradas e de rios, lagos, lagoas ou reservatórios, que compõem a variável antrópica. Além disso, tem a atribuição do valor a cada classe conforme a contribuição para o risco de incêndio e queimada.

Tabela 3. Variável antrópica.

Variável	Fator	Classe	Risco	Valor	Referência
Antrópica	Proximidade de cultivos agrícolas e de áreas urbanas (m)	≤ 100	Muito alto	1	Adaptado de Silvikraya et al. (2014)
		>100 - 200	Alto	0,7	
		>200 - 300	Médio	0,5	
		>300 - 400	Baixo	0,3	
		>400	Muito baixo	0,1	
	Proximidade de estradas (m)	≤ 150	Muito alto	1	Pourtaghi et al. (2016)
		>150 - 300	Alto	0,7	
		>300 - 450	Médio	0,5	
		>450 - 600	Baixo	0,3	
		>600	Muito baixo	0,1	
	Proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios (m)	≤ 50	Muito alto	1	Ribeiro, Soares e Bepler (2012)
		>50 - 100	Alto	0,7	
		>100 - 150	Médio	0,5	
		>150 - 200	Baixo	0,3	
		>200	Muito baixo	0,1	

Fonte: Elaborada pela autora.

Os cultivos agrícolas, áreas urbanizadas e lagos, lagoas ou reservatórios (Corpos d'água) foram obtidas a partir do mapeamento da cobertura e uso da terra referente ao ano de 2019. Já as estradas e os rios são oriundos da vetorização da carta topográfica de 1:10.000 Instituto

Geográfico e Cartográfico (IGC) (IGC, 1979) e retificadas com base nas imagens do *Google Earth Pro* (GOOGLE LLC, 2019) para o ano de 2019.

5.7.2.2. Variável topográfica

A topografia vai influenciar diretamente na quantidade de luz sobre o ambiente, além de alterar a direção e velocidade do vento. Os fatores topográficos considerados de grande importância e selecionados para este estudo foram a altitude, declividade e orientação do relevo (SETIAWAN et al., 2004).

A altitude está relacionada principalmente com a umidade, já que quanto maior a altitude menor é a temperatura, e isto vai resultar em áreas mais úmidas (SALAS, CHUVIECO, 1994). Segundo Ribeiro et al. (2008), a altitude por corresponder indiretamente a umidade, vai interferir no quanto o material combustível será ou não suscetível a incêndios. De acordo com Venkatesh, Preethi e Ramesh (2020) o material combustível pode ser qualquer tipo de matéria orgânica, tal como, galhos e madeira.

A declividade além de direcionar o vento se torna um fator de propagação dos incêndios (VENKATESH; PREETHI; RAMESH, 2020), uma vez que o fogo tende a ocorrer mais rapidamente em relevos mais acentuados do que naqueles com menos declive (JAISWAL et al., 2002; RIBEIRO et al., 2008; RIBEIRO; SOARES; BEPLER, 2012; CAMARGO et al., 2019).

Orientação do relevo vai influenciar na energia incidente sobre a superfície terrestre e com isso vai alterar as condições de umidade do material combustível (RIBEIRO et al., 2008; EUGENIO et al., 2017). Segundo Salas e Chuvieco (1994) os locais mais ensolarados tendem a ser mais secos que os sombreados, em função da diferença de temperatura.

Na Tabela 4 apresentam-se os fatores altitude, declividade e orientação do relevo, que compõem a variável antrópica.

Tabela 4. Variável topográfica.

Variável	Fator	Classe	Risco	Valor	Referência
Topográfica	Altitude (m)	≤ 900	Muito alto	1	Adaptado de Dong et al. (2005)
		> 900 - 960	Alto	0,7	
		>960 - 1020	Médio	0,5	
		>1020 - 1080	Baixo	0,3	
		>1080	Muito baixo	0,1	
	Declividade (%)	≤ 15	Muito baixo	0,1	Adaptado de Ribeiro et al. (2008) e de
		>15 - 25	Baixo	0,3	
		>25 - 35	Médio	0,5	

Variável	Fator	Classe	Risco	Valor	Referência
		>35 - 45	Alto	0,7	Lopes et al. (2018d)
		>45	Muito alto	1	
	Orientação do relevo (°)	Plano	Muito baixo	0,1	Autora
		Sudeste, Sul e Sudoeste	Muito baixo	0,1	Adaptado de Ribeiro et al. (2008)
		Leste	Baixo	0,3	
		Nordeste	Médio	0,5	
		Noroeste e Oeste	Alto	0,7	
		Norte	Muito alto	1	

Fonte: Elaborada pela autora.

Para a declividade inicialmente foi gerado um MDE com base no limite da bacia hidrográfica da área de estudo. A declividade foi obtida em percentual por meio do operador *Slope* pertencente ao módulo *3D Analyst Tools* do ArGIS 10.5. Posteriormente foi realizada a interseção da declividade com o limite dos fragmentos, na qual foi obtida a média de declividade de cada fragmento, utilizando para isto, a ferramenta *Zonal Statistics Table*.

A altitude e a orientação da vertente também foram originadas a partir do MDE. Sendo que para altitude apenas fez-se uma reclassificação do MDE e para orientação da vertente utilizou o módulo de análise espacial do ArcGIS, *Spatial Analyst Tools*, ferramenta *Aspect*.

5.7.2.3. Variável cobertura e uso da terra

Os tipos de cobertura e uso da terra se apresentam como um fator importante quanto ao risco de incêndios, uma vez que, a depender das características de uma determinada área, esta pode favorecer ou não a ocorrência de incêndios. Aos locais formados por vegetação foram atribuídas um determinado grau de risco de incêndios de acordo com a característica desse vegetal, já que segundo Juvanhil et al. (2015) cada tipo de vegetação tem um grau de inflamabilidade. Para as classes, área urbanizada e mineração, consideram-se que há algum risco associado, mesmo que seja mínimo, já para a classe corpo d'água considerou-se valor nulo, visto que esses locais não possibilitam o início de fogo, pois não se trata da proximidade a essa classe, como adotado no tópico variável antrópica, mas sim da possibilidade de ocorrer fogo sobre essas áreas. Toda atribuição dos valores de risco às classes foi realizada com embasamento da literatura e mostrada na Tabela 5.

Tabela 5. Variável cobertura e uso da terra.

Fator	Classe	Risco	Valor	Referência
Tipos de cobertura e uso da terra	Pastagem	Muito alto	1	Adaptado de Oliveira et al. (2004) e You et al. (2017)
	Silvicultura	Muito alto	1	Sivrikaya et al. (2014), You et al. (2017) e Çolak e Sunar (2020)
	Cultura temporária	Alto	0,7	Juvanhol et al. (2015)
	Cultura permanente	Alto	0,7	Juvanhol et al. (2015)
	Floresta	Médio	0,5	Adaptado de Ribeiro et al. (2008), Venkatesh, Preethi e Ramesh (2020)
	Área vegetacional perturbada	Baixo	0,3	Autora
	Comunidade aluvial	Muito baixo	0,1	Adaptado de Eugenio et al. (2016)
	Área urbanizada	Muito baixo	0,1	Adaptado de Camargo et al. (2019)
	Mineração	Muito baixo	0,1	Autora
	Corpo d'água	Muito baixo	Nulo	Torres et al. (2014), Juvanhol et al. (2015), Camargo et al. (2019)

Fonte: Elaborada pela autora.

5.7.2.4. Variável climática

Entre os fatores climáticos mais utilizados para determinar o risco de incêndios encontra-se a precipitação (SILVEIRA; VETTORAZZI; VALENTE, 2008). A precipitação vai interferir diretamente na umidade do material combustível, como também na temperatura do ar (CAMARGO et al., 2019) dificultando assim a ação do fogo.

Para a obtenção da precipitação foram levantados dados de 12 estações dentro e ao redor da bacia, referente aos últimos 30 anos (1989 a 2019) (Quadro 5). Esses dados são disponibilizados na plataforma virtual do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) na seção de hidrologia, banco de dados hidrológicos (DAEE, 2020). As estações ao redor da bacia que foram selecionadas são aquelas que se encontravam em um raio de abrangência de até 20 km do limite da bacia, assim como adotado em Noronha, Hora e Silva (2016), mas principalmente porque foi o raio mínimo para que abrangesse o maior número de estações próximas a área de estudo.

Oliveira et al. (2017) indicam o uso de estações adjacentes como forma de caracterizar melhor a variabilidade pluviométrica. Porém, na literatura não se encontrou um padrão para uma distância mínima entre as estações e área estudada, por exemplo, Terassi, Graça e Tommaselli (2016) e Barbosa, Teixeira e Gondim (2005), utilizaram estações com diferentes

distâncias, já Lopes et al. (2016) adotaram uma distância de aproximadamente 250 km e Nikolopoulos et al. (2015) de até 20 quilômetros (Km).

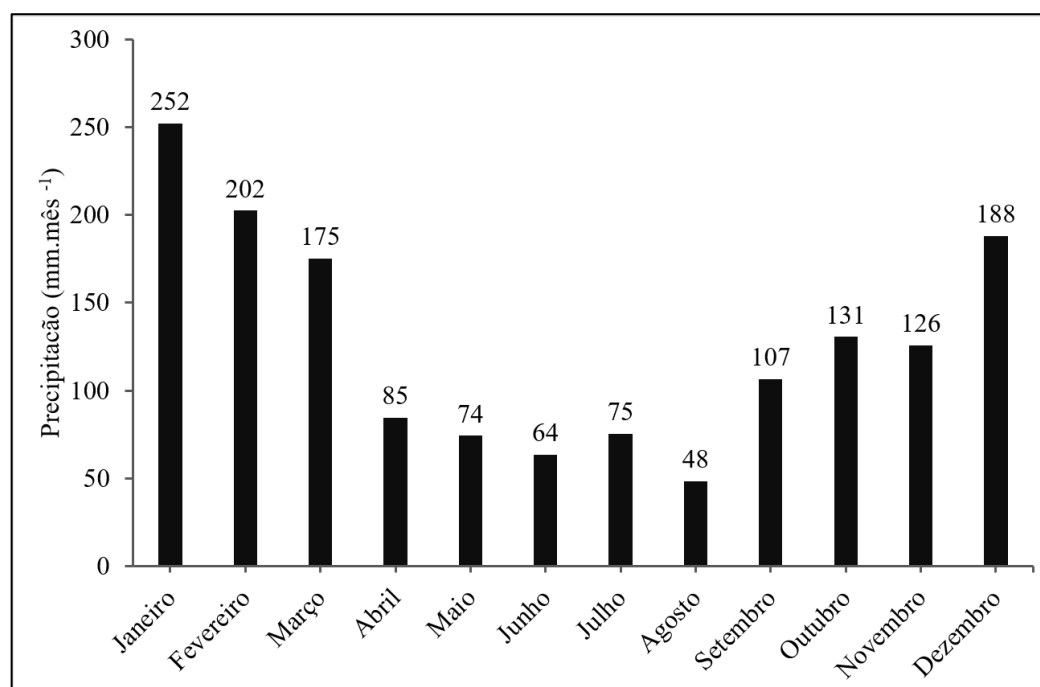
Quadro 5. Informações das estações hidrológicas.

Código da estação	Cidade	Longitude	Latitude
E3-027	Cotia	299460	7375702
E3-034	Cotia	301058	7383109
E3-067	São Lourenço da Serra	302959	7368365
E3-226	São Lourenço da Serra	298018	7357219
E3-125	Alumínio	263526	7389935
E4-001	Piedade	253598	7373149
E4-059	Juquitiba	289612	7351560
E4-132	Piedade	250422	7360167
E4-047	Ibiúna	273850	7382712
E4-116	Ibiúna	274369	7349482
E4-131	Ibiúna	284163	7375483
E4-138	Ibiúna	274022	7371635

Fonte: DAEE (2020).

Para a precipitação considerou-se apenas a média dos meses menos chuvosos na bacia, que são os meses de abril, maio, junho, julho e agosto, como mostrado na Figura 7. A utilização dos períodos mais secos é justificável pelo fato dos incêndios ocorrerem com mais frequência nesses períodos, quando o material combustível se torna menos úmido (GUO et al., 2020).

Figura 7. Médias mensais de precipitação para BHRS referente a uma série histórica de 30 anos.



Fonte: Elaborada pela autora.

Após a obtenção da precipitação nos meses menos chuvosos, os dados referentes a cada estação foram importados para o ArcGIS 10.5 para o procedimento de interpolação, no qual utilizou o Inverso do Quadrado da Distância (IDW) com o expoente de ponderação 2. A ferramenta para esse procedimento é denominada IDW e encontra-se no módulo *Spatial Analyst Tools*.

Esse método é indicado por Amorim et al. (2008) por apresentar bons resultados na análise da precipitação. Além disso, Ly, Charles e Degré (2013) relatam que o IDW é um dos métodos determinísticos mais empregados para dados de chuva.

Na equação 16 tem-se como foi obtido o IDW. Este método é baseado no fato que cada ponto medido vai influenciar diretamente em um ponto previsto, onde o algoritmo fornece os maiores pesos aos pontos que se localizam mais próximo daqueles que serão previstos, ou seja, quanto maior a distância, menor será a influência e vice-versa (LONGLEY et al., 2015; SILVA JUNIOR et al., 2019).

$$Z = (\sum_{i=1}^n \frac{1}{(di)^p} Zi) / (\sum_{i=1}^n \frac{1}{(di)^p}) \quad [16]$$

Em que:

Z = valor do ponto a ser estimado;

Z_i = Valor do ponto conhecido;

di = Distância euclidiana entre o ponto conhecido e o ponto a ser estimado;

p = expoente adotado;

n = números de pontos conhecidos.

Na Tabela 6 é apresentada variável climática, precipitação, em função das classes de risco.

Tabela 6. Variável climática.

Variável	Classe	Risco	Valor	Referência
Precipitação (mm) - meses mais secos	Até 60	Muito alto	1	Autora
	>60 - 62	Alto	0,7	
	>62 - 64	Médio	0,5	
	>64 - 66	Baixo	0,3	
	>66	Muito baixo	0,1	

Fonte: Elaborada pela autora.

5.7.3. Composição do IRIQ

Após a atribuição do risco de cada classe, os dados de cada variável foram transformados em raster, utilizando para a composição do IRIQ a AHP. A matriz de importância foi estruturada por meio do software Idrisi Selva (CLARK LABS, 2012) empregando o módulo *Weight – AHP weight derivation*, no qual o resultado é uma tabela com peso de cada critério e o valor da taxa de consistência.

A AHP foi utilizada previamente para obter a variável antrópica e a topográfica, já que estas são compostas por três ou mais componentes. Posteriormente obteve-se IRIQ para a bacia também utilizando a AHP com as quatro variáveis utilizadas, antrópica, topográfica, climática e cobertura e uso da terra. Os procedimentos ocorreram mediante a combinação linear ponderada, assim como realizado por Setiawan et al. (2004), Eugenio et al. (2016) e You et al. (2020) (Equação 17). Esse procedimento foi realizado no ArcGIS por meio do módulo *Overlay*, ferramenta *Weighted Sum*. A saída dos dados é em formato de *raster* com valores entre 0 e 1, onde os valores mais altos representam as áreas mais propícias ao risco de incêndio e queimadas na bacia.

$$IRIQ = \sum V * P \quad [17]$$

Em que:

IRIQ = Indicador de risco de incêndios e queimadas;

V = Variáveis utilizadas;

P = Pesos de cada variável obtido na AHP.

5.7.4. Validação do IRIQ

Para a validação do IRIQ utilizou dados de focos de incêndios e queimadas disponibilizados na plataforma online BD queimadas (Banco de dados de queimadas) do Instituto de Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Os arquivos obtidos foram em formato vetorial para espacialização dos dados e CSV para elaboração de gráficos.

Os focos utilizados foram apenas para o ano de 2019, referentes aos satélites NOAA-20 e NPP-Suomi, já que além de apresentar maior quantitativo de focos para esse ano, apresentam um erro de acurácia menor, de aproximadamente 400 metros, comparado aos outros nove satélites com dados disponíveis (INPE, 2020).

Para a verificação da acurácia foi utilizada a equação 18, como mostrado em Venkatesh, Preethi, Ramesh (2020).

$$Acurácia = \frac{\text{Focos na zona de risco com grau alto e muito alto}}{\text{Total de focos}} \times 100 \quad [18]$$

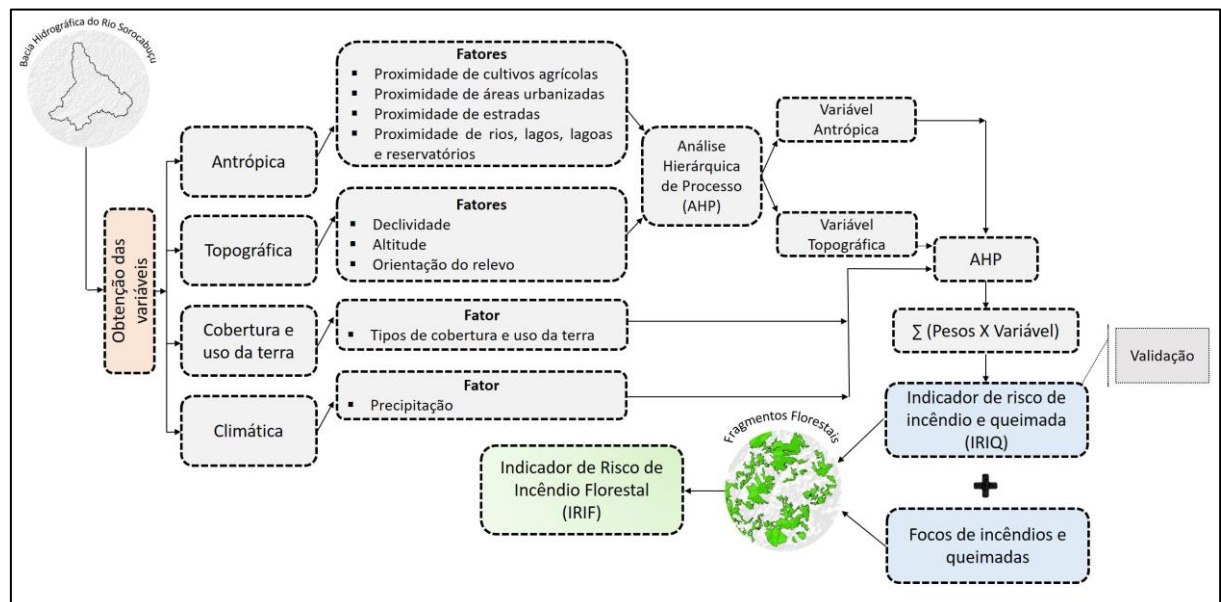
5.7.5. Composição do IRIF

Para a composição do IRIF primeiramente fez-se uma sobreposição do IRIQ para o limite dos fragmentos florestais por meio da ferramenta *Clip* do módulo *Geoprocessing* do ArcGIS 10.5. Então, obteve-se a média do IRIQ para o fragmento utilizando a função *Zonal Statistics as Table* referente ao módulo de análise espacial, *Spatial Analyst Tools*. No entanto, por se tratar apenas de fragmentos florestais passou a ser dominado IRIF.

Os valores do IRIF foram classificados de acordo com o grau de risco estabelecido para o IRIQ, e este foi confrontado com os dados dos focos de incêndios e queimadas obtidos no INPE para o ano de 2019, de forma que os fragmentos que apresentavam algum foco atribuíram-se um risco acima do que apresentava.

Na Figura 8 apresenta-se o diagrama do procedimento metodológico para obtenção do IRIF.

Figura 8. Procedimento metodológico para obtenção do IRIF.



Fonte: Elaborada pela autora.

5.8. Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais (IVAFF)

5.8.1. Composição do IVAFF

Para a composição IVAFF primeiramente realizou-se uma consulta a especialistas de diversas áreas, como, biólogos, engenheiros florestais, geógrafos, geólogos, gestores ambientais e engenheiros ambientais. O questionário foi aplicado via plataforma *Google Forms*, modelo em Apêndice B, no qual depois de explicado a composição de cada indicador (IREFF, ISFF e o IRIF) pediu-se para selecionar a ordem de importância dos indicadores, considerando qual indicador entendia-se como sendo o que mais contribui para a vulnerabilidade dos fragmentos florestais, em ordem decrescente, caso as variáveis que os compunham não apresentasse boas condições.

Na segunda etapa também se realizou uma consulta via *Google Forms* priorizando os mesmos especialistas, modelo em Apêndice C. Em que se pediu a eles para que atribuíssem o valor de importância de um indicador em relação ao outro, ou seja, quantas vezes um indicador era mais importante que o outro, considerando a matriz de julgamento de Saaty (1977).

Após os resultados da consulta a especialistas a matriz de julgamento foi estruturada utilizando o módulo *Weight – AHP weight derivation* do Idrisi (CLARK LABS, 2012) obtendo-se assim os pesos mediante a AHP. Por fim, para a composição da equação do IVAFF utilizou-se a ferramenta *Raster Calculator* do ArcGIS 10.5, na qual foi multiplicado o peso da AHP por seu respectivo indicador.

O valor o IVAFF varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1 maior é a vulnerabilidade ambiental do fragmento florestal e à medida que se distancia desse valor melhor será a condição do fragmento. Fez-se necessário um ajuste para o ISFF, em que este indicador foi subtraído do valor 1, fazendo assim com que as condições de menor sustentabilidade fossem referentes aos valores mais próximo a 1. Para os demais indicadores este procedimento não foi necessário, porque os maiores valores já eram referentes as piores condições dos fragmentos.

5.8.2. Validação do IVAFF

Para a validação do IVAFF utilizou-se informações levantadas em campo, onde em cada fragmento fez-se uma avaliação qualitativa das condições em que os mesmos se encontravam para atribuição da classe de vulnerabilidade. Os fragmentos analisados foram escolhidos aleatoriamente e à medida que se realizavam as atividades de campo, visto que, os custos são onerosos e o tempo de coleta das informações é demorado.

A partir do mapeamento do IVAFF e das informações de campo, estruturou-se uma matriz de confusão ou de erro por meio da planilha do *Microsoft Excel* (MICROSOFT CORPORATION, 2016) para se obter a acurácia. Segundo Meneses e Sano (2012) a acurácia geralmente é representada por índices obtidos por meio da matriz de confusão e refere-se a concordância entre o que foi classificado no mapeamento e as informações de referência (verdade terrestre).

Uma das medidas descritivas obtidas por essa matriz de confusão é a exatidão global, que consiste na razão do número de pontos que foram classificados corretamente pela quantidade total de pontos amostrais (Equação 19) (BISHOP, 1975).

$$EG = \frac{A}{N} \times 100 \quad [19]$$

Em que:

EG = Exatidão Global;

A = Número de pontos com acertos;

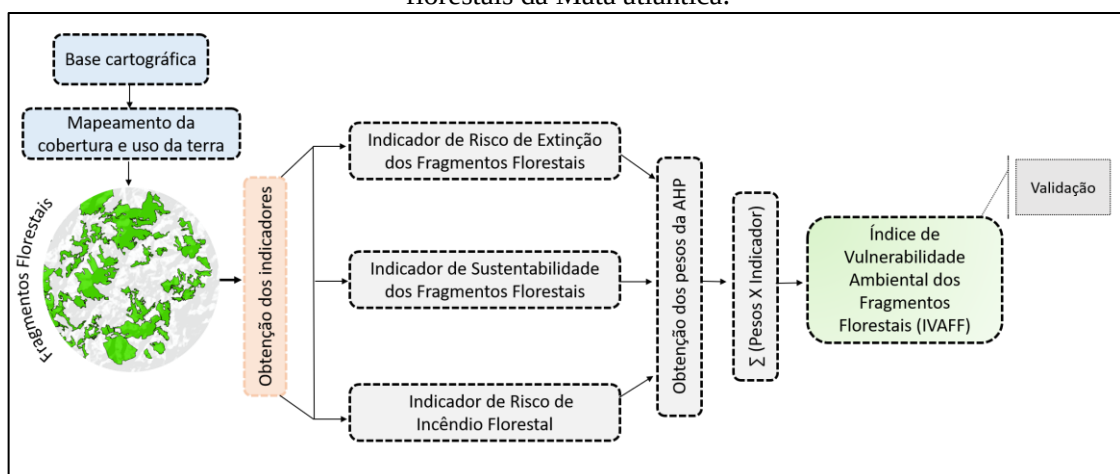
N = Número de pontos totais.

Após a validação, as classes do mapeamento que não corresponderam às aquelas observadas em campo, foram corrigidas, passando a ter a mesma classe verificada em campo, para que assim o mapeamento estivesse o mais próximo da realidade.

As classes adotadas para a vulnerabilidade foi baixa, média e alta, porém o intervalo dessas classes foi adaptado das classes do indicador que apresentou a maior importância, mediante a consulta realizada a especialistas.

Na Figura 9 apresenta-se o diagrama do procedimento metodológico do IVAFF.

Figura 9. Procedimento metodológico do índice de vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais da Mata atlântica.



Fonte: Elaborada pela autora.

5.8.2.1. Priorização das sub-bacias para recuperação dos fragmentos florestais

Cada sub-bacia foi classificada em ordem decrescente de prioridade para a recuperação dos fragmentos florestais. Essa ordem varia de 1 a 9, já que são nove sub-bacias, sendo 1 a prioridade máxima e 9 é a menor prioridade. Para atribuição dessa prioridade primeiramente foi levado em consideração os maiores percentuais de fragmentos de cada sub-bacia com vulnerabilidade alta, atribuindo-se assim a ordem de prioridade. Sendo que, quanto maior percentual de fragmentos com esse tipo de vulnerabilidade, mais prioritária é a sub-bacia.

Caso não existisse mais sub-bacias com esse tipo de vulnerabilidade, considerou-se aquelas que apresentavam o maior percentual de vulnerabilidade alta somada ao de média vulnerabilidade, dando sequência assim a atribuição da ordem de prioridade, na mesma lógica da condição anterior. Atendidas as suposições anteriores, finalizou-se a atribuição de ordem de prioridade com aquelas sub-bacias que apresentavam apenas fragmentos com média prioridade.

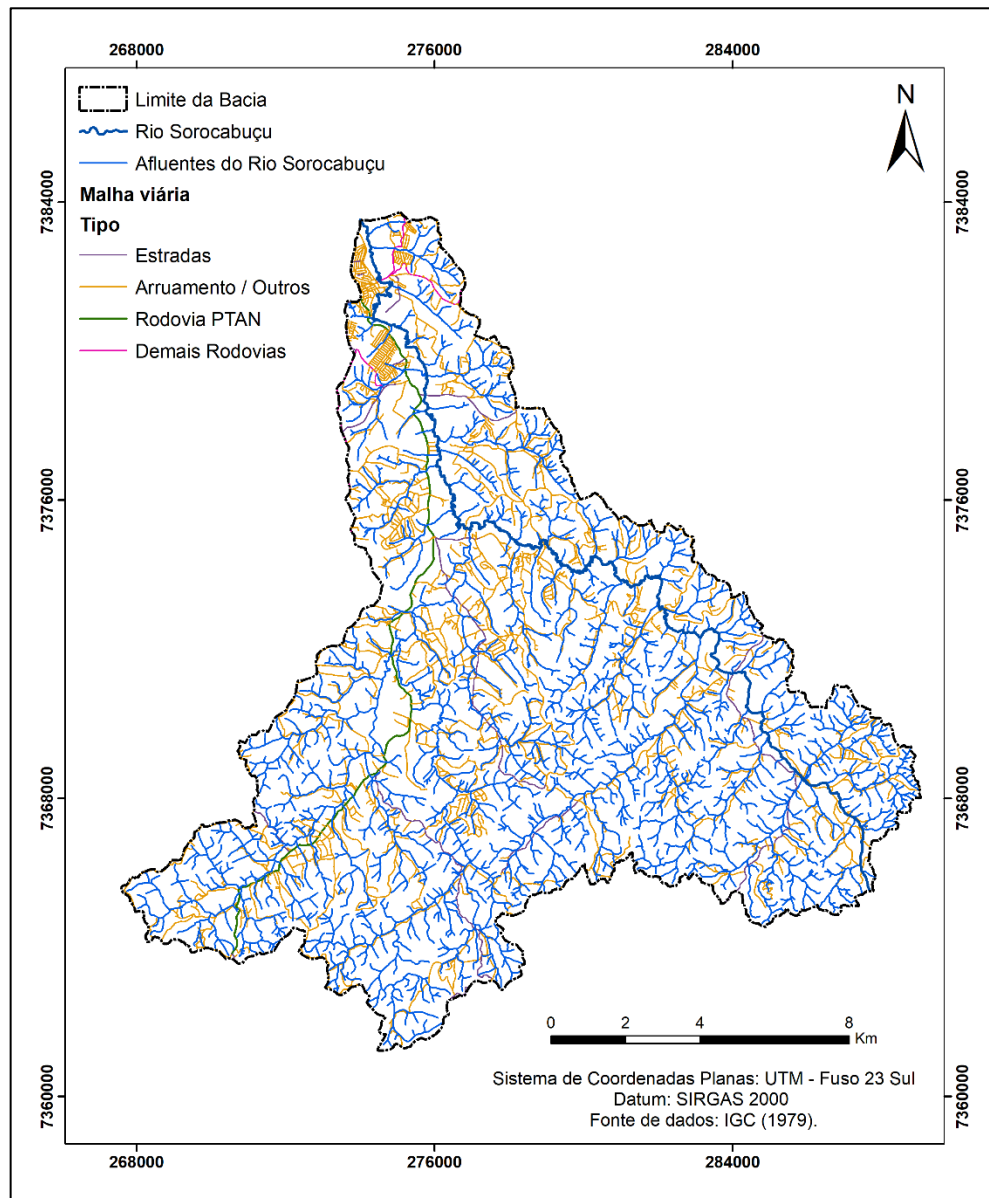
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Sistematização das informações espaciais

Na Figura 10 mostra-se a organização das informações planimétricas da BHRS. Ao total há uma extensão de aproximadamente 581 km entre rodovias, estradas e arruamentos / outros. Existem quatro rodovias principais que dão acesso à bacia, sendo Rodovia Bunjiro Nakao (SP-250), Rodovia Júlio Dal Fabbro, Rodovia Presidente Tancredo Almeida Neves (PTAN) e Rodovia Prefeito Quintino de Lima.

A Rodovia PTAN é a única em maior extensão dentro da bacia, cerca de 22 km, atravessando de norte a sudoeste. As demais variam de 1,89 a 4,15 km. A rede hidrográfica corresponde a um comprimento de aproximadamente 719 km, apresentando importantes Rios, Ribeirões e Córregos, tais como, Rio Sorocabuçu, Rio Murundú-Paiol, Ribeirão da Barra, Ribeirão do Rafael Grande, Ribeirão do Paiol Grande, Córrego do Paiol Grande, Córrego Água da Divisa e Córrego Lajeadozinho. O Rio Sorocabuçu é o que apresenta maior extensão (cerca de 39 km) situando de sudeste a norte da bacia (Figura 10), já os demais totalizam aproximadamente 55 km.

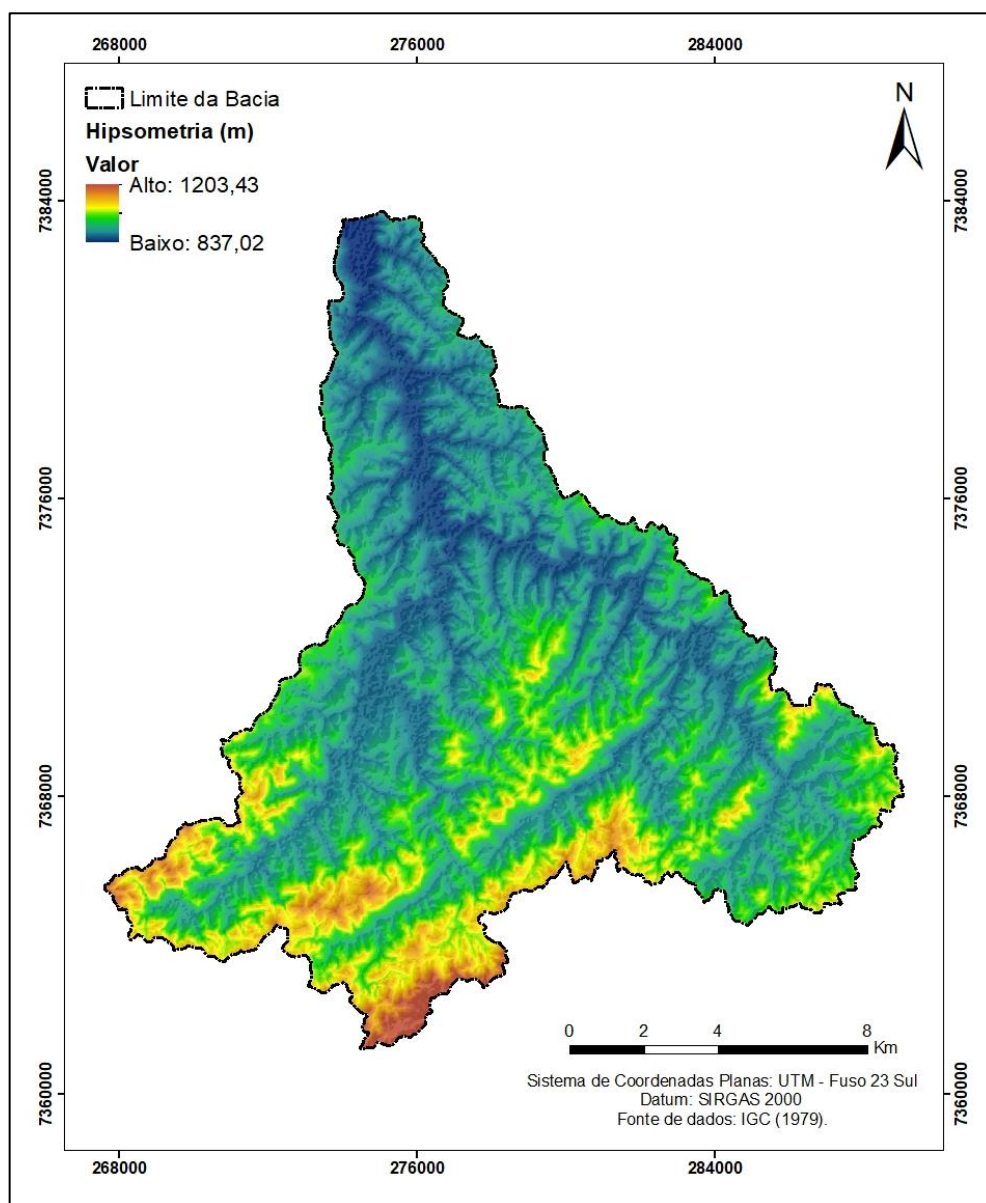
Figura 10. Informações planimétricas da BHRS.



Fonte: Elaborada pela autora.

Quanto as informações altimétricas, estas são apresentadas na Figura 11, onde se verifica que ao longo da bacia os valores altimétricos variam de 837,02 a 1203,43 metros, com a região central em direção ao norte com os menores valores. Especificamente na região norte prevalecem os valores mais baixos, enquanto as cotas mais elevadas situam-se de sul a sudoeste.

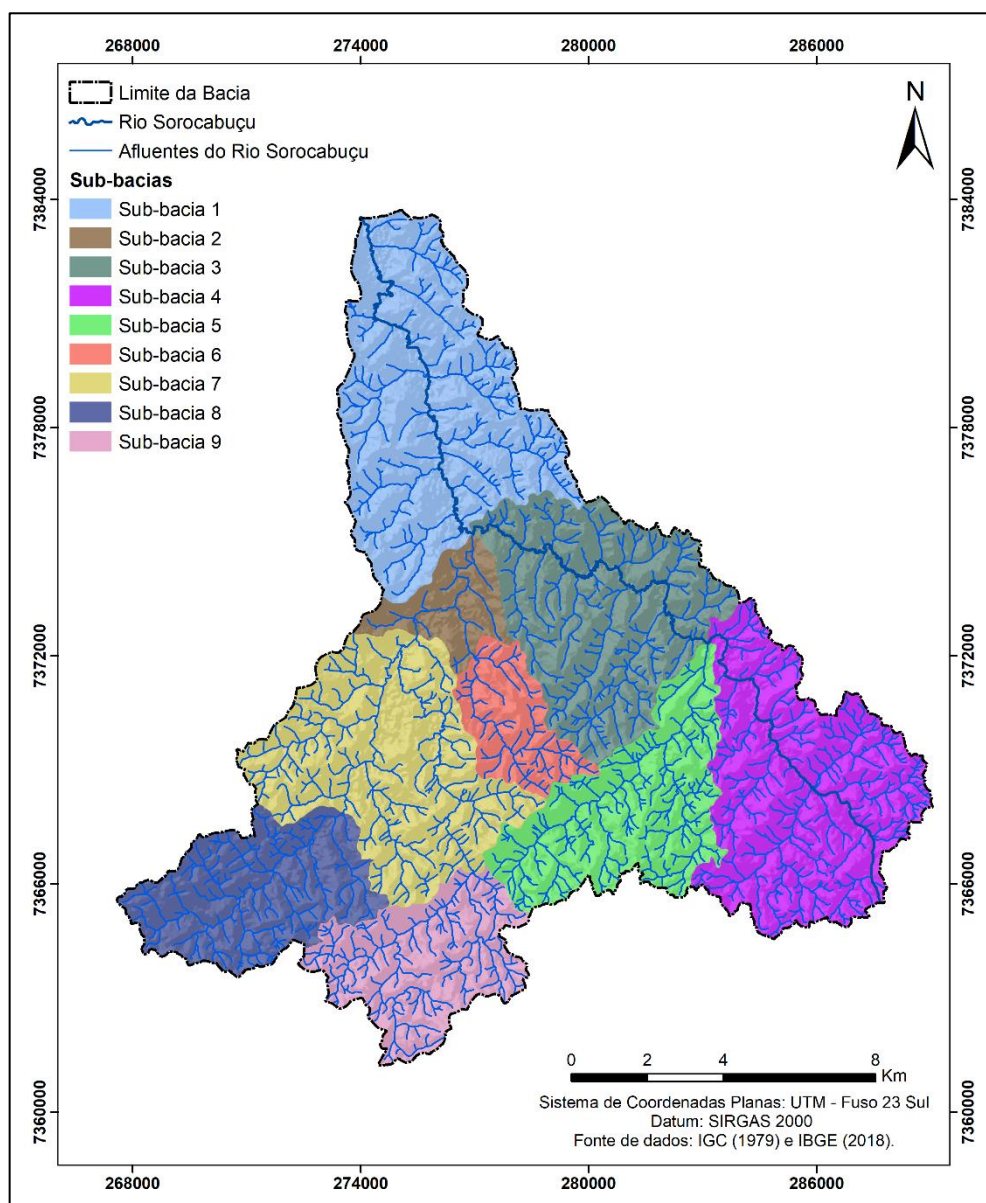
Figura 11. Mapa hipsométrico da BHRS.



Fonte: Elaborada pela autora.

Na Figura 12 apresenta-se as nove sub-bacias que foram delimitadas. As menores sub-bacias são a 2 e 6, com uma área de aproximadamente 659 ha e 840 ha, respectivamente. As duas maiores sub-bacias são a 1 (3741,28 ha) e 4 (3270,83 ha), sendo que na sub-bacia 1 é onde se encontra o exutório.

Figura 12. Sub-bacias Hidrográficas do Rio Sorocabuçu.

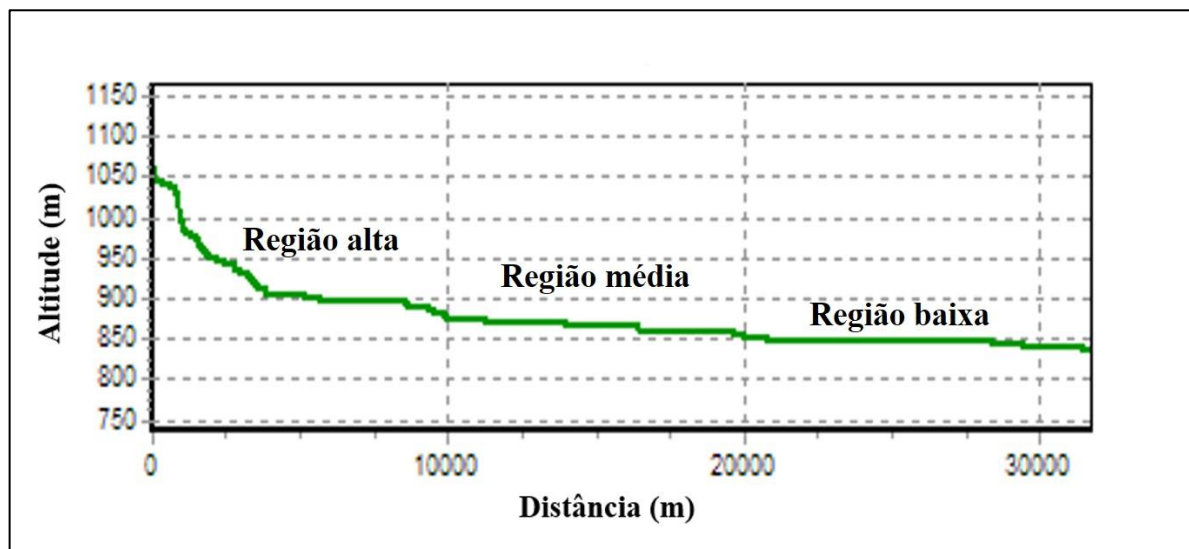


Fonte: Elaborada pela autora.

Ao se comparar as sub-bacias com as cotas altimétricas, observa-se que na sub-bacia 1 há predominância das curvas com menores altitudes e as sub-bacias 5, 8 e 9, são aquelas que apresentam as maiores cotas altimétricas, porém, com um destaque para essa última, que é onde predominam os maiores valores, inclusive aqueles próximos de 1200 metros.

O perfil longitudinal do curso principal da BHRS é apresentado na Figura 13.

Figura 13. Perfil longitudinal do curso principal da BHRS.



Fonte: Elaborada pela autora.

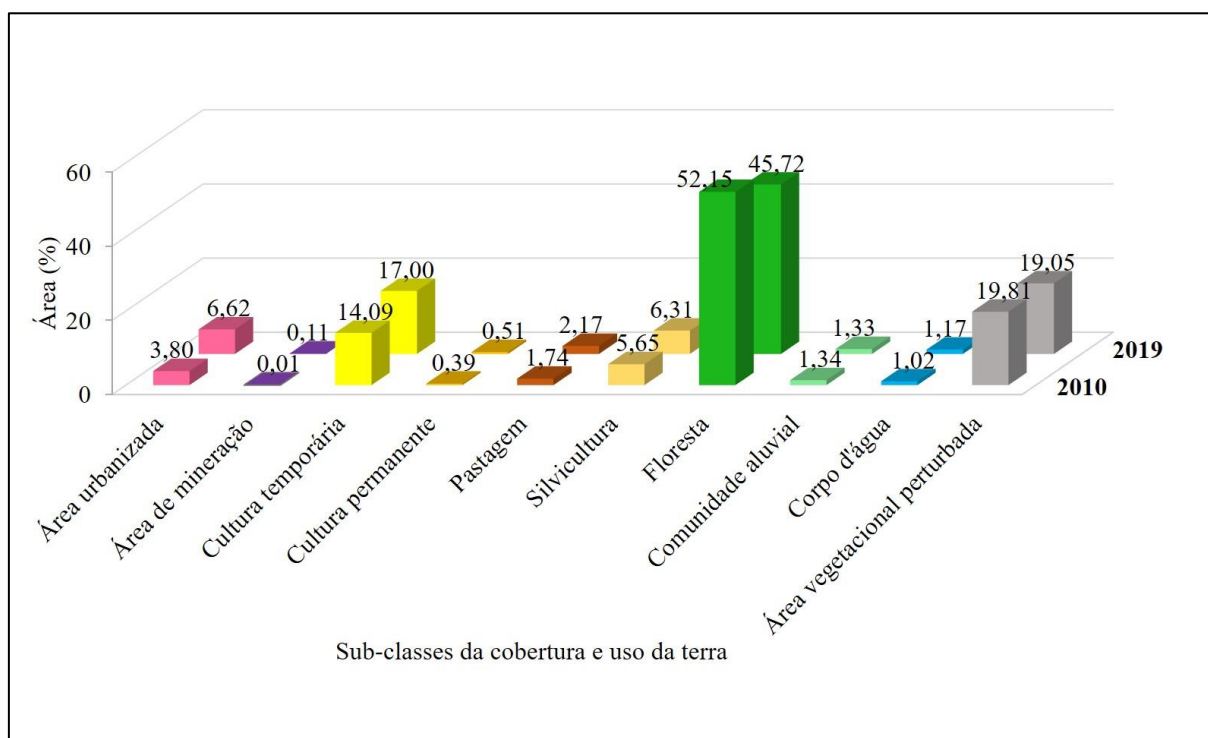
Observa-se na Figura 13 que a menor altitude encontra-se por volta de 840 metros, onde está a jusante da bacia, sendo que até 850 metros tem-se a parte mais baixa da bacia, a partir de 850 metros a aproximadamente 900 metros considera-se a parte média e, acima de 900 metros e próximo a 1050 metros observa-se a região mais alta, no qual é possível verificar que o percurso do rio segue um relevo mais acentuado, o que de acordo com Lacerda et al (2019), vai favorecer uma maior velocidade do escoamento superficial, diminuindo assim a água que será infiltrada.

O Rio Sorocabuçu abrange apenas três sub-bacias, 1, 3 e 4. É possível afirmar que o exutório da bacia se encontra principalmente nas cotas de até aproximadamente 850 metros, a partir desse valor e próximo a 900 metros é onde se encontra a sub-bacia 3 e, no intervalo que começa em 900 metros tem-se a sub-bacia 4, onde a jusante está por volta de 1600 metros.

6.2. Mapa de Cobertura e Uso da Terra (MCUT)

São apresentados na Figura 14 o comportamento das subclasses da cobertura e uso da terra para os anos de 2010 e 2019, já na Figura 15 e Figura 16 tem-se a espacialização dessas subclasses.

Figura 14. Quantitativo das subclasses de cobertura e uso da terra da bacia para o ano de 2010 e 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

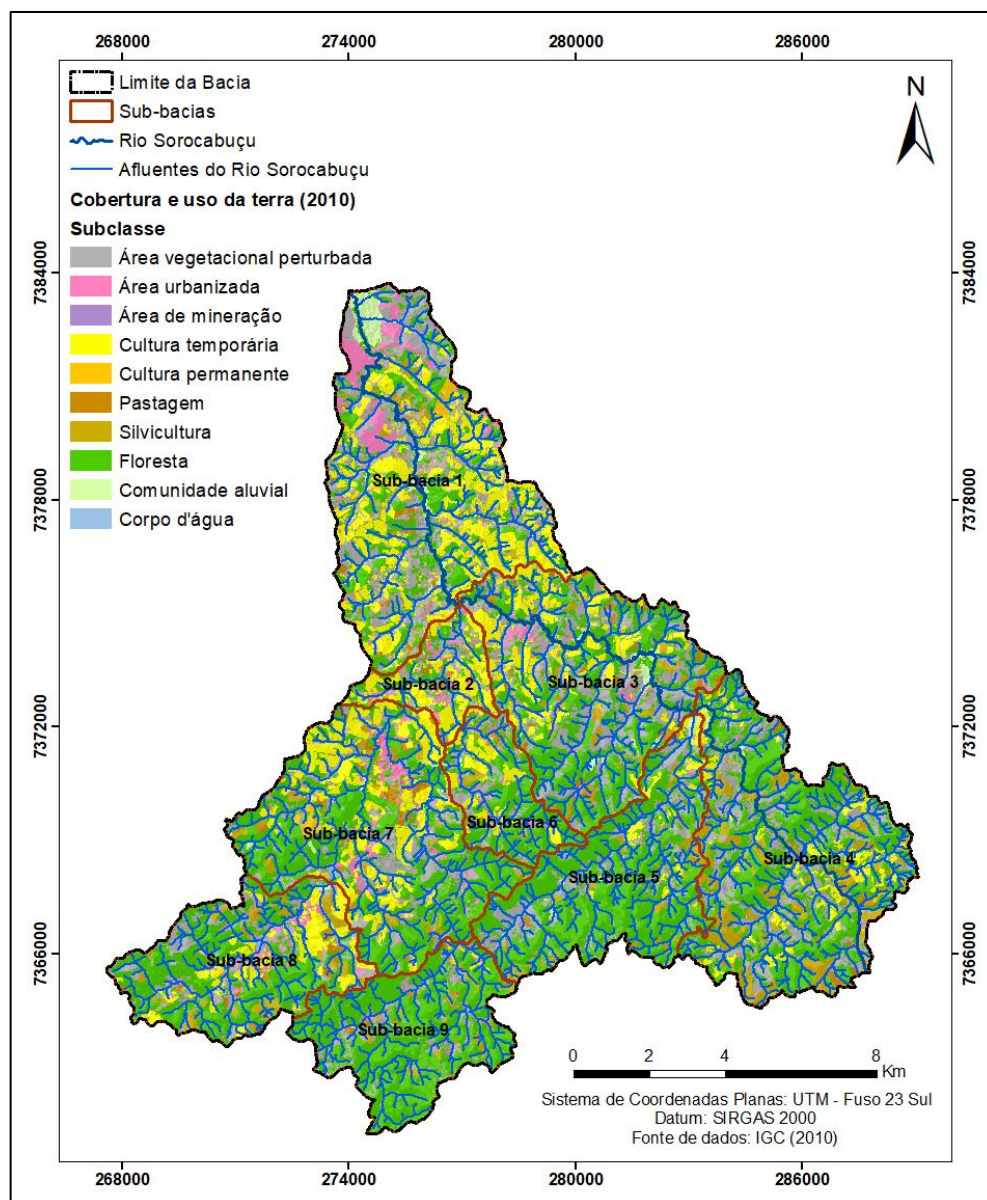
Observa-se na Figura 14 que há uma predominância da subclasse floresta, Área vegetacional perturbada e cultura temporária, independente do ano. Porém, há um destaque para as florestas, que se concentram de leste a oeste da bacia (Figura 15 e Figura 16). Apesar de existir um período de nove anos entre 2010 e 2019, verifica-se que houve 6,43% de desmatamento. Esse valor é maior que o apresentado para a Bacia Hidrográfica do Rio Una, vizinha a esta, que em um período de nove anos apresentou uma perda de 4,30% de área de floresta (SOUSA et al., 2020).

Provavelmente a supressão da vegetação não foi maior porque as áreas mais extensas que poderiam ser destinadas a expansão de atividades antrópicas são inacessíveis, devido suas características físicas, como, declividade, pois ao se fazer uma análise, por exemplo, de atividades agrícolas, como cultura temporária, verificou-se que de 2010 a 2019 houve crescimento de apenas 2,91%. Na Tabela 7 pode-se verificar a quantificação das subclasses de forma mais detalhada.

Na Tabela 7 nota-se que as classes antrópicas não agrícolas (área urbanizada e de mineração) somaram apenas 3,81% para o ano de 2010 e para o ano de 2019 verificou um aumento de quase duas vezes (6,73%). As áreas antrópicas agrícolas (cultura temporária, cultura permanente, pastagem e silvicultura) correspondiam a aproximadamente 22% em 2010,

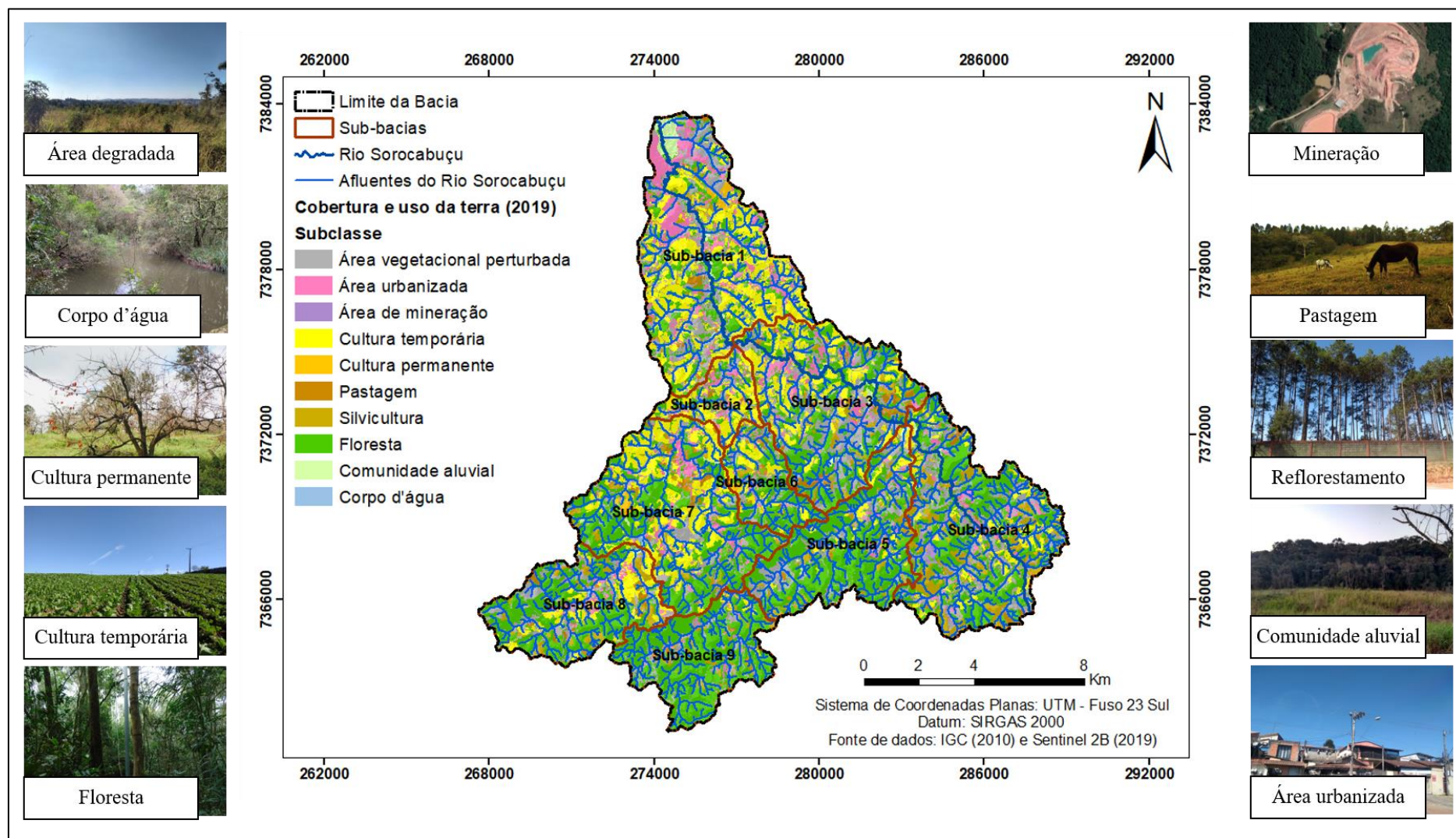
já em 2019 aumentou para 26%. As áreas urbanizadas são mais marcantes principalmente na sub-bacia 1, que fica próximo ao centro urbano do município de Ibiúna (Figura 15 e Figura 16).

Figura 15. Mapeamento da cobertura e uso da terra para o ano de 2010.



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 16. Mapeamento da cobertura e uso da terra para o ano de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora. Os registros fotográficos são do acervo pessoal e a imagem da mineração do Google Earth Pro (2020).

Tabela 7. Quantitativo das subclasses de cobertura e uso da terra por sub-bacia e bacia referente ao ano de 2010 e 2019.

Classes/ Subclasses	Área (ha) em função das Sub-bacias (2010)									Bacia
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Áreas antrópica não agrícolas										
Área urbanizada	283,35	59,44	81,25	45,92	18,54	32,1	145,56	71,82	32,03	770,01
Área de Mineração				2,51						2,51
Áreas antrópicas agrícolas										
Cultura temporária	970,47	245,00	390,36	203,36	79,88	131,81	573,86	248,77	12,39	2855,90
Cultura permanente	34,54	0,16	6,13	6,04		0,15	31,2			78,22
Pastagem	37,38	19,85	95,21	39,44	4,82	9,36	83,7	48,00	14,18	351,94
Silvicultura	117,06	5,85	95,56	467,45	113,42	24,16	111,31	153,64	57,03	1145,48
Área de vegetação natural										
Floresta	1084,46	206,43	1364,17	1778,46	1546,1	488,39	1679,83	1023,92	1397,14	10568,90
Comunidade aluvial	150,12		53,70	10,63	26,58	4,54	19,21	5,98		270,76
Água										
Corpo d'água	55,51	8,23	23,66	31,52	17,04	3,65	28,21	25,61	12,43	205,86
Outras áreas										
Área vegetacional perturbada	996,15	116,98	770,53	689,43	375,74	150,30	434,01	319,97	164,71	4017,82
Total	3727,35	661,00	2881,62	3274,71	2181,93	844,54	3106,88	1898,63	1690,61	20267,40
Classes/ Subclasses	Área (ha) em função das Sub-bacias (2019)									Bacia
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Áreas antrópicas não agrícolas										
Área urbanizada	528,87	71,15	184,11	154,36	52,45	38,81	193,03	82,26	36,56	1341,60
Área de Mineração				22,98						22,98
Áreas antrópicas agrícolas										
Cultura temporária	1123,30	253,68	535,39	259,86	125,32	145,55	711,92	262,41	27,28	3444,71
Cultura permanente	41,57		5,00	7,60		13,02	34,28	1,92		103,39
Pastagem	52,16	22,62	134,16	43,12	7,35	19,11	80,29	63,39	18,50	440,70
Silvicultura	110,68	5,99	146,3	488,19	153,39	24,82	118,69	162,91	68,82	1279,79
Área de vegetação natural										
Floresta	833,48	169,18	1117,21	1535,78	1380,48	438,24	1503,69	956,19	1332,12	9266,37
Comunidade aluvial	149,84		53,70	10,41	26,20	4,54	19,21	5,98		269,88
Água										
Corpo d'água	60,50	8,72	27,09	32,60	25,30	4,31	34,57	30,08	14,47	237,64
Outras áreas										
Área vegetacional perturbada	840,97	127,62	701,03	715,85	391,48	152,09	402,09	339,26	189,82	3860,34
Total	3741,37	658,96	2903,99	3270,75	2161,97	840,49	3097,77	1904,40	1687,57	20267,40

Fonte: Elaborada pela autora.

Verificou-se para ambos os anos que as sub-bacias com maior percentual de atividades antrópicas não agrícolas são as sub-bacia 1 e sub-bacia 2. Porém, a sub-bacia 4 é a única que apresenta a subclasse mineração, que é voltada para extração de areia. Esse tipo de atividade contribui para a transformação da paisagem ocasionando vários impactos ambientais (SUTIL et al., 2019), principalmente devido a formação de sedimentos que podem comprometer a qualidade dos recursos hídricos, impactando ainda mais as sub-bacias nas quais são direcionados esses sedimentos, como a sub-bacia 1. Essa sub-bacia carece de um certo monitoramento, para que essa área de mineração não venha pressionar ainda mais os fragmentos florestais, resultando na sua degradação.

As sub-bacias 1 e 2 também se destacam em relação as atividades antrópicas agrícolas, com predominância de cultura temporária. Em relação a essa classe, a subclasse cultura permanente, apresenta-se em menor quantidade em todas as sub-bacias, talvez isso possa ser explicado pelo tempo do seu ciclo e, portanto, um retorno econômico mais demorado comparado a cultura temporária. Uma das culturas temporárias encontradas na bacia é de Caqui (Figura 16), em que a presença desse tipo de fruto se dá em função do Estado de São Paulo ser um dos maiores produtores (IBGE, 2019).

Observa-se que as sub-bacias 5 e 9 são aquelas que continuam apresentando os maiores percentuais de floresta e os menores quantitativos da subclasse do tipo cultura temporária. Apesar de existir locais em que as florestas aparentam estar mais preservadas, em outros, observa-se uma maior interferência antrópica, principalmente no que se refere a presença de atividades agrícolas.

Muitos dos cultivos em Ibiúna são praticados por pequenos agricultores, que fazem o uso demasiado de defensivos agrícolas, acarretando muitas vezes na utilização incorreta dos produtos, principalmente porque a maioria das pessoas não apresentam capacitação para manipulá-los (LUZ et al., 2015). Os danos ambientais e sociais podem ser imensuráveis, pois não é incomum ocorrer a contaminação de corpos d'água e o surgimento de doenças que são difundidas devido contato direto e indireto com os produtos químicos, além do descarte incorreto das suas embalagens. Lima, Ferreira e Ferreira (2020) afirmam que em função da perda de nutrientes na agricultura há uma requisição maior, por exemplo, da utilização de fertilizantes e agrotóxicos e que isso vai culminar na pressão sobre os recursos hídricos.

Entre as classes antrópicas agrícolas, a cultura temporária é aquela de maior relevância econômica, não apenas para área da bacia, mas para o município em geral (LOPES et al., 2018c). Assim como verificado na pesquisa feita por Souza et al. (2018b) na Bacia Hidrográfica do Rio Una, a produção agrícola também é composta por horticultura, no qual foi observado

em expedição de campo principalmente a produção, de tomate, salsa, cebola, couve, alface, cenoura e batata.

Um dos fatores que contribuem para essa característica agrícola do município é o fato de apresentar uma boa disponibilidade de rede de drenagem (LUZ et al., 2015), o que facilita o processo de irrigação das áreas agrícolas. Em função disso, um problema verificado constantemente na bacia foi a perda d'água devido à falta de manutenção das instalações da irrigação.

Os corpos d'água apresentaram um crescimento de 0,15%, mas isso não significa que houve o surgimento de novos lagos ou lagoas e principalmente rios, o que pode ter ocorrido é que atualmente é possível visualizá-los, já que se supõem que antes por estar cobertos por árvores ou porque são intermitentes, foi difícil de mapeá-los. Além disso, esse aumento pode ter sido resultante de represamentos, prática considerada comum em áreas agrícolas para irrigação. Vale destacar que além da finalidade agrícola ou do abastecimento para a população, muitos dos corpos d'água são meios de entretenimento para a população, como a cachoeira do Gabriel, muito utilizada para atividade de lazer.

A comunidade aluvial foi umas das subclasses que mais se manteve estável, apresentando uma variação de apenas 0,01% de um ano para outro. Segundo Kozera et al. (2009) a vegetação desse local apresenta características específicas, principalmente no que diz respeito a sua florística. As características do meio físico, tais como, a pluviosidade, as condições do relevo e tipo de solo, são determinantes para sua ocorrência e distribuição. Vale ressaltar também sua importância para o meio ambiente, pois segundo a Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2019) o mapeamento das formações naturais não florestais, como a comunidade aluvial, é essencial para que se mantenha o ambiente natural e a biodiversidade do seu entorno.

A área vegetacional perturbada entre 2010 e 2019 apresentou uma pequena redução (0,76%). Uma característica importante dessa subclasse observada em campo, é que muitas delas estão abandonadas, processo resultante principalmente do uso intensivo do solo em função das atividades agrícolas. Essa redução pode ser explicada possivelmente em função da sua destinação para outros tipos de cobertura e uso terra.

A subclasse silvicultura é composta principalmente de eucaliptos e pinus, porém há uma predominância de eucalipto. Este tipo de cultura é marcante na sub-bacia 4, onde se pode verificar a presença de grandes talhões. Já a pastagem para ambos os anos foi predominante nas sub-bacias 3 e 7, sendo voltada tanto para criação de bovinos como de caprinos, porém o que

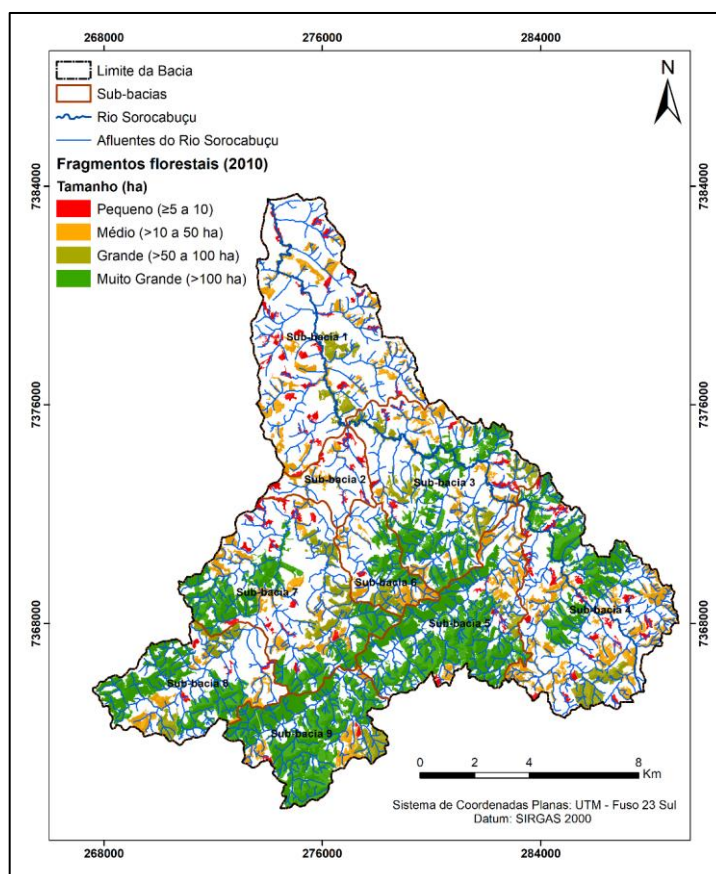
se observou em campo é que a muitas das propriedades apresentam áreas para criação em pequena escala, talvez voltada apenas para a subsistência, principalmente produção de leite.

No contexto geral, pode-se constatar que apesar de a bacia não ter apresentado grandes transformações da paisagem ao longo de nove anos, o desenvolvimento de atividades antrópicas, sejam estas agrícolas ou não, contribuem para a degradação da bacia. Kozera et al. (2019) e Sokoloski et al. (2019), relatam que a realização dessas atividades provoca danos, como, aumentos dos processos erosivos. Outros autores relatam pressão nos recursos hídricos (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019), assoreamento dos rios (LIMA; CARACRISTI, 2019; SOKOLOSKI et al., 2019), perda da biodiversidade (LIMA; CARACRISTI, 2019), interferência sobre o ciclo hidrológico e alteração do microclima (SILVA; SANTOS; GALDINO, 2016).

6.3. Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF)

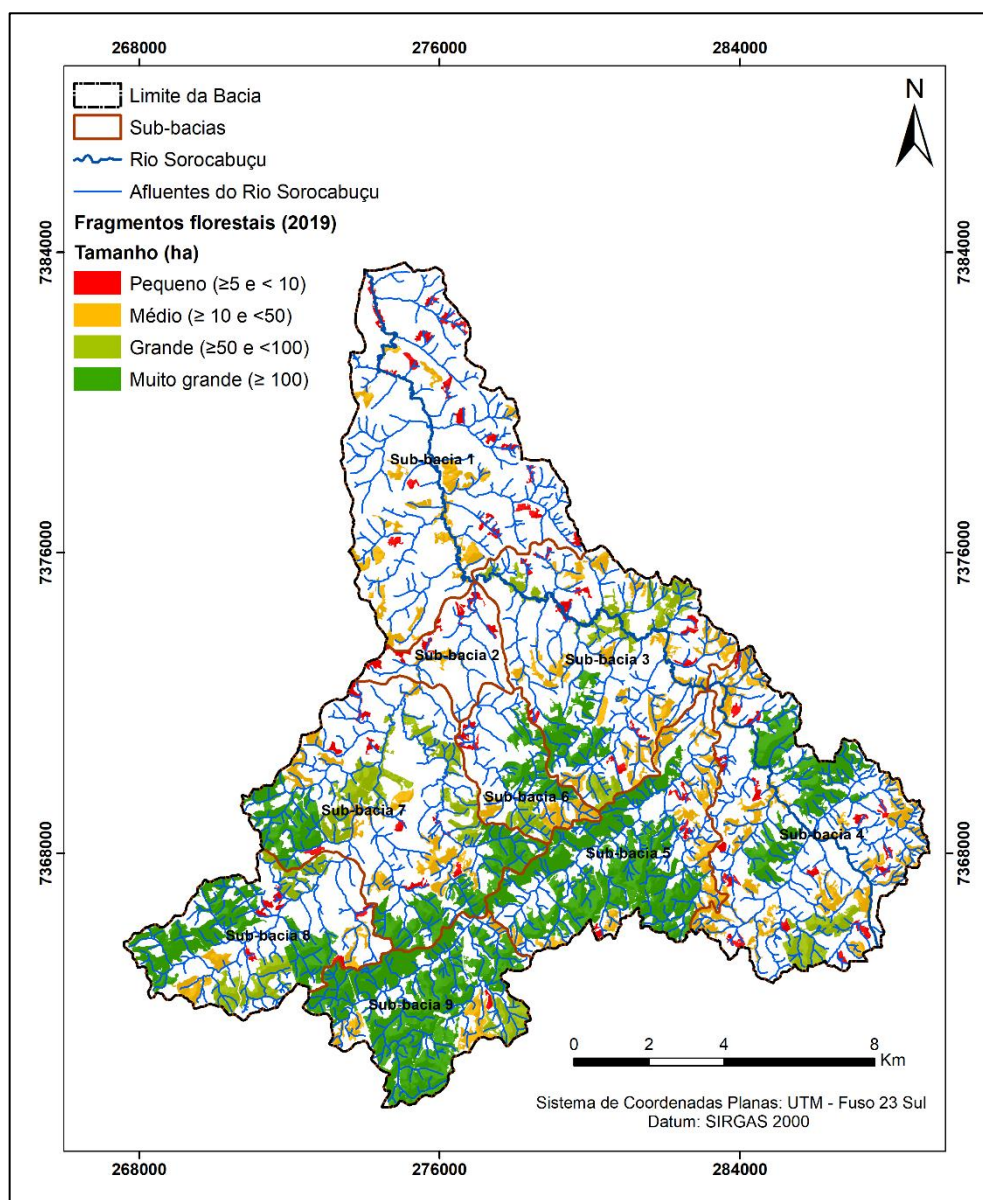
Na Figura 17 e Figura 18 apresentam-se os mapeamentos dos fragmentos florestais para 2010 e 2019, respectivamente.

Figura 17. Mapeamento dos fragmentos florestais para o ano de 2010.



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 18. Mapeamento dos fragmentos florestais para o ano de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora

Os fragmentos pequenos e médios encontram-se em todas as sub-bacias, com maior predominância na sub-bacia 1. Já os fragmentos de tamanho grande e muito grande localizam-se na maioria das sub-bacias, com exceção, das sub-bacias 1 e 2 (Figura 17 e 18).

Na Tabela 8 tem-se a média, desvio padrão, coeficiente de variação e o valor mínimo e máximo para o tamanho e isolamento dos fragmentos florestais, tanto para o ano de 2010 quanto para 2019.

Tabela 8. Média, desvio padrão, coeficiente de variação e o valor mínimo e máximo para o tamanho e isolamento dos fragmentos florestais, referentes ao ano de 2010 e 2019.

2010										
Classe de tamanho (ha)	Tamanho (ha)					Isolamento (m)				
	Média	S	CV (%)	Mín.	Máx.	Média	S	CV (%)	Mín.	Máx.
≥ 5 a 10	6,81	1,33	73,40	5,00	9,88	133,00	58,30	73,40	6,67	214,40
>10 a 50	21,25	9,92	48,09	10,22	47,39	119,24	60,05	48,09	6,17	210,50
>50 a 100	69,88	12,40	73,04	51,04	98,25	105,39	62,65	73,04	8,00	215,20
>100	206,88	110,35	48,94	101,24	558,67	70,14	50,91	48,94	6,00	166,56
2019										
Classe de tamanho (ha)	Tamanho (ha)					Isolamento (m)				
	Média	S	CV (%)	Mín.	Máx.	Média	S	CV (%)	Mín.	Máx.
≥ 5 a 10	6,80	1,40	73,54	5,02	9,84	112,19	48,97	43,65	15,57	177,88
>10 a 50	21,80	10,71	47,01	10,23	47,02	100,51	46,26	46,02	7,17	172,58
>50 a 100	79,00	15,66	66,22	52,29	98,61	67,95	46,08	67,82	7,20	145,13
>100	218,30	101,17	57,36	125,23	486,55	56,81	37,11	65,32	6,00	138,92

Legenda: S – Desvio padrão, CV – Coeficiente de variação, Mín. – valor mínimo, Máx. – valor máximo.

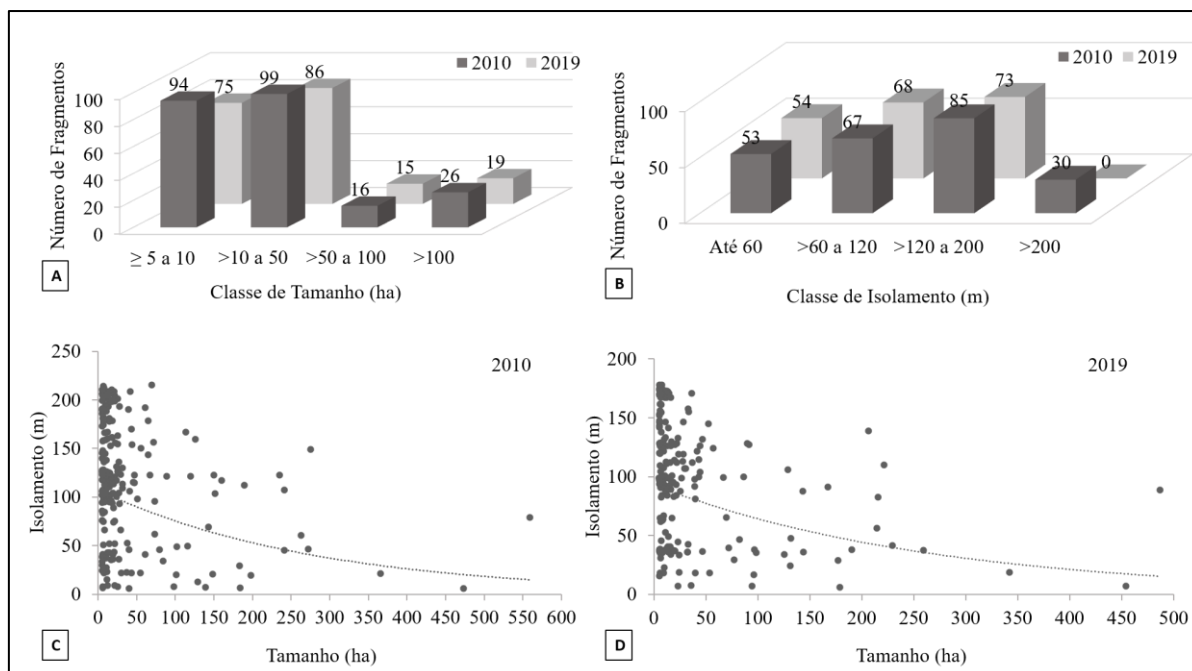
Fonte: Elaborada pela autora.

Observa-se na Tabela 8 que os desvios padrão e os coeficientes de variação para o tamanho e o isolamento dos fragmentos indicam uma alta variabilidade para todas as classes, tanto para o ano de 2010 quanto para 2019.

O elevado valor do coeficiente de variação de uma forma geral, indica que existem fragmentos com valor de tamanho e isolamento muito acima ou abaixo da média. Em 2010 isso foi mais evidente para os fragmentos de tamanho e isolamento pertencentes as classes de tamanho pequeno e grande. Em 2019 o elevado valor do coeficiente de variação em relação ao tamanho foi verificado para as mesmas classes de 2010, porém para o isolamento apontaram maior dispersão para as classes grande e muito grande.

Na Figura 19 mostra-se o número de fragmentos em função de cada métrica e a dispersão dos tamanhos dos fragmentos em função do isolamento.

Figura 19. Quantitativo das classes de tamanho [A], das classes de isolamento [B] e Dispersão dos tamanhos dos fragmentos em função do isolamento para 2010 [C] e 2019 [D].



Fonte: Elaborada pela autora.

Observa-se que na bacia, em ambos os anos, prevaleceram os fragmentos de tamanho pequeno e médio, o que corresponderam a aproximadamente 40% e 42%, respectivamente, em 2010 e 38% e 44%, respectivamente, em 2019 (Figura 19A).

Constatou-se para o ano de 2010 um total de 235 fragmentos, enquanto para 2019 contabilizou-se 195, ou seja, houve uma perda de 40 fragmentos (Figura 19A). Nesse período, para todas as classes de tamanho verificou-se uma redução na quantificação dos fragmentos. Para o tamanho pequeno houve a redução de 19 fragmentos, o que corresponde a 47,50% dos fragmentos extintos, enquanto para o tamanho médio, de 13 (32,50%). A menor redução está relacionada a fragmento de tamanho grande, apenas 1 (2,50%), e muito grande, que foram 7 (17,50%).

A redução no número de fragmentos de tamanho pequeno e médio do ano de 2010 para 2019 ocorreu em função da extinção desses fragmentos, porém para aqueles de tamanho grande e muito grande, apenas deve ter havido uma perda de área, passando assim, a pertencer as outras classes de tamanhos, já que nessas duas últimas classes não ocorreu extinção de fragmentos.

A maioria dos fragmentos que foram extintos são aqueles menores que 10 hectares, que se concentravam principalmente na sub-bacia 1, onde há maior expansão das áreas urbanizadas e das culturas temporárias. Segundo Cemin, Perico e Rempel (2009) e Sousa et al. (2020) a

conversão de áreas naturais para atender as demandas humanas têm intensificado as transformações na paisagem.

A maior área mapeada foi de 558,67 ha para o ano de 2010 e 486,55 ha para o ano de 2019. Os fragmentos maiores são os ideais, pois podem apresentar diversos tipos de habitats, diferentemente daqueles pequenos (COSTA; MATRICARDI; PIRES, 2015). Segundo Pirovani et al (2014), os fragmentos pequenos apresentam pouca biodiversidade, visto que suas condições não favorecem a manutenção das espécies, já que cada uma apresenta necessidades diferentes quanto aos recursos abióticos.

A sub-bacia 1 e sub-bacia 2 evidenciam o elevado grau de fragmentação da paisagem, o que pode ser justificado pelo fato de estarem localizadas em áreas com alto grau de usos antrópicos, como, urbanização e de atividades agrícolas. Somando-se a isso, pode-se supor que falte uma maior fiscalização voltada para a conservação da biodiversidade para evitar que essas áreas de vegetação nativa sejam aos poucos suprimidas. As áreas de vegetação nativas rodeadas por cultivos agrícolas são paisagens comumente observadas no bioma mata atlântica, o que torna esses cultivos um dos principais fatores impulsionadores da fragmentação, como observado em Romanini, Fushita e Santos (2016), Rusca et al. (2017) e Lopes et al. (2018b).

Portanto, a BHRS assim como muitas apresenta uma paisagem marcada por atividades antrópicas. Fernandes et al. (2017) constataram que na Bacia Hidrográfica Rio Piauitinga, SE, metade da sua área era marcada por pastagens. Romanini, Fushita e Santos (2016) verificaram que todos os municípios pertencentes a Bacia do Médio Mogi Guaçu, SP, apresentavam como predomínio as atividades antrópicas e também afirmaram que as alterações na cobertura e uso da terra decorrentes das intervenções humanas enfraquecem a capacidade de sustentabilidade, principalmente devido a redução das áreas naturais, uma vez que são responsáveis pela manutenção da qualidade do ambiente e do desenvolvimento socioeconômico.

A tendência é que esses fragmentos muito pequenos da BHRS venham a ser extintos, principalmente devido a expansão das áreas urbanas e da agricultura. A bacia se destaca como área de grande potencial agrícola, o que leva a utilização de práticas por parte de alguns proprietários, que são consideradas irregulares, como, o desflorestamento contínuo ao redor ou dentro da floresta, de forma a eliminar aos poucos pequenas áreas. Isto, foi frequentemente observado nas campanhas de campo, dificultando assim a visualização dessa perda e facilitando futuramente a expansão de áreas agricultáveis.

Uma forma de amenizar esse tipo de ação é aumentar a quantidade de fiscalização por parte dos órgãos ambientais, somado aos investimentos em equipamentos de alta resolução para detectar as alterações na superfície terrestre e a capacitação de agentes locais para manipularem

as informações recebidas. Os agentes locais se tornam aliados essenciais, porque a longo prazo ajudam a conscientizar a população local da importância da manutenção dos remanescentes florestais.

Vale ressaltar que apesar dos fragmentos maiores serem considerados ideais no que se refere a biodiversidade, os fragmentos pequenos também têm sua parcela de contribuição, uma vez que reduzem o isolamento, servindo de trampolim ecológico ou pontos de ligação, o que contribui diretamente para a manutenção das espécies dos fragmentos maiores, consequentemente para a biodiversidade local (RIBEIRO et al., 2009; SAURA, BODIN, FORTIN, 2014; PIROVANI et al., 2014; LIMA; FRANCISCO, BOHRER, 2017).

Os trampolins ecológicos são descritos como pequenos habitats dispersos que facilitam a transição de algumas espécies. A perda desses pontos impacta diretamente a biodiversidade, pois dificilmente essas áreas poderão ser compensadas pelo aumento na disponibilidade de recursos e da população no habitat de origem (SAURA, BODIN, FORTIN, 2014).

Na BHRS os fragmentos maiores encontram-se em áreas em que a floresta está mais preservada, principalmente devido a menor presença de atividades antrópicas ao seu entorno, ou seja, na matriz, fazendo com que esses fragmentos se encontrem menos sob o efeito de borda, ao contrário dos fragmentos pequenos que além de apresentarem uma área interna menor, situam-se geralmente próximos a áreas urbanas, com intensa atividades agrícolas e circundados por estradas.

Segundo Blumenfeld et al. (2016), o efeito de borda deve ser considerado como uma combinação de fatores, os quais destacam-se as condições em que se encontra o limite entre o fragmento e o seu entorno, as interferências naturais que se dão sobre esse habitat, como também a intensidade e características das interferências antrópicas incidentes nele.

Segundo Santos et al. (2020), as atividades antrópicas, como, agrícolas, contribuem para a redução da atividade floral o que vai impactar negativamente o habitat das espécies silvestres, sendo os fragmentos menores os que mais sofrem com a influência da matriz.

Em relação ao isolamento pode-se afirmar que a maioria dos fragmentos apresentam de médio a alto isolamento (Figura 19B, 19C e 19D), pois de acordo com a classificação de Almeida (2008), até 60 metros são considerados fragmentos de baixo isolamento, >60 a 120 médio, >120 a 200 alto e, acima de 200 muito isolado. Fragmentos que se encontram muito isolados são mais suscetíveis a extinção, porque além de dificultar a transição da fauna e consequentemente a dispersão de sementes (CORRÊA et al., 2017; MARTINS et al., 2018), também são mais suscetíveis as interferências antrópicas que resultam na perda da cobertura vegetal.

Verificou-se que de 2010 para 2019 as classes de isolamento até 60 metros e maior que 60 a 120 metros apresentaram aumento de um fragmento em cada classe, enquanto para classe acima de 120 a 200 metros e maior que 200 metros a quantidade de fragmentos reduziu (Figura 19B). Observa-se que para o ano de 2010, 30 fragmentos se encontravam muito isolados (acima de 200 metros), porém em 2019 não se constatou nenhum fragmento desse tipo, o que pode supor que esses fragmentos foram extintos.

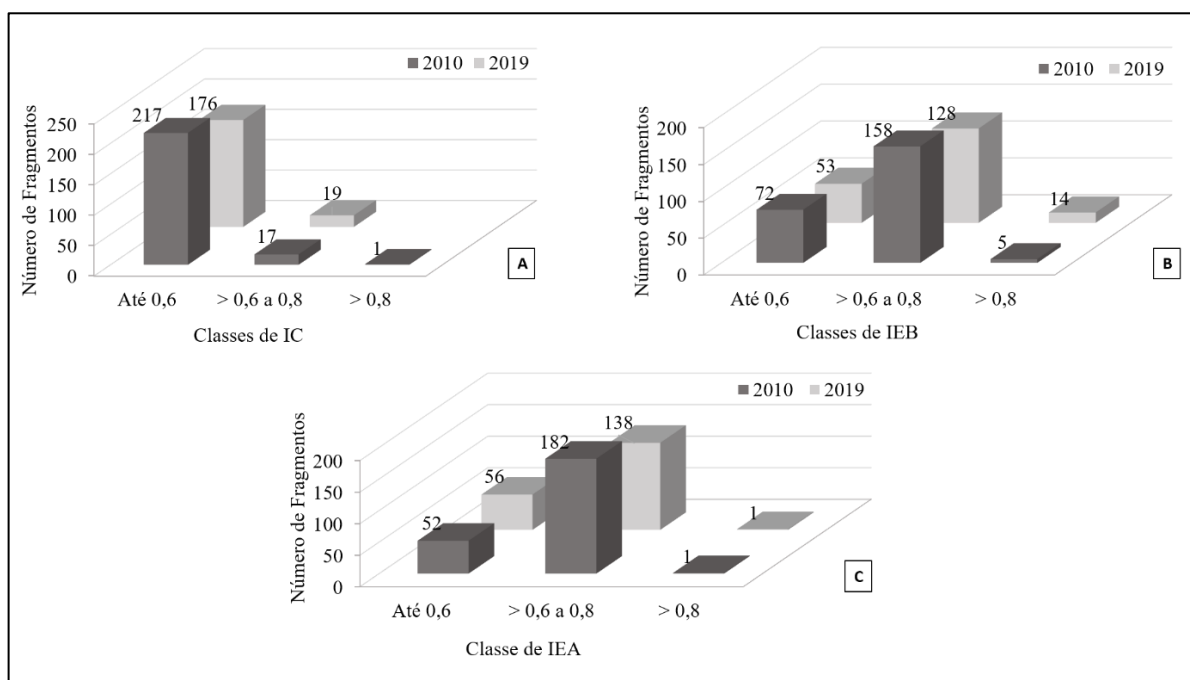
Importante observar que por mais que tenha ocorrido perda de fragmentos, a média do isolamento entre 2010 e 2019 diminuiu para todas as classes de tamanhos, o que provavelmente refletiu no decréscimo do coeficiente de variação, ou seja, de um ano para o outro houve redução na variabilidade dos dados, com exceção da classe de tamanho muito grande, que apresentou um aumento no coeficiente de variação (Tabela 8).

Para os fragmentos de tamanho pequeno e médio isso ocorreu possivelmente porque muitos fragmentos de classe de tamanho pequeno, que deviam ser os mais isolados foram extintos, o que interferiu diretamente no isolamento dos demais, já que se trata de uma distância média entre os vizinhos mais próximos. Porém, poderia ter ocorrido o oposto, ou seja, ter aumentado o isolamento devido à perda de fragmentos, caso esta redução fosse suficiente para impactar na análise de isolamento dos demais fragmentos. O aumento no coeficiente de variação referente a classe de tamanho muito grande, pode ter sido resultante da perda de área ocorrida ao longo da borda de alguns fragmentos, aumentando assim a distância entre os seus vizinhos mais próximos.

Segundo Costa, Matricardi e Pires (2015), ao analisar o processo de fragmentação, relatam que o isolamento é algo previsto, em função do histórico de fragmentação e de degradação do ambiente natural. Corrêa et al. (2017) enfatizam que devido a fragmentação das paisagens naturais, estas se tornam mais vulneráveis as interferências da matriz que os cercam. Iezzi et al. (2019), ressaltam que a fragmentação é um processo complexo, pois vai além das mudanças na estrutura do habitat, uma vez que envolve também um conjunto de mudanças e pressões que vão interferir no ecossistema.

Na Figura 20 apresenta-se os valores de IC [A], IEB [B] e IEA [C].

Figura 20. IC [A] e IEB [B] e IEA [C] para o ano de 2010 e 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

O IC variou de fragmentos muitos alongados (até 0,6) a circular ($> 0,8$) para o ano de 2010, porém em 2019 nenhum fragmento se classificou em circular (VIANA; PINHEIRO, 1998) (Figura 20A). A alta pressão antrópica em função do IC é evidente, uma vez que mais de 90% dos fragmentos em ambos os anos apresentam uma forma mais alongada. Essa predominância de formatos irregulares também foi constatada em Lourenço, Silva e Sales (2014) e Lopes et al. (2018b).

As características mais alongadas para Lourenço, Silva, Sales (2014) favorecem o efeito de borda e consequentemente a manutenção da qualidade ambiental do fragmento, já que a distância entre a borda e o interior vai ser menor. Pirovani et al. (2014) relatam que essa proximidade entre borda-área central faz com que ao longo dos anos haja maior interferência dos fatores externos, impactando negativamente na qualidade do maciço florestal, uma vez que para Rocha et al. (2019), afeta a composição, a biodiversidade e o sequestro de carbono na floresta.

O IEB (Figura 20B) mostra o reflexo do quanto os fragmentos florestais estão expostos aos efeitos das atividades antrópicas, já que em uma escala de 0 a 1 e categorizado conforme Viana e Pinheiro (1998) cerca de 70 % (2010) e mais de 72 % (2019) dos fragmentos encontram-se acima de 0,6, resultados que embasados em Lourenço, Silva, Sales (2014) indicam uma maior pressão antrópica sobre os fragmentos.

Os valores do IEB confirmam que a maioria dos fragmentos florestais necessitam de um plano de manejo que vise a redução dos impactos resultantes das intervenções humanas ao seu entorno, principalmente daquelas áreas classificadas como agrícolas, que apresentam um maior potencial de degradação dos fragmentos.

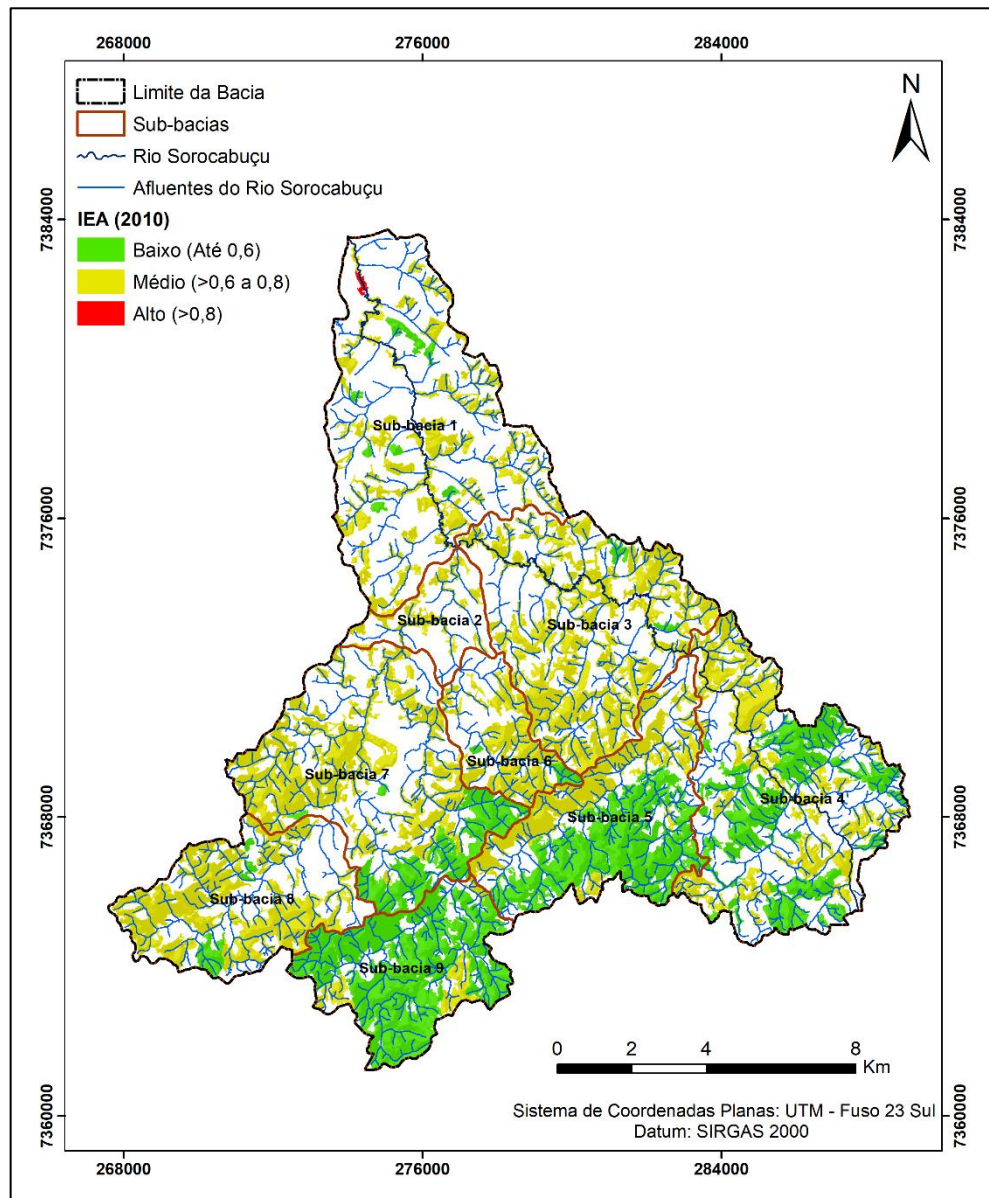
Sabe-se que fragmentos que apresentam o entorno composto em sua maioria por atividades antrópicas agrícolas são os que dificilmente terão a redução dos impactos, já que os responsáveis por essas atividades raramente vão adotar práticas que visem a conservação da vegetação nativa, uma vez que para muitos há uma perda financeira. No entanto, para contrapor esse tipo de argumento necessitam-se de projetos voltados, principalmente, para o pequeno produtor, que mostre que com os ganhos ambientais há também o ganho econômico, já que para muitos produtores falta informação sobre a quantidades de benefícios proporcionados por um ambiente florestal bem conservado.

Um exemplo de projeto viável para esses produtores rurais, considerando tanto o ganho econômico quanto ambiental é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O PSA pode ser considerado como um incentivo econômico recebido por provedores dos serviços ambientais, que consequentemente contribuem para o bem-estar da sociedade. Portanto, o PSA se configura como uma forma de transferir bem econômico aqueles que de alguma forma colaboram para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (PAIVA SOBRINHO et al., 2019).

Outros projetos que podem ser incentivados são os Sistemas Agroflorestais (SAF), que são considerados uma alternativa viável para recuperação de áreas degradadas, principalmente porque promovem a biodiversidade (SOUZA et al., 2012; MARTINELLI et al., 2019), melhoram os serviços ecossistêmicos, como, a qualidade da água, do solo e potencializam o sequestro de carbono (JOSE, 2009; SOUZA et al., 2012), além de proporcionar ganhos econômicos ao longo dos anos, já que a diversidade das espécies promove a autonomia dos agricultores (SOUZA et al., 2012; MARTINELLI et al., 2019). Em pesquisa realizada por Carneiro et al. (2017), os autores puderam constatar os benefícios provenientes da adoção desse tipo de prática, principalmente no que se refere a recuperação e manutenção dos recursos hídricos.

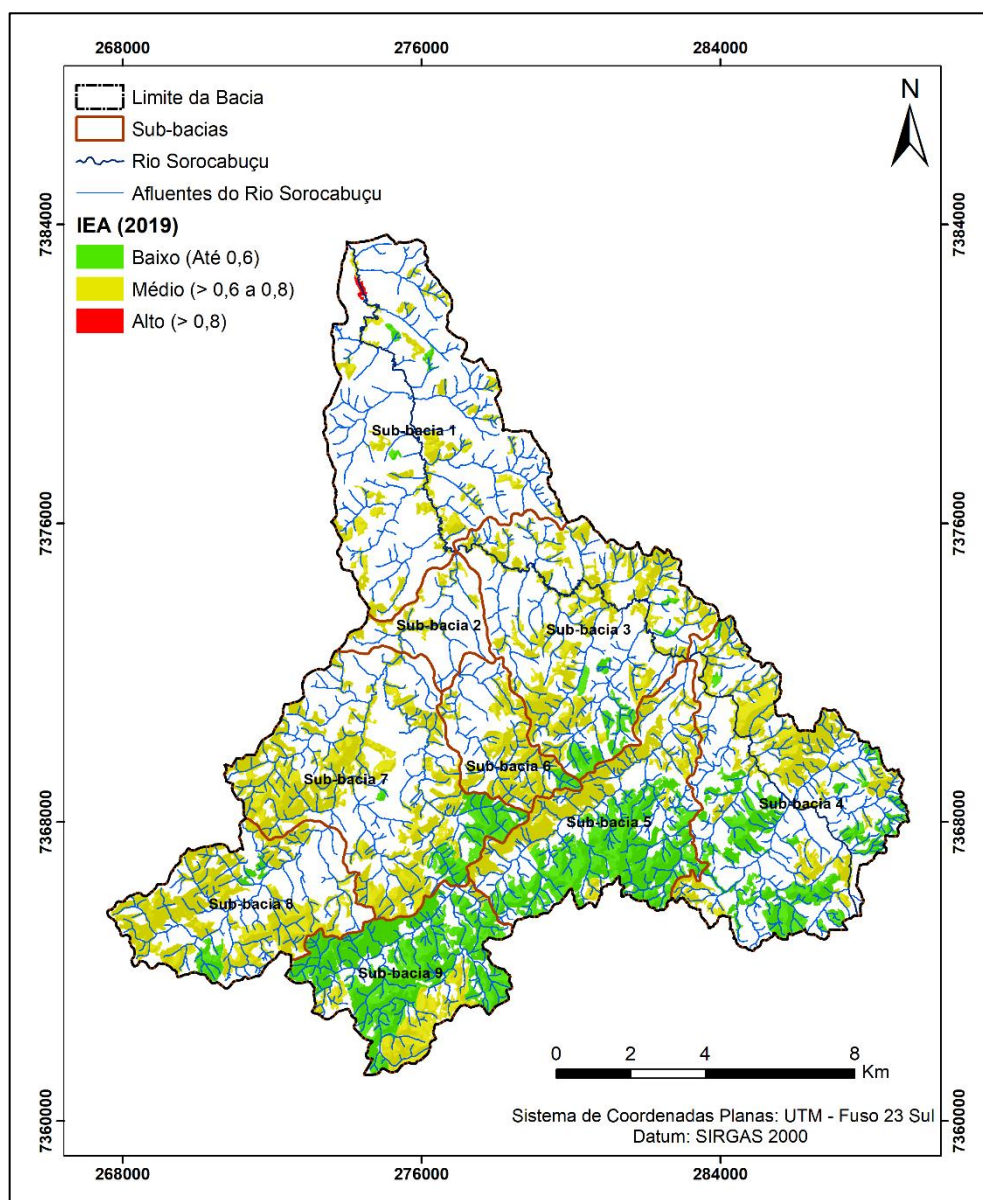
Na Figura 21 apresenta-se a espacialização dos fragmentos florestais em função do índice de exposição antrópica para o ano de 2010 e 2019, respectivamente.

Figura 21. Espacialização dos fragmentos florestais em função do IEA para o ano de 2010.



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 22. Espacialização dos fragmentos florestais em função do IEA para o ano de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

Em relação ao IEA existia apenas 1 fragmento florestal com alta exposição em 2010, que continuou em 2019. Em ambos os anos a exposição antrópica média foi a predominante, com 182 fragmentos (77,45%) em 2010 e 138 (70,77%) em 2019 (Figura 20C). Porém, observa-se que de 2010 para 2019 aumentou a quantidade de fragmentos classificados com baixa exposição, mas isso não significa que houve uma melhora na condição desses remanescentes florestais, o que deve ter ocorrido é que alguns fragmentos podem ter perdidos a borda que era irregular, aumentando sua circularidade, ou até mesmo porque reduziram o contato com atividades antrópicas em função da mudança da cobertura e uso da terra.

Algumas sub-bacias, como a 1, caracterizam-se pela presença marcante de atividades consideradas antrópicas, como culturas temporárias e áreas urbanizadas, subclasses que indicam uma alta interferência sobre os fragmentos e consequentemente sobre suas condições ambientais, favorecendo assim os impactos ambientais sobre os remanescentes florestais. Em 2019 em comparação com 2010, observa-se que nessa sub-bacia houve a redução de fragmentos na condição baixa exposição antrópica.

Dentre os fragmentos com baixa exposição, destacam-se aqueles que se encontram na sub-bacia 4, sub-bacia 5 e sub-bacia 9, em ambos os anos. Vale ressaltar que a sub-bacia 4 é onde prevalecem a silvicultura, que apesar de apresentar um peso menor dentre as atividades antrópicas, essa subclasse pode vir a contribuir para o comprometimento dos fragmentos, visto que há tendência de expansão dessa atividade, ou até mesmo a abertura de estradas para atender ao escoamento de produtos madeireiros.

Na Tabela 9 apresenta-se a matriz de julgamento, na qual a ordem de influência no processo de tomada de decisão foi o tamanho, IEA e isolamento. Observa-se que a taxa de consistência foi de 0,01 o que é considerado aceitável.

Tabela 9. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o IREFF.

Variável	Tamanho	IEA	Isolamento	Peso finais AHP
Tamanho	1	2	3	0,548
IEA	0,50	1	2	0,241
Isolamento	0,33	0,50	1	0,211

Taxa de consistência = 0,01

Fonte: adaptado de Saaty (1977) e Saaty (2013).

Na Tabela 10 apresenta-se a quantidade de fragmentos em função do risco de extinção. Observa-se que tanto para 2010 quanto para 2019 a classe alta e muito alta concentraram o maior número de fragmentos, que são aqueles referentes aos de tamanhos menores, como pode ser verificado na Figura 22 e Figura 23.

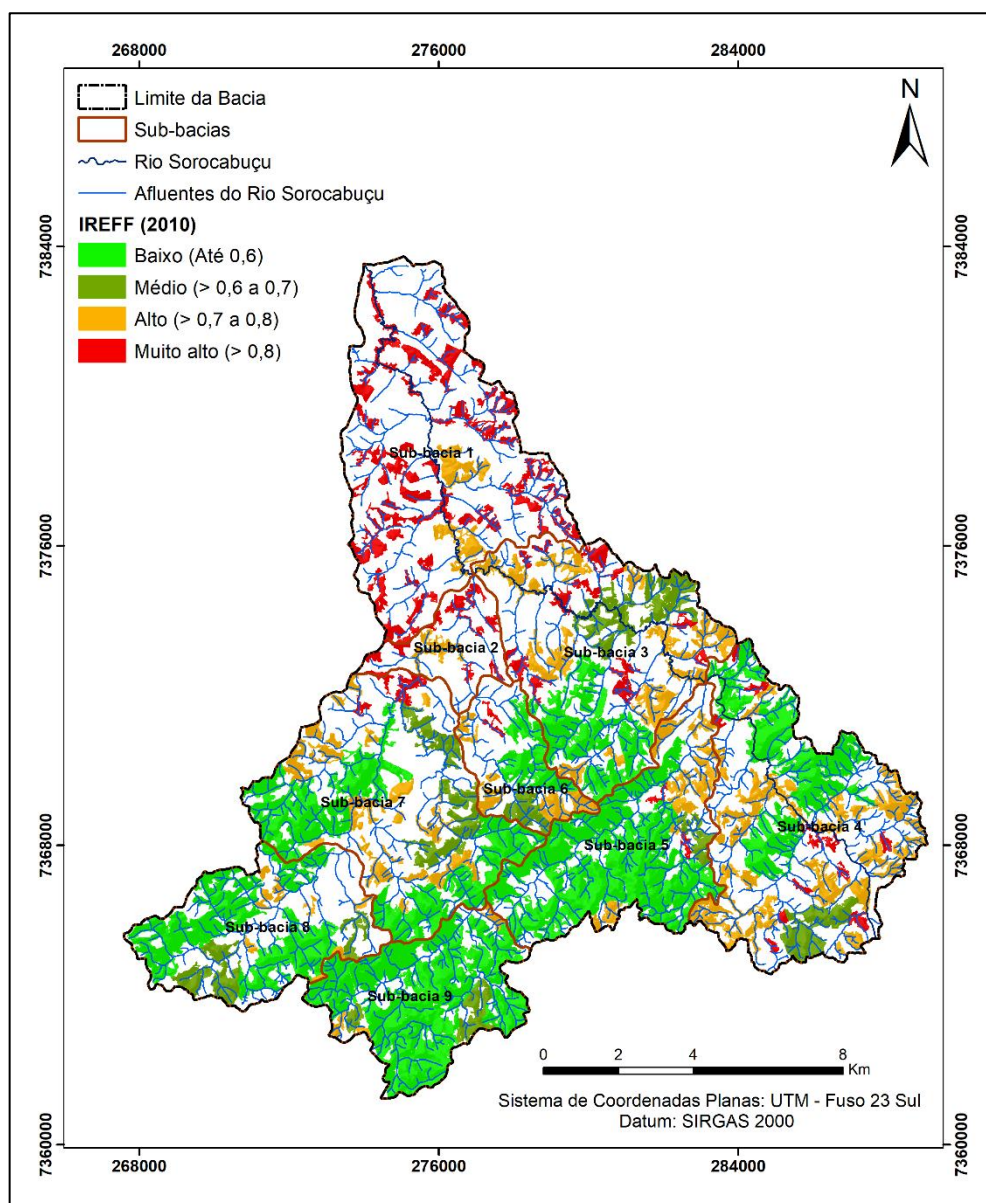
Tabela 10. Quantitativo dos fragmentos florestais em função do risco de extinção.

IREFF	2010		2019	
	Nº Fragmentos	%	Nº Fragmentos	%
Baixo	26	11,06	24	12,31
Médio	18	7,66	17	8,72
Alto	96	40,85	89	45,64
Muito alto	95	40,43	65	33,33
Total	235	100	195	100

Fonte: Elaborada pela autora.

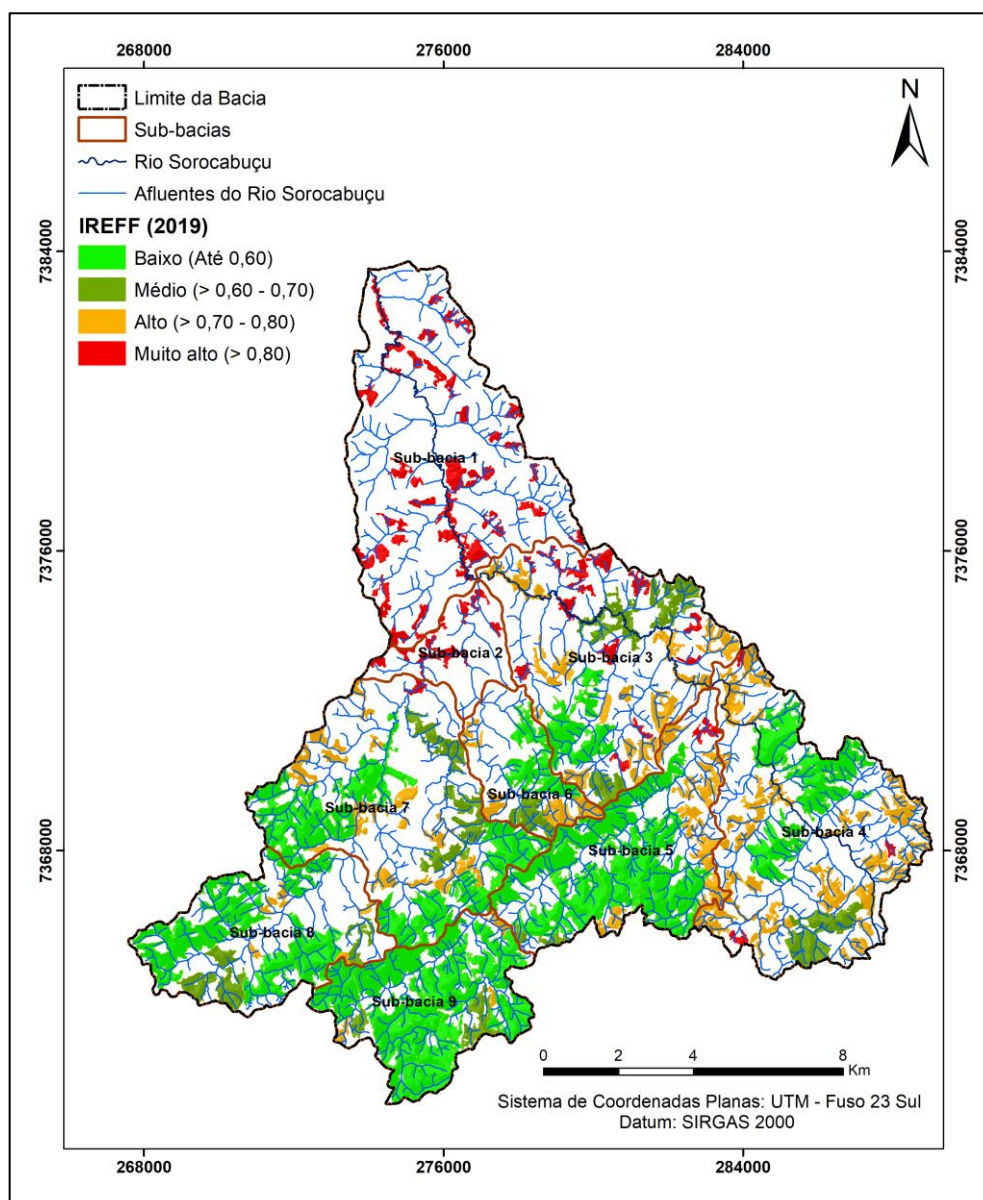
Na Figura 23 e Figura 24 tem-se a espacialização do IREFF para a BHRS para o ano de 2010 e 2019, respectivamente. O IREFF foi categorizado em quatro classes, sendo estas, baixo (até 0,6), médio (> 0,6 a 0,7), alto (> 0,7 a 0,8) e muito alto (>0,8). Até 0,6 observou-se que os fragmentos apresentaram uma estabilidade em relação ao seu valor, sofrendo apenas pequenas perdas de áreas ao longo da borda, principalmente. Os fragmentos que foram extintos apresentavam valores de IREFF predominantemente maiores que 0,7, porém, aqueles com valor acima de 0,8 foram os mais extintos nesse período, por isso o intervalo da classe alto e muito alto, respectivamente, foi definido com base nesses valores.

Figura 23. Espacialização do IREFF para o ano de 2010.



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 24. Espacialização do IREFF para o ano de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

Os fragmentos com risco de extinção alto encontravam-se em 2019 principalmente na sub-bacia 1. Já em relação a sub-bacia 9 pode-se afirmar que é aquela que menos poderá sofrer com o comprometimento dos seus fragmentos, pois os fragmentos predominantes são de tamanhos maiores, localizados em relevos mais acidentados.

Na Tabela 11 tem-se o quantitativo dos fragmentos extintos entre 2010 e 2019 em função da classe de IREFF, e a predição de extinção para 2029. As classes baixo e média não apresentaram nenhum fragmento extinto tanto para o período de 2010 a 2019 como para a predição de 2029, o que mostra que a metodologia aplicada é eficiente para prever os

fragmentos extintos e consequentemente propor medidas que sejam mais viáveis para evitar a supressão desses fragmentos.

Tabela 11. Quantitativo dos fragmentos extintos em função das classes do IREFF entre 2010 e 2019 e a predição para 2029.

IREFF	Nº Fragmentos 2010	Extintos entre 2010 e 2019	Nº Fragmentos 2019	Predição de extinção 2029
Baixo	26	0	24	0
Médio	18	0	17	0
Alto	96	14	89	4
Muito alto	95	26	65	24
Total	235	40	195	28

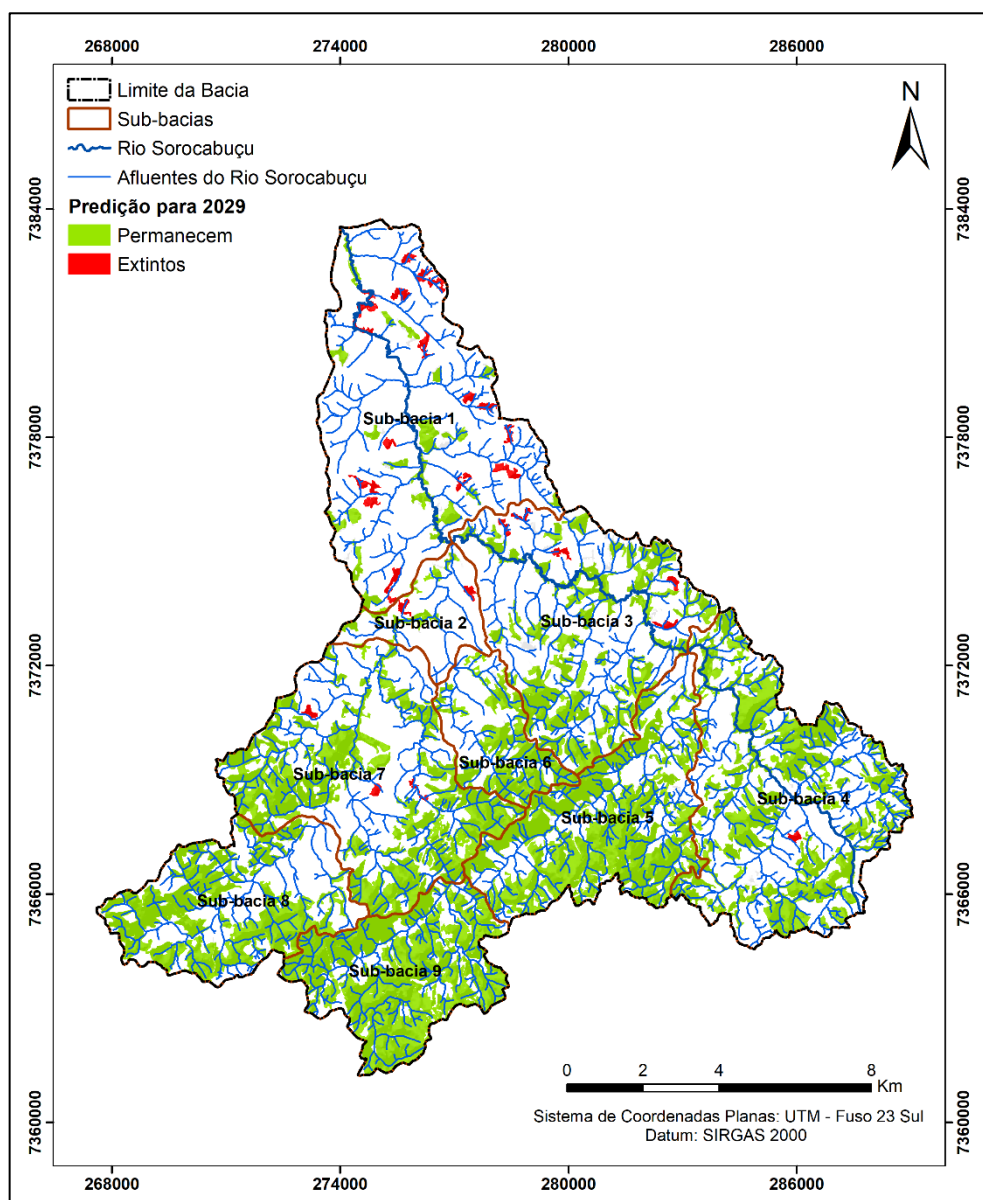
Fonte: Elaborada pela autora.

Como forma de auxiliar no manejo dos fragmentos evitando assim que sejam extintos, recomenda-se ter como base além da metodologia aplicada, um mapeamento de predição para anos futuros, já que os fragmentos pertencentes a categorização de alto e muito alto é um indicativo de extinção. Por meio do mapa de predição pode-se fazer uma priorização dos fragmentos que necessitam urgentemente de intervenção, dentre aqueles com risco de extinção.

O mapeamento de predição de extinção para o ano de 2029 é mostrado na Figura 25. Observa-se que há uma predominância na sub-bacia 1 de fragmentos que devem ser priorizados em um plano de manejo para evitar de serem extintos. A previsão é que dos 65 fragmentos pertencentes a classe muito alto, 24 (aproximadamente 37%) sejam extintos, destes, 15 (53,57%) estão nessa sub-bacia 1 (Tabela 11).

A sub-bacia 1, como mostrado no mapeamento de cobertura e uso da terra para o ano de 2019, apresenta-se com o maior percentual de atividades antrópicas, fatores impulsionadores da transformação da paisagem. Apesar dos fragmentos mais propícios serem de tamanhos pequenos, vale ressaltar que sua extinção acarreta o comprometimento de fragmentos maiores, principalmente por se configurarem como trampolins ecológicos, além de servir de estratégia para a conectividade florestal (SILVA; SOUZA, 2014).

Figura 25. Mapeamento da predição de extinção de fragmentos para o ano de 2029.



Fonte: Elaborada pela autora.

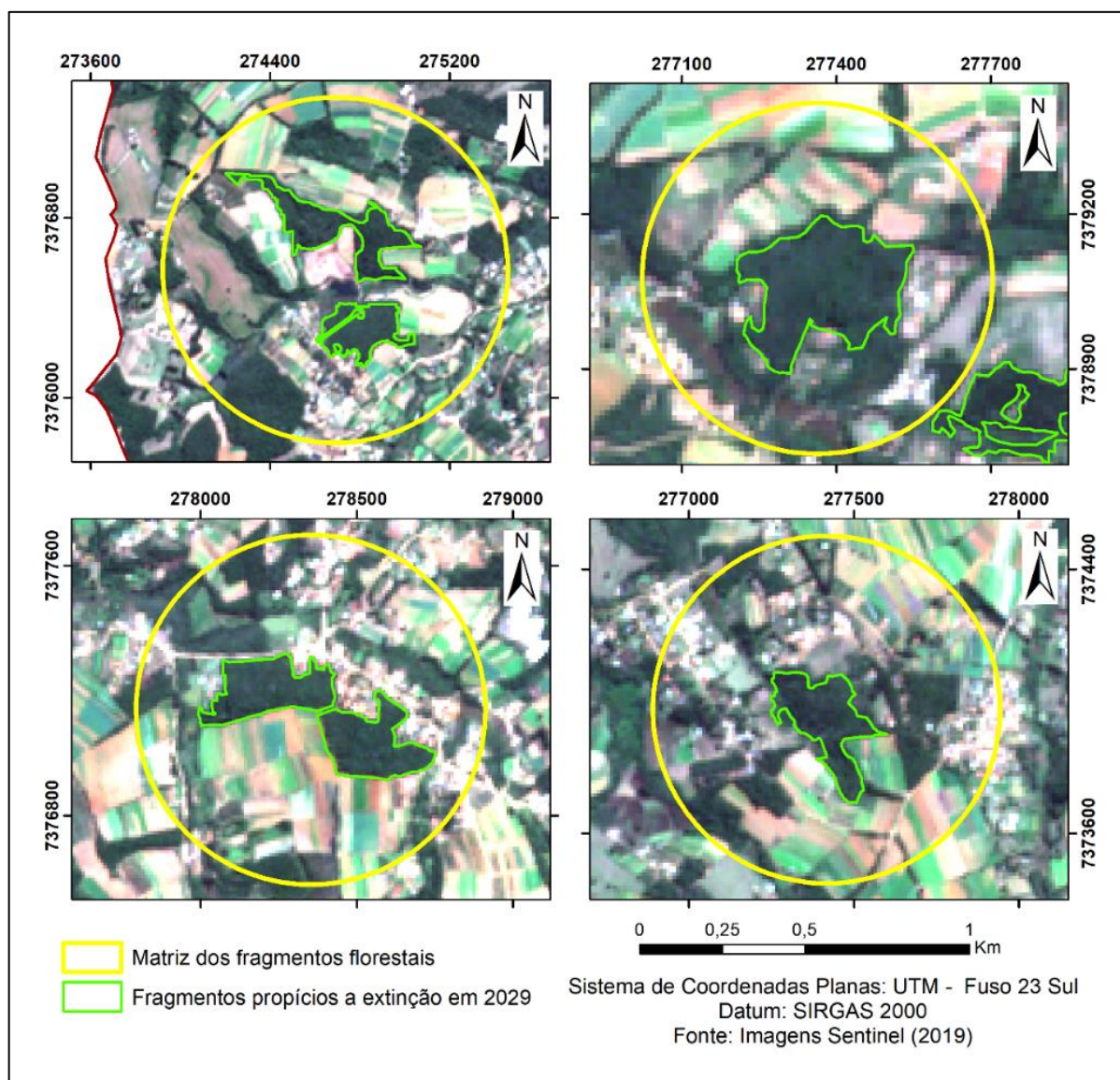
Vale ressaltar que na modelagem do risco de extinção levou-se em consideração apenas a desaparecimento dos fragmentos em sua totalidade, sem considerar a perda de área daqueles que ao longo de sua borda sofrem com o desmatamento, que na maioria das vezes ocorre lentamente, mas é comprometedora da qualidade ambiental.

Importante atentar-se que mesmo a predição para 2029 não indicar um número maior de extinção de fragmentos identificados como muito altos, a maioria destes podem ser extintos, caso na bacia continue a dinâmica da transformação na paisagem baseada em atividades antrópicas, ao invés da recomposição florestal das áreas degradadas. Além disso, a predição é obtida com o suporte apenas de mapeamentos de cobertura e uso da terra, servindo apenas com

auxílio no direcionamento a ser tomado, mas não isenta a necessidade de monitoramento dos fragmentos.

Na Figura 26 apresenta-se o destaque de alguns fragmentos florestais com o risco de extinção até 2029. Observa-se que o fator preponderante são as atividades antrópicas ao seu entorno, principalmente as culturas temporárias, que acarretam pressão sobre esses fragmentos e consequentemente na sua vulnerabilidade a extinção.

Figura 26. Destaque de alguns fragmentos florestais sujeitos a extinção até 2029.



Fonte: Elaborada pela autora.

Pirovani et al (2014) e Thiago, Magalhães e Santos (2020) defendem que se tenha um plano de ação para auxiliar na manutenção dos fragmentos pequenos, o que pode ser feito por

meio de planos de manejo voltados para a expansão da sua área e conectividade com outros remanescentes florestais.

Complementar a isso Benchimol et al. (2017) relatam a importância da participação de propriedades particulares em projetos voltados a conservação florestal de áreas muito fragmentadas, já que estas podem contribuir para o aumento da diversidade e funcionalidade dos fragmentos florestais, tornando os benefícios duradouros.

A necessidade de conservação dos fragmentos florestais está ligada a diversos aspectos, dentre eles a de manutenção de habitat para os polinizadores, já que a sobrevivência de algumas espécies está ligada diretamente aquelas que são polinizadoras (MARIOT et al., 2014). Porém, segundo Laurence et al. (2011) a fragmentação da floresta vai além das interferências na biodiversidade e nas interações entre as espécies, pois funções essenciais como o ciclo hidrológico e a ciclagem de nutrientes são afetadas. Dentre as principais mudanças pode se destacar aquelas relacionadas a biomassa vegetal e ao sequestro de carbono.

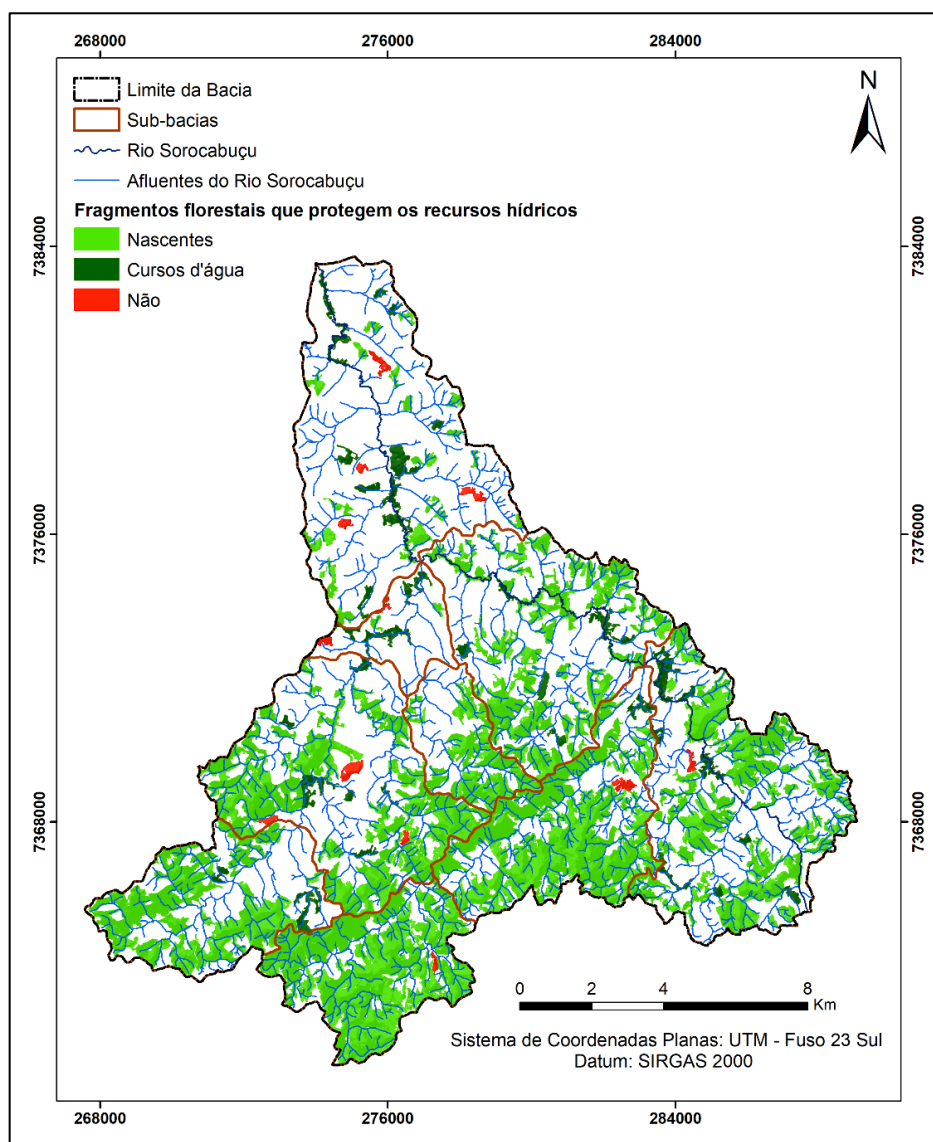
Outro fator importante e que deve ser considerado na fragmentação é que à medida que esta ocorre, mais propícios os fragmentos se tornam a invasão de plantas exóticas, comprometendo assim a sobrevivência das espécies nativas, o que vai ocasionar na intensificação da perda de biodiversidade e no isolamento (SILVA; SOUZA, 2014).

No geral, a metodologia proposta para identificação dos fragmentos suscetíveis ao risco de extinção se mostrou adequada, já que leva em consideração fatores importantes no que diz respeito ao comprometimento dos fragmentos florestais como tamanho, isolamento e as características da matriz por meio da utilização do índice de efeito de borda. Portanto, o IREFF pode ser uma importante ferramenta para auxiliar nos projetos de manejo para os gestores públicos.

6.4. Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais (ISFF)

Os fatores da variável conservação, sendo estes, fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos, área central e forma são apresentados nas Figuras 27, 28 e 29, respectivamente.

Figura 27. Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos.



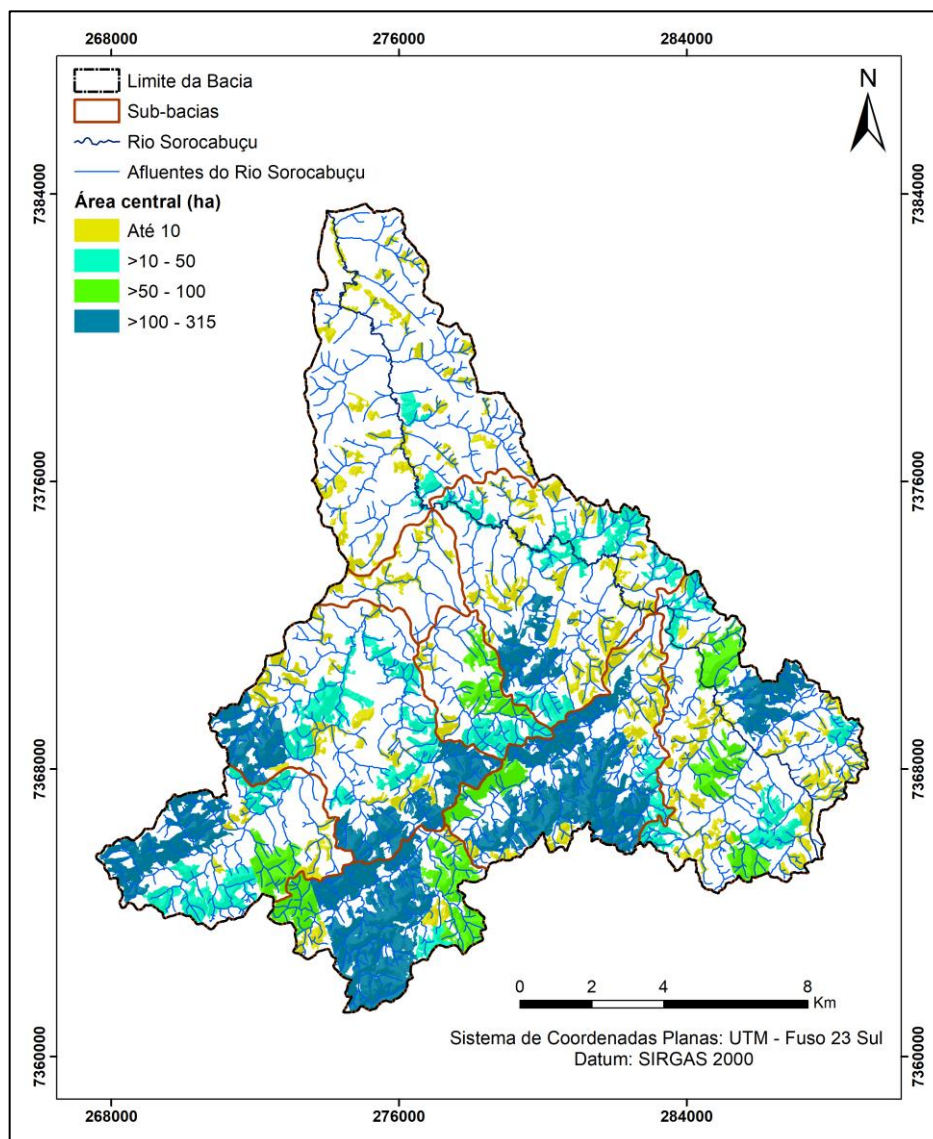
Fonte: Elaborada pela autora.

Nota-se na Figura 27 que a maioria dos fragmentos servem de proteção para as nascentes, o que corresponde a 141 dos fragmentos. 41 fragmentos protegem os cursos d'água sem proteger as nascentes e apenas 13 não estão associados a nascentes nem a cursos d'água.

Os fragmentos que servem de proteção para os recursos hídricos correspondem a 93%, fato que se torna relevante mediante os benefícios que a proximidade dos recursos hídricos à floresta traz ao habitat. Segundo Molin et al. (2018) a proximidade com curso d'água ajuda na regeneração natural da floresta, somado a isso Rodrigues e Chiarello (2018) relatam a importância para espécies da fauna, pois esses autores constataram que mesmo as florestas que se encontram em estágio de degradação, mas que estejam próximas ao curso d'água, isto será fundamental para sobrevivência das espécies da fauna. Porém, importante também salientar que

as florestas nativas reduzem a erosão laminar e consequentemente o assoreamento dos rios (LIMA; FERREIRA; FERREIRA, 2020).

Figura 28. Área central dos fragmentos florestais.

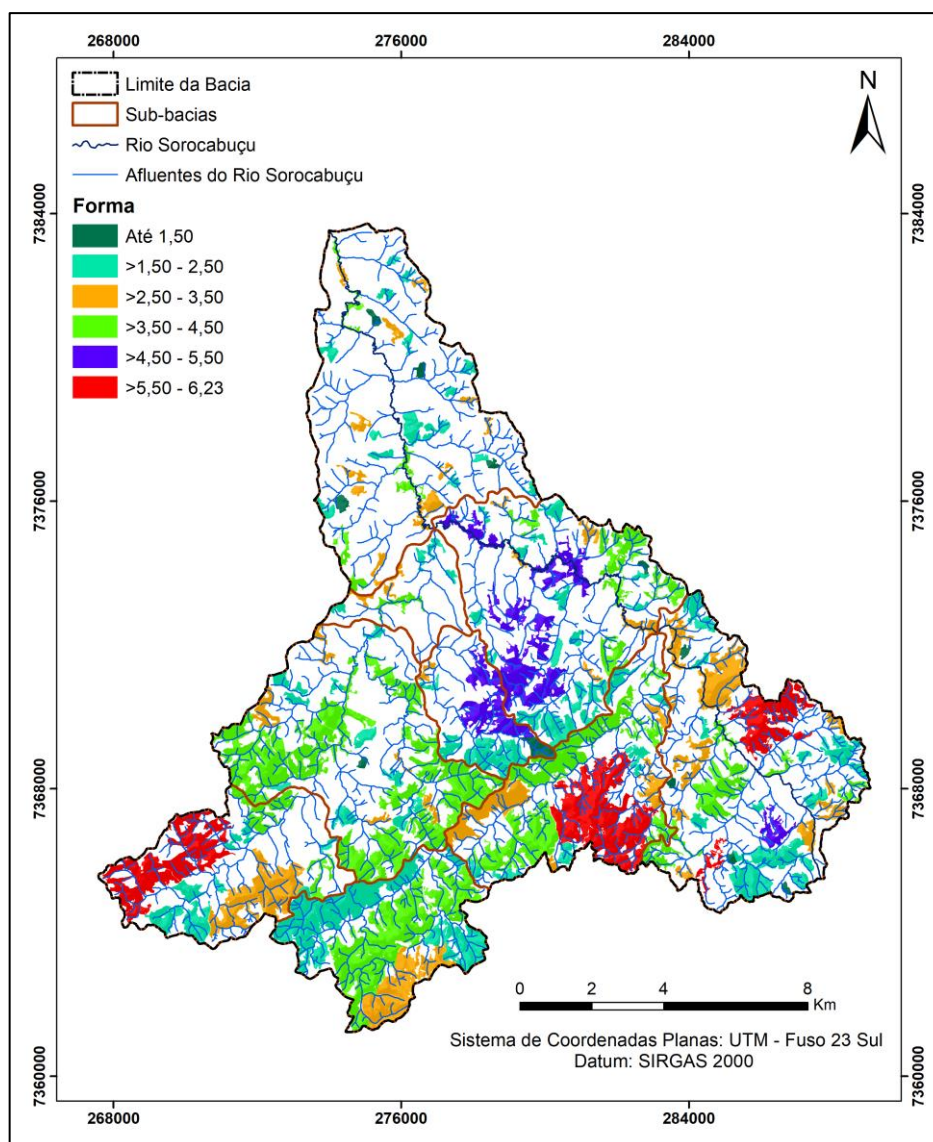


Fonte: Elaborada pela autora.

Aproximadamente 73% dos fragmentos apresentam área central menor de até 10 ha e apenas 12 fragmentos (cerca de 6%) têm área central maior que 100 ha e, o máximo de área observada foi de 315 ha (Figura 28). A área central é uma medida que serve de parâmetro para a saber a qualidade do fragmento, já que por meio dela pode-se saber o quanto de área efetiva existe (VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2011). Nesse sentido, em fragmentos que têm área central pequena há o comprometimento da sua conservação, já que há uma diminuição da capacidade de realização das funções ecossistêmicas (SILVA; SOUSA, 2014).

A área central dos fragmentos é reflexo do seu tamanho, já que a maioria dos fragmentos são de tamanho pequeno e médio, o que totaliza 161 fragmentos. Portanto, quando se obtém a área central, os fragmentos de menor tamanho se tornam a maioria. Nesse sentido, quanto maior o tamanho do fragmento, maior a capacidade de sustentabilidade, uma vez que, melhores serão as condições de manutenção da biodiversidade.

Figura 29. Forma dos fragmentos florestais.



Fonte: Elaborada pela autora.

A forma dos fragmentos é uma das métricas da ecologia da paisagem mais estudadas, visto que, por meio das suas características é possível saber se um fragmento é mais suscetível ou não ao efeito de borda, porém ao analisá-la de maneira conjunta com o tamanho é possível

entender muito mais que apenas a pressão antrópica o qual o fragmento está sujeito, mas o quanto o efeito de borda vai impactar o habitat.

Verifica-se na Figura 29 que os fragmentos com forma mais circular geralmente são aqueles de menor tamanho, enquanto os de maiores tamanhos tendem a apresentar formas mais irregulares. Estes resultados são similares aos encontrados por Abdalla e Cruz (2015) ao analisarem fragmentos florestais situados na APA do Rio São João, Rio de Janeiro.

Segundo Martins et al. (2018) e Abdalla e Cruz (2015), embora os remanescentes de tamanhos maiores apresentem formas mais complexas, ainda assim, são os que oferecem melhores condições para a manutenção da qualidade dos fragmentos, pois a área de influência do efeito de borda será menor do que em um fragmento pequeno, o que consequentemente proporcionará uma área interna mais protegida.

Thiago, Magalhães e Santos (2020) afirmam que quanto maior o tamanho do fragmento mais irregular este será, porém mesmo os fragmentos maiores se encontrando mais irregulares comparados aos pequenos, quem apresentará o maior efeito de borda serão os pequenos, em função de possuir as menores áreas. Silva et al. (2015) consideram que o tamanho do fragmento vai impactar negativamente os serviços ecossistêmicos, porém esse impacto vai ser menor nos fragmentos maiores, pois independente da forma, são as maiores áreas que apresentam vantagens para manutenção da sustentabilidade, já que segundo Abdalla e Cruz (2015) os fragmentos maiores têm a possibilidade de compensar o efeito de borda.

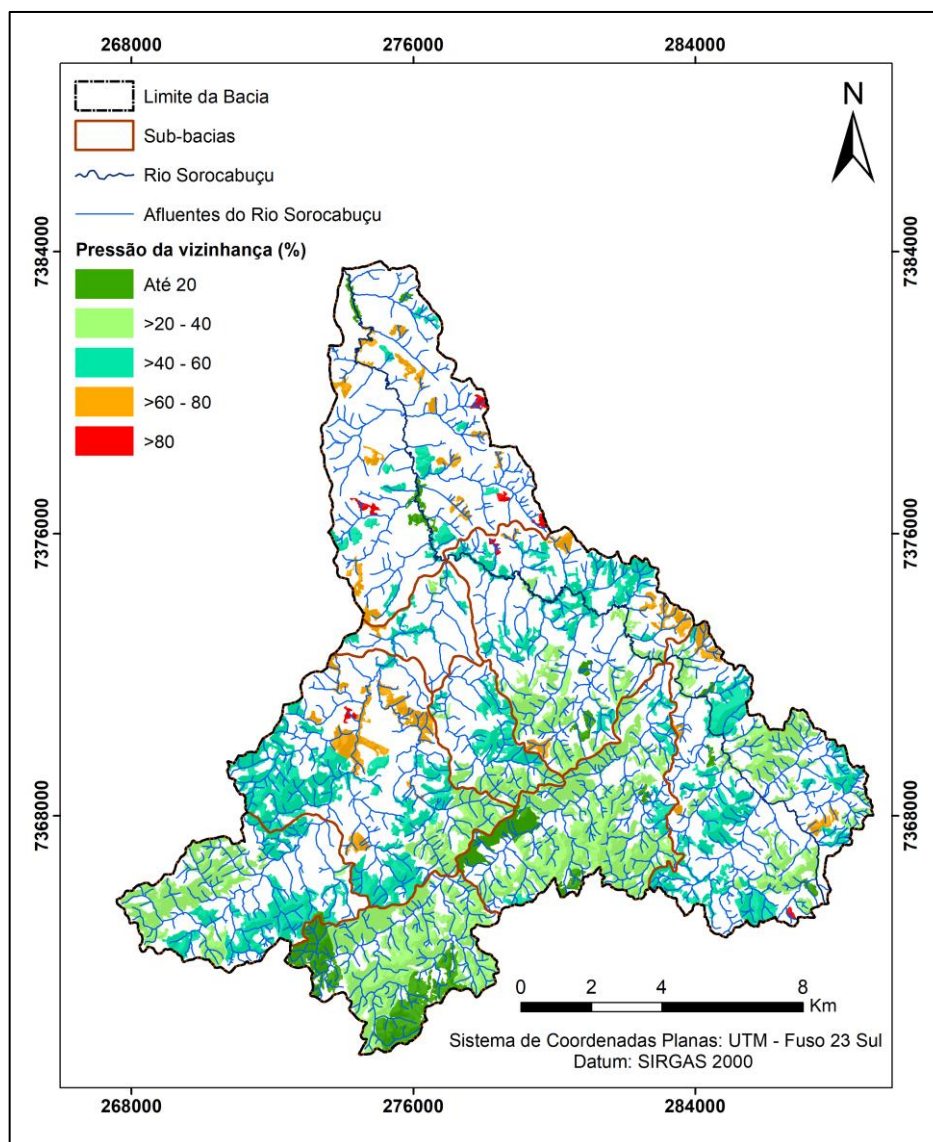
Um dos fatores que podem explicar essa irregularidade dos fragmentos maiores na bacia é o fato de se encontrarem rodeados por atividades antrópicas, sobretudo de culturas agrícolas, as quais tendem a se expandir ocupando áreas de florestas, mas pode-se supor também que a maioria desses fragmentos foram sendo desmatados até a um limite que a declividade permitiu, ao ponto que suas formas se tornaram predominantemente irregulares, ou seja, essa predominância de fragmentos mais alongados, além de fatores antrópicos, pode ter influência da topografia ou até mesmo das redes de drenagem.

Os fatores da variável antrópica, pressão da vizinhança, densidade de estradas e zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais são apresentadas na Figura 30, Figura 31 e Figura 32, respectivamente.

Observa-se na Figura 30 que apenas fragmentos pequenos ou médios apresentam uma pressão da vizinhança acima de 60%, o que implica na baixa sustentabilidade desses fragmentos. Vale ressaltar, assim como existem fragmentos menores que se encontram sob uma pressão maior, há aqueles que também estão sob uma menor pressão, o mesmo vale para os fragmentos maiores. Ou seja, independentemente do tamanho, os fragmentos podem ser mais

vulneráveis ou não ao comprometimento da sua sustentabilidade, a depender da composição da sua matriz.

Figura 30. Pressão da vizinhança.



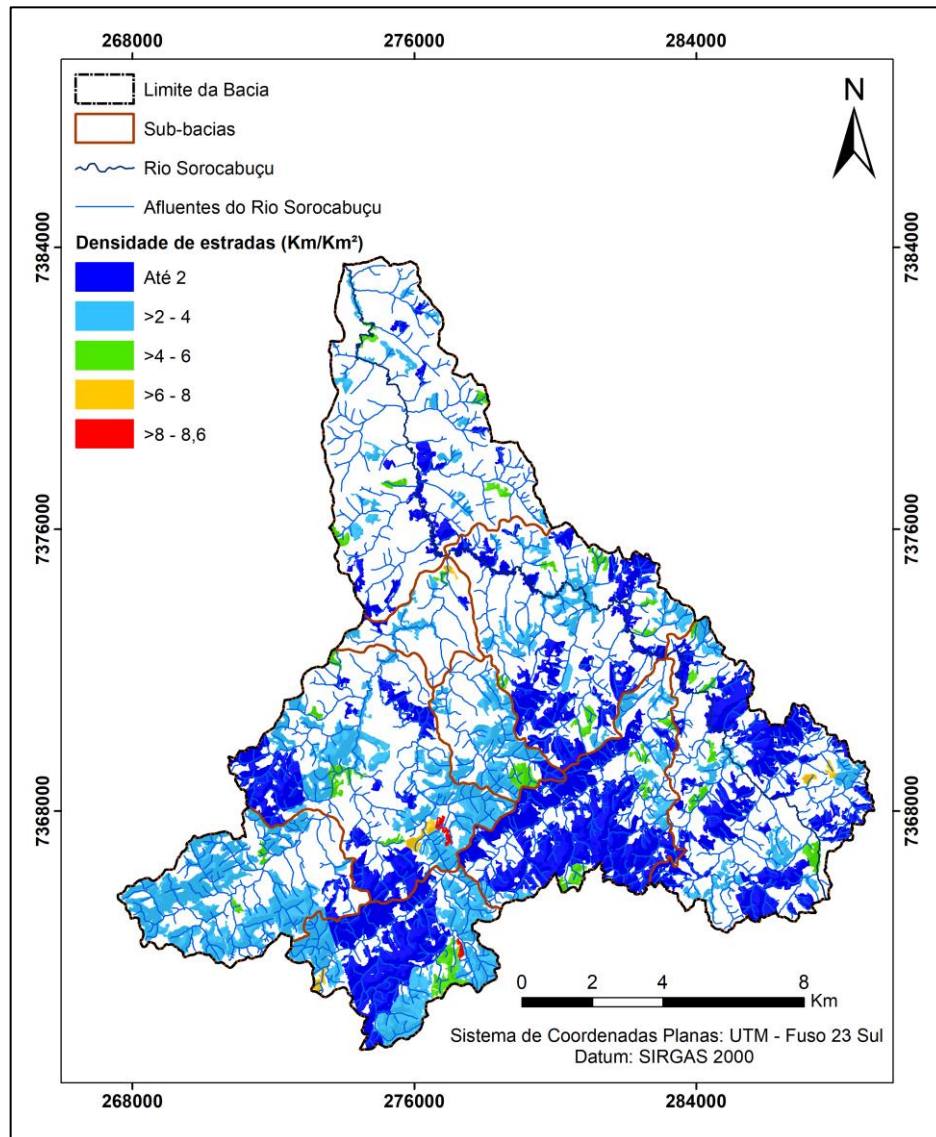
Fonte: Elaborada pela autora.

A região de fronteira está sujeita a uma maior pressão antrópica e consequentemente maior será o impacto sobre dinâmica dos fragmentos florestais (MARTINS et al., 2018). Claro, que no contexto geral, os fragmentos mais pressionados são aqueles que a matriz do fragmento é em sua maioria composta por agricultura, que tendem a suprimir a vegetação nativa, pois a matriz se torna fundamental para a sustentabilidade dos fragmentos.

De acordo com Driscoll et al. (2013), a matriz influencia na dinâmica das espécies nas paisagens fragmentadas de três formas: na persistência, na disponibilidade de recursos e nas

condições abióticas. Portanto, esses autores consideram que modificar a matriz será a melhor maneira de conservar a biodiversidade.

Figura 31. Densidade de estradas.



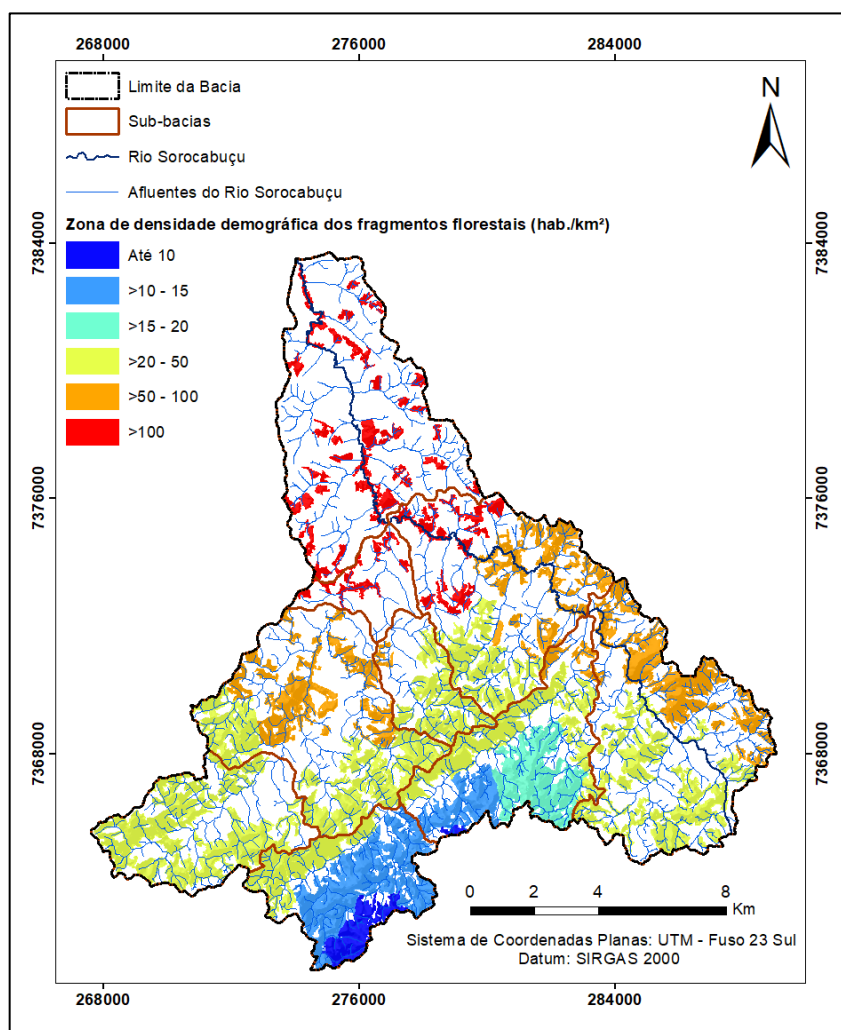
Fonte: Elaborada pela autora.

Quanto a densidade de estradas apresentada na Figura 31, constatou-se que os fragmentos de tamanho grande e muito grande apresentam baixo impacto em função das estradas, já que o valor máximo observado para estes é de até 4 km/km², porém é importante destacar que também muitos fragmentos pequenos se enquadram nessa condição. Quando se trata de fragmentos maiores, isto está relacionado principalmente a sua localização, geralmente situados em declividades mais acentuadas, que não favorecem a implantação de estradas.

Já em relação aos fragmentos pequenos, muitas das estradas que os atravessam ou os circundam são resultantes do processo de fragmentação. Verifica-se também que existe apenas fragmentos pequenos com as maiores densidades (de 6 a 8,6 km/km²), o que vai implicar em maiores danos a qualidade do habitat, diminuindo assim sua capacidade de sustentabilidade.

Há um consenso na literatura que fatores antrópicos como, estradas, tendem a provocar maiores danos a vegetação. Boussougou, Brou e Valimba (2018) em estudo realizado na reserva de Pugu e Kazimzumbwi no Sudeste da Tanzânia, verificaram que um dos fatores que contribuíram para a degradação florestal foi a proximidade de estradas. Segundo Sayer et al. (2012), a expansão das estradas contribui para o aumento da fragmentação florestal, além de facilitar o acesso à área de floresta para caça e extração de madeira.

Figura 32. Zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais.



Fonte: Elaborada pela autora.

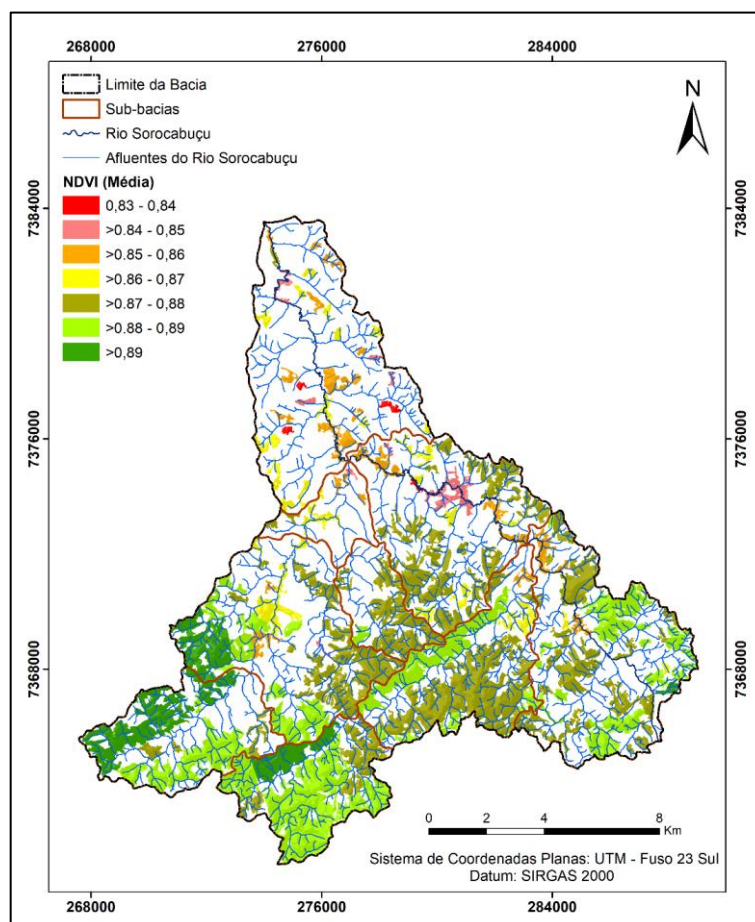
Na Figura 32 mostra-se a zona de densidade demográfica em que os fragmentos florestais pertencem, onde é possível analisar que os fragmentos predominantemente situados

ao norte da bacia são os que encontram nas zonas com os maiores valores, ou seja, acima de 100 habitantes/km², considerados pelo IBGE (2010b) densidades elevadas. Já os fragmentos que se encontram em zona de densidades mais baixas localizam-se ao sul e sudoeste, com até 15 habitantes/km². Esses resultados são condizentes com a realidade da bacia, pois as áreas urbanas, tendem a apresentar maior adensamento populacional, que no caso, é a região situada principalmente ao norte da bacia.

Celentano et al. (2018) constataram em um estudo realizado em terras indígenas, que área considerada mais adensada foi a que apresentou maior desmatamento. Em um levantamento realizado por Siteo, Salomão e Wertz-Kanounnikoff (2012) em Moçambique verificaram que entre os fatores motivadores da perda florestal destaca-se a densidade demográfica, portanto, zonas mais adensadas tendem a apresentar maior pressão sobre os fragmentos florestais, contribuindo assim para a supressão desses remanescentes.

Na Figura 33, Figura 34 e Figura 35 são apresentados os fatores da variável biofísica, NDVI, NDWI e SAVI, respectivamente.

Figura 33. NDVI dos fragmentos florestais.

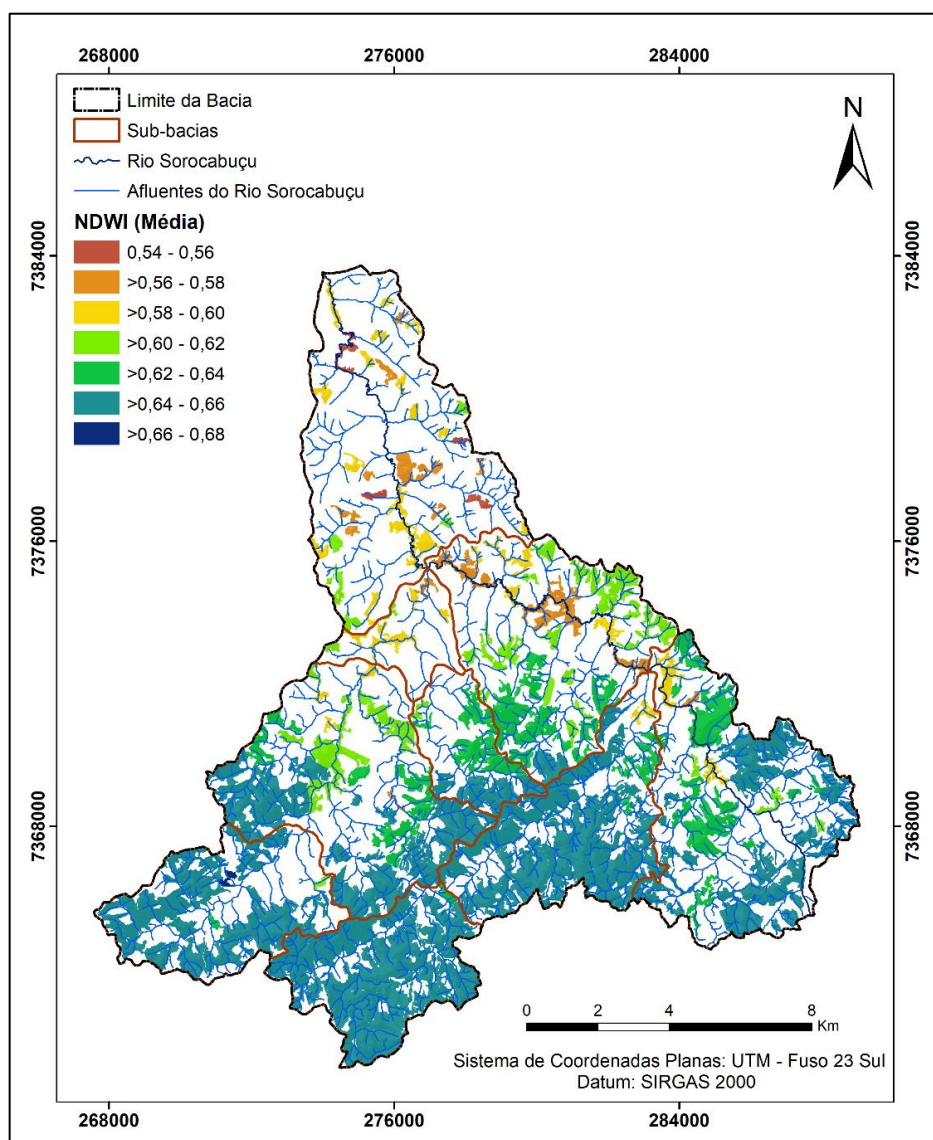


Fonte: Elaborada pela autora.

Observa-se na Figura 33 que a média do NDVI variou de 0,83 a 0,89. O menor intervalo verificado foi de 0,83 a 0,84 que corresponde a fragmentos florestais pequenos. No entanto, este tipo de fragmento encontra-se em todos os intervalos, sendo contabilizado apenas um com o valor acima de 0,89, ou seja, com o maior vigor vegetativo.

Os fragmentos maiores são os que geralmente apresentaram os maiores valores, de 0,87 até acima de 0,89. Porém, vale destacar que independentemente do tamanho dos fragmentos florestais, estes podem apresentar diferentes condições de qualidade da vegetação, pois existem fragmentos na bacia que mesmo apresentando uma pequena área, foi constatado em trabalho de campo que a vegetação apresentava, por exemplo, um estágio sucessional avançado, em que a mata se encontrava mais fechada e com elevada biodiversidade de espécies da flora.

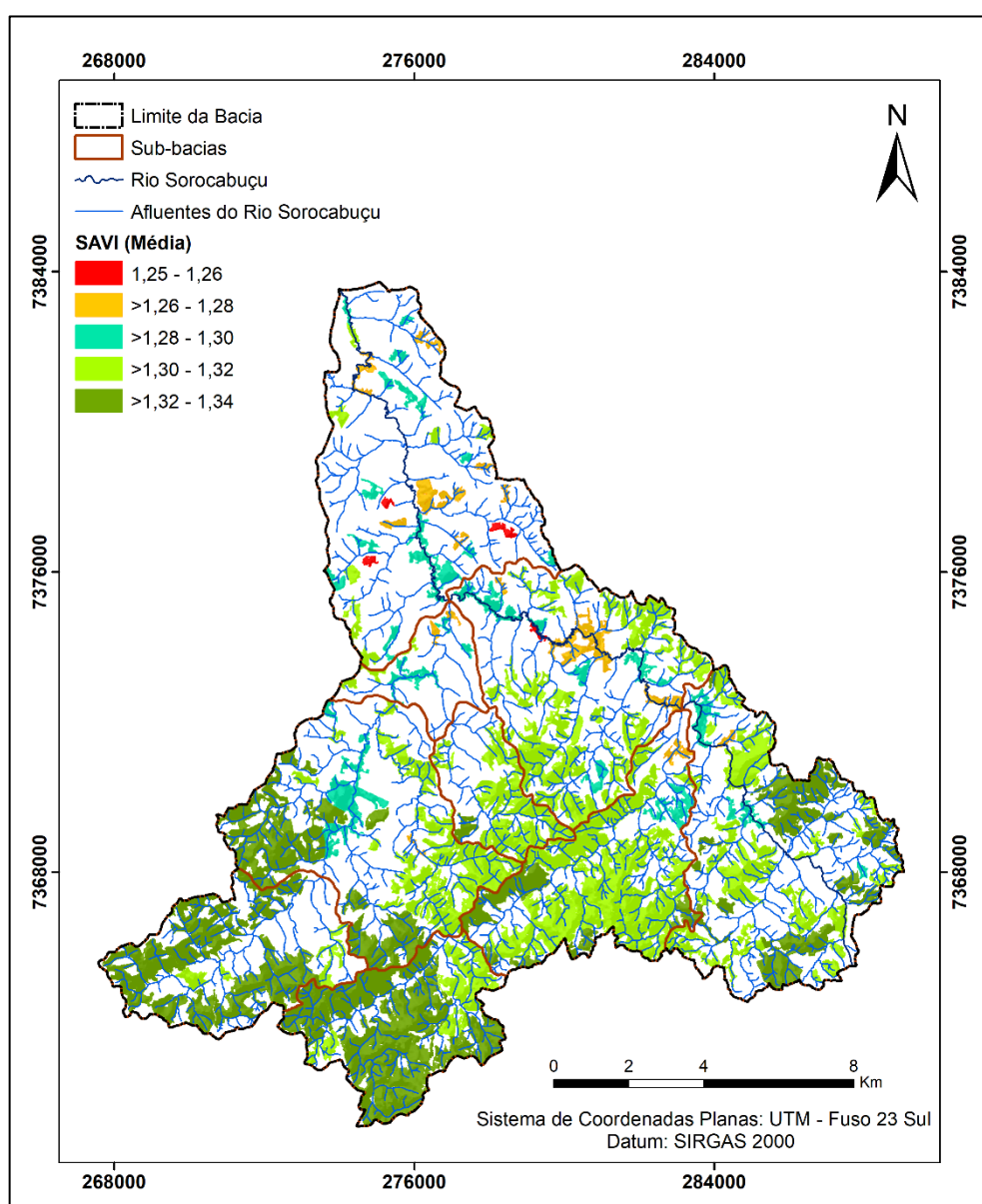
Figura 34. NDWI dos fragmentos florestais.



Fonte: Elaborada pela autora.

Quanto ao NDWI, o mínimo foi de 0,54 e máximo de 0,68 (Figura 34). Nota-se que os valores mais altos se destacam para os fragmentos situados de sudeste a sudoeste da bacia, pois nesses locais é onde há uma maior precipitação, o que, portanto, vai indicar uma vegetação com maior conteúdo de água. Além da pluviosidade, o adensamento vegetacional dessas regiões também pode contribuir para a manutenção e concentração da umidade. Pode-se observar um contraste com os fragmentos localizados mais ao norte da bacia em que na sua maioria os valores não passam de 0,60.

Figura 35. SAVI dos fragmentos florestais.



Fonte: Elaborada pela autora.

O SAVI, Figura 35, apresentou um escore de 1,25 a 1,34. Nota-se que os fragmentos menores, situados principalmente ao norte da bacia, são os que apresentam os valores de SAVI mais baixos, o que indica uma maior influência da vizinhança sobre esses fragmentos, já que são fragmentos circundados por atividades agrícolas, no qual há constantemente a presença de solo exposto e, por apresentarem um menor tamanho, a interferência da reflectância do solo nesse índice pode ser mais evidente.

No contexto geral para os índices de vegetação o que se pode afirmar é que mesmo fragmentos pequenos podem apresentar uma boa qualidade vegetal em relação ao vigor. Diversos fatores vão contribuir para a resposta espectral da vegetação, uma delas é precipitação, pois segundo Souza et al. (2018a), quanto menor a precipitação, menor o vigor da vegetação. Mas além disso, deve-se considerar a interferência antrópica, já que quanto menos pressionado o fragmento, melhor será sua saudabilidade.

Na Tabela 12 tem-se as variáveis de conservação, antrópica e biofísica e seus respectivos fatores, além das classes e os pesos obtidos na AHP. Vale ressaltar que para o fator forma, como verificou-se que os fragmentos grandes e muito grandes apresentam formas predominantemente irregulares, então a estes foram atribuídos os maiores pesos da AHP, já que independente da forma quanto maior o tamanho dos fragmentos melhores serão as condições para sustentabilidade do habitat. Já para os demais fragmentos os pesos foram atribuídos de acordo com a classe de intervalo da forma, uma vez que, apresentam diversos formatos, principalmente os de formatos mais circulares, ou seja, os menores pesos foram atribuídos, sobretudo, aos formatos que tendem a ser mais circulares, que consequentemente representam os fragmentos menores. Em algumas exceções, como, para fragmentos muito pequenos que apresentavam forma muito irregular, atribuíram-se pesos menores, baseando-se nos fragmentos com características semelhantes.

Tabela 12. Composição da variável conservação, antrópica e biofísica e os pesos obtidos na AHP.

Variável	Fator	Classes	Pesos AHP
Conservação	Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos	Fragmento que protege as nascentes	0,581
		Fragmento que protege o curso d'água, mas não as nascentes	0,309
		Não existe curso d'água nem nascente associado ao fragmento	0,110
	Área central (ha)	>100	0,532
		>50 - 100	0,288
		>10 - 50	0,112
		Até 10	0,067

Variável	Fator	Classes	Pesos AHP
	Forma	Se fragmento de tamanho muito grande	0,375
		Se fragmento de tamanho grande	0,246
		>5,5	0,375
		>4,5 – 5,5	0,246
		>3,5 – 4,5	0,158
		>2,5 – 3,5	0,118
		>1,5 – 2,5	0,062
		Até 1,5	0,042
Antrópica	Pressão da vizinhança (%)	Até 20	0,327
		>20 - 40	0,227
		>40 - 60	0,157
		>60 - 80	0,108
		>80	0,073
	Pressão das estradas - Densidade de estradas (km/km ²)	Até 2	0,418
		>2 - 4	0,290
		>4 - 6	0,173
		>6 - 8	0,079
		>8	0,040
	Zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais (habitantes/km ²)	Até 10	0,437
		>10 - 15	0,217
		>15 - 20	0,143
		>20 - 50	0,109
		>50 - 100	0,057
		>100	0,038
Biofísica	NDVI	>0,89	0,347
		>0,88 - 0,89	0,246
		>0,87 - 0,88	0,156
		>0,86 - 0,87	0,108
		>0,85 - 0,86	0,068
		>0,84 – 0,85	0,044
		Até 0,84	0,030
	SAVI	>1,32	0,327
		>1,30 - 1,32	0,227
		>1,28 -1,30	0,157
		>1,26 -1,28	0,108
		Até 1,26	0,073
	NDWI	>0,66	0,347
		>0,64 - 0,66	0,246
		>0,62 - 0,64	0,156
		>0,60 - 0,62	0,108
		>0,58 - 0,60	0,068
		>0,56 – 0,58	0,044
		Até 0,56	0,031

Fonte: Elaborada pela autora.

A matriz de julgamento é apresentada na Tabela 13, em que a ordem de priorização definida conforme especialista foi: variável conservação, antrópica e biofísica. O valor da taxa de consistência foi de 0,01, que se encontra dentro da margem aceitável.

Tabela 13. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o ISFF.

Variável	Conservação	Antrópica	Biofísica	Peso finais AHP
Conservação	1	2	3	0,548
Antrópica	0,50	1	2	0,241
Biofísica	0,33	0,50	1	0,211

Taxa de consistência = 0,01

Fonte: Elaborada pela autora.

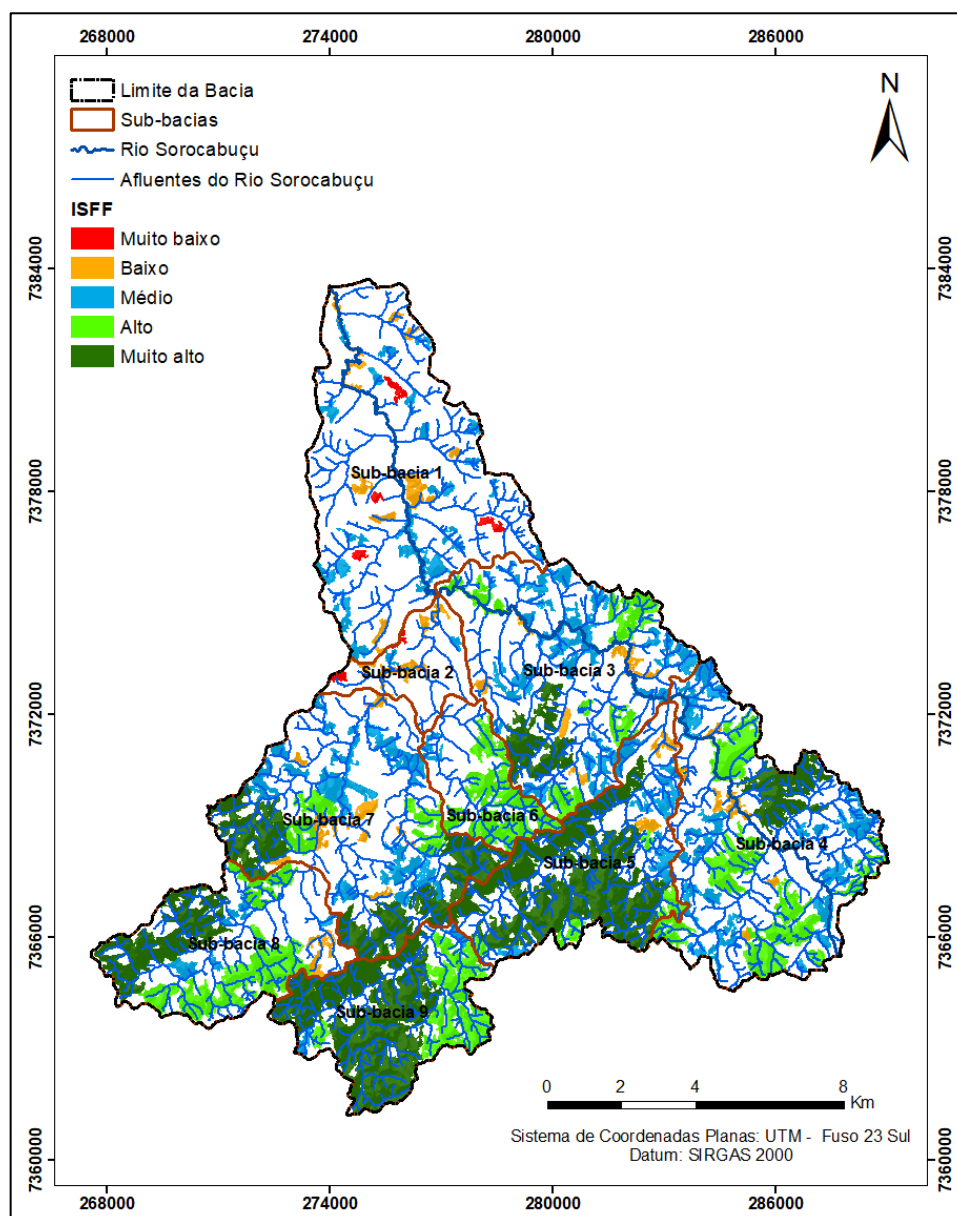
Na Tabela 14 é apresentado o quantitativo dos fragmentos florestais em função do ISFF. Na Figura 36 tem-se a espacialização do ISFF, no qual foram definidos em cinco classes, muito baixo (Até 0,2), baixo (>0,2 a 0,4), médio (>0,4 a 0,6), alto (>0,6 a 0,8) e muito alto (acima de 0,8).

Tabela 14. Quantitativo dos fragmentos florestais em função da classe do ISFF.

Classe do ISFF	Classe de tamanho dos fragmentos	Quantidade de fragmentos por tamanho	Fragmentos
Muito baixo	Pequeno	6	7
	Médio	1	
	Grande	0	
	Muito grande	0	
Baixo	Pequeno	28	38
	Médio	10	
	Grande	0	
	Muito grande	0	
Médio	Pequeno	43	97
	Médio	51	
	Grande	3	
	Muito grande	0	
Alto	Pequeno	4	39
	Médio	18	
	Grande	12	
	Muito grande	5	
Muito alto	Pequeno	0	14
	Médio	0	
	Grande	0	
	Muito grande	14	
Total		195	

Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 36. Espacialização do ISFF.



Fonte: Elaborada pela autora.

A soma do ISFF muito baixo e baixo correspondem a 45 fragmentos (23,08%), sendo a maioria considerado de tamanho pequeno, o que representa cerca de 75 % dos fragmentos dessas classes. Não se verificou entre essas duas classes fragmentos que apresentem tamanhos grande e muito grande (Tabela 14). Fragmentos pequenos são considerados mais frágeis quanto a manutenção da sustentabilidade (PIROVANI et al., 2014), mas como já relatado, essenciais para a biodiversidade.

Observa-se que a maioria dos fragmentos apresentam uma sustentabilidade considerada média, o que representa aproximadamente 50% do total de fragmentos da bacia, predominando

os de porte pequeno e médio, com 43 e 51 fragmentos, respectivamente. O ISFF médio apresenta também fragmentos de tamanho grande, ao total três, e nenhum de tamanho muito grande.

O ISFF alto também apresenta fragmentos de todos os tamanhos, sendo os de tamanho médio em sua maioria 18 (46,15%). Fragmentos de tamanho grande e muito grande totalizam 17, porém, existem fragmentos pequenos que também se enquadram nessa classe de ISFF, que são 4 (10,26%).

Observa-se na Figura 35 que os fragmentos dessa classe predominam de sudeste a sudoeste da bacia. Já os fragmentos com o ISFF muito alto são 14, ou seja, aproximadamente 7% dos fragmentos totais da bacia, e correspondem apenas a tamanhos muito grande, localizando-se nas sub-bacias 3, 4, 5, 7, 8 e 9. A Sub-bacia 9 caracteriza-se por ser predominantemente formada por remanescentes florestais e, conseqüentemente estes apresentam as menores interferências antrópicas advindas dos cultivos agrícolas, características da maioria das sub-bacias.

Nota-se na Figura 36 que os fragmentos com o ISFF muito baixo estão presentes somente nas sub-bacias 1 e 2, porém quando se considera os fragmentos de baixa sustentabilidade, com exceção das sub-bacias 6 e 9, todas as demais apresentam ao menos um fragmento.

Em termo de priorização das sub-bacias, as sub-bacias 1 e 2 encontram-se mais comprometidas, em que seus fragmentos não passam de uma sustentabilidade média. Contudo, é necessário atentar-se que independente da sub-bacia, deve-se tomar medidas que garantam um habitat adequado, as quais além de priorizar a restauração ecológica ao redor dos fragmentos com menor sustentabilidade, devem-se permitir que aqueles fragmentos com uma sustentabilidade considerada adequada sejam mantidos.

Quando um fragmento florestal apresenta uma boa sustentabilidade significa que esses fragmentos apresentam menos impactos negativos e que as condições ambientais são favoráveis a sobrevivência das espécies, proporcionando diversos benefícios para a fauna, flora e as populações humanas, que são direta e indiretamente beneficiadas. Isto pode ser afirmado mediante diversos serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas.

As florestas apresentam como um dos principais potenciais a capacidade de armazenar carbono (LU et al., 2012; ERB et al., 2018), além de proteger o solo da erosão, diminuindo sua perda (PANAGOS et al., 2015; ALTIERI et al., 2018), pode contribuir para redução das inundações (BRADSHAW et al., 2007; ELISSON et al., 2017), ajudam na regulação da temperatura e são essenciais nos padrões de distribuição da chuva (ELISSON et al., 2017).

Um ambiente com baixa sustentabilidade, que o é caso da maioria dos fragmentos florestais da sub-bacia 1, vai apresentar o comprometimento da sua diversidade, no qual este tende aumentar, caso medidas efetivas não sejam tomadas. De acordo com Pelegrin e Bucher (2012), a modificação que ocorre no habitat faz com que o mesmo tenha que se adequar para manter a biodiversidade, e isto vai interferir diretamente na relação planta-animal, pois esses autores ao estudarem uma espécie de lagarto, averiguaram que a alteração nas características do habitat contribuiu para a redução da abundância desse animal, já que se encontrava em maioria nas áreas de florestas menos perturbadas.

Além disso, um habitat formado por uma grande quantidade e variedade de recursos tendem a proporcionar maior diversidade de espécies, entre estas destacam-se as especialistas (JANSSEN et al., 2016). Quando há perda do habitat, as espécies especialistas são mais afetadas do que as generalistas, sendo consideradas mais sensíveis a fragmentação (KEINATH et al., 2017; SVERDRUP-THYGESON et al., 2017).

Importante ressaltar que a BHRS localiza-se dentro de uma área de proteção ambiental, APA Itupararanga, e isso requer necessariamente que seus fragmentos florestais sejam protegidos, todavia, por outro lado reside nesse local uma população que em sua maioria depende de atividades agrícolas para sobrevivência, o que contribui para mudanças ocorridas na paisagem, dificultando assim a implantação de medidas que venham garantir a manutenção da vegetação nativa, mas não é impossível que estas sejam adotadas.

Sayer et al. (2012), afirmam que alguns dos fatores que contribuem para o comprometimento do meio ambiente é a transformação das florestas em agricultura e a caça de animais silvestres. Bello et al. (2015) e Poulsen, Clark e Palmer (2013), relatam que a defaunação é uma ameaça à sustentabilidade da floresta, porque com extinção de animais frugívoros há a dificuldade de dispersão de sementes e comprometimento da regeneração de determinadas espécies florestais, que são as principais responsáveis pelo estoque de carbono.

Poulsen, Clark e Palmer (2013), constataram que em floresta onde há caça e exploração madeireira, a distância de dispersão feita por mamíferos e a regeneração foram menores comparada a floresta pouco degradada ou com nenhuma interferência humana. Esses autores afirmam que a caça afetou diretamente na biomassa florestal, pois a floresta em que se verificou esse tipo de prática foi a que apresentou menor biomassa acima do solo em relação as demais florestas. Isso ocorre, porque com a alteração na interação planta-animal, a floresta ao longo tempo vai ser formada por espécies de crescimento mais rápido e consequente com baixa densidade de madeira, o que vai implicar na redução do armazenamento de carbono.

Além de todos os benefícios proporcionados a fauna e a flora, Zanchi e Brady (2019) destacam que as florestas são essenciais para promover o bem-estar da sociedade, pois os serviços ecossistêmicos que estas fornecem, já são argumentos considerados suficientes para que sejam prioritárias em qualquer política ambiental, principalmente no que se refere a assegurar o bem-estar da geração futura.

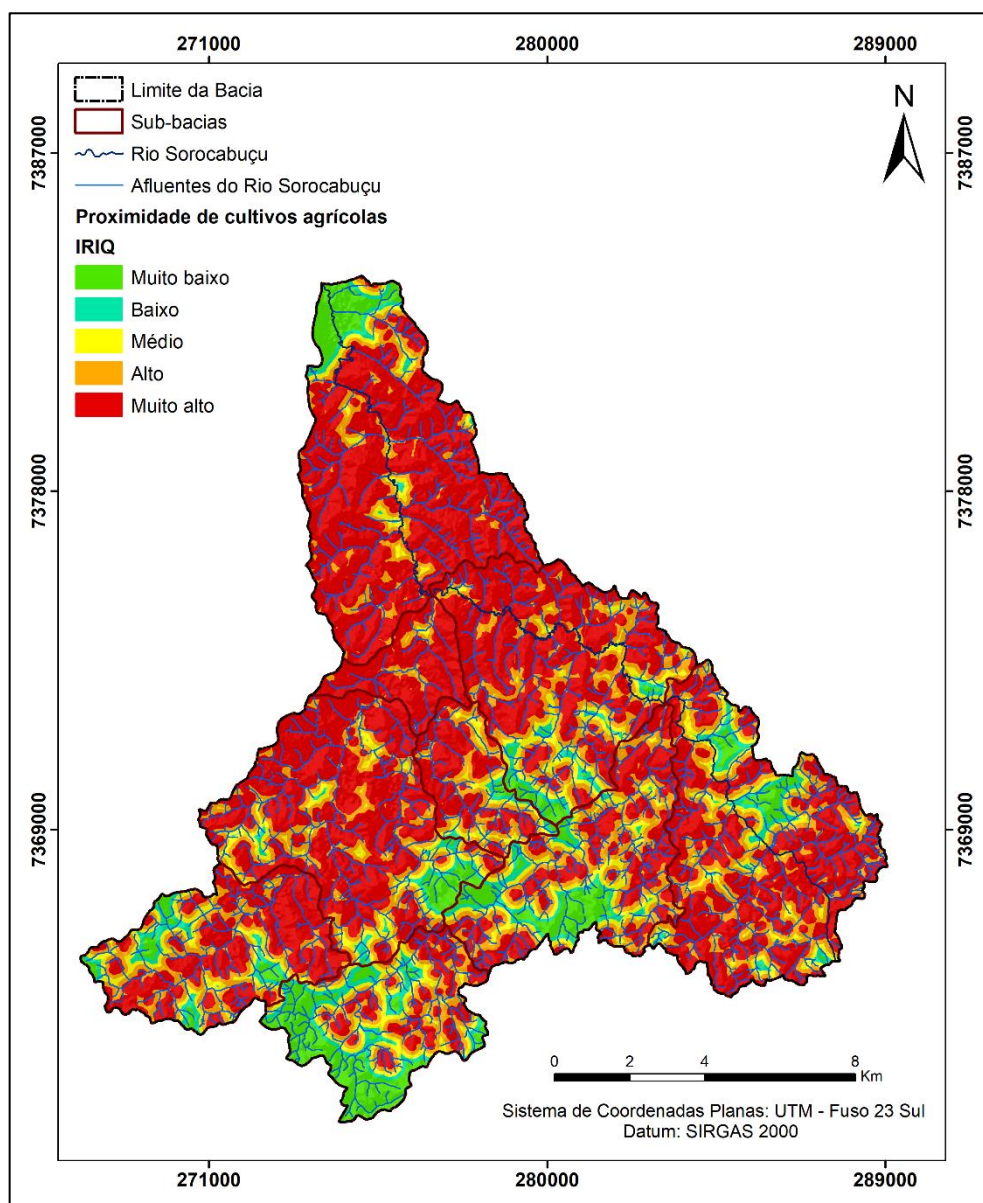
Entre os serviços ecossistêmicos considerados como essenciais na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu e requer uma certa atenção, destaca-se a disponibilidade de água, principalmente porque esta apresenta alta demanda devido as atividades agrícolas. A vegetação é considerada como a força motriz para a manutenção dos recursos hídricos, sem deixar de considerar a microbiota e a microfauna que também influenciam nos serviços hidrológicos (BRAUMAN et al., 2007). De acordo com Bremer et al (2019) com as florestas conservadas há a manutenção das águas subterrâneas, o que influencia diretamente na redução do custo do abastecimento futuro.

6.5. Indicador do Risco de Incêndio e Queimada (IRIQ) e o Indicador do Risco de Incêndio Florestal (IRIF)

A Figura 37, 38, 39 e 40 apresenta o IRQ para cada fator que compõe a variável antrópica, ou seja, para a proximidade de cultivos agrícolas, proximidade de áreas urbanizadas, proximidade de estradas e proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios, respectivamente.

Na Figura 37 mostra-se o IRQ em relação a proximidade de cultivos agrícolas. Os cultivos agrícolas estão presentes ao longo de toda bacia, o que eleva o risco de incêndios e queimadas, já que essa área pode passar por um processo de manejo que muitas vezes é realizado inadequadamente por meio do fogo, ou mesmo, a depender da deposição dos restos de cultivos, estes podem servir como material combustível para o início de um incêndio.

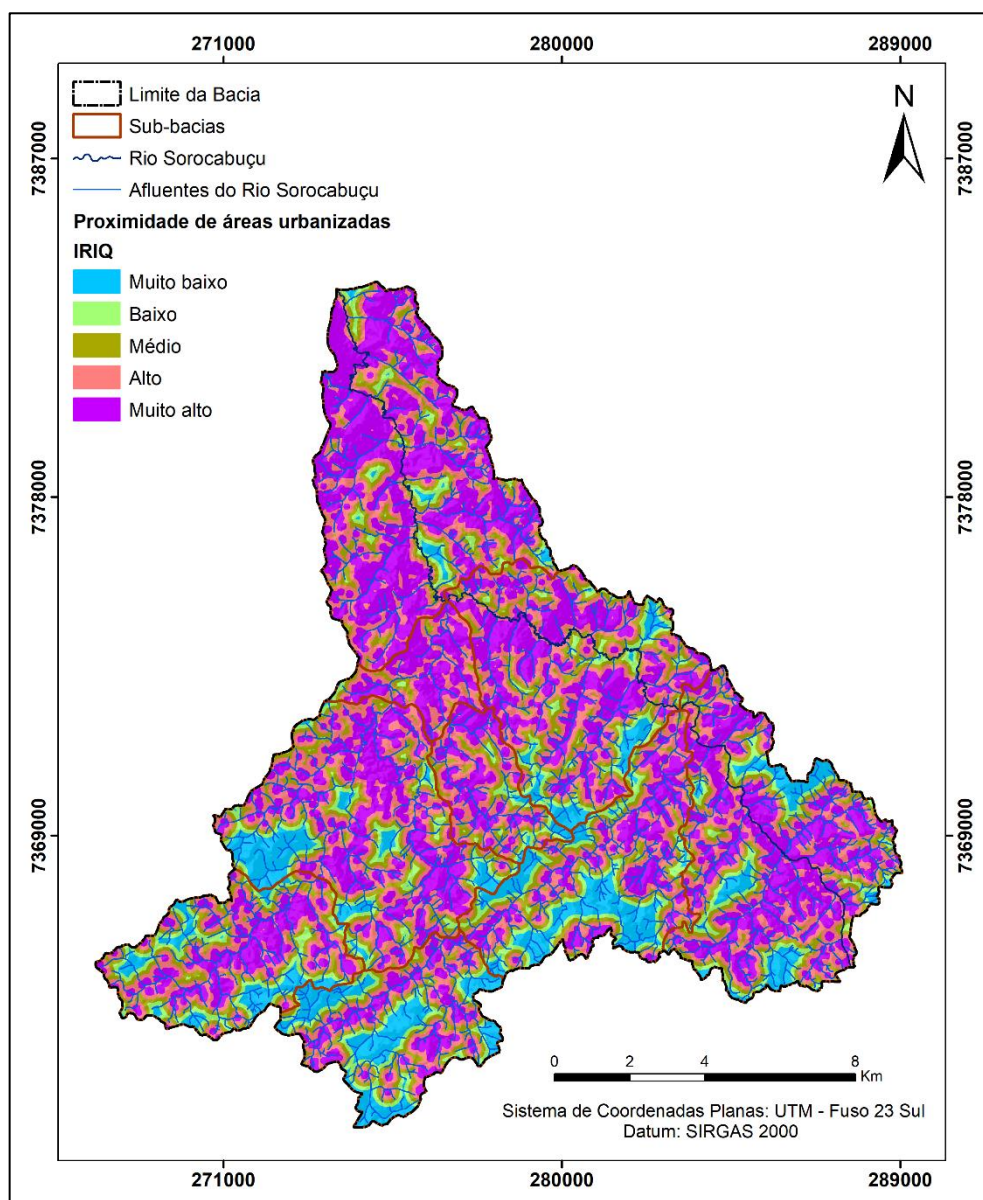
Figura 37. O IRIQ quanto a proximidade de cultivos agrícolas.



Fonte: Elaborada pela autora.

O IRQ quanto a proximidade de áreas urbanizadas é apresentado na Figura 38. Observa-se que a bacia é marcada tanto por IRQ muito baixo como muito alto. Os locais com o IRQ muito baixo se dão principalmente em função da topografia da bacia, que dificulta a expansão da urbanização. As áreas urbanizadas encontram-se mais adensadas ao norte da bacia, entretanto, no decorrer da sua extensão verificam-se edificações não tão concentradas, pertencentes na maioria das vezes à família de agricultores locais.

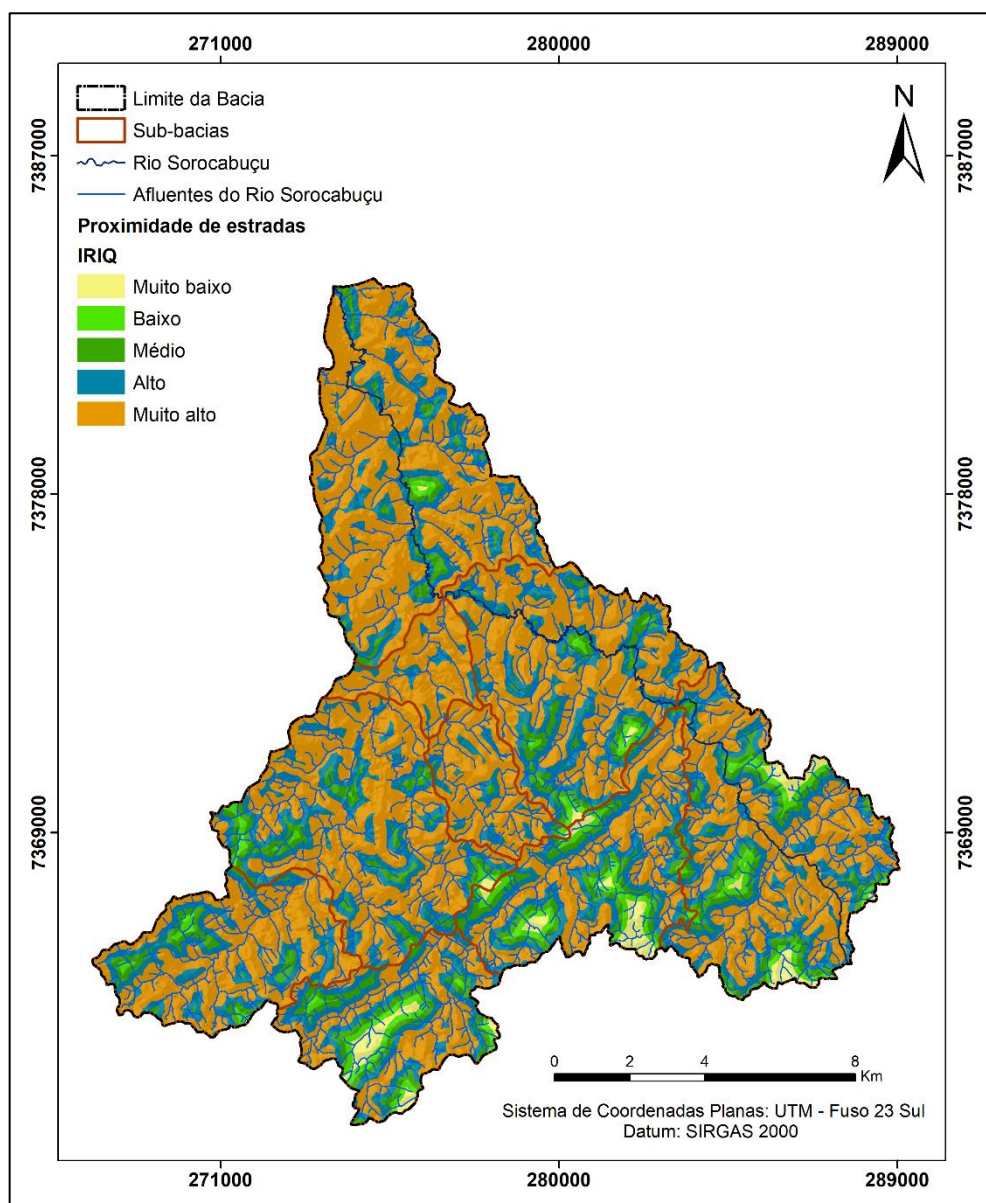
Figura 38. O IRIQ quanto a proximidade de áreas urbanizadas.



Fonte: Elaborada pela autora.

A Figura 39 tem-se o IRIQ quanto a proximidade de estradas, onde é possível observar que o risco considerado muito alto é predominante. Isto se dá em função das estradas se encontrarem em todos os locais da bacia, visto que, além de possibilitar a circulação das pessoas, a maioria delas servem para escoar os produtos agrícolas, fatores que vão corroborar para a maior probabilidade de incêndios e queimadas. Além disso, Motazeh et al. (2013) ressaltam que a proximidade de estradas aumenta os impactos na floresta.

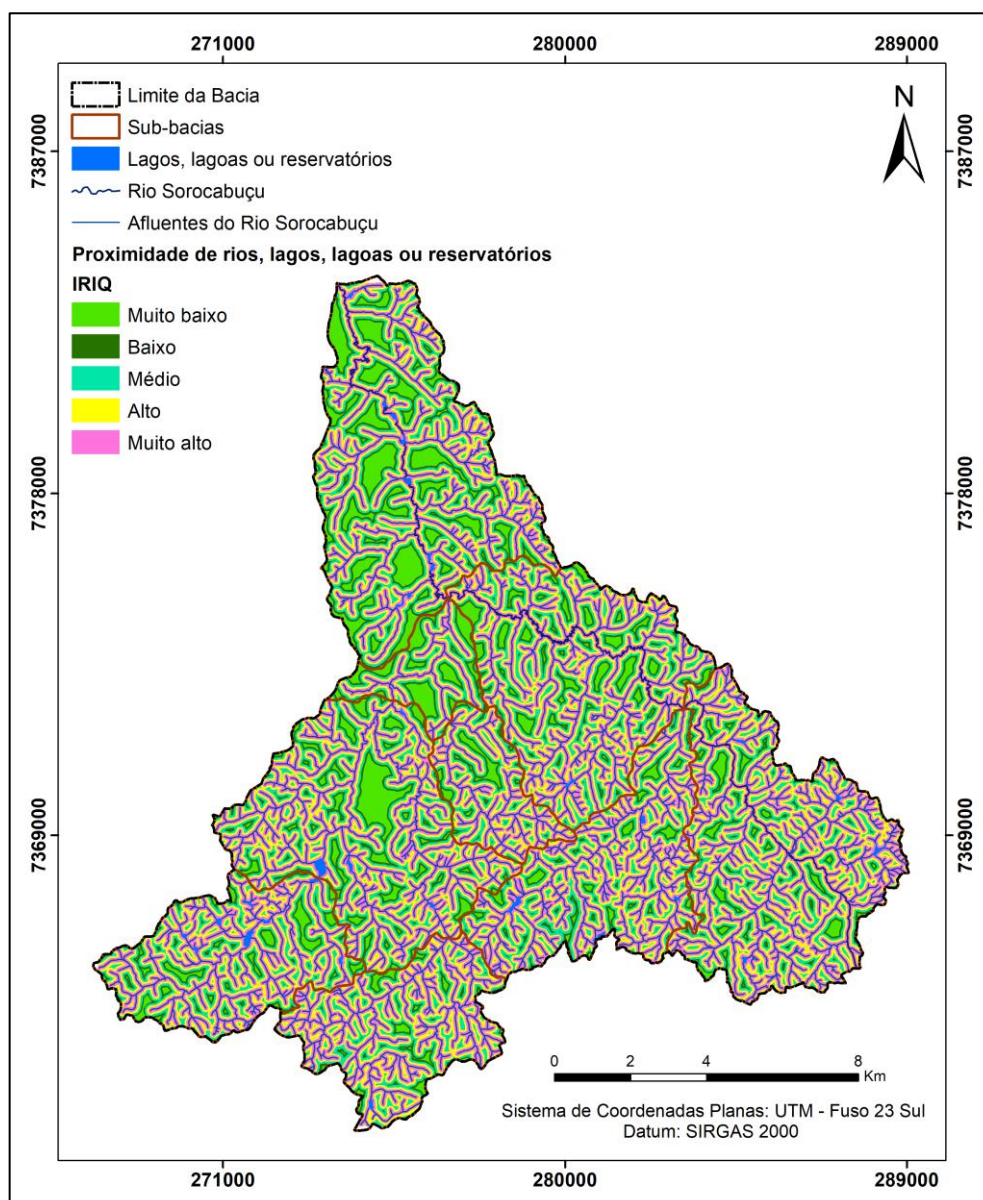
Figura 39. O IRIQ quanto a proximidade de estradas.



Fonte: Elaborada pela autora.

Observa-se que O IRIQ quanto a proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios, toda a bacia apresenta-se o risco muito alto (Figura 40), isto se dá porque a região é considerada de boa rede de drenagem (LUZ et al., 2015), o que contribui para realização de atividade agrícolas na sua proximidade, ou até mesmo atividade de lazer que podem contribuir para início de um incêndio.

Figura 40. O IRIQ quanto a proximidade de rios, lagos, lagoas ou reservatórios.

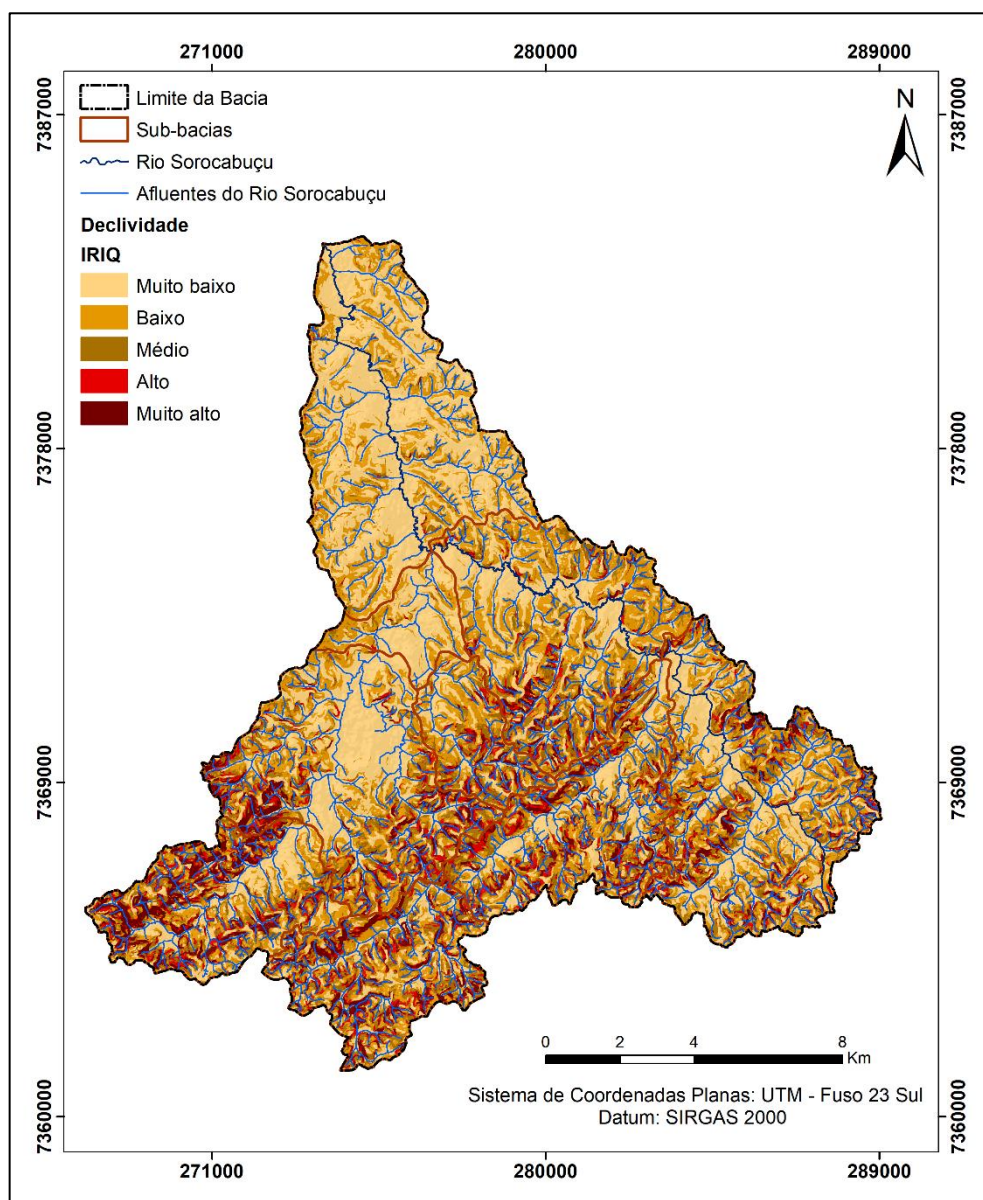


Fonte: Elaborada pela autora.

Tem-se na Figura 41, Figura 42 e Figura 43, o IRIQ para cada fator que compõe a variável topográfica (declividade, altitude e orientação do relevo).

Em relação a declividade, apresentada na Figura 41, nota-se que bacia apresenta uma predominância do risco muito baixo a médio. O local mais plano da bacia está na região norte, enquanto os com maiores declives encontram-se de sudeste a sudoeste.

Figura 41. O IRIQ quanto a declividade.



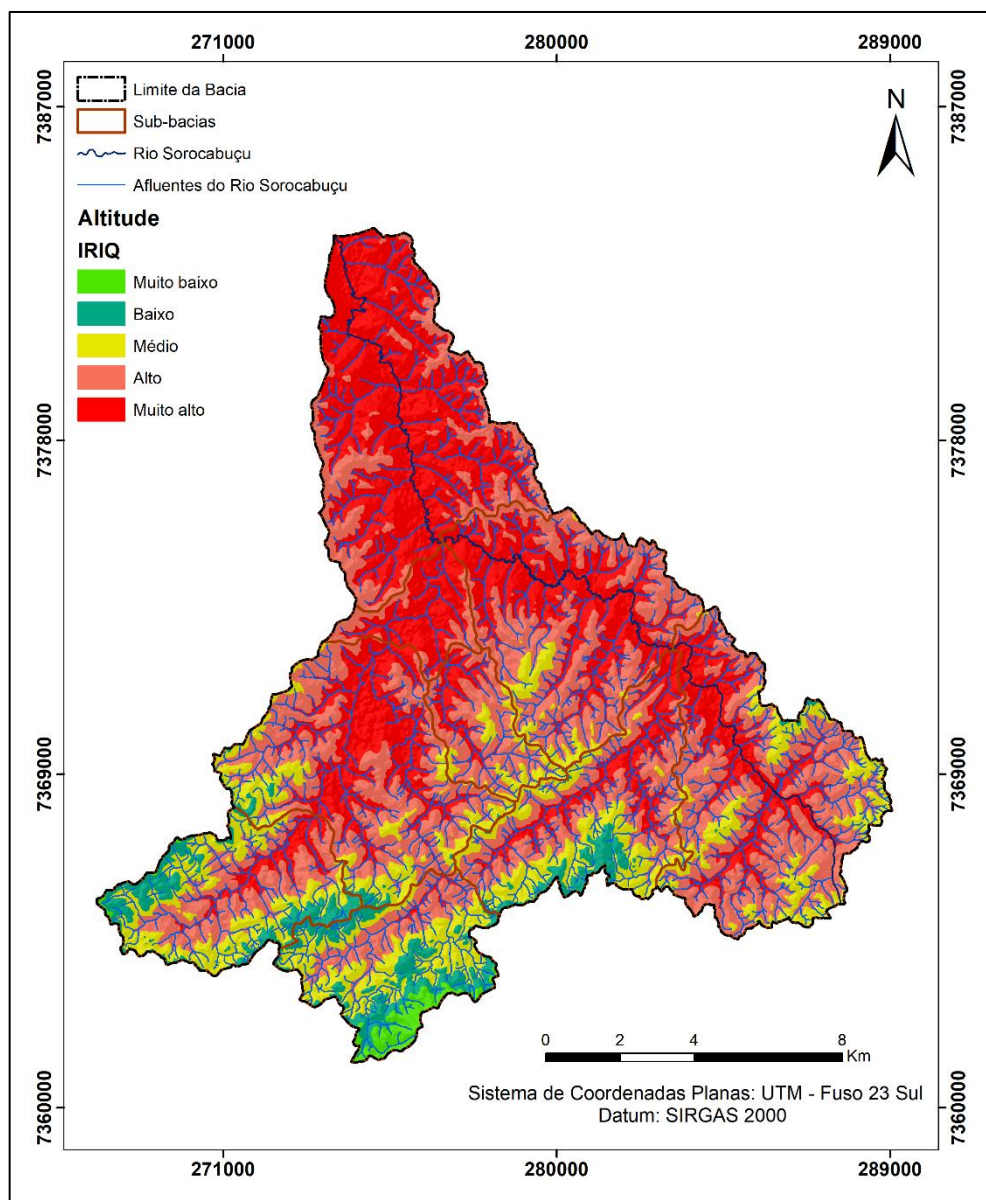
Fonte: Elaborada pela autora.

A declividade não necessariamente vai influenciar na probabilidade de ignição, mas contribui para o comportamento do fogo (JAISWAL et al., 2002). Portanto, esse fator apresenta um papel importante no que diz respeito a propagação dos incêndios (SIVRIKAYA et al., 2014; CAMARGO et al., 2019). Além disso, as características desse fator exercerão um papel essencial no combate ao incêndio (JAISWAL et al., 2002), já que podem favorecer ou dificultar o acesso dos brigadistas (NUNES et al., 2016).

Para a variável altitude (Figura 42), nota-se que os locais com menos aclives são aqueles que favorecem a ocorrência de incêndios e queimadas, sendo marcados pelo risco alto e muito

alto. Observa-se que no norte da bacia, o local com as menores altitudes, o risco muito alto é predominante.

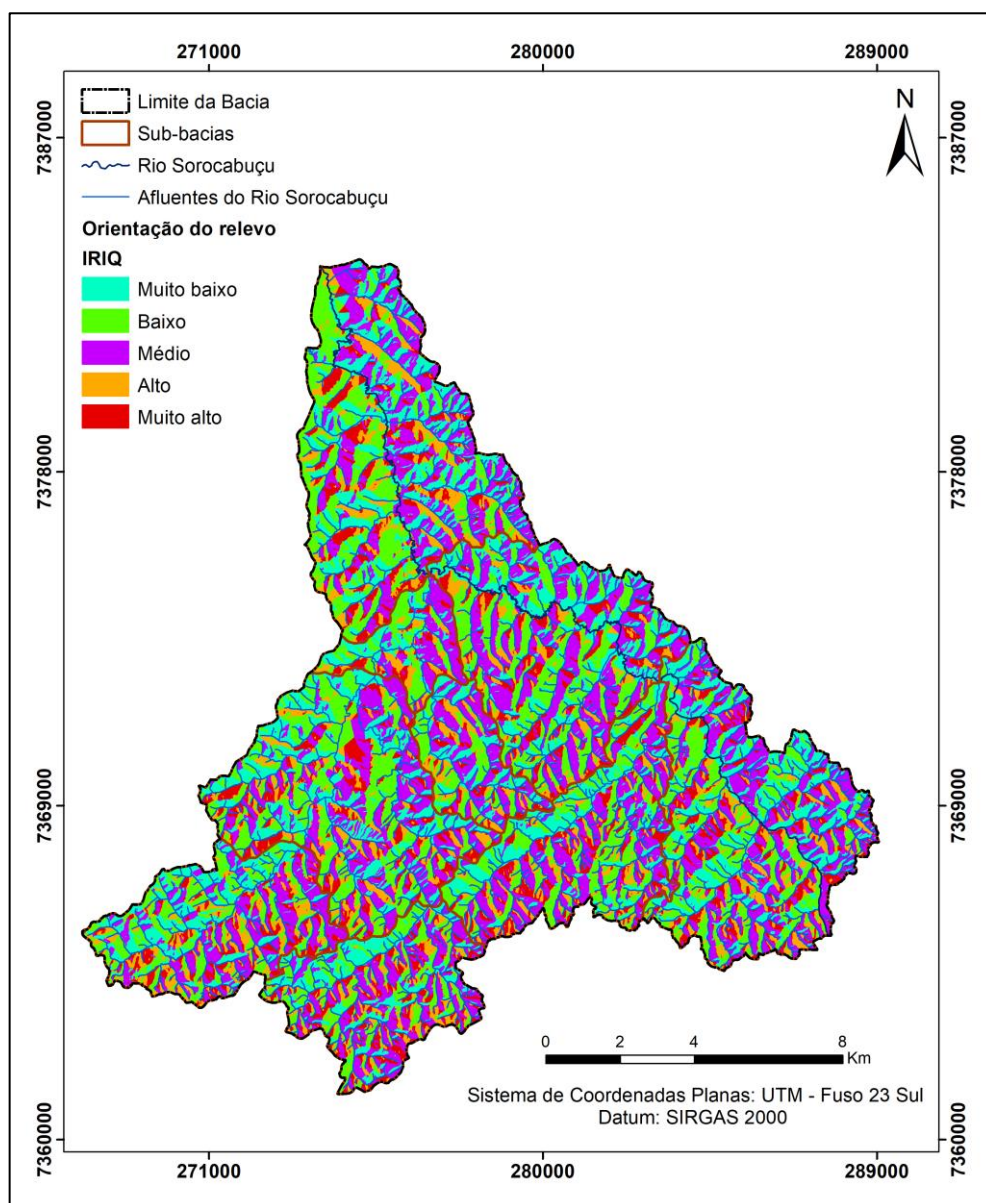
Figura 42. O IRIQ quanto a altitude.



Fonte: Elaborada pela autora.

Já em relação a orientação do relevo, esta é marcada principalmente pelo risco muito baixo a médio, porém ao longo de toda bacia é possível verificar locais com o risco considerado como alto e muito alto, o que mostra que em qualquer local da bacia há condições topográficas que elevam o estado de alerta quanto ao risco de incêndios e queimadas (Figura 43).

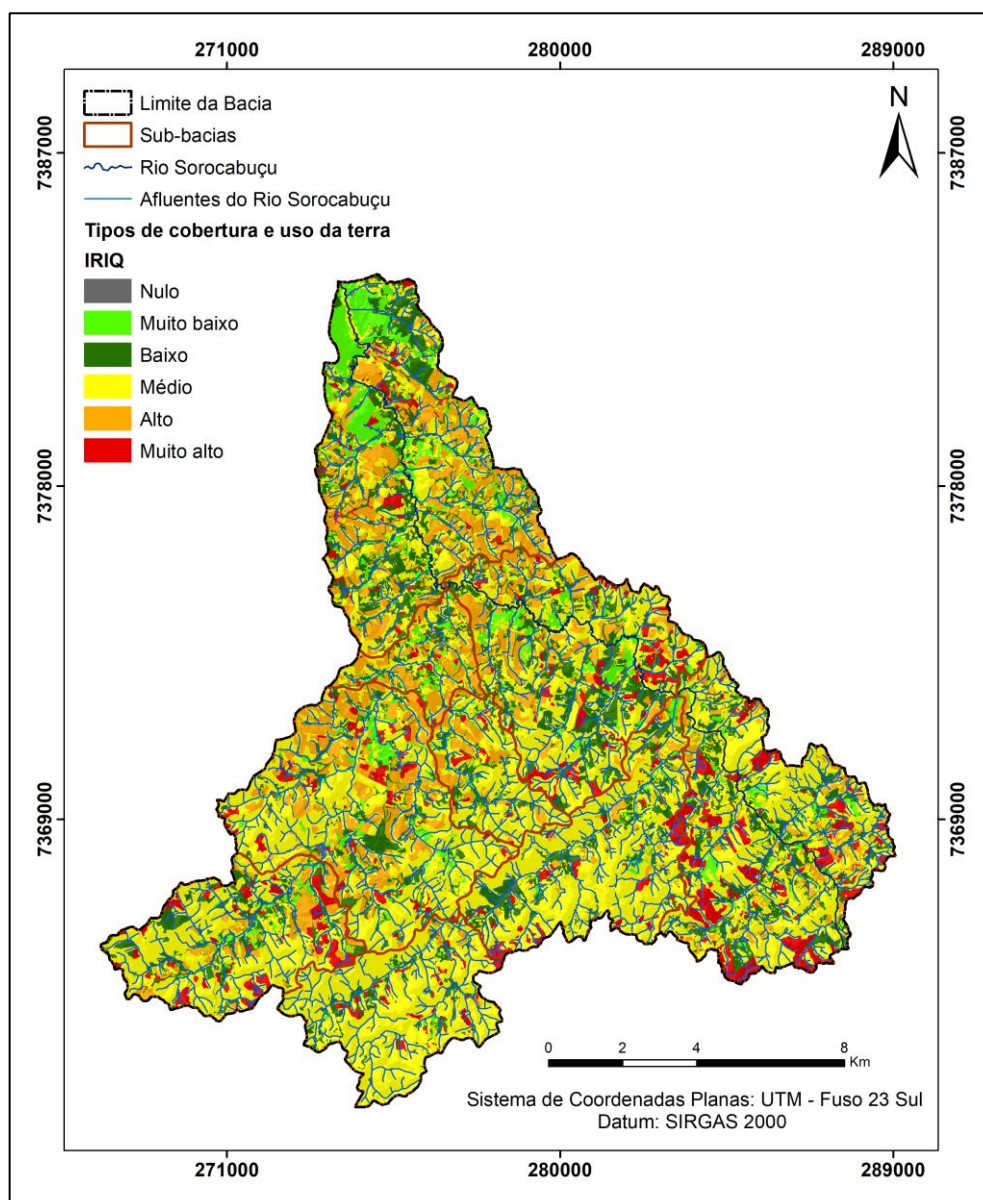
Figura 43. O IRIQ quanto a orientação do relevo.



Fonte: Elaborada pela autora.

O fator tipo de cobertura e uso da terra que compõem a variável de cobertura e uso da terra, e o fator precipitação que compõe a variável climática é apresentado na Figura 44 e Figura 45, respectivamente.

Figura 44. O IRIQ quanto ao tipo de cobertura e uso da terra.



Fonte: Elaborada pela autora.

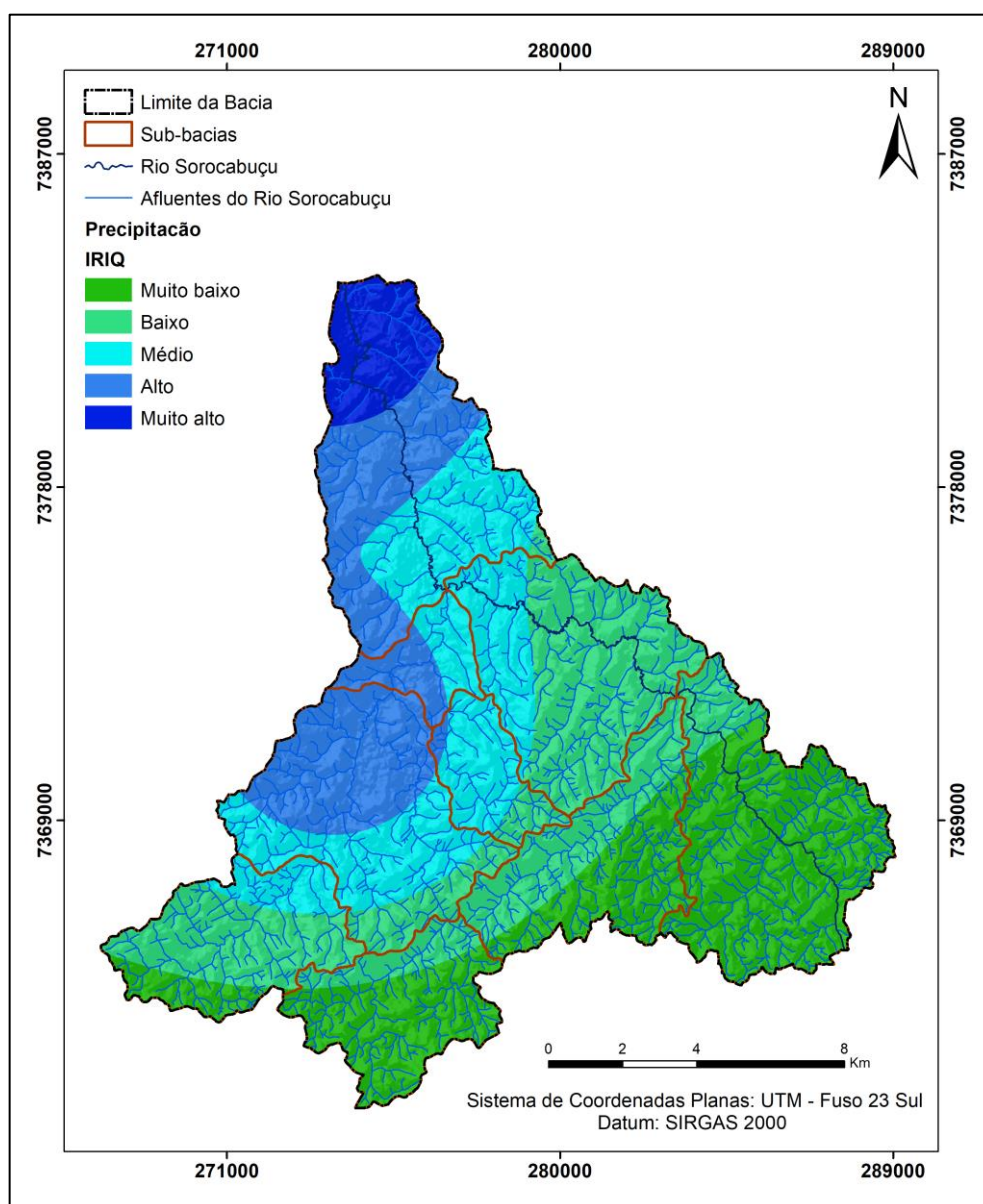
Tem-se para os tipos de cobertura e uso da terra, Figura 44, um predomínio do risco médio a alto, isso ocorre porque a bacia apresenta muitas atividades que vão elevar o risco. Ressalta-se que em algumas regiões, como a sudeste da bacia, têm-se uma maior evidência de risco muito alto, pois é um local marcado por atividades de silvicultura, que são consideradas com o risco muito elevado a ocorrência de incêndios.

Segundo Camargo et al. (2019) as mudanças na cobertura e uso da terra, a expansão das atividades agropecuárias e a presença da silvicultura contribuem para o começo e a propagação dos incêndios, que podem ter consequências imensuráveis, tais como, perda da biodiversidade,

perda do solo, perda da beleza cênica da paisagem, emissões dos gases do efeito estufa, além de comprometer o bem-estar da população local.

Quanto a precipitação, Figura 45, verificou-se que aproximadamente 43% da bacia apresenta um risco classificado de médio a muito alto. A região norte é onde chove menos, o que eleva o risco de ocorrência de incêndios, agravado pela presença de áreas urbanizadas, cultivos agrícolas e presença de estradas. Segundo Jaiswal et al. (2002) o regime climático condiciona as características da vegetação, o que vai interferir na propensão aos incêndios, logo, uma região que chove menos é mais vulnerável aos incêndios.

Figura 45. O IRIQ quanto a precipitação.



Fonte: Elaborada pela autora.

Na Tabela 15 tem-se os pesos finais da AHP obtidos para os fatores das variáveis antrópicas e topográficas, em que apresentaram uma taxa de consistência considerada aceitável, 0,015 e 0,002, respectivamente.

Tabela 15. Valor do peso obtido na AHP para os fatores das variáveis.

Variável	Fator	Peso AHP do Fator	Taxa Consistência
Antrópica	Proximidade de Cultivos agrícolas (m)	0,466	0,015
	Proximidade de áreas urbanas (m)	0,277	
	Proximidade de estradas (m)	0,161	
	Proximidade de rio (m)	0,096	
Topográfica	Declividade	0,581	0,002
	Altitude	0,309	
	Orientação do elevo	0,110	

Fonte: Elaborada pela autora.

A Tabela 16 mostra a matriz de julgamento para as variáveis do IRIQ da BHRS. A ordem de importância foi variável antrópica, topográficas, tipos de cobertura e uso da terra, e, climática, no qual apresentou uma taxa de consistência aceitável, 0,015.

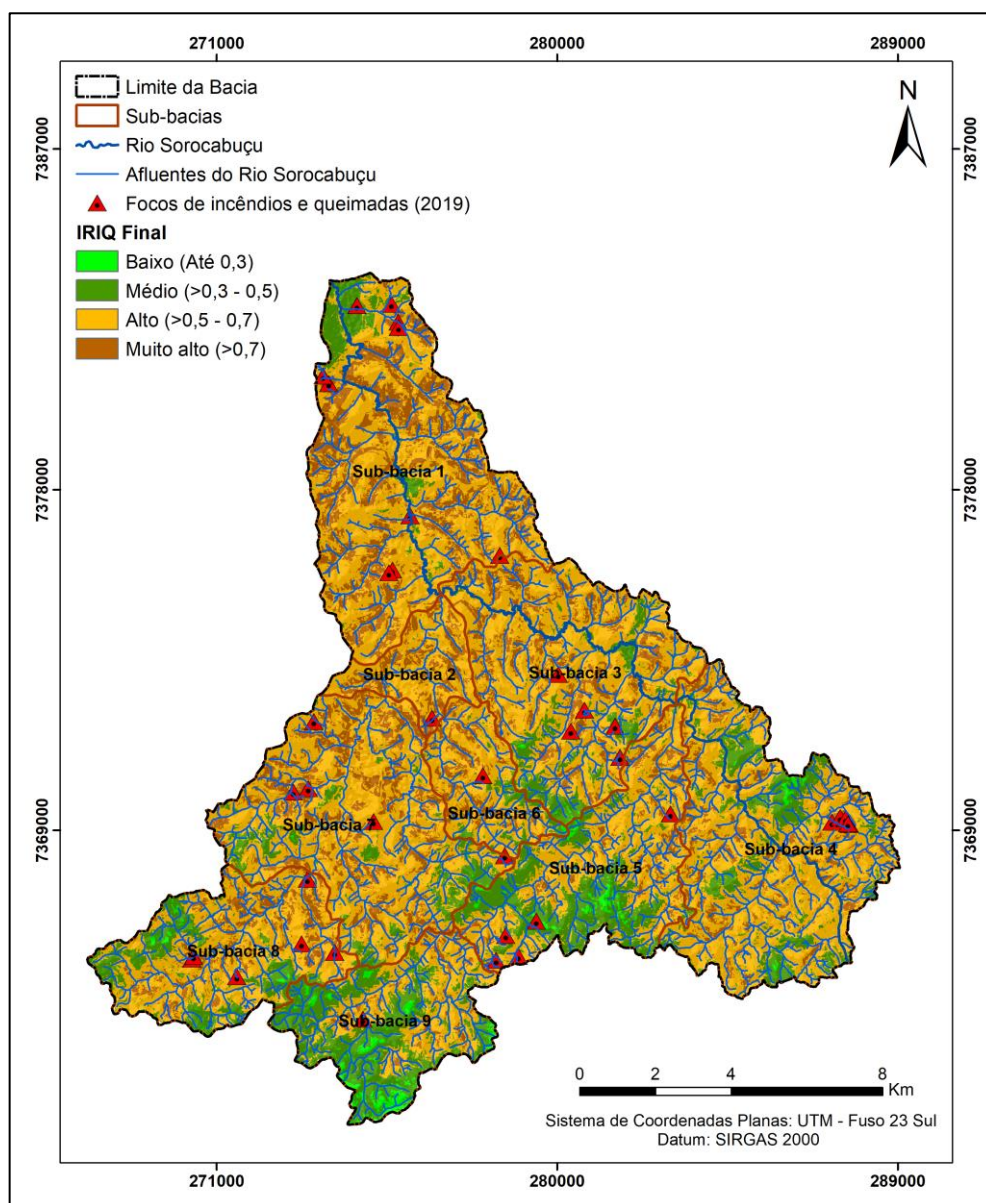
Tabela 16. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o IRIFF.

Variável	Antrópica	Topográfica	Tipos de Cobertura e uso da terra	Climática	Pesos finais AHP
Antrópica	1	2	3	4	0,466
Topográfica	0,50	1	2	3	0,277
Tipos de cobertura e uso da terra	0,33	0,50	1	2	0,161
Climática	0,25	0,33	0,50	1	0,096

Taxa de consistência = 0,015

Fonte: Elaborada pela autora.

Para o IRIQ final apresentado na Figura 46 e Tabela 17 verificou-se quatro categorias de risco, que foram baixo, médio, alto e muito alto, sendo as duas últimas com o maior percentual, em que somadas representam cerca de 80%, mostrando assim o quanto a bacia encontra-se vulnerável a ocorrência de incêndios e queimadas.

Figura 46. IRIQ final com os focos de incêndios e queimadas.

Fonte: Elaborada pela autora

Tabela 17. Quantitativo das áreas de risco de incêndios e queimadas e o total de focos, em 2019.

IRIQ	Área (ha)	Área (%)	Total de Focos	Acurácia
Baixo	311,25	1,54	0	84,61%
Médio	3729,12	18,40	6	
Alto	13129,03	64,78	25	
Muito alto	3098,00	15,29	8	
Total	20267,40	100,00	39	

Fonte: Elaborada pela autora.

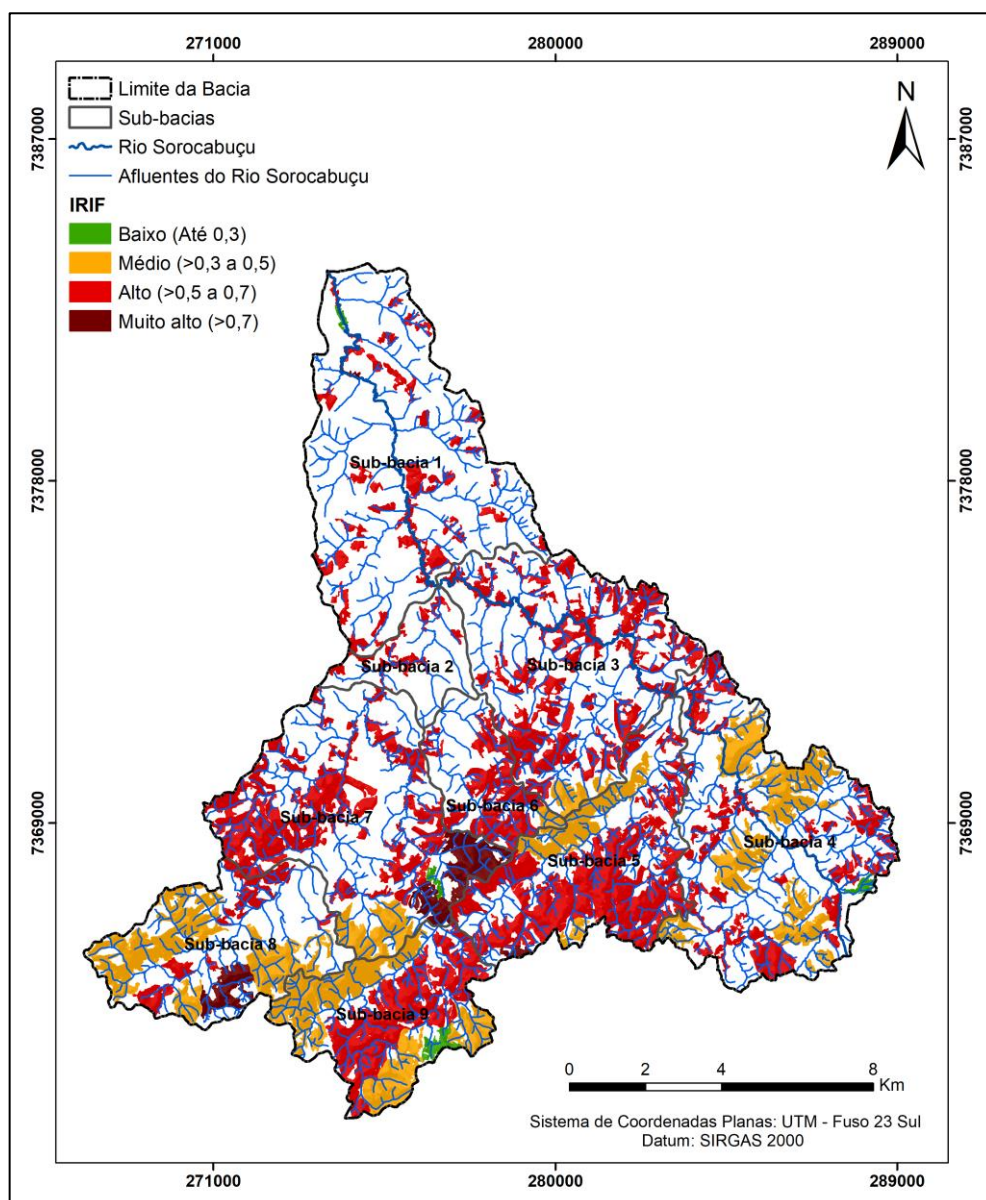
Quanto aos focos de incêndios e queimadas, constatou-se que dos 39 focos que ocorreram na bacia em 2019, referentes aos satélites NOAA-20 e NPP-Suomi, 33 foram sobre as áreas consideradas de risco alto e muito alto, o que exibe uma acurácia de aproximadamente 85%, resultado que pode confirmar a eficiência da modelagem utilizada (Tabela 17).

De todas as sub-bacias observadas, aquelas com as características mais evidentes de atividades agrícolas e que também apresentam maior quantitativo de áreas urbanizadas, estradas e baixa altitude, como as sub-bacia 1, 2, 3 e 7, são as com maior risco de ocorrência de incêndios e queimadas (Figura 46). Segundo Venkatesh, Preethi e Ramesh (2020) regiões que se encontram mais próximas as atividades antrópicas são as mais sujeitas ao risco de incêndios. Em locais de cultivos agrícolas, principalmente aqueles voltados para culturas temporárias e silvicultura, há o manejo de solo em que se torna recorrente o uso das queimadas, o que pode levar a incêndios.

Por mais que as áreas de risco alto e muito alto estejam em locais que facilitem os incêndios, segundo Torres et al. (2014) essa situação de vulnerabilidade pode ter um tempo indeterminado, já que para que os incêndios ocorram é necessário a ignição. Uma das formas de ocorrer essa ignição é a circulação veículos e pessoas na estrada, pois muitas vezes estes são os responsáveis por incêndios acidentais ou devido à negligência (JAISWAL et al., 2002).

Como a ocorrência de incêndios não depende apenas condições favoráveis, uma vez que precisa da ignição (TORRES et al., 2010; WHITE; WHITE; RIBEIRO, 2016), então para preveni-los é essencial que se procure combater os agentes responsáveis por seu acontecimento, mas para isto é necessário identificar os locais mais suscetíveis (TORRES et al., 2010).

O IRIF é apresentado na Figura 47 e sua quantificação na Tabela 18, em que se pode verificar que para a maioria dos fragmentos há um alto risco de incêndio, que corresponde 161 fragmentos, cerca de 82%. Ao somar o risco alto com muito alto (2,05%) isso representa mais de 84% dos fragmentos da bacia.

Figura 47. Espacialização do IRIF.

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 18. Quantitativo dos fragmentos florestais em função da classe do IRIF.

IRIF	Classe de tamanho dos fragmentos	Quantidade de fragmentos	Fragmentos (%)
Baixo	Pequeno	1	2,05
	Médio	3	
	Grande	0	
	Muito grande	0	
Médio	Pequeno	2	13,34
	Médio	7	
	Grande	4	
	Muito grande	13	
Alto	Pequeno	69	82,56

IRIF	Classe de tamanho dos fragmentos	Quantidade de fragmentos	Fragmentos (%)
	Médio	72	
	Grande	11	
	Muito grande	9	
Muito alto	Pequeno	1	2,05
	Médio	2	
	Grande	1	
	Muito grande	0	
Total		195	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Os fragmentos com o risco baixo e médio correspondem apenas a 30 fragmentos. Observa-se que os fragmentos de risco baixo se encontram em apenas 4 sub-bacias, 1, 4, 7 e 9, em que três deles são de tamanho médio e um pequeno. Já os fragmentos de risco médio em sua maior parte são muito grandes.

Vale destacar que a maioria dos fragmentos florestais com o risco alto e muito alto pertencem a fragmentos de tamanhos pequenos e médios, que se encontram por toda a bacia. Segundo Guedes et al. (2020), um fator que deixa os fragmentos ainda mais vulneráveis é o seu tamanho, já que fragmentos menores podem ser mais ameaçados pelos incêndios, o que aumenta a probabilidade de danos no seu núcleo. Portanto, a maioria dos fragmentos da bacia encontram-se mais vulneráveis a ocorrência de incêndios, o que mostra a necessidade urgente de um plano de ação que visem monitoramento da bacia, e quando necessário, ajudar a combatê-los.

Para as sub-bacias 1, 7 e 8, deve-se tomar medidas urgentes, já que são os locais que apresentam o IRIF muito alto. Entre essas medidas Puri et al. (2011), Sivrikaya et al. (2014), White, White e Ribeiro (2016) recomendam a construção de torre de observação de incêndios. Segundo Sivrikaya et al. (2014) as torres podem auxiliar tanto no gerenciamento dos incêndios, como no subsídio de informações que venham a contribuir para a proteção dos ecossistemas florestais. Estes autores recomendam ainda que para eficiência do processo é necessário que se tenha apoio de um mapa de risco de incêndio e que as torres estejam situadas em locais com uma boa visibilidade da região.

Segundo You et al. (2017) os mapas de risco se tornam um elemento primordial para ajudar no planejamento e proteção das florestas, principalmente porque auxiliam no monitoramento da área, restringem o acesso a determinados locais, como também podem ser um suporte no direcionamento dos recursos para o combate aos incêndios em locais considerados prioritários.

De acordo com Çolak e Sunar (2020) por mais que se tenha uma dificuldade de prever as ocorrências de incêndios e os danos que podem provocar, o apoio de mapa de risco e o uso dos sistemas de informações geográficas podem ser importantes aliados para minimizar os impactos negativos decorrentes desses eventos. Ribeiro et al. (2008) e Camargo et al. (2019) defendem o uso desse tipo de mapa principalmente para reduzir os riscos e a propagação do fogo. Nesse sentido, a metodologia realizada neste estudo pode servir como um importante material de apoio para ajudar a estabelecer medidas preventivas.

Outras medidas como, realização de atividades de educação ambiental para a população local (PURI et al., 2011; WHITE; WHITE; RIBEIRO, 2016), construção de aceiros, até mesmo a utilização de queimadas para diminuir o material combustível, tornam-se importantes aliadas no controle e combate aos incêndios florestais (WHITE; WHITE; RIBEIRO, 2016).

A ocorrência de incêndios florestais pode apresentar diversos impactos negativos, entre estes, estão, o comprometimento do bem-estar da população em função da poluição do ar atmosférico (BROCKERHOFF et al., 2017; DHALL et al., 2020), já que são considerados como um dos principais emissores de poluentes atmosféricos (NARITA; GAVRILYEVA, ISAEV, 2020), ocasionam a destruição de propriedades, morte de pessoas (BROCKERHOFF et al., 2017), morte de animais, podendo levá-los a extinção (KARSAI; ROLAND; KAMPIS, 2016), além de emitirem gases do efeito estufa, onde no Brasil a queima da floresta é uma das principais responsáveis por esses tipos de emissões (PIVELLO, 2011).

Alguns estudos como o de Benavides-Solorio e MacDonald (2001), Havel, Tasdighi, Arabi (2018) e Venkatesh, Preethi, Ramesh (2020) têm relatado que após a ocorrência de incêndios há o aumento do escoamento superficial e a diminuição da infiltração. Quando ocorre incêndios severos, a matéria orgânica presente na superfície do solo é consumida, o que pode comprometer os poros e, consequentemente prejudicar a infiltração do solo (BENAVIDES-SOLORIO; MACDONALD, 2001), além disso, comprometem a fertilidade natural (DHALL et al., 2020) e prejudicam a fauna endopodônica (SANTANA, N. et al., 2018), que são extremamente importantes para o processo de bioturbação (KRISTENSEN et al. 2012).

Outro impacto importante, mas que tem sido negligenciado é do fogo sobre a biodiversidade, que pode ser tanto negativo quanto positivo, porém essa condição vai depender das características da floresta, do regime de incêndios, como também dos serviços ecossistêmicos (BROCKERHOFF et al., 2017).

Um dos ecossistemas adaptados ao fogo é o Cerrado, em que se recomenda o uso do fogo como forma de manter a biodiversidade, porém este deve ser usado de maneira sustentável, baseado em conhecimentos científicos e dos povos tradicionais (PIVELLO, 2011). O fogo

nesse tipo de ecossistema serve não apenas para motivar biodiversidade, mas também como um fator de seleção natural das espécies, regulador da ciclagem de nutrientes e das interações bióticas (HE; LAMONT; PAUSAS, 2019).

Diferentemente do Cerrado, na Mata Atlântica, bioma característico da bacia, a utilização do fogo acarreta incertezas dos benefícios, por exemplo, quanto a regeneração e dinâmica da vegetação (GUEDES et al., 2020). Menezes, Cazetta, Dodonov (2019) enfatizam que a maioria dos efeitos dos incêndios florestais sobre a Mata Atlântica ainda são desconhecidos, portanto, entender como esses eventos alteraram a dinâmica da floresta é essencial para uma projeção futura da paisagem, como também da biodiversidade.

Portanto, no contexto geral as condições em que os fragmentos florestais da bacia se encontram os tornam vulneráveis aos incêndios. MALHI et al. (2014) relatam que as florestas tropicais são submetidas constantemente a perturbações, como incêndios. Portanto, compreender os incêndios florestais e seu comportamento, quanto as condições ambientais, traz vantagens, pois possibilita criar soluções antecipadas para os possíveis danos, otimizando as decisões a serem tomadas (LINN et al., 2012).

6.6. Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais (IVAFF)

Em decorrência da primeira etapa da consulta feita aos especialistas para saber a ordem de importância de um indicador em relação ao outro, 84 pessoas responderam, cujo resultado em sua maioria (54,6%) foi na seguinte ordem: ISFF, IRIF e IREFF. Portanto, na equação 20 apresenta-se a composição do IVAFF, na ordem selecionada.

$$IVAFF = (1 - ISFF) * P_1 + IRIF * P_2 + IREFF * P_3 \quad [20]$$

Em que:

IVAFF = Índice de vulnerabilidade dos fragmentos florestais;

ISFF = Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais;

IRIF = Indicador do Risco de Incêndio;

IREFF = Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais;

P₁, P₂, P₃ = Peso obtido na AHP.

Na Tabela 19 tem-se a estruturação da matriz de julgamento, onde cada indicador apresenta-se o seu respectivo valor de importância, escolhido mediante consulta a especialistas. O valor da taxa de consistência foi de 0,0047, ou seja, é aceitável para obtenção do IVAFF.

Tabela 19. Matriz de julgamento referente aos indicadores que compõem o IVAFF.

Indicador	ISFF	IRIFF	IREFF	Peso finais AHP
ISFF	1	2	5	0,581
IRIF	0,50	1	3	0,309
IREFF	0,20	0,33	1	0,110

Taxa de consistência = 0,0047

Fonte: adaptado de Saaty (1977) e Saaty (2013).

Como IVAFF foi classificado em três classes de vulnerabilidade ambiental (baixa, média e alta), essas classes foram ajustadas a partir das classes adotadas no ISFF, que foi o indicador considerado pelos especialistas como o de maior importância em relação aos demais indicadores, sendo que, até 0,4 (baixa), maior que 0,4 a 0,6 (média) e acima 0,6 (alta).

Na Tabela 20 apresenta-se a matriz de confusão obtida para validar o IVAFF. Na diagonal principal da matriz encontra-se a quantidade de fragmentos que foram classificados corretamente de acordo com as informações de campo e, os valores que se encontram fora dessa diagonal, diz respeito aos erros de classificação no mapeamento. As linhas referem-se ao mapeamento realizado e as colunas às informações levantadas em campo (verdade terrestre).

Tabela 20. Matriz de confusão.

		Vulnerabilidade (Campo)			
Vulnerabilidade (Mapeamento)	Vulnerabilidade	Baixa	Média	Alta	Total
	Baixa	2	0	0	2
	Média	1	5	2	8
	Alta	0	0	10	10
	Total	3	5	12	20

Fonte: Adaptado de Sano et al. (2010).

Observa-se na Tabela 20 que do total de 20 fragmentos visitados em campo, apenas 3 deles não foram condizentes com os resultados apresentados no mapeamento de

vulnerabilidade, portanto, a exatidão global foi de 85%. O ideal seria a verificação em campo de todos os fragmentos analisados, mas como isso não é possível, faz-se necessário que se tenha zelo em todas as etapas realizadas para que assim o resultado seja o mais próximo da realidade.

Dos três fragmentos com vulnerabilidade baixa constatada em campo, um deles apresentou erro de classificação, pois no mapeamento foi classificado como sendo de média vulnerabilidade. Esse fragmento situa-se na sub-bacia 9, que apesar de apresentar algumas características que o desfavoreça, como o tamanho (aproximadamente 20 ha) e apresentar estrada no seu entorno, está em uma declividade mais acentuada que dificulta as interferências antrópicas. As condições dentro do fragmento ainda se encontram preservadas, como, mata fechada, com alta biodiversidade de espécies florestais, apresentando camada espessa de serapilheira e sem presença de lixo.

Em relação a vulnerabilidade alta em campo, do total de 12 fragmentos, 2 deles foram classificados no mapeamento como sendo de média vulnerabilidade. Esses fragmentos encontram-se na sub-bacia 7 e 8, apesar de na imagem de satélite apresentarem-se aparentemente conservados, em campo observou-se alta interferência antrópica nesses fragmentos, principalmente porque encontram-se cercados por áreas agrícolas, apresentam proximidade com estradas e edificações, além dos seus interiores apresentarem baixa diversidade de espécies, pouca serapilheira e uma visível possibilidade de expansão das áreas agrícolas para seus interiores, o que os deixam mais vulneráveis.

Nas Figuras 48 e 49 têm-se o mapeamento e o quantitativo da vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais retificados de acordo com as informações de campo.

Figura 48. Mapeamento da vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais retificado mediante informações de campo.

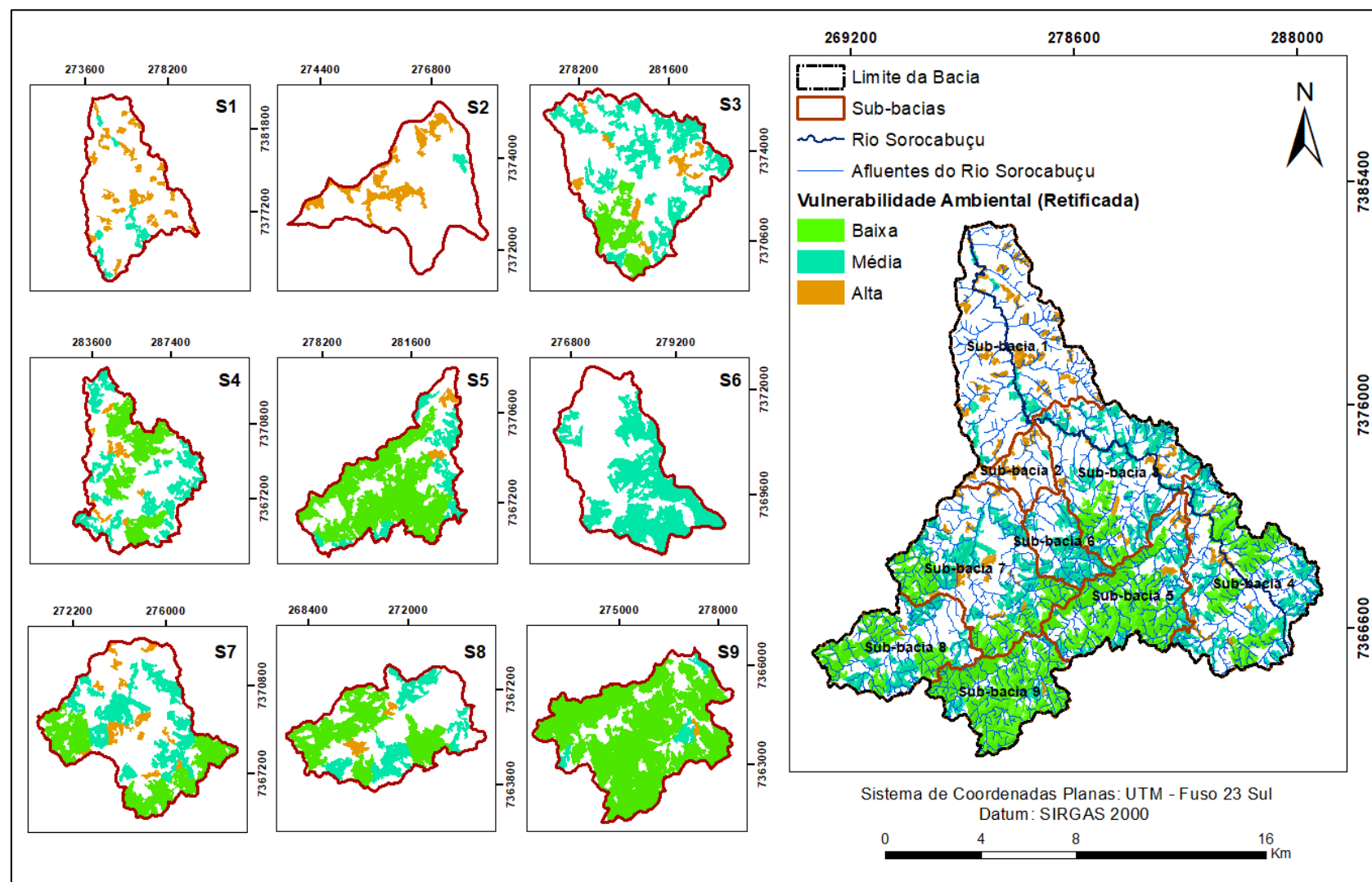
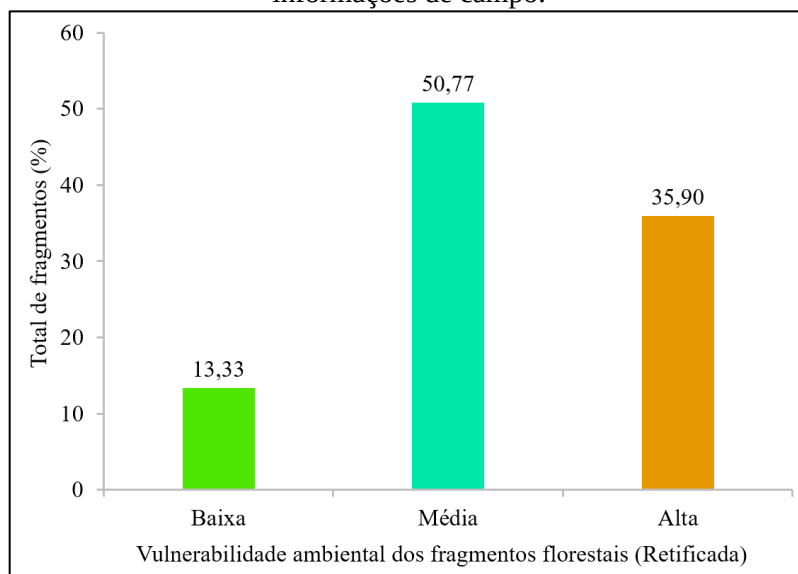


Figura 49. Quantitativo da vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais retificado mediante informações de campo.



Fonte: Elaborada pela autora.

Observa-se que há um predomínio de fragmentos com a vulnerabilidade considerada média e alta, apresentando valor de 50,77% e 35,90%, respectivamente, enquanto a vulnerabilidade baixa corresponde cerca de 13% dos fragmentos (Figura 49). Quando analisada área total dos fragmentos pertencentes a cada classe de vulnerabilidade, verificou-se que os fragmentos com vulnerabilidade média e alta apresentaram uma área de 2673,77 ha e 661,96 ha, respectivamente, ao mesmo tempo que a vulnerabilidade baixa correspondeu a uma área de 4381,58 ha. Ao somar a área de vulnerabilidade média com a alta, isto correspondeu a aproximadamente 43% das áreas que necessitam de alguma intervenção.

Sendo assim, confirma-se que a maioria dos fragmentos florestais da bacia requerem uma certa prioridade no que diz respeito ao estabelecimento de medidas que visem a sua conservação e preservação, fazendo-se necessário, sobretudo, a realização de ações voltadas a recuperação, especialmente de alguns fragmentos que são considerados cruciais para o trânsito da fauna e, ações de proteção daqueles que apresentam condições que ainda possibilitam a manutenção da biodiversidade, mas que tendem a ser pressionados por fatores antrópicos, caso medidas não sejam tomadas.

A maioria dos fragmentos, como já analisados, são pressionados sobretudo por atividade agrícolas, e uma das formas de reduzir essa pressão seria substituir esses cultivos por florestas nativas, mas evidentemente que se torna inviável desocupar áreas hoje formadas por cultivos agrícolas para fazer restauração ecológica, até porque os proprietários se recusariam, dada as perdas econômicas que isso causaria. Porém, por outro lado, é importante que haja o equilíbrio

entre ambiente-sociedade, o que implica em não somente se ter um controle da expansão das atividades agrícolas sobre as áreas de floresta nativa, evitando assim que novas áreas sejam desmatadas, mas também incentivar a recuperação de áreas ao redor dos fragmentos que estão degradadas. A restauração ecológica é um processo viável, mas requer empenho e compromisso das pessoas.

É importante ressaltar que a APA de Itupararanga apresenta um plano de manejo, porém dada as transformações da paisagem que acontecem na região, pode-se afirmar que esse plano não é cumprido pelos municípios envolvidos ou não como deveria ser para garantir o uso sustentável dos recursos naturais.

Mostra-se no Quadro 6 alguns registros de fatores antrópicos que contribuem para uma vulnerabilidade média a alta dos fragmentos florestais ou que indicam a pressão sobre os remanescentes florestais.

Quadro 6. Fatores que podem contribuir para vulnerabilidade média a alta dos fragmentos florestais ou que contribuem para que sejam pressionados.

	Proximidade de fragmentos de áreas urbanizadas • Observa-se que essa proximidade favorece o desmatamento em função da expansão desses locais ou até mesmo a implantação de uma atividade econômica.
	Fragmento florestal cercado por atividades agrícolas • Observa-se que os fragmentos ao redor desses cultivos ainda podem ser suprimidos, devido principalmente a declividade que favorece o trânsito de pessoas e máquinas agrícolas.
	Presença de plantas exóticas • Algumas plantas exóticas frequentemente observadas foram os bambus, essencialmente naqueles fragmentos florestais que estão próximos as estradas ou atividades agrícolas.
	Trilhas dentro dos fragmentos florestais • Notou-se dentro de alguns fragmentos trilhas no qual as pessoas acessam, por exemplo, para realizar atividade de lazer ou simplesmente para encurtar o caminho.

Encontra-se na Tabela 21 a vulnerabilidade ambiental encontrada em cada sub-bacia.

Tabela 21. Vulnerabilidade ambiental de cada sub-bacia.

Sub-bacias (S)	Vulnerabilidade	Total fragmentos	(%)
1	Baixa	0	0,00
	Média	7	19,44
	Alta	29	80,56
2	Baixa	0	0,00
	Média	1	11,11
	Alta	8	88,89
3	Baixa	2	6,25
	Média	21	65,63
	Alta	9	28,13
4	Baixa	5	12,20
	Média	29	70,73
	Alta	7	17,07
5	Baixa	4	22,22
	Média	12	66,67
	Alta	2	11,11
6	Baixa	0	0,00
	Média	7	100
	Alta	0	0,00
7	Baixa	3	11,11
	Média	12	44,44
	Alta	12	44,44
8	Baixa	4	30,77
	Média	7	53,85
	Alta	2	15,38
9	Baixa	8	66,67
	Média	3	25,00
	Alta	1	8,33
	Total	195	

Fonte: Elaborada pela autora.

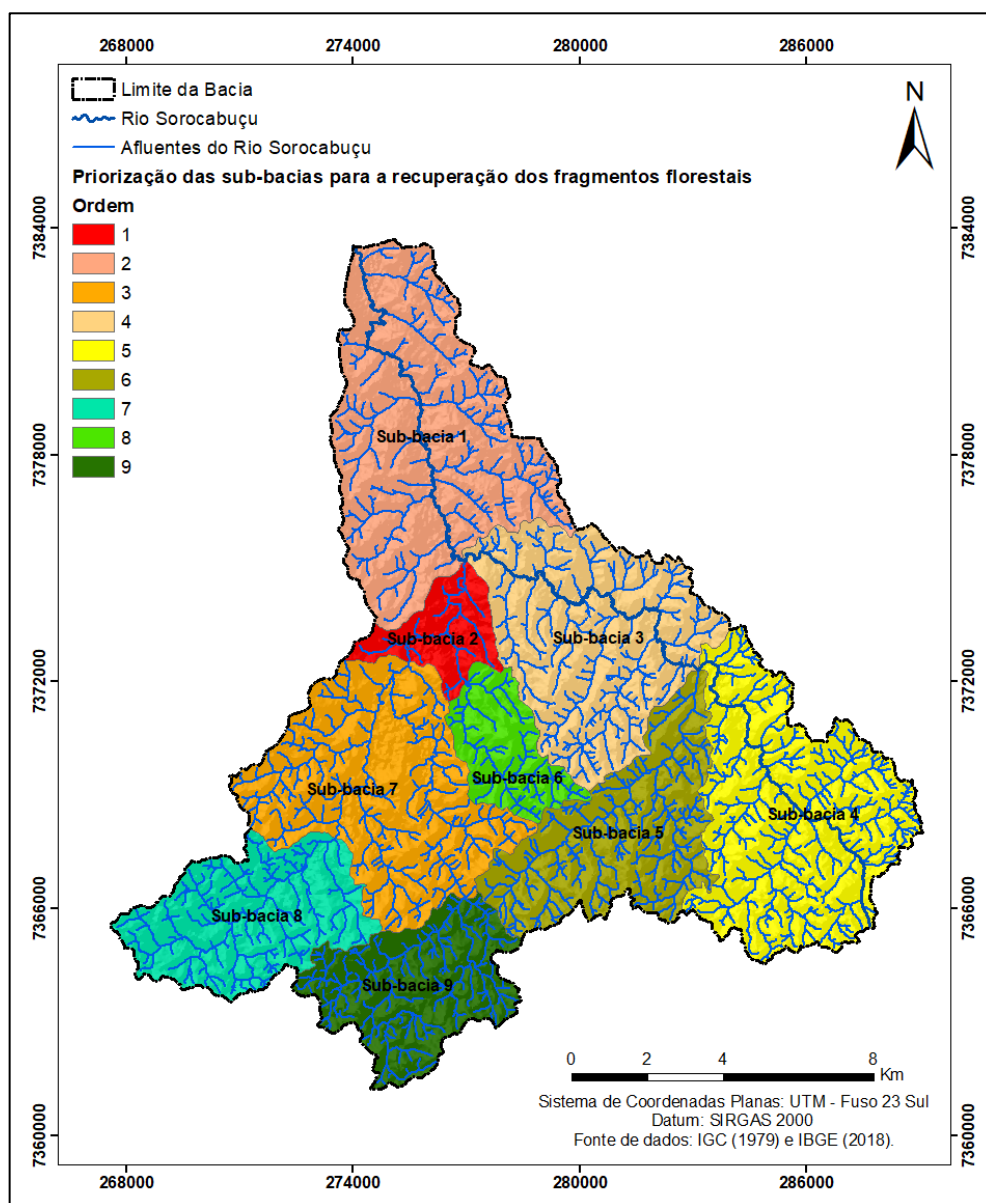
Observa-se na Figura 49 e Tabela 21 que todas as sub-bacias, com exceção da 6, apresentam pelo menos um fragmento florestal com alta vulnerabilidade. Apesar da sub-bacia 6 ser exceção, nesta sub-bacia todos os fragmentos florestais são considerados de média vulnerabilidade. A vulnerabilidade alta é maioria nas sub-bacias 1 e 2, o que representam cerca de 80% e 88% dos fragmentos florestais desses locais. Já a vulnerabilidade média prevalece nas sub-bacias 3, 4, 5, 6 e 8. A sub-bacia 9 é a única em que os fragmentos de baixa vulnerabilidade são maioria, 66,67%.

Pode-se considerar que todos os fragmentos da sub-bacia 1 e 2 são prioritários para um plano de recuperação, porém deve se atentar também para criar estratégias que evitem o comprometimento da qualidade dos fragmentos de baixa vulnerabilidade, porque esses fragmentos sinalizam que ainda conseguem fornecer um habitat mais equilibrado, não somente para as espécies da fauna e flora, mas para as populações humanas, principalmente em relação aos serviços ecossistêmicos. Logo, o comprometimento desses fragmentos pode resultar na desestruturação dos demais, já que por ser um ambiente menos perturbado, apresenta o maior potencial de servir de ponto de apoio, caso ocorra um desastre de origem ambiental ou antrópica.

Para que haja a criação de um plano de recuperação daqueles fragmentos que são mais vulneráveis e de estratégias que evitem perturbação dos fragmentos de baixa vulnerabilidade, é necessário que se leve em consideração também as características de cada sub-bacia, para que assim as medidas adotadas sejam mais eficazes e viáveis do ponto de vista socioambiental. Segundo Abdalla e Cruz (2015) conhecer as condições em que os fragmentos florestais se encontram, possibilita se fazer um diagnóstico que direcione para políticas de gestão hábeis em relação ao manejo local. Portanto, o mapeamento de vulnerabilidade facilita a projeção de medidas de prevenção e mitigação (VERONEZE; MACEDO; PEREIRA, 2017).

Na Figura 50 apresenta-se a ordem de priorização das sub-bacias para a recuperação dos fragmentos florestais. Observa-se que essa ordem de prioridade (da mais prioritária para a menos prioritária) seria, sub-bacia 2, sub-bacia 1, sub-bacia 7, sub-bacia 3, sub-bacia 4, sub-bacia 5, sub-bacia 8, sub-bacia 6 e sub-bacia 9. As sub-bacias 2 e 1 devido apresentarem apenas fragmentos de vulnerabilidade média e alta se tornaram prioritárias em um plano de ação voltado para o retorno da qualidade ambiental dos remanescentes florestais. A Sub-bacia 9, pelo fato de ser uma das que apresentam as melhores condições para a sobrevivência da fauna, da flora e continuidade dos fornecimentos dos serviços ecossistêmicos, a classifica como uma das com menor prioridade em um plano de recuperação, porém, não significa que não deve haver fiscalização para evitar que os remanescentes florestais sofram pressões antrópicas.

Figura 50. Ordem de priorização das sub-bacias para recuperação dos fragmentos florestais.



Fonte: Elaborada pela autora.

7. CONCLUSÕES

A pesquisa possibilitou desenvolver um índice de vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais que retrata as condições de conservação e preservação dos fragmentos florestais. Esse índice pode ser replicado em outras pesquisas e sua informação pode auxiliar os gestores ambientais na tomada de medidas eficazes, que possibilitem a amenização dos impactos negativos sobre os fragmentos florestais.

Em relação ao mapeamento de cobertura e uso terra, constatou-se que entre as subclasses de cobertura e uso da terra considerada natural, que predomina na bacia, é a de

floresta e entre as antrópicas destacam-se atividades agrícolas, sobretudo, culturas temporárias. Este tipo de cultura é possivelmente uma das principais responsáveis pela transformação da paisagem, dentro do tempo analisado, mas não necessariamente isso é o que de fato acontece, uma vez que não se analisou um ano intermediário para se confirmar essa suposição, embora o estudo aponte para esse tipo de transformação. Porém, pode-se afirmar que nos últimos nove anos a taxa de desmatamento não foi maior que os 6,43% constatado, porque a maioria das florestas encontram-se em locais com maior declive, ou seja, de difícil acesso.

Todas essas interferências na paisagem contribuíram para que a maioria dos fragmentos da bacia se tornassem pequenos, isolados e marcados por formatos irregulares, sobretudo com uma maior exposição a ação antrópica. Essas condições tornam os fragmentos mais suscetíveis a extinção e com isso pode-se comprometer a manutenção da biodiversidade da região. Especificamente ao se tratar de fragmentos de tamanho pequeno, é importante que medidas urgentes sejam tomadas, uma vez que, esses remanescentes são considerados essenciais para a manutenção da biodiversidade, já que funcionam como trampolins ecológicos.

O Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF) mostrou que as classes de risco de extinção alto e muito alto são as que apresentam o maior quantitativo de fragmentos, porque diante do conjunto de fatores analisados, as características dos fragmentos que se enquadram nessas classes os condicionam a um maior impacto negativo, como, maior exposição antrópica, menores tamanhos e por se encontrarem mais isolados. Ao se comparar o IREFF de 2010 com o 2019 verificou-se uma predominância de fragmentos extintos que estavam dentro das classes alto e muito alto, e a maioria deles essencialmente apresentando essas características resultantes de impactos negativos.

O Indicador de Sustentabilidade dos Fragmentos Florestais (ISFF) mostrou que a maioria dos fragmentos são considerados de sustentabilidade média, que compreende em sua maioria os fragmentos de tamanho pequeno e médio, e não se constatou fragmento de tamanho grande e muito grande que se apresentasse com uma sustentabilidade considerada muito baixa ou baixa. Isso mostra que os fatores utilizados para a composição desse indicador são adequados, já que as condições em que os fragmentos se encontram são reflexos de um conjunto de interferências que sofrem ou das características resultantes do processo de transformação da paisagem. Portanto, analisar os fragmentos florestais mediante a sua sustentabilidade se torna importante para estabelecer medidas que visem manter não somente a biodiversidade da flora e da fauna, mas os serviços ecossistêmicos e consequentemente o bem-estar das populações locais.

O Indicador de Risco de Incêndio Florestal (IRIF) originado a partir do Indicador do Risco de Incêndio e Queimada (IRIQ) e dos focos de incêndios e queimadas possibilitou identificar os fragmentos florestais que apresentam elevado risco de incêndios, porém em termos de priorização recomenda-se que nas sub-bacias 1, 7 e 8 sejam tomadas medidas urgentes, como construção de torre de observação de incêndios e utilização de queimadas para diminuir o material combustível, uma vez que são as regiões com o risco de incêndios considerado muito alto. Essas medidas são consideradas como essenciais para ajudar no monitoramento e combate de incêndios, evitando assim a degradação florestal e consequentemente contribuir para manutenção desse habitat.

A partir da validação do Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais (IVAFF) foi possível assegurar que a metodologia aplicada foi eficiente, podendo assim ser utilizada em outros estudos. Como a maioria dos fragmentos florestais são considerados de média e alta vulnerabilidade confirma-se o que já havia sido retratado pelos indicadores, de que os impactos sobre os fragmentos são em sua maioria impulsionados supostamente pelas atividades antrópicas agrícolas. Em vista disso, se não forem criadas estratégias de conservação ou preservação os fragmentos tendem a perder as condições mínimas, para a sobrevivência da fauna e flora e para o fornecimento dos serviços ecossistêmicos. Vale reiterar que mesmo os fragmentos com baixa vulnerabilidade precisam de um plano de ação para que continuem a fornecer um habitat adequado.

Diante das condições apresentadas pelos fragmentos florestais em relação a todos os indicadores, surge a pergunta: como conservar ou preservar fragmentos florestais da Mata Atlântica em função desses cenários, somados a outros impactos antrópicos e de características dos fragmentos, que os desfavorecem? A resposta seria promover uma política de gestão participativa, em que leve em consideração as necessidades da população local junto ao incentivo à restauração ecológica e medidas preventivas, para que assim, reduzam as atividades antrópicas e consequentemente evite a supressão da vegetação nativa e a pressão da matriz sobre os remanescentes florestais.

Para trabalhos futuros sugere-se que além dos indicadores utilizados, novos sejam complementados, como, os que levem em consideração a percepção da população local, o que pode ser obtido por meio de questionários. Deste modo, pode-se gerar um índice capaz fornecer informações que possam se antecipar as necessidades da população, em que, além de ajudar a evitar o comprometimento de novas áreas de mata nativa, garanta uso sustentável dos recursos naturais.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, L. S.; CRUZ, C. B. M. Análise de Fragmentação Florestal no Município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 67/1, p. 169-184, 2015.

AJIN, R.S.; LOGHIN, A. M.; JACOB, M. K.; VINOD, P.G.; KRISHNAMURTHY, R.R. The Risk Assessment Study of Potential Forest Fire in Idukki Wildlife Sanctuary using RS and GIS Techniques. **International Journal of Advanced Earth Science and Engineering**, v. 5, n. 1, p. 308-318, 2016.

ALMEIDA, A. Q.; RIBEIRO, A.; DELGADO, R. C.; RODY, Y. P.; OLIVEIRA, A. S.; LEITE, F. P. Índice de Área Foliar de Eucalyptus Estimado por Índices de Vegetação Utilizando Imagens TM - Landsat 5. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 368-376, 2015.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALTIERI, V.; FRANCO, S.; LOMBARDI, F.; MARZILIANO, P. A.; MENGUZZATO, G.; PORTO, P. The role of silvicultural systems and forest types in preventing soil erosion processes in mountain forests: a methodological approach using cesium-137 measurements. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 3378-3387, 2018.

ALVES, E. D. L.; BIUDES, M. S.; VECCHIA, F. A. S. Interpolação Espacial na Climatologia: Análise dos Critérios que Precedem sua Aplicação. **Revista Geonorte**, v.1, n.5, p.606-618, 2012.

AMORIM, A. T; SOUSA, J. A. P.; LOURENÇO, R. W. Indicador dos Estágios de Sucessão de Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica. **Rev. Bras. Cartogr.**, v. 71, n. 3, p. 756 - 780, 2019.

AMORIM, R. C. F.; RIBEIRO, A.; LEITE, C. C.; LEAL, B.G.; SILVA, J. B. G. Avaliação do desempenho de dois métodos de espacialização da precipitação pluvial para o Estado de Alagoas. **Acta Sci. Technol.**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 87-91, 2008.

BARBOSA, F. C.; TEIXEIRA, A. S.; GONDIM, R. S. Espacialização da evapotranspiração de referência e precipitação efetiva para estimativa das necessidades de irrigação na região do Baixo Jaguaribe – CE. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, n.1, 24-33, 2005.

BARBOSA, J. P. L.; MANSANO, S. R. V. O reflorestamento da Mata Atlântica Brasileira: um estudo sobre as relações de poder na área ambiental. **ORG & DEMO**, Marília, v. 19, n. 2, p. 109-126, jul./dez., 2018.

BELLO, C.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; LIMA, R. A. F.; PERES, C. A.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v.1, n. 11, p. 1 -10, 2015.

BENAVIDES-SOLORIO, J.; MACDONALD, L. H. Post-fire runoff and erosion from simulated rainfall on small plots, colorado front range. **Hydrol. Process.** v. 15, n. 15, p. 2931–2952, 2001.

BENCHIMOL, M.; MARIANO-NETO, E.; FARIA, D.; ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M. S.; GOMES, F. S.; TALORA, D. C.; CAZETT, E. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, 499–507, 2017.

BERNARDI, E. C. S.; PANZIERA, A.G.; BURIOL, G. A.; SWAROWSKY, A. Bacia Hidrográfica como Unidade de Gestão Ambiental. **Disciplinarum Scientia**. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

BESTELMEYER, B.T.; OKIN, G. S.; DUNIWAY, M.C.; ARCHER, S. R.; SAYRE, N. F.; WILLIAMSON, J. C.; HERRICK, J. E. Desertification, land use, and the transformation of global drylands. **Front. Ecol. Environ.**, v.13, n.1, p. 28–36, 2015.

BILAR, A. B. C.; PIMENTEL, R. M. M.; CERQUEIRA, M. A. Monitoramento da Cobertura Vegetal Através de Índices Biofísicos e Gestão de Áreas Protegidas. **Geosul**, Florianópolis, v. 33, n. 68, p.236-259, 2018.

BISHOP, Y. M. M. Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice. Press, 1975. 575 p.

BLUMENFELD, E. C.; SANTOS, R. F.; THOMAZIELLO, S. A.; RAGAZZI, S. Relações entre Tipo de Vizinhaça e Efeitos de Borda em Fragmento Florestal. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1301-1316, 2016.

BOLFE, E. L. **Desenvolvimento de uma metodologia para a estimativa de biomassa e de carbono em sistemas agroflorestais por meio de imagens orbitais**. 319f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, 2010.

BORGES, L.F.R.; SCOLFORO, J.R.; OLIVEIRA, A.D.; MELLO, J. M.; ACERBI JUNIOR, F. W.; FREITAS, G. D. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 22-38, 2004.

BOSA, D. M.; PACHECO, D.; PASETTO, M. R.; SANTOS, R. Florística e Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, v.39, n.1, p.49-58, 2015.

BOUSSOUGOU, G. B.; BROU, Y. T.; VALIMBA, P. **Vulnerability of Pugu and Kazimzumbwi Forest Reserves Under Anthropogenic Pressure in Southeast Tanzania**. In: Computational Science and Its Applications – ICCSA 2018. Springer International Publishing, p. 231–240, 2018.

BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S.; PEH, K. S. H.; BROOK, B. W. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. **Global Change Biology**, v. 13, p. 2379 - 2395, 2007.

BRAGA, T. M.; FREITAS, A. P.; DUARTE, G. S. SOUSA, J. C. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar. **Nova Economia**, p. 11-33, 2004.

BRASIL (1921). **Decreto 4.421, de 28 de dezembro de 1921** - Publicação Original. Dispõe sobre a criação do Serviço Florestal, Camera dos Deputados, Brasília, 1921. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1920-1929/decreto-4421-28-dezembro-1921-567912-publicacaooriginal-91264-pl.html>>. Acesso em: 07 fev. 2019.

BRASIL. **Decreto 6.660 de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica.** Diário Oficial da União, Brasília, 2008.

BRASIL. **Lei 11.428 de 22 de dezembro de 2006.** Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2006.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annu. Rev. Environ. Resour.** v. 32, p. 67-98, 2007.

BRAZ, A. M.; ÁGUAS, T. A.; GARCIA, P. H. M. Análise de índices de vegetação NDVI e SAVI e Índice de Área Folear (IAF) para a comparação da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego ribeirãozinho, município de Selvíria-MS. **Revista Percorso**, v. 7, n. 2, p. 5-22, 2015.

BREMER, L. L.; WADA, C. A; MEDOFF, S.; PAGE, J.; FALINSKI, K.; BURNET, K. M. Contributions of native forest protection to local water supplies in East Maui. **Science of the Total Environment**, v. 688, p. 1422–1432, 2019.

BROCKERHOFF, E.; BARBARO, L.; CASTAGNEYROL, B.; FORRESTER, D. I.; GARDINER, B.; LEZ-OLABARRIA, J. R. G.; LYVER, P. O. B.; MEURISSE, N.; OXBROUGH, A.; TAKI, H.; THOMPSON, I. D.; PLAS, F. V.D.; JACTEL, H. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodivers. Conserv.**, v. 26, p. 3005–3035, 2017.

BUTT, B. Environmental indicators and governance. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 32, p. 84-89, 2018.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. **Introdução.** In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). Introdução à Ciência da Geoinformação. São José dos Campos: INPE, 2001.

CAMARGO, L. S.; SILVA, R. W.; AMARAL, S.S.; SILVA, A. P.; FERRELI, T.; SILVA, M. P. D. Mapeamento de Áreas Susceptíveis a Incêndios Florestais do Município de Petrópolis – RJ. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 42, n. 1, p. 630-641, 2019.

CAMPANILI, M.; BERTOLDO, W. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental.** Brasília: MMA/SBF, 2010. 96 p.

CARNEIRO, J. J.; CARDOSO, I. M.; SILVA, A. L. M. S.; FERRARI, L. T.; PONTES, L. M.; FERNANDES, R. B. A.; CARVALHO, A. F.; FERNANDES FILHO, E. I. Agricultores

afirmam: a água aumenta com a transição agroecológica. **Rev. Bras. de Agroecologia**, v.12, n.1, p. 052-058, 2017.

CELENTANO, D.; MIRANDA, M. V. C.; MENDONÇA, E. N.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; LOCH, V. C.; VARGA, I. V. D.; FREITAS, L.; ARAÚJO, P.; NARVAES, I. S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; KAHWAGE, C.; PINHEIRO, M.; MARTINS, M. B. Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, n. 92, p. 315 - 339, 2018.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e Configuração da Paisagem da Sub-Bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com Ênfase nas Áreas de Florestas. **Revista Árvore**, v.33, n.4, p.705-711, 2009.

CHEN, J.; DOWMAN, I.; LI, S.; LI, Z.; MADDEN, M.; MILLS, J.; PAPARODITIS, N.; ROTTENSTEINER, F.; SESTER, M.; TOTH, C.; TRINDER, J.; HEIPKE, C. Information from imagery: ISPRS scientific vision and research agenda. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 115, p. 3 - 21, 2016.

CIIAGRO - CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS. **Valores mensais de temperatura.** Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/climasp.html>>. Acesso em: 21 jan. 2019.

CLARK LABS. **Idrisi Selva**. Worcester: Clark Labs, Clark University. 2012. 324p.

COCCARO, P.; MORAES, S.; GIORDANO, F; MAGENTA, M. A.G. Distribuição Espacial de bromélias (Bromeliaceae epífitas) na Floresta da Mata Atlântica APA - Serra do Guararu – GuarujáSP - Brasil. **UNISANTA BioScience**, v. 3, n. 3, p. 184-190, 2014.

ÇOLAK, E.; SUNAR, F. Evaluation of forest fire risk in the Mediterranean Turkish forests: A case study of Menderes region, Izmir. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 45, p. 1-10, 2020.

CBH-SMT - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA SOROCABA – MÉDIO TIETÊ. **Relatório de Situação 2018.** 2018. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/events//CBH-SMT/6684/3brelatorio-situao-2018.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

CORRÊA, L. C.; TERUYA JUNIOR, H.; DALMAS, F. B.; PARANHOS FILHO, A. C. Análise da Paisagem da Região de Dois Irmãos de Buriti, Mato Grosso do Sul. **Anuário do Instituto de Geociências**, v.40, n. 3, p. 181-190, 2017.

COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PIRES, J. S. R. Análise do Processo de Fragmentação da Floresta nos Municípios de Corumbiara e Buritis – RO. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.3, p. 334-344, 2015.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, v. 24, p. 109-137, 2004.

DAEE - DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. 2020. **Banco de dados hidrológicos**. 2020. Disponível em: < <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>>. Acesso em: 25 jan. 2020.

DALLOZ, M. F.; CROUZEILLES, R.; GOMES, M. A.; PAPI, B.; PREVEDELLO, J. A. Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 216–220, 2017.

DANTAS, M. S.; ALMEIDA, N. V.; MEDEIROS, I. S.; SILVA, M. D. Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 2, n. 1, p. 87-97, 31 jan. 2017.

DATAGEO - INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS AMBIENTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Cartas topográficas na escala de 1:10.000**. 2019. Disponível em: < <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 05 jun. 2019.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996, 484p.

DHALL, A.; DHASADE, A; NALWADE, A; RAJ, M.; KULKARNI, V. A survey on systematic approaches in managing forest fires. **Applied Geography**, v. 121, p. 1-19, 2020.

DIAS, F. A; GOMES, L. A; ALKMIM, J. K. Avaliação da Qualidade Ambiental Urbana da Bacia do Ribeirão do Lipa através de Indicadores, Cuiabá/MT. **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 1, p. 127-147, 2011.

DRISCOLL, D. A.; BANKS, S. C.; BARTON, P. S.; LINDENMAYER, D. B.; SMITH, A. L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 605-613, 2013.

DONG, X.; LI-MIN, D.; GUO-FAN, S.; LEI, T.; HUI, W. Forest fire risk zone mapping from satellite images and GIS for Baihe Forestry Bureau, Jilin, China. **Journal of Forestry Research**, v. 16, n. 3, p. 169-174, 2005.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA NETO, J. L. Climate change evidence in Brazil from Köppen's climate annual types frequency. **International Journal of Climatology**, p. 1 - 11, 2018.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA NETO, J. L. Les types de climats annuels au Brésil: une application de la classification de Köppen de 1961 à 2015. **EchoGéo**, v. 41, p. 1-28, 2017.

EDO-JRC. **NDWI: Normalized Difference Water Index**. Product Fact Sheet: NDWI – Europe, Version 1, 1–6, 2011. Disponível em: http://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/factsheets/factsheet_ndwi.pdf. Acesso em: 07 fev. 2020.

ELLISON, D.; MORRIS, C. E.; LOCATELLI, B.; SHEIL, D.; COHEN, J.; MURDIYARSO, D.; GUTIERREZ, V.; NOORDWIJK, M.V.; CREED, I. F.; POKORNY, J.; GAVEAU, D.; SPRACKLEN, D.V.; TOBELLA, A. B.; ILSTEDT, U.; TEULING, A.J.; GEBREHIWOT, S. G.; SANDS, D. C.; MUYS, B. V.; VERBIST, B.; SPRINGGAY, E.; SUGANDI, Y.;

SULLIVAN, C. A. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. **Global Environmental Change**, v. 43, p. 51–61, 2017.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004, 209 p.

ESRI - ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGis 10.5**. 2016.

ERB, H.; KASTNER, T.; PLUTZAR, C.; BAIS, A. L. S.; CARVALHAIS, N.; FETZEL, T.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; LAUK, C.; NIEDERTSCHEIDER, M.; PONGRATZ, J.; THURNER, M.; LUYSSAERT, S. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. **Nature**, v. 553, p.73–76, 2018.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services**. 2012. 80p. Disponível em: < <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>>. Acesso em: 12 jun. 2019.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Missions: Sentinel-2**. 2019a. Disponível em: < <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>>. Acesso em: 15 jun. 2019.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Level-1**. 2019b. Disponível em: < <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/processing-levels/level-1>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **The Sentinel Application Platform (SNAP)**. 2019c. Disponível em: < <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>>. Acesso em: 22 mar. 2019.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Level-2A Algorithm Overview**. 2019d. Disponível em: < <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/level-2a/algorithm>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C.; RIBEIRO, G. A.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. B.; PANETO, G. G.; SCHETTINO, V. R. 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.

FENGLER, F. H.; MORAES, JENER F. L.; RIBEIRO, A. I, PECHE FILHO, A.; STORINO, M.; MEDEIROS, G. A. Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. R. **Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.19, n.4, p.402–408, 2015.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERNANDES, M.; FERNANDES, M.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. S.; GONÇALVES, F. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). **Scientia Forestalis**, n. 53, p. 39-48, 1998.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. **Acta Sci. Biol. Sci.** Maringá, v. 30, n. 4, p. 379-390, 2008.

FITZ, P. R. **Cartografia básica**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 143 p.

FLORENZANO, T. C. **Imagens de Satélite para Estudos Ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, 97p.

FREITAS, C. M.; GIATTI, L. L. Indicadores de sustentabilidade ambiental e de saúde na Amazônia Legal, Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 25, n.6, p. 1251-1266, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018**. 2019.

GABRIELSEN, P.; BOSCH, P. **Environmental indicators: typology and use in reporting**. European Environment Agency, Copenhagen, 2003. (Technical report, n.25).

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. 472 p.

GALVANIN, E. A. S.; DAL POZ, A. P. Sistema Lidar e Métodos de Interpolação de Dados. **Revista de Geografia**, v. 30, n.1, p. 91-102, 2013.

GAMBA, C. T. C.; CABRAL JUNIOR, M.; FERREIRA, C. J. O Uso de Sistemas de Informações Geográficas na Identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação e Aproveitamento Mineral no Litoral Norte de São Paulo. **Ra'e Ga**, Curitiba, v.39, p. 128 - 145, 2017.

GANDHI, G. M.; PARTHIBAN, S.; THUMMALUD, N.; CHRISTY, A. NDVI: Vegetation change detection using remote sensing and GIS—A case study of Vellore district. **Procedia Computer Science**, v. 57, p. 1199-1210, 2015.

GAO, B.C. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, p. 257-266, 1996.

GARCIA, D. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. **Ecosistemas**, v. 20, n. 2, p.1-10, 2011.

GAUDERETO, G. L.; AGUIAR, A. O.; GALLARDO, A. L. C. F. Plano Municipal da Mata Atlântica de São Paulo: Oficinas Participativas como Parte do Processo de Planejamento. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 18-30, 2017.

GOOGLE LLC. **Google Earth Pro**, v. 7.3, Mountain View, 2019.

GRISHIN, A.M.; FILKOV, A.I. A deterministic-probabilistic system for predicting forest fire hazard. **Fire Safety Journal**, v. 46, p. 56-62 46, 2011.

GUEDES, B. J.; MASSI, K.G.; EVERS, C.; NIELSEN-PINCUS, M. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Forest Ecology and Management**, v. 495, n. 1, p. 1-11, 2020.

GUEDES, J. C.F.; SILVA, S. M. P. Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação: Princípios Físicos, Sensores e Métodos. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.12, n.29, p. 127 - 144, mai./ago. de 2018.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007, 339p.

GUO, L.; MA, Y.; TIGABU, M.; GUO, X.; ZHENG, W.; GUO, F. Emission of atmospheric pollutants during forest fire in boreal region of China. **Environmental Pollution**, v. 264, p. 1-9, 2020.

HAMMOND, A.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D.; WOODWARD, R. **Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development**; World Resource Institute: Washington, DC, USA, 1995.

HAVEL, A.; TASDIGHI, A.; ARABI, A. Assessing the hydrologic response to wildfires in mountainous regions. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 22, p. 2527–2550, 2018.

HE, T.; LAMONT, B. B.; PAUSAS, J. G. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. **Biol. Rev.**, v. 94, p. 1983–2010, 2019.

HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v.25, p.295-309, 1988.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Base de informações do Censo Demográfico 2010**: Resultados do Universo por setor censitário. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html. Acesso em: 12 abr. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico – 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010a. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais>. Acesso em: 20 de abr. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de densidade demográfica de 2010**. 2010b. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=1&idnoticia=2501&t=ibge-lanca-mapa-densidade-demografica-2010&view=noticia>. Acesso em: 20 de abr. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha territorial**. 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 10 fev. 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal**. 2018. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas> >. Acesso em: 10 out. 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE cidades**. 2020. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ibiuna/panorama> >. Acesso em: 20 mar. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de uso da terra**. 3ªEd. Rio de Janeiro: IBGE. 2013. 171p.

IESCHECK; A. L.; SLUTER, C. R.; AYUP-ZOUAIN, R. N. Interpolação Qualitativa de Dados Espaciais. **Bol. Ciênc. Geod.**, Curitiba, v. 14, n. 4, p.523-540, 2008.

IEZZI, M. G.; CRUZ, P.; VARELA, D.; DI, B. M. M. S.; DE ANGELO, C. Fragment configuration or environmental quality? Understanding what really matters for the conservation of native mammals in the Atlantic Forest of Argentina. **Journal for Nature Conservation**, v. 52, p. 1-12, 2019.

IGC - INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Ortofoto Leste de SP**. 2010. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: mar. 2018.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2020. **Perguntas frequentes**. 2020. Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/informacoes/perguntas-frequentes#p6>. Acesso em: 16 mar. 2020.

IGC - INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Carta topográfica**. Serviço Gráfico do IGC, 1979. Escala 1:10.000.

JACKSON, R. D.; HUETE, A. R. Interpreting vegetation indices. **Preventive veterinary medicine**, v. 11, n. 3-4, p. 185-200, 1991.

JAISWAL, R. K.; MUKHERJEE, S.; RAJU, K. D.; SAXENA R. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. **Int. J. Appl. Earth Obs.** v. 4, p. 1-10, 2002.

JANSSEN, P.; CATEAU, E.; FUHR, M.; NUSILLARD, B.; BRUSTEL, H.; BOUGET, C. Are biodiversity patterns of saproxylic beetles shaped by habitat limitation or dispersal limitation? A case study in unfragmented montane forests. **Biodivers Conserv**, v. 25, p. 1167–1185, 2016.

JENSEN, J. R. **Remote sensing of the environment: an Earth Resources Perspective**. 2. ed. Upper Saddle River: PrenticeHall. 2007. 592p.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459-473, 2014.

JOSE, SHIBU. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n.1, p.1–10, 2009.

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R. **Modelagem de Risco de Incêndios em Florestas Naturais com o Uso de Geotecnologias**. In: Geotecnologias & análise ambiental: aplicações práticas. 1ed. Alegre, ES: CAUFES, 2015, 231p.

KARSAI, I.; ROLAND, B.; KAMPIS, G. The effect of fire on an abstract forest ecosystem: Na agent based study. **Ecological Complexity**, v. 28, p. 12-23, 2016.

KEINATH, D. A.; DOAK, D. F.; HODGES, K. E.; PRUGH, L. R.; FAGAN, W.; SEKERCIOGLU, C. H.; BUCHART, S. H. M.; KAUFFMAN, M. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 26, p.115–127, 2017.

KOZERA, C.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R.; Composição Florística de uma Formação Pioneira Com Influência Fluvial em Balsa Nova, PR, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 2, p. 309-322, 2009.

KRAEMER, R. A.; PEICHERT, H. **Analysis of the Yale Environmental Performance Index (EPI)**. UBA-Texte 09/08, Dessau, German Federal Environment Agency. 2008, 50p.

KRISTENSEN, K.; PENHA-LOPES, G.; DELEFOSSE, M.; VALDEMARSEN, T.; QUINTANA, C. O.; BANTA, G. T. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 446, p. 285–302, 2012.

KUMAR, N.; YAMAÇ, S. S.; VELMURUGAN, A. Applications of Remote Sensing and GIS in Natural Resource Management. **Journal of the Andaman Science Association**, v. 20, n. 1, p. 1-6, 2015.

LACERDA, G. L. B.; FIRMINO, L. Q.; SÁ, A. C. N.; ROCHA NETO, O.; SILVA, V. F. Caracterização morfométrica: estudo de caso da bacia hidrográfica do Riacho dos Grossos, Paraíba, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.10, n.2, 2019.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. 1 Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 423p.

LASCHEFSKI, K.A.; DUTRA, C.; DOULA, S.M. A legislação ambiental como foco de conflitos: uma análise a partir das representações sociais da natureza dos pequenos agricultores em Minas Gerais, Brasil. **Soc. Nat.**, v. 24, p. 405-418, 2012.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LEITE, A. C. F.; PRUDÊNCIO, R. X. A.; MELLO, Z.R.; GIORDANO, F. Levantamento de hepáticas nas trilhas de Prainha Branca e Prainha Preta na Serra do Guararú, Guarujá, São Paulo, Brasil. **UNISANTA Bioscience**, v. 6, n. 3, p. 226 – 232, 2017.

LIMA, A. G. A Bacia Hidrográfica como Recorte de Estudos em Geografia Humana. **Geografia**, v. 14, n. 2, P. 173-183, 2005.

LIMA, B. C.; FRANCISCO, C. N.; BOHRER, C. B. A. Deslizamentos e Fragmentação Florestal na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1283-1295, 2017.

LIN, W.; WU, K.; LAO, Z.; WEI, HU.; LIN, B.; LI, Y.; FAN, H.; HU, J. Assessment of trace metal contamination and ecological risk in the forest ecosystem of dexing mining area in northeast Jiangxi Province, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, V. 167, P. 76-82, 2019.

LINN, R. R.; CANFIELD, J. M.; CUNNINGHAM, P.; EDMINSTER, C.; DUPUY, J. L.; PIMONT, F. Using periodic line fires to gain a new perspective on multidimensional aspects of forward fire spread. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 157, n. 1, p. 60 - 76, 2012.

LIMA, A. C. V.; CARACRISTI, I. Análise dos Sistemas Ambientais do Alto Curso da Sub-bacia do Rio Jaibaras (CE). **Revista Equador (UFPI)**, v. 8, n. 2, p.332 – 347, 2019.

LIMA, G. S. A.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Qualidade da paisagem e perdas de solo frente à simulação de cenários ambientais no Cerrado, Brasil. **Soc. Nat.**, v.32, p.426-439, 2020.

LIU, M.; LIU, X.; WU, L.; TANG, Y.; LI, Y.; ZHANG, Y.; YE, L.; ZHANG, Z. Establishing forest resilience indicators in the hilly red soil region of southern China from vegetation greenness and landscape metrics using dense Landsat time series. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 1- 17, 2021.

LOBATO, R. B.; MENEZES, J; LIMA, L. A; SAPIENZA, J. A. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada para Análise da Redução da Mata Atlântica na Região Costeira do Distrito de Tamoios Cabo Frio/RJ. **Caderno de Estudos Geoambientais**, v. 1, p. 14/2-23, 2010.

LONGLEY, P. A.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J.; RHIND, D. W. **Geographic information science and systems**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2015, 477 p.

LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SOUSA, J. A. P.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Modelagem Ambiental de Bacias Hidrográficas: Caracterização Morfométrica e Pedológica da Bacia do Rio Una – Ibiúna, Brasil. **Geosul**, Florianópolis, v. 33, n. 66, p.105-127, jan./abr. 2018a.

LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P.; SOUZA, J. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Spatial Dynamics of Atlantic Forest Fragments in a River Basin. **Floresta**, Curitiba, v. 50, n. 1, p. 1053 - 1062, 2020.

LOPES, E. R. N.; SALES, J. C. A.; SOUSA, J. A. P.; AMORIM, A. T.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R.W. Losses on the Atlantic Mata Vegetation Induced by Land Use Changes. **Cerne**, v.24 n.2, p. 121 – 132, 2018b.

LOPES, E. R. N.; SALES, J. C. A.; CARVALHO, G. E. L.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. A Importância do Profissional Habilitado e os Riscos Associados ao Cadastro Ambiental Rural. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 7, n. 4, p. 4-25, out/dez. 2018c.

LOPES, E. R. N. L.; SILVA, A. P. P.; PERUCHI, J. F.; LOURENÇO, R. W. Zoneamento de Risco de Incêndio e Queimadas no Município de Sorocaba –São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 36, p. 118-129, 2018d.

LOPES, I.; LEAL, B. G.; RAMOS, C. M. C.; MELO, J. M. M. Espacialização da Precipitação para a Região do Submédio São Francisco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.10, n.5, p. 893 - 903, 2016.

LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A. Development of a methodology for evaluation of the remaining forest fragments as a management tool and environmental planning. **Ambiência**, v.10, n.3, p. 685-698, 2014.

LU, Y.; FU, B.; FENG, X.; ZENG, Y.; LIU, Y.; CHANG, R.; SUN, G.; WU, B. A Policy-Driven Large Scale Ecological Restoration: Quantifying Ecosystem Services Changes in the Loess Plateau of China. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, p. 1 – 10, 2012.

LUZ, V. G.; SIQUEIRA, C. E. G.; LA-ROTTA, E. I. G.; MIQUILIN, I. O. C.; CORREA FILHO, H. R. (In)Segurança alimentar e nutricional, autopercepção da saúde e uso de Agrotóxicos: o caso dos agricultores familiares de Ibiúna, São Paulo. **Segurança Alimentar e Nutricional**, Campinas, v. 22, n. 2, p. 729-741, 2015.

LY, S.; CHARLES, C.; DEGRÉ, A. Different methods for spatial interpolation of rainfall data for operational hydrology and hydrological modeling at watershed scale. A review. **Biotechnol. Agron. Soc. Environ.** v. 17, n. 2, 392-406, 2013.

MALHI, Y.; GARDNER, T. A.; GOLDSMITH, G. R.; SILMAN, M. R.; ZELAZOWSKI, P. Tropical Forests in the Anthropocene. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 39, p. 125–59, 2014.

MARENGO, J. A.; ALVES, L.M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. **GEOUSP (Online)**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 485 - 494, set./dez. 2015.

MARIOT, A.; MANTOVANI, A.; BITTENCOURT, R.; REIS, M. S. Aspectos da Biologia Reprodutiva de *Drimys Brasiliensis* Miers (Winteraceae) em Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 877-888, 2014.

MARTINELLI, G. C.; SCHLINDWEIN, M. M.; PADOVAN, M. P.; GIMENES, R. M. T. Decreasing uncertainties and reversing paradigms on the economic performance of agroforestry systems in Brazil. **Land Use Policy**, v. 80, 274–286, 2019.

MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Detecting Stepping-Stones for Connectivity Planning in Local-Regional Scale. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 35, p. 49-57, 2018.

MARTINES, M., TOPPA, R., FERREIRA, R., CAVAGIS, A., KAWAKUBO, F., MORATO, R. Spatial Analysis to Identify Urban Areas with Higher Potential for Social Investment. **Journal of Geographic Information System**, v. 9, p. 591-603, 2017.

MARTINS, A. P.; ROSA, R. Procedimentos Metodológicos para Estimativa de Variáveis Relacionadas ao Balanço de Energia no Sistema Terra-Atmosfera – Uma Revisão de Literatura. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 41, v. 1, p. 100-119, 2019.

MARTINS, R. N.; ABRAHÃO, S. A.; RIBEIRO, D. P.; COLARES, A. P. F.; ZANELLA, M. A. Spatio-Temporal Analysis of Landscape Patterns in the Catolé Watershed, Northern Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 42, n. 4, p. 1 – 11, 2018.

MATTAR NETO, J.; KRÜGER, C. M.; DZIEDZIC, M. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. **Eng Sanit Ambient.**, v.14, n.2, p. 205-214, 2009.

MAUS, N.; CÂMARA, G.; CARTAXO, R.; SANCHEZ, A.; RAMOS, M.; QUEIROZ, G.R. A TimeWeighted Dynamic Time Warping Method for Land-Use and Land-Cover Mapping. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 9, n. 8, p. 3729-3739, 2016.

MCGARIGAL, K. **Fragstats**: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts. Massachusetts: Amherst, 2013. 182 p.

MEGIATO, E. I.; MOURA, N. S. V. Mapeamento Geomorfológico da Bacia Hidrográfica do Arroio Pelotas, RS. **Geografia**, Londrina, v. 28. n. 1. p. 151 - 163, 2019.

MELO, E. T.; SALES, M. C. L.; OLIVEIRA, J. G. B. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para Análise da Degradação Ambiental da Microbacia Hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateús-CE. **Ra'e Ga**, Curitiba, v. 23, p. 520-533, 2011.

MENESES, P. R. **Princípios de Sensoriamento Remoto**. In: MENESES, P. R; ALMEIDA, T. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília: INPE, p. 1- 33, 2012.

MENESES, P. R; SANO, E. J. **Classificação Pixel a Pixel de Imagem**. In: MENESES, P. R; ALMEIDA, T. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília: INPE, p. 191 - 208, 2012.

MENEZES, G. S. C.; CAZETTA, E.; DODONOVA, P. Vegetation structure across fire edges in a Neotropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 453, p. 1-11, 2019.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1-9. 2001.

MICROSOFT CORPORATION. **Microsoft Excel**. Versão 1909. 2016.

MILLER, D.C.; RANA, P.; WAHLÉN, C. B. A. Crystal Ball for Forests?: Analyzing the Social-Ecological Impacts of Forest Conservation and Management over the Long Term. **Environment and Society: Advances in Research**, v. 8, p. 40-62, 2017.

MIYANO, C. A.; SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; LOURENÇO, R. W. Dinâmica de Fragmentação no Alto Curso do Rio Una. **R. gest. sust. ambient.**, v. 9, n. esp., p. 494-512, 2020.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília: MMA, 2010. 408 p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Reserva da Biosfera**. 2018. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/reserva-da-biosfera.html>>. Acesso em: 24 jan. 2018.

MIRA-SERRA. **Manual de Capacitação para a Elaboração e Implementação dos Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. Porto Alegre: Mira-Serra, 2012. 86 p.

MITTERMEIER, R.A.; TURNER, W.R.; LARSEN, F.W.; BROOKS, T.M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), **Biodiversity Hotspots**. Springer, Berlin, 2011, p. 3–22.

MOLIN, P. G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S. F. B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v.55, p. 2767–2778, 2018.

MONTGOMERY, D. R. Predicting landscape-scale erosion using digital elevation models. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 335, p. 1121-1130, 2003.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologia de aplicação**. 2. ed. São José dos Campos: INPE. 2003. 307 p.

MOTAZEH, A. G.; ASHTIANI, E. F.; BANIASADI, R.; CHOOBAR, F. M. Rating and Mapping Fire Hazard in the Hardwood Hyrcanian Forests using Gis and Expert Choice Software. **Forestry Ideas**, v. 19, n. 2, p. 141–150, 2013.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NARITA, D.; GAVRILYEVA, T.; ISAEV, A. Impacts and management of forest fires in the Republic of Sakha, Russia: A local perspective for a global problem. **Polar Science**, In Press.

NASCIMENTO, M.C.; SOARES, V.P.; RIBEIRO, C.A.Á.S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, v.30, n.3, p.389-398, 2006.

NASA - NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION. Landsat Science. 2019. Disponível em: < <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-8/landsat-8-overview/>>. Acesso em: 27 jan. 2019.

NIKOLOPOULOS, E.I.; BORGA, M.; CREUTIN, J. D.; MARRA, F. Estimation of debrisflow triggering rainfall: Influence of rain gauge density and interpolation methods. **Geomorphology**, v. 243, p. 40-50, 2015.

NORONHA, G. C.; HORA, M. A. G. M.; SILVA, L. P. Análise do Índice de Anomalia de Chuva para a Microbacia de Santa Maria/Cambiocó, RJ. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 1, p. 74-81, 2016.

NUNES, M. T. O.; SOUSA, G. M.; TOMZHINSKI, G. W.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; FERNANDES, M. C. Variáveis Condicionantes na Susceptibilidade de Incêndios Florestais no

Parque Nacional do Itatiaia. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 38, n. 1, p. 54-62, 2015.

OLIVEIRA, A. M. F. As “Pitorescas” Florestas da Mata Atlântica nas Paisagens dos Viajantes. **Revista Labirinto**, Porto Velho, v. 29, n. 1, p. 249-258, jul./dez. 2018.

OLIVEIRA, C. D.; CAROLI, A. A.; AMARAL, A. S.; VILCA, O. L. Detecção de Fraudes, Anomalias e Erros em Análise de Dados Contábeis: Um Estudo com Base em *Outliers*. **Redeca**, v.1, n. 1, p. 102-127, 2014.

OLIVEIRA, D. S.; BATISTA, A. C.; SOARES, R. V.; GRODZKI, L.; VOSGERAU, J. Zoneamento de Risco de Incêndios Florestais para o Estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 217-221, 2004.

OLIVEIRA, W. P.; SILVA, M. A. V.; SOUZA, S. A.; SANTANA, C. C.; OLIVEIRA JUNIOR, A. R. Caracterização da variabilidade espacial e temporal da precipitação pluviométrica do Centro Sul Baiano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n.4, 1143-1151, 2017.

OLSTHOORN, X.; TYTECA, D.; WEHRMEYER, W.; WAGNER, M. Environmental indicators for business: a review of the literature and standardisation methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 9, p. 453-463, 2001.

OMACHI, C.Y.; SIANI, S. M. O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C.C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world’s largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.

PADOLFI, A. S.; RAMALDES, G. P.; SANTOS, O. L. Análise de Índice de vegetação Através de Imagens Obtidas por Vant. **Revista Científica da FAESA**, Vitória, v. 14, n. 1, p. 145-165, 2018.

PAIVA SOBRINHO, R.; GARCIA, J. R.; GORI, A. M.; ROMEIRO, A. R. Tecnologia Blockchain: inovação em Pagamentos por Serviços Ambientais. **Estudos Avançados**, v. 33, n. 95, p. 151-175, 2019.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environ. Sci. Policy**, v. 54, p. 438 – 447, 2015.

PESM - PARQUE ESTADUAL SERRA DO MAR. **Sobre o Parque Estadual Serra do Mar**. 2018. Disponível em: < <http://www.parqueestadualserradomar.sp.gov.br/pesm/sobre/> >. Acesso em: 24 jan. 2018.

PARROTTA, J.; YEO-CHANG, Y.; CAMACHO, L. D. Traditional knowledge for sustainable forest management and provision of ecosystem services. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 12, p, n.1-2, p. 1-4, 2016.

PAULA, M. R.; CABRAL, J. B. P.; MARTINS, A. P.; Uso de Técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento na Caracterização do Uso da Terra da Bacia Hidrográfica da UHE Caçu – GO. **Revista Geonorte**, v.2, n.4, p.127 - 139, 2012.

PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Avaliação da Qualidade da Água No Reservatório de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 33, n. 1, p.26-38, 2014.

PELEGRIN, N.; BUCHER, E.H. Effects of habitat degradation on the lizard assemblage in the Arid Chaco, central Argentina. **Journal of Arid Environments**, v. 79, p. 16 – 19, 2012.

PINESE JÚNIOR, J. F.; RODRIGUES, S. C. O Método de Análise Hierárquica – AHP – Como Auxílio na Determinação da Vulnerabilidade Ambiental Da Bacia Hidrográfica Do Rio Piedade (MG). **Revista do Departamento de Geografia**, v. 23, p. 4-26, 2012.

PEREIRA, M. G. **Indicadores de Saúde**. In: Epidemiologia: Teoria e Prática. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1995, 583 p.

PEREIRA, L. C.; ALMEIDA, A. S.; MONTEIRO, B. F.; LAMEIRA, W. J. M.; ASSUNÇÃO, A. P. Mapeamento de Uso e Cobertura da Terra e Análise da estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Uraim. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 75, p. 225–239, 2020.

PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M. C.; ROBERTS, D.; VENTURIERI, A. Métricas da Paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n. 1., p. 59-90, 2001.

PIRAGNOLO, M.; LUSIANIC, G.; PIROTTI, F. **Comparison of vegetation indices from rpas and sentinel-2 imagery for detecting permanent pastures**. In: International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences (ISPRS), v. XLII-3, p. 1381–1387, 2018.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise Espacial de Fragmentos Florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v.38, n.2, p.271-281, 2014.

PIVELLO, V. R. The Use of Fire in The Cerrado And Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R.; L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n.63, p. 43-60, 2008.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. Sensoriamento remoto da vegetação. 2ª ed. atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos, 2012, 160p.

POULSEN, J. R.; CLARK, C. J.; PALMER, T. M. Ecological erosion of an Afrotropical forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. **Biological Conservation**, v. 163, p. 122 – 130, 2013.

POURTAGHI, Z. S.; POURGHASEMI, H. R.; ARETANO, R.; SEMERARO, T. Investigation of general indicators influencing on forest fire and its susceptibility modeling using different data mining techniques. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 72–84, 2016.

PURI, K.; AREENDRAN, G.; RAJ, K.; MAZUMDAR, S.; JOSHI, P. K. Forest fire risk assessment in parts of Northeast India using geospatial tools. **Journal of Forestry Research**, v. 22, n. 4, p. 641–647, 2011.

ROGGE, N. Undesirable specialization in the construction of composite policy indicators: The Environmental Performance Index. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 143-154, 2012.

REMPEL, R.S.; KAUKINEN, D.; CARR, A.P. **Patch Analyst and Patch Grid**. Versão 5.2.0.16. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. 2012.

RBMA - RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLANTICA. **O Programa MaB e as Reservas da Biosfera**. 2019. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/mab/unesco_01_oprograma.asp>. Acesso em: 25 jan. 2019.

REZENDE, P. S.; MARQUES, D. V.; ROSA, R. Uso de dados do Sentinel-2 para cálculo de NDVI com base nos valores da refletância aparente e de superfície. In: Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2017, Santos, **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2017.

RIBEIRO, E. P.; NÓBREGA, R. S.; MOTA FILHO, F. O.; MOREIRA, E. B. M. Estimativa dos índices de vegetação na detecção de mudanças ambientais na bacia hidrográfica do rio Pajeú. **Geosul**, Florianópolis, v. 31, n. 62, p. 59-92, jul./ago. 2016.

RIBEIRO, L.; KOPROSKI, L. P.; STOLLE, L.; LINGNAU, C.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Zoneamento de Riscos de Incêndios Florestais para a Fazenda Experimental do Canguiri, Pinhais (PR). **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 3, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO1, L.; SOARES, R. V.; BEPLER, M. Mapeamento do Risco de Incêndios Florestais no Município de Novo Mundo, Mato Grosso, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 117-126, 2012.

ROCHA, S. J. S. S.; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SCHETTINI, B. L. S.; VILLANOVA, P. H.; RUFINO, M. P. M. X.; VIANA, A. B. T. Efeito da borda na estrutura e estoque de carbono de uma Floresta Estacional Semidecidual. **Adv. For. Sci.**, Cuiabá, v.6, n.2, p. 645-650, 2019.

RODRIGUES, T. F.; CHIARELLO, A. G. Native forests within and outside protected areas are key for nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy in agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 266, p. 133-141, 2018.

ROMANINI, E., FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. An Approach to Environmental Planning and Sustainable Management of Watersheds and Municipalities in Southeastern Brazil. **Open Journal of Ecology**, v. 6, 2016, p. 667-685, 2016.

ROSA, M. R. Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da Mata Atlântica. **Boletim Paulista de Geografia**, v.95, p.25-34, 2016.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. Revista do Departamento de Geografia, São Paulo-SP, v. 16, p. 81-90. 2005.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. Escala: 1:250.000. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 05 ago. 2018.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: FRADEN, S. C.; MARCANTI, E. P.; BECKER, M. A. **Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium**. Washington: NASA, 1974. 309-317p.

RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R. A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. Análise Espacial dos Fragmentos Florestais no Entorno de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. **RBCIAMB**, n.44, p. 85-94, 2017.

SAATY, T. L. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. **Journal Mathematical Psychology**, v. 15, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L. On the Measurement of Intangibles: A Principal Eigenvector Approach to Relative Measurement Derived from Paired Comparisons. **Notices of the American Mathematical Society**, Providence, v. 60, n. 2, p.192- 208, 2013.

SALAS, J.; CHUVIECO, E. Geographic information systems for wildland fire risk mapping. **Wildfire**, Washington, v. 3, n. 2, p. 7-13, 1994.

SALLES, M. H. D.; CONCEIÇÃO, F. T.; ANGELUCCI, V. A.; SIA, R.; PEDRAZZI, F. J. M.; CARRA, T. A.; MONTEIRO, G. F.; SARDINHA, D.S.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação Simplificada de Impactos Ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de estudos ambientais**, v. 10, n. 1, p. 6-20. 2008.

SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.S.; FERREIRA, L.G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.

SANTANA, N. A; MORALES, C. A. S.; SILVA, D. A. A.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S. Soil Biological, Chemical, and Physical Properties After a Wildfire Event in a Eucalyptus Forest in the Pampa Biome. **Rev Bras Cienc Solo**, v. 42, p. 1-11, 2018.

SANTANA, S. H. C.; SILVA, E. R. A. C.; LAURENTINO, M. L. S.; MELO, J. G. S.; GALVÍNCIO, J. D. Identificação dos índices de vegetação com melhores respostas espectrais para a Mata Atlântica na cidade de São Paulo - SP. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n. 2, p. 200-209, 2018.

SANTOS, A. R.; ARAÚJO, E. F.; BARROS, Q. S.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R.M.; MOREIRA, T. R.; SOUZA, K. B.; SILVA, E. F.; SILVA, J. P. M.; SANTOS, J. S.; BILLO, D.; SILVA, R. F.; NASCIMENTO, G. S. P.; GANDINE, S. M. S.; PINHEIRO, A. A.; RIBEIRO, W. R.; GONÇALVES, M. S.; SILVA, S. F.; SENHORELO, A. P.; HEITOR, F. D.;

BERUDE, L. C.; TELLES, L. A. A. Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 1-14, 2020.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre - RS, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017.

SANTOS, C. R.; ROCHA, P. C. Análise da Fragmentação da Paisagem na Região Extremo Oeste Paulista, Brasil. **Geosul**, Florianópolis, v. 35, n. 75, p. 325-349, 2020.

SÃO PAULO. Fundação Florestal. **Plano de Manejo da APA Itupararanga**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 2010.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação Linear Ponderada na Definição de Áreas Prioritárias à Conectividade entre Fragmentos Florestais em Ambiente SIG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.6, p.1079-1090, 2012.

SAURA, S., BODIN, Ö.; FORTIN, M. J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 171-182, 2014.

SAYER, J.A.; ENDAMANA, D.; RUIZ-PEREZ, M.; BOEDHIHARTONO, A.K.; NZOOH, Z.; EYEBE, A.; AWONO, A.; USONGO, K. Global financial crisis impacts forest conservation in Cameroon. **International Forestry Review**, v. 14, n. 1, 2012.

SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodivers. Conserv.**, v. 24, p. 2319-2331, 2015.

SETIAWAN, I.; MAHMUD, A.R.; MANSOR, S.; SHARIFF, A.R.M.; NURUDDIN, A.A. GIS-grid-based and multi-criteria analysis for identifying and mapping peat swamp forest fire hazard in Pahang, Malaysia. **Disaster Prevention and Management**, v. 13, n. 5, 379-386, 2004.

SHIELDS, D.J.; SOLAR, S.V.; MARTIN, W.E. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. **Ecological Indicators**, v. 2, p. 149–160, 2002.

SHIMABUKURO, Y. E.; MAEDA, E. E.; FORMAGGIO, A. R. Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas aplicados ao estudo dos recursos agrônômicos e florestais. **Revista Ceres**, v. 56, n. 4, p. 399-409, 2009.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices Versus Indicadores: Precisões Conceituais na Discussão da Sustentabilidade de Países. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

SILVA, A. M. C.; CASÉ, M.; LOPES, D. V. Qualidade da Água como Reflexo de Atividades Antrópicas em Bacias Hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 102-123, 2019.

SILVA, A. S. A.; FORTES, V. B.; VOLTOLINI, J. C. Influência da Paisagem na Presença e Abundância do Bugio-Ruivo *Alouatta guariba clamitans* em Fragmentos Florestais no Sudeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 24, n. 2, p. 323-331, 2017.

SILVA JÚNIOR, J. C.; MEDEIROS, V.; GARROZI, C.; MONTENEGRO, A.; GONÇALVES, G. E. Random forest techniques for spatial interpolation of evapotranspiration data from Brazilian's Northeast. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 166, 2019.

SILVA, D. C. C. **Proposta Metodológica para Elaboração de um Índice Espacial de Sustentabilidade Ambiental Aplicado a Bacias Hidrográficas**. 177f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), Sorocaba, Brasil, 2016.

SILVA, F. J. L.T.; ROCHA, D. F.; AQUINO, C. M. S. Geografia, Geotecnologias e as Novas Tendências da Geoinformação: indicação de estudos realizados na região Nordeste. **InterEspaço**, Grajaú, v. 2, n. 6, p. 176-197, 2016.

SILVA, R. F.; SANTOS, V. A.; GALDINO, S. M. G. Análise dos impactos ambientais da Urbanização sobre os recursos hídricos na sub-bacia do Córrego Vargem Grande em Montes Claros-MG. **Caderno de Geografia**, v.26, n.47, 2016.

SILVA, K. G.; SANTOS, A. R.; SILVA, A. G.; PELUZIO, J. B. E.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da Dinâmica Espaço -Temporal dos Fragmentos Florestais da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões Espaciais de Fragmentação Florestal na Flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SILVA, R. R.; ALBA, E.; MARCHESAN, J.; ZIEMBOWICZ, M. M.; PEREIRA, R. S. Análise da Fragmentação Florestal em Áreas do Bioma Mata Atlântica a Partir de Diferentes Sistemas Sensores. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41. n. 2, p. 390-396, 2018.

SILVA, T. L. A. A Apropriação Capitalista da Silvicultura no Brasil e sua Lógica de Produção do Espaço. **Terra Livre**, v.1, n. 50, p. 159-199, 2018.

SILVEIRA, H. L. F.; VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. O. A. Avaliação Multicriterial no Mapeamento de Risco de Incêndios Florestais, em Ambiente SIG, na Bacia do Rio Corumbatá, SP. **Revista árvore**, v.32, n.2, p.259-268, 2008.

SIMONETTI, V.C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Análise da Influência das Atividades Antrópicas sobre a Qualidade da Água da APA Itupararanga (SP), Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019.

SITOE, A.; SALOMÃO, A.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. **O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições**. Bogor, Indonesia: Publicação Ocasional 76, CIFOR, 2012, 74p.

SIVRIKAYA, F.; AKAY, A. E.; SAĞLAM, B.; BOZALI, N. Evaluation of Forest Fire Risk with GIS. **Pol. J. Environ. Stud.** v. 23, n. 1, 187-194, 2014.

SMITH, M. J.; GOODCHILD, M. F.; LONGLEY, P. A. **Geospatial Analysis: A Comprehensive Guide to Principles Techniques and Software Tools**. 6. Ed. Spatial analysis online, 2018.

SOKOLOSKI, L. J. F.; FERREIRA, M. R. A.; VITERBO, G. A.; BELOTTI, F. M.; VIEIRA, E. M. Estudo da vulnerabilidade natural da sub-bacia do Rio Piracicaba/MG utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG). **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.10, n.2, p.211-222, 2019.

SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO₂ em bacia hidrográfica. **Soc. Nat.**, v.32, p.262-278, 2020.

SOUZA, C. C.; MOREIRA, A. A.; SCHIMITH, R. S.; BRANDÃO, P.C.; SILVA, E. Técnicas de Sensoriamento Remoto como Subsídios aos Estudos de Florestas Implantadas no Brasil – uma Revisão Bibliográfica. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 4, p. 409-417, 2007.

SOUZA, H. N.; CARDOSO, I. M.; MENDONÇA, E. S.; CARVALHO, A. F.; OLIVEIRA, G. B.; GJORUP, D. F.; BONFIM, V. R. Learning by doing: a participatory methodology for systematization of experiments with agroforestry systems, with an example of its application. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 2, p. 247-262, 2012.

SOUZA, J. C.; LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P.; LOURENÇO, R. W. Avaliação dos Aspectos Físico-Químicos dos Solos em Diferentes Coberturas Vegetais. **RBCIAMB**, n.49, p.123-139, 2018b.

SOUZA, J. C.; LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P.; MARTINS, A. C. G.; LOURENÇO, R. W. Method for Evaluating Plant Cover and Quantification Using Pixel to Pixel Correlation Indices. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.12, n.2, p.245-256, 2018a.

STAN, A. **Remote sensing for GIS managers**. 1 Ed. Redlands: ESRI Press, 2005, 487 p.

SUTIL, T.; PEREIRA, J. R.; LADWIG, N. I.; BACK, A. J.; HENKES, J. A. Estrutura da Paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Maior. **R. gest. sust. ambient.**, v. 8, n. 4, p. 231-249, 2019.

SVERDRUP-THYGESON, A.; SKARPAAS, O.; BLUMENTRATH, S.; BIRKEMOE, T.; EVJU, M. Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. **Forest Ecology and Management**, v. 403, p. 96–102, 2017.

TAKIKAWA, B. Y. **Proposta metodológica para elaboração de indicador de fragilidade florestal com o uso de geotecnologias**. 71f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, São Paulo, 2020.

TEIXEIRA, G. M.; FIGUEIREDO, P. H. A.; FERRAZ, S. F. B.; SALEMI, L. F.; RANZINI, M.; RIZZI, N. E. Análise de Classificadores de Estágios Sucessionais em um Fragmento de Mata Atlântica. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4 n. 2 p. 88-96, 2019.

TERASSI, P. M. B.; GRAÇA, C. H.; TOMMASELLI, J. T. G. Características da Precipitação Pluvial e a Erosividade das chuvas na Vertente Paranaense da Bacia Hidrográfica do Rio Itararé. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 31, 18-131, 2016.

THAKUR, S.; NEGI, V. S.; PATHAK, R.; DHYANI, R.; DURGAPAL, K.; RAWAL, R. S. Indicator based integrated vulnerability assessment of community forests in Indian west Himalaya. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 1-14, 2020.

THIAGO, C. R. L.; MAGALHÃES, I. A. L.; SANTOS, A. R. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.2, p.595-612, 2020.

TORRES, F. T. P.; RIBEIRO, G. A.; MARTINS, S. V.; LIMA, G. S. Mapeamento da Suscetibilidade a Ocorrências de Incêndios em Vegetação na Área Urbana de Ubá-MG. **Revista Árvore**, v.38, n.5, p.811-817, 2014.

TORRES, F. T. P.; RIBEIRO, G. A.; MARTINS, S. V.; LIMA, G. S.; Perfil dos Incêndios em Vegetação nos Municípios de Juiz de Fora e Ubá, MG, de 2001 a 2007. **Floresta e Ambiente**, v. 17, n. 1, p. 83-89, 2010.

TORRES, F. T. P.; RIBEIRO, G. A.; MARTINS, S. V.; LIMA, G. S.; SILVA, E. **Incêndios em vegetação na área urbana de Juiz de Fora: Minas Gerais**. Ubá: Geographica Consultoria, Estudos e Projetos Ambientais, 2008. 80p.

USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat Satellite Missions**. 2019. Disponível em: < https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-satellite-missions?qt-science_support_page_related_con=2#qt-science_support_page_related_con>. Acesso em: 28 jan. 2019.

VAEZA, R. F.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; MAIA, A. G.; DISPERATI, A. A. Uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica urbana a partir de imagens orbitais de alta resolução. **Floresta e Ambiente**, v.17, p.23-29, jan./jun. 2010.

VALLADARES NETO, J.; SANTOS, C. B.; TORRES, E. M.; ESTRELA, C. Boxplot: Um Recurso Gráfico para a Análise e Interpretação de Dados Quantitativos. **Rev Odontol Bras Central**, v. 26, n. 76, p. 1-6, 2017.

VENKATESH K.; PREETHI K.; RAMESH, H. Evaluating the effects of forest fire on water balance using fire susceptibility maps. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 1-14, 2020.

VERMA, N.; SINGH, D. Analysis of cost-effective sensors: Data Fusion approach used for Forest Fire Application. **Materials Today: Proceedings**, v. 24, p. 2283–2289, 2020.

VERONEZE, O. M. S.; MACEDO, G. Z.; PEREIRA, J. G. Identificação das Áreas de Vulnerabilidade Ambiental na Cidade de Ponta Porã – MS. **R. gest. sust. ambient.**, v. 6, n. 2, p. 553 - 566, 2017.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 1990, Campos do Jordão-SP. **Anais...** Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. p. 113-118.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

WECKMÜLLER, R.; VICENS, R. S. As geotecnologias e a detecção de trajetórias evolutivas da paisagem: possibilidades metodológicas e aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.11, n. 6, p. 2140-2159, 2018.

WHITE, L.A.S.; WHITE, B.L.A.; RIBEIRO, G.T. Modelagem espacial do risco de incêndio florestal para o Município de Inhambupe, BA. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 85, p. 41-49, 2016.

WU, Z.; HE, H. S.; YANG, J.; LIU, Z.; LIANG, Y. Relative effects of climatic and local factors on fire occurrence in boreal forest landscapes of northeastern China. **Science of the Total Environment**, v. 493, p. 472-480, 2014.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Rev. Adm. Púb.**, v.27, n.2, p.5-18, 1993.

YE, J., WU, M., DENG, Z., XU, S., ZHOU, R., CLARKE, K.C. Modeling the spatial patterns of human wildfire ignition in Yunnan province, China. **Appl. Geogr.** v. 89, p. 150–162, 2017.

YOU, W.; LIN, L.; LIYUN, W.; JI, Z.; YU, J.; ZHU, J.; FAN, Y.; HE, D. Geographical information system-based forest fire risk assessment integrating national forest inventory data and analysis of its spatiotemporal variability. **Ecological Indicators**. v. 77, p. 176–184, 2017.

ZANCHI, G.; BRADY, M. V. Evaluating the contribution of forest ecosystem services to societal welfare through linking dynamic ecosystem modelling with economic valuation. **Ecosystem Services**, v. 39, p. 1-10, 2019.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Questionário de consulta para atribuição dos pesos aos tipos de cobertura e uso da terra.

Peso atribuído ao tipo de cobertura e uso da terra

Existem diversos fatores ao redor do fragmento florestal que podem contribuir para sua degradação, dentre eles, destacam-se os tipos de cobertura e uso da terra. Abaixo é necessário que você atribua notas para esses tipos de uso e cobertura da terra que deve variar de 0 a 1. Marque apenas uma opção para cada tipo de cobertura e uso da terra, sendo que as maiores notas devem ser atribuídas aqueles nos quais você considera que mais contribuem para impactar negativamente os fragmentos florestais.

	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1
Au	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Am	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Ct	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Cp	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
P	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
S	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Avp	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Legenda: Au - Área urbanizada, Am - Área de mineração, Ct - Cultura temporária, Cp - Cultura permanente, P- Pastagem, S – Silvicultura e Avp - Área vegetacional perturbada. Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE B - Questionário de consulta para atribuição da ordem de importância dos indicadores ambientais.

Pesquisa 1ª Etapa do IVAFF

Esta pesquisa faz parte de uma estudo que visa obter um índice de vulnerabilidade ambiental de fragmentos florestais da mata atlântica, no qual é composto por três indicadores, sendo estes:

- Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais;
Foi obtido considerando métricas da ecologia da paisagem (isolamento e tamanho dos fragmentos florestais) e o Índice de Exposição Antrópica (IEA).
- Indicador de Sustentabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais;
Foi obtido considerando variável conservação (Fragmentos que protegem os recursos hídricos, área central e forma), antrópica (pressão das estradas, pressão da vizinhança e densidade demográfica) e biofísica (NDVI, NDWI e SAVI);
- Indicador do Risco de Incêndios Florestais.
Foi obtido por meio das variáveis, uso antrópico (proximidade de cultivos agrícolas, proximidade de áreas urbanizadas, proximidade de rios e proximidade de estradas), características topográficas (declividade, altitude e orientação do relevo), cobertura e uso da terra (Tipos de cobertura e uso da terra) e aspecto climático (precipitação).

Diante desses três indicadores qual seria a ordem de importância atribuída, considerando o indicador que você entende que mais contribuiria para a vulnerabilidade dos fragmentos florestais, caso suas condições não sejam boas. Legenda: (IE) - indicador de risco de extinção, (IS) - indicador de sustentabilidade e (IRI) - Indicador do risco de incêndio. Marque a alternativa na ordem na sua ordem de importância.

- ☐ IE, IS e IRI
- ☐ IE, IRI e IS
- ☐ IS, IE e IRI
- ☐ IS, IRI e IE
- ☐ IRI, IE e IS
- ☐ IRI, IS e IE

Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE C – Questionário de consulta para atribuição do valor de importância de um indicador em relação ao outro.

Pesquisa 2ª Etapa do IVAFF

Para finalizar minha pesquisa agradeceria se respondessem este último questionário. Muito obrigada pela contribuição de todos.

Diante da escolha da ordem de importância de cada indicador referente ao Índice de Vulnerabilidade Ambiental dos fragmentos Florestais (IVAFF), cujo resultado foi na seguinte ordem: (IS) - indicador de sustentabilidade (IRI) - Indicador do risco de incêndio e (IE) - indicador de risco de extinção. Gostaria que atribuisse peso de 1 a 9 ao IRI comparando-o com IE e com o IS, que é a comparação pareada mediante a Análise Hierárquica de Processo (AHP), ou seja, quantas vezes o IS é mais importante que o IRI e o IE?

Lembrando:

- Indicador do Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais;

Foi obtido considerando métricas da ecologia da paisagem (isolamento e tamanho dos fragmentos florestais) e o Índice de Exposição Antrópica (IEA).

- Indicador de Sustentabilidade Ambiental dos Fragmentos Florestais;

Foi obtido considerando variável conservação (Fragmentos que protegem os recursos hídricos, área central e forma), antrópica (pressão das estradas, pressão da vizinhança e densidade demográfica) e biofísica (NDVI, NDWI e SAVI);

- Indicador do Risco de Incêndios Florestais.

Foi obtido por meio das variáveis, uso antrópico (proximidade de cultivos agrícolas, proximidade de áreas urbanizadas, proximidade de rios e proximidade de estradas), características topográficas (declividade, altitude e orientação do relevo), cobertura e uso da terra (Tipos de cobertura e uso da terra) e aspecto climático (precipitação).

Em que: (1) - Igual importância, (3) - Fraca importância; (5) - Forte Importância; (7) - Importância ^{*} muito forte; (9) - Importância extrema; Ou (2,4,6 ou 8) - Valores intermediários entre dois julgamentos. Embaixo escreva sua resposta, exemplo, IS apresenta X importância em relação ao IRI e IS apresenta X importância em relação ao IE. Copie este exemplo e substitua o valor de X pelo valor da importância.

Texto de resposta longa

Fonte: Elaborado pela autora.