UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA

WALISON DE CARVALHO

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO SOROCABA (SP): FRAGILIDADE AMBIENTAL E DINÂMICA DA PAISAGEM APLICADOS À PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Ilha Solteira - SP
2024

WALISON DE CARVALHO

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO SOROCABA (SP): FRAGILIDADE AMBIENTAL E DINÂMICA DA PAISAGEM APLICADOS À PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Engenharia, Ilha Solteira, para obtenção do título de Mestre em Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua

Área de Concentração: Instrumentos da política de recursos hídricos

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Lilla Manzione

Coorientador: Prof. Dr. Felipe André dos Santos

Ilha Solteira - SP

2024

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Carvalho, Walison de.
C331d Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba (SP): fragilidade ambiental e dinâmica da paisagem aplicados à preservação dos recursos hídricos / Walison de Carvalho. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
206 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Regulação e Governança de Recursos Hídricos, 2024

Orientador: Rodrigo Lilla Manzione

Co-orientador: Felipe André dos Santos Inclui bibliografia

1. Erosão do solo. 2. Geoprocessamento. 3. Gestão ambiental. 4. Indicadores ambientais. 5. Sensoriamento remoto.

Amanda Sertori dos Santos
Bibliotecária - CRB/8-9061
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao Usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

ProfÁgua Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

unesp UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: **"Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba (SP): fragilidade ambiental e dinâmica da paisagem aplicados à preservação dos recursos hídricos"**

AUTOR: WALISON DE CARVALHO
ORIENTADOR: RODRIGO LILLA MANZIONE
COORIENTADOR: FELIPE ANDRÉ DOS SANTOS

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em null, área: Regulação e Governança de Recursos Hídricos pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. RODRIGO LILLA MANZIONE (Participaçao Virtual)
Departamento de Geografia e Planejamento / Faculdade de Ciencias Tecnologia e Educacao de Ourinhos - UNESP/FCTE

Prof. Dr. JOSÉ AUGUSTO COSTA GONÇALVES (Participaçao Virtual)
ICPA - Instituto de Ciências Puras e Aplicadas / Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI

Profa Dra CARMEN LUCIA VERGUEIRO MIDAGLIA (Participaçao Virtual)
Setor de Águas Interiores / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB

Ilha Solteira, 02 de setembro de 2024

gov.br Documento assinado digitalmente
RODRIGO LILLA MANZIONE
Data: 04/09/2024 12:04:04-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Peça do processo/documento CETESB.065283/2024-93, materializada por: C.L.V.M em 04/09/2024 14:14 CPF: 065.xxx.xxx-32

Pág. 1 de 1 - Documento assinado digitalmente por CARMEN LUCIA V MIDAGLIA.
Para conferência, acesse o site https://e-ambiente.sp.gov.br/atendimento/conferenciaDocumentos e informe o processo CETESB.065283/2024-93 e o código IKKNTOVV.

Assinaturas do documento

"Certificado_de_Aprovacao_assinado CETESB"

Código para verificação: **IQKN7OVV**

Este documento foi assinado digitalmente pelos seguintes signatários nas datas indicadas:

CARMEN LUCIA V MIDAGLIA (CPF: 065.XXX.358-XX) em 04/09/2024 às 14:13:57 (GMT-03:00)
Emitido por: "e-ambiente", emitido em 25/10/2023 - 11:09:16 e válido até 25/10/2123 - 11:09:16.
(Assinatura do sistema)

Para verificar a autenticidade desta cópia, acesse o link https://e.ambiente.sp.gov.br/atendimento/conferenciaDocumentos e informe o processo **CETESB.065283/2024-93** e o código **IQKN7OVV** ou aponte a câmera para o QR Code presente nesta página para realizar a conferência.

gov.br
Documento assinado digitalmente
JOSE AUGUSTO COSTA GONCALVES
Data: 04/09/2024 15:37:05 -0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Esta página foi gerada automaticamente pelo sistema para detalhamento das assinaturas e não é contabilizada na numeração de páginas de processo.

Dedico este trabalho à minha esposa Vanessa e aos meus filhos Maria Clara e Francisco

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão a todos que contribuíram para a realização deste trabalho. Primeiramente, agradeço ao meu orientador, Rodrigo Lilla Manzione, por sua orientação, paciência e apoio incondicional ao longo deste processo. Sua expertise e conselhos foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também aos professores Dr. Paulo Cesar Rocha e a Dra. Edinéia Aparecida dos Santos Galvanin, por suas valiosas sugestões e críticas construtivas durante a etapa de qualificação, que enriqueceram significativamente este estudo. Agradeço ao coordenador geral do ProfÁgua, Prof. Dr. Jefferson Nascimento de Oliveira, pelos conselhos e apoio durante esta jornada.

Aos meus familiares, especialmente à minha esposa Vanessa de Almeida Carvalho e aos meus Maria Clara de Almeida Carvalho e Francisco de Almeida Carvalho, agradeço o amor, compreensão e apoio inabalável. Sem vocês, este sonho não teria se tornado realidade.

Sou grato aos meus colegas e amigos do Laboratório de Controle da Qualidade da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, em especial ao Gabriel Hasegawa, Clóvis Valério Silva e Elizangela Jacon Binatti Grobel, pelo incentivo constante e pelas discussões produtivas que tivemos. Vocês tornaram esta jornada mais leve e inspiradora. Por fim, agradeço a todas as instituições e pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho. A todos, o meu sincero muito obrigado

O presente trabalho foi realizado com apoio do PROFÁGUA (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) — UNESP, com apoio da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — código financeiro 001) e ANA (Agência Nacional de Águas) — CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015.

Sobradinho

“O homem chega já desfaz a natureza
Tira gente põe represa, diz que tudo vai mudar
O São Francisco lá pra cima da Bahia
Diz que dia menos dia, vai subir bem devagar
E passo a passo, vai cumprindo a profecia
Do beato que dizia que o sertão ia alagar

O sertão vai virar mar
Dá no coração
O medo que algum dia
O mar também vire sertão
O sertão vai virar mar
Dá no coração
O medo que algum dia
O mar também vire sertão

Adeus Remanso, Casanova, Sento Sé
Adeus Pilão Arcado veio o rio te engolir
Debaixo d'água lá se vai a vida inteira
Por cima da cachoeira, o Gaiola vai subir
Vai ter barragem no Salto do Sobradinho
O povo vai se embora com medo de se afogar”

Sá & Guarabyra, (1977)

RESUMO

O avanço das áreas antropizadas sobre as regiões de vegetação nativa tem impactado negativamente os sistemas naturais, ocasionando mudanças ambientais que poder ser irreversíveis. Nesse contexto, o estudo da fragilidade ambiental é fundamental para avaliar a suscetibilidade dos ecossistemas, abordando questões como vulnerabilidade do habitat, poluição hídrica, erosão do solo e degradação dos mananciais. A integração de variáveis naturais e antrópicas permite identificar as adequações no uso da terra, essencial para o planejamento ambiental e a formulação de políticas sustentáveis. A simulação de cenários futuros de uso do solo e cobertura vegetal é uma ferramenta crucial para planejar estratégias e tomar decisões informadas. Esta pesquisa teve como foco a Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba (BHAS), identificando as áreas de maior risco ambiental, particularmente vulneráveis à erosão e fragmentação florestal, priorizando a proteção dos recursos hídricos. A metodologia envolveu a delimitação da BHAS usando MDE FABDEM no QGIS, a criação de mapas de uso da terra para 2002, 2012 e 2022 via Google Earth Engine (GEE), e a simulação do cenário para 2042 utilizando o plugin MOLUSCE no QGIS. A caracterização da paisagem foi baseada em metodologias de Ross (1994), Crepani et al. (2001) e na Equação Universal de Perda de Solo, com dados pedológicos, geológicos e pluviométricos específicos. A análise indicou uma redução de 17,75 km² nas áreas florestais, com uma taxa anual de mudança de -0,24%, enquanto áreas de silvicultura aumentaram com uma taxa de 65,74%, mostrando o avanço das atividades agrícolas. A previsão para 2042 sugere um aumento das áreas antropizadas, especialmente silvicultura. As áreas florestais mais contínuas e fragmentos maiores estão no limite superior da BHAS e na Zona de Conservação da APA Itupararanga. O Indicador de Riscos de Extinção dos Fragmentos Florestais mostrou que os fragmentos com maior risco estão na área central da BHAS e na cabeceira do Rio Sorocamirim. Por sua vez, o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água indicou que as sub-bacias dos Rios Sorocabuçu e Una têm os melhores índices, enquanto a sub-bacia do Rio Sorocamirim apresenta os piores, devido à baixa cobertura de esgotamento sanitário. Ambos os modelos de vulnerabilidade ambiental analisados, confirmam que a dinâmica de uso da terra aumenta a fragilidade do solo, o que é corroborado pela utilização da Equação Universal de Perda de Solo. Deste modo, pode-se concluir que na BHAS a sub-bacia do Rio Sorocamirim, principalmente na

região da cabeceira, apresenta os cenários mais delicados em relação a vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais e também dos recursos hídricos. Diante deste cenário, fica evidente a necessidade da promoção de políticas de gestão participativa, que leve em consideração as necessidades da população local juntamente com incentivos a restauração ecológica e de preservação das Áreas de Proteção Permanentes.

Palavras-chave: erosão do solo; geoprocessamento; gestão ambiental; indicadores ambientais; sensoriamento remote.

ABSTRACT

The advance of human-altered areas into native vegetation regions has negatively impacted natural systems, causing environmental changes that may be irreversible. In this context, the study of environmental fragility is essential to assess the susceptibility of ecosystems, addressing issues such as habitat vulnerability, water pollution, soil erosion and degradation of water sources. The integration of natural and human-altered variables allows the identification of adaptations in land use, which is essential for environmental planning and the formulation of sustainable policies. The simulation of future scenarios of land use and vegetation cover is a crucial tool for planning strategies and making informed decisions. This research focused on the Alto Sorocaba Hydrographic Basin (BHAS), identifying areas of greatest environmental risk, particularly vulnerable to erosion and forest fragmentation, prioritizing the protection of water resources. The methodology involved the delimitation of the BHAS using FABDEM DEM in QGIS, the creation of land use maps for 2002, 2012 and 2022 via Google Earth Engine (GEE), and the simulation of the scenario for 2042 using the MOLUSCE plugin in QGIS. The characterization of the landscape was based on methodologies by Ross (1994), Crepani et al. (2001) and the Universal Soil Loss Equation, with specific pedological, geological and rainfall data. The analysis indicated a reduction of 17.75 km² in forest areas, with an annual rate of change of -0.24%, while forestry areas increased at a rate of 65.74%, showing the advancement of agricultural activities. The forecast for 2042 suggests an increase in entropized areas, especially forestry. The most continuous forest areas and larger fragments are located at the upper limit of the BHAS and in the Conservation Zone of the Itupararanga APA. The Forest Fragment Extinction Risk Indicator showed that the fragments at greatest risk are in the central area of the BHAS and in the headwaters of the Sorocamirim River. In turn, the Water Environmental Sustainability Index indicated that the sub-basins of the Sorocabuçu and Una Rivers have the best rates, while the Sorocamirim River sub-basin has the worst rates, due to low sewage coverage. Both environmental vulnerability models analyzed confirm that land use dynamics increase soil fragility, which is corroborated using the Universal Soil Loss Equation. Thus, it can be concluded that in the BHAS the Sorocamirim River sub-basin, mainly in the headwater's region, presents the most delicate scenarios in relation to the environmental vulnerability of forest fragments and of water resources. Given this

scenario, the need to promote participatory management policies becomes evident, which consider the needs of the local population together with incentives for ecological restoration and preservation of Permanent Protection Areas.

Keywords: soil erosion; geoprocessing; environmental management; remote sensing; environmental indicators; remote sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Mapa com as Regiões Hidrográficas Brasileiras. 24
Figura 2 – Mapa da divisão do Estado de São Paulo em UGRHIs. 26
Figura 3 – Mapa das sub-bacias da UGRHI-10.....27
Figura 4 – Estrutura do modelo RH para análise da vulnerabilidade 34
Figura 5 – Estrutura proposta para o modelo *pressure-and-release* 35
Figura 6 – Distribuição geográfica por país de artigos publicados utilizando modelagem USLE durante os últimos 40 anos 43
Figura 7 – Perfil representativo dos vales de acordo com a matriz de dissecação do relevo. 47
Figura 8 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba. 61
Figura 9 – Vista parcial do Rio Sorocamirim na divisa dos municípios de Cotia e Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long 288500.56 E; Lat. 7379562.90 S. 62
Figura 10 – Vista parcial do Rio Sorocabuçu no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Lat. 276156.10 E; Long. 7377111.49 S. 62
Figura 11 – Vista parcial do Rio Una próximo a Rodovia Bunjiro Nakao Km 74. Coordenadas UTM 23K: Long. 272880.12 E; 7380930.62 S. 63
Figura 12 – Vista parcial do Rio Sorocaba na divisa dos municípios de Ibiúna e Mairinque. Coordenadas UTM 23 K: Lat. 273397.59 E; Long. 7384255.82 S. 63
Figura 13 – Vista parcial da barragem do Reservatório de Itupararanga na divisa dos municípios de Piedade e Votorantim. Coordenadas UTM 23K: Long. 255415.92 E; Lat. 7386678.34 S 64
Figura 14 – Vista parcial do Rio Sorocamirim em Cotia, onde é possível verificar remanescentes da Floresta Ombrófila Densa e planície aluvial. 64
Figura 15 – Fluxograma metodológico da delimitação da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba 65
Figura 16 – Fluxograma metodológico para a elaboração do mapa geomorfológico da BHAS 71
Figura 17 – Matriz de classificação do IDR de acordo com a dimensão interfluvial média e o grau de entalhamento dos vales 73
Figura 18 – Mapa hipsométrico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba 93
Figura 19 – Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocamirim e seus afluentes. 94

Figura 20 – Vista parcial do Ribeirão Vargem Grande na ponte da Estrada do Aguassaí – Divisa dos municípios de Cotia e São Roque. Coordenadas UTM 23K: Long. 288005.27 E; Lat. 7382584.79 S. 95
Figura 21 – Vista aérea do Córrego do Carmo no Bairro Canguera, nas coordenadas UTM 23K: Lat. 287212.00 E; Long. 7386131.00 S. Nesta região ocorre o represamento do córrego, sendo possível verificar a presença de macrófitas na parte inferior da imagem 95
Figura 22 – Vista parcial do Ribeirão da Ponte Lavrada na Estrada dos Godinhos em São Roque. Coordenadas UTM 23K: Long. 276802.77 E; Lat. 7385987.85 S. 96
Figura 23 – Registro fotográfico Ribeirão dos Pereiras na Rodovia Bunjiro Nakao - Divisa dos municípios de Vargem Grande Paulista e Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 290413.29 E; Lat. 7385311.76 S. 96
Figura 24 – Vista parcial do Córrego Foges na Rua José Lopes Neto – Caucaia do Alto, Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 293816.07E; Lat. 7379061.28 S. 97
Figura 25 – Vista parcial do Córrego dos Pires na Estrada da Barra, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 290049.40 E; Lat. 7372091.40 S. 97
Figura 26 – Vista parcial do Córrego Pununduva na Estrada Nhambuca – Caucaia do Alto, Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 290812.92 E; Lat. 7379153.85 S. 98
Figura 27 – Vista parcial do Ribeirão dos Pintos, ao lado da Rodovia Bunjiro Nakao, Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Long. 278824.08 E, Lat. 7383261.32 S. 98
Figura 28 – Vista parcial do Córrego Aguassaí na Rodovia Bunjiro Nakao em Caucaia do Alto – Cotia após uma obra de desassoreamento. Coordenadas UTM 23K: 288317.88 E; 7382421.72 S. 99
Figura 29 – Vista parcial do Ribeirão da Fazenda Velha ao lado Rodovia Bunjiro Nakao, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 285875.55 E; Lat. 7382164.31 S. 99
Figura 30 – Vista parcial do Ribeirão Morro Grande próximo a foz com o Rio Sorocamirim, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 282423.52 E; Lat.7383637.81 S. 100
Figura 31 – Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocabuçu e seus afluentes. 101
Figura 32 – Vista parcial do Rio Murundu na Estrada Vicinal Tancredo Neves Feital, Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Long. 274841.72 E; Lat. 7371811.25 S. 102
Figura 33 – Imagem aérea do Ribeirão do Paiol Grande em Ibiúna. 102
Figura 34 – Mapa de localização da sub-bacia do Rio Una e seus afluentes. 103

Figura 35 – Registro fotográfico do Ribeirão do Salto no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 271297.67 E; Long. 7373036.98 S. 104
Figura 36 – Registro fotográfico do Córrego do Cupim próximo a Estrada municipal do Miyamoto, no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 273048.07 E; Long. 7379853.00 S. 104
Figura 37 – Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocaba, do Reservatório Itupararanga e seus afluentes. 106
Figura 38 – Imagem aérea do Reservatório Itupararanga.....107
Figura 39 – Vista parcial do Ribeirão Paruru em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 261387.00 E; 7379280.74 S. 107
Figura 40 – Vista parcial do Ribeirão do Colégio, na Rodovia Bunjiro Nakao em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 264087.43 E; Long. 7379760.69 S 108
Figura 41 – Vista parcial do Ribeirão do Setúbal em Mairinque próximo ao braço do Reservatório Itupararanga. Coordenadas UTM 23K: Lat. 272376.54 E; Long. 7387438.83 S 108
Figura 42 – Mapa pedológico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 109
Figura 43 – Mapa geológico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 110
Figura 44 – Mapeamento de uso e cobertura da terra em 2002 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 112
Figura 45 – Mapeamento de uso e cobertura da terra em 2022 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 113
Figura 46 – Mapeamento de uso e cobertura do solo da BHAS divido pelas sub-bacias. 115
Figura 47 – Estufas agrícolas e área de lavoura próximos ao Rio Una em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K0: Long. 288080.58 E; Lat. 7379350.57 S. 116
Figura 48 – Área de agricultura familiar próximo ao Rio Sorocamirim em Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 288560.00 E; Lat. 379744.82 S 116
Figura 49 – Registro fotográfico do Rio Sorocamirim no período de estiagem e durante o período de chuvas. 118
Figura 50 – Registro fotográfico da disposição dos resíduos sólidos de forma inadequada na BHAS 119
Figura 51 – Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba projetado para 2042. 123

Figura 52 – Imagem aérea do Reservatório Itupararanga onde pode ser observado as áreas de plantio de eucalipto no entorno da represa. Coordenadas UTM 23K: Long. 257394.26 E; Lat. 7385817.97 S. 124
Figura 53 – Mapeamento do tamanho dos fragmentos florestais em 2022 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 127
Figura 54 – Mapa da distribuição espacial do IC na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 130
Figura 55 – Mapa da distribuição espacial do IC por sub-bacia da BHAS. 132
Figura 56 – Mapa do Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 133
Figura 57 – Mapa de Zoneamento Ambiental da APA Itupararanga com a sobreposição dos fragmentos florestais com risco muito. 136
Figura 58 – Mapa do Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 140
Figura 59 – Registro fotográfico do despejo de esgoto em um dos afluentes do Córrego Pununduva e imagem de satélite com o ponto do registro fotográfico. Coordenadas UTM 23K: Long. 293031.67 E; Lat. 7376767.32 S 141
Figura 60 – Despejo de esgoto no Córrego Foges, na área Central de Caucaia do Alto e imagem de satélite com o local onde foi realizado o registro fotográfico. Coordenadas UTM 23K: Long. 293816.79 E; Lat. 7379059.27 S 141
Figura 61 – Despejo de esgoto em um contribuinte do Córrego Foges, no bairro Jardim São Luís em Caucaia do Alto e imagem de satélite com o local onde foi realizado o registro fotográfico. Coordenada UTM 23K: 293861.06 E; 7378553.47 S 142
Figura 62 – Mapa de vulnerabilidade/estabilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba segundo a metodologia proposta por Crepani *et al*. (2001). 147
Figura 63 – Mapa de fragilidade potencial da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 149
Figura 64 – Mapa de fragilidade emergente da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 151
Figura 65 – Mapa da estimativa de perda anual de solo por erosão segundo a Equação Geral de Perda de Solo na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 153

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação da qualidade da água em função do IQA 31
Tabela 2 – Classes de fragilidade em relação a declividade. 48
Tabela 3 – Classificação da perda anual de solo através USLE 66
Tabela 4 – Classes de vulnerabilidade atribuída a categoria solo de acordo com o modelo proposto.....68
Tabela 5 – Categorias hierárquicas de fragilidade para as unidades geológicas.....70
Tabela 6 – Valores de categoria de vulnerabilidade para a pluviosidade (mm/mês). 75
Tabela 7 – Classificação dos níveis hierárquicos da variação pluviométrica segundo a metodologia proposta por Ross.....75
Tabela 8 – Variáveis da fragilidade em relação ao tamanho dos fragmentos florestais 83
Tabela 9 – Pesos normatizados das variáveis do IQAN 84
Tabela 10 – Relação dos pontos de monitoramento da Rede de Monitoramento das águas Interiores da CETESB 85
Tabela 11 – Relação das Áreas de Proteção Permanente em função da largura do curso d'água.....88
Tabela 12 – Domicílios particulares permanentes ocupados, por tipo de esgotamento sanitário por município 90
Tabela 13 – Domicílios particulares permanentes ocupados, por existência de ligação à rede geral de distribuição de água e principal forma de abastecimento de água...91
Tabela 14 – Levantamento quantitativo das classes de uso e cobertura da terra na BHAS para o ano 2002 e 2022.....114
Tabela 15 – Matriz de transição dos usos da terra na BHAS entre 2002 e 2012. ...121
Tabela 16 – Levantamento quantitativo das classes de uso e cobertura da terra na BHAS previsto para o ano 2042 e o comparativo com 2022. 122
Tabela 17 – Valores de IC por sub-bacia na BHAS. 131
Tabela 18 – Estratificação do IREFF por sub-bacia na BHAS. 134
Tabela 19 – Variáveis da qualidade da água na BHAS.....144
Tabela 20 – Variáveis da qualidade da água na BHAS (continuação). 145
Tabela 21 – Distribuição das classes de vulnerabilidade/estabilidade na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba segundo a metodologia proposta por Crepani *et al*. (2001). 148

Tabela 22 – Distribuição das categorias da USLE na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba. 154

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Script com as regras de classificação para a categoria declividade.....69
Quadro 2 – Script com a regra de classificação categórica de dissecação do relevo segundo Ross (1994).....73
Quadro 3 – Script com a regra para a classificação categórica de dissecação do relevo segundo Crepani *et al*. (2011).....74
Quadro 4 – Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra.....76
Quadro 5 – Áreas selecionadas para a classificação supervisionada.....77
Quadro 6 – Regra de classificação categórica do uso e ocupação da terra, de acordo com o modelo adotado.....78
Quadro 7 – Script com a regra de classificação categórica do tamanho do fragmento florestal em hectares.....81
Quadro 8 – Script de classificação do Índice de Circularidade 82
Quadro 9 – Script com a regra de classificação categórica para o IEB.....83
Quadro 10 – Script com a regra de classificação categórica.....89

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Proteção Permanente
BHAS	Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba
BH-SMT	Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMH-SMT	Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
FABDEM	Forest And Buildins Removed Copernicus DEM
GEE	Google Earth Engine
IAA	Indicador de Abastecimento de Água
IDR	Índice de Dissecação do Relevo
IEA	Índice de Exposição antrópica
IES	Indicador de Esgotamento Sanitário
IET	Índice do Estado Trófico
IIMC	Índice de Integridade das Matas Ciliares
INPE	Instituto Nacional de Pesquisa Espacial
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IPDRH	Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos
IQA	Índice de Qualidade da Água
IQAN	Índice da Qualidade da Água Normatizada
IREFF	Índice de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais
ISAA	Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água
MDE	Modelo Digital de Elevação
NDWI	Índice de Água por Diferença Normatizada
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RH	Risk hazard model
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SigRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SR	Sensoriamento Remoto
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USLE	Equação Universal de Perda de Solo

UTB	Unidade Territorial Básica
ZCB	Zona de Conservação da Biodiversidade
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 20
2 OBJETIVOS 22
2.1 OBJETIVO GERAL 22
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO 22
3 REVISÃO DA LITERATURA 23
3.1 AS BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADE DE ESTUDOS AMBIENTAIS 23
3.1.1 A bacia hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê 25
3.2 POLUIÇÃO HÍDRICA E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA 27
3.3 O ESTUDO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL 31
3.4 A VULNERABILIDADE AMBIENTAL ASSOCIADA AS BACIAS HIDROGRÁFICAS 36
3.5 MODELOS DE ESTUDO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL 42
3.5.1 O modelo de fragilidade ambiental proposto por Ross 44
3.5.1.1 O modelo de fragilidade ambiental apoiada nos Índices de Dissecação do Relevo 46
3.5.1.2 O modelo de fragilidade ambiental apoiada nas classes de declividade 47
3.5.2 Modelo de vulnerabilidade ambiental apoiada na resistência ao processo natural de erosão do solo 48
3.6 A EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (USLE) 51
3.7 A ANÁLISE DA PAISAGEM NO CONTEXTO ECOLÓGICO 54
3.7.1 Ferramentas de análise da paisagem 56
4 MATERIAIS E MÉTODOS 60
4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA ESPECÍFICA DO ESTUDO 60
4.1.1 Delimitação da bacia hidrográfica e rede de drenagem 65
4.2 CARACTERIZAÇÃO E ANÁLISE DA PAISAGEM NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO SOROCABA 65
4.2.1 Pedologia e Fator K 67
4.2.2 Declividade e Fatores L e S 68
4.2.3 Geologia 70
4.2.4 Geomorfologia 70
4.2.4.1 Amplitude altimétrica do terreno 72

4.2.4.2 Dissecação horizontal do terreno 72
4.2.4.3 Índice de dissecação do relevo 73
4.2.5 Intensidade pluviométrica e Fator R 74
4.3 ANÁLISE DE MUDANÇA NAS CLASSES DE USO O COBERTURA E MODELAGEM DE POTENCIAL DE TRANSIÇÃO 78
4.4 ÍNDICES E INDICADORES AMBIENTAIS 79
4.4.1 Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais 80
4.4.1.1 Tamanho do fragmento florestal 80
4.4.1.2 Grau de Isolamento dos fragmentos florestais 81
4.4.1.3 Índice de Exposição Antrópica 81
4.4.1.4 Índice de Circularidade 82
4.4.1.5 Índice de Efeito de Borda 82
4.4.2 Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água 84
4.4.2.1 Índice de Qualidade de Água Normatizado 84
4.4.2.1.1 Dados da qualidade da água na Bacia do Alto Sorocaba *85*
4.4.2.2 Padronização dos parâmetros indicadores da qualidade da água do Índice de Qualidade da Água Normatizada 85
4.4.3 Índice de Água por Diferença Normalizada 87
4.4.4 Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos 88
4.4.4.1 Indicador de Integridade de Matas Ciliares 88
4.4.4.2 Indicador de Esgotamento Sanitário 89
4.4.4.3 Indicador de Abastecimento de Água 90
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 92
5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E CENÁRIOS FUTUROS DA BHAS 92
5.1.1 Mapeamento pedológico e litológico na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba..... 105
5.1.2 Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Alto Sorocaba 110
5.1.3 Previsão do uso e ocupação da terra na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba para 2042 120
5.2 ANÁLISE DOS INDICADORES AMBIENTAIS 125
5.2.1 Tamanho dos fragmentos florestais na BHAS 126
5.2.2 Índice de circularidade dos fragmentos na BHAS 129
5.2.3 O Indicador de Risco de Extinção de Fragmentos Florestais na BHAS 131

5.2.4 O Indicador de Sustentabilidade Ambiental da Água na BHAS 137
5.2.5 Os modelos de fragilidade ambiental e USLE aplicados à BHAS 146
6 CONCLUSÃO 156
REFERÊNCIAS.....158
APÊNDICE.....188

1 INTRODUÇÃO

As pressões sociais, econômicas e culturais são as principais forças transformadora da superfície da terra. Nas últimas décadas, as pesquisas sobre as alterações ambientais melhoraram significativamente a compreensão da estrutura e função da biosfera e, como a ação humana traz uma série de consequências sobre ambas (Steffen *et al*., 2002; Turner *et al*., 2003). Gerenciar de forma eficiente os recursos naturais em uma bacia hidrográfica está relacionado intrinsicamente com o monitoramento ambiental sistemático, objetivando prever ou então antecipar as respostas ambientais frente ao crescente avanço das áreas antropizadas sobre as florestas (Fernandes *et al*., 2021)

A conservação e gestão dos recursos hídricos tornou-se central nos debates ambientais atuais. Isso se deve ao interesse e preocupação com as gerações futuras e modelos de desenvolvimento para países desenvolvidos e subdesenvolvidos (Bremer *et al*., 2021). Assim, o conhecimento e a compreensão do funcionamento dos geossistemas são essenciais para cenários futuros que minimizem a instabilidade (Amorim *et al*., 2022). O aumento acelerado e a ampla diversidade de atividades humanas, que promovem o desenvolvimento socioeconômico, tem impactado negativamente os sistemas naturais e podem levar a mudanças ambientais irreversíveis, comprometendo a capacidade de resiliência do planeta. Isso pode ser catastrófico, resultando da perda de recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos que eles fornecem (Wood *et al*., 2018).

A fragilidade ambiental é a suscetibilidade do ecossistema a mudanças em seu equilíbrio dinâmico de acordo com suas características intrínsecas e extrínsecas. Estudos recentes utilizam o conceito de fragilidade ambiental para avaliar a suscetibilidade de ecossistemas naturais sob diversas condições, incluindo vulnerabilidade de habitat ecológico, poluição de aquíferos, eventos de inundação, erosão e degradação ambiental (Abrão; Bacani, 2018; Cavalcante *et al*., 2022; Crepani *et al*., 2001; Ross, 1994).

A conservação e gestão dos recursos hídricos tornou-se um tema central nos debates ambientais atuais. Isso se deve ao interesse e preocupação com as gerações futuras e modelos de desenvolvimento para países desenvolvidos e subdesenvolvidos. Assim, o conhecimento e a compreensão do funcionamento dos sistemas são essenciais para cenários futuros que minimizem a instabilidade (Gomes;

Zambam, 2018). O aumento acelerado e a ampla diversidade de atividades humanas, que promovem o desenvolvimento socioeconômico, tem impactado negativamente os sistemas naturais e podem levar a mudanças ambientais irreversíveis, comprometendo a capacidade de resiliência do planeta (Matias *et al*., 2020).

A erosão é um dos principais agentes causadores de degradação da terra, sendo a responsável pela maior parte das perdas de solo que acabam chegando as margens dos corpos hídricos e contribuem significativamente para o aumento da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica (Guimarães Junior. *et al*. 2021). Uma das formas empregadas na identificação de problemas de interferem na preservação dos recursos naturais, propondo medidas que auxiliem na preservação, manutenção ou até mesmo a recuperação de algumas áreas é através do uso de indicadores ambientais (Souza, 2021; Silva, 2021).

Segundo Olsthoorn *et al.* (2001), a utilização dos indicadores é essencial no auxílio da tomada de decisão e na resolução de problemas complexos, pois sintetizam os dados em valores e, no caso do estudo dos sistemas naturais, que na maioria dos casos apresentam problemas complexos, requerem que os indicadores sejam adequados para cada tipo de situação analisada.

A Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba (BHAS) está inserida integralmente na APA Itupararanga, e esta Unidade de Conservação apresenta diversos tipos de cobertura e uso da terra, onde a maioria deles acaba gerando grandes impactos negativos sobre os remanescentes florestais e na qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos na região da bacia (Simonetti *et al*., 2019; Soares, 2019; Frascareli, 2021). De acordo com Guerra *et al*. (2007), a utilização da bacia hidrográfica como área de estudo é bastante relevante, pois trata-se de uma unidade natural em que ocorrem a interação dos recursos hídricos com os fatores bióticos, físicos e socioeconômicos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, identificando as áreas mais vulneráveis aos processos erosivos e a fragmentação dos remanescentes florestais.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

- Realizar a caracterização da paisagem na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento;
- Comparar as diferentes metodologias de análise da fragilidade ambiental aplicando os modelos proposto por Ross (1994), Crepani *et al*. (2001) e estimativa de perda anual de solo por erosão através da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), identificando as áreas que podem ser prioritárias para a conservação dos recursos hídricos na BHAS;
- Comparar as dinâmicas de transição do uso e ocupação da terra na área da bacia durante os anos 2002, 2012 e 2022 e simular a possibilidade de transição para o ano de 2042;
- Caracterizar e quantificar a configuração dos fragmentos florestais fazendo o uso das métricas de paisagem e comparar com as Zonas de Ocupação do Plano de Manejo da APA Itupararanga; e
- Aplicar o Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais e o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água na BHAS para identificar as áreas mais sucessíveis a degradação ambiental, tendo em vista a preservação dos recursos hídricos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 AS BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADE DE ESTUDOS AMBIENTAIS

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), instituídos pela Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, tem como objetivo principal a gestão dos múltiplos usos da água de forma democrática e participativa, tendo em seu bojo os fundamentos, objetivos, diretrizes de ação e instrumentos que norteiam a gestão dos recursos hídricos no Brasil. A Lei 9.433/1997 é baseada na premissa de que a água é um bem finito, dotado de valor econômico, de domínio público e indispensável à sobrevivência de todas as espécies (Brasil, 1997; ANA, 2023).

O SINGREH é um sistema formado por diferentes instituições das esferas federal, estadual e municipal, que juntos são capazes de decidir toda a complexidade da questão hídrica, juntamente com os usuários e a sociedade civil organizada (ANA, 2023). As entidades que fazem parte do SINGREH são o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA), os Conselhos Estaduais e Distrital de Recursos Hídricos, os Comitês de Bacias Hidrográficas, os órgãos públicos Federal, Estadual e Municipal cujas competências se relacionem com a gestão da água recursos e as Agências de Bacia (ANA, 2023).

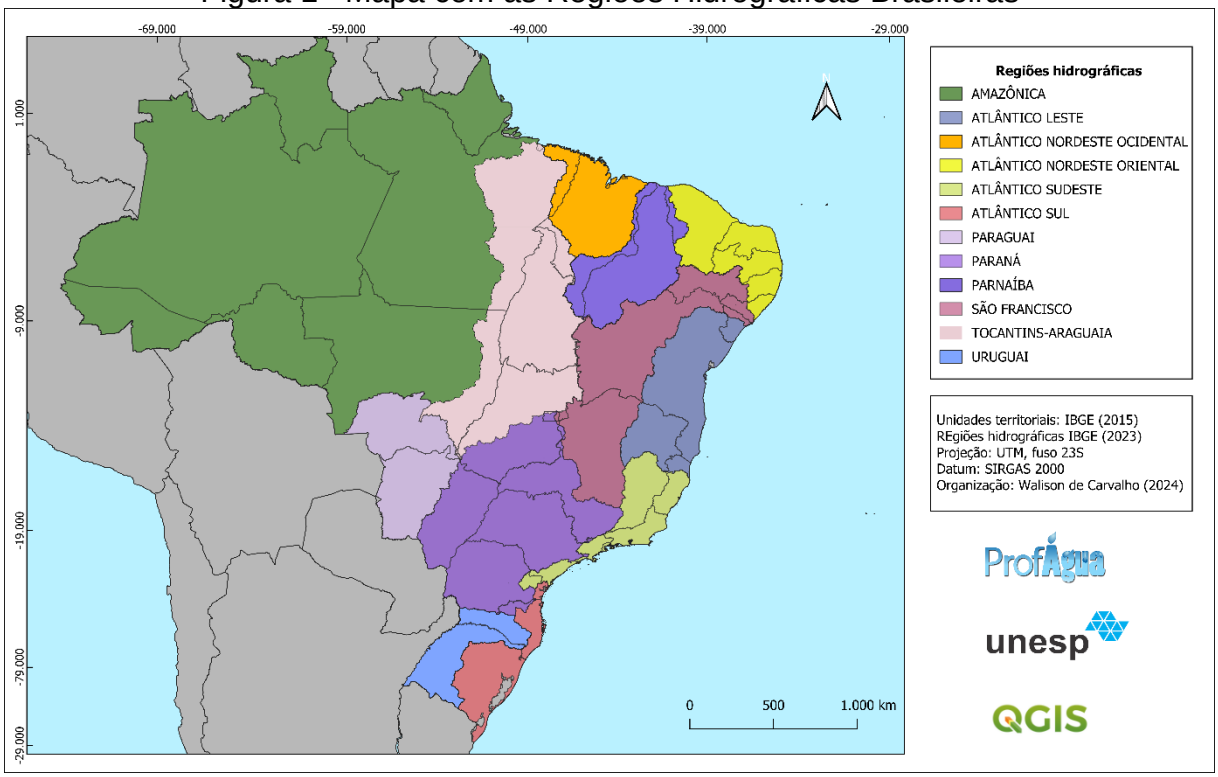
Dentre os fundamentos da Lei n° 9.433/1997 tem-se a definição da bacia hidrográfica como a unidade territorial para a implementação da PNRH e atuação do SINGREH (Brasil, 1993). A Instrução Normativa n° 4 de 21 de junho de 2000 do Ministério de Meio Ambiente, define a bacia hidrográfica como a área de drenagem de um curso d'água ou lago (Brasil 1993). De acordo com a ANA (2014), uma bacia hidrográfica é definida como o espaço geográfico delimitado pelo respectivo divisor de águas cujo escoamento superficial converge para o seu interior sendo captado pela rede de drenagem que lhe concerne.

Segundo Silveira (2020), uma bacia hidrográfica pode ser definida como um conjunto de superfícies, vertentes e uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exultório. De acordo com Chen *et al*. (2020), a bacia hidrográfica é uma unidade geofísica com ciclos hidrológicos e energéticos bem definidos, que integram sistemas de montante, jusante, águas subterrâneas e águas superficiais, sendo as principais unidades funcionais a serem

consideradas para a gestão dos recursos hídricos. Independente da definição utilizada, a importância do conceito de bacia hidrográfica, reside no fato de que pela Legislação, ela é considerada como unidade territorial para a adoção de políticas públicas com foco no gerenciamento dos recursos hídricos, pois, trata-se não apenas de uma área geográfica, mas o objeto de um conjunto de instrumentos jurídicos e técnicos de proteção e gestão, que precisam ser compreendidas e aplicadas de modo integrado (Granziera, 2023).

Com o objetivo de dar suporte à orientação e ao planejamento dos recursos hídricos, o CNRH categorizou o país em doze regiões hidrográficas (Figura 1), a região Amazônica, Tocantins-Araguaia, Uruguai, São Francisco, Parnaíba, Paraná, Paraguai, Atlântico Leste, Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Nordeste Ocidental, Atlântico Sudeste e Atlântico Sul (ANA, 2015).

Figura 1– Mapa com as Regiões Hidrográficas Brasileiras



Fonte: próprio autor.

Segundo Magalhães Junior *et al*. (2020), bacias hidrográficas ocorrem em diferentes escalas espaciais, onde são drenadas por suas redes hidrográficas, que são formadas pelos rios principais e seus tributários, podendo ser intermitentes ou perenes. Deste modo, a bacia hidrográfica de um rio principal apresenta sub-bacias, que podem ser entendidas como as bacias dos afluentes.

A bacia hidrográfica é uma unidade integrada de planejamento e gestão ambiental, adequada ao gerenciamento da paisagem, por não considerar apenas os componentes biológicos, físicos e hidrológicos, mas também as mudanças nos padrões de ocupação da terra e as suas implicações sociais, econômicas e ecológicas à área da bacia (Cutts *et al*., 2018; Carvalho, 2020). Deste modo, a bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico, em que a entrada deste sistema é o volume de água precipitado e o fluxo hidrossedimentológico e a saída, o volume de água drenado através do exultório, o que viabiliza a descrição das relações entre as características das águas e seus sedimentos, com as dimensões dos quadros físicos e humanos (Magalhães Junior *et al*., 2020; Silveira, 2020).

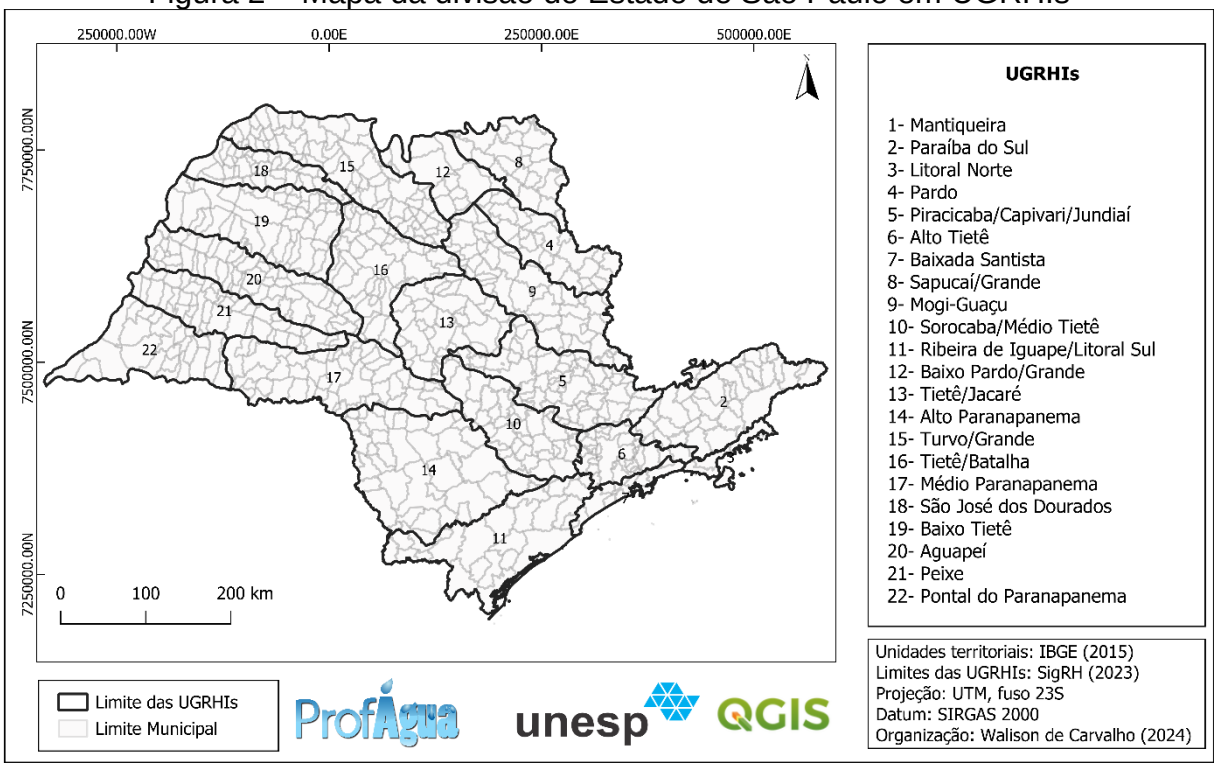
3.1.1 A bacia hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê

O Encontro Nacional de Órgãos Gestores de Recursos Hídricos realizado em 1983 no estado de São Paulo, juntamente com a descentralização do Departamento de Águas e Energia Elétrica resultou na criação das Diretorias de Bacias Hidrográficas, sendo estes os primeiros passos na consolidação da uma política estadual de recursos hídricos (Carvalho, 2011). Em 1987, através do Decreto Estadual n° 27.576, foram criados o Conselho Estadual de Recursos Hídricos e o Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos (São Paulo, 1987).

Em 1991 o estado de São Paulo passa a implementar a Política Estadual Gestão de Recursos Hídricos, através da Lei Estadual n° 7.663/91, criando também o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SigRH). A Lei nº 7.663/1991 especificou a outorga de direitos pelo uso dos recursos hídricos, os planos de bacias, a cobrança pelo uso e o rateio de custos como instrumentos de gestão dos recursos hídricos no Estado, antecipando os instrumentos de gestão da Lei n° 9.433/1997 (Carvalho, 2011).

O Plano Estadual de Recursos Hídricos para os anos de 1994 e 1995, aprovado pela Lei Estadual n° 9034/1994 dividiu o estado de São Paulo em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) (Figura 2), dando autoridade de criação dos novos Comitês de Bacia Hidrográfica ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos, utilizando como referência o comitê dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, criado em 1991 (Carvalho, 2011; São Paulo, 2016).

Figura 2 – Mapa da divisão do Estado de São Paulo em UGRHIs



Fonte: próprio autor.

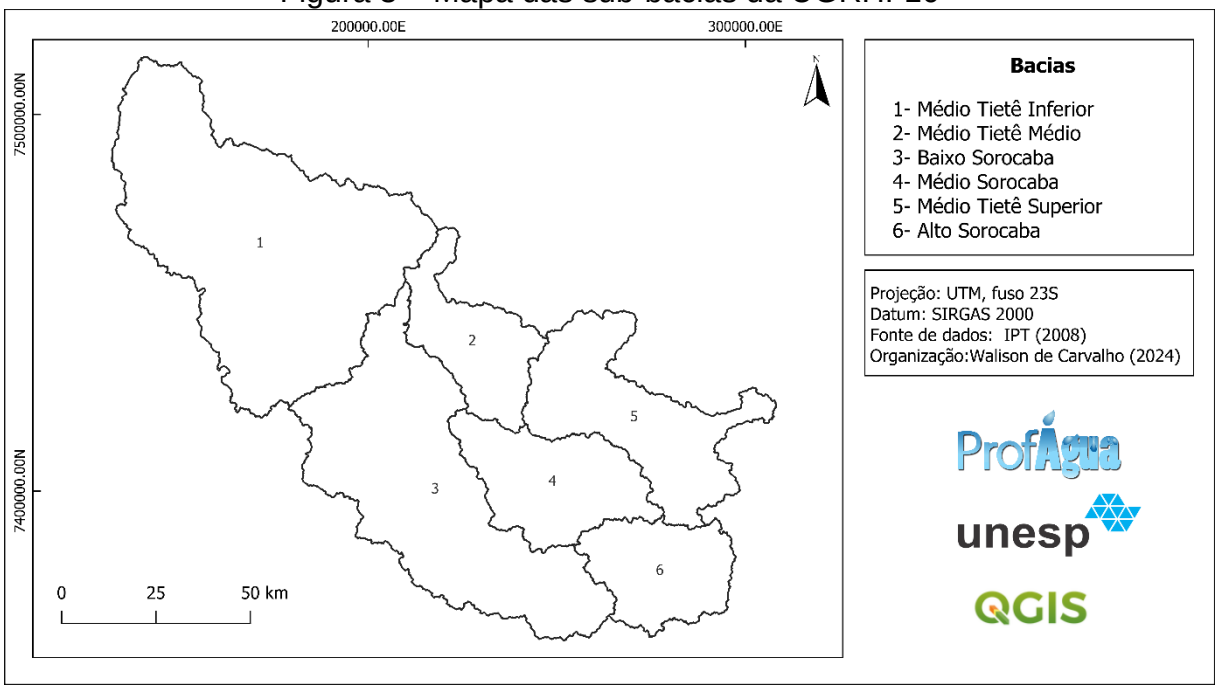
A UGRHI-10 corresponde a bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e Médio Tietê (BH-SMT), iniciando na saída do Reservatório do Rasgão em Pirapora do Bom Jesus com o exultório na Barragem de Barra Bonita (SigRH, 2023). A BH-SMT possui área de 11.827 km² e vazão média da bacia é de 97,8 m^3/s, tem como principais corpos os rios Tietê, Sorocaba, Ipanema, Sarapuí, Pirajibu e Tatuí (São Paulo, 2020; São Paulo, 2023). A BH-SMT é dividida em seis sub-bacias (Figura 3), sendo elas o Médio Tietê Inferior, Médio Tietê Médio, Médio Tietê Superior, Alto Sorocaba, Médio Sorocaba e Baixo Sorocaba (IPT, 2008; Conceição *et al*., 2015).

A sub-bacia do Alto Sorocaba (BHAS) está localizada na parte sudeste da BH-SMT, estando inserida nos municípios de Alumínio, Ibiúna, Mairinque, Piedade, Vargem Grande Paulista, São Roque, Votorantim e o distrito de Caucaia do Alto em Cotia. É nesta região que está localizada a cabeceira dos rios Sorocamirim, Una e Sorocabuçu, responsáveis pela formação do rio Sorocaba e o reservatório de Itupararanga (Carvalho, 2011; Manfré *et al*., 2013; Conceição *et al*., 2015; Amorim *et al*., 2021).

Construído 1914 pela Companhia de Energia Elétrica Light, o Reservatório Itupararanga tinha como objetivo principal a geração de energia elétrica, a partir de 1974 o reservatório passou a ser administrado pela Companhia Brasileira de Alumínio

(Botino *et al*., 2023). O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT), buscando assegurar a manutenção da qualidade das águas do reservatório, pressionou o Conselho Estadual de recursos Hídricos pela criação da Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga, que foi criada pela Lei Estadual nº 10.100/1998 (Bernadi, 2020).

Figura 3 – Mapa das sub-bacias da UGRHI-10



Fonte: próprio autor.

No entanto, na criação da APA Itupararanga, não foram incluídos os municípios de Alumínio, Cotia e Vargem Grande Paulista, representando um entrave jurídico na sua regulamentação. Somente em 2003, após a incorporação áreas de cabeceira, a APA de Itupararanga foi regulamentada através da Lei Estadual nº 11.579/2003, porém, como a etapa de regulamentação da APA se estendeu por quase cinco anos, ocasionou o crescimento sem planejamento no entorno da represa, prejudicando o gerenciamento de suas águas (Bernardi, 2011; Chinaque, 2017).

3.2 POLUIÇÃO HÍDRICA E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água é um componente crítico da gestão integrada dos recursos hídricos. Quando não são atendidos os níveis adequados de qualidade da água, os usuários devem pagar pelo tratamento ou incorrer em riscos maiores pelo uso com qualidade inferior. À medida que as populações e as economias

crescem, mais poluentes de águas residuais são gerados, e muitos destes são descarregados em corpos d'água superficiais e subterrâneos (Libânio, 2016).

Os maiores esforços e custos envolvidos na gestão da água são direcionados para a proteção e gestão da qualidade, e cada vez mais os conflitos entre os diversos usuários estão relacionados a questões que envolvem a qualidade da água (Loucks; Van Beek, 2017).

Atualmente, apenas 0,007% dos recursos hídricos do mundo estão disponíveis para uso humano direto. Estes dados mostram o quão limitado é o acesso a água doce, (Loucks; Van Beek, 2017; Wang *et al*., 2022). Com o rápido desenvolvimento socioeconômico e o crescimento populacional contínuo, prevê-se que a demanda global por água aumente nos próximos anos (Sone *et al*., 2022). A conservação e gestão dos recursos hídricos tornou-se um tema central nos debates ambientais atuais, e isso se deve ao interesse e preocupação com as gerações futuras e modelos de desenvolvimento sustentável para países desenvolvidos e subdesenvolvidos (Bremer *et al*., 2021).

O aumento acelerado e a ampla diversidade de atividades humanas, que promovem o desenvolvimento socioeconômico, impactam negativamente os sistemas naturais e hídricos, podendo levar a mudanças ambientais irreversíveis, comprometendo a capacidade de resiliência do planeta e resultando na perda dos recursos naturais e serviços ecossistêmicos que eles fornecem (Wood *et al*., 2018).

Apesar de ser irregular em relação a disponibilidade hídrica, o Brasil possui uma posição privilegiada comparado com outros países, contando com um conjunto extremamente rico de ecossistemas aquáticos continentais, como por exemplo os lagos, rios, represas artificiais e áreas alagadas, com ampla diversidade morfológica, morfométrica e um capital natural de grande valor ecológico, social e econômico (Boian *et al*., 2016). Quando não há recursos hídricos suficientes para atender à demanda, surgem rivalidades e conflitos entre os usuários, representando um grande desafio para os gestores de recursos hídricos (Sohrabi *et al*., 2023; Zang *et al*., 2023).

Em áreas densamente povoadas, a água superficial é uma das fontes importantes para a produção de água potável, seja por captação direta ou pelo represamento dos rios e construção de reservatórios (Vito, 2007; Reemstsma *et al*., 2016). No entanto, as águas superficiais são receptoras de esgotos sem tratamento, efluentes de estações de tratamento de esgotos e do escoamento superficial das áreas urbanas, além do carreamento de agrotóxicos e fertilizantes de áreas agrícolas

(Andrade, 2018; Soares; Souza, 2019). Segundo Vogl *et al*. (2017) e Salzman *et al*. (2018), em todo o mundo, há um interesse crescente em investimentos para a proteção e restauração de mananciais, com o objetivo manter ou melhorar a qualidade e a quantidade de água disponível. Segundo a Lei nº 6938/1981, poluição é definida como:

> [...] a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente, prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, criem situações adversas às atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, afetem as condições sanitárias do ambiente e lancem materiais ou energia em desacordo com os padrões ambientais [...] (Brasil, 1981).

Uma definição menos formal para poluição da água, segundo von Sperling (2014), é quando ocorre o despejo de substâncias ou alguma forma de energia, que de maneira direta ou indireta, possam alterar a natureza do corpo hídrico de modo que prejudique seus usos. De acordo com Libânio (2016), a poluição aquática indica a ocorrência de alterações prejudiciais aos corpos hídricos, e quando estas alterações colocam em risco a vida aquática ou o usuário que faz uso deste recurso, a poluição passa a ser denominada contaminação.

Existem basicamente duas formas em que as fontes de poluentes podem atingir um corpo hídrico, a poluição pontual e a difusa (Von Sperling, 2014). A poluição hídrica, na sua forma pontual ou difusa, representa principalmente os impactos do uso e ocupação da terra na vertente da bacia de drenagem. Na forma difusa, os poluentes são originados por interferências antrópicas ou naturais, e transportadas pelos componentes do ciclo hidrológico, principalmente o escoamento superficial e o subterrâneo (Boian *et al*., 2016; Libânio, 2016). Neste caso, como os poluentes são gerados em áreas extensas e de forma intermitente, principalmente os de origem agrícola, a sua identificação, medição e controle é de difícil realização (Reis; Brandão, 2013).

Na poluição pontual, os poluentes são transportados através de tubulações, drenos ou valas, onde o esgoto doméstico e industrial, são as formas mais comuns deste tipo de poluição. Por ser pontual, estas cargas de poluentes são mais fáceis de gerenciar, pois são facilmente identificáveis (Reis; Brandão, 2013; Boian *et al*., 2016; Menezes *et al*. 2018).

O monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da qualidade das águas é um importante instrumento para avaliação do nível de contaminação ou poluição, permitindo identificar o nível da degradação ao longo do tempo. No entanto, a metodologia tradicional de monitoramento, utiliza muitos parâmetros, cujos resultados se tornam de difícil interpretação por não especialistas no tema, além do custo elevado (Libânio, 2016).

Existem diversas tentativas de reproduzir em um único valor o significado de um conjunto de dados de diferentes parâmetros, resultando em um modelo de fácil aplicação e interpretação dos resultados (Sutadian *et al*., 2018; Souza *et al*., 2022; Uddin *et al*., 2022). Para a qualidade da água, o Índice de Qualidade da Água (IQA), com as suas diferentes adaptações, Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) e Metodologia Delphi, são os mais empregados (Libânio, 2016; Menezes *et al*., 2018; Sutadian *et al*., 2018; Reis *et al*., 2019).

Os modelos de IQA utilizam algoritmos matemáticos para converter os dados de monitoramento da qualidade da água em um único índice, que pode ser usado como uma medida da qualidade da água, com cálculos simples e de fácil interpretação dos resultados (Sutadian *et al*., 2018; Souza *et al*., 2022; Uddin *et al*., 2022).

Uma adaptação realizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) do *Water Quality Index* da *National Sanitation Foundation*, originou o IQA mais utilizado no Brasil, inclusive pela Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico para o monitoramento da qualidade dos rios e reservatório de domínio federal (Menezes *et al*., 2018; Reis *et al*., 2019).

O IQA_{CETESB} considera nove parâmetros de análises para a determinação do índice, sendo eles a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, os coliformes termotolerantes, o pH, a demanda bioquímica de oxigênio, o fósforo total, o nitrogênio total, os totais e a turbidez (Valentini *et al*., 2020; Souza *et al*., 2022). O índice é calculado pela multiplicação do valor de qualidade de cada parâmetro, elevado ao seu respectivo peso, determinado pelo seu grau de importância, visando seu uso para o abastecimento público, conforme apresentado na Equação 1 (Souza *et al*., 2022; CETESB, 2023).

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i} \quad (1)$$

Em que:

IQA variando de 0 a 100; q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida; w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade; n= número de parâmetros utilizados.

O IQA além de permitir a comparação da qualidade de diferentes corpos de água, permite inferir o impacto de ações que visem à preservação dos ecossistemas aquáticos. Com base nos valores obtidos no IQA, são definidos os níveis de qualidade do corpo hídrico (Tabela 01) (CETESB, 2020).

Tabela 1 – Classificação da qualidade da água em função do IQA

Nível de qualidade	**Intervalo do IQA**	**Cor de referência**
Ótima	79 < IQA ≤ 100	
Boa	51 < IQA ≤ 79	
Regular	36 < IQA ≤ 51	
Ruim	19 < IQA ≤ 36	
Péssima	IQA ≤ 19	

Fonte: CETESB (2020).

O Índice de Estado Trófico (IET) é outro índice empregado no monitoramento da qualidade das águas lênticas e tem por finalidade classificar os corpos hídricos em diferentes graus, relacionando os níveis de nutrientes e o seu efeito no crescimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas (CETESB, 2013; Von Sperlin, 2014b). O IET é uma ferramenta que fornece subsídios para a formulação de planos de manejo e a gestão sustentável dos sistemas hídricos (Araújo; Mendonça; Reis, 2016).

O IET foi elaborado por Robert Carlson em 1977 e adaptado por diversos autores, para ambientes lênticos como lóticos, baseando-se principalmente nas concentrações de fósforo, nitrogênio e clorofila-α (Cloutier; Sanchez, 2007; Silva *et al*. 2018).

3.3 O ESTUDO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL

A vulnerabilidade pode ser definida como o grau em que um sistema, subsistema ou componente do sistema, provavelmente sofrerá danos devido à

exposição a um perigo, seja ele uma perturbação ou algum tipo de estresse (Sorensen; White, 1980). Segundo Wisner *et al*. (1994), a vulnerabilidade pode ser definida como as características de uma pessoa ou grupo e da sua situação que influenciam a sua capacidade de antecipar, enfrentar, resistir e recuperar o impacto de um perigo natural, podendo ser um evento ou processo natural extremo.

Para que seja alcançado o desenvolvimento regional sustentável, é de vital importância analisar a causa e o efeito da vulnerabilidade ambiental, avaliando os seus diferentes níveis de vulnerabilidade. Esta avaliação não é só benéfica a proteção do meio ambiente, mas também pode apresentar fatores importantes para aferir o desenvolvimento econômico de uma região (Yang *et al*., 2019; Dai *et al*., 2021; Fernandes, 2021).

A ideia central da definição de vulnerabilidade, frequentemente citada do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), é que a vulnerabilidade é o grau em que um sistema é susceptível e incapaz de lidar com os efeitos adversos. Em todas as formulações, os parâmetros-chave da vulnerabilidade são o estresse a que um sistema está exposto, a sua sensibilidade e a sua capacidade adaptativa. Assim, a investigação sobre a vulnerabilidade e a investigação sobre a resiliência têm elementos de interesse comuns, os choques e as tensões vividas pelo sistema socioecológico, a resposta do sistema e a capacidade de ação adaptativa (Adger, 2006).

De acordo com Nelson *et al*. (2010), a vulnerabilidade é um conceito contestado e há pouco acordo sobre como convertê-la em medidas políticas relevantes para a definição de prioridades, sendo revisado de forma abrangente por muitos autores, onde a maioria das revisões sobre o tema, comparou e/ou reconciliou as diversas perspectivas de vulnerabilidade sustentadas por diferentes disciplinas acadêmicas.

Segundo Adger (2006), são identificadas quatro escolas de pensamento no âmbito da ciência política, ecologia, gestão adaptativa e análise de meios de subsistência sustentáveis que contribuíram para a compreensão conceitual da vulnerabilidade. Anderies *et al*. (2004), compararam perspectivas da economia, ciências sociais e antropologia, gestão de desastres, ciência ambiental, bem como saúde e nutrição, para a definição do conceito de vulnerabilidade.

Dentro desta diversidade de perspectivas disciplinares, há uma convergência crescente em torno dos atributos genéricos da vulnerabilidade, que incluem a

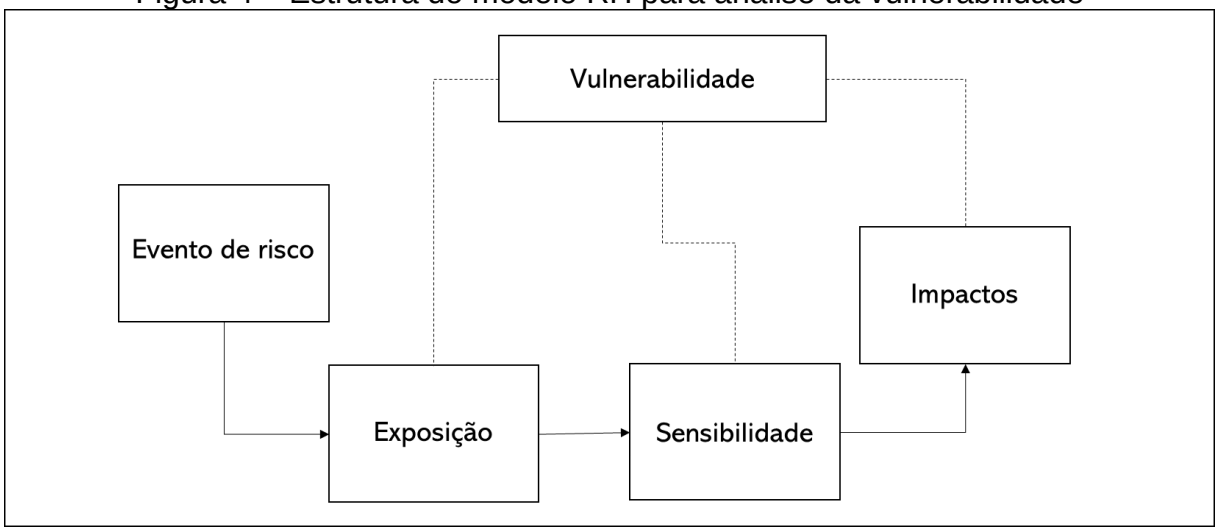
suscetibilidade de um sistema a perturbações determinadas pela exposição a perturbações, sensibilidade a perturbações e capacidade de adaptação do sistema (Nelson *et al*., 2007).

Recentemente, pesquisadores de todo o mundo realizaram diversos estudos e alcançaram resultados frutíferos sobre a vulnerabilidade ambiental. Do ponto de vista do modelo de estudo, foram estabelecidos diferentes sistemas de avaliação com base em diferentes perspectivas de pesquisa, por exemplo, sistema pressão-estado-resposta, sistema sensível, resiliência e pressão, sistema de causa e efeito, e força motriz, pressão, influência, resposta e sistema de gerenciamento. Estabelecendo também um sistema de avaliação relativamente abrangente baseado em diferentes áreas de investigação (Dai *et al*., 2021).

Um enfoque limitado sobre as perturbações e os fatores de estresse podem ser insuficientes para compreender os impactos e as respostas do sistema afetado ou então dos seus componentes (Ward *et al*., 2020). Deste modo, Kates, Ausubel e Berberian (1985), sugeriram o modelo arquetípico para a análise de vulnerabilidade, denominado modelo *risk-hazard* (RH) ou matriz de risco RH.

A matriz de risco RH (Figura 4) procura compreender o impacto de um perigo em função da exposição ao evento de perigo e da sensibilidade da entidade exposta. As aplicações quantitativas anteriores a estes modelos, na avaliação de impactos ambientais e climáticos, geralmente enfatizavam a exposição e a sensibilidade a perturbações e agentes estressores e trabalhavam desde a causa dos perigos até impactos por eles causados (Turner *et al*., 2003; Vito, 2007; Johnson; Swedlow, 2019).

Figura 4 – Estrutura do modelo RH para análise da vulnerabilidade

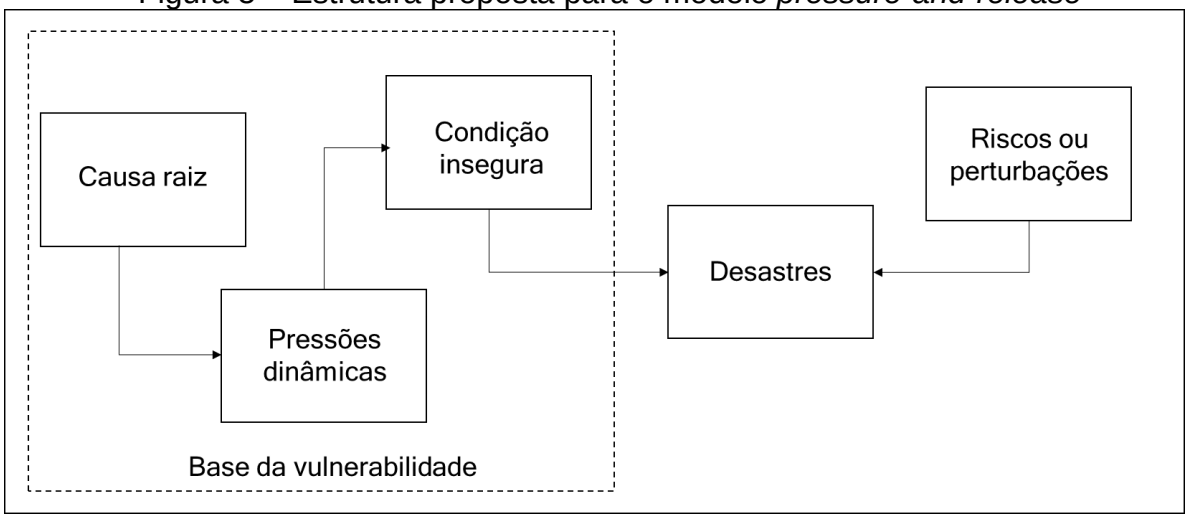


Fonte: Adaptado de Turner *et al*. (2003).

Estudos posteriores demonstraram as inconsistências deste modelo de RH, por exemplo, não tratam das formas como os sistemas em questão amplificam ou atenuam os impactos do perigo, as distinções entre subsistemas e componentes expostos que levam a variações significativas nas consequências dos perigos (Cutter *et al*., 2000) e o papel da economia política, especialmente das estruturas e instituições sociais, na definição da exposição e das consequências diferenciais (Turner *et al*., 2003; Rechkemmer; Von Falkenhayn, 2009).

Diante destes levantamentos, foi elaborado o modelo *pressure-and-release* (PAR), no qual o risco é definido como uma função da perturbação, estresse e da vulnerabilidade do sistema (Wisner *et al*., 1994). Este modelo direciona a atenção para as condições que tornam a exposição insegura, levando à vulnerabilidade e às causas que criam essas condições, sendo utilizado principalmente para abordar grupos sociais que enfrentam desastres (Figura 5), a aplicação do modelo PAR enfatiza distinções na vulnerabilidade por diferentes unidades de exposição (Ruiter; Van Loon. 2022).

Figura 5 – Estrutura proposta para o modelo *pressure-and-release*



Fonte: Adaptado de Wisner *et al*. (1994).

Segundo Hogan e Tolmasquim (2001), a análise de vulnerabilidade baseia-se em três conceitos principais, o direito, a diversificação e resiliência. Em relação ao direito, ele está mais voltado ao caráter social da sustentabilidade, incluindo principalmente o acesso a alimentos. Os direitos são normalmente reduzidos a questões de pobreza, mascarando o reconhecimento de que as unidades sociais não são passivas, e mesmo as mais economicamente marginais delas utilizam uma série de estratégias para aumentar os seus mecanismos de defesa (Gupta *et al*., 2010; Jia *et al*., 2021).

A diversificação é uma estratégia abrangente que visa reduzir os riscos e aumentar as opções face aos perigos entre classes econômicas e economias políticas, em alguns casos à custa da redução do bem-estar material (Vito, 2007; Rechkemmer; von Falkenhayn, 2009; Dai *et al*., 2021). Não obstante tais estratégias, dotações e capacidade de resposta, residem nas estruturas sociais, econômicas, institucionais e políticas e, portanto, a análise de vulnerabilidade deve levar em conta estes fatores (Nelson *et al*., 2010).

O terceiro conceito, resiliência, entra na análise de vulnerabilidade a partir da ecologia, onde evoluiu em significado através de debate entre diferentes pesquisadores. O conceito tem sido usado para caracterizar a capacidade de um sistema retornar a um estado de referência após uma perturbação ou a capacidade de um sistema de manter certas estruturas e funções apesar da perturbação (Cutter *et al*., 2008; Silva; Longo, 2020; Gavioli *et al*., 2023).

A sustentabilidade amplia e redireciona o foco da análise de vulnerabilidade ambiental de diversas maneiras. Principalmente, dirige a atenção para sistemas acoplados humano-ambiente, cuja vulnerabilidade e sustentabilidade se baseiam na sinergia entre os subsistemas humano e biofísico, uma vez que são afetados por processos que operam em diferentes escalas espaço-temporais e funcionais (Rechkemmer; Von Falkenhayn, 2009; Alves; Scopel; Martins, 2017).

Segundo Turner *et al*. (2003), devem ser incluídos em qualquer análise de vulnerabilidade ambiental e social, os seguintes elementos: múltiplas perturbações e estressores/estresses em interação e sua sequência; Exposição além da presença de uma perturbação e de um estressor/estresse, incluindo a maneira pela qual o sistema acoplado enfrenta perigos; Sensibilidade do sistema à exposição; As capacidades do sistema para enfrentar ou responder, incluindo as consequências e os riscos decorrentes de uma recuperação lenta; a reestruturação do sistema após as respostas tomadas, sejam ajustes ou adaptações.

As abordagens e as ênfases da análise de vulnerabilidade são mais úteis para a tomada de decisões quando complementam a abordagem tradicional de perturbação *x* consequência, considerando os resultados a serem evitados, aumentando assim a necessidade de contribuição das partes interessadas e também desenvolver estruturas institucionais para vincular as análises de vulnerabilidade à tomada de decisões, concentrando-se na relevância, credibilidade e legitimidade da informação produzida (Moreira *et al*., 2009).

3.4 A VULNERABILIDADE AMBIENTAL ASSOCIADA AS BACIAS HIDROGRÁFICAS

As atuais ferramentas de gestão de recursos naturais podem quantificar os benefícios econômicos das apropriações humanas da natureza ou serviços ecossistêmicos, nos quais há grande ênfase nos ecossistemas de água doce (Macedo *et al*., 2018; Mondal; Palit, 2022). Os rios são ecossistemas que fornecem uma gama de serviços essenciais, como por exemplo, água potável, ciclagem de nutrientes, gestão da poluição hídrica, pesca e aquicultura, transporte de materiais dissolvidos e suspensos e habitats para uma variedade de espécies que sustentam a vida na Terra (Van Cappellen; Maavara, 2016; Mondal; Palit, 2022).

O represamento de rios é uma atividade antropogênica que representa uma das principais perturbações para os corpos hídricos e suas áreas ribeirinhas, levando a consequências locais e globais (Akbarzadeh *et al*., 2019; Van Cappellen; Maavara, 2016). As barragens são construídas principalmente para fins econômicos, como irrigação, abastecimento, geração de energia e controle de enchentes. No entanto, também podem funcionar como uma bacia de retenção de poluentes e isso tem implicações na eutrofização e/ou na retenção de elementos biogênicos que podem causar problemas de abastecimento de água, navegação, conservação da biodiversidade (Von Sperling, 2012; Cunha-Santino; Fushita; Bianchini Junior *et al*., 2017; Qin *et al*., 2020; Barros; Magalhães Jr., 2020).

Os impactos ecológicos decorrentes da implantação de reservatórios podem ser muito grandes, por exemplo, regimes de fluxo alterados, assoreamento, simplificação de habitat, presença de espécies exóticas e redução da biodiversidade (Becker *et al*., 2016; Sanches *et al*., 2016). Ações conservacionistas que busquem aumentar a vida útil do reservatório podem trazer benefícios em escalas maiores, por exemplo, ao reduzir a necessidade de construção de novos reservatórios (Macedo *et al*., 2018; Bottino *et al*., 2023;).

Como todos os ecossistemas lacustres, os reservatórios acumulam múltiplas influências de suas bacias de drenagem e a deposição de sedimentos é uma grande ameaça à operação e vida útil dos reservatórios (Von Sperling, 2012; Barros; Magalhães Junior., 2020; Bottino *et al*., 2023;). Devido aos custos de construção e operação do reservatório, atualmente existem subsídios financeiros para conservar a vegetação circundante e desencorajar outros usos, por exemplo, agricultura, pastagem ou urbanização, para ajudar a manter a qualidade do reservatório (Macedo *et al*., 2018).

A redução das fontes antropogênicas de erosão do solo nas áreas de cabeceiras e o assoreamento resultante é importante para a conservação da biodiversidade, pois a elevação antropogênica de sedimentos finos é identificada como uma das principais causas da perda de biodiversidade em rios e reservatórios. Uma das principais causas da erosão acelerada e dos movimentos de massa é a remoção da cobertura vegetal, pois torna o solo desprotegido frente a ação de agentes exógenos (Barros; Magalhães Junior, 2020; Magalhães Junior.; Cota, Barros, 2020).

Os reservatórios artificiais afetam significativamente a dinâmica do ciclo hidrossedimentológico em uma bacia hidrográfica, e esse desequilíbrio impacta

negativamente no regime hídrico da bacia (Gao *et al*., 2018; Huang *et al*., 2018). Por meio da construção de barragens ou quaisquer outras obras de armazenamento fluvial, a ação do homem pode ocasionar a retenção de sedimentos, principalmente de fundo. Essa retenção pode implicar no aumento da energia dos fluxos a jusante dos barramentos, pois a água se vê liberada da energia gasta para o transporte dos sedimentos que ficariam retidos e pode empregá-la na erosão das margens e do leito aluvial (Barros; Magalhães Junior, 2020).

A qualidade e a quantidade de água disponível nos reservatórios são diretamente afetadas pelos sedimentos originados na bacia hidrográfica devido à erosão. O assoreamento no leito do reservatório compromete seu volume útil e, consequentemente, sua disponibilidade (Yousaf *et al*., 2018; Briak *et al*., 2019). Além disso, o transporte de sedimentos pode comprometer a qualidade da água, pois afeta parâmetros como a turbidez ou a concentração de sólidos dissolvidos (Hahn *et al*., 2019; Magalhães Jr.; Cota, Barros, 2020; Dias; Moster, 2022).

O controle da produção de sedimentos e seu transporte é uma prática que combina ações conservacionistas tanto do solo como da água. A remediação do assoreamento pode ser obtida diretamente pela remoção do material sedimentado ou indiretamente pela prevenção de seu assentamento, através das matas ciliares (Barros; Magalhães Junior., 2020). Quando é levado em consideração as características naturais da bacia, em relação a produção e o transporte de sedimentos, no planejamento do uso do solo, o desenvolvimento socioeconômico e a preservação ambiental são potencializados, para tanto, a análise de fragilidade ambiental pode ser aplicada na conservação da água em bacias de drenagem de reservatórios (Anjinho *et al*., 2021).

Em todo o mundo, os investimentos em programas de serviços ambientais em bacias hidrográficas representam uma oportunidade fundamental para proteger e restaurar os recursos hídricos e os ecossistemas naturais (Vogl *et al*., 2017; Salzman *et al*., 2018;). Esses programas, que incluem pagamentos por serviços ecossistêmicos ou Fundos de Água, como o Programa Produtores de Água, buscam criar acordos mutuamente benéficos entre os atores montante e jusante de uma bacia hidrográfica (Richards *et al*., 2015; Bremer *et al*., 2016;). Estes programas são frequentemente concebidos para mobilizar recursos contribuídos pelos intervenientes a jusante para compensar os intervenientes a montante pela gestão das paisagens de uma forma

que se acredita melhorar ou manter os recursos hídricos e outros benefícios ambientais (Hamel *et al*., 2020)

Os serviços ecossistêmicos hidrológicos estão começando a influenciar as decisões de gestão da terra através de regulamentações e investimentos direcionados à proteção dos recursos hídricos (Dennedy-Frank *et al*., 2016). Os serviços ecossistêmicos hidrológicos, são os benefícios que os ecossistemas hídricos fornecem às pessoas e, estão relacionados com os múltiplos usos da água e incluem a disponibilidade de água para o abastecimento, irrigação, redução da magnitude e frequência dos picos cheia para evitar inundações e redução de sedimentos e nutrientes na água (Keeler *et al*., 2012; Brauman, 2015; Dennedy-Frank *et al*., 2016).

Embora tenha havido diversos esforços para mapear serviços ecossistêmicos hidrológicos (Bremer *et al*., 2020; Dias; Moster, 2022; Ha; Bastiaanssen, 2023), os esforços para priorizar, com base nos impactos projetados de as atividades de manejo, são limitadas e se concentram principalmente nos impactos da qualidade da água, reflorestamento, proteção da vegetação nativa e controle da expansão agrícola (Kroeger *et al*., 2019; Bremer *et al*., 2020; Rodrigues *et al*., 2020). Além disso, a maioria dos esforços para quantificar e mapear os serviços hidrológicos não incorpora uma dimensão temporal, o que é crítico para o planejamento de longo prazo, particularmente quando as atividades de manejo propostas exigem grandes investimentos iniciais, enquanto os benefícios se acumulam de maneira mais uniforme ou aumentam ao longo do tempo (Burnett *et al*., 2017; Wada *et al*., 2020).

As tendências atuais do uso e ocupação do solo faz com que os diversos serviços ambientais prestados pela biosfera sejam afetados, como a regulação do clima, produção de alimentos e regulação na qualidade do ar. A modificação das áreas de vegetação nativa acarreta interferências tanto no balanço hídrico e como no particionamento da precipitação em evapotranspiração, escoamento e fluxo de águas, além da perda na qualidade dos recursos hídricos de maneira global (Foley *et al*., 2015; Tucci *et al*., 2020).

Cabe ressaltar que a cobertura vegetal exerce importante efeito no escoamento superficial em uma bacia hidrográfica, aumentando a infiltração e a estabilização dos sedimentos, o que acaba contribuindo também com a resistência das margens, diminuindo a entrada de carga sedimentar sobre os rios. Todo evento em uma bacia hidrográfica afeta direta ou indiretamente os cursos d’água, podendo interferir e até alterar fatores hidrodinâmicos como velocidade do fluxo, vazão e

processos de sedimentação, além da erosão das margens (Magalhães Jr; Barros, 2020).

As interferências que alteram o regime hidrossedimentológico em uma bacia, podem levar a mudanças no padrão deposicional e morfológico, alterando o grau de sinuosidade de um canal e dos padrões fluviais, podendo causar o desequilíbrio entre a carga sedimentar fornecida e a capacidade de transporte. Estes processos ocorrem em áreas de atividade antrópicas, principalmente em atividades que promovam a exposição do solo (Kroeger *et al*., 2019; Rodrigues *et al*., 2020).

Dentro deste contexto, as matas ciliares são de fundamental importância para a integridade ecológica das áreas de várzea e proteção dos recursos hídricos, além de atuarem como corredor ecológico, favorecendo assim o fluxo gênico entre os remanescentes vegetais (Belluta *et al*., 2011). Os efeitos antrópicos nas matas ciliares ocasionam uma série de danos aos sistemas hidrológicos, geomorfológicos e na qualidade da água (Cavalcante *et al*., 2022).

Compreender os diferentes níveis de vulnerabilidade ambiental em uma bacia hidrográfica, contribui para o levantamento de informações sobre o cenário ambiental atual e futuro da área de estudo, servindo como subsídio na implantação de políticas públicas em áreas com maior risco ambiental (Souza *et al*., 2020a; Cavalcante *et al*., 2022). A análise da vulnerabilidade ambiental aplicada as bacias hidrográficas, vem sendo utilizada como fonte de informação para o zoneamento e ordenamento territorial (Abrão; Bacani, 2018).

A intensificação de processos naturais decorrentes da ação antrópica, como o aumento da erosão do solo, assoreamento e períodos excessivos de seca, também são consequências do uso em demasia dos recursos naturais. Atividades como mineração, silvicultura, agropecuária e industrial são impulsionadas por interesses econômicos, que intensificam a exploração dos recursos naturais e ocasionam a redução do espaço natural e afetam negativamente os ambientes onde a vulnerabilidade ambiental é mais acentuada (Soares; Martins, 2021; Souza; Rebelato, 2021; Vick *et al*., 2021).

As bacias hidrográficas são recortes os espaciais mais utilizados para a elaboração de diretrizes de uso sustentável dos recursos naturais, sendo possível nestes ambientes, observar as interrelações existentes entre os diferentes componentes da paisagem (Ferreira; Piroli, 2016; Abrão; Bacani, 2018). Um dos maiores desafios a prática da gestão integrada por bacias hidrográficas no país está

relacionado à dominialidade das águas, pois os rios podem pertencer ao governo federal, se fluírem por mais de um estado ou fazer fronteira com outro país, ou estadual, se permanecerem em um mesmo estado. Esta repartição foi decidida visando diminuir a competição histórica dos estados, com vantagem da neutralidade federal, porém, essa divisão gera várias dificuldades práticas e maior complexidade para o sistema de gestão (Miranda, 2020).

A qualidade da água em rios e reservatórios, apresentam variações espaciais e temporais significativas nos parâmetros físico-químicos e microbiológico. De acordo com Abreu e Cunha (2017), estas variações são decorrentes dependentes de fatores ecológicos, mais especificamente da tipologia vegetal, pedologia e características climáticas da região, além da área e fisiografia da bacia hidrográfica, relevo e geologia (Tucci, 2020).

O uso e ocupação da terra e o grau de controle sobre as fontes de poluição são fatores que afetam diretamente a qualidade da água nos mananciais. O controle sobre estas fontes de poluição se dá basicamente através do tratamento dos efluentes domésticos e industriais, e existe tecnologia disponível para o tratamento destes poluentes, porém não há a disponibilidade financeira para a implantação das obras de engenharia necessária para o controle da qualidade das águas residuárias em diversas regiões brasileiras, inclusive nos grandes centros urbanos (Von Sperling, 2014a; Benetti; Bidone, 2020).

O crescimento demográfico tem refletido em uma maior necessidade de produção de alimentos, ocasionando o aumento das áreas agrícolas em detrimento das florestas nativas. Para o meio ambiente, esta ação antrópica tem se traduzido em uma ruptura do equilíbrio ecológico, com a redução do índice de diversidade das comunidades, pela morte de espécies nativas e o favorecimento de espécies exóticas (Abreu; Cunha; 2017; Benetti; Bidone, 2020; Souza *et al*., 2020a).

Os problemas de poluição dos recursos hídricos não se limitam ao espaço físico de um município, estado ou até mesmo país. Programas de controle da poluição são mais eficientes quando são desenvolvidos em um contexto regional, mais especificamente em nível de bacias hidrográficas (Abrão; Bacani, 2018; Machado *et al*., 2021). Sendo as disponibilidades hídricas limitadas e existindo um variado número de interesses na sua utilização, é natural a ocorrência de conflitos no uso da água. Esses conflitos apresentam-se tanto no ponto de vista quantitativo como qualitativo, assim, usuários da água para a irrigação de culturas entram em conflito com usuários

para a abastecimento público, indústrias que utilizam o manancial para a diluição dos despejos têm conflitos com o órgão de saneamento, empresas de energia elétrica entram em conflito com órgãos ambientais, pelo impacto decorrente da construção de uma hidrelétrica, dentre outros exemplos (Benetti; Bidone, 2020).

3.5 MODELOS DE ESTUDO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL

A erosão é o processo de degradação dos solos e uma ameaça aos recursos hídricos e a sustentabilidade. Estima-se que aproximadamente 10 milhões de hectares de terras agrícolas são perdidos em todo o mundo por ano devido processos erosivos (Bagarello *et al*., 2018; Alewell *et al*., 2019; Zhang *et al*., 2019). A erosão pode ser causada pelo vento, pelas chuvas e pelos processos de escoamento superficial que estão associados diretamente à vulnerabilidade do solo e pelas características de uso e cobertura da terra (Bagarello *et al*., 2018; Benavidez *et al*., 2018).

Compreender e mitigar o processo de erosão, bem como os efeitos da degradação ambiental associada é fundamental, devido aos seus possíveis efeitos ao solo e aos recursos hídricos, principalmente no assoreamento de rios e reservatórios (Guedes *et al*., 2022). Para o desenvolvimento de estratégias de controle da erosão do solo, é preciso conhecer o mecanismo e o comportamento do processo erosivo, e neste caso, a modelagem de sistemas ambientais podem ajudar nesta tarefa (Christofoletti, 1999; Morgan; Nearing, 2011).

Os modelos também são úteis para projetar o impacto das mudanças políticas na atual trajetória do uso da terra, uma vez que as mudanças no manejo do solo são o resultado de interações entre as ações humanas e os limites biofísicos, que ocorrem numa ampla gama de escalas temporais e espaciais (Bagarello *et al*., 2018). No entanto, tal como acontece com todos os métodos empíricos, o conceito do modelo não se baseia na descrição e simulação do processo, mas sim na compreensão de um processo, capturando os parâmetros mensuráveis e delineando um algoritmo matemático a partir da relação entre esses parâmetros e os sedimentos gerados pelo processo erosivo (Christofoletti, 1999; Keesstra *et al*., 2018).

Em cada escala, existem diferentes causas associada ao uso e ocupação da terra, uma vez que as decisões que influenciam estas mudanças ocorrem em diferentes níveis de organização (Bagarello *et al*., 2018). Assim, para compreender a

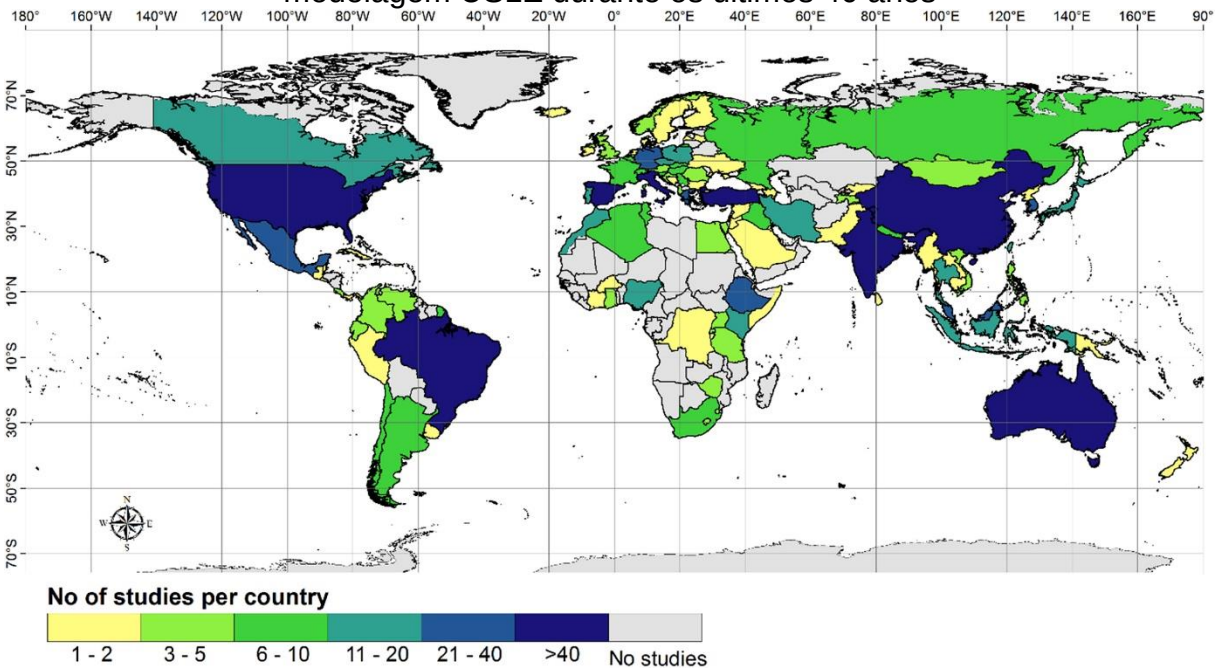
mudança fundiária e subsidiar adequadamente as políticas públicas que regulam o uso da terra, é necessário considerar interesses e ações potencialmente conflitantes em diferentes níveis e escalas geográficas (Zhang *et al*., 2019).

Ao longo do tempo, foram desenvolvidos diversos modelos matemáticos empíricos, conceituais, baseados em análises físicas ou então orientados a processos, para a estimativa da vulnerabilidade ambiental em diferentes escalas espaciais e temporais (Alewell *et al*., 2019; Zhang *et al*., 2019).

Atualmente, a comunidade acadêmica ainda trabalha nos modelos orientados para o processo, além de atualizar as abordagens empíricas existentes, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE). A USLE não só permanece atraente do ponto de vista prático, como também fornece estimativas em grandes escalas espaciais (Cao *et al*., 2015; Alewell *et al*., 2019; Guedes *et al*., 2022).

Uma das principais razões pelas quais a modelagem do tipo USLE é tão amplamente utilizada em todo o mundo é decorrente do seu alto grau de flexibilidade e acessibilidade de dados, uma parametrização simples, extensa literatura científica disponível e comparabilidade de resultados, permitindo adaptar o modelo a quase todos os tipos de condições e regiões do planeta (Figura 6) (Alewell *et al*., 2019).

Figura 6 – Distribuição geográfica por país de artigos publicados utilizando modelagem USLE durante os últimos 40 anos



Fonte: Alewell *et al*. (2019).

No entanto, a abordagem USLE é uma abordagem de modelação empírica, com limitações significativas, uma vez que não há simulação da deposição do solo, por exemplo, sedimentação e que na maioria dos casos não existem dados medidos suficientes para determinar rigorosamente a fatores únicos para todas as situações e cenários necessários (Christofoletti, 1999; Guedes *et al*., 2022).

Além da USLE existem outros modelos metodológicos que são amplamente utilizados no país para a determinação do grau de fragilidade ou vulnerabilidade ambiental (Ross, 1994; Crepani *et al*., 2001; Anjinho *et al*., 2021; Nörnberg; Rehbein, 2021). Ross (1994) propôs um modelo de determinação da fragilidade ambiental utilizando como base o índice de dissecação do terreno ou as classes de declividade. Outro modelo, proposto por Crepani *et al.* (2001), tem como objetivo a determinação da vulnerabilidade ambiental, levando em consideração as Unidades Territoriais Básicas (UTBs) e a resistência ao processo natural de erosão.

Ambos os modelos, foram baseados no conceito de Unidade Ecodinâmica dos Sistemas, sugerido por inicialmente por Jean Tricart em 1977, e dentro dessa concepção ecológica, o ambiente é analisado sob o prisma da Teoria dos Sistemas, que parte do pressuposto de que na natureza as trocas de energia e matéria se processam através de relações em equilíbrio dinâmico. No entanto, esse equilíbrio é alterado frequentemente pelas intervenções antrópicas, gerando estados de desequilíbrio temporários ou permanentes (Ross, 2023).

3.5.1 O modelo de fragilidade ambiental proposto por Ross

A fragilidade ambiental, segundo Ross (1994) pode ser definida como a suscetibilidade que um sistema natural pode lidar com as mudanças em seu equilíbrio dinâmico, de acordo com as suas características de instabilidade emergente ou instabilidade potencial. As Unidades Ecodinâmicas Instáveis ou de instabilidade emergente, são áreas onde ocorreram intervenção antrópica, causando intensas modificações nos ambientes naturais, seja pelo desmatamento ou por atividades agrícolas sem as medidas conservacionistas. As unidades Ecodinâmicas Estáveis ou de instabilidade potencial, correspondem a áreas, que apesar de estarem em equilíbrio dinâmico, apresentam instabilidade potencial previsível, de acordo com suas características naturais e de possível ação antrópica (Nörnberg; Rehbein, 2021).

A teoria da fragilidade ambiental, assume que os ecossistemas naturais estão em equilíbrio dinâmico no que diz respeito à troca de energia e matéria, podendo ser alterados por intervenções humanas, que podem ocasionar desequilíbrios temporários ou permanentes. Deste modo, a metodologia proposta por Ross (1994), ressalta que a avaliação da fragilidade ambiental deve considerar a fragilidade potencial dos ambientes, realizada através da análise dos fatores intrínsecos como declividade ou dissecação do relevo, pedologia e intensidade pluviométrica; e a fragilidade emergente, determinada através da análise dos diferentes tipos de uso da terra.

Ao planejamento do uso da terra, Ross (1994) propôs uma nova configuração que leva em consideração a instabilidade morfodinâmica do terreno. Deste modo, a fragilidade potencial, que é baseada nas unidades estáveis, são as áreas em equilíbrio natural, em que os processos morfodinâmicos não são evidentes. O sistema de classificação adotado neste modelo, vai desde instabilidade muito alta, onde as áreas prioritárias para a conservação são indicadas, até instabilidade muito baixa, onde as características naturais apresentam alto potencial para diversos usos, sem comprometer o equilíbrio ambiental. As unidades instáveis são definidas como fragilidade emergente, que se refere à interação das características naturais de fragilidade potencial e uso da terra (Ross, 1994). As classificações mais altas de fragilidade emergente designam áreas onde o uso da terra intensifica a instabilidade natural do ambiente, enquanto classificações mais baixas indicam que o uso atual da terra atenua a instabilidade potencial.

Para determinar a fragilidade do terreno, Ross (1994) considerou as condições do relevo, tipo de solo e grau de proteção do solo. Em um estudo subsequente Ross (2012), expandiu a análise da fragilidade ambiental, incluindo alguns parâmetros relevantes para o comportamento morfodinâmico, pedogênese e precipitação. A alteração em qualquer um desses componentes pode comprometer a funcionalidade do ecossistema, interrompendo o seu equilíbrio dinâmico e consequentemente, aumentar a taxa de erosão e a potencializar a sedimentação dos corpos hídricos (Ross, 2004; Spröl; Uddin *et al*., 2016; Guerra *et al*., 2017; Barros; Magalhães Junior, 2020).

Devido à sua capacidade em analisar o funcionamento do ambiente natural em relação às atividades humanas, o índice de fragilidade ambiental de Ross tem sido utilizado em muitos estudos brasileiros sobre planejamento e gestão do uso da terra

(Adami *et al*., 2012; Bahr; Carvalho, 2012; Junior; Rohm, 2014; Costa et al., 2015; Valle *et al*., 2016; Abrão; Bacani, 2018; Gouveia; Ross, 2019; Cavalcante *et a*l., 2022). A classificação da fragilidade ambiental informa o zoneamento ambiental na avaliação do uso atual do solo e se deve ser mantido ou modificado para minimizar os processos erosivos e proteger os recursos hídricos (Manfré *et al*., 2013; Cruz *et al*., 2017).

Estudos recentes utilizam o conceito de fragilidade ambiental para avaliar a suscetibilidade de ecossistemas naturais sob diversas condições, incluindo vulnerabilidade de habitat ecológico, poluição de aquíferos, eventos de inundação, erosão e degradação ambiental (Abrão; Bacani, 2018; Anjinho *et al.*, 2021; Cavalcante *et al*., 2022), vulnerabilidade de habitat ecológico (Caniani *et al*., 2016), poluição de aquíferos (Caniani *et al*., 2015; Jesiya; Gopinath, 2019), eventos de inundação (Nasiri *et al*., 2018; Santos; Pereira; Santos, 2019) e degradação ambiental (Macedo *et al*., 2018; Arriagada *et al*., 2019).

3.5.1.1 O modelo de fragilidade ambiental apoiada nos Índices de Dissecação do Relevo

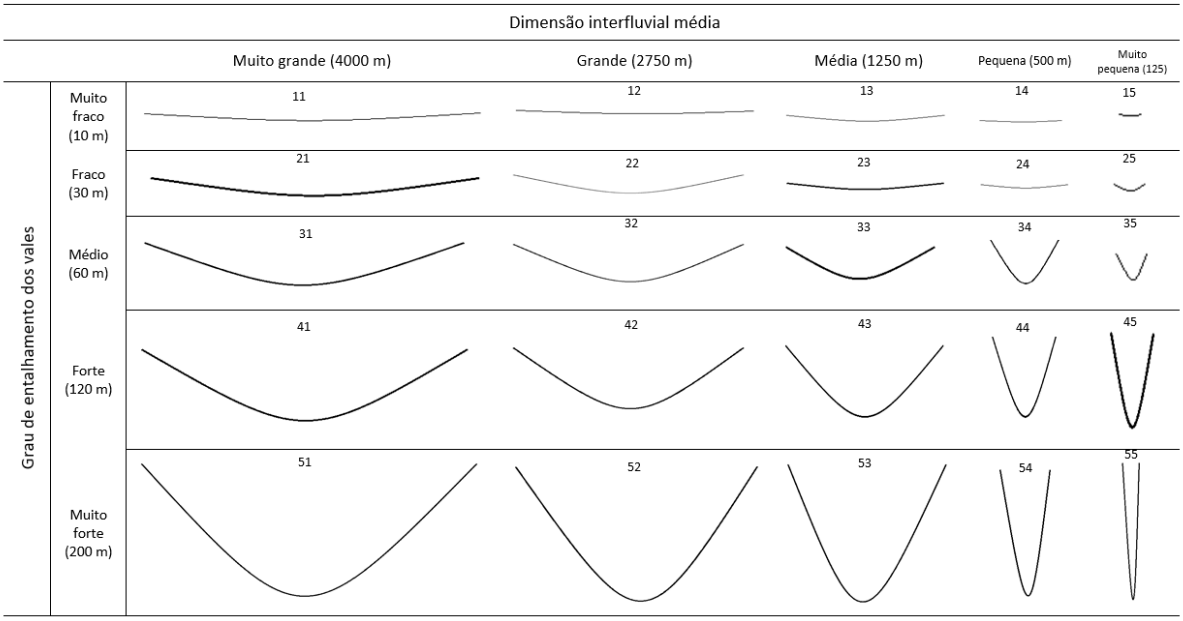
A análise da fragilidade dos ambientes naturais deve ser o resultado do levantamento das variáveis geomorfologia, pedologia, cobertura vegetal e a precipitação. Estes elementos, quando tratados de forma integrada, tornam possível a realização de um diagnóstico hierárquico da fragilidade ambiental. O modelo metodológico, utilizando os Índices de Dissecação do Relevo (IDR), é aplicável em mapas de pequena e média escala, por exemplo, 1:50.000, 1:100.000 ou 1:250.000, e baseia-se na relação entre a densidade de drenagem e a dimensão interfluvial média para a dissecação no plano horizontal e nos graus de entalhamento dos canais de drenagem para a dissecação no plano vertical (Ross, 1994).

Este modelo propõe que cada uma das variáveis selecionadas seja hierarquizada em cinco classes distintas, de acordo com o grau de vulnerabilidade. Deste modo, as variáveis mais estáveis apresentarão valores mais próximos de 1, as intermediárias 3 e as mais vulneráveis apresentarão valores próximos de 5 (Ross, 1994; Spörl; Ross, 2004).

A composição entre os quatros planos e informação, formam uma matriz de fragilidade, onde é hierarquizado os graus de fragilidade. Deste modo, o conjunto

numérico 1111 representa a fragilidade muito baixa, já o conjunto 5555 representa a fragilidade do ambiente muito alta (Ross, 1994) (Figura 7).

Figura 7 – Perfil representativo dos vales de acordo com a matriz de dissecação do relevo



Fonte: Adaptado de Guimarães *et al*. 2017.

Conforme argumentam Spörl e Ross (2004), a variável de dissecação do relevo, ou seja, o primeiro dígito da matriz de fragilidade, é que vai determinar o grau de fragilidade de cada região analisada, e as demais variáveis irão definir uma hierarquização, através de seus coeficientes de fragilidade.

3.5.1.2 O modelo de fragilidade ambiental apoiada nas classes de declividade

O modelo metodológico baseado nas classes de declividade (Tabela 2) é derivado dos procedimentos de dissecação do relevo proposto por. Onde, ao invés de utilizar a geomorfologia como suporte para a elaboração do mapa de fragilidade, é empregado as classes de declividades, hierarquizadas em cinco categorias.

Tabela 2 – Classes de fragilidade em relação a declividade

Classe	Declividade	Fragilidade
1	< 6%	Muito fraca
2	De 6 a 12 %	Fraca
3	De 12 a 20%	Média
4	De 20 a 30%	Forte
5	Acima de 30%	Muito forte

Fonte: Ross (1994).

Esta metodologia, é recomendada quando se trabalha com escalas mais detalhadas, como 1:25.000, 1:10.000, 1:5.000 e 1:2.000, e utiliza os intervalos de classes já adotados e consagrados nos estudos de capacidade de uso e aptidão agrícola, associados aos valores críticos da geotecnia, indicadores de processos erosivos, risco de deslizamento ou inundação (Ross, 1994).

3.5.2 Modelo de vulnerabilidade ambiental apoiada na resistência ao processo natural de erosão do solo

Com o objetivo de subsidiar o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) da região Amazônica, foi celebrado um convênio entre o Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE) e a Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, com o objetivo de elaborar uma proposta metodológica para o Zoneamento Ecológico Econômico da Amazônia Legal, que posteriormente seria adotado pelo Ministério do Meio Ambiente como um instrumento de planejamento e ordenamento territorial (Crepani *et al*., 2001).

De maneira análoga ao modelo de fragilidade ambiental proposto por Ross, o modelo proposto por Crepani *et al*. (2001) também foi baseado nos princípios da Ecodinâmica, no entanto, ele propõe a divisão da área de estudo em Unidades Homogêneas de Paisagem ou Unidades Territoriais Básicas, que são obtidas através da análise e interpretação de imagens de satélite ou ortofotos (Crepani *et al*., 2001).

A delimitação das UTBs sobre uma imagem de satélite permite o acesso às reações de causa e efeito entre os elementos que a compõem, oferecido pelas diferentes resoluções, sejam ela espectral, espacial, temporal ou radiométrica, ao contrário da simples sobreposição de informações gerada a partir de dados de diferentes escalas, épocas ou metodologias de trabalho, que nem sempre apresentam relações coerentes entre si (Crepani *et al*., 2001).

A análise morfodinâmica das unidades de natural estabelece diferentes categorias resultantes dos processos de morfogênese ou pedogênese. Nesta análise quando predomina a morfogênese prevalecem os processos erosivos, modificadores das formas de relevo e quando predomina a pedogênese sobressaem os processos formadores de solos (Crepani *et al*., 2008).

No modelo de vulnerabilidade ambiental apoiada nas UTBs, a determinação é aplicando uma fórmula empírica (Equação 2), onde é realizado a média aritmética dos valores atribuído a cada categoria temáticas (Crepani *et al*., 2001).

$$V = \frac{(G + R + S + Vg + C)}{5} \quad (2)$$

Em que:

V: Vulnerabilidade; G: Geologia; R: Geomorfologia; S: Pedologia; Vg: Vegetação; C: Clima.

A degradação física do solo envolve o deslocamento e/ou reposicionamento de partículas sem alteração da sua composição química. A erosão é o resultado de uma complexa interação de processos, que pode ocasionar a perda da fertilidade do solo, diminuição dos níveis de matéria orgânica e também da camada superficial (Conway *et al*., 2018, Kisic *et al*., 2018). Tanto a erosão como a compactação estão fortemente ligadas a estrutura, a taxa de infiltração e a capacidade de retenção de água do solo (Angulo-Jaramillo *et al*., 2016).

A classificação pedológica, em relação aos processos de pedogênese ou morfogênese, considera o grau de erodibilidade de cada tipo de solo, levando em consideração características como profundidade, porosidade, estrutura, plasticidade, textura e permeabilidade. Estas propriedades possuem relação com outros fatores pedogênicos como litologia, relevo, clima e as características químicas do solo (Valle *et al*., 2016; Keesstra *et al*., 2018;).

A contribuição da geologia na determinação da fragilidade das unidades geológicas, está relacionada a história e evolução geológica do ambiente, considerando o grau de coesão das rochas, onde, em substratos pouco coesos prevalecem os processos de morfogênese, enquanto as rochas coesas prevalecem a pedogênese (Rovani *et al*., 2015; Cavalcante *et a*l., 2022;). Com o objetivo de atribuir

uma posição relativa e empírica dentro da escala de vulnerabilidade, Crepani *et al.* (2001), categorizou as unidades geológicas em relação ao grau de coesão das rochas ígneas, metamórficas e sedimentares.

A amplitude altimétrica pode ser definida como a distância vertical entre os pontos da superfície topográfica e sua projeção numa superfície de referência arbitrária, conformada pelos pontos de altitudes máximas dentro de uma área de medição unitária e está relacionada com o aprofundamento da dissecação do relevo, seja por ação eólica ou hídrica (Crepani *et al*. 2008; Guimarães *et al*., 2017).

Na escala de vulnerabilidade proposta, os maiores valores de amplitude altimétrica estão associados as UTBs mais vulneráveis, por outro lado, os menores valores de estão associados a maior estabilidade do relevo. A amplitude altimétrica pode ser obtida pelo cálculo da diferença entre as cotas máxima e mínima contidas na área de estudo, podendo ser realizado de modo manual com os dados de altimetria das cartas topográficas ou então, de maneira automática empregando os modelos digitais de elevação (MDE) (Crepani *et al*. 2001; Guimarães *et al*., 2017).

A intensidade de dissecação do relevo pela drenagem está diretamente ligada a permeabilidade e a porosidade do solo, além do tipo de rocha que formam a área de estudo (Crepani *et al*., 2001). A declividade refere-se à inclinação do relevo em relação ao horizonte e tem relação direta com a velocidade de transformação da energia potencial em energia cinética, afetando a velocidade das massas de água em movimento responsáveis pelo escoamento superficial e a sua capacidade erosiva ou de promover a morfogênese (Crepani *et al*. 2001; Crepani *et al*. 2008; Chagas *et al*., 2022).

Os estudos das variáveis climatológicas são importantes para o conhecimento dos aspectos climáticos da região de estudo, podendo prever o comportamento do terreno ocasionado por alterações antrópicas, como por exemplo a alteração do curso dos rios, diminuição da vegetação nativa ou impermeabilização do solo (Cavalcante *et al*., 2022). A intensidade pluviométrica, pode ser definida como a relação entre a média de precipitação anual e o número de meses chuvosos ao longo do ano (Bacani *et al*., 2015; Back; Poleto, 2017).

As atividades humanas acarretam diferentes formas de uso e ocupação da terra, interferindo no ambiente, principalmente pelo consumo de recursos naturais e o lançamento de resíduos (Araújo *et al*., 2018). Os impactos ocorridos na área de drenagem de uma bacia hidrográfica pelos diferentes tipos de uso da terra podem

causar sérios problemas ambientais, como a erosão e compactação do solo, assoreamento dos corpos hídricos, eutrofização, diminuição da mata ciliar, modificação da cobertura vegetal, fragmentação de habitats e interrupção de corredores ecológicos (Salles *et al.*, 2008). A complexidade da disponibilidade e transporte de sedimentos depende em grande parte tanto da intensidade das chuvas quanto dos tipos de uso e ocupação de uma bacia hidrográfica (Crepani *et al*., 2008; Gray *et al*., 2015; Chen; Chang, 2019).

3.6 A EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (USLE)

A perda de solo devido à erosão é um problema global, afetando especialmente os recursos naturais e a produção agrícola (Pimentel, 2006; Morgan, Nearing, 2011; Ighodaro *et al*., 2013; Phan; Degener; Kappas, 2018). A erosão hídrica pode ser causada pelo fluxo de água não concentrado, através do impacto de gotas de chuva ou do fluxo superficial (Mello *et al*., 2016; Benavidez *et al*., 2018).

Como qualquer outro modelo, existem incertezas associadas aos modelos de erosão do solo que não podem explicar todas as interações complexas da distribuição de sedimentos. Portanto, a menos que sejam realizadas parametrizações e validações extensivas em relação aos dados observados, as taxas de perda de solo dos modelos devem ser consideradas como as melhores estimativas disponíveis, em vez de valores absolutos (Noi *et al*., 2017).

O modelo de estimativa de perda de solo mais utilizado mundialmente é a Equação universal de Perda de Solo (USLE) (Equação 3). Desenvolvida na década de 1970, o seu objetivo original era calcular a erosão do solo em terras cultivadas com declive suave do centro-oeste dos Estados Unidos (Wischmeier; Smith, 1978).

A USLE é um modelo empírico, utilizado para estimar a taxa média anual de erosão do solo em toneladas por unidade de área. Para este cálculo, são utilizados os dados de sistema de cultivo, as práticas de manejo do solo adotadas, o tipo de solo, o padrão de precipitação e a topografia da região (Benavidez *et al*., 2018; Alewell *et al*, 2019; Guedes *et al*., 2022).

$$A = R\ x\ K\ x\ l\ X\ s\ X\ c\ X\ p \qquad (3)$$

Em que:

A: Perda média anual de solo (ton ha^{-1} ano^{-1}); R: Fator de erosividade da chuva; (MJmm ha^{-1} ano^{-1}); K: Fator de erodibilidade do solo (ton horas $MJmm^{-1}$); L: Fator de comprimento do talude; S: Fator de inclinação do talude; C: Fator de uso e manejo do solo; P: Fator de práticas conservacionistas.

O Fator R representa o efeito da precipitação na erosão do solo e foi incluído no desenvolvimento da USLE após a observação de depósitos de sedimentos fluviais decorrentes de uma tempestade (Wischmeier; Smith, 1978). O Fator R anual é uma função da média anual EI_{30} que é calculada a partir de registros detalhados e de longo prazo da energia cinética da tempestade (E) e da intensidade máxima de 30 minutos (I_{30}) (Renard *et al*., 1997; Morgan; Nearing, 2011).

O Fator K representa a influência das diferentes propriedades do solo na suscetibilidade da encosta à erosão (Renard *et al*., 1997). Este fator pode ser definido como a perda média anual de solo por unidade de erosividade da chuva para uma condição padrão de solo exposto, recentemente cultivado em encostas ascendentes e descendentes sem nenhuma prática de conservação (Benavidez *et al*., 2018; Lopez-Vicente *et al*., 2008; Morgan; Nearing, 2011).

O Fator LS representa o efeito do comprimento e da inclinação do talude na erosão hídrica, e é a razão entre a perda esperada de solo de um talude de campo em relação à parcela original (Wischmeier; Smith, 1978). Para calcular o Fator LS é utilizado o comprimento da encosta, o ângulo e um parâmetro que depende da inclinação da encosta em porcentagem (Wischmeier; Smith, 1978).

Uma das críticas ao método USLE no cálculo do Fator LS é sua aplicabilidade limitada a topografias complexas, no entanto com os avanços na tecnologia de geoprocessamento e dos MDEs permitiu aos pesquisadores considerarem paisagens topograficamente mais complexas (Benavidez *et al*., 2018). No entanto, a escolha de qual método para o cálculo do Fator LS depende da resolução espacial do MDE, da disponibilidade de recursos computacionais e da escala do local de estudo (Panagos *et al*., 2015a).

Segundo Wischmeier e Smith (1978), o fator de uso e manejo da terra é definido como a razão entre a perda de solo pela fração do índice de erosividade anual. A USLE utiliza uma combinação de subfatores, como impactos do manejo anterior, cobertura de copa, cobertura superficial, rugosidade e umidade do solo na erosão

potencial para produzir um valor para a taxa de perda de solo, que é usado com o Fator R para produzir um valor para o Fator C (Renard *et al*., 1997).

Este método requer um amplo conhecimento das características de cobertura da área de estudo, incluindo a gestão agrícola, e pode ser adequado à escala do campo ou da exploração agrícola, mas a monitorização de todas estas características à escala da bacia hidrográfica pode não ser viável. Um método mais simples de determinar o Fator C é fazer referência a estudos que reportaram valores para cobertura do solo semelhante, ou a partir de estudos realizados na mesma área ou região (Benavidez *et al*., 2018).

Ao utilizar fatores C existentes na literatura, é importante notar que a definição do tipo de cobertura do solo entre dois países pode variar. Por exemplo, a terra classificada como floresta num país pode ser diferente em termos de cobertura vegetal ou tipo de floresta em outro país. Portanto, é crucial compreender as diferenças entre as classificações de cobertura do solo antes de aplicar os valores do Fator C da literatura (Kulikov *et al*., 2016).

Segundo Benavidez *et al*. (2018), a escolha do método para a utilização do Fator C depende da escala da área de estudo, dos fatores C relatados para uma cobertura semelhante e da disponibilidade de imagens de alta resolução. Para estudos de pequena escala, é mais viável determinar os fatores C através de trabalho de campo. Se estudos anteriores USLE reportaram fatores C para cobertura semelhante à área de estudo, esses valores podem ser utilizados (Oliveira *et al*., 2023).

O Fator P é definido como a razão entre a perda de solo sob uma prática específica de conservação e a de um campo com lavoura ascendente e descendente. O fator P é responsável pelas práticas de gestão que afetam a erosão do solo através da modificação do padrão de fluxo, tais como contorno, cultivo em faixas ou terraços (Renard *et al*., 1997).

Quanto mais eficaz for a prática de conservação na mitigação da erosão do solo, menor será o Fator P (Bagherzadeh, 2014). Assim como o Fator C, os valores dos fatores P podem ser retirados da literatura; caso não sejam observadas práticas de apoio (Pasquato; Tomazoni, 2010; Barbosa *et al*., 2015; Oliveira *et al*., 2023).

Compreender como ocorrem estes processos erosivos e quais as áreas mais vulneráveis à perda de solo, contribui para a gestão e a sustentabilidade de uma determinada região. Os recentes avanços da tecnologia, como o desenvolvimento de

novos modelos matemáticos e o aumento no poder computacional para análise espacial, ajudaram a tornar a modelagem da erosão do solo mais rápida e precisa (Benavidez *et al*., 2018).

3.7 A ANÁLISE DA PAISAGEM NO CONTEXTO ECOLÓGICO

A formação da paisagem pode ser considerada como o resultado de três mecanismos, os processos geomorfológicos, os padrões de colonização pelos seres vivos e as perturbações locais em cada ecossistema. Os processos de perturbação, incluem todas as transformações antrópicas, sendo um fator fundamental das mudanças mais rápidas e visíveis na paisagem. De acordo com Pinto-Correia (2021), a estrutura da paisagem é a forma como a área é composta pelos seus diferentes elementos, e a forma como eles se distribuem no espaço.

As paisagens são áreas espacialmente heterogêneas caracterizadas por um mosaico de manchas que diferem em tamanho, forma e conteúdo. Quando se considera a heterogeneidade espacial, o tratamento explícito da escala torna-se necessário e surgem hierarquias. A ecologia da paisagem é a ciência que estuda e melhora a relação entre o padrão espacial e os processos ecológicos em uma infinidade de escalas e níveis organizacionais (Santos, Machado, 2021).

A ecologia da paisagem é um campo interdisciplinar que visa compreender e melhorar a relação entre o padrão espacial e os processos ecológicos em uma variedade de escalas. Embora o termo tenha surgido na década de 1930, a ecologia da paisagem não era um campo científico reconhecido de âmbito global até a década de 1980, quando os sistemas de sensoreamento remoto e o computadores se tornaram amplamente acessíveis a ecologistas e geógrafos (Almeida *et al*., 2016a).

A década de 1980 foi também um período em que floresceram as ideias ecológicas de heterogeneidade espacial e de dinâmica de não-equilíbrio. Hoje, a ecologia da paisagem é um campo de estudo bem estabelecido, com participação ativa de cientistas ecologistas, geográficos e sociólogos de todo o mundo (Wu; Hobbs, 2010). A ecologia da paisagem tem sido dominada por duas escolas de pensamento, a perspectiva europeia e a perspectiva americana (Boscolo *et al*., 2021). A perspectiva da ecologia da paisagem europeia pode ser considerada como sendo caracterizada por uma visão mais holística, humanística e centrada na sociedade. Deste modo, a definição de paisagem mais utilizada no modelo europeu é da Convenção Europeia

de Paisagem, que designa a paisagem como uma parte do território, tal como é vista pelo observador, cujo carácter resulta da ação e da interação de fatores naturais e/ou humanos (CEP, 2000).

A escola americana, por outro lado, tem sido dominada por uma visão mais analítica e centrada na vertente da ecologia biológica, com foco em estudos orientados para a ciência (Wu, 2006). No Brasil, onde há uma forte influência da vertente americana, a definição de paisagem mais utilizada é a de Metzger (2001), que define a paisagem como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação (Metzger, 2011). De acordo com Wu e Hobbs (2002), cuidados devem ser tomados para evitar interpretações exageradas de tal caracterização dicotômica, pois as duas perspectivas não são nem inclusivas nem exclusivas; eles não são contraditórios, mas complementares.

A análise de padrões da paisagem implica na descrição e quantificação dos dois componentes que definem a estrutura da paisagem, a configuração e a composição. A análise de padrões é baseada na premissa de que as características de configuração e composição podem ser observadas, mapeadas e analisadas qualitativamente e quantitativamente. A alteração dos padrões de paisagem pode comprometer a integridade funcional da estrutura da paisagem, interferindo nos diferentes processos ecológicos (Botequilha-Leão; Ribeiro, 2021)

O estudo das associações entre os processos ecológicos e sociais, em consonância coma análise dos padrões de paisagem ao longo do tempo produzem informações uteis não apenas para o estudo e elaboração do diagnóstico ambiental, mas também contribuindo para uma gestão proativa da paisagem. Deste modo, a análise dos padrões possui extrema importância, pois permite diagnosticar e compreender as associações entre os diferentes componentes, fornecendo subsídios para a tomada de decisão (Botequilha-Leitão *et al*., 2006; Mc Garigel *et al*., 2009).

Neste sentido, as métricas da paisagem são ferramentas extremamente úteis no estabelecimento das ligações entre a configuração espacial e as suas consequências para o meio ambiente. As métricas da paisagem apoiam a caracterização e a modelagem de processos ecológicos, representando um meio eficiente de incorporação dos princípios ecológicos quando corre alguma intervenção

no habitat, seja ela a nível de ordenamento, projeto ou gestão (Mc Garical *et al*. 2009; (Silva; Longo, 2020; Ribeiro, 2021).

3.7.1 Ferramentas de análise da paisagem

Os efeitos das ações antrópicas são uma constante ameaça para as florestas, seja pela fragmentação ou supressão. Neste sentido, o sensoriamento remoto é uma importante ferramenta que pode auxiliar na geração de informações da cobertura vegetal natural, demonstrando como estas áreas de cobertura estão ameaçadas e consequentemente os recursos hídricos da região. A análise das métricas da paisagem tem sido amplamente realizada através de mapas categóricos, utilizando ferramentas computacionais e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto (SR) (Liu; Xie, 2017; Kidd *et al*., 2020).

O SR tem se tornado uma das técnicas mais importantes no acesso à informações da superfície terrestre e no seu monitoramento, sendo bastante difundido nas últimas décadas, devido principalmente à fácil acessibilidade aos dados, menor custo e ampla resolução temporal (Rosa, 2016; Sousa, 2021). O SR pode ser como uma técnica de obtenção de informações da superfície terrestre empregando sensores acoplados, normalmente em satélites, que captam a energia emitida ou refletida por determinado objeto, sem o contato direto entre o sensor e o local imageado (Silva; Zaidan, 2012).

Pode ser considerado como o início do SR por satélites, o lançamento do Projeto EROS (*Earth Resources Observation Satellites*), uma parceria entre o Serviço Geológico do Estados Unidos (USGS) e a Agência Aeroespacial Americana (NASA) e tinha como objetivo lançar o primeiro satélite civil de observação da Terra. Em 1972 foi lançado o satélite *Earth Resources Technology Sattelite* (ERTS-1), sendo chamado posteriormente de Landsat 1, marcando assim o início do uso de satélites destinados aos estudos ambientais. O projeto EROS levou a inúmeras colaborações internacionais com foco em ciência e tecnologia, incluindo a operação do Landsat. Os lançamentos do Landsat 2, Landsat 3 e Landsat 4 seguiram em 1975, 1978 e 1982 respectivamente (Christensen *et al*., 2024).

Lançado em 1984, o Landsat 5 forneceu dados da superfície da Terra por mais de 28 anos, entrando para a história como o satélite de observação terrestre de operação mais longa. O Landsat 6 não conseguiu atingir a órbita após o seu

lançamento em 1993, sendo declarado como perdido (Wulder *et al*., 2016). O Landsat 7 foi lançado em 1993 e equipado com o sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+). Este instrumento foi aprimorado em relação aos projetos de instrumentação anteriores, incluindo uma banda pancromática com resolução espacial de 15 metros, um calibrador solar de abertura total a bordo e um canal infravermelho térmico com uma melhoria de quatro vezes na resolução espacial em relação ao sensor *Thematic Mapper*, equipado no Landsat 5 (USGS, 2024).

O Landsat 8 foi lançado em 2013 e carrega consigo os instrumentos *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). O OLI mede nas porções visível (VNIR), infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR) do espectro eletromagnético. O TIRS mede a temperatura da superfície terrestre em duas bandas térmicas com uma nova tecnologia que aplica a física quântica para detectar calor (USGS, 2019). O Landsat 9 foi lançado em 2021 e equipado instrumentos com os instrumentos *Operational Land Imager 2* (OLI-2) e *Thermal Infrared Sensor 2* (TIRS-2). Estes instrumentos são réplicas aprimoradas dos equipamentos presentes no Landsat 8, incluindo maior resolução radiométrica para OLI-2 e redução da luz difusa no TIRS-2, o que permitiu uma correção atmosférica aprimorada e medições de temperatura de superfície mais precisas (USGS, 2022).

Em relação ao monitoramento do clima e de outras variáveis hídricas, a análise espaço-temporal da precipitação desempenha um papel importante em diversos tipos de modelagem de perda de solo por precipitação ou na criação de indicadores de fragilidade ambiental relacionadas aos recursos hídricos e uma miríade de outros campos de estudo (Kidd; Huffman, 2013; Liu, 2017).

Todos os tipos de sensores usados atualmente para estimar a precipitação têm seus pontos fortes e limitações no delineamento das características temporais e espaciais da precipitação, onde, tradicionalmente, as redes de monitoramento do clima, são a fonte mais confiável de observações de chuva e são usadas na maioria dos estudos como uma referência para comparar e validar os dados de estimativa, (Liu; Xie, 2017; Kidd *et al*., 2020).

No entanto, as redes de medição podem não capturar perfeitamente todos os detalhes de um evento devido a muitas limitações, que vão desde a sua resolução espacial, problemas técnicos na geração de relatórios, especialmente durante fortes tempestades, e a falta de um sistema integrado para relatar dados de medidores para muitas regiões (Skofronick-Jackson *et al*., 2017).

Como alternativa, as estimativas baseadas em satélites podem superar algumas dessas limitações por sua capacidade de capturar os volumes de precipitação e relatar dados continuamente para a maior parte do globo, especialmente aquelas áreas onde não é possível instalar pluviômetros ou então radares meteorológicos (Chen; Li, 2016; Liu; Xie, 2017; Kidd *et al*., 2020).

Estas estimativas podem ser utilizadas para caracterizar mudanças no ciclo da água da Terra, quantificar fluxos e reservatórios de água doce e avançar na capacidade de previsão de desastres naturais e eventos climáticos extremos. Estas informações devem ser usadas sinergicamente com observações complementares para obter *insights* físicos sobre as complexas interações entre a água e outros componentes do sistema terrestre (Liu; Xie, 2017).

O primeiro projeto de monitoramento da precipitação foi fruto da parceria entre a NASA e a *Japan Aerospace Exploration Agency* (JAXA), lançando em 1997 o programa *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM), objetivo específico era o monitoramento e estudo das precipitações nas regiões tropicais e subtropicais, além de verificar a influência de tais eventos no clima global (Kummerow *et al*., 2000).

Em decorrência do sucesso do programa TRMM, houve a necessidade de manter a continuidade de estimativa de precipitação, uma vez que o programa foi encerrado em 2005. Para suprir tal demanda, foi lançado em 2014 o programa *Global Precipitation Measurement* (GPM), novamente em parceria da NASA e da JAXA, no entanto, também foi inserido no GPM um consórcio de agências espaciais internacionais (Kidd *et al*., 2020).

Como parte do programa GPM, foi incluído um componente de validação de solo no algoritmo do monitoramento IMERG (*Integrated Multi-satellite Retrievals for GPM*), que visa não apenas verificar e validar os produtos de precipitação gerados, mas também obter uma visão maior dos processos de precipitação observados pelos sensores GPM (Jensen *et al*. 2016). O IMERG-GPM integra várias recuperações de multisatélite do programa TRMM, como a calibração intersatélite e o ajuste de medição, além de diversas técnicas de estimativa de precipitação (Liu, 2016; Liu; Xie, 2017).

Outra fonte de dados muito empregada no SR são as informações topográficas, oriundas dos modelos digitais de elevação (MDEs), que são empregadas em uma gama diversificada de aplicações nos estudos de ecologia (Amatulli et al., 2018), geomorfologia (Zhang *et al*., 2020), hidrologia (Yao *et al*., 2018; Hirabayashi *et al*.,

2021) dentre outros. Em escala global, as elevações no relevo são medidas do espaço com o uso de sensores infravermelhos próximos, radar e visíveis, e então georretificadas e armazenadas em uma estrutura de armazenamento em grade (Hawker *et al*., 2022).

Os MDEs existem na escala global, com resolução espacial de 90 ou 30 metros, dependendo do satélite dou tipo de sensor. Os MDEs com resolução espacial de 90 m o incluem *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), o MERIT, TanDEM-X 90 e o Copernicus GLO-90. Os MDEs com 30 m de resolução espacial incluem o ASTER GDEM, ALOS World3D AW3D30, o NASADEM e mais recentemente Copernicus GLO-30 (Grohmwnn, 2018; Hawker *et al*., 2022). O período de aquisição, tipo de sensor, processamento, pós-processamento e a abrangência geográfica variam entre os MDEs. Como resultado, a precisão e, portanto, a adequação para uma determinada aplicação pode variar entre os diferentes tipos de produto entregue pelo sensor e metodologia utilizada (Guth *et al*., 2021).

Os MDEs podem ser separados em modelos digitais de superfície, que medem a copa de árvores e edificações, e modelos digitais de terreno, que medem a elevação da superfície do solo ou a superfície da terra (Polidori; Mhamad, 2020). Cada MDE possui uma abstração diferente da superfície real e a presença de vieses de árvores e construções pode ser uma problemática em algumas aplicações, particularmente em hidrologia, onde estas abstrações no modelo digital de elevação podem atuar como barragens que alteram os caminhos do fluxo superficial. Cabe ao usuário decidir qual abstração é melhor para sua aplicação, e ele pode ser guiado por numerosos estudos de avaliação de precisão para cada caso específico (Hawker *et al*., 2019).

O *Forest And Buildings removed Copernicus DEM* (FABDEM), disponibilizado pela Universidade de Bristol. A principal diferença entre o FABDEM e os demais MDEs está no fato de que este modelo digital foi desenvolvido através de modelos aleatórios de *machine learning*, onde foram realizadas a remoção de edifícios e árvores, gerando um modelo digital de elevação de escala global, com resolução espacial de 30 m e qualidade superior a outros MDEs disponibilizados, como o NASADEM e o SRTM (Hawker *et al*., 2022).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA ESPECÍFICA DO ESTUDO

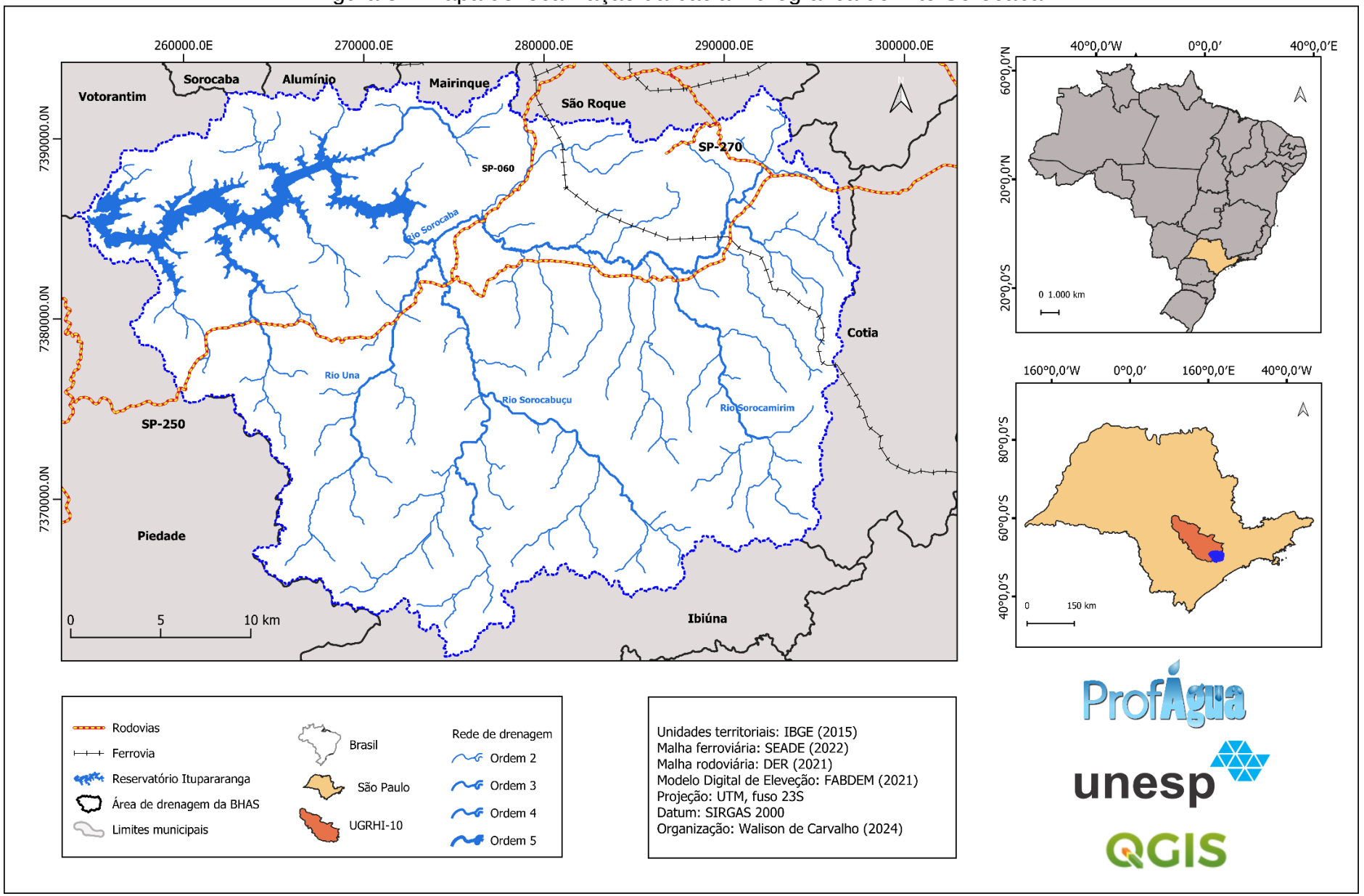
A Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba (BHAS) (Figura 8) é formada principalmente pelos Rios Sorocamirim (Figura 9), Sorocabuçu (Figura 10) e Una (Figura 11), que na sua confluência, formam o Rio Sorocaba (Figura 12) e a Represa de Itupararanga (Figura 13), manancial de fundamental importância na regularização de regime hidráulico do Rio Sorocaba e abastecimento dos municípios de Ibiúna, Piedade, Sorocaba, Mairinque e Votorantim (Beu *et al*., 2011; Simonetti *et al*., 2019).

O Reservatório Itupararanga possui uma área de drenagem de aproximadamente 936 km^2 com o canal principal medindo 26 km de extensão, a vazão máxima calculada é de 39,13 m^3/s e volume acumulado é aproximadamente 286 milhões de m^3 (Bernardi *et al*., 2020; Rosa *et al*., 2015).

A BHAS está inserida em sua totalidade na APA Itupararanga, criada em 1998 com o objetivo principal de proteger o entorno da Represa Itupararanga, onde ainda estão localizados alguns fragmentos florestais. Apesar da APA possuir um plano de manejo implementado desde 2010, como uma medida de compensação ambiental pela duplicação da Rodovia Raposo Tavares (SP 270), as áreas de vegetação natural estão sendo comprometidas, devido à ocupação antrópica e uso irregular do solo, principalmente pelas atividades agrícolas, além do lançamento de esgoto doméstico, provenientes dos municípios de Ibiúna, Vargem Grande Paulista e do distrito de Caucaia do Alto em Cotia, o que acaba comprometendo a qualidade da água na área da bacia (Valente, 2011; Beu *et al*., 2011; Carvalho; Araújo; Marcon, 2019; Simonetti *et al*., 2019).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é definido com o *Cwb*, com verão chuvoso e picos de estivação durante o inverno, a precipitação média anual é de 1360 mm, sendo a média do mês mais seco entre 30 e 60 mm, enquanto a do mês mais quente varia de 150 a 200 mm. Apesar de haver uma sazonalidade na região, com a diminuição na pluviosidade temperaturas médias entre os meses de abril e agosto, não há déficit hídrico e as variações de precipitação não são suficientes para caracterizar um clima com estação seca marcada (Metzer *et al*., 2006; Abreu; Tonello, 2017).

Figura 8 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba.



Fonte: próprio autor.

Figura 9 – Vista parcial do Rio Sorocamirim na divisa dos municípios de Cotia e Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long 288500.56 E; Lat. 7379562.90 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 10 - Vista parcial do Rio Sorocabuçu no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Lat. 276156.10 E; Long. 7377111.49 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 11 – Vista parcial do Rio Una próximo a Rodovia Bunjiro Nakao Km 74. Coordenadas UTM 23K: Long. 272880.12 E; 7380930.62 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 12 – Vista parcial do Rio Sorocaba na divisa dos municípios de Ibiúna e Mairinque. Coordenadas UTM 23 K: Lat. 273397.59 E; Long. 7384255.82 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 13 – Vista parcial da barragem do Reservatório de Itupararanga na divisa dos municípios de Piedade e Votorantim. Coordenadas UTM 23K: Long. 255415.92 E; Lat. 7386678.34 S

Fonte: Acervo pessoal (2023).

O bioma da região, segundo Costa (2020), está inserido no domínio na Mata Atlântica, com remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, caracterizada principalmente pela presença de fanerófilos, lianas e epífitas (Figura 14).

Figura 14 – Vista parcial do Rio Sorocamirim em Cotia, onde é possível verificar remanescentes da Floresta Ombrófila Densa e planície aluvial

Fonte: Acervo pessoal (2022).

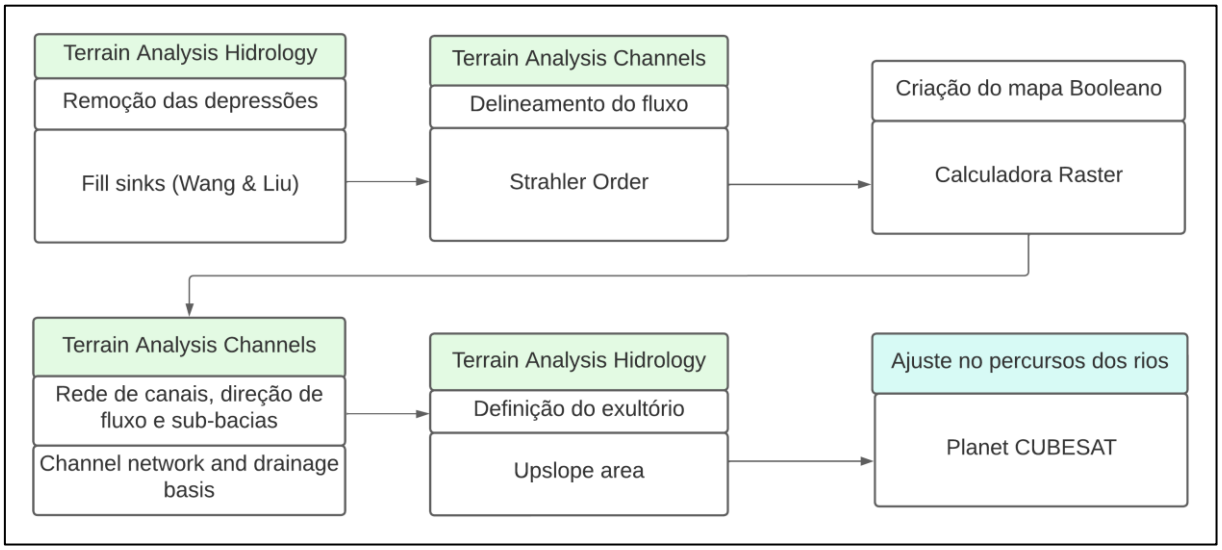
4.1.1 Delimitação da bacia hidrográfica e rede de drenagem

A delimitação da bacia hidrográfica, rede de drenagem e hipsometria foi realizada no software livre QGIS® 3.28 Firenze, utilizando como modelo digital de elevação o FABDEM, nas grades S24_W047 e S24_W047 (FABDEM, 2023). As etapas de geoprocessamento utilizadas na delimitação da bacia foram o preenchimento das depressões, através do módulo *fill sinks* (Wang; Liu 2006), disponível no pacote de ferramentas SAGA *(System for Automated Geoscientific Analyses*), no módulo *Terrain Analysis - Hidrology*.

O delineamento dos fluxos no MDE foi calculado através do módulo *Strahler order* do pacote *Terrain Analysis – Channels*. O cálculo da rede de canais, direção de fluxo e sub-bacias foram realizadas com a ferramenta *Channel network and drainage basin* e o exultório, definido com o algoritmo *upslope area* do módulo *Terrain Analysis – Hidrology*, utilizando o método padrão Deterministic D8*.*

O ajuste no percurso dos rios foi realizado com o auxílio das imagens dos satélites Dove da Planet CubeSat, devido a sua resolução espacial de 5 metros. A Figura 15 apresenta o fluxograma metodológico da delimitação da área da bacia e da rede drenagem. O perfil topográfico dos Rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una foi realizado com o plugin Profile tool do QGIS®.

Figura 15 – Fluxograma metodológico da delimitação da bacia hidrográfica do Alto Sorocaba.



Fonte: próprio autor.

4.2 CARACTERIZAÇÃO E ANÁLISE DA PAISAGEM NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO SOROCABA

A caracterização da paisagem foi adaptada de três metodologias de análise empírica a Análise da Fragilidade Física de Ambientes Naturais e Antropizados, proposta por Ross (1994), a Vulnerabilidade à Perda de Solo proposta por Crepani *et al*. (2001) e a Equação Universal de Perda de Solo (USLE).

No modelo de Fragilidade Ambiental proposto por Ross (1994), foi utilizado como premissa a análise integrada das classes de declividade do terreno e o índice de dissecação do relevo, além das variáveis intensidade pluviométrica e tipo de solo, determinando assim a fragilidade potencial da bacia. A fragilidade emergente foi calculada através dos dados de cobertura e uso da terra.

A vulnerabilidade ambiental, segundo o modelo proposto por Crepani *et al.* (2001), foi calculada utilizando os dados de geologia, pedologia, intensidade pluviométrica, geomorfologia e uso e cobertura da terra. As informações pedológicas podem ser consideradas dados importantes na análise da fragilidade ambiental, onde características como grau de coesão das partículas, textura, profundidade, grau de plasticidade e espessura dos horizontes superficiais, contribuem para a determinação do grau de fragilidade para cada tipo de solo.

Na aplicação da USLE, foram utilizados os dados de erodibilidade do solo (Fator K), erosividade da chuva (Fator R), topografia (Fator S e Fator L), cobertura e uso da terra (Fator C) e práticas conservacionistas (Fator P). A classificação categórica de perda de solo, estimado através da USLE foi segundo os critérios estabelecidos *pela Food and Agriculture Organization* (FAO) (Tabela 3).

Tabela 3 – Classificação da perda anual de solo através USLE

Perda de solo ($t.ha^{-1}$ ano^{-1})	Classes
0 – 1	Nenhuma ou ligeira
1 – 3	Nenhuma ou ligeira
3 – 5	Nenhuma ou ligeira
5 – 10	Nenhuma ou ligeira
10 – 20	Moderada
20 - 50	Moderada
50 - 200	Alta
> 200	Muito alta

Fonte: FAO (1967).

4.2.1 Pedologia e Fator K

A caracterização geomorfológica e fisiográfica de uma bacia hidrográfica tem como etapa inicial o levantamento pedológico, onde a distinção entre as diferentes classes de solo permitem estipular o manejo problemas relacionados mais adequado, minimizando os problemas relacionados a erosão decorrente da erosão.

A caracterização geomorfológica e fisiográfica de uma bacia hidrográfica tem como etapa inicial o levantamento pedológico, onde a distinção entre as diferentes classes de solo permitem estipular o manejo problemas relacionados mais adequado, minimizando os problemas relacionados a erosão decorrente da erosão.

A análise pedológica foi realizada empregando os dados do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (Rossi, 2017). No software QGIS®, foram inseridos novos campos de classificação no arquivo shapefile e atribuídos pesos, de acordo com os dados de modelo do proposto. Como os tipos de solos adotados nos modelos de Crepani *et al*. (2001) e Ross (1994), são anteriores a última versão do Sistema de Classificação de Solos proposto pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), houve a necessidade de adaptação da nomenclatura dos solos (Tabela 4).

Para elaboração do mapa com o Fator K, foi utilizado os dados da folha SF-23-Y-C do Atlas de Suscetibilidades dos Solos do Estado de São Paulo (Rossi; Nalon; Kanashiro, 2022), onde o arquivo vetorial foi importado no software QGIS®, recortado sobre a área da bacia e classificado categoricamente.

Tabela 4 – Classes de vulnerabilidade atribuída a categoria solo de acordo com o modelo proposto

Tipo de solo		Pesos atribuídos		Tipo de solo		Pesos atribuídos	
Ordem	**Subordem**	**Ross**	**Crepani**	**Ordem**	**Subordem**	**Ross**	**Crepani**
Latossolos	Amarelo	2	1,0	Cambissolos	Háplico	4	2,5
	Vermelho	1	1,0	Neossolos	Flúvico	4	2,5
	Vermelho-amarelo	1	1,0		Húmico	4	2,5
Luvissolos	Bruno	2	1,0		Litólico	5	3,0
	Crômico	-	1,0		Quartzarênico	5	3,0
	Háplico	-	1,0	Gleissolos	Flúvico	5	3,0
Argissolos	Bruno-acinzentado	3	2,0		Regolítico	5	3,0
	Acinzentado	3	2,0		Tiomórfico	5	3,0
	Amarelo	3	2,0	Organossolos	Sálico	1	3,0
	Vermelho	2	2,0		Melânico	1	3,0
	Vermelho-amarelo	4	2,0		Háplico	1	3,0
Planossolos	Háplico	2	2,0		Tiomórfico	3	3,0
	Nátrico	2	2,0	Plintossolos	Fólicos	3	3,0
Espodossolos	Humilúvico	4	2,0		Háplico	3	3,0
	Ferrilúvico	4	2,0	Vertissolos	Pétrico	-	3,0
	Ferrihumilúvico	4	2,0		Argilúvico	-	3,0
Chernossolos	Rêndzico	-	2,0		Háplico	-	3,0
	Ebânico	-	2,0		Hidromórfico	-	3,0
	Argilúvico	-	2,0		Háplico	-	3,0
	Háplico	-	2,0	Afloramento rochoso		5	3,0

Fonte: Adaptado de Crepani *et al*. (2001) e Ross (1994).
Nota: adequando ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006).

4.2.2 Declividade e Fatores L e S

O mapa de declividade foi elaborado utilizando o algoritmo *Declive* do software QGIS® empregando o FABDEM como MDE. Na elaboração dos mapas de fragilidade e vulnerabilidade à perda de solo, foram selecionados os valores de declividade em porcentagem (%) para a determinação dos Fatores L e S, foi selecionado a declividade de graus (°).

Após a criação do arquivo raster de declividade, foi realizado a conversão do arquivo para o formato shapefile e atribuído os pesos de cada categoria, utilizando a Calculadora de Campo e aplicando as regras de classificação de acordo com o modelo selecionado (Quadro 1).

Quadro 1 – Script com as regras de classificação para a categoria declividade

Ross (1994)	**Crepani *et al*. (2011)**	
0 thru 6 = 1 6 thru 12 = 2 12 thru 20 = 3 20 thru 30 = 4 30 thru 100 = 5	0 thru 3.5 = 1.0 3.5 thru 5.8 = 1.1 5.8 thru 8.2 = 1.2 8.2 thru 10.3 = 1.3 10.3 thru 12.9 = 1.4 12.9 thru 15.1 = 1.5 15.1 thru 17.4 = 1.6 17.4 thru 19.8 = 1.7 19.8 thru 22.2 = 1.8 22.2 thru 24.5 = 1.9 24.5 thru 27.2 = 2.0	27.2 thru 29.6 = 2.1 29.6 thru 32.1 = 2.2 32.1 thru 34.6 = 2.3 34.6 thru 37.2 = 2.4 37.2 thru 39.8 = 2.5 39.8 thru 42.4 = 2.6 42.4 thru 45.3 = 2.7 45.3 thru 48.1 = 2.8 48.1 thru 50 = 2.9 50 thru 100 = 3.0

Fonte: próprio autor.

O cálculo do Fator L foi realizado com a Calculadora Raster através das fórmulas propostas por McCool *et al*. (1987) para a determinação do quociente entre a erosão entre os sulcos (β) (Equação 4), da fórmula proposta por Foster *et al*. (1977) para a determinação do coeficiente dependente da declividade (Equação 5) e a fórmula proposta por Desmet e Govers (1996) para a determinação do fator de comprimento de vertente (Equação 6).

$$\beta = \frac{\left(\frac{sen\theta}{0{,}0896}\right)}{(3sen\theta^{0{,}8} + 0{,}56)} \quad (4)$$

$$m = \frac{\beta}{1 + \beta} \quad (5)$$

$$L_{x,y} \frac{\left(\left(A_{x,y} + D^2\right)^{m+1} - \left((A_{x,y})^{m+1}\right)\right.}{{X_{x,y}}^{m}\ x\ D^{m+2}\ x\ 22{,}13^{m}} \quad (6)$$

Em que:

$L_{x,y}$: Fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas x,y; $A_{x,y}$: Área de contribuição de uma célula com coordenadas x,y em m^2; D: Tamanho da grade de célula (m); $X_{x,y}$: valor da direção de fluxo; m: quociente dependente da declividade.

O Fator S foi determinado de acordo com o grau da declividade do talude, conforme a condicional (Equação 7) proposta por McCool *et al*. (1987).

$$S = \begin{cases} 10{,}8\ sen\theta + 0{,}03\ (S < 9\%) \\ 16{,}8\ sen\theta - 0{,}50\ (S \geq 9\%) \end{cases} \quad (7)$$

Na Calculadora Raster GDAL, no campo Cálculo na sintaxe do método GDAL/Numeric foi inserido o comando *ifelse ((tan (a*0.01745) < 0.09), 10.8*sin (a * 0.01745) + 0.03, 16.8*sin (a*0.01745) -0.5).*

4.2.3 Geologia

As informações geológicas da área de estudo foram obtidas dos dados vetoriais de litoestratigrafia integrada do Brasil ao milionésimo, disponibilizada pelo Serviço Geológico do Brasil (SGB) e recortadas para a área da bacia (CPRM, 2021).

Seguindo a mesma metodologia adotada na elaboração do mapa pedológico, foi criado um campo no arquivo shapefile e atribuído os pesos de acordo com cada unidade geológica (Tabela 5), sendo o arquivo convertido posteriormente para o formato raster.

Tabela 5 – Categorias hierárquicas de fragilidade para as unidades geológicas

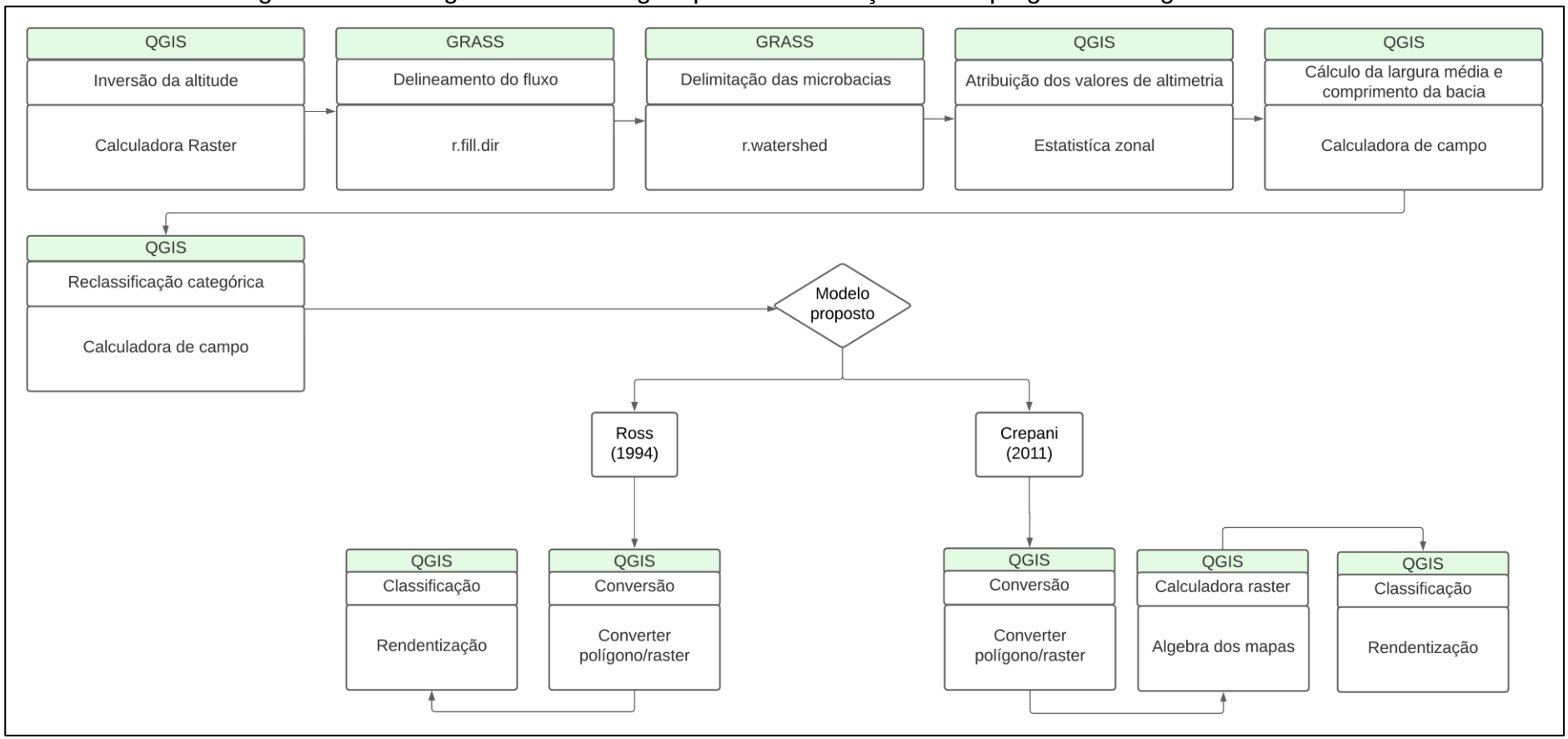
Tipo de rocha	Peso	Tipo de rocha	Peso
Quartzitos ou metaquartizitos	1,0	Filito, metasssiltito	2,1
Riólito, granito, dacito	1,1	Ardósia, metargilito	2,2
Granodiolito, quartzo diorito	1,2	Mármores	2,3
Migmatitos, gnaisses	1,3	Arenitos quartzosos	2,4
Fonólito, nefelina, traquito, sienito	1,4	Conglomerados, subgrauvacas	2,5
Andesito, diorito, basalto	1,5	Grauvacas, arcózios	2,6
Anortosito, gabro, Peridotito	1,6	Siltitos, argilitos	2,7
Milonitos, quartzo muscovita, biotita	1,7	Folhelhos	2,8
Piroxenito, anfibolito kimberlito,	1,8	Calcários, dolomitos, evaporitos	2,9
Hornblenda, tremolita, acttinolita	1,9	Sedimentos inconsolidados	3,0
Estaurolita xisto, xistos granatíferos	2,0		

Fonte: Crepani *et al*. (2001).

4.2.4 Geomorfologia

A geomorfologia da área de estudo foi realizada através da metodologia de automatização dos índices de amplitude interfluvial, amplitude altimétrica e o IDR, segundo a metodologia proposta por Guimarães *et al.* (2017) e adaptada para o QGIS®. A Figura 14, apresenta o fluxograma metodológico de elaboração do mapa geomorfológico da BHAS.

Figura 16 – Fluxograma metodológico para a elaboração do mapa geomorfológico da BHAS



Fonte: próprio autor.

4.2.4.1 Amplitude altimétrica do terreno

A amplitude altimétrica foi calculada através da Calculadora Raster, multiplicado o MDE da área da bacia por -1, de modo que os valores de altitude fossem invertidos. Utilizando o pacote de ferramentas GRASS, foi aplicado o algoritmo *r.fill.dir*, direcionando o fluxo para o topo dos morros invertidos. Em seguida foi realizado a delimitação das microbacias pelo algoritmo *r.watershed*, também disponível no GRASS.

O arquivo raster resultante da delimitação de fluxo foi convertido para formato shapefile e com a ferramenta de Estatística Zonal foram atribuídas as informações de altimetria do MDE original para cada ponto do shapefile. Ao campo resultante desta operação, foi atribuído o nome de dissecação vertical do terreno (DV).

4.2.4.2 Dissecação horizontal do terreno

A dissecação horizontal (DH), foi determinada através da calculadora de campo, utilizando as fórmulas da área e o perímetro da bacia. Com estes dados, foram calculados o comprimento da bacia (Equação 8) e largura média da bacia (Equação 9). Segundo Guimarães *et al*. (2017) e Mayimona (2021), embora estas fórmulas sejam aplicadas no cálculo da área de bacias hidrográficas, elas também podem ser utilizadas na determinação dos interflúvios.

$$C = \frac{P}{2} \tag{8}$$

Em que:

C: Comprimento da bacia; P: Perímetro da bacia.

$$L_m = \frac{A}{C} \tag{9}$$

Em que:

L_m: Largura média da bacia; A: área da bacia; C: Comprimento da bacia.

A reclassificação das variáveis contínuas em variáveis categóricas, de acordo com os pesos atribuídos a cada classe, foi realizada na Calculadora de Campo, aplicando o script com a regra de classificação (Quadro 2).

Quadro 2 – Script com a regra de classificação categórica de dissecação do relevo segundo Ross (1994)

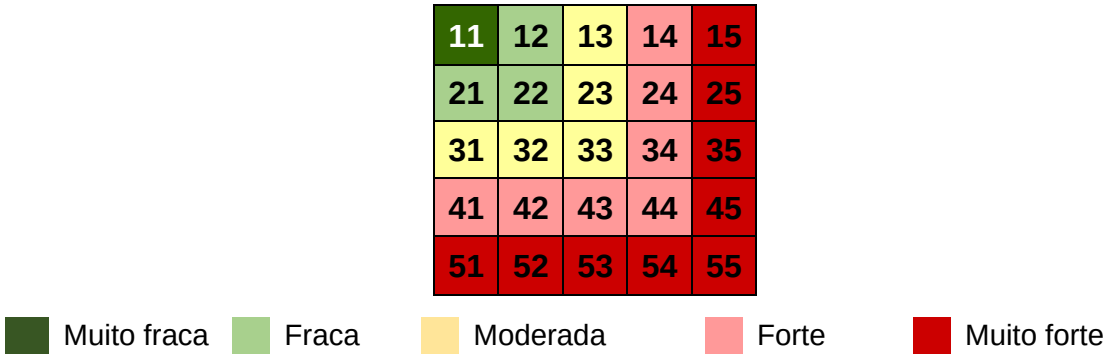
Dissecação horizontal	Dissecação vertical
CASE WHEN "DH" < 250 THEN 5 WHEN "DH" >= 250 and "DH" < 750 THEN 4 WHEN "DH" >= 750 and "DH" < 1750 THEN 3 WHEN "DH" >= 1750 and "DH" < 3750 THEN 2 WHEN "DH" >= 3750 THEN 1 END	CASE WHEN "DV" < 20 THEN 10 WHEN "DV" >= 20 and "DV" < 40 THEN 20 WHEN "DV" >= 40 and "DV" < 80 THEN 30 WHEN "DV" >= 80 and "DV" < 160 THEN 40 WHEN "DV" >= 160 THEN 50 END

Fonte: próprio autor.

4.2.4.3 Índice de dissecação do relevo

O índice de dissecação do relevo (IDR) foi determinado pela soma dos arquivos no formato raster da DV e da DH reclassificados categoricamente, segundo a matriz de classificação proposta por Ross (1994), conforme apresentado na Figura 17.

Figura 17 - Matriz de classificação do IDR de acordo com a dimensão interfluvial média e o grau de entalhamento dos vales



Fonte: Adaptado de Guimarães *et al.* (2017).

Para a reclassificação das variáveis contínuas em variáveis categóricas, no modelo proposto por Crepani *et al*. (2011), foi utilizado a calculadora de campo e aplicado o script com a regra de classificação (Quadro 3).

Quadro 3 – Script com a regra para a classificação categórica de dissecação do relevo segundo Crepani *et al*. (2011)

Dissecação horizontal	Dissecação vertical
CASE	CASE
WHEN "DV" < 20 THEN 1	WHEN "DH" > 5000 THEN 1
WHEN "DV" >= 20 and "DV" < 29.5 THEN 1.1	WHEN "DH" >= 4750 and "DH" < 5000 THEN 1.1
WHEN "DV" >= 29.5 and "DV" < 39 THEN 1.2	WHEN "DH" >= 4500 and "DH" < 4750 THEN 1.2
WHEN "DV" >= 39 and "DV" < 48.5 THEN 1.3	WHEN "DH" >= 4250 and "DH" < 4500 THEN 1.3
WHEN "DV" >= 48.5 and "DV" < 58 THEN 1.4	WHEN "DH" >= 4000 and "DH" < 4250 THEN 1.4
WHEN "DV" >= 58 and "DV" < 67.5 THEN 1.5	WHEN "DH" >= 3750 and "DH" < 4000 THEN 1.5
WHEN "DV" >= 67.5 and "DV" < 77 THEN 1.6	WHEN "DH" >= 3500 and "DH" < 3750 THEN 1.6
WHEN "DV" >= 77 and "DV" < 84.5 THEN 1.7	WHEN "DH" >= 3250 and "DH" < 3500 THEN 1.7
WHEN "DV" >= 84.5 and "DV" < 94 THEN 1.8	WHEN "DH" >= 3000 and "DH" < 3250 THEN 1.8
WHEN "DV" >= 94 and "DV" < 103.5 THEN 1.9	WHEN "DH" >= 2750 and "DH" < 3000 THEN 1.9
WHEN "DV" >= 103.5 and "DV" < 113 THEN 2.0	WHEN "DH" >= 2500 and "DH" < 2750 THEN 2.0
WHEN "DV" >= 113 and "DV" < 122.5 THEN 2.1	WHEN "DH" >= 2250 and "DH" < 2500 THEN 2.1
WHEN "DV" >= 122.5 and "DV" < 132 THEN 2.2	WHEN "DH" >= 2000 and "DH" < 2250 THEN 2.2
WHEN "DV" >= 132 and "DV" < 141.5 THEN 2.3	WHEN "DH" >= 1750 and "DH" < 2000 THEN 2.3
WHEN "DV" >= 141.5 and "DV" < 151 THEN 2.4	WHEN "DH" >= 1500 and "DH" < 1750 THEN 2.4
WHEN "DV" >= 151 and "DV" < 160.5 THEN 2.5	WHEN "DH" >= 1250 and "DH" < 1500 THEN 2.5
WHEN "DV" >= 160.5 and "DV" < 170 THEN 2.6	WHEN "DH" >= 1000 and "DH" < 1250 THEN 2.6
WHEN "DV" >= 170 and "DV" < 179.5 THEN 2.7	WHEN "DH" >= 750 and "DH" < 1000 THEN 2.7
WHEN "DV" >= 179.5 and "DV" < 189 THEN 2.8	WHEN "DH" >= 500 and "DH" < 750 THEN 2.8
WHEN "DV" >= 189 and "DV" < 200 THEN 2.9	WHEN "DH" >= 250 and "DH" < 500 THEN 2.9
WHEN "DV" >= 200 THEN 3.0	WHEN "DH" < 250 THEN 3.0
END	END

Fonte: próprio autor.

Após a reclassificação categórica, o shapefile foi convertido para o formato raster e com o auxílio da Calculadora Raster foi realizado o cálculo da vulnerabilidade aplicada a geomorfologia (Equação 10).

$$R = \frac{DV + DH + D}{3} \tag{10}$$

Em que:

R: Vulnerabilidade referente a geomorfologia; DH Amplitude interfluvial; DV: Amplitude altimétrica; D: Declividade.

4.2.5 Intensidade pluviométrica e Fator R

O levantamento da série histórica de precipitação foi realizado na plataforma de análise geoespacial Google Earth Engine (GEE) empregando os dados da biblioteca IMERG-GPM através da linha de comando do Apêndice A.

O intervalo temporal estabelecido foi de 2008 a 2021, devido as características do algoritmo *IMERG Early Late e Final Run.* Os dados de precipitação de cada ponto selecionado foram inseridos no QGIS®, criando uma camada vetorial, em seguida foi realizado a interpolação destes pontos pelo método IDW.

O arquivo resultante da interpolação foi reclassificado com os pesos para cada intervalo de intensidade, através da ferramenta Reclassificar por Tabela conforme a Tabela 6 para o modelo proposto por Crepani *et al*. (2001).

Tabela 6 – Valores de categoria de vulnerabilidade para a pluviosidade (mm/mês)

Intensidade	Peso	Intensidade	Peso	Intensidade	Peso
< 50	1,0	200 - 225	1,7	375 - 400	2,4
50 - 75	1,1	225 - 250	1,8	400 - 425	2,5
75 - 100	1,2	250 - 275	1,9	425 - 450	2,6
100 - 125	1,3	275 - 300	2,0	450 - 475	2,7
125 - 150	1,4	300 - 325	2,1	475 - 500	2,8
150 - 175	1,5	325 - 350	2,2	500 - 525	2,9
175 - 200	1,6	350 - 375	2,3	> 525	3,0

Fonte: Crepani *et al*. (2001).

A Tabela 7 apresenta os valores de cata categoria para as características pluviométricas, de acordo com o modelo proposto por Ross (1994).

Tabela 7 – Classificação dos níveis hierárquicos da variação pluviométrica segundo a metodologia proposta por Ross

Grau	Nível hierárquico	Característica pluviométrica
1	Muito baixa	Distribuição regular da precipitação ao longo do ano, com volumes não superior a 1000 mm/ano.
2	Baixa	Distribuição da precipitação com volumes não superiores a 2000 mm/ano.
3	Média	Distribuição anual desigual, com períodos secos no inverno e no verão maiores intensidades pluviométricas.
4	Forte	Distribuição anual desigual, com período seco entre 3 e 6 meses e alta concentração das chuvas no verão, quando ocorrem de 70 a 80% do total precipitado.
5	Muito forte	Distribuição regular ao longo do ano, volumes ultrapassando 2500 mm/ano.

Fonte: Adaptado de Spörl (2007).

O Fator R foi calculado utilizando a fórmula proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), empregando os dados de precipitação obtido pelo GEE (Equação 11).

$$EI = 67{,}355\ x\ \left(\frac{p^2}{P}\right)^{0{,}85} \qquad (11)$$

Em que:

EI: Média mensal do índice de erosividade (MJ.mm/ha.h.ano); p: média do total mensal de precipitação (mm); P: Média total anual (mm).

4.1.1. Cobertura e uso da terra, Fator CP e Métricas de paisagem

O mapeamento de cobertura e uso da terra foi elaborado na plataforma GEE utilizando as imagens do satélite Landsat 9/OLI para o ano de 2022, através da biblioteca LANDSAT/LC09/C02/T1_TOA, para o ano de 2012 foi empregado as imagens do satélite Landsat 8/OLI através da biblioteca LANDSAT/LC08/ C02/T1_RT/LC08_ 2190 76_20140208 e para o ano de 2002 as imagens do satélite Landsat 7/ETM^{+} através da biblioteca LANDSAT/LE07/C02/T1.

Foi utilizado o script de classificação supervisionada *ee.Classifier.minimum Distance*, utilizando como métrica a distância euclidiana média normatizada para as classes de uso e ocupação (Apêndice B). Foram selecionados nove níveis de classificação para o treinamento do modelo, tendo como base o Sistema de Classificação de Uso da Terra (SCUT) nos níveis I e II (Quadro 4), conforme o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013).

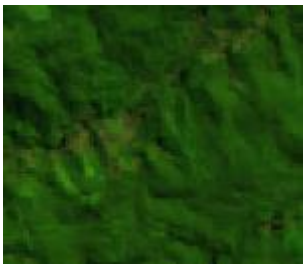
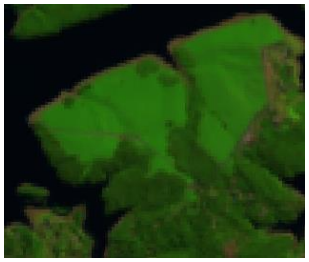
Quadro 4 – Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra

Nível I (Classe)	Dígito	Nível 2 (Subclasse)
1 – Áreas antrópicas não agrícolas	1.1	Área urbanizada
2 – Áreas antrópicas agrícolas	2.1	Cultura temporária
	2.3	Pastagem
	2.4	Silvicultura
	2.5	Uso não identificado
3 – Áreas de vegetação natural	3.1	Área florestal
	3.2	Área campestre
4 – Água	4.1	Águas continentais
5 – Outras áreas	5.1	Áreas descobertas

Fonte: IBGE (2013).

As subclasses de uso e cobertura definidas foram as áreas de culturas temporária, antrópica agrícola, água continental, área florestal, silvicultura, área urbanizada, pastagem, agricultura e área campestre (Quadro 5). Para a avaliação dos resultados da classificação supervisionada, foram utilizados coeficiente de exatidão global e o índice de concordância Kappa.

Quadro 5 – Áreas selecionadas para a classificação supervisionada

Landsat 9 RBG (456)	Classe	Landsat 9 RBG (456)	Classe
	Área Florestal		Área urbanizada
	Água Continental		Área Descoberta
	Área Antrópica Agrícola		Pastagem
	Silvicultura		Cultura temporária
	Campestre		

Fonte: próprio autor.

A classificação categórica, de acordo com os modelos de Ross (1994), Crepani *et al*., (2001) e para o Fator CP foram realizas com a Calculadora Raster, utilizando os scripts de classificação apresentados no Quadro 6.

Quadro 6 – Regra de classificação categórica do uso e ocupação da terra, de acordo com o modelo adotado

Crepani et al. (2001)	Ross (1994)	Fator CP
CASE	CASE	CASE
WHEN "DN" = 1.1 THEN 0	WHEN "DN" = 1.1 THEN 5	WHEN "DN" = 1.1 THEN 0.0688
WHEN "DN" = 2.0 THEN 3.0	WHEN "DN" = 2.0 THEN 5	WHEN "DN" = 2.0 THEN 0.2
WHEN "DN" = 2.1 THEN 2.9	WHEN "DN" = 2.1 THEN 5	WHEN "DN" = 2.1 THEN 0.2
WHEN "DN" = 2.3 THEN 2.8	WHEN "DN" = 2.3 THEN 3	WHEN "DN" = 2.3 THEN 0.01
WHEN "DN" = 2.4 THEN 2.2	WHEN "DN" = 2.4 THEN 3	WHEN "DN" = 2.4 THEN 0.007
WHEN "DN" = 3.1 THEN 1.6	WHEN "DN" = 3.1 THEN 2	WHEN "DN" = 3.1 THEN 0.00004
WHEN "DN" = 3.2 THEN 2.8	WHEN "DN" = 3.2 THEN 3	WHEN "DN" = 3.2 THEN 0.25
WHEN "DN" = 4.1 THEN 0	WHEN "DN" = 4.1 THEN 5	WHEN "DN" = 4.1 THEN 0
WHEN "DN" = 5.1 THEN 3.0	WHEN "DN" = 5.1 THEN 5	WHEN "DN" = 5.1 THEN 1
END	END	END

Fonte: Ross (1994), Crepani *et al.*, (2001), Barbosa *et al*. (2015) e Oliveira *et al*. (2023).

4.3 ANÁLISE DE MUDANÇA NAS CLASSES DE USO O COBERTURA E MODELAGEM DE POTENCIAL DE TRANSIÇÃO

O objetivo dos modelos de simulação é simplificar a dinâmica de estruturas antrópicas compostas e interpretá-las de uma forma facilmente compreensível, utilizando diferentes técnicas de processamento, como as redes neurais artificiais (ANN), avaliação multicritério (MCE), pesos de evidência (WoE), regressão logística (LR) e modelos de autômatos celulares (CA).

A modelagem das mudanças espaço-temporais, cálculo das classes de transição do uso e ocupação e o cenário futuro foi realizada com o auxílio do software QGIS 2.18® através do plugin *Modules for Land-Use Change Simulation* (MOLUSCE) desenvolvido pela Asia Air Survey.

O MOLUSCE oferece diferentes métodos de correlação, como a correlação de Pearson e o Coeficiente de Cramer, para avaliar a correlação entre dados de uso e ocupação e as variáveis espaciais. O Coeficiente de Cramer é uma medida numérica de associação que entre variáveis categóricas que varia de 0 a 1, onde 1 indica uma associação perfeita e 0 indica nenhuma associação. Os valores da correlação não são considerados definitivos e podem apenas ajudar a determinar se deve incluir ou não a modelagem de potencial de transição. Geralmente, um valor maior que 0,1 é considerado útil na modelagem, segundo Gibson *et al*. (2018), Islan *et al*. (2018) e Abbas *et al*. (2021).

Para simular as possibilidades de transição espaço-temporal e previsões futuras de uso e ocupação da terra para 2042, foi utilizada a técnica CA-ANN utilizando os dados de sensoriamento remoto de 2002, 2012 e 2022, juntamente com atributos espaciais condicionantes, como o MDE e declividade conforme apresentado no

capítulo 4.2.2; a rede rodoviária, obtida no portal do Open Street Map e a rede de drenagem conforme apresentado no capítulo 4.1.1. Os fatores de proximidade, como distância de estradas, distância dos corpos hídrico e distância dos centros urbanos, foram calculados usando o método de distância euclidiana através do plugin Proximidade.

Com base nos dados de uso e ocupação dos anos 2002 e 2012 foi projetado um mapa de uso para os anos 2022 que foi validade através do índice Kappa e comparação com o mapa obtido no capítulo 4.1.1. No processo de aprendizado da ANN, para projetar o mapa de uso e ocupação de 2022, foram selecionadas 100 iterações e um valor de vizinhança de 3×3 pixels, uma taxa de aprendizado de 0,001, 12 camadas ocultas e 0,05 de momentum.

Após obter o resultado satisfatório de validação do modelo, foram utilizados os dados de 2012 e 2022 para prever o cenário em 2042. A magnitude espaço-temporal e a taxa de mudança nas categorias de uso e ocupação foram calculadas pela fórmula apresentada na Equação 12.

$$TXM = \frac{(A_2 - A_1)}{(A_1 1x\ t\ )}\ x\ 100 \qquad (12)$$

Em que:

TXM: taxa anual de mudança nas categorias de uso e ocupação, A_1 e A_2 são as áreas do ano inicial e final, respectivamente, e *t* é o intervalo de tempo.

4.4 ÍNDICES E INDICADORES AMBIENTAIS

A análise da heterogeneidade funcional, espacial e temporal das áreas de vegetação nativa na BHAS, foi realizada através de três indicadores empíricos, o Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF) proposto por Sousa (2021) e aplicado a sub-bacia do Rio Sorocabuçu e o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) desenvolvido por Silva (2016) e aplicado a sub-bacia do Rio Una.

4.4.1 Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais

A elaboração do Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais (IREFF) para a BHAS foi realizada no software QGIS® utilizando o arquivo em formato vetorial do uso e ocupação da terra do ano de 2022.

As variáveis utilizadas para a determinação do IREF foram o tamanho do fragmento, o grau de isolamento e o Índice de Exposição Antrópica (IEA). Para a composição do IREFF foram utilizados os pesos propostos por Souza (2021), para cada uma das variáveis. A adoção destes pesos, em detrimento da análise hierárquica de processos, foi devida a área onde o trabalho foi desenvolvido estar inserido dentro da BHAS.

O cálculo do IREFF foi realizado com a técnica de combinação linear ponderada, onde o valor pode variar de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1 maior o risco de extinção do fragmento florestal (Equação 13).

$$IREFF = (Tx0{,}548) + (GI\ x\ 0{,}211) + (IEA\ x\ 0{,}241) \quad (13)$$

Em que:
IREFF: Índice de risco de extinção do fragmento florestal; T: Tamanho do fragmento; GI: Grau de isolamento do fragmento; IEA: Índice de Exposição antrópica.

4.4.1.1 Tamanho do fragmento florestal

O tamanho dos fragmentos florestais foi calculado utilizando o mapa de uso e ocupação da terra, no formato vetorial e suprimindo as demais classes. Foi criado um novo campo na tabela de atributos e realizado o cálculo das áreas dos fragmentos através da Equação 14.

$$T = \frac{\$area}{10.000} \quad (14)$$

Em que:
T: Tamanho do fragmento; $area: Fórmula de cálculo da área no QGIS®; 10.000: Fator de conversão para ha.

Os fragmentos florestais foram reclassificados de acordo com o tamanho, excluindo os fragmentos menores que 5 há e aplicando o script com as regras de classificação na Calculadora de Campo (Quadro 7), onde foi relacionado o tamanho do fragmento com os pesos para cada categoria, adaptando a classificação adotada por Santos *et al*., (2017).

Quadro 7– Script com a regra de classificação categórica do tamanho do fragmento florestal em hectares

```
CASE
WHEN  "area" > 100 THEN  4
WHEN  "area" >= 50 and "area" < 100 THEN 3
WHEN  "area" >= 10 and "area" < 50 THEN 2
WHEN  "area" >= 5 and "area" < 10 THEN 1
END
```

Fonte: Adaptado de Santos *et al*., (2017).

4.4.1.2 Grau de Isolamento dos fragmentos florestais

O GI dos fragmentos foi obtido através do cálculo da distância média do vizinho mais próximo, através do plugin *Landscape Ecology* (LecoS) no QGIS®. Esta variável se torna importante, pois dependendo da distância de um fragmento para outro, haverá uma dificuldade de ocorrer fluxo gênico e consequentemente mais difícil será manutenção daquele fragmento florestal, pois a biodiversidade será menor.

4.4.1.3 Índice de Exposição Antrópica

O IEA considera o grau de interferência antrópica em função dos diferentes tipos de cobertura e uso da terra ao redor dos fragmentos florestais (Equação 15). O valor do IEA pode variar de entre 0 e 1, onde, quanto mais próximo a 1, maiores são as pressões antrópicas sobre aquele fragmento.

$$IEA = \frac{((1 - IC) + 2\ x\ IEB)}{3} \qquad (15)$$

Em que:

EA: Índice de Exposição Antrópica; IC: Índice de Circularidade; IEB: Índice do Efeito de Borda.

4.4.1.4 Índice de Circularidade

O Índice de Circularidade (Equação 16), está relacionado com as características da forma dos fragmentos florestais, sendo este comparado a um círculo. Ele pode variar de 0 a 1, onde quanto mais próximo de 1, mais circular será o fragmento, consequentemente o fragmento estará mais protegido no seu interior quanto ao efeito de borda. Caso ele apresente uma tendência a 0, mais alongado e irregular será o fragmento.

$$IC = \frac{(2\sqrt{\pi A})}{P} \tag{16}$$

Em que:
IC: Índice de Circularidade; A: Área do fragmento; P: Perímetro do fragmento.

O IC foi reclassificado de acordo com o modelo proposto por Etto *et al*. (2013), onde os fragmentos com IC inferiores a 0,65 foram classificados como fragmentos alongados, entre 0,65 e 0,85 como moderadamente alongados e superiores 0,85 como fragmentos arredondados. A classificação categórica foi realizada na Calculadora de Campo utilizando o script apresentado no Quadro 8.

Quadro 8 – Script de classificação do Índice de Circularidade

```
CASE

WHEN  "IC" >= 0.85 THEN 3
WHEN  "IC" >= 0.65 and "IC" < 0.85 THEN 2
WHEN  "IC" > 0 and "IC" < 0.65 THEN 1

END
```

Fonte: Adaptado de Etto *et al*., (2013).

4.4.1.5 Índice de Efeito de Borda

O Índice de efeito de borda (IEB) determina o grau de interferência antrópica nos fragmentos florestais em relação ao uso da terra no seu entorno. Seu valor pode variar de 0 a 1, onde, quanto mais próximo de 1, maior será a restrição em relação a manutenção e a conservação dos fragmentos, pois ele está mais exposto a degradação (Equação 17).

$$IEB = \sum_{i=1} n \frac{U_i \, x \, A_i}{A} \quad (17)$$

Em que:

IEB: Índice do 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: Área do fragmento; A_i: Área de cada tipo de cobertura e uso da terra ao redor do fragmento; n: Quantidade de cobertura e uso da terra.

Para a determinação do IEB criado um buffer de 100 metros em torno da área dos fragmentos e aplicado o algoritmo *Symmetrical Difference*. Esse algoritmo extrai as partes das feições das camadas de entrada e de sobreposição que não se sobrepõem, o arquivo resultante foi reclassificado de acordo com o Quadro 9 e pesos de cada classe de cobertura da terra foram atribuídos conforme o Tabela 8.

Quadro 9 – Script com a regra de classificação categórica para o IEB

```
CASE
WHEN  "DN" = 3 THEN 1.0
WHEN  "DN" = 9 THEN 0.33
WHEN  "DN" = 11 THEN 0.67
WHEN  "DN" = 15 THEN 0.70
WHEN  "DN" = 21 THEN 0.85
WHEN  "DN" = 24 THEN 0.95
WHEN  "DN" = 25 THEN 0.67
WHEN  "DN" = 33 THEN 1.00
WHEN  "DN" = 41 THEN 0.85
END
```

Fonte: Adaptado de Sousa (2021).

Tabela 8 – Variáveis da fragilidade em relação ao tamanho dos fragmentos florestais

Tipo de subclasse	Peso
Área Florestal	1,00
Corpo hídrico	1,00
Área urbanizada	0,95
Agrícola	0,85
Pastagem	0,70
Área descoberta	0,67
Cultura temporária	0,85
Silvicultura	0,33
Campestre	0,67

Fonte: Adaptado de Sousa (2021).

4.4.2 Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água

O Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) é um indicador que busca determinar o grau de sustentabilidade de um sistema ambiental local. O ISAA utiliza os dados de qualidade da água e também dos processos que podem ser contribuir para a degradação qualidade da água e da disponibilidade hídrica.

Na elaboração do ISAA foram utilizados o Índice de Qualidade de Água Normatizado (IQAN), o Índice de Água por Diferença Normatizada (NDWI) e o Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH) (Equação 18).

$$ISAA = (IQAN\ x\ 0{,}65) + (NDWIx0{,}06) + (IPDRH\ x\ 0{,}29) \quad (18)$$

Em que:

IQAN: Índice de Qualidade de Água Normatizado; NDWI: Índice de Água por Diferença Normatizada; IPCRH; Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos.

Segundo Silva (2016), as variáveis físico-químicas e microbiológicas que compõem o IQAN, fornecem um retrato momentâneo da bacia hidrográfica, enquanto o NDWI e o IPDRH buscam identificam processos que afetam a sustentabilidade dos processos hídricos.

4.4.2.1 Índice de Qualidade de Água Normatizado

Utilizando como modelo a proposta metodológica desenvolvida por Silva (2016), o IQAN foi calculado utilizando IQA proposto pela CETESB empregando parâmetros de oxigênio dissolvido (q_{OD}), DBO (q_{DBO}), pH (q_{pH}), nitrogênio total (q_N), *E. coli*. (q_{mic}), fósforo total (q_P), turbidez (q_t) e sólido total (q_s), utilizando os pesos para cada parâmetro conforme a Tabela 9 e aplicando a Equação 19.

Tabela 9 - Pesos normatizados das variáveis do IQAN

Variável	q_{od}	q_{mic}	q_{pH}	q_{DBO}	q_N	q_P	q_t	q_s
Peso	0,36	0,17	0,10	0,10	0,06	0,06	0,06	0,06

Fonte: Adaptado de Silva (2016)

$$IQAN = \sum_{i=1}^{n} var_i\ x\ p_i \quad (19)$$

Em que:

var_i: Valor da variável $q_{(x)}$ para os diferentes parâmetros; p_i: peso normatizado da variável $q_{(x)}$.

4.4.2.1.1 Dados da qualidade da água na Bacia do Alto Sorocaba

Os dados de qualidade da água foram obtidos no Portal Infoáguas, disponibilizado pela CETESB. Foram selecionados os parâmetros de DBO, fósforo total, nitrato, nitrogênio Kjeldahl, nitrito, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, sólido total e *Escherichia coli* do ano 2020, nos pontos BUNA02900, SOBU02800, SOIT02900, SOIT 02100, SOMI02850 e BPRU02300. A Tabela 10 apresenta a relação dos pontos de monitoramento.

Tabela 10– Relação dos pontos de monitoramento da Rede de Monitoramento das águas Interiores da CETESB

Código	Corpo Hídrico	Sistema	Município	Altitude
SOMI02850	Rio Sorocamirim	Lótico	São Roque	884
SOBU02800	Rio Sorocabuçu	Lótico	Ibiúna	853
BUNA02900	Rio Una	Lótico	Ibiúna	850
SOIT02900	Reservatório Itupararanga	Lêntico	Votorantim	845
BPRU02300	Braço do Ribeirão Paruru	Lêntico	Piedade	843
SOIT02100	Reservatório Itupararanga	Lêntico	Ibiúna	837

Fonte: elaborado pelo autor.
Nota: dados da CETESB.

4.4.2.2 Padronização dos parâmetros indicadores da qualidade da água do Índice de Qualidade da Água Normatizada

Para o indicador de qualidade do parâmetro OD (q_{OD}), foi determinado inicialmente a saturação de OD em mg/L, levando em consideração a temperatura da água e a altitude (Equação 20), em seguida foi determinado a porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido (Equação 21). Com o valor da saturação de OD definido, foi calculado q_{od} (Equação 22).

$$Sat\ OD_{\left(\frac{mg}{L}\right)} = ((14{,}62\ x\ Temp) + \left(0{,}006969\ x\ (Temp^2)\right) - 0{,}00005897\ x\ (Temp^3)\ x\ (1 - (0{,}0000228675\ x\ altitute)^{5{,}167} \quad (20)$$

Em que:

$Sat\ OD_{(mg/L)}$: Saturação de oxigênio dissolvido (mg/L); Temp: Temperatura da água.

$$OD_{(\%sat)} = \frac{(OD\ x\ 100)}{sat\ OD_{(\frac{mg}{l})}} \quad (21)$$

Em que:

Sat $OD_{(\%sat)}$: Saturação de oxigênio dissolvido (%).

$$q_{OD}\begin{cases} OD \leq 50 = \left(0{,}34\ x\ OD_{(\%sat)}\right) + \left(0{,}008095\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{2}\right)\right) + \left(1{,}35252\ x\ 0{,}00001\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{3}\right)\right) + 3 \\ OD > 50\ \leq 85 = \left(-1{,}66\ x\ OD_{(\%sat)}\right)\ x\ \left(0{,}058\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{2}\right)\right) - \left(3{,}803435\ x\ 0{,}0001\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{3}\right)\right) + 3 \\ OD > 85\ \leq 100 = \left(3{,}7745\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{0{,}704889}\right)\right) + 3 \\ OD > 100\ \leq 140 = \left(2{,}9\ x\ OD_{(\%sat)}\right) - \left(\left(0{,}02496\ x\ \left(\left(OD_{(\%sat)}{}^{2}\right) + \left(5{,}60919\ x\ 0{,}00001\ x\ \left(OD_{(\%sat)}{}^{3}\right)\right)\right) + 3 \\ OD > 140 = 47 + 3 \end{cases} \quad (22)$$

O parâmetro de qualidade microbiológico (q_{mic}) selecionado para compor o IQAN foi a concentração *E. coli*, calculado através da Equação 23.

$$q_{mic}\begin{cases} E.coli\ \leq 0 = 100 \\ E.coli\ > 0 = \left(\frac{log_{E.coli}}{\log 10}\right) \\ \frac{log_{E.coli}}{\log 10}\ \leq 1 = \left(100 - \left(33{,}5\ x\ \frac{log_{E.coli}}{\log 10}\right)\right) \\ \frac{log_{E.coli}}{\log 10}\ > 1\ \leq 5 = \left(100 - \left(37{,}2\ x\ \frac{log_{E.coli}}{\log 10}\right) + \left(3{,}60743\ x\ \left(\frac{log_{E.coli}}{\log 10}\right)^{2}\right)\right. \\ \frac{log_{E.coli}}{\log 10} > 5 = 3 \end{cases} \quad (23)$$

O índice de qualidade referente ao pH (q_{pH}) foi calculado aplicando a Equação 24. O índice de qualidade referente a DBO (q_{dbo}) foi calculado de acordo com a Equação 25.

$$q_{pH}\begin{cases} pH\ \leq 2 = 2 \\ pH\ > 2\ \leq 4 = 13{,}6 - (10{,}64\ x\ pH) + (2{,}4364\ x\ pH^{2}) \\ pH\ > 4\ \leq 6{,}2 = 155{,}5 - (77{,}36\ x\ pH) + (10{,}2481\ x\ pH^{2}) \\ pH\ > 6{,}2\ \leq 7{,}0 = -657{,}2 + (197{,}38\ x\ pH) - (12{,}9167\ x\ pH^{2}) \\ pH\ > 7{,}0\ \leq 8{,}0 = -427{,}8 + (142{,}05\ x\ pH) - (9{,}695\ x\ pH^{2}) \\ pH\ > 8{,}0\ \leq 8{,}5 = 216 - (16\ x\ pH) \\ pH\ > 8{,}5\ \leq 9{,}0 = 1415823\ x\ 10^{(-1{,}1507\ x\ pH)} \\ pH\ > 9{,}0\ \leq 10 = 633 - (106{,}5\ x\ pH) + (4{,}5\ x\ pH^{2}) \\ pH\ > 10\ \leq 12 = 633 - (106{,}5\ x\ pH) + (4{,}5\ x\ pH^{2}) \\ pH > 12 = 3 \end{cases} \quad (24)$$

$$q_{DBO}\begin{cases} DBO \leq 5 = 99{,}96\ x\ \left(2{,}71828^{\,2{,}71828\ x\ DBO}\right) \\ DBO > 5\ \leq 15 = 104{,}67 - (31{,}5463\ x\ \ln DBO) \\ DBO > 15\ \leq 30 = (4394{,}91\ x\ (DBO^{-1{,}99809}) \\ DBO > 30 = 2 \end{cases} \quad (25)$$

Para a determinação do índice de nitrogênio total (q_n) foi somado os valores de nitrogênio Kjendahl, nitrato e nitrito (Equação 26). Em seguida foi determinado o q_n, aplicando a Equação 27.

$$N_{total} = N_{kjeldahl} + NO_3^- + NO_2^- \quad (26)$$

$$q_N \begin{cases} N_{total} \leq 10 = 100 - (8{,}169\ x\ N_{total}) + (0{,}3059\ x\ (N_{total})^2 \\ N_{total} > 10\ \leq 60 = 101{,}9 - (23{,}1023\ x\ \ln N_{total}) \\ N_{total} > 60\ \leq 100 = 159{,}3148\ x\ \left(2{,}7828^{\ (N_{total}\ x\ (-0{,}0512842))}\right) \\ N_{total} > 100 = 1 \end{cases} \quad (27)$$

A determinação do índice de fósforo total (q_p) foi realizada convertendo os valores de fosfato total em fósforo total (Equação 28) e aplicado a Equação 29.

$$P_{total} = PO_4^{3-}\ x\ 3{,}066 \quad (28)$$

$$q_P \begin{cases} P_{total} \leq 1 = 9{,}9\ x\ (10^{(-0{,}91629\ x\ P_{total})}) \\ P_{total} > 1\ \leq 5 = 57{,}6 - (20{,}178\ x\ P_{total}) + (2{,}1326\ x\ P_{total}^{\ 2}) \\ P_{total} > 5\ \leq 10 = 19{,}08\ x\ (10^{(-0{,}13544\ x\ P_{total})}) \\ P_{total} > 10 = 5 \end{cases} \quad (29)$$

O índice de turbidez (q_t) foi calculado pela Equação 30 e o de sólidos total (q_s) pela Equação 31.

$$q_T \begin{cases} NTU\ \leq 25 = 100{,}17 - (2{,}67\ x\ NTU) + 0{,}03775\ x\ (NTU^2) \\ NTU > 25\ \leq 100 = 84{,}96\ x\ \left(2{,}71828^{(-0{,}016206\ x\ NTU)}\right) \\ NTU > 100 = 5 \end{cases} \quad (30)$$

$$q_S \begin{cases} Sólidos\ \leq 150 = 79{,}75 + (0{,}166\ x\ Sólidos) - (0{,}001088\ x\ (Sólidos^2) \\ Sólidos\ > 150\ \leq 500 = 101{,}67\ x - (0{,}013947\ x\ Sólidos) \\ Sólidos\ > 50 = 32 \end{cases} \quad (31)$$

4.4.3 Índice de Água por Diferença Normalizada

O NDWI é calculado pela diferença normalizada entre as bandas do infravermelho próximo (NIR) e o infravermelho de ondas curtas (SWIR). O NDWI apresenta o conteúdo de água nos espaços intracelulares no mesofilo esponjoso nas copas da vegetação (Gu *et al*., 2008). O NDWI foi calculado na plataforma GEE utilizando a biblioteca LANDSAT/LC09/C02/T1_TOA do ano 2022 (Apêndice C).

4.4.4 Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos

O IPDRH foi desenvolvido com o objetivo de identificar as áreas de mata ciliares degradadas ou em risco de degradação. O IPDRH é formado por três indicadores distintos. O Indicador de Integridade de Matas Ciliares (IIMC), o Indicador de Esgotamento Sanitário (IES) e o Indicador de Abastecimento de Água (IAA) (Equação 32).

$$\mathrm{IPDRH} = \frac{\mathrm{IIMC} + \mathrm{IES} + \mathrm{IAA}}{3} \tag{32}$$

4.4.4.1 Indicador de Integridade de Matas Ciliares

O IIMC foi elaborado com base na Lei n° 12.651/2012, que estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, Áreas de Preservação Permanente (APP) e as áreas de Reserva Legal (RL). O Art. 4° da Lei 12.651/12 estabelece a largura mínima de mata ciliar em função da largura do curso d'água (Tabela 11).

Tabela 11 - Relação das Áreas de Proteção Permanente em função da largura do curso d'água

Tamanho da faixa marginal (m)	Largura do curso d'água (m)
10	30
10-50	50
50-200	100
200-600	200
>600	500
Nascentes	50 m de raio

Fonte: Brasil (2012).

A reclassificação do IIMC, de acordo com o nível de integridade da mata ciliar, foi realizada na Calculadora de Campo, aplicando a regra de classificação apresentada no Quadro 10.

Quadro 10 - Script com a regra de classificação categórica

```
CASE
 WHEN  "IIMC" <60 THEN 0
 WHEN  " IIMC " >= 60 and " IIMC " < 70 THEN 0.2
 WHEN  " IIMC " >= 70 and " IIMC " < 80 THEN 0.4
 WHEN  " IIMC " >= 80 and " IIMC " < 90 THEN 0.6
 WHEN  " IIMC " >= 90 and " IIMC " < 95 THEN 0.8
 WHEN  " IIMC " >= 95 THEN 1
 END
```

Fonte: Isaias (2008).

4.4.4.2 Indicador de Esgotamento Sanitário

O IES proposto por Silva (2016), utilizou os dados do censo de 2010 dos domicílios particulares permanentes ocupados, por tipo de esgotamento sanitário, estratificados por setor censitário. Na elaboração do IES para este estudo, não foi possível a utilização deste dado por setor censitário, uma vez que ainda não foi disponibilizada esta informação pelo IBGE.

Como medida paliativa, foram utilizados os dados de domicílios particulares permanentes ocupados, por tipo de esgotamento sanitário para os municípios que estão inseridos na BHAS. Foram utilizadas as informações de domicílios particulares com banheiro ou sanitário ligados à fossa rudimentar, vala, rio, lago ou então sem banheiro ou sanitário (Tabela 12).

O IEE foi calculado através da Equação 33, onde quanto mais próximo de 1, representa que a região apresenta as melhores condições de esgotamento sanitário, enquanto valores próximos de 0 representam condições precárias de esgotamento.

$$IESS = 1 - \left(\frac{D_{esg}}{D_t}\right) \quad (33)$$

Em que:

$D_{(seg)}$: Número de domicílios sem estrutura adequada de esgotamento sanitário no município; $D_{(T)}$: Número total de domicílios.

Tabela 12 - Domicílios particulares permanentes ocupados, por tipo de esgotamento sanitário por município

Município	Ligado à rede de esgoto			Não ligado à rede de esgoto					
	RG, RP, FS	FSS, FF	RG, PL	FSS, FF	FR	V	CP	O	NT
Alumínio	4401	40	4361	1250	106	-	153	34	-
Cotia	61958	3230	58728	19885	8402	535	4844	303	8
Ibiúna	7672	1453	6219	7630	10295	199	490	57	9
Mairinque	11773	325	11448	958	4172	64	51	6	1
Piedade	7453	100	7353	3180	7594	125	657	39	8
São Roque	18174	205	17969	4238	5110	51	857	36	3
VGP	9713	319	9394	5834	1785	16	279	26	1
Votorantim	42357	1428	40929	784	657	205	281	44	7

Fonte: IBGE (2022).

Nota: (VGP) Vargem Grande Paulista, (RG) rede geral, (RP) rede pluvial, (FS) fossa, (PL) pluvial, (FSS) fossa séptica, (FF) fossa filtro, (FR) fossa rudimentar ou buraco, (V) vala, (CP) rio ou lago, (O) outra forma, (NT) não tinham banheiro.

4.4.4.3 Indicador de Abastecimento de Água

O IAA foi calculado de utilizando as informações dos domicílios particulares permanentes que utilizam como fonte de abastecimento a água de poços, nascentes ou outras formas de captação que não sejam da rede de distribuição ou a captação de água da chuva (Tabela 13). O IAA foi calculado de acordo com a Equação 33.

Tabela 13 - Domicílios particulares permanentes ocupados, por existência de ligação à rede geral de distribuição de água e principal forma de abastecimento de água

Município	PA	Ligado à rede, mas utiliza principalmente outra forma						
		PÇ	PR	FN	CP	CH	RCL	OT
Alumínio	5407	47	56	11	1	-	2	-
Cotia	89693	684	542	32	36	2	16	61
Ibiúna	12847	575	889	16	-	3	5	7
Mairinque	14223	60	25	15	-	2	-	6
Piedade	10957	414	363	114	1	-	1	6
São Roque	23197	246	316	25	6	3	6	9
VGP	16444	159	118	1	-	1	-	4
Votorantim	42915	49	10	15	1	3	3	17

Município	Não possui ligação com a rede de distribuição						
	PA	PR	FN	CP	CH	RCL	OT
Alumínio	201	113	39	34	1	8	24
Cotia	2160	2046	154	282	16	13	198
Ibiúna	2517	8540	780	43	26	29	75
Mairinque	1635	727	152	155	5	12	8
Piedade	1160	4442	1394	118	12	21	53
São Roque	1620	2419	420	130	6	28	38
VGP	500	392	8	15	1	3	8
Votorantim	621	133	100	262	-	7	199

Fonte: IBGE (2022)

Nota: (PÇ) Poço profundo ou artesiano; (PR): Poço raso, freático ou cacimba; (FN) Fonte, nascente ou mina; (CP) Carro-pipa; (CH) Chuva; (RCL) Rios, açudes, córregos, lagos e igarapés; (OT) Outros.

$$IAA = 1 - \left(\frac{D_{abas}}{D_t}\right) \quad (34)$$

Em que:

$D_{(abas)}$: Número de domicílios sem estrutura adequada de água potável no munícipio;

$D_{(T)}$: Número total de domicílios.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E CENÁRIOS FUTUROS DA BHAS

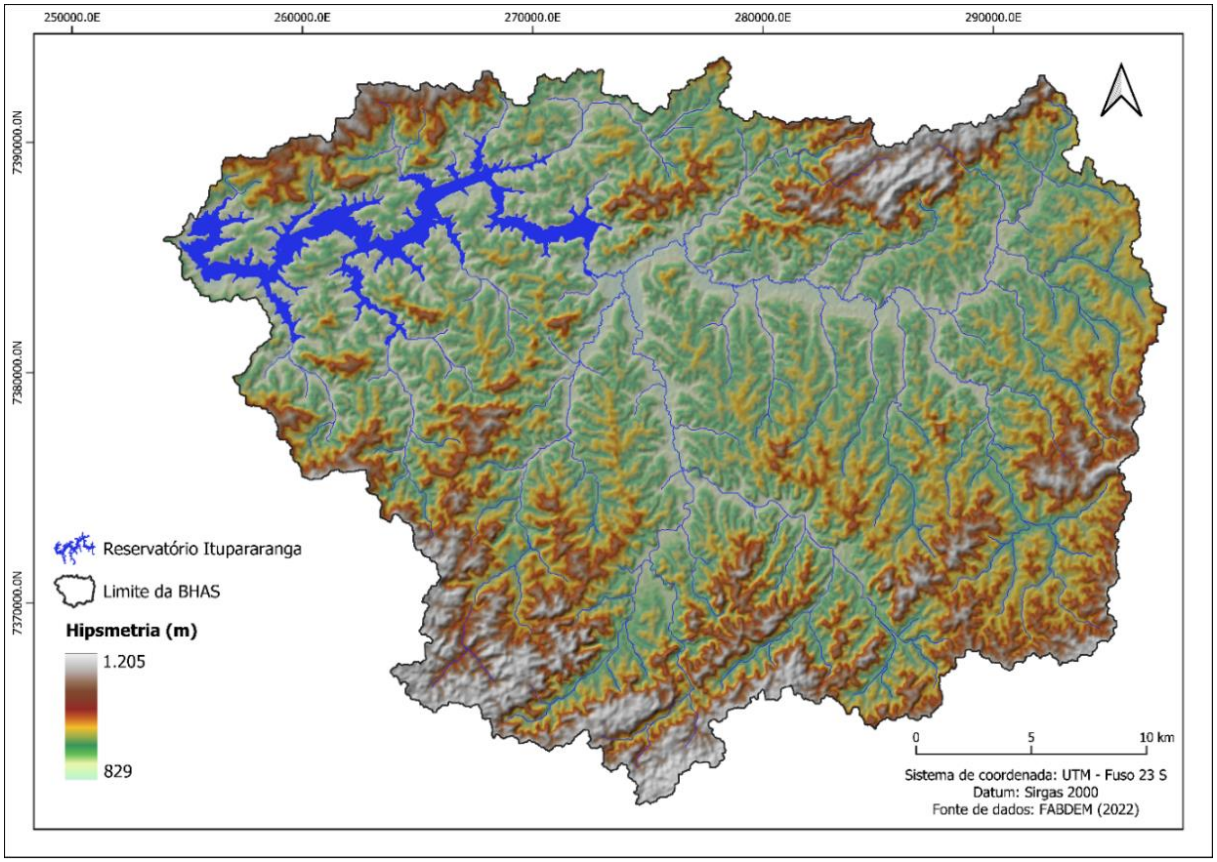
A Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, segundo a divisão geomorfológica do estado de São Paulo realizada por Almeida (1964) está inserida no Planalto de Ibiúna. Metzger (2006) argumenta que o Planalto de Ibiúna é uma unidade do relevo paulista compreendido entre a Serra de Taxaquara e a Serra de São Roque ao norte, apresentando predominantemente o Relevo de Morros divididos em mar de morros, morros paralelos e morros isolados (Cardona, 2018) e ao sul, a Serra de Paranapiacaba, caracterizada pelas Serras Alongadas, com vertentes ravinadas e perfis retilíneos. A sudoeste da bacia, o relevo é caracterizado por morrotes alongados e espigões, com topos angulosos e achatados, onde estão localizadas as nascentes dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una (IPT, 1981).

A Figura 18 apresenta as informações altimétricas da BHAS, onde verifica-se que ao longo da bacia, os valores altimétricos variam de 829 a 1205 metros e na região central da bacia prevalecem os valores mais baixos, na planície de inundação da bacia, e as cotas mais elevadas, estão situadas ao norte e ao sul.

O perfil longitudinal de rio segundo Magalhães Junior *et al.* (2022), é a representação gráficas das variações das cotas altimétricas do talvegue a partir da distância da nascente, fornecendo informações relevantes para a interpretação do comportamento hidrosedimentológico, como a localização de nível de base locais, declividade ou gradiente e a influência do substrato litoestrutural. De acordo com Etchebehere *et al.* (2004), perfis côncavos normalmente indicam rios ou então segmentos fluviais equilibrados, onde não é verificado a agradação ou entalhe do talvegue. Zancopé *et al*. (2009), argumenta que em um rio em equilíbrio, não se verifica agradação ou entalhe do leito, ocorrendo apenas transporte da carga sedimentar.

Apesar de ser mencionado na literatura, a noção de equilíbrio fluvial não é consensual e deve ser ponderada. Condições de estabilidade de um sistema se contrapõem aos estados de desequilíbrio, e no caso de perfis longitudinais fluviais, situações de equilíbrio devem ser compreendidas a luz da estabilidade temporal dos níveis de base, sofrendo degradação ou agradação em seu próprio leito.

Figura 18- Mapa hipsométrico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba

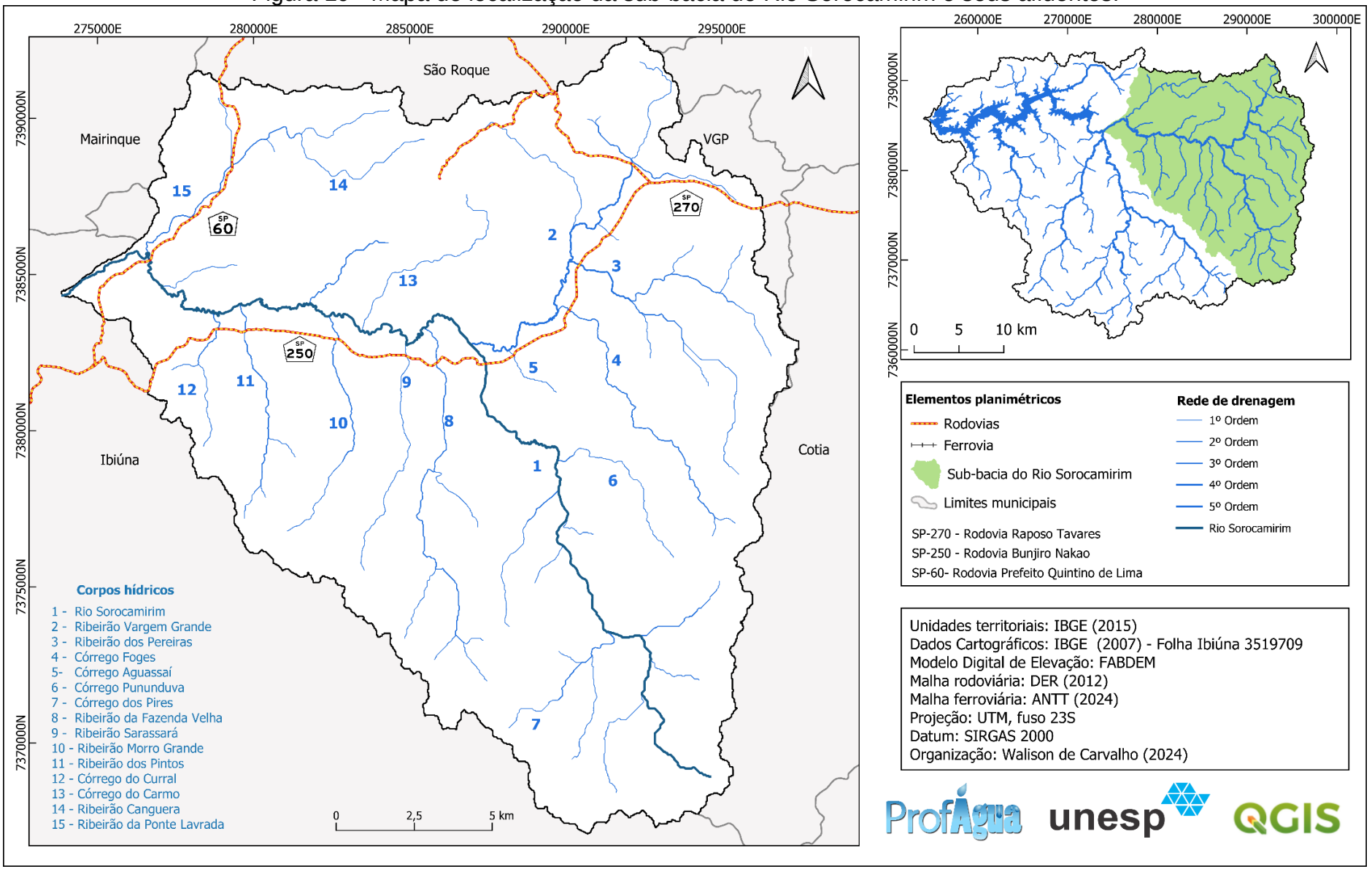


Fonte: elaborado pelo autor.

O perfil longitudinal do Rio Sorocamirim (Apêndice D) é majoritariamente côncavo, apresentando cota altimétricas de aproximadamente 910 m na sua nascente, e na sua foz, onde ocorre a formação do Rio Sorocaba, a atitude é de aproximadamente 840 m, apresentando um desnível de 70 m.

O percurso do Rio Sorocamirim (Figura 19) é de aproximadamente 29,8 Km e os principais corpos hídricos na sua margem direita são o Ribeirão Vargem Grande (Figura 20), Córrego do Carmo (Figura 21) e Ribeirão da Ponte Lavrada (Figura 22). Já na margem esquerda os principais contribuintes são o Ribeirão dos Pereiras (Figura 23), Córrego Foges (Figura 24), Córrego dos Pires (Figura 25), Córrego Pununduva (Figura 26), Ribeirão dos Pintos (Figura 27), Córrego Aguassaí (Figura 28), Ribeirão da Fazenda Velha (Figura 29) e Ribeirão Morro Grande (Figura 30) (IBGE, 2007; Carvalho *et al*., 2023).

Figura 19 - Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocamirim e seus afluentes.



Fonte: próprio autor.

Figura 20 – Vista parcial do Ribeirão Vargem Grande na ponte da Estrada do Aguassaí – Divisa dos municípios de Cotia e São Roque. Coordenadas UTM 23K: Long. 288005.27 E; Lat. 7382584.79 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 21 – Vista aérea do Córrego do Carmo no Bairro Canguera, nas coordenadas UTM 23K: Lat. 287212.00 E; Long. 7386131.00 S. Nesta região ocorre o represamento do córrego, sendo possível verificar a presença de macrófitas na parte inferior da imagem

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 22 – Vista parcial do Ribeirão da Ponte Lavrada na Estrada dos Godinhos em São Roque. Coordenadas UTM 23K: Long. 276802.77 E; Lat. 7385987.85 S

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 23 – Registro fotográfico Ribeirão dos Pereiras na Rodovia Bunjiro Nakao - Divisa dos municípios de Vargem Grande Paulista e Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 290413.29 E; Lat. 7385311.76 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 24 – Vista parcial do Córrego Foges na Rua José Lopes Neto – Caucaia do Alto, Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 293816.07E; Lat. 7379061.28 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 25 – Vista parcial do Córrego dos Pires na Estrada da Barra, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 290049.40 E; Lat. 7372091.40 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 26 – Vista parcial do Córrego Pununduva na Estrada Nhambuca – Caucaia do Alto, Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 290812.92 E; Lat. 7379153.85 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 27 – Vista parcial do Ribeirão dos Pintos, ao lado da Rodovia Bunjiro Nakao, Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Long. 278824.08 E, Lat. 7383261.32 S

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 28 – Vista parcial do Córrego Aguassaí na Rodovia Bunjiro Nakao em Caucaia do Alto – Cotia após uma obra de desassoreamento. Coordenadas UTM 23K: 288317.88 E; 7382421.72 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 29 – Vista parcial do Ribeirão da Fazenda Velha ao lado Rodovia Bunjiro Nakao, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 285875.55 E; Lat. 7382164.31 S

Fonte: Acervo pessoal (2023).

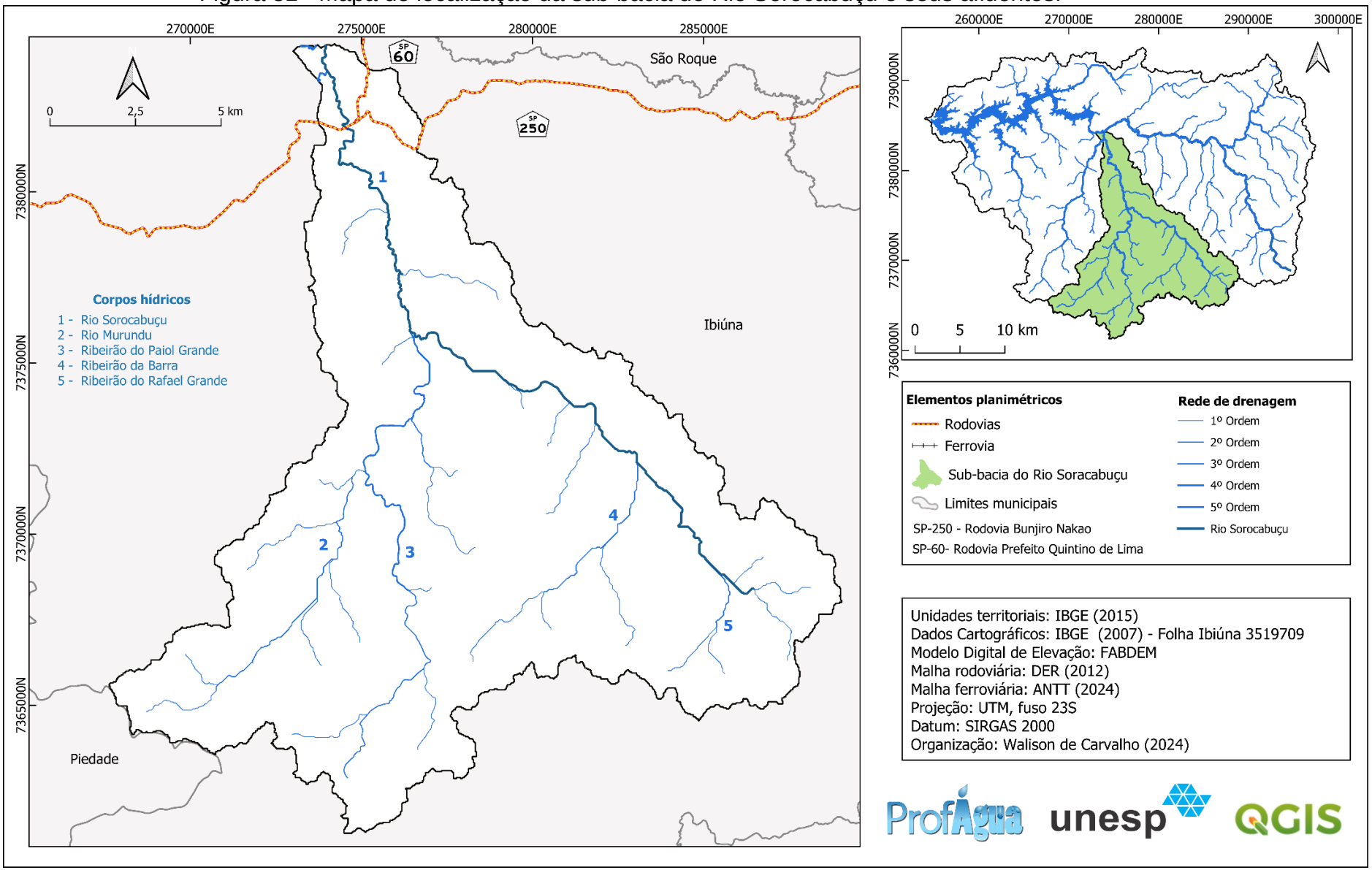
Figura 30 – Vista parcial do Ribeirão Morro Grande próximo a foz com o Rio Sorocamirim, Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Long. 282423.52 E; Lat.7383637.81 S

Fonte: Acervo pessoal (2023).

O perfil longitudinal do Rio Sorocabuçu (Apêndice E) apresenta altitude de 908 m na sua nascente, aproximadamente 24,5 Km de extensão e a sua foz a aproximadamente 840 m de altitude, apresentando um desnível de 68 m. A zona de degradação e agradação mais pronunciada, está localizada próxima a nascente, nos primeiros 5 km do percurso. Os principais contribuintes do Rio Sorocabuçu (Figura 31) são os Rio Murundu (Figura 32) e o Ribeirão do Paiol e Ribeirão do Paiol Grande (Figura 33).

O Rio Una (Figura 34) tem a sua nascente a aproximadamente 982 m de altitude, com a sua foz em 840 m, apresentando um desnível de 142 m e 20,5 Km de extensão. O seu perfil longitudinal (Apêndice F) apresenta alguns segmentos convexos, com a zonas de agradação e degradação entre 2,5 e 10 Km da nascente, o que pode sinalizar a ocorrência de interferentes geomorfológicos ou geológicos nesta região da sub-bacia. De acordo com Magalhães Jr. *et al.* (2022), é difícil a compreensão destes interferentes, devido à complexidade das suas variáveis, como a distribuição das rochas mais resistentes a intempéries ao longo perfil longitudinal, mudanças nas vazões, granulometria e litologia das cargas sedimentares. Segundo Salles *et al*. (2008), os principais contribuintes da sub-bacia do Rio Una são o Ribeirão do Salto (Figura 35) e o Córrego do Cupim (Figura 36).

Figura 31 - Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocabuçu e seus afluentes.



Fonte: próprio autor.

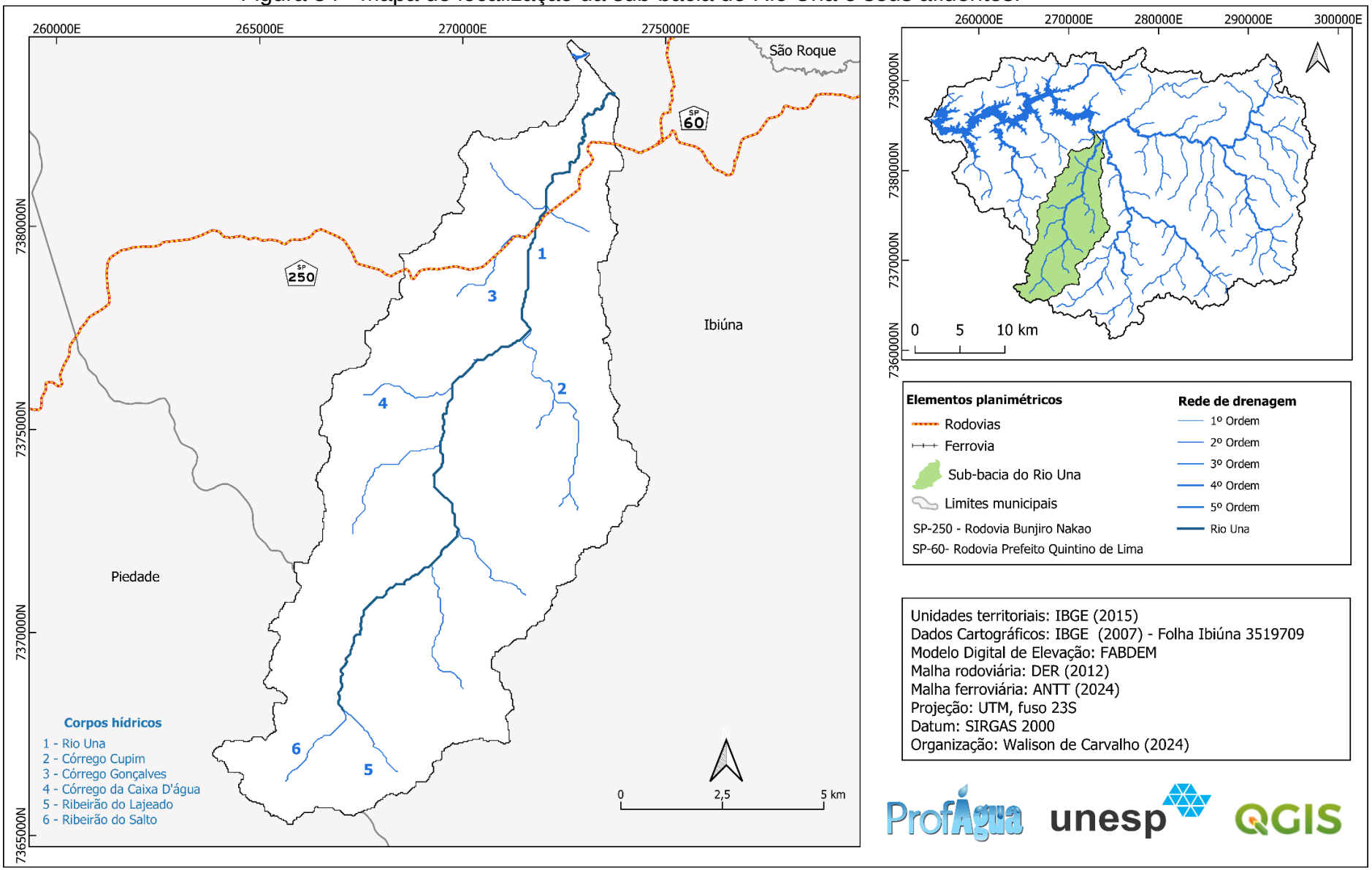
Figura 32 – Vista parcial do Rio Murundu na Estrada Vicinal Tancredo Neves Feital, Ibiúna. Coordenadas UTM 23 K: Long. 274841.72 E; Lat. 7371811.25 S

Fonte: Acervo pessoal (2023).

Figura 33 – Imagem aérea do Ribeirão do Paiol Grande em Ibiúna

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 34 - Mapa de localização da sub-bacia do Rio Una e seus afluentes.



Fonte: próprio autor.

Figura 35 – Registro fotográfico do Ribeirão do Salto no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 271297.67 E; Long. 7373036.98 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 36 – Registro fotográfico do Córrego do Cupim próximo a Estrada municipal do Miyamoto, no município de Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 273048.07 E; Long. 7379853.00 S

Fonte: Acervo pessoal (2023).

As planícies de inundação são áreas planas localizadas ao lado do leito de um rio, caracterizada principalmente pela retenção de água de forma sazonal. Essa característica é fundamental para as paisagens fluviais, sendo responsável pela

manutenção da biodiversidade e pela promoção de diversas funções ecossistêmicas. Essas funções incluem a regulação de recursos hídricos e nutrientes dentro dos sistemas fluviais (Schindler *et al*., 2014; Weigelhofer *et al*., 2015). A relevância dessa área na paisagem deve-se à sua alta heterogeneidade espacial e à variabilidade temporal associada aos ciclos de inundação (Tockner *et al*., 2002).

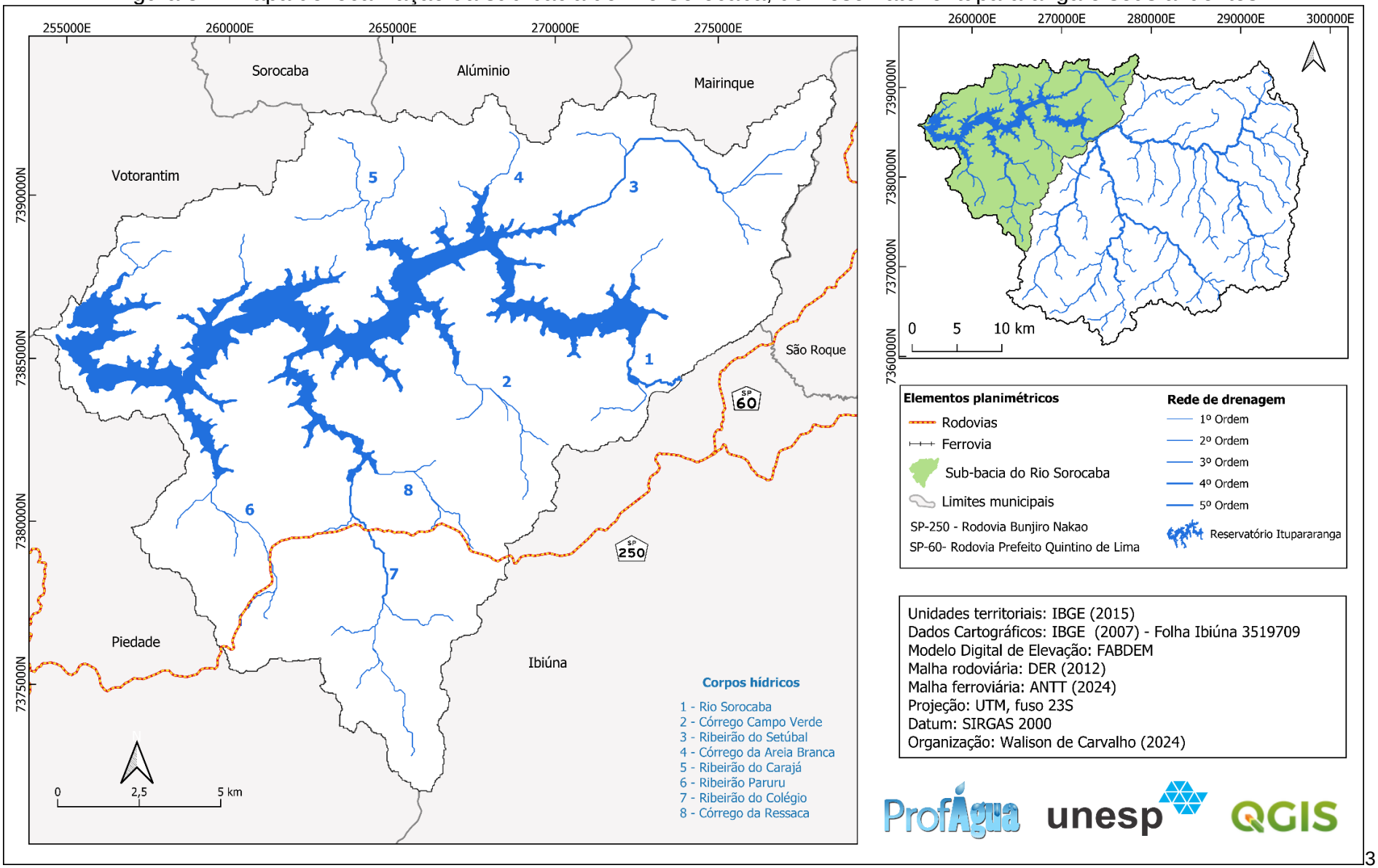
Um dos grandes desafios enfrentados pela sociedade é a identificação de técnicas adequadas para a renaturalização de planícies de inundação que atendam a demandas específicas, pois isso exige um conhecimento profundo do funcionamento hídrico dessas áreas. Além disso, outro obstáculo importante é a implementação prática dessas técnicas, dado que ainda há uma compreensão insuficiente por parte da sociedade sobre a importância e necessidade de tais intervenções (Baptista, 2020).

A sub-bacia do Rio Sorocaba (Figura 37) tem início na planície de inundação dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una e estende-se por toda a área do Reservatório Itupararanga (Figura 38). Os principais contribuintes do reservatório na sua margem esquerda são o Córrego Campo Verde, Córrego Ressaca, o Ribeirão Paruru (Figura 39) e o Ribeirão do Colégio (Figura 40). Na sua margem direita, os principais contribuintes são o Ribeirão do Setúbal (Figura 41), Córrego Areia Branca e o Ribeirão do Carajá.

5.1.1 Mapeamento pedológico e litológico na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba

Em relação ao tipo de solo, na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, a predominância é dos Latossolos Vermelho-Amarelo com 53% da área total e Argissolos Vermelho-Amarelo com 34%, os Gleissolos Melânico representam 10% e os Cambissolos Háplicos apenas 4% da área da bacia (Figura 42). Segundo Alewel *et al*. (2019) as propriedades do solo influenciam diretamente a sua resistência a erodibilidade pela água, como a taxa de infiltração, permeabilidade e capacidade total de água, bem como aquelas que podem influenciar as forças de dispersão, respingos, abrasão e transporte da chuva e do escoamento superficial.

Figura 37 - Mapa de localização da sub-bacia do Rio Sorocaba, do Reservatório Itupararanga e seus afluentes.



Fonte: próprio autor.

Figura 38 – Imagem aérea do Reservatório Itupararanga

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 39 – Vista parcial do Ribeirão Paruru em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 261387.00 E; 7379280.74 S

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Figura 40 – Vista parcial do Ribeirão do Colégio, na Rodovia Bunjiro Nakao em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K: Lat. 264087.43 E; Long. 7379760.69 S

Fonte: Acervo pessoal (2024).

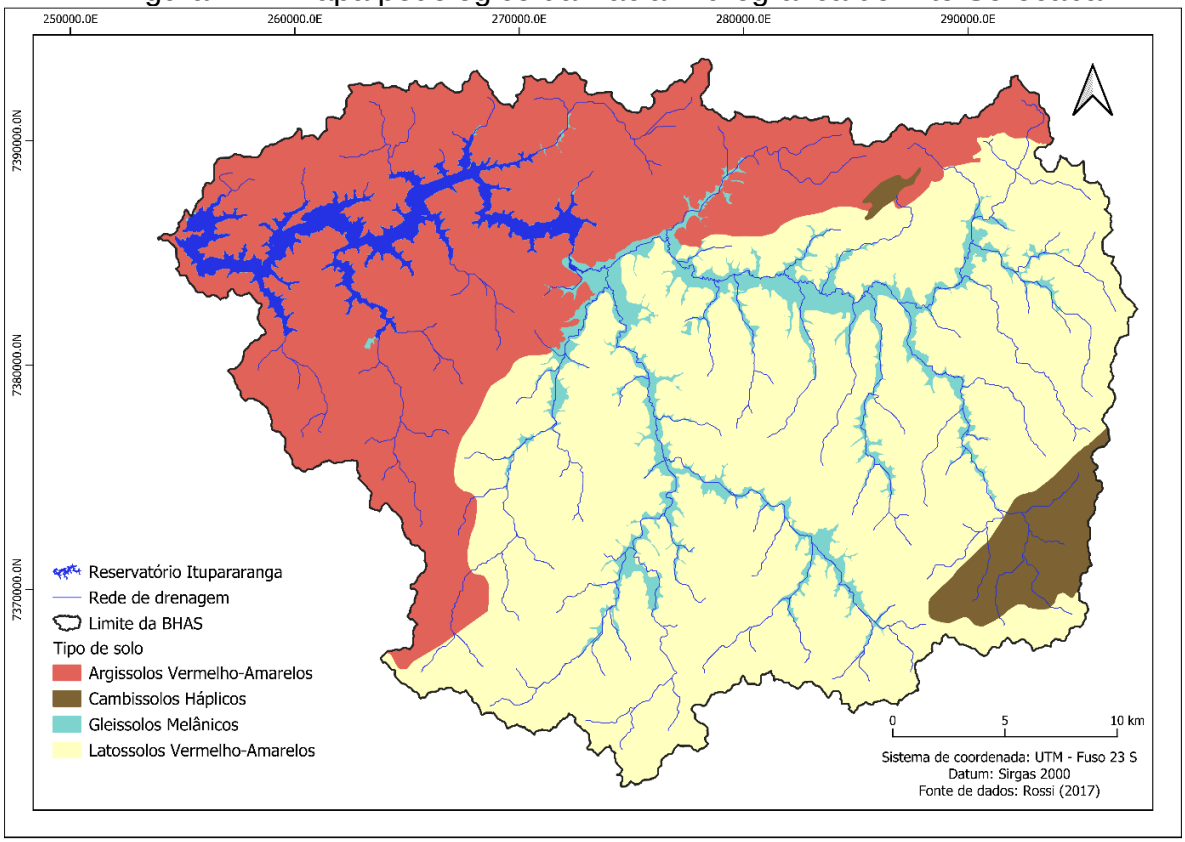
Figura 41 – Vista parcial do Ribeirão do Setúbal em Mairinque próximo ao braço do Reservatório Itupararanga. Coordenadas UTM 23K: Lat. 272376.54 E; Long. 7387438.83 S

Fonte: Acervo pessoal (2024).

Os Latossolos, são solos altamente evoluídos, laterizados e ricos em argilominerais, os Argissolos também são considerados solos bem evoluídos, apresentando mobilização de argila da parte mais superficial. Em estado natural, estes

dois tipos de solos apresentam grande estabilidade e resistência a erosão (Toledo *et al*., 2002; IBGE, 2006), no entanto, o tipo de uso ou manejo inadequado acabam favorecendo a erosão hídrica (Ayer *et al*., 2015).

Figura 42 – Mapa pedológico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba

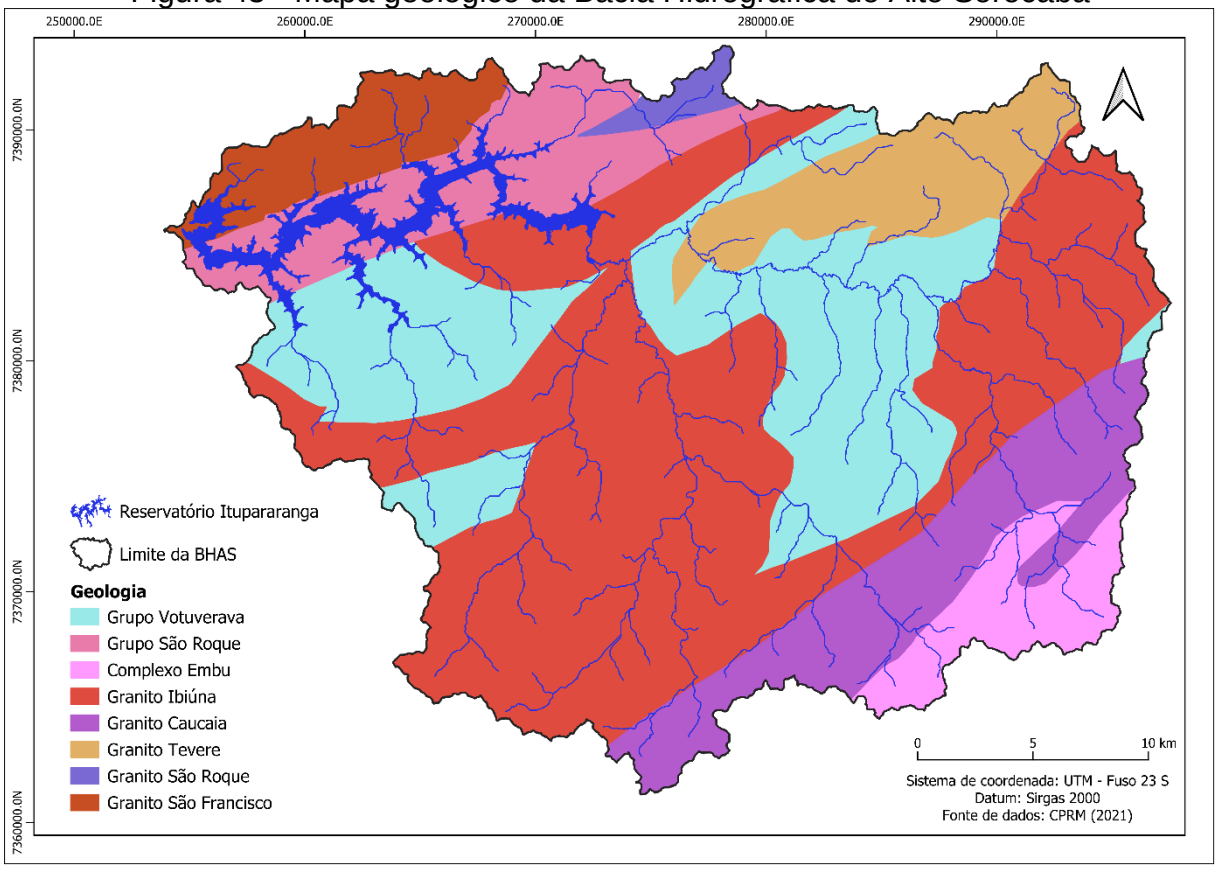


Fonte: elaborado pelo autor.

Em relação as características litológicas, Sardinha *et al.* (2008), argumenta que a BHAS é formada por diversas estruturas geológicas, com a sua formação estimada desde o período Proterozóico Médio-Superior até o período Quaternário, onde podem ser destacados os domínios Embu e São Roque (Figura 43).

Conforme descrevem Godoy; Oliveira e Hackspacher (1996), o Domínio São Roque apresenta rochas de baixo grau metamórfico, como os filitos e meta-básicas, além de complexos granitóides associados, como os granitos São Francisco, onde segundo Godoy e Figueiredo (1991) são formados por sienogranitos e monzogranitos, formado por dioritos e granodioritos. O Domínio Embu, de acordo com Godoy; Hackspacher e Oliveira e (1996), há a predominância de migmatitos e paragnaisses do Complexo Embu, ocorrendo também a presença dos granitos Ibiúna, formados por monzogranitos e sienogranitos e o granito Caucaia, formado por monzogranitos e sienogranitos.

Figura 43 - Mapa geológico da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo com Toledo *et al.* (2009), as características do ambiente em que se processa o intemperismo influem diretamente nas reações de alteração, em relação a intensidade, velocidade e a natureza. Estes fatores de intemperismo são representados basicamente pelo material parental, clima, topografia, biosfera e o tempo. Em relação ao material parental, o intemperismo depende da estrutura, textura e natureza dos minerais constituintes do substrato litológico, sendo os granitos uma das rochas mais resistentes ao intemperismo.

5.1.2 Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Alto Sorocaba

Na maioria dos casos, as intervenções antrópicas são as grandes responsáveis pelo desequilíbrio do ambiente natural, e conforme argumenta Santos (2018), conciliar as mudanças na dinâmica de uso da terra com a preservação e conservação do ecossistema, sobretudo dos recursos hídricos é uma necessidade urgente. Segundo Oliveira e Quaresma (2017), os impactos ambientais influenciam

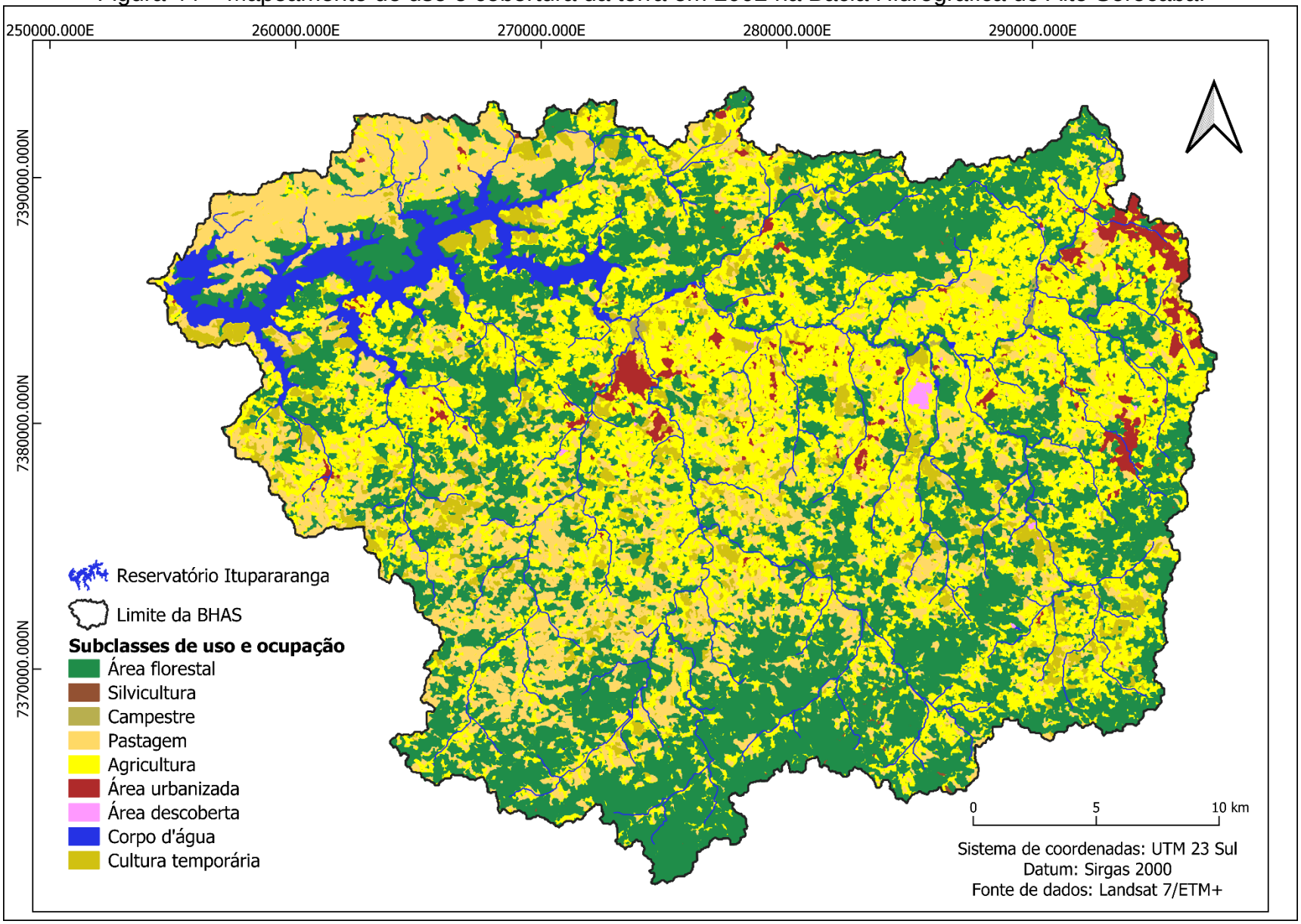
diretamente a qualidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, comprometendo sobretudo a qualidade de vida dos que fazem uso deste recurso. A Figura 44 apresenta o mapa de uso e cobertura da terra na BHAS no ano 2002 e a Figura 45 para o ano 2022.

A mudança na dinâmica da paisagem é baseada no ecossistema natural e na estrutura da sociedade, onde o processo de mudança da paisagem é o resultado de alterações no ambiente físico e fatores socioeconômicos. Conforme argumenta Butler *et al.* (2005), o rápido desenvolvimento econômico e o crescimento populacional de uma região resultam em rápida urbanização e mudanças no uso da terra. Essas mudanças afetam significativamente a dinâmica do uso e cobertura da terra e ecossistema como um todo.

A influência antropogênica nas paisagens é uma das forças motrizes fundamentais dos mecanismos regionais de mudança do uso e ocupação da terra. A exploração do ambiente natural, a expansão urbana, a fragmentação das áreas de vegetação nativa e o avanço das atividades agrícolas perturbam expressivamente o ambiente local, conforme citam Gibson *et al*. (2018), Souza *et al*. (2021) e Silva (2021). A Tabela 14 apresenta a estratificação de cada classe de uso para os dois períodos analisados. Analisando os dados de uso e ocupação, observa-se que há a predominância das áreas de vegetação natural e antrópica agrícola em toda a área da bacia, independente do período analisado. A maior concentração da classe florestal está localizada nas regiões sul e norte da bacia, independente do ano analisado.

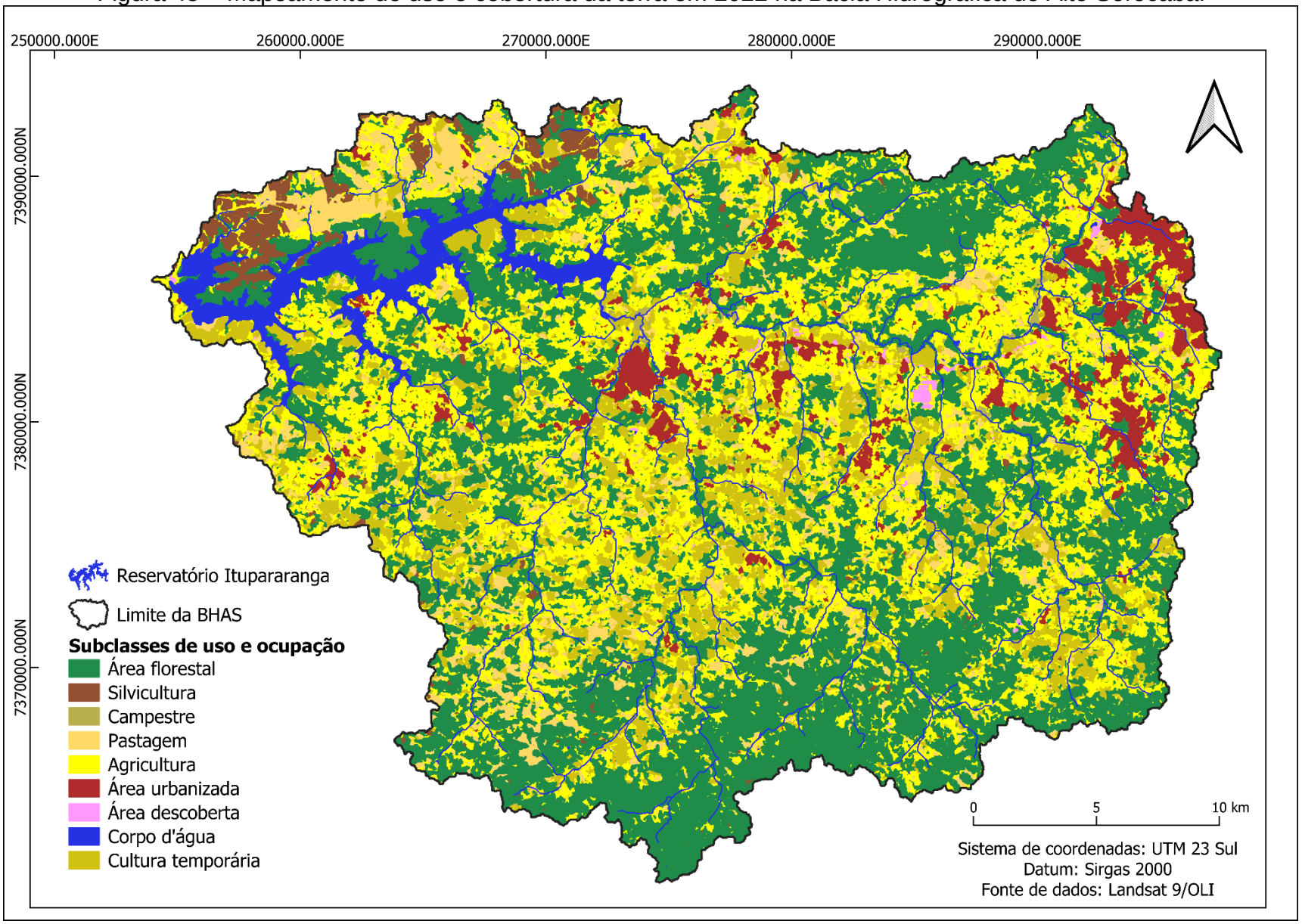
A diminuição das áreas florestais entre 2002 e 2022 foi de aproximadamente 17,75 Km^2, apresentando uma taxa de diminuição anual de -0,24% sendo mais acentuado na sub-bacia do Rio Sorocabuçu, onde o desmatamento diminuiu 9,75% da área florestal na sub-bacia. As áreas urbanas, cultura temporária e silvicultura apresentaram uma taxa de crescimento de 5,17%, 65,74% e 6,42% respectivamente em toda a BHAS.

Figura 44 – Mapeamento de uso e cobertura da terra em 2002 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 45 – Mapeamento de uso e cobertura da terra em 2022 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba.



Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 14 - Levantamento quantitativo das classes de uso e cobertura da terra na BHAS para o ano 2002 e 2022

Classe	2002		2022		TXM
	Km^2	%	Km^2	%	
Área florestal	368,61	39,4%	350,86	37,5%	-0,24%
Silvicultura	1,33	0,1%	18,77	2,0%	65,74%
Campestre	1,74	0,2%	2,84	0,3%	3,15%
Pastagem	148,85	15,9%	72,62	7,8%	-2,56%
Agricultura	300,89	32,2%	280,29	30,0%	-0,34%
Área urbanizada	21,69	2,3%	44,14	4,7%	5,17%
Área descoberta	2,77	0,3%	4,10	0,4%	2,39%
Corpos hídricos	29,69	3,2%	24,69	2,6%	-0,84%
Cultura temporária	60,15	6,4%	137,41	14,7%	6,42%

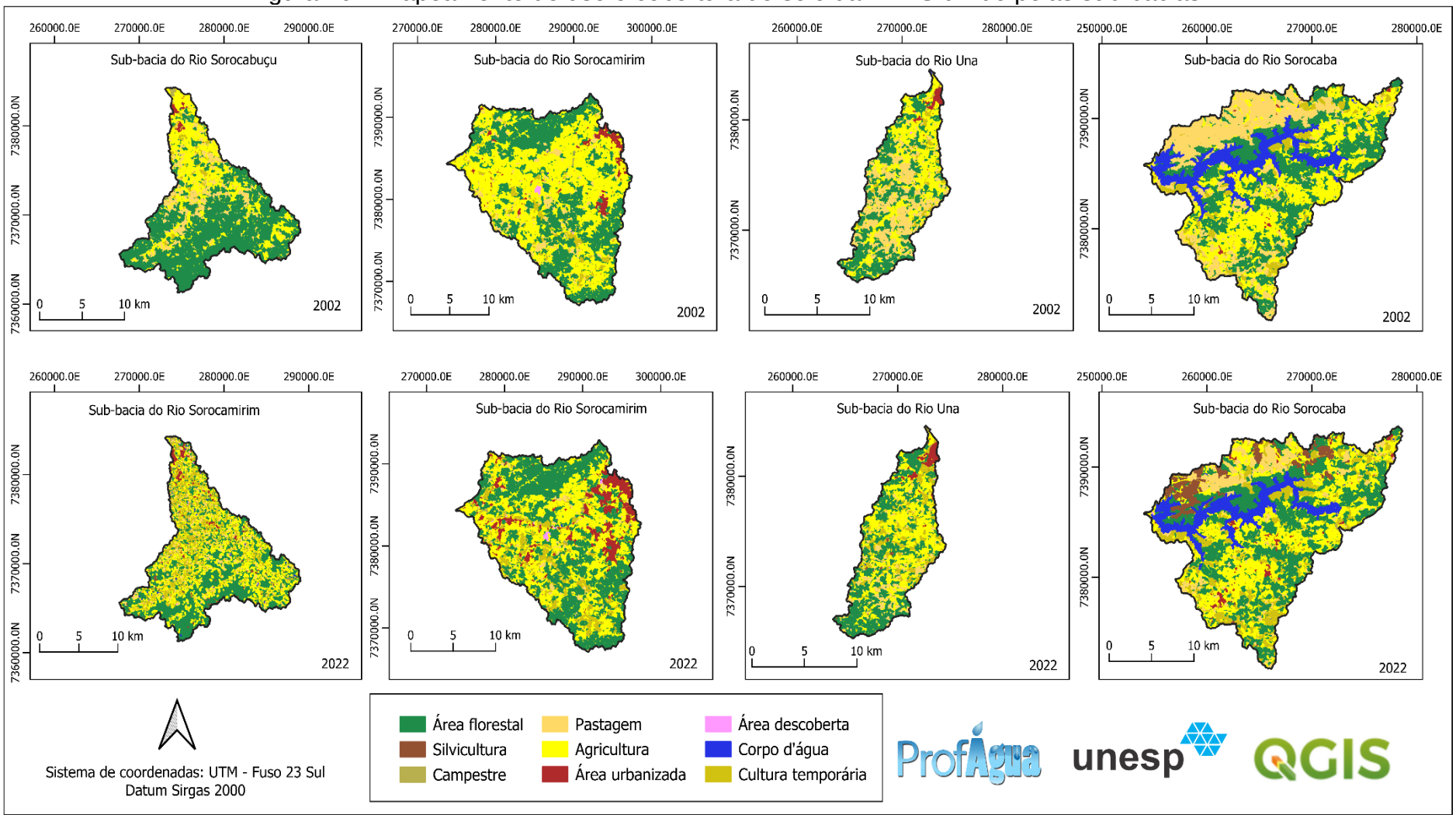
Fonte: elaborado pelo autor.

A análise da dinâmica de uso e ocupação da terra na sub-bacia do Rio Sorocabuçu mostraram uma expansão notável em áreas agrícolas antrópicas e um fenômeno de redução na área florestal, como pode ser observado na Figura 46. Souza (2021), utilizando as imagens do satélite Sentinel 2B, também identificou o aumento do desmatamento em 6,43% comparando os anos 2010 e 2019 na sub-bacia do Rio.

Na sub-bacia do Rio Una houve uma diminuição de 4,34% da área florestal, resultado semelhante ao trabalho de Souza *et al*. (2020). De acordo com Silva (2021), a sub-bacia do Rio Una é predominantemente rural, uma vez que no município de Ibiúna, boa parte da população habita a área rural e utiliza as suas terras para fins econômicos ou de subsistência. Simonetti, Silva e Rosa (2019) realizaram um estudo na APA Itupararanga com o objetivo de desenvolver uma proposta metodológica para a identificação de riscos associados ao relevo e a antropização em áreas próximas aos corpos hídricos, onde foi identificado que toda a extensão da bacia possui áreas agrícolas, no entanto a maior parcela deste tipo de classe de ocupação do solo está localizada na área central da bacia, principalmente na sub-bacia do Rio Una.

Esta representatividade das áreas agrícolas na BHAS, reflete à realidade socioeconômica predominante na área de estudo, conforme evidenciado por Frascareli *et al*. (2015) e verificado nos levantamentos de campo (Figuras 47 e 48).

Figura 46 – Mapeamento de uso e cobertura do solo da BHAS divido pelas sub-bacias.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 47 – Estufas agrícolas e área de lavoura próximos ao Rio Una em Ibiúna. Coordenadas UTM 23K0: Long. 288080.58 E; Lat. 7379350.57 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Figura 48 – Área de agricultura familiar próximo ao Rio Sorocamirim em Cotia. Coordenadas UTM 23K: Long. 288560.00 E; Lat. 379744.82 S

Fonte: Acervo pessoal (2022).

Em um levantamento simplificado dos impactos ambientais nas sub-bacias do Alto Sorocaba, Salles *et al*. (2008) sugeriram que o uso extensivo de defensivos, exploração da terra e as técnicas de irrigação utilizadas na região, faz com que diversos problemas ambientais fiquem concentrados próximos aos leitos dos rios. Segundo Martins *et al*. (2021), a maior parte do cultivo agrícola na BHAS é praticada

por pequenos agricultores, que em alguns casos, fazem o uso excessivo de defensivo agrícola, o que pode causar danos ambientais e sociais a população, devido ao descarte irregular das embalagens ou a utilização incorreta destes produtos.

Em um estudo sobre a deposição e o balanço anual de cátions e ânions na BHAS, Sardinha *et al*. (2008), verificaram que o Rio Sorocamirim apresentou teores de cátions e ânions dissolvidos próximos aos valores naturais, levando em consideração o intemperismo das rochas e a estrutura geológica da região, porém após a drenagem de algumas áreas urbanas e agrícolas, esses valores sofreram alterações, principalmente nos teores de nitratos e fosfatos, o que contribuiu para o processo de eutrofização do Reservatório Itupararanga.

A análise da composição química das águas pluviais na BHAS, segundo Conceição *et al*. (2011), demonstrou valores elevados de nitratos e fosfatos nos principais rios da bacia, onde foi atribuído estes valores ao tipo de ocupação da terra e a prática agrícola intensiva na região. Garcia (2013), observou que as alterações na qualidade da água do Rio Sorocamirim indicam que este manancial sofre com os impactos decorrentes da urbanização, escoamento superficial urbano e do lançamento de efluentes domésticos.

Segundo Lima *et al.* (2020), a perda dos nutrientes do solo, devido às práticas agrícolas que não levam em consideração o seu uso sustentável, acabam requisitando uma quantidade maior de fertilizantes e defensivos agrícolas, que pode acabar sendo carreado aos corpos d’água, aumentando ainda mais a pressão sobre os recursos hídricos. Tiecher *et al.* (2014), analisaram as fontes de sedimentos na região de cabeceira de uma bacia hidrográfica predominante agrícola, sugerindo que o manejo inadequado do solo, combinado com eventos de precipitação, cultivo em áreas com fragilidade ambiental elevada decorrente do relevo e tipo de solo, desempenham um papel significativo no transporte de sedimentos na rede de drenagem, que pode acarretar o assoreamento ou alteração nos parâmetros de qualidade da água.

Conforme cita Seidel *et al.* (2014), a diminuição ou ausência de matas ciliares em bacias de regiões agrícolas proporcionam maiores valores de turbidez das águas quando comparados com regiões menos degradadas, de modo que a redução de APPs associadas a áreas de cultivo ou em regiões de topografia acidentada, proporcionam maior potencial de perda de solo e água, acarretando maior transporte de sedimentos e poluentes do solo para o curso hídrico.

Segundo Carvalho *et al*. (2022), a correlação entre a cobertura vegetal e as atividades antrópicas na sub-bacia do Rio Sorocamirim influenciam diretamente a qualidade da água do rio em eventos de precipitação. Com o aumento da vazão, também ocorre o aumento da turbidez, principalmente pela suspensão das partículas sedimentadas. Porém no caso do Rio Sorocamirim, os valores de turbidez ficaram muito acima do limite estabelecido pela Portaria CONAMA n° 357/2005 para rios Classes 2 (Figura 49), quando comparado os anos de 2014 a 2020, evidenciando que o aumento dos valores de turbidez está diretamente relacionado com a diminuição das áreas de vegetação.

Figura 49 – Registro fotográfico do Rio Sorocamirim no período de estiagem e durante o período de chuvas

Fonte: Carvalho *et al.* (2022)

Em 2022, as áreas urbanas ocupam 44,14 Km^2, o que representa 4,7% do território total da bacia. Comparando com os dados de 2002, é possível observar que houve um aumento de 22,45 km^2 no período analisado. Estas áreas se concentram na parte noroeste da bacia, nos municípios de Vargem Grande Paulista, no distrito de Caucaia do Alto em Cotia e na área urbana de Ibiúna. A urbanização traz consigo alguns problemas ambientais, dentre os quais pode ser citado a impermeabilização do solo, supressão das áreas de vegetação, descarte inadequado de resíduos sólidos (Figura 50) e a poluição hídrica, que normalmente ocorre pelo despejo de esgoto sem tratamento nos rios e córregos.

Em relação as áreas de silvicultura, na BHAS são compostas principalmente do plantio de eucalipto e pinus, com predominância do eucalipto, exercida predominantemente na sub-bacia do Rio Sorocaba, mais especificamente no município de Votorantim. Embora Smethurst *et al.* (2015), tenham mostrado que a silvicultura não afetou a vazão em uma bacia hidrográfica brasileira, provavelmente

devido à interceptação de fluxos laterais subterrâneos próximos a uma floresta nativa em uma zona ribeirinha, outros estudos indicam que este tipo de cultura pode interferir no regime de vazão de bacias hidrográficas, conforme argumentam Ferraz *et al*. (2013) e Almeida *et al*. (2016b).

Figura 50 – Registro fotográfico da disposição dos resíduos sólidos de forma inadequada na BHAS

Fonte: Acervo pessoal (2022).

A produtividade das plantações do eucalipto e o uso da água estão intimamente ligados, devido as suas características morfológicas e fisiológicas, como alta condutância estomática, tolerância à seca, folhas perenes e enraizamento profundo contribuem para que estas plantações tenham algumas das maiores taxas de evapotranspiração de espécies arbóreas, conforme descrevem Farley *et al*., (2005) e Hubbard *et al*., (2010). Segundo Vose *et al.* (2015), o alto potencial de uso de água e o rápido crescimento, juntamente com a alta evapotranspiração potencial da área plantada, têm implicações importantes para uma produção sustentável do eucalipto. Esses comportamentos contrastantes indicam a necessidade de mais estudos sobre o uso da água na silvicultura e de ferramentas de modelagem para entender melhor os efeitos das opções de manejo na hidrologia sob condições específicas das bacias hidrográficas.

5.1.3 Previsão do uso e ocupação da terra na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba para 2042

A análise das mudanças no uso e cobertura da terra é uma técnica sistemática que auxilia na compreensão da interação física e não física com o habitat natural e na busca pela sustentabilidade ambiental. A pesquisa sobre os padrões de mudanças espaço-temporais do uso e ocupação e a simulação de cenários futuros oferece uma visão completa das possibilidades de desenvolvimento presentes e futuras. Conforme sugere Abbas *et al*. (2021), os fatores físicos e socioeconômicos são considerados os principais responsáveis pelas mudanças de uso e ocupação da terra, pois sua contribuição para os mecanismos de mudanças é mais significativa.

Fatores físicos como topografia e clima são considerados os fatores mais influentes que incentivam atividades antropogênicas. Fatores socioeconômicos, como população e produto interno bruto, têm uma influência potencial na mudança de uso da terra segundo Li *et al*. (2016), e fatores de proximidade, por exemplo, a proximidade de estradas, distância dos centros urbanos e distância dos rios e córregos, contribuem na análise das causas determinantes do padrão da paisagem.

Conforme sugerem Halefom *et al*. (2018) e Muhammad *et al*. (2022), as mudanças no ambiente externo e nas características sociodemográficas contribuem para o processo de transformação da paisagem, onde o ritmo acelerado da expansão econômica e o aumento populacional resultam em um processo de urbanização agressivo, trazendo consigo grandes mudanças na dinâmica de uso e cobertura da terra.

Segundo Tasser *et al*. (2017) e Bhunia *et al*. (2021), a influência humana nas paisagens é um dos principais impulsionadores dos mecanismos regionais de mudança do uso e ocupação da terra. A utilização humana do habitat natural, como a urbanização, a segmentação de terras agrícolas e a perda de espaços verdes, perturba profundamente a ecologia local, e entre essas atividades, acredita-se que o aumento da urbanização seja o principal impulsionador da perda de terras agrícolas e espaços verdes, o que pode ter um impacto significativo nas mudanças climáticas e na existência humana.

Na predição de cenários futuros, a matriz de transição desempenha um papel essencial na análise de mudanças temporais dentro de um conjunto de categorias de cobertura da terra. A matriz representa as proporções de pixels mudando de uma

categoria de uso para outra e as linhas da tabela da matriz representam as categorias no ano inicial, enquanto as colunas mostram a mesma ordem das categorias de uso do solo no ano final. As entradas diagonais mostram o tamanho da estabilidade da classe, e cada entrada fora da diagonal representa o tamanho da transição de uma classe para classes diferentes. Valores próximos a 1 em entradas diagonais representam a estabilidade de uma categoria.

A Tabela 15 apresenta a matriz de potencial de transição durante 2002-201 2, na qual a área florestal e a área urbanizada foram as categorias mais estáveis com probabilidades de 0,843 e 0,948 respectivamente, e contribuíram com 0,118 e 0,327 para a categoria agricultura, enquanto a categoria pastagem e área descoberta diminuíram com probabilidade de transição de 0,302 e 0,206 respectivamente, e contribuíram com 0,184 e 0,120 para a categoria de cultura temporária.

Tabela 15 – Matriz de transição dos usos da terra na BHAS entre 2002 e 2012

Ano		**2012**								
	Categoria	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2002	1	0,843	0,005	0,001	0,008	0,118	0,005	0,001	0,0012	0,018
	2	0,244	0,606	0,000	0,013	0,259	0,015	0,000	0,000	0,065
	3	0,029	0,000	0,644	0,036	0,106	0,000	0,000	0,000	0,000
	4	0,035	0,076	0,002	0,302	0,302	0,023	0,003	0,001	0,184
	5	0,164	0,007	0,003	0,039	0,576	0,05	0,003	0,003	0,258
	6	0,002	0,001	0,001	0,001	0,036	0,948	0,001	0,000	0,010
	7	0,021	0,000	0,000	0,025	0,327	0,028	0,206	0,016	0,120
	8	0,042	0,000	0,015	0,010	0,108	0,001	0,076	0,776	0,037
	9	0,018	0,028	0,002	0,103	0,158	0,032	0,002	0,002	0,652

Fonte: próprio autor.

Nota: 1 = Florestal; 2 = Silvicultura; 3 = Campestre; 4 = Pastagem; 5 = Agricultura; 6 = Urbanizada; 7 = Descoberta; 8 = Corpo d´água; 9= Cultura temporária.

Segundo Zang *et al*. (2020), fatores físicos e socioeconômicos, como geografia, população e crescimento econômico, são considerados as forças motrizes mais significativas do processo de urbanização, no entanto, a extensão e o ritmo da expansão urbana e a fragmentação dos padrões de paisagem, trazem consigo preocupações sobre mudanças climáticas, segurança alimentar e escassez dos recursos hídricos.

A análise de mudança de uso e ocupação da terra explorou as variações nas dinâmicas espaciais no padrão de ocupação durante o período de 2002 a 2022. O resultado da predição do cenário para 2042 mostra uma expansão nas áreas antrópica

e antrópicas agrícolas, principalmente as áreas de silvicultura e um fenômeno de diminuição e fragmentação da área florestal, conforme apresentado na Figura 51 e na Tabela 16.

Tabela 16 - Levantamento quantitativo das classes de uso e cobertura da terra na BHAS previsto para o ano 2042 e o comparativo com 2022.

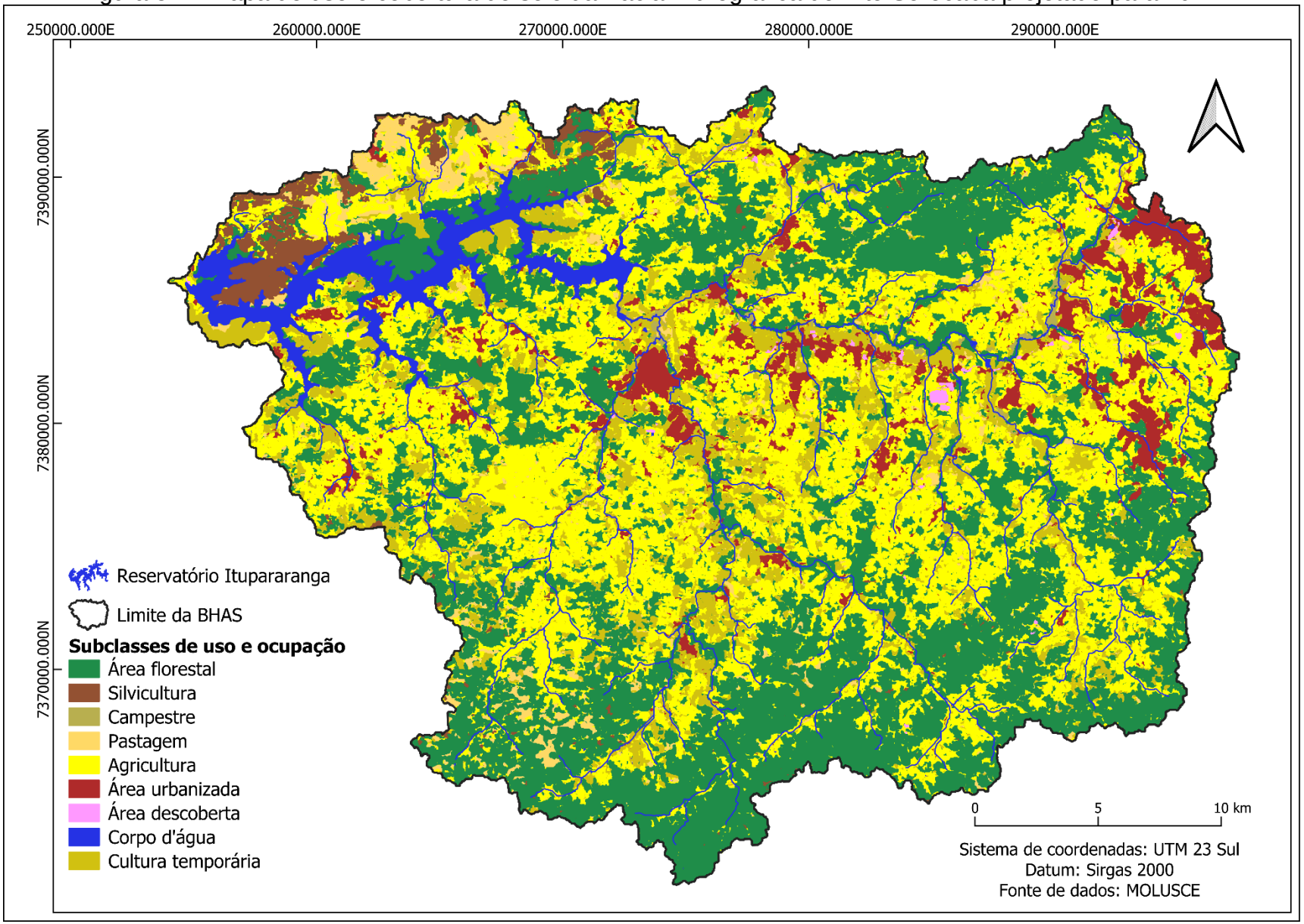
Classe	2022		2042		TXM
	Km^2	%	Km^2	%	
Área florestal	350,86	37,50%	334,25	35,7%	-0,24%
Silvicultura	18,77	2,01%	19,97	2,1%	0,32%
Campestre	2,84	0,30%	2,65	0,3%	-0,33%
Pastagem	72,62	7,76%	42,76	4,6%	-2,06%
Agricultura	280,29	29,95%	315,12	33,7%	0,62%
Área urbanizada	44,14	4,72%	59,51	6,4%	1,74%
Área descoberta	4,10	0,44%	3,38	0,4%	-0,87%
Corpos hídricos	24,69	2,64%	19,82	2,1%	-0,99%
Cultura temporária	137,41	14,68%	138,27	14,8%	0,03%

Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo o modelo de previsão, a expansão das áreas antropizadas irá transformar o ambiente natural e os padrões de paisagem, especialmente na sub-bacia do Rio Una, onde é possível observar o avanço das áreas agrícolas no médio curso do rio, na região da cabeceira do Rio Sorocamirim e a expansão da silvicultura no entorno do Reservatório Itupararanga, no município de Votorantim (Figura 52). Este aumento na categoria silvicultura, representa uma taxa anual de mudança de 0,32% enquanto as áreas florestais, campestre e pastagem apresentaram uma perda anual de -0,24%, -0,33% e -2,06% respectivamente.

A partir da observação de que o uso da terra, o tipo de vegetação e o uso da água em áreas no entorno de reservatórios artificiais, tem um impacto direto na qualidade e disponibilidade da água armazenada, o governo federal incluiu estas áreas na categoria de APP através da Lei Federal nº 4.771/1965, que instituiu o Código Florestal. No entanto, a Lei 4.771/65 não detalhou os valores a serrem considerados para a consideração destas áreas, sendo publicado posteriormente a Resolução CONAMA n° 404/1985 e posteriormente a Resolução CONAMA n° 302/2002, para a regulamentação das áreas de APP em reservatórios artificiais.

Figura 51 – Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba projetado para 2042.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 52 - Imagem aérea do Reservatório Itupararanga onde pode ser observado as áreas de plantio de eucalipto no entorno da represa. Coordenadas UTM 23K: Long. 257394.26 E; Lat. 7385817.97 S.

Fonte: Acervo pessoal (2022).

A publicação do Novo Código Florestal, através da Lei nº 12.651/2012, definiu que as faixas de APP no entorno de reservatórios artificiais devem ser definidas na etapa de licenciamento ambiental, estabelecendo apenas os valores mínimos e máximos que devem ser observados durante esta etapa do projeto. Mesmo com a promulgação do Novo Código Florestal, a Resolução CONAMA nº 302/2002 continua vigente e estabelece algumas regras de delimitação para este tipo de APP.

Contudo, conforme argumentam Silva e Oliveira (2023), as regras gerais de delimitação da faixa de APP em reservatório artificiais, preconizadas por estas duas normas federais, acabam ficando sujeitas a interpretações subjetivas durante os processos de licenciamento ambiental, o que pode acabar gerando insegurança jurídica. Além disso, é crucial que a definição dessa faixa de APP seja feita com isonomia e objetividade máxima, pois, conforme o atual Código Florestal, os empreendedores são obrigados a adquirir, desapropriar ou instituir servidão administrativa nessas áreas. Diante desse desafio, coube aos Estados assumirem a responsabilidade de regulamentação das diretrizes gerais, detalhando-as e estabelecendo critérios mais objetivos, para orientar os órgãos de licenciamento na definição das faixas de APP em torno dos reservatórios artificiais.

Outro ponto relevante é a distinção do Novo Código Florestal entre as barragens licenciadas antes e depois da publicação da Medida Provisória (MP) nº 2.166-67/2001, onde, as barragens autorizadas antes da data de publicação desta

MP, devem seguir a delimitação da faixa de APP estabelecida no art. 62 Lei nº 12.651/12, que determina:

> [...] para os reservatórios artificiais de água destinados a geração de energia ou abastecimento público que foram registrados ou tiveram seus contratos de concessão ou autorização assinados anteriormente à Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, a faixa da Área de Preservação Permanente será a distância entre o nível máximo operativo normal e a cota *máxima maximorum* [...] (Brasil, 2012).

Portanto, apenas para aquelas autorizadas após 24 de agosto de 2001, sem o devido licenciamento ambiental ou ainda a serem licenciadas, aplicam-se as regras do art. 5º da Lei nº 12.651/2012 que determina:

> [...] na implantação de reservatório d'água artificial destinado a geração de energia ou abastecimento público, é obrigatória a aquisição, desapropriação ou instituição de servidão administrativa pelo empreendedor das Áreas de Preservação Permanente criadas em seu entorno, conforme estabelecido no licenciamento ambiental, observando-se a faixa mínima de 30 (trinta) metros e máxima de 100 (cem) metros em área rural, e a faixa mínima de 15 (quinze) metros e máxima de 30 (trinta) metros em área urbana [...] (Brasil, 2012).

Como o Reservatório Itupararanga iniciou a sua operação em 1914, as regras que determinam a área de APP devem ser de acordo com o artigo 62 da Lei nº 12.651/12. Conforme argumentam Raposo (2020), Santos (2020) e Silva e Oliveira (2023), a aplicação das diretrizes gerais para a delimitação de APPs em torno de reservatórios artificiais, conforme estabelecido pela Lei nº 12.651/2012, sem regulamentação complementar, pode resultar em insegurança jurídica nos licenciamentos ambientais de barragens. Isso ocorre porque essas normas apresentam intervalos abertos e carecem de critérios objetivos para a definição da largura das APPs, além disso, foi constatado pelos autores que as normas federais apresentam contradições em diversos aspectos, dificultando ainda mais a compreensão dessas diretrizes gerais em relação a área de APP em reservatórios artificiais.

5.2 ANÁLISE DOS INDICADORES AMBIENTAIS

As métricas da paisagem buscam medir a composição e a configuração espacial dos mosaicos de fragmentos, de modo a categorizá-los. Segundo Botequilha-Leitão e Guimar (2021), um fragmento pode ser definido como uma área não linear e

relativamente homogênea, diferindo das características do seu entorno. Conforme sugere Santos (2018), os fragmentos florestais são parte integrante da paisagem e são caracterizados como uma área de vegetação natural que teve a sua continuidade interrompida por alguma barreira antrópica, seja ela estradas, atividades agrícolas ou áreas urbanizadas.

5.2.1 Tamanho dos fragmentos florestais na BHAS

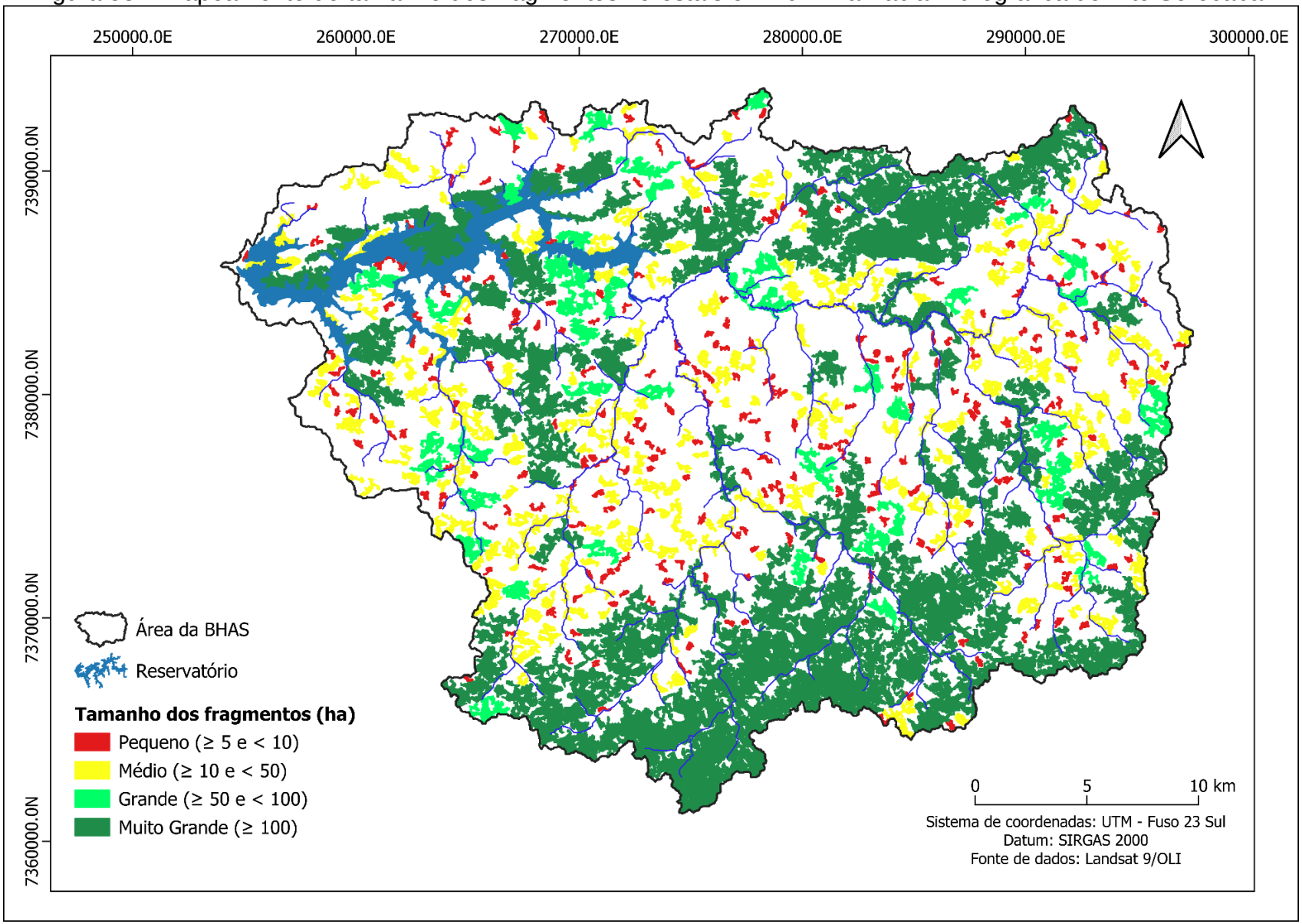
Durante o processo de fragmentação, seja ele um habitat ou um ecossistema, a estrutura original da paisagem é modificada, originando uma diversidade de novos fragmentos e uma ruptura na unidade da paisagem, que antes era apresentada de forma contínua e posteriormente, em parcelas menores e com dinâmicas diferentes do ambiente original, conforme argumentam Reis *et al*. (2003) e Metzer 2006).

Os fragmentos florestais estão expostos continuamente a mudanças físicas e biogeográficas que afetam a sua distribuição espacial e as suas características ecológicas e funcionais dependem das características de tamanho, forma e grau de isolamento. A Figura 53 apresenta o mapa com o tamanho dos fragmentos florestais na BHAS, classificados em pequenos, médio, grande e muito grande, de acordo com a área total do fragmento.

As regiões que apresentam as áreas florestais mais contínuas e os maiores fragmentos florestais estão localizados próximo ao limite superior da BHAS, na região da Serra de São Roque e no limite inferior da BHAS, na área instituída pelo Plano de Manejo da APA Itupararanga como Zona de Conservação da Biodiversidade (ZCB). A principal característica destas regiões é que a ambas estão inseridas em regiões de elevada altitude e declividade.

De acordo com o Plano de Manejo da APA Itupararanga (PM-APA Itupararanga) a região sul da APA constitui um importante corredor ecológico junto ao Parque Estadual de Jurupará, nesta área, “[...] deverão ser evitadas e minimizadas atividades que impliquem a fragmentação dos maciços florestais remanescentes; introdução de espécies exóticas invasoras da flora e fauna e utilização de agrotóxicos de alta toxicidade e largo espectro [...] (São Paulo, 2010, p. 34)”

Figura 53 – Mapeamento do tamanho dos fragmentos florestais em 2022 na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba.

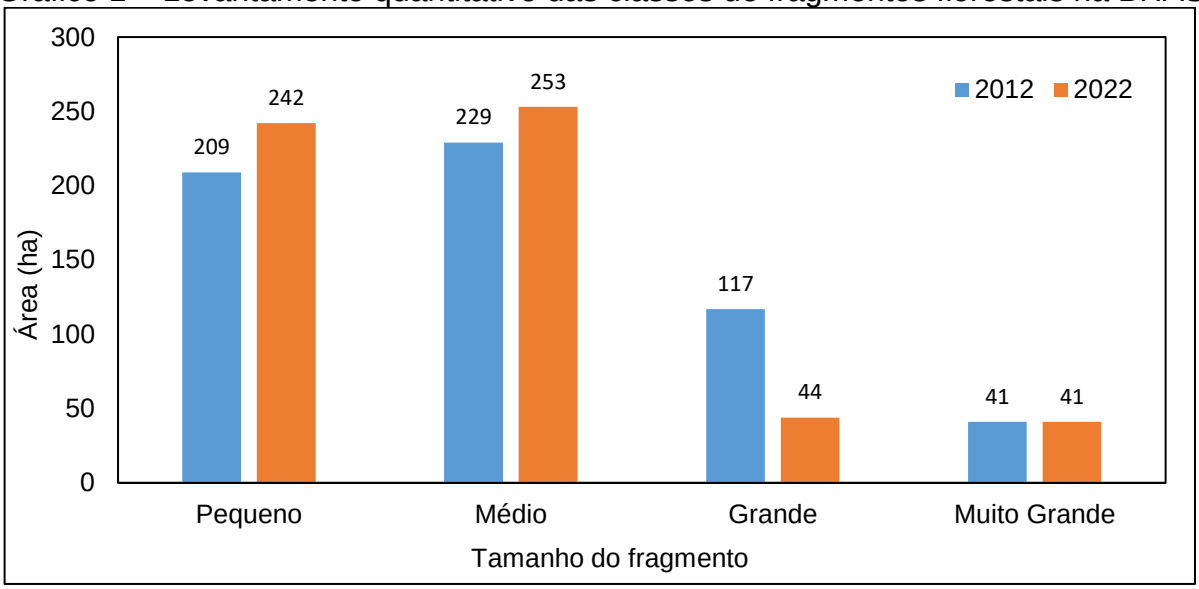


Fonte: elaborado pelo autor.

Os corredores ecológicos, segundo Botequilha-Leitão e Guimar (2021) e Oliveira *et al*. (2016), são faixa lineares de florestas que permitem a conectividade entre duas manchas isoladas, sendo imprescindíveis a manutenção de fauna e flora, seja pela movimentação entre as unidades florestais ou então pela função de habitat das espécies.

O Gráfico 4 apresenta o número de fragmentos florestais nos anos 2012 e 2022 estratificados pelo tamanho da área. Em ambos os anos é possível observar a predominância dos fragmentos médios e pequenos. Em 2022 foi observado um total de 580 fragmentos florestais, já em 2012, a soma dos fragmentos foi de 596. A diminuição no número de fragmentos é um indicativo do processo de fragmentação dos remanescentes florestais na BHAS, onde os fragmentos de tamanho médio e grande, acabam perdendo área e gerando fragmentos pequenos e os fragmentos pequenos acabam sendo extintos.

Gráfico 1 – Levantamento quantitativo das classes de fragmentos florestais na BHAS



Fonte: elaborado pelo autor.

A fragmentação da paisagem na BHAS pode ser decorrente da proximidade das áreas florestais com as regiões de alto índice de uso antrópico da terra, sejam elas agrícolas ou urbanizadas. Segundo Rusca *et al*. (2017), Lopes *et al*. (2018) e Souza (2021), as áreas de vegetação nativa rodeadas ou próximas de cultivos agrícolas são comumente encontradas na Mata Atlântica, tornando estas atividades um dos principais fatores de fragmentação.

A BHAS apresenta extensa área classificada como antrópica agrícola e, a tendência é que os fragmentos pequenos acabem sendo extintos, principalmente pela expansão das áreas antrópicas. Conforme argumenta Santos (2018), a fragmentação florestal é uma das principais consequências das alterações antrópicas no meio ambiente, e estas interferências representam uma séria ameaça a biodiversidade e aos recursos hídricos, principalmente pela supressão das matas ciliares. Conforme argumentam Botequilha Leitão e Ribeiro (2021) existem várias técnicas de quantificação da forma dos fragmentos florestais, podendo ser a teoria dos conjuntos, séries harmônicas, teorias baseadas no centro de gravidade, dentre outras.

5.2.2 Índice de circularidade dos fragmentos na BHAS

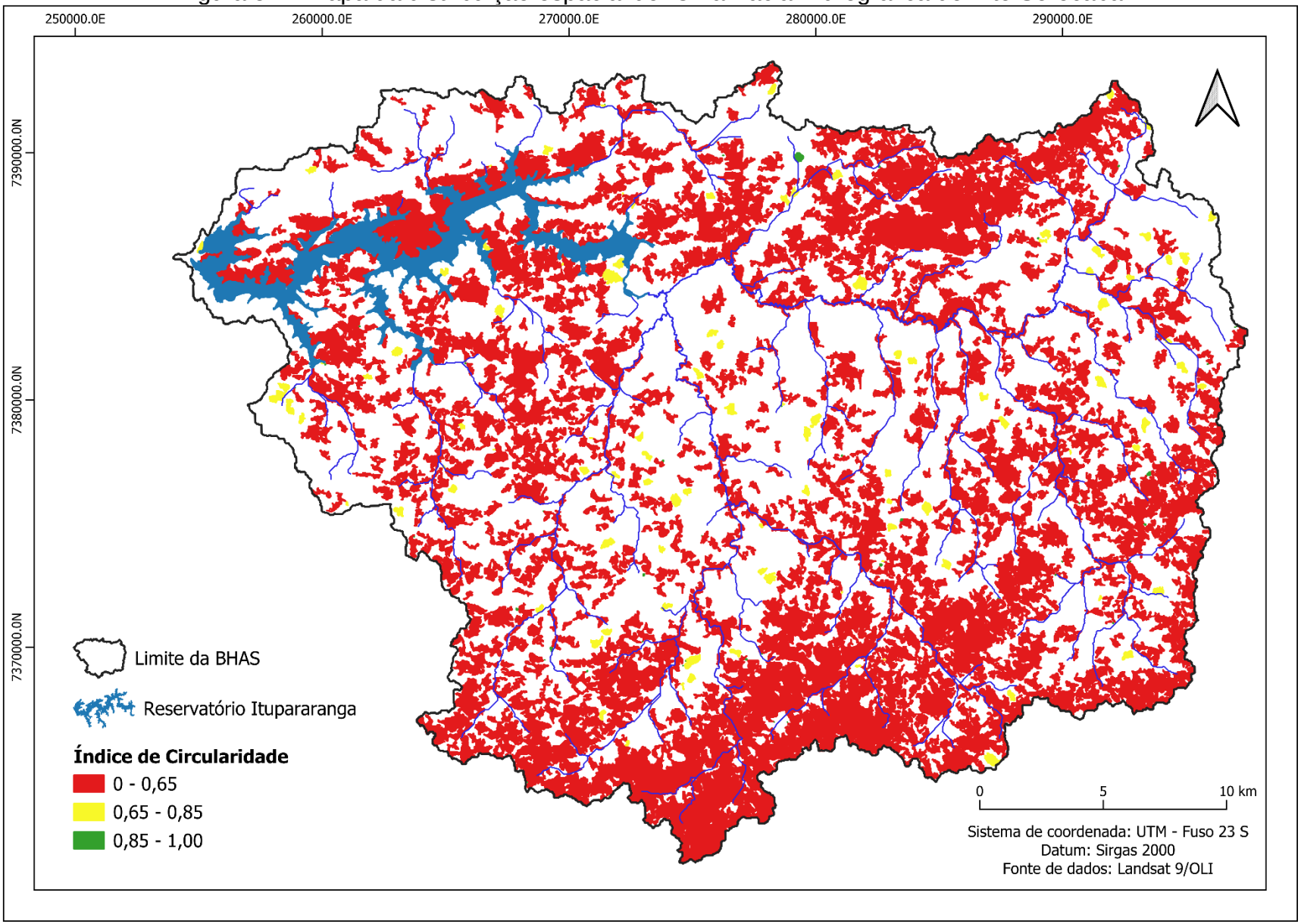
A importância do levantamento dos índices de forma na Ecologia de Paisagem está relacionada diretamente com o efeito de borda. Neste sentido, segundo Ettos *et al*. (2013), Silva *et al*. (2019) e Costa (2020), o IC é um importante indicador para o estudo da estrutura dos fragmentos florestais, permitindo a avaliação do nível de proteção no interior dos fragmentos. A Figura 54 apresenta a distribuição espacial e a classificação dos fragmentos florestais na BHAS em relação ao Índice de Circularidade.

Fragmentos com IC entre 0,85 e 1,00 possuem a forma mais circular e são mais compactos, de modo que a sua vulnerabilidade seja menor em relação às atividades antrópicas em seu entorno. Na BHAS foi observado que apenas 10,23% dos fragmentos podem ser categorizados como arredondados e que os maiores Índices de Circularidade são provenientes de fragmentos com as menores áreas.

Estas constatações permitem inferir que na BHAS a maioria dos fragmentos, são caracterizados como pequeno a médio, o que acaba aumentando a sua vulnerabilidade em relação as atividades antrópicas e intensificando o efeito de borda.

Os fragmentos com as maiores áreas e que poderiam ser mais significativos em relação a qualidade ambiental na BHAS, apresentam IC abaixo de 0,65 e correspondem a 74,42% e dos fragmentos na bacia. Os fragmentos com IC entre 0,65 e 0,85, que corresponde a 15,35%, estão localizados na área central da BHAS, caracterizada pela intensa atividade agrícola.

Figura 54 – Mapa da distribuição espacial do IC na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo com o estudo de Souza (2021), que objetivou a representação e análise da dinâmica da paisagem em relação aos fragmentos florestais nativos da Mata Atlântica na bacia Rio Una, não foram encontrados fragmentos que poderiam ser classificados como circulares no ano de 2019. Este fato evidência a alta pressão antrópica em função do IC, uma vez que mais de 90% dos fragmentos da bacia do Rio Una apresentavam uma forma mais alongada. Na BHAS este fato também se repete, pois, a soma dos fragmentos moderadamente alongados e alongados somam quase 90%, conforme apresentado na Tabela 17 e na Figura 55.

Tabela 17 – Valores de IC por sub-bacia na BHAS

IC	Forma	Sub-bacia				Total	%
		Una	Sorocamirim	Sorocabuçu	Sorocaba		
< 0,65	Alongada	94	212	74	164	544	73,02
0,65 - 0,85	Moderadamente alongada	12	41	25	29	107	14,36
>0,85	Circular	7	32	19	36	94	12,62

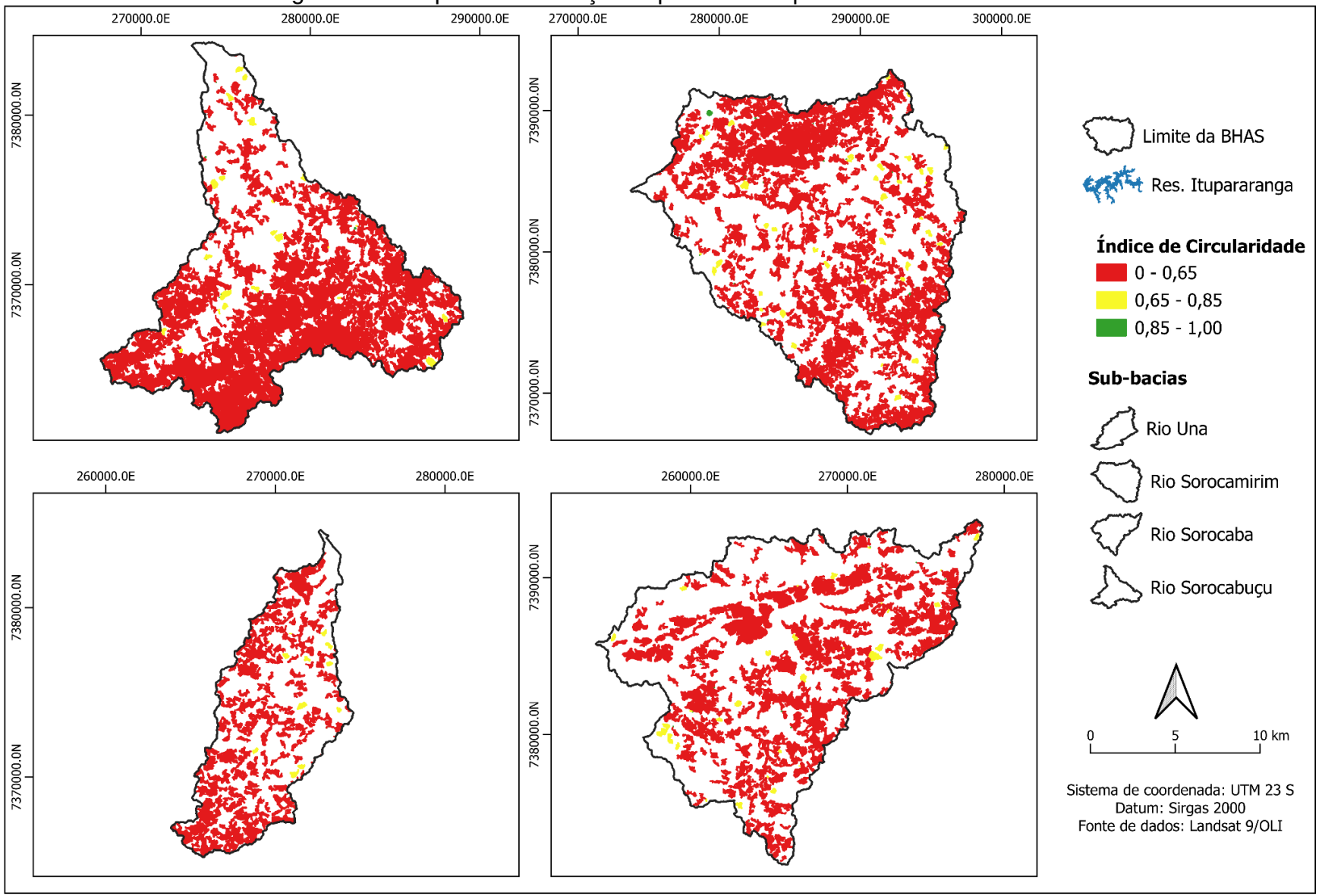
Fonte: elaborado pelo autor.

5.2.3 O Indicador de Risco de Extinção de Fragmentos Florestais na BHAS

O IREFF foi desenvolvido utilizando as métricas de tamanho, isolamento e características da matriz florestal através do Índice de Efeito de Borda, e aplicado inicialmente na sub-bacia do Rio Sorocabuçu. Este indicador é categorizado em quatro classes distintas, sendo elas o risco baixo, com valores até 0,6; risco médio com valores entre 0,6 a 0,7; risco grande, com valores acima de 0,7 e abaixo de 0,8 e risco muito alto, com valores acima de 0,8. A Figura 56 apresenta o mapa com o IREFF na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba e a Tabela 18 os dados do IREFF estratificados por sub-bacia.

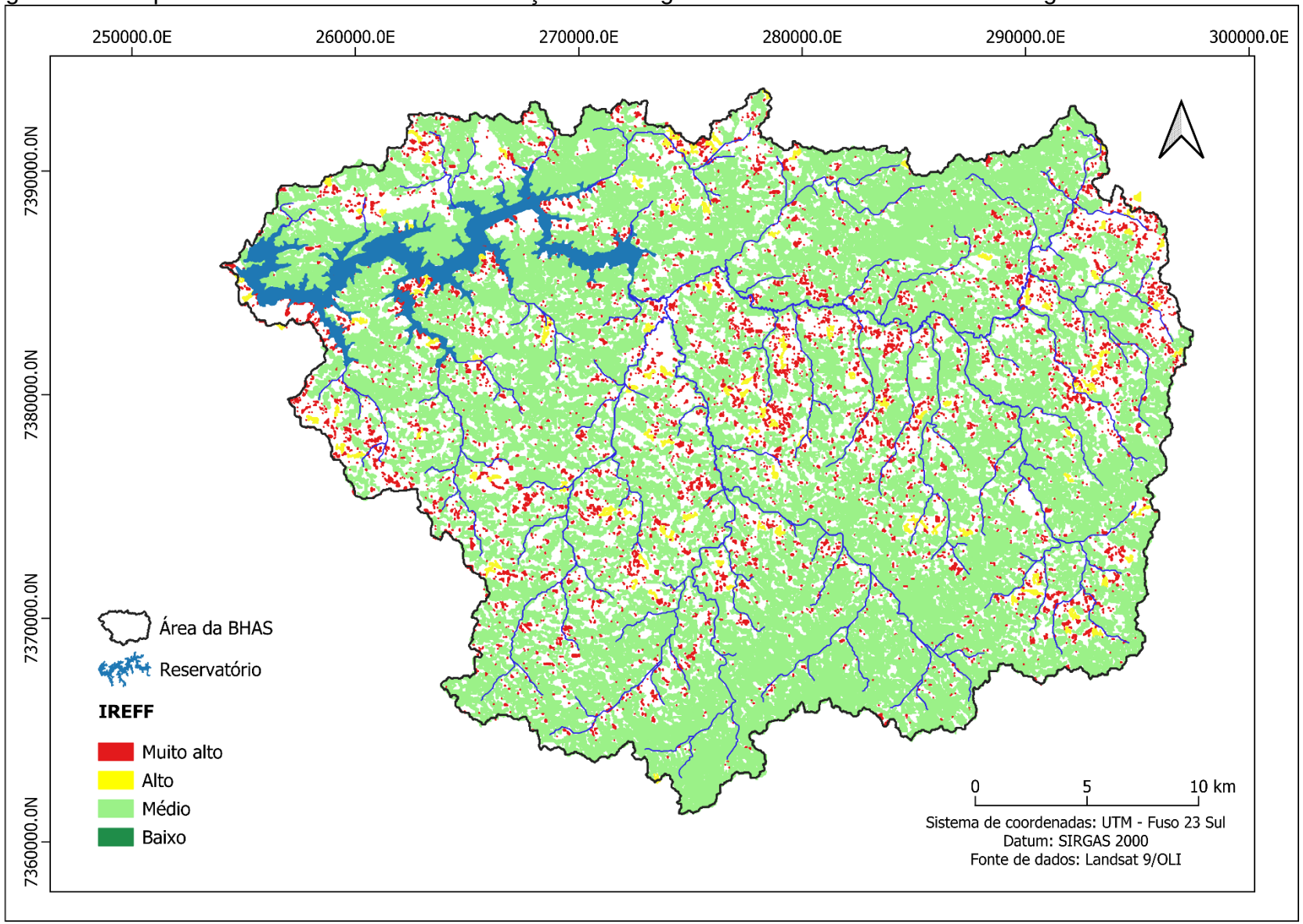
Os fragmentos com risco de extinção estão espalhados por toda área central da BHAS, sendo mais acentuada nas sub-bacias do Rio una e no Rio Sorocabuçu. Apesar dos fragmentos mais propícios ao risco de extinção serem de tamanho pequeno, a sua extinção pode alterar a dinâmica da paisagem e afetar os fragmentos maiores, principalmente pela sua conectividade florestal com outras regiões.

Figura 55 – Mapa da distribuição espacial do IC por sub-bacia da BHAS



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 56 – Mapa do Indicador de Risco de Extinção dos Fragmentos Florestais na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

A região da cabeceira dos Rio Sorocamirim e Una, também apresentam fragmentos do alto risco de extinção, o que pode comprometer a área de recarga da BHAS. Conforme sugere Victorino (2001), os recursos hídricos constituem parte essencial dos ecossistemas terrestres e, escassez e o agravamento da poluição, decorrente de sucessivas instalações de classes incompatíveis de uso e ocupação exigem o planejamento e a gestão integrada das áreas de recarga das bacias hidrográficas. Gao *et al*. (2020), enfatiza que a água das nascentes são o cerne dos sistemas hídricos e sua proteção tem atraído a atenção dos governos e da sociedade civil, mas ainda existe um longo caminho a ser percorrido, até que estas áreas sejam realmente preservadas.

Tabela 18 – Estratificação do IREFF por sub-bacia na BHAS

		Una		Sorocamirim		Sorocabuçu		Sorocaba	
IREFF	Descrição	n° de fragmentos	%	n° de fragmentos	%	n° de fragmentos	%	n° de fragmentos	%
Até 0,6	Baixo	804	53,5%	2595	51,3%	1456	59,5%	1567	47,1%
> 0,6 a 0,7	Médio	0	0	0	0	0	0	0	0
< 0,7 a 0,8	Alto	48	3,2%	202	4,0%	32	1,3%	138	4,1%
> 0,8	Muito Alto	652	43,4%	2262	44,7%	960	39,2%	1623	48,8%

Fonte: elaborado pelo autor.

O PM-APA Itupararanga foi elaborado em 2009, após uma série de oficinas regionais e aprovado em 2010 pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), através de Deliberação Consema 16/2010 (São Paulo, 2010). Conforme sugere Chinaque (2017), ainda existe uma grande dificuldade em compatibilizar as atividades econômicas com a proteção ambiental na área da APA Itupararanga. Essa problemática, segundo a autora, está mais relacionada ao modelo que como as APAs foram criadas, do que a efetividade de gestão do Conselho Gestor.

O PM-APA, cujo objetivo foi definir o zoneamento ambiental, estabelecendo os espaços com as restrições de uso ou então com perfil adequado a determinada condição ambiental, dividiu a região da BHAS em cinco zonas distintas, a Zona de Conservação da Biodiversidade, a Zona de Ocupação Rural, a Zona de Ocupação Consolidada, a Zona de Ocupação Diversificada e A Zona de Conservação dos Recursos Hídricos (ZCRH).

A ZCRH incorporou as preocupações voltadas a cuidado aos recursos hídricos, incluindo o Reservatório Itupararanga, com o objetivo de garantir a produção

hídrica, com qualidade e disponibilidade para o abastecimento público. Bernardi *et al*. (2020), salienta que o ZCRH tem como característica principal:

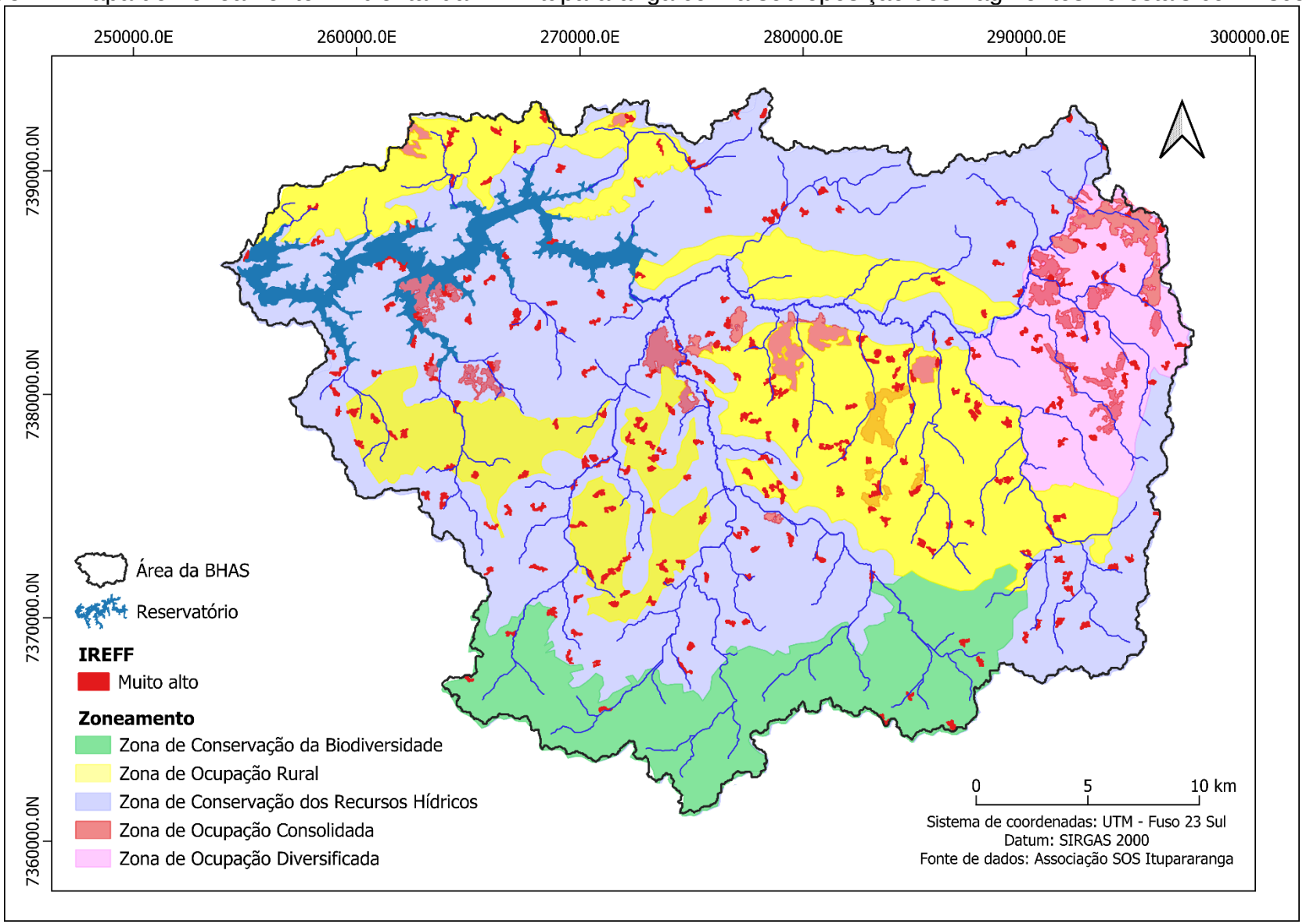
> [...] conservar a quantidade e a qualidade da água da bacia de contribuição do reservatório Itupararanga, conservar as cabeceiras dos cursos d'água formadores da rede hidrográfica da sub bacia, garantir a manutenção da vegetação nas áreas de preservação permanente do reservatório e seus principais afluentes, garantindo a fixação do solo e a manutenção do microclima em seu entorno, manter a permeabilidade do solo e recuperar as várzeas [...] (Bernardi *et al*., 2020).

As áreas identificadas no Plano de Manejo como ZCRH estão em três porções distintas, a primeira estrutura-se ao longo de toda a planície de inundação dos Rios Sorocabuçu e Sorocamirim, considerados os contribuintes mais importantes da BHAS. Estas áreas, de acordo com o PM-APA Itupararanga, ainda apresentam sinais de fragmentos florestais preservados, e representam um potencial condutor de um volume significativo água produzido a montante, além de corredor ecológico junto a Zona de Conservação da Vida Silvestre (ZCVS) e áreas a jusante, próximas ao reservatório

A segunda área fica estruturada junto a ZCVS, sendo uma a leste a outra a oeste, acompanhando o perímetro de delimitação da BHAS ao sul e incluindo as cabeceiras dos corpos hídricos de topo de morros. A terceira área estrutura-se em torno do reservatório, incorporando maciços florestais concentrados ao alongo da sua margem norte e uma faixa da 100 m de largura ao longo da margem sul, onde é apresentado os maiores sinais de interferência antrópica. A Figura 57 apresenta o mapa de Zoneamento Ambiental da APA Itupararanga, onde é possível observar os fragmentos florestais com risco elevado de extinção na ZCRH.

Segundo Magalhães Junior *et al.* (2021), uma das principais causas da erosão acelerada e dos movimentos de massa é a remoção da cobertura vegetal, onde, o solo torna-se desprotegido frente a agentes exógenos. A vegetação, protege o solo dos impactos diretos dos agentes erosivos e reduz a velocidade e a quantidade dos fluxos superficiais através de sua estrutura física e das serrapilheiras.

Figura 57 – Mapa de Zoneamento Ambiental da APA Itupararanga com a sobreposição dos fragmentos florestais com risco muito



Fonte: elaborado pelo autor.

Em temos subsuperficiais, as raízes conferem maior resistência do solo frente a erosão, freando a velocidade de percolação. Esta proteção também ocorre em relação as propriedades físicas e geoquímicas dos solos, pois a incorporação de matéria orgânica ao solo, aumenta a capacidade de troca iônica e a sua estruturação, consequentemente aumentando a sua porosidade, permeabilidade e capacidade de retenção hídrica. A supressão destas áreas pode ocasionar o aumento da carga de sedimentos carreados pelos rios e depositados no reservatório, causando o assoreamento, diminuição da qualidade da água e também da disponibilidade hídrica.

5.2.4 O Indicador de Sustentabilidade Ambiental da Água na BHAS

Em 1972 foi realizada a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, conhecida como Conferência de Estocolmo, onde foi despertada a conscientização ambiental em todo o planeta. A conferência também inspirou a publicação do Relatório Nosso Futuro Comum, também conhecido como Relatório de Brundtland, onde a noção de desenvolvimento sustentável foi introduzida pela primeira vez (Brundtland, 1987).

Desde a publicação deste Relatório, estudos e esforços para definir sustentabilidade e o desenvolvimento sustentável foram extensivamente realizados por várias instituições e organizações em todos os níveis. Um exemplo é o desenvolvimento de ferramentas de avaliação baseadas em indicadores de sustentabilidade, conhecidos índices de sustentabilidade, conforme argumentam Juwana; Muttil e Perreira (2012).

Diversos autores desenvolveram índices gerais de sustentabilidade, como o Índice de Sustentabilidade Ambiental (Esty *et al*., 2005), o Indicador de Sustentabilidade Corporativa (Spangenberg; Bonniot, 1998), o Índice de Pressão Ambiental (Juwana; Muttil; Perreira, 2012), os Sistemas de Indicadores de Sustentabilidade (Spangenberg; Bonniot, 1998), além dos indicadores de sustentabilidade dos recursos hídricos, como o *Water Poverty Index*, o *Canadian Water Sustainability Index* (Bhatti *et al*., 2021), o *Watershed Sustainability Index* (Chaves; Alipaz, 2007) e o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (Silva, 2016).

Todos estes índices têm em comum o mesmo objetivo, medir a sustentabilidade, que pode ser usada para auxiliar os gestores e outras partes

interessadas a atingirem este objetivo. Além disso, os índices também podem ser usados para monitorar e divulgar o progresso da sustentabilidade para uma comunidade mais ampla. Por exemplo, as aplicações de um índice de sustentabilidade hídrica em uma bacia hidrográfica para anos diferentes podem ser usadas para mostrar à comunidade como a bacia hidrográfica progrediu em direção à sustentabilidade hídrica.

Os índices de sustentabilidade acima mencionados foram desenvolvidos com base em definições existentes de desenvolvimento sustentável e princípios de sustentabilidade, propostos por vários pesquisadores e instituições de pesquisa. Essas definições reafirmam a definição de desenvolvimento sustentável no Relatório Brundtland, que destacou as preocupações com as gerações futuras. De acordo Juwana; Muttil e Perreira (2012), à medida que as questões relacionadas aos recursos hídricos aumentaram e tornam-se mais complexas, houve também o aumento na demanda de estudos que combinassem o conceito de sustentabilidade com as questões relacionadas à gestão de recursos hídricos, de modo que ao aplicar os princípios da sustentabilidade, espera-se que os recursos hídricos disponíveis possam ser utilizados de forma responsável, não apenas pela geração atual, mas também pelas gerações futuras.

A sustentabilidade dos recursos hídricos, segundo Loucks e Van Beek (2017, p. 30), pode ser definida como:

“[...] sistemas de recursos hídricos projetados e gerenciados para contribuir plenamente com os objetivos da sociedade, agora e no futuro, mantendo sua integridade ecológica, ambiental e hidrológica [...]’’ (Loucks; Van Beek, 2017, p. 30).

Já Mays (2006, p. 4) sugere que a sustentabilidade dos recursos hídricos envolve a:

> [...] capacidade de fornecer e gerir a quantidade de água de modo a satisfazer as necessidades atuais dos seres humanos e dos ecossistemas ambientais, sem prejudicar as necessidades das gerações futuras de fazer o mesmo [...] (Mays, 2006, p. 4).

Essas definições sobre sustentabilidade da água instam qualquer tomador de decisões relacionadas à água e/ou outras partes interessadas a considerar cada impacto de seus programas relacionados à água. Considerações sobre critérios

puramente técnicos não são mais suficientes, pois a complexidade e a incerteza das questões relacionadas à água se intensificam. A inclusão de critérios ambientais, econômicos e sociais acabam sendo críticas na abordagem de problemas tão complexos e incertos relacionados à água.

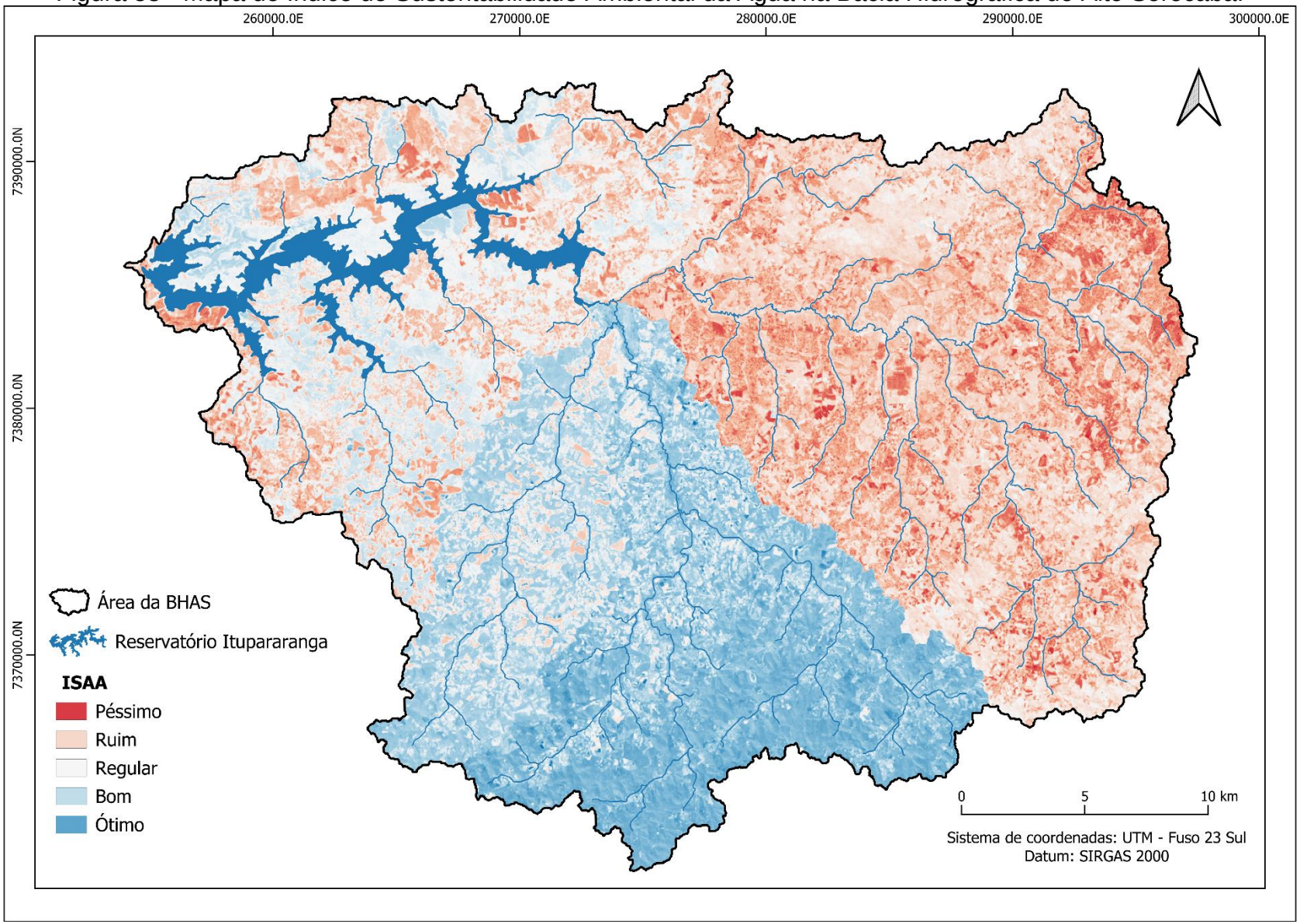
Diante do acima exposto, foi selecionado o ISAA, desenvolvido por Silva (2016) e aplicado inicialmente à sub-bacia do Rio Una, para apresentar a sustentabilidade da BHAS em relação aos recursos hídricos (Figura 58). O ISAA é categorizado em cinco classes, sendo elas péssima, com valores até 0,25; ruim, com valores entre 0,26 e 0,50; regular, com valores entre 0,51 e 0,70, bom, com valores entre 0,71 e 0,90 e ótimo, com valores acima de 0,91.

Em relação a sustentabilidade dos recursos hídricos, as sub-bacias dos Rios Una e Sorocabuçu, apresentam os melhores valores de ISAA, já a sub-bacia do Rio Sorocamirim os piores índices. Silva (2016), encontrou valores de ISAA entre 0,51 a 0,66 na sub-bacia do Rio Una, onde os valores mais baixos estavam concentrados na parte sul da bacia. Neste trabalho, foram encontrados resultados semelhantes na sub-bacia do Rio Una, corroborando com os dados apresentados e extrapolando para toda a bacia do Alto Sorocaba.

Nas áreas onde o ISAA apresentou valores abaixo do esperado, estão relacionadas com as péssimas condições de saneamento básico, principalmente na região da sub-bacia do Rio Sorocamirim. De acordo com Carvalho *et al*. (2019), em decorrência da alta taxa de ocupação do solo, aliada a baixa disponibilidade de acesso à rede coletora de esgoto e a ausência de um sistema de tratamento, faz com que todo esgoto gerado em Caucaia do Alto seja lançado diretamente nos afluentes do Rio Sorocamirim, principalmente nos Córregos Foges, Aguassaí e Pununduva e Ribeirão dos Pereiras.

Durante o trabalho de campo, foram identificados alguns pontos de despejo de esgoto. A Figura 59 mostra o lançamento de esgoto no Córrego Pununduva, localizado no Bairro Monte Verde, em Caucaia do Alto, juntamente com a imagem de satélite do bairro, destacando o córrego e o local do registro fotográfico. Figura 60 apresenta o despejo de esgoto no Córrego Foges, na área central de Caucaia do Alto. Já a Figura 61 mostra o lançamento de esgoto em um dos afluentes do Córrego Foges, no bairro Jardim São Luís, também em Caucaia do Alto.

Figura 58 - Mapa do Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 59 – Registro fotográfico do despejo de esgoto em um dos afluentes do Córrego Pununduva e imagem de satélite com o ponto do registro fotográfico. Coordenadas UTM 23K: Long. 293031.67 E; Lat. 7376767.32 S

Fonte: acervo pessoal (2022).

Figura 60 – Despejo de esgoto no Córrego Foges, na área Central de Caucaia do Alto e imagem de satélite com o local onde foi realizado o registro fotográfico. Coordenadas UTM 23K: Long. 293816.79 E; Lat. 7379059.27 S

Fonte: acervo pessoal (2022).

Figura 61 – Despejo de esgoto em um contribuinte do Córrego Foges, no bairro Jardim São Luís em Caucaia do Alto e imagem de satélite com o local onde foi realizado o registro fotográfico. Coordenada UTM 23K: 293861.06 E; 7378553.47 S

Fonte: acervo pessoal (2022).

Conforme enfatiza Victorino (2001), as habitações baixas renda em loteamentos periféricos é a forma predominante de moradia na Região Metropolitana de São Paulo, sendo que esta expansão urbana, extremamente rápida e funcional para a especulação imobiliária, invade de maneira predatória as áreas de mananciais e, na ausência de políticas habitacionais consistentes, esta expansão ocorre de modo desordenado, transfigurando perigosamente a paisagem das bacias hidrográficas ali localizadas.

O saneamento básico, pela Lei n° 11.445/2007 é definido pela como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais que evolvem o abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e limpeza urbana e o manejo de águas pluviais (Brasil, 2007). Além de trazer informações e definições importantes, a Lei n° 11.445/2007 estabelece uma série de diretrizes e princípios fundamentais para a universalização do acesso ao saneamento básico, propostas estas que passam pelo equacionamento da situação das comunidades isoladas, que podem estar situadas na periferia urbana, áreas periurbanas ou rurais, podendo ser também áreas próximas ou contiguas às regiões atendidas pelos serviços de saneamento e, mesmo assim estarem desconectadas das redes de abastecimento ou esgotamento, como no caso do Caucaia do Alto e outros pequenos núcleos urbanos espalhados pela BHAS que não possuem sistemas de tratamento de esgoto.

Conforme argumenta Tonetti *et al*. (2018), as comunidades urbanas isoladas tem sido alvo de pouca pesquisa referente ao sistema esgotamento sanitário e mais estudos precisam ser realizados para a situação destas populações seja mais conhecida. Os dados do censo IBGE 2022 mostram que 21,8% dos domicílios particulares permanentemente ocupados não estão ligados a rede de esgoto, o que corresponde a 55% dos domicílios de Ibiúna, 44% dos domicílios de Piedade e 29% dos domicílios de Vargem Grande Paulista.

A dinâmica do uso e ocupação da terra afeta diretamente a qualidade da água em uma bacia hidrográfica. O IQA nos corpos hídricos da BHAS monitorados pela CETESB (Tabela 19) apresentaram na maioria dos casos a classificação ótima ou boa, sendo apenas na amostra do Rio Una no dia 08 de dezembro de 2020 no Rio Una, o IQA foi classificado como regular, devido principalmente pelo valor elevado de *E. coli*, um indicador da presença de contaminação por esgoto e pelo valor de oxigênio disso vido abaixo do limite estabelecido para rios Classe 2.

De acordo com Libânio (2016), as características biológicas das águas naturais referem-se aos microrganismos que estão presentes no meio aquático, e sua relevância manifesta-se na possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica. As bactérias do grupo coliforme, como a *E. coli*, habitam normalmente o trato intestinal, servindo como indicadores de contaminação fecal. Segundo Subtil; Sanchez e Cavalhero (2016), a coleta, o transporte e o tratamento de esgotos representam um dos serviços de saneamento básico essenciais para a proteção do meio ambiente, da saúde pública e do bem-estar social, estando intrinsecamente associado ao desenvolvimento de diversas civilizações. A gestão adequada dos esgotos sanitários ainda é uma questão de grande importância, sobretudo quando são considerados os problemas de escassez hídrica, crescimento populacional e da deterioração da infraestrutura, que ameaçam o desenvolvimento econômico, o bem-estar social e sustentabilidade ambiental.

Tabela 19 – Variáveis da qualidade da água na BHAS

Classe	Altitude	BUNA 02900 - Rio Una											
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	850	03/03/2020	< 2	19,4	3,8	22	0,630	0,43	0,02	< 0,01	6,8	97	2100	57
		08/12/2020	< 2	21,2	2,7	14	1,33	0,95	0,13	0,23	6,55	247	5000	46

Classe	Altitude	SOBU 02800 - Rio Sorocabuçu											
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	853	03/03/2020	< 2	19,3	5,2	45	0,67	0,28	0,01	< 0,01	6,77	66	1800	61
		04/11/2020	< 2	16,7	6,5	12	0,5	0,27	0,01	0,05	6,73	52	460	70
		08/12/2020	< 2	20,4	6,37	12	0,63	0,33	0,01	0,05	6,37	93	1580	66

Classe	Altitude	SOIT 02100 - Reservatório Itupararanga											
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	837	03/03/2020	3	22,9	7,8	1,43	1,74	1,56	< 0,01	1,57	1,72	< 50	1,86	85

Classe	Altitude	SOIT 02900 - Reservatótio Itupararanga											
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	845	03/03/2020	3	23,4	6,2	4,6	0,82	0,05	0,01	0,02	7,25	51	11	83
		23/06/2020	2	19,1	9,0	4,1	0,5	0,12	0,01	0,04	8,08	50	1	91
		19/08/2020	2	21,2	8,1	3	0,55	0,12	0,01	0,03	8,1	50	1	92
		25/11/2020	2	28	8,2	6,5	0,79	0,05	0,01	0,01	8,2	104	1	90

Fonte:i CETESB (2024)

Tabela 20 – Variáveis da qualidade da água na BHAS (continuação)

Classe	Altitude	SOMI 02850 - Rio Sorocamirim												
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	884	03/03/2020	2	19,5	5,0	13	0,56	0,14	0,01	0,01	6,82	63	264	53
		08/12/2020	4	17,6	6,8	19	0,62	0,28	0,01	0,09	6,88	102	184	52
		09/12/2020	2	21,3	6,1	9,2	1,25	0,75	0,01	0,12	6,62	132	400	69

Classe	Altitude	BPRU 02300- Ribeirão Paruru												
		Data	DBO (mg/L)	Temp (°C)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrogênio (mg/L)			Fosfato (mg/L)	pH (UpH)	SDT (mg/L)	E. coli (UFC/100 mL)	IQA
							Kjeldahl	Nitrato	Nitrito					
2	843	03/03/2020	3	23,1	7,1	16	0,77	0,13	0,01	0,01	7,32	57	80	78
		23/06/2020	2	19,2	9,0	5,0	0,5	0,11	0,01	0,02	7,61	50	33	83
		19/08/2020	2	21,6	8,3	4,5	0,5	0,11	0,01	0,02	7,98	50	17	85
		25/11/2020	2	26,7	8	6,9	0,8	0,05	0,01	0,2	7,04	101	1	87

Fonte: CETESB (2024)

Nota: DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; Temp.: Temperatura; OD: oxigênio dissolvido; SDT: Sólido dissolvido total

.

Aplicando o modelo Pressão-Estado-Impacto-Resposta na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, Soares (2019) inferiu que as condições de pressão são a ocupação urbana, o desmatamento, as atividades agrícolas e a alteração na qualidade da água; em relação ao Estado, foi verificado que o crescimento populacional, a falta de saneamento, a supressão de vegetação, a contaminação dos cursos d'água e as monoculturas trazem como Impacto a ocupação de APPs, redução da biodiversidade, aumento na demanda por água, moradia, transporte e geração de resíduos sólidos, além do lançamento de efluentes de efluentes domésticos. Como Resposta, o autor revelou que existem atividades na esfera federal, estadual e alguns projetos municipais que buscam a proteção e manutenção dos recursos naturais na área da bacia.

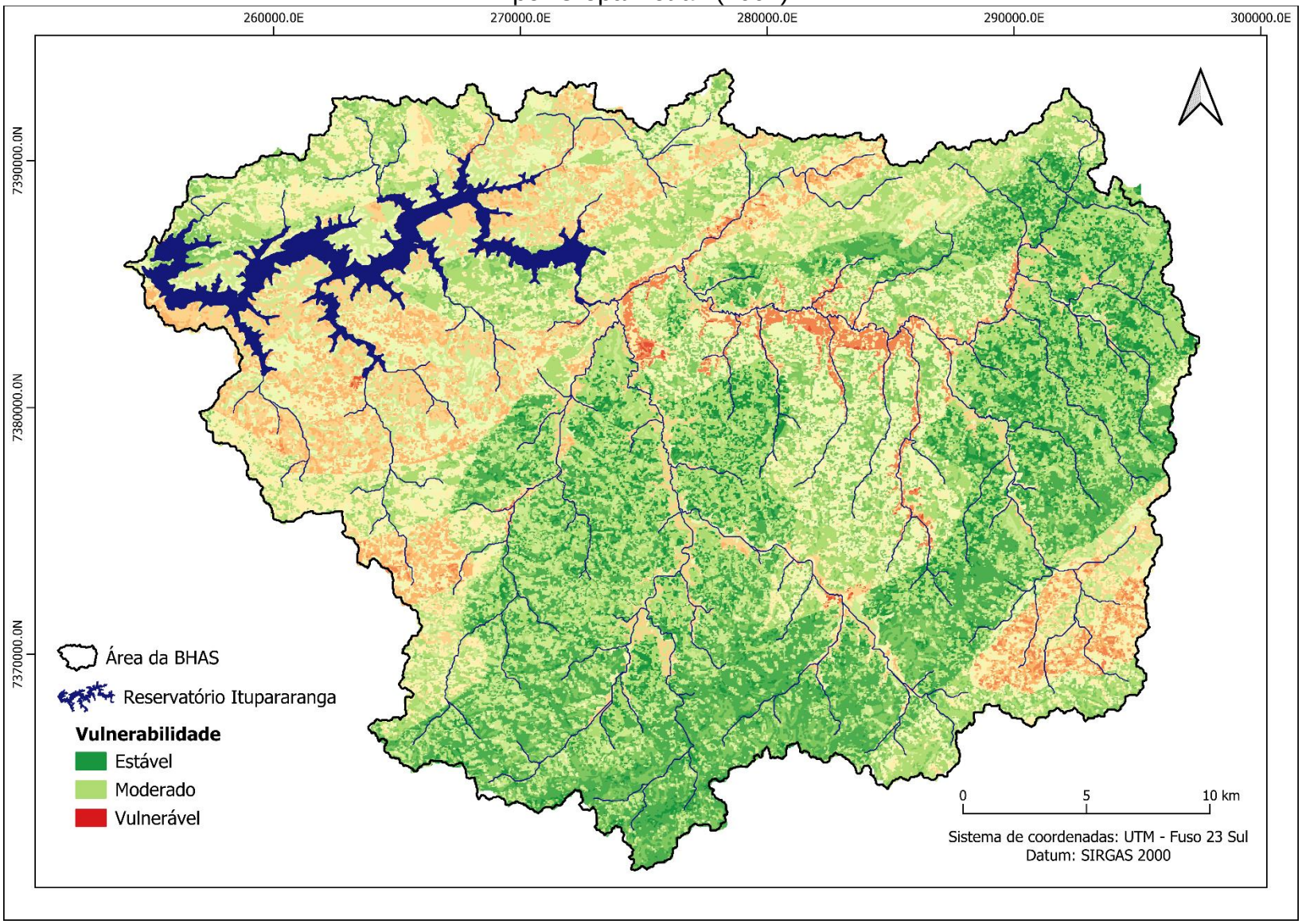
5.2.5 Os modelos de fragilidade ambiental e USLE aplicados à BHAS

O desrespeito à integridade das APPs contribui a aceleração da produção de sedimentos, contaminação e consequentemente a degradação dos corpos d´água. A ocupação em topo de elevações e zonas de recarga não comprometem apenas a qualidade ambiental das nascentes mas também a perenização dos corpos hídricos. A Figura 62 mostra o mapa de vulnerabilidade ambiental da BHAS segundo a metodologia proposta por Crepani *et al.* (2001) e apoiada na resistência ao processo natural de erosão do solo.

É possível observar que neste modelo, grande parte da BHAS foi enquadrada na classe de estabilidade moderada, com uma área total de 762,29 Km^2 (81,4%), 172,47 Km^2 na classe estável (18,4%) e apenas 1,333 Km^2 na classe vulnerável (0,1003%), não havendo regiões com alta vulnerabilidade, conforme pode ser observado na Tabela 21.

As regiões que apresentam maior fragilidade, segundo este modelo, são a cabeceira do Rio Sorocamirim, uma vez que possui elevada susceptibilidade erosiva, principalmente pela declividade do terreno e das características de uso e ocupação da terra. Nota-se também moderada vulnerabilidade no médio curso do Rio Sorocamirim, do Rio Sorocabuçu, na confluência do Rio Una com o Rio Sorocabuçu e no entorno do Reservatório Itupararanga, este fato pode ser decorrente de fatores naturais como as características geológicas e pedológicas, que acabam sendo potencializadas pela urbanização e atividade agrícola nestas áreas.

Figura 62 – Mapa de vulnerabilidade/estabilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba segundo a metodologia proposta por Crepani *et al*. (2001)



Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 21 - Distribuição das classes de vulnerabilidade/estabilidade na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba segundo a metodologia proposta por Crepani *et al*. (2001)

Categoria	Área	Cobertura	Classificação	Abrangência
2	52,14	5,6%	Estável	18,5%
3	120,33	12,9%		
4	78,1	8,3%	Moderado	81,3997%
5	190,51	20,4%		
6	142,59	15,2%		
7	135,72	14,5%		
8	104,07	11,1%		
9	61,58	6,6%		
10	34,22	3,7%		
11	15,5	1,7%		
12	1,33	0,1%	Vulnerável	0,1003%
13	0,003	0,0003%		

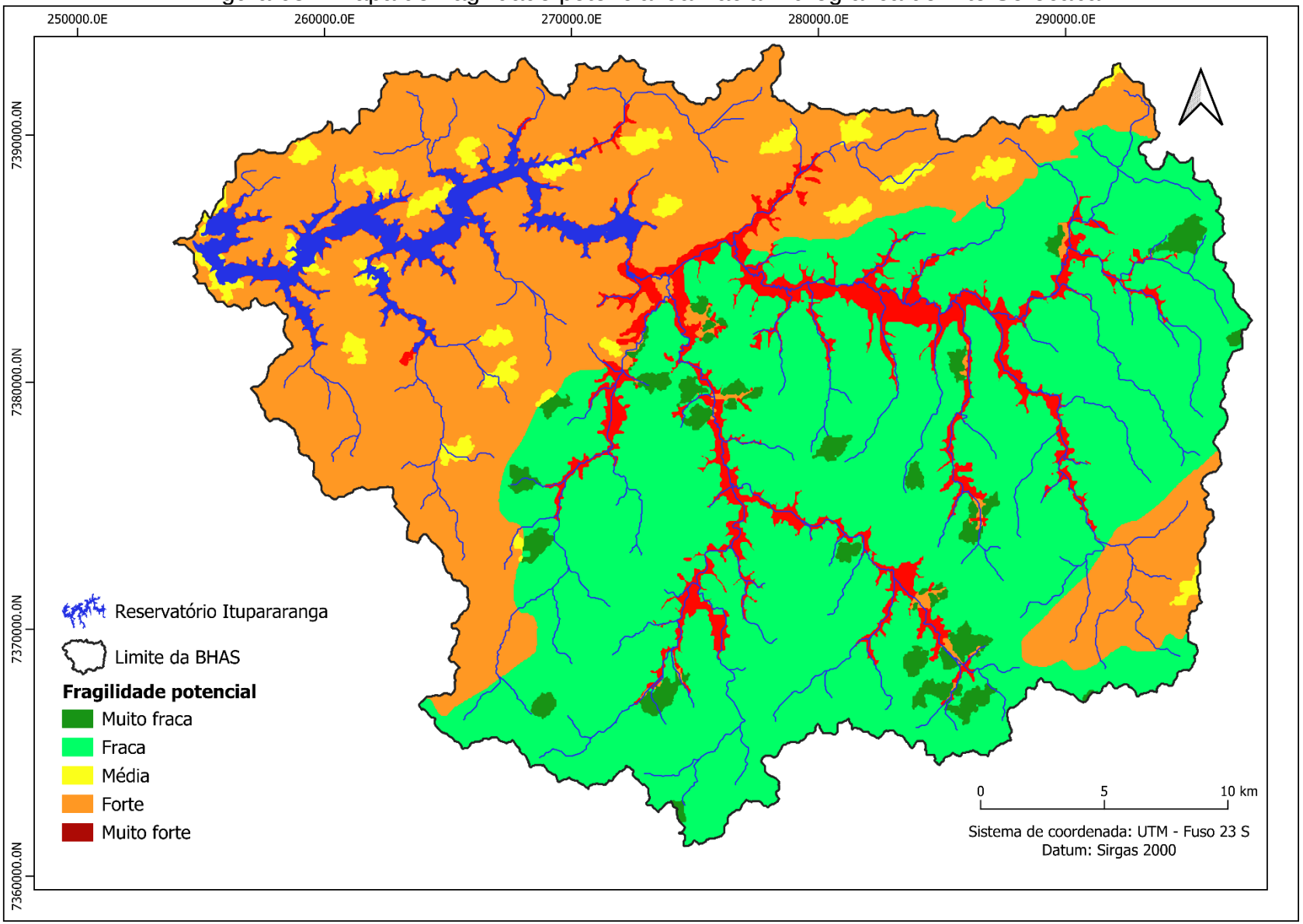
Fonte: elaborado pelo autor.

Segundo Spörl e Ross (2004), o predomínio dos graus de vulnerabilidade médio no modelo proposto por Crepani *et al*. (2001) é decorrente da utilização da média aritmética ponderada no cálculo das classes de vulnerabilidade, fazendo com que as variáveis mais frágeis sejam atenuadas pelas variáveis com maior grau de fragilidade, atenuando o risco à erosão. A fragilidade potencial da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba segundo o modelo proposto por Ross (1994) apresenta uma distribuição predominante das categorias fraca e forte (Figura 63).

A fragilidade potencial muito forte fica localizada exclusivamente no entorno dos principais rios da BHAS. Estes resultados estão associados á presença solos da classe Gleissolo Melânico, comuns nesta região conforme apresentado por Rossi (2017) e cujo peso de fragilidade atribuída foi forte, sendo potencializado para muito forte pelo índice de dissecação do relevo.

O IDR influenciou os resultados de fragilidade potencial de maneira expressiva, pois 94,77% da área da BHAS está classificada muito forte, de acordo com a matriz de classificação. Devido a estas características geomorfológicas e pedológicas, estas áreas apresentam maior fragilidade potencial, favorecendo a ocorrência natural de processos erosivos.

Figura 63 – Mapa de fragilidade potencial da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

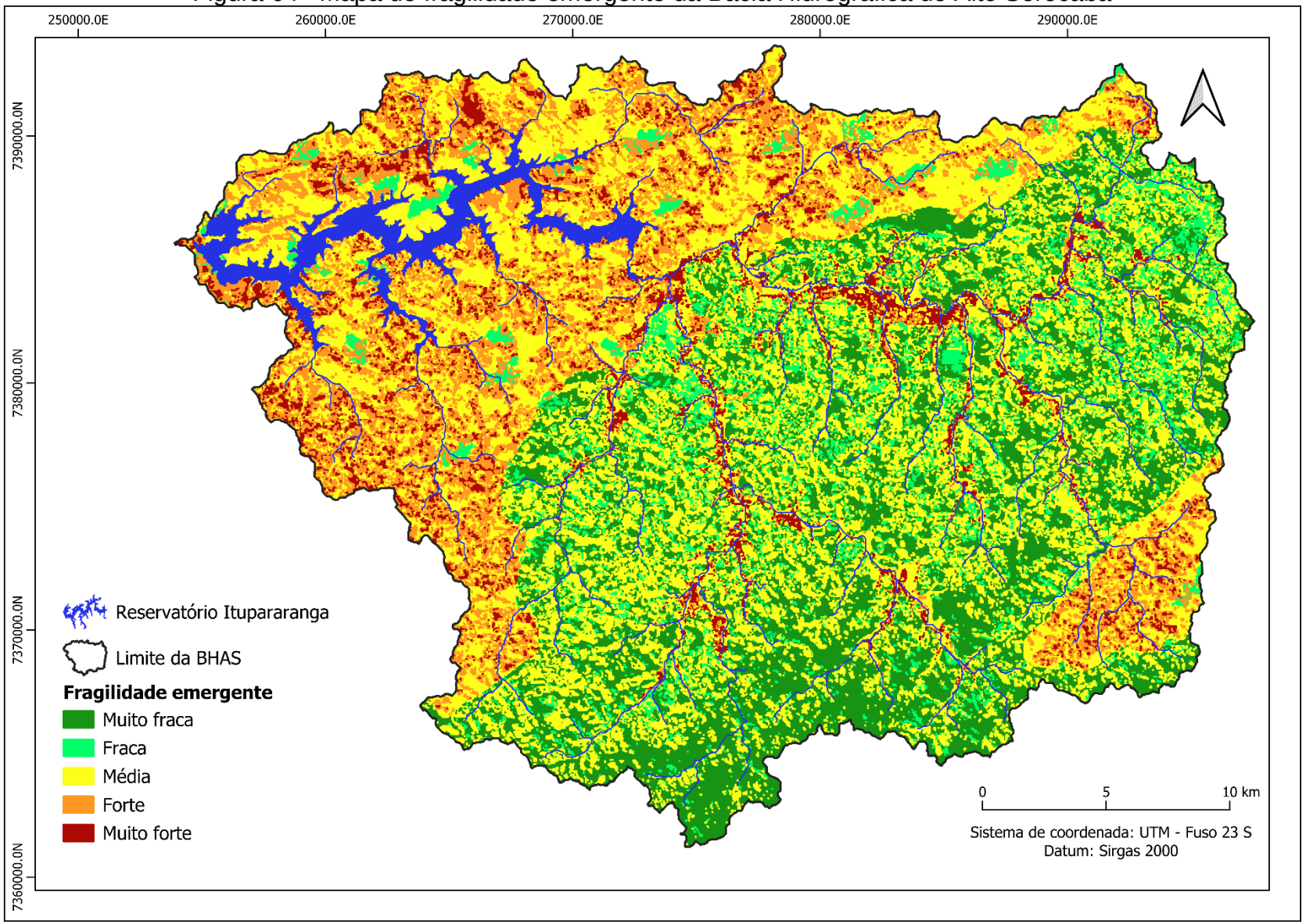
Na sub-bacia do Rio Sorocabuçu, Costa (2020), estudou a evolução da fragilidade ambiental entre os anos 2010 e 2019 e o resultado da pesquisa demonstrou que o fator responsável pela fragilidade alta na área de drenagem do Rio Sorocabuçu era a classe de solo, corroborando com os resultados encontrados e podendo ser ampliados a toda BHAS. Umas das características dos Gleissolos é a dificuldade na infiltração da água no perfil, causada principalmente pela saturação temporária (França, 2018), por esta característica, Ross (1994) classificou esta categoria como muito frágil.

A fragilidade emergente, apresentada na Figura 64, demonstra o efeito da dinâmica de uso e ocupação da terra influencia diretamente no aumento da fragilidade do solo frente aos processos erosivos. Algumas áreas, que antes apresentavam características predominantemente fraca de fragilidade, passaram a apresentar características de vulnerabilidade média e forte, principalmente na região de cabeceira do Rio Sorocamirim.

A carga sedimentar de um curso hídrico inclui sedimentos erodidos pelo próprio fluxo e também os sedimentos oriundos de outras fontes. Uma parcela significativa dos sedimentos é fornecida pelas vertentes, seja por processos erosivos ou por movimentos gravitacionais de massa. De acordo com Mccan e Ford (1996), a erosão pode ser compreendida como um conjunto de processos responsáveis pela remoção, desagregação, transporte e deposição de sedimentos rochosos, partículas de solos ou depósitos superficiais inconsolidados, que pode ocorrer de maneira lenta ou acelerada.

Conforme sugerido por Magalhães Junior *et al.* (2021), entre os fatores condicionantes da erosão do solo podem ser destacados a erosividade da chuva; a presença de vegetação e/ou tipo de uso e cobertura, que possibilita a proteção natural da superfície do solo à ação direta da chuva, favorecendo a infiltração e redução do escoamento superficial das vertentes. O relevo também influencia nos processos erosivos, pois quanto maior o declive, maior tende a ser a energia de escoamento superficial e o seu potencial erosivo. Além do tipo de solo, influenciado pela sua composição granulométrica, presença de matéria orgânica, tipo e organização dos horizontes pedogenéticos, presença de matéria orgânica, tipo e organização dos horizontes pedogenéticos.

Figura 64– Mapa de fragilidade emergente da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

A USLE é um dos modelos matemáticos mais bem aceitos e amplamente utilizado para prever as variações na erosão associadas ao clima, tipo de solo, topografia e práticas de manejo da terra. A Figura 65 apresenta o mapa da estimativa de perda de solo por erosão na BHAS e a Tabela 22 o quantitativo da distribuição das diferentes categorias.

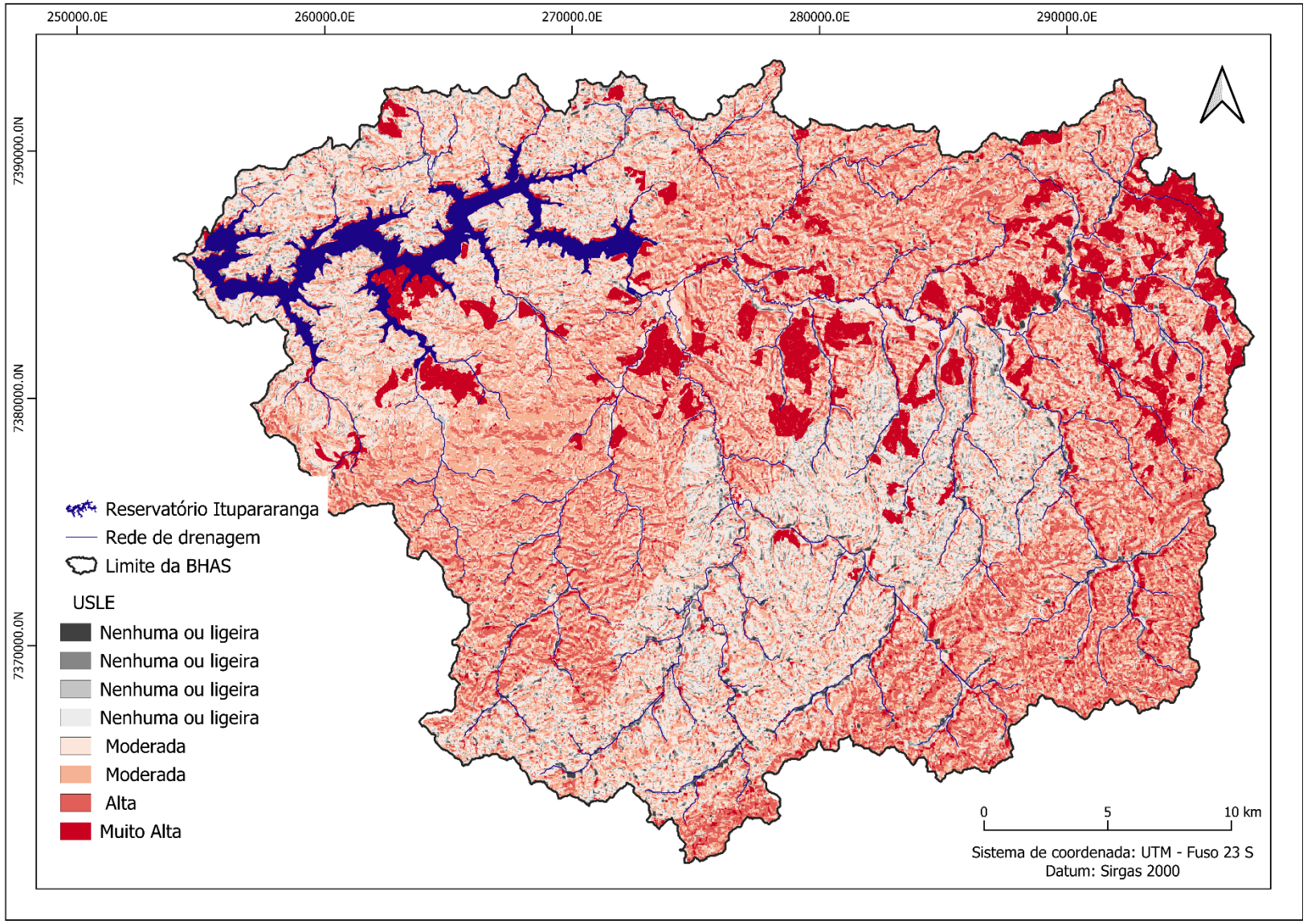
As perdas de solo estimada para 71,1% da área de estudo apresentaram valores abaixo de 1 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, correspondendo as regiões planas da BHAS e classificadas como de baixa sucessibilidade a erosão, apresentando ligeira ou ligeira perda de solo, segundo a classificação FAO (1967). Observa-se ainda que apenas 4,2% da área da bacia apresentou perda de solo em 50-200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ e 2,0% apresentaram perda acima de 200 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, apresentando susceptibilidade alta e muito alta respectivamente. Estas regiões encontram-se em áreas antropizadas e com o solo mais suscetível a processos erosivos, deste modo, pode-se inferir que as características da ocupação do solo, bem como as características pedológicas da BHAS, afetam diretamente a susceptibilidade à erosão.

De acordo com Silva *et al*. (2017), o grande percentual de áreas com nenhuma ou ligeira susceptibilidade à erosão na sub-bacia do Rio Una, é decorrente das áreas ainda cobertas com a vegetação nativa, mantendo baixo os valores do Fator C em grande parte da sub-bacia e, as áreas onde as taxas foram superiores a 10 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ estavam localizadas em regiões predominantemente agrícolas, o que contribui para o aumento da susceptibilidade à erosão.

As informações apresentadas neste trabalho, podem fornecer uma base robusta e detalhada que poderá ser utilizada pelo Comitê de Bacia dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no processo de tomada de decisão e no planejamento estratégico de recursos hídricos. Quando articuladas com as diretrizes e recomendações do Plano de Bacia Hidrográfica 2016-2027 da Fundação Agência da Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê, essas informações adquirem um valor ainda mais significativo, buscando a promoção de uma gestão mais eficaz e integrada.

A análise da fragilidade ambiental apresentada neste trabalho, buscou integrar as variáveis naturais e antrópicas e pode fornecer aos gestores, subsídios para a identificação de áreas críticas e que exigem intervenções prioritárias.

Figura 65 – Mapa da estimativa de perda anual de solo por erosão segundo a Equação Geral de Perda de Solo na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba



Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 22 – Distribuição das categorias da USLE na Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba

Categoria	Área (Km²)	Cobertura (%)	Classificação
1	665,54	71,1	Nenhuma ou ligeira
2	61,54	6,6	
3	25,74	2,7	
4	41,05	4,4	
5	44,12	4,7	Moderada
6	40,86	4,4	
7	38,92	4,2	Alta
8	18,29	2,0	Muito alta

Fonte: FAO (1967).

Esse mapeamento pode ser essencial para prevenir a degradação ambiental em áreas mais frágeis, especialmente em regiões onde a fragmentação florestal e a sucessibilidade à erosão do solo prevalecem. A utilização destas informações pelos gestores da APA Itupararanga pode auxiliar na implementação de novas políticas de uso da terra, que visem à proteção dos recursos hídricos, garantindo, assim, a sustentabilidade ecológica da região.

Além disso, a simulação de cenários futuros de uso e ocupação da terra permite prever o impacto das decisões atuais e planejar estratégias que minimizem riscos ambientais futuros. Para os gestores e demais pessoas interessadas, isso significa a possibilidade de tomar decisões mais embasadas, reduzindo incertezas e melhorando a eficácia das ações planejadas. No contexto do plano de bacia hidrográfica, essas simulações podem ser integradas em Sistemas de Suporte à Decisão, que são ferramentas vitais para a avaliação de diferentes cenários de desenvolvimento e conservação.

Outro aspecto importante, é a relevância dos indicadores ambientais abordados, que podem capacitar os gestores a monitorarem e avaliarem continuamente a integridade ambiental da BHAS, facilitando a adaptação das políticas públicas em resposta às mudanças nas condições ambientais. O Plano de Bacia também destaca a importância das redes de monitoramento qualitativas e quantitativas, que, quando integradas aos indicadores utilizados, podem proporcionar uma visão mais abrangente das condições da bacia, essencial para a implementação de intervenções rápidas e eficazes. Por fim, as informações obtidas neste trabalho e o Plano de Bacia, quando utilizados conjuntamente, podem oferecer uma abordagem integrada que fortalece o planejamento ambiental e a gestão dos recursos hídricos. Ao fornecer uma análise detalhada das vulnerabilidades e potencialidades da bacia,

essas ferramentas permitem que os gestores elaborem políticas públicas mais resilientes, que conciliem o desenvolvimento econômico com a conservação ambiental, garantindo a sustentabilidade a longo prazo.

6 CONCLUSÃO

Em relação ao mapeamento do uso e cobertura da terra na BHAS, foi constatado que entre as classes e subclasses de cobertura, a predominância é de áreas de vegetação natural, mais especificamente as florestas. Entre as categorias antrópica, destaca-se as atividades agrícolas, principalmente as culturas temporárias, que estão localizadas principalmente na área central da bacia e apresentaram uma taxa de crescimento anual de 6,42% quando comparado aos anos de 2002 a 2022. As áreas de silvicultura apresentaram um crescimento anual de 65,74% entre 2002 a 2022, principalmente no entorno do Reservatório Itupararanga, desacelerando na projeção de 2042.

O IREFF mostrou que as classes de risco de extinção alto e muito alto estão distribuídas principalmente na área central da bacia e, levando em consideração a distribuição espacial das atividades agrícola, é possível inferir estas atividades são as principais responsáveis pela diminuição do número de fragmentos florestais. As distribuições dos maiores fragmentos florestais também confirmam esta análise, porque a maioria das florestas estão localizadas em locais com maior aclive, onde o acesso acaba sendo mais difícil.

O ISAA demonstrou que as sub-bacias do Rio Sorocabuçu e Una apresentam os melhores índices de sustentabilidade relacionada aos recursos hídricos. Já a sub-bacia do Rio Sorocamirim, em decorrência do despejo de esgoto sem tratamento no distrito de Caucaia do Alto apresenta os piores índices.

As formas de cálculo utilizadas para a obtenção dos graus de fragilidade da Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, acabam refletindo as diferentes maneiras de ponderar a importância das diversas variáveis analisadas. A análise dos três modelos propostos, mostrou que a sub-bacia do Rio Sorocamirim, principalmente na região da cabeceira, apresenta os cenários mais delicados em relação a fragilidade ambiental. Diante deste cenário, fica evidente a necessidade da promoção de políticas de gestão participativa, que leve em consideração as necessidades da população local juntamente com incentivos a restauração ecológica e de preservação das áreas de Proteção Permanentes.

As análises apresentadas neste trabalho oferecem contribuições significativas para o aprimoramento das práticas de gestão dos recursos hídricos na BHAS. O mapeamento do uso e cobertura da terra revela mudanças cruciais nas dinâmicas

espaciais e temporais da bacia, destacando o impacto das atividades antrópicas, especialmente a expansão agrícola e de silvicultura. Esses dados são fundamentais para que gestores compreendam as tendências de ocupação do solo e suas consequências ambientais, permitindo intervenções mais direcionadas.

A identificação da sub-bacia do Rio Sorocamirim como uma das mais frágeis na BHAS, demonstra a necessidade de políticas de gestão participativa, que integrem as necessidades da população local com práticas de restauração ecológica e preservação de áreas de proteção permanente. Em síntese, as análises apresentadas neste trabalho não apenas aprofundam o entendimento sobre a complexidade ambiental da BHAS, mas também oferecem ferramentas práticas para uma gestão mais sustentável e eficaz dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

ABBAS, Z. *et al*. Spatiotemporal change analysis and future scenario of LULC Using the CA-ANN Approach: a case study of the greater bay area, China. **Land**, Basel, v. 10, p. 584, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/land10060584. Acesso em: 10 fev. 2024.

ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiana, v. 38, n. 3, p. 619–645, 2018. Disponível em: https://revistas.ufg.br /bgg/article/view/56362. Acesso em: 26 mai. 2023.

ABREU, M. C.; TONELLO, K. C. Avaliação dos parâmetros hidrometeorológicos na Bacia do Rio Sorocaba/SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 32, n. 1, p. 99–109, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/0102-778632120150164. Acesso em: 12 out. 2023.

ADAMI, M. *et al*. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. **Sustainability**, Basel, v. 4, p. 574–585, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su4040574. Acesso em: 10 jan. 2023.

ADGER, W. N. Vulnerability. **Global Environmental Change**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 268–281, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006. Acesso em: 10 jan. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Fortalecimento dos entes do SINGREH**. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/ assuntos/gestao-das-aguas/fortalecimento-dos-entes-do-ingreh#:~:text=O%20Siste ma%20Nacional%20de%20Gerencia-mento,de%20forma%20democr%C3%A1tica %20e%20participativa. Acesso em 23 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2014** - Brasília, 2015. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/ centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informes2014.pdf. Acesso em: 23 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – edição especial**. Brasília: ANA, 2015. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura -dos-recursos-hi dricos/regioeshidrograficas2014.pdf. Acesso em: 23 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Relatório conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2023**. Brasília, 2023. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidri cos/comjunturainforme2023.pdf. Acesso em: 23 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES – ANTT. **Malha ferroviária nacional (SHP)**. 2024. Disponível em: https://www.gov.br/antt/pt-

br/assuntos/ferrovias/declaracao-de-rede/declaracao-de-rede-2024/malha-ferroviaria-federal-shp.zip/@@#download/file. Acesso em: 23 set. 2023.

AKBARZADEH, Z. *et al*. Effects of damming on river nitrogen fluxes: a global analysis. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 33, n. 11, p. 1339-1357, 2019. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1029/ 2019GB006222. Acesso em: 23 jun. 2023.

ALEWELL, C. *et al.* Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, Beijing, v. 7, n. 3, p. 203-222, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004. Acesso em: 10 abr. 2023.

ALMEIDA, A.C. *et al.* Quantifying the effects of Eucalyptus plantations and management on water resources at plot and catchment scales. **Hydrological Processes**, Oxford, v. 30, n. 25, p. 4687-4703, 2016b. Disponível em: https://doi.org/10.1002/hyp.10992. Acesso em: 15 mar. 2024

ALMEIDA, F. F. M. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Boletim do Instituto Geográfico e Geológico**, São Paulo, v. 41, p.169-262, 1964.

ALMEIDA, M. *et al*. The effects of grazing management in Montado fragmentation and heterogeneity. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 90, p. 69-85, 2016a. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10457-014-9778-2. Acesso em: 22 nov. 2023.

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P. Análise da fragilidade ambiental da bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, Sudoeste de Goiás. **GeoFocus**, **Madrid,** n. 19, p. 81-108, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.21138/GF.556. Acesso em: 13 abr. 2023.

AMATULLI, G. *et al*. A suite of global cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. **Scientific Data**, London, v. 5, p. e180040, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1038/sdata.2018.40. Acesso em: 10 out. 2023

AMORIM, E. *et al.* Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriteria spatial approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 193, p. e:850, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10661-021-09634-6. Acesso em: 10 out. 2023

ANDERIES, J.; JANSSEN, M.; OSTROM, E. A framework to analyse the robustness of socio-ecological systems from an institutional perspective. **Ecology and Society**, Wolfville, n. 9, n. 1, p. 1-18, 2004. Disponível em: http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/. Acesso em: 24 nov. 2023

ANGULO-JARAMILLO, R. *et al.* **Infiltration measurements for soil hydraulic characterization**. Cham: Springer, 2016. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/97 8-3-319-31788-51. Acesso em: 10 mar. 2024

ANJINHO, P. S. *et al*. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: a Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, Oxford, v. 100, p. 104494, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j .landusepol.2020.104946. Acesso em: 15 jul. 2023.

ARAÚJO, P. L. *et al*. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo – SP. **RA'eGA**, [*s. l.*], v. 15, e2, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rega.v15e2. Acesso em: 01 jun. 2023.

ARRIAGADA, L. *et al*. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: a case study in mediterranean Chile. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 651, p. 1517–1533, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.237. Acesso em: 10 jul. 2023.

ATLAS GEOGRÁFICO ESCOLAR. **Diversidade Ambiental**: Recursos Hídricos. IBGE. 2007. Disponível em: https://atlasescolar.ibge.gov.br/brasil/3046-diversidade-ambiental/ recursos-hidricos.html. Acesso em: 10 jun. 2023.

AYER, J.E.B*. et al*. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 45, n. 2, p. 180–191, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1983-40632015v4531197. Acesso em: 08 set. 2024.

BACANI, V. M. *et al*. Sensoriamento remoto e SIG aplicados à avaliação da fragilidade ambiental de bacia hidrográfica. **Mercator**, Oslo, v.14, v. 2, p. 119–135, 2015. Disponível em: https://doi.org/ 10.4215/RM2015.1402.0008. Acesso em: 13 abr. 2023.

BAGARELLO, V. *et al*. Statistical check of USLE-M and USLE-MM to predict bare plot soil loss in two Italian environments. **Land Degradation and Development**, Oxford, v. 29, n. 8, p. 2614-2628, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1002/ldr.3072. Acesso em: 22 set. 2023.

BAGHERZADEH, A. Estimation of soil losses by USLE model using GIS at Mashhad plain, Northeast of Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, Heidelberg, v. 7, p. 211–220, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12517-012-0730-3. Acesso em: 05 out. 2023.

BAHR, G. C.; CARVALHO, S. M. Identificação da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Arroio Uvaranal, como subsídio ao projeto de expansão urbana de Telêmaco Borba–PR. **RA'eGA**, [*s. l.*], v. 26, p. 157–181, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.5380/raega.v26 i0.30155. Acesso em: 30 nov. 2022.

BAPTISTA, M.N. **Planícies de inundação**: onde e como renaturalizar funções hídricas. 2020. 93 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2020.

BARBOSA A. F. *et al*. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências**, Campinas, v.

38, n. 1, p. 170–179, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/ 10.11137/2015_1_170_179. Acesso em: 28 nov. 2022.

BARROS, L. F. P; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Bases teóricas e fatores controladores da dinâmica fluvial. *In*: MAGALHÃES JUNIOR, A. P; BARROS, L. F. P. **Hidrogeomorfologia**: formas, processos e registros sedimentares fluviais. Rio de Janeiro: Bertrand, 2020. p.23-50.

BECKER, B. *et al*. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. **Limnology**, Kudan-kita, v. 75, p. 156–168, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.4081/jlimnol.2015.1266. Acesso em: 15 jun. 2023.

BELLUTA, I. *et al*. Aplicação de técnica de geoprocessamento em áreas degradadas de mata ciliar e sua correlação com qualidade da água numa subbacia hidrográfica. **IRRIGA**, Botucatu, v. 16, n. 2, p. 177-198, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.15809/irriga.2 011v16n2p177. Acesso em: 15 jun. 2023.

BENAVIDEZ, R. *et al*. A review of the (revised) universal soil loss equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates, **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 22, n. 11, p. 6059–6086, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018. Acesso em: 28 dez. 2023.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. *In*: TUCCI, C. E. M. (org). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4. ed. São Paulo: ABRH, 2020. p. 850-875.

BERNADI, I. *et al*. Análise comparativa das ferramentas de gestão: Plano de Manejo da APA Itupararanga e os Planos Diretores Municipais. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 32, p. 72–87, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-3z6541. Acesso em: 10 mai. 2024.

BERNARDI, I. **A implantação da APA de Itupararanga e seus reflexos nas políticas públicas e na conservação dos recursos naturais**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Centro de Ciências e Tecnologia para a Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

BEU, S.E. *et al*. (org.). **Biodiversidade na APA Itupararanga**: condições atuais e perspectivas futuras. São Paulo: SMA/FF/UFSCar/CCR/Via Oeste, 2011, p. 33-56.

BHATTI, A. Z. *et al*. Spatial distribution and sustainability implications of the canadian groundwater resources under changing climate. **Sustainability**, Basel, v. 13, e9778, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su13 179778. Acesso em: 22 mai. 2024.

BHUNIA, G. S.; CHATTERJEE, U.; SHIT, P. K. Emergence and challenges of land reclamation: issues and prospect. **Modern Cartography**, [*s. l*.], v. 10, p. 1–15, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823895-0.00020-8. Acesso em: 30 nov. 2023.

BOGUNOVIC, I. *et al*. Soil compaction under different management practices in a Croatian vineyard. **Arabian Journal of Geosciences**, Heidelberg, v. 10, p. 340, 2017. https://doi.org/10.1007/s12517-017-3105-y. Acesso em: 10 mai. 2024.

BOIAN, C. *et al*. **Poluição ambiental**. *In*.: MANTOVANI, W. *et al.* (org.). Ciência e tecnologia ambiental: conceitos e perspectivas. São Bernardo do Campo: UFABC, 2016. p. 115–138.

BORELLI, E. Política de saneamento básico no Brasil versus Agenda 2030. **Ponto-E-Vírgula**, [*s. l*.], v. 27, p. 19–32, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.23925/1982-4807.2 020i27p19-32. Acesso em: 15 jul. 2023.

BOSCOLO, D. *et al*. Introdução: Ecologia de paisagem em Portugal e no Brasil. *In*: CARVALHO, S. M. R. *et al*. (org.). **Ecologia de paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris, 2021. p. 21-33. v. 1.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; RIBEIRO, S. C. Análise de padrões. *In*: CARVALHO, S. M. R. *et al*. (org.). **Ecologia de paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris, 2021. p. 223-263. v. 1.

BOTTINO, F. *et al*. Potential of the retention capability of a Neotropical reservoir (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 35, e4, 2023. Disponível em: https://doi. org/10.1590/S2179-975X6922. Acesso em: 10 jul. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005**. Publicada no DOU nº 61, de 29 de março de 2006, Seção 1, páginas 150 – 151. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2005. Disponível em:

BRASIL. **Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil03/ato2007-2010/2007/lei/l11445. htm

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br /ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil03/leis/l6938.htm. Acesso em: 15 abr. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos

Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Normativa MMA nº 4 de 21/06/2000**. Aprova os procedimentos administrativos para a emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos, em corpos d'água de domínio da União. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2000. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/legislacao/normativas/in_mma_04_2006.pdf

BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. **Wiley Interdisciplinary**, Oxford, v. 2, n. 4, p. 345-358, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1002/wat2.1081. Acesso em: 13 jan. 2024.

BREMER, L. L. *et al*. One size does not fit all: natural infrastructure investments within the Latin American. **Water Funds Partnership Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 17, p. 217-236, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.006. Acesso em: 25 ago. 2023

BREMER, L. L.; DEMAAGD, N.; WADA, C. A.; BURNETTA, K. M. Priority watershed management areas for groundwater recharge and drinking water protection: A case study from Hawaii Island. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 286, e111622, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111622. Acesso em: 01 out. 2022.

BRIAK, H.; MRABET, R.; MOUSSADEK, R.; ABOUMARIA, K. Use of a calibrated SWAT model to evaluate the effects of agricultural BMPs on sediments of the Kalaya River basin (North of Morocco). **International Soil and Water Conservation Research**, Beijing, v. 7, p. 176–183, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.002. Acesso em: 15 mar. 2023.

BRUNDTLAND, G.H. **Our common future/world commission on environment and development**. Oxford: Oxford University Press, 1987. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/portaleducacaoambiental/sites/11/2024/05/Nosso-Futuro-Comum.pdf. Acesso em: 23 abr. 2023.

BUTLER, C. D.; CORVALAN, C. F.; KOREN, H. S. Human Health, Well-Being, and Global Ecological Scenarios. **Ecosystems**, New York, v. 8, p. 153–162, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10021-004-0076-0. Acesso em: 10 mar. 2024.

CAMPOS, V. N. O.; FRACALANZA, A. P. Governança das águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 13, n.2, p.365-382, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1590/ S1414-753X20100002 00010. Acesso em: 22 abr. 2023.

CANIANI, D. *et al*. Habitat ecological integrity and environmental impact assessment of anthropic activities: a GIS-based fuzzy logic model for sites of high biodiversity

conservation interest. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 67, p. 238–249, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.eco lind.2016.02.038. Acesso em: 18 abr. 2023.

CANIANI, D. *et al.* Hierarchical classification of groundwater pollution risk of contaminated sites using fuzzy logic: a case study in the Basilicata Region (Italy). **Water**, Eugene, v. 7, p. 2013–2036, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.3390/w7052013. Acesso em: 15 nov. 2022.

CAO, L. *et al*. Modeling interrill erosion on unpaved roads in the loess plateau of China. **Land Degradation and Development**, Oxford, v. 26, n. 8, p. e825e832, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1002/ldr.2253. Acesso em: 30 ago. 2023.

CARDONA, O. C. **Turfeiras do Sorocá-Mrim, Ibiúna, SP**. 2018. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2018,

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, Hoboken, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977. Disponível em: https://doi.org/10.4319/lo. 1977.22.2.0361. Acesso em: 30 abr. 2023.

CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Belo Horizonte, v. 1, p. 140-161, 2020. Disponível em: https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/6953. Acesso em: 23 abr. 2023.

CARVALHO, J. L. Governança da água no Estado de São Paulo. **Estudo de caso: comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Sorocaba e Médio Tietê**. 2011. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CARVALHO, W. *et al*. Cobertura vegetal e uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocamirim (SP): a influência do avanço das áreas urbanizadas na qualidade da água. *In*: Congresso Latinoamericano de Hidraúlica, 30., 2023, Foz do Iguaçu. **Anais** [...]. Madri: IAHR, 2023.

CARVALHO, W.; ARAÚJO, E. M.; MARCON, R. O. Melhoria nos índices de esgotamento sanitário com a construção de uma estação de tratamento de esgoto no distrito de Caucaia do Alto no município de Cotia (SP). *In*: SILVA, L.; ALENCAR NETO, M. F.; ELOI, W. M. (org.). **Projetos de intervenção**: sistemas de tratamento de esgoto doméstico. Triunfal Gráfica e Editora, Assis. 2019. p. 108-127. v. 9.

CAVALCANTE, J.C. *et al*. Fragilidade ambiental potencial e emergente na bacia do rio Mocajuba – PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 15, n. 3, p. 1417–1433, 2022. Disponível em: https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe. Acesso em: 18 mai. 2023.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the Watershed Sustainability Index. **Water Resources**

Management, Dordrecht, v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11269-006-9107-2. Acesso em: 18 abr. 2023.

CHAVES, H.M.L.; SANTOS, L.B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, p.922–930, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1415-436620090 00700015. Acesso em: 22 set. 2023.

CHEN, B.; LIU C.; MAPES, B. Relationships between large precipitating systems and atmospheric factors on a grid scale. **Journal of the Atmospheric Sciences**, Boston, v. 74, p. 531- 552, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1175/JAS-D-16-0049.1 Acesso em: 5 fev. 2024.

CHENG, F. *et al*. Distribution and emission of N_2O in the largest river-reservoir system along the Yellow River. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 666, p. 1209–1219., 2019. Disponível em https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.277. Acesso em: 24 fev. 2024

CHENG, J.; CHANG, H. Dynamics of wet-season turbidity in relation to precipitation, discharge, and land cover in three urbanizing watersheds,Oregon. **River Research and Applications**, Oxford, v. 35, p. 892–904, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1002/rra.3487. Acesso em: 17 out. 2023

CHINAQUE, F.F. **Avaliação da efetividade de gestão das Áreas de Proteção Ambiental: o caso da APA de Itupararanga**. 2017. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade da Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos. Sorocaba, 2017.

CHRISTENSEN, V.G. *et al*. **Interdisciplinary science approach for harmful algal blooms (HABs) and algal toxins - A strategic science vision for the U.S. Geological Survey: U.S. Geological Survey**. [*S. l.*]: USGS. Geological Survey, 2024. 39 p. Circular n. 1520. Disponível em: https://doi.org/10. 3133/cir1520. Acesso em: 13 nov. 2023.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Blucher, 1999. 236 p.

CLOUTIER, R.G.; SANCHEZ, M. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. **Water Quality Research Journal**, London, v. 42, n. 4, p. 252–268, 2007. Disponível em: https://doi.org/10.2166/wqrj.2007.028. Acesso em: 10 nov. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Apêndice I - **Índice de Abrangência Espacial do Monitoramento – IAEM**. 2020. Disponível em: https://CETESB.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-I-Indice-de-Abrangencia-Espacial-do-Monitoramento-IAEM.pdf

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. IQA - **Índice de Qualidade das Águas**. 2023. Disponível em: https://www.CETESB.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/02.pdf. Acesso em: 13 mar. 2023.

CONCEIÇÃO, F.T. *et al*. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geochimica Brasiliensis**, [*s. l*.], v. 29, n. 1, p. 23-34, 2015. Convenção Europeia da Paisagem, 2000. Disponível em: https://rm.coe.int/16802f3fb7. Acesso em: 13 mar. 2023.

CONWAY, L.S. *et al*. Cropping System, Landscape Position, and Topsoil Depth Affect Soil Fertility and Nutrient Buffering. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 82, p. 382–391, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.2136/sssaj2017.08.0288. Acesso em: 22 nov. 2023.

COSTA, C.W. *et al.* Fragilidade ambiental e escassez hídrica em bacias hidrográficas: Manancial do Rio das Araras–Araras, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, p. 946–958, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p946-958. Acesso em: 15 jan. 2023.

COSTA, H.F. **Análise temporal da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, SP**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2020.

CREPANI, E. *et a*l. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE; 2001. Disponível em: http://sap.ccst.inpe.br/artigos/CrepaneEtAl.pdf. Acesso em: 22 abr. 2023.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JUNIOR, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 356, p. 48-58, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel. 2017.04.008. Acesso em: 10 abr. 2023.

CUTTER, S *et al*. A place-based model for understanding community resilience to natural disasters. **Global Environmental Change-human and Policy Dimensions**, Oxford, v. 18, p. 598-606, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA .2008.07.013. Acesso em: 22 out. 2023.

CUTTS, B.B. *et al*. Is a clean river fun for all? Recognizing social vulnerability in watershed planning. **PLoS One**, San Francisco, v. 13, e0196416, 2018. Disponível em: https://doi.org/10. 1371/journal.pone.0196416. Acesso: 27 abr. 2021.

DABNEY, S. M.; YODER, D. C.; VIEIRA, D. A. N. The Application of the Revised Universal Soil Loss Equation, Version 2, to evaluate the impacts of alternative climate change scenarios on runoff and sediment yield. **Journal of Soil and Water Conservation**, Philadelphia, v. 67, n. 5, p. 343-353, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.2489/jswc.67.5.343 Acesso em: 15 nov. 2023.

DAI, X. *et al*. Spatial-temporal pattern evolution and driving force analysis of ecological environment vulnerability in Panzhihua City. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 28, p. 7151–7166, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11356-020-11013-6. Acesso em: 3 mar. 2024.

DEPARTAMENTO DE ESTRADA E RODAGEM – DER. **Malha Rodoviária DER - Departamento de Estradas e Rodagem**. DER/SIRGeo de São Paulo. Disponível em: https://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoserver/datageowms/ows?SERVICE=WMS Acesso em: 10 jun. 2022.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Philadelphia, v. 51, n. 5, p.427- 433, 1996. Disponível em: https://www.jswconline.org/content/51/5/427. Acesso em: 22 out. 2023.

DIAS, M. M. M.; MOSTER, C. Análise de sólidos suspensos totais em duas microbacias como indicador de serviços ecossistêmicos hidrológicos de florestas. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes, v. 16, n. 2, p. 78–101, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.19180/2177-4560.v16n22022p78-101. Acesso em: 27 jul. 2023

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2006. 306 p.

ESTY, D. C. *et al*. **Environmental Sustainability Index: benchmarking national environmental stewardship**. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy, 2005.

ETCHEBEHERE, M. L. C. *et al*. Aplicação do Índice “Relação Declividade-Extensão – RDE” na bacia do Rio do Peixe (SP) para detecção de deformações neotectônicas. **Geologia USP**, São Paulo, v. 4, n. 2, p. 43- 56, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.5327/S1519-874X2004000200004. Acesso em: 10 dez. 2023

ETTO, T. L. *et al*. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas -SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000700015. Acesso em: 18 jul. 2023.

FERNANDES, J.P. Processos ecológicos e paisagem. *In*: RIBEIRO, S. M. C. *et al*. (org.). **Ecologia da paisagem no contexto luso –brasileiro**. Curitiba: Appris, 2021. p.151-186. v. 1.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. D. P.; RODRIGUES, C. B. Managing Forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 58–66, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015. Acesso em: 16 set. 2023

FERREIRA, C. C.; PIROLI, E. L. Zoneamento ambiental das paisagens: estudo de caso do alto curso da Bacia Hidrográfica do Rio Sucuriú Mato Grosso Do Sul, Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiana, v. 36, n. 2, p. 341-358, 2016. Disponível em: https://revistas.ufg.br/bgg/ article/view/341/pdf. Acesso em: 3 mar. 2024

FOLEY, J. A. *et al*. Global consequences of land use. **Science**, Washington, DC, v. 309, p. 570-574, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.1111772. Acesso em: 22 out. 2022

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. 1967. **La erosión del suelo por el água**: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. Roma: FAO, n. 81, 1967, 207 p.

FOSTER, G. R.; MEYER, L. D.; ONSTAD, C. A. A runoff erosivity factor and variable slope length exponent for soil loss estimates. **Transactions of the ASAE**, [*s. l*.], v. 20, p. 683-687, 1977. Disponível em: https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=35628. Acesso em: 3 mar. 2024.

FRANÇA, L.C.J. **Fragilidade Ambiental Potencial da Bacia Hidrográfica do Rio Jequitinhonha, Minas Gerais, Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.

FRASCARELI, D. *et al*. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 770-781. Disponível em: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1715. Acesso em: 5 mar. 2024

FRASCARELI, D. **Heterogeneidade espacial e influência do uso e ocupação do solo nas características do sedimento superficial e água intersticial no reservatório de Itupararanga-SP**. 2021. Tese (Doutorado Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2021.

GAO, P *et al*. Streamflow regimes of the Yanhe River under climate and land use change, Loess Plateau. **Hydrological Processes**, Oxford, v. 29, p. 2402–2413. Disponível em: https://doi.org/10.1002/hyp.10309. Acesso em: 22 nov. 2022

GAO, Z *et al*. Temporal Variations of Spring Water in Karst Areas: A case study of Jinan Spring Area, Northern China. **Water**, Basel, v.12, e1009, 2020. Disponível em: https://doi.org/ 10.3390/w12041009. Acesso em: 7 set. 2023

GARCIA, J. **A qualidade da água, o processo de autodepuração e a proposição de cenários para gerenciamento sustentável do rio Sorocamirim**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

GAVIOLI, F. R. *et al*. Avaliação da dinâmica da paisagem e heterogeneidade de manchas florestais no contexto do nexo floresta-água-sociedade em duas bacias hidrográficas em Jundiaí-SP. **Caminhos de Geografia**, [s*. l*.], v. 24, n. 93, p. 279-

297, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.14393/RCG249364876. Acesso em: 12 mai. 2023

GEOLOGICAL SURVEY, DEPARTMENT OF THE INTERIOR – USGS. **Landsat 8 (L8). Data Users Handbook**. 2019. Version 5.0. Disponível em: https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/media/files/LSDS-1927Landsat 8-Data-Users-Handbook-v3.pdf Acesso em: 13 dez. 2023.

GEOLOGICAL SURVEY, DEPARTMENT OF THE INTERIOR – USGS. **Landsat 8 (L8). Data Users Handbook**. 2024. Version 3.0. Disponível em: https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/file/LSDS-1574-L8-Da ta_Users_Handbook-v5.0.pdf Acesso em: 13 dez. 2023.

GEOLOGICAL SURVEY, DEPARTMENT OF THE INTERIOR – USGS. **Landsat 8 (L8). Data Users Handbook**. 2022. Version 1.0. Disponível em: https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/media/files/LSDS-20802L 9-Data-Users-Handbookv1.pdf. Acesso em: 13 dez. 2023.

GHEZZI, A. O. **Avaliação e mapeamento da Fragilidade Ambiental da Bacia do Rio Xaxim, Baia de Antonina – PR, com auxílio de geoprocessamento**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

GIBSON, L. *et al*. Future land cover change scenarios in South African grasslands-Implications of altered biophysical drivers on land management. **Heliyon**, London, v. 4, e00693, 2018. https://doi.org/10.1016/ j.heliyon.2018.e00693. Acesso em: 12 mai. 2023

GODOY A. M.; FIGUEIREDO M. C. H. Caracterização faciológica e petrográfica do Maciço Granitóide Sorocaba (SP). *In*: Simpósio de Geologia do Sudeste, 2., 1991, São Paulo. **Anais** [...], São Paulo: SBGEO, 1991. p. 131-138. Disponível em: http://sbgeo.org.br/home/pages/44. Acesso em: 22 jul. 2024.

GODOY, A.M.; HACKSPACHER, P.C.; OLIVEIRA, M.A.F. Geologia da região de Sorocaba. **Geociências**, São Paulo, v. 15, p. 89-110, 1996.

GODOY, A.M.; OLIVEIRA, M.A.F.; HACKSPACHER, P.C. Geoquímica das rochas granitóides da folha São Roque. **Geociências**, São Paulo, v. 15, p. 67-88, 1996.

GOMES, D.; ZAMBAM, N. J. Sustentabilidade do espaço urbano: novas tecnologias e políticas públicas urbanístico-ambientais. **Direito da Cidade**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 310–334, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.12957/rdc.2018.29866. Acesso em: 26 abr. 2023.

GOUVEIA, M. I. C.; ROSS, J. L. S. Fragilidade ambiental: uma proposta de aplicação de *geomorphons* para a variável relevo. **Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 37, p. 123-136, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.116 06/rdg.v37i0.151030. Acesso em: 30 abr. 2023.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito de Águas**: disciplina jurídica das águas doces. 5. ed. São Paulo: Foco, 2023. 304 p.

GRAY, A. B. *et al*. Effects of antecedent hydrologic conditions, time dependence, and climate cycles on the suspended sediment load of the Salinas River, California. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 525, p. 632–649, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol. 2015.04.025. Acesso em: 28 abr. 2023

GU, Y. *et al.* Evaluation of MODIS NDVI and NDWI for vegetation drought monitoring using Oklahoma Mesonet soil moisture data. **Geophysical Research Letters**, Hoboken, v. 35, p. 22401, 2008. Disponível em: https://doi.org/ 10.1029/2008GL03577. Acesso em: 12 abr. 2023.

GUEDES, F. C.; VIEGAS, J. A.; AGUIAR, M. C. P. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) na Bacia Hidrográfica Urbana do Córrego Carneirinhos, na cidade de João Monlevale – MG. **Research, Society and Development**, Itabira, v. 11, n. 7, e40411730094, 2022. Disponível em: http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i7.30094. Acesso em: 5 mai. 2023

GUERRA, A. J. T.; SILVA, S. M. P. BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand, 2007. 339 p.

GUERRA, A. J.T. *et al*. Slope processes, mass movement and soil erosion: a review. **Pedosphere**, Beijing, v. 27, p. 27–41, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60294-7. Acesso em: 30 abr. 2023.

GUIMARÃES, R.Z.; LINGNAU, C.; RIZZI, N.E.; SCHEICHI, R.G.; BIANCHI, R.C. Espacialização da perda de solo por erosão laminar na microbacia do rio Campinas, Joinville SC. **Ra'e Ga**, Curitiba, v. 23, p. 534-554, 2011. Disponível em: http://dx.doi.org/10.5380/ raega.v23i0.24920. Acesso em: 15 dez. 2023.

GUPTA, J. *et al.* The Adaptive Capacity Wheel: a method to assess the inherent characteristics of institutions to enable the adaptive capacity of society. **Environmental Science & Policy**, New York, v. 13, n. 6, p. 459-471, 2010. Disponível em: https://doi.org/10. 1016/j.envsci.2010.05.006. Acesso em: 10 abr. 2024.

GUTH, P. L. *et a*l. Digital elevation models: terminology and definitions. **Remote Sensing**, Basel, v. 13, n. 18, p. e3581, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/rs13183581. Acesso em: 20 abr. 2024.

HA, L.T.; BASTIAANSSEN, W.G.M. Determination of Spatially-Distributed Hydrological Ecosystem Services (HESS) in the Red River Delta Using a Calibrated SWAT Model. **Sustainability**, Basel, v. 15, p. e6247, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su15076247. Acesso em: 3 abr. 2024.

HAHN, J., *et al*. Catchment soils as a factor of trace metal accumulation in sediments of the reservoir Klingenberg (eastern Ore Mountains, Germany). **Journal of**

Environmental Sciences, Schaumburg, v. 86, p. 1–14, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.05.002. Acesso em: 12 fev. 2024.

HALEFOM, A.; TESHOME, A.; SISAY, E.; AHMAD, I. Dynamics of land use and land cover change using remote sensing and GIS: a case study of Debre Tabor Town, South Gondar, Ethiopia. **Journal of Geographical Systems**, Heidelberg, v. 10, p. 165–174. 2018. Disponível em: https://doi.org/ 10.4236/jgis.2018.102008. Acesso em: 18 abr. 2024.

HAMEL, P. *et al*. The value of hydrologic information for watershed management programs: the case of Camboriú, Brazil. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 705, p. 135871, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135871. Acesso em: 22 fev. 2023.

HAWKER, L. *et al*. A 30 m global map of elevation with forests and buildings removed. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 17, n. 2, p. e024016, 2022. Disponível em: https://doi.org/ 10.1088/1748-9326/ac4d4f. Acesso em: 22 fev. 2023.

HAWKER, L.; NEAL, J. **FABDEM** V1-0. 2021. Disponível em: https://doi.org/10.5523/bris. 25wfy0f9ukoge2gs7a5mqpq2j7. Acesso em: 18 jul. 2023

HAWKER, L.; NEAL, J.; BATES, P. Accuracy assessment of the TanDEM-X 90 digital elevation model for selected floodplain sites. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 232, p. e111319, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111319. Acesso em: 18 out. 2022.

HIRABAYASHI. *et al*. Global exposure to flooding from the new CMIP6 climate model projections. **Scientific Reports**, London, v. 11, p. e.3740, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-021-83279-w. Acesso em: 2 mar. 2024

HOGAN, D. J.; TOLMASQUIM, M. T. (org.) **Human dimensions of global environmental change: brazilian perspectives**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2001. 392 p. Disponível em: http://www.abc.org.br/wp-content/uploads/2018/07/Livro-Human-Dimensions-of-Glo bal-Environmental-Change-Brazilian-Per spectives.pdf. Acesso em: 19 jul. 2022.

HUANG, X. R. *et al*. Cumulative impact of dam constructions on streamflow and sediment regime in lower reaches of the Jinsha River, China. **Journal of Mountain Science**, Beijing, v. 15, p. 2752–2765, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/ s1629-018-4924-3. Acesso em: 10 jun. 2023.

IGHODARO, I.D.; LATEGAN, F. S.; YUSUF, S.F.G. The impact of soil erosion on agricultural potential and performance of Sheshegu community farmers in the Eastern Cape of South Africa. **Agricultural Science**, Cambridge, v. 5, n. 5, p. 140–147, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.5539/jas.v5n5p140. Acesso em: 2 jun. 2023.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA DE SÃO PAULO – IPT. **Relatório técnico nº 104.269-205. Plano de bacia da unidade de gerenciamento de recursos hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10)**. [*S. l.*]: Centro de

Tecnologias Ambientais e Energéticas – CETAE; Laboratório de Recursos Hídricos e Avaliação Geoambiental – LabGeo, 2008.

ISAIAS, F. B. **A sustentabilidade da água**: proposta de um índice de sustentabilidade de bacias hidrográficas. 2008. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. Brasília, 2008.

ISLAM, K.; RAHMAN, M. F.; JASHIMUDDIN, M. Modeling land use change using Cellular Automata and Artificial Neural Network: The case of Chunati Wildlife Sanctuary, Bangladesh. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 88, p. 439–453 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j. ecolind.2018.01.047. Acesso em: 21 ago. 2023.

JENSEN, M. P. *et al*. The mid-latitude continental convective clouds experiment (MC3E). **Bulletin of the American Meteorological Society**, Boston, v. 97, p. 1667-1686, 2016. https://doi.org/10.3390/ijerph182111187. Acesso em: 13 abr. 2023.

JESIYA, N. P.; GOPINATH, G. A customized fuzzy AHP-GIS based DRASTIC-L model for intrinsic groundwater vulnerability assessment of urban and peri urban phreatic aquifer clusters. **Groundwater for Sustainable Development**, Amsterdam, v. 8, p. 654–666, 2019. Disponível em: https://doi.org/ 10.1016/j.gsd.2019.03.005. Acesso em: 30 jun. 2023.

JIA, H.; CHEN, F.; DU, E. Adaptação ao risco de desastres – uma visão geral. **Pesquisa Ambiental e Saúde Pública**, Rio Claro, v. 18, p. 11187, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/ijerph182111187. Acesso em: 9 abr. 2023.

JOHNSON, B. B.; SWEDLOW, B. Cultural theory's contributions to risk analysis: a thematic review with directions and resources for further research. **Risk Analysis**, Hoboken, v. 41, n. 3, p. 429-455, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1111/risa.13299. Acesso em: 22 abr. 2023.

JUNIOR, A. C., ROHM, S. A. Analysis of environmental fragility using multi-criteria analysis (MCE) for integrated landscape assessment. **Journal of urban and environmental engineering**, João Pessoa, v. 8, p. 28–37, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.4090/juee.2014. v8n1.028037. Acesso em: 10 mai. 2023.

JUWANA, I; MUTTIL, N.; PERERA, B. J. C. Indicator-based water sustainability assessment - A review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 438, p. 357-371, 2012. Disponível em: https://doi-org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.093 Acesso em: 2 abr. 2023.

KATES, R. W.; AUSUBEL, J. H.; BERBERIAN, M. (org.). **Climate impact assessment: studies of the interaction of climates and society**. Nova Jersey: John Wiley, 1985. Disponível em: https://www.rwkates.org/pdfs/b1985.01_CH1.pdf. Acesso em: 15 abr. 2023.

KEELER, B. L. *et al*. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of**

Sciences, Washington, v. 109, n .45, p. 18619–18624, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109. Acesso em: 1 abr. 2023.

KEESSTRA, S. *et al*. Soil-related sustainable development goals: four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. **Land**, Basel, v. 7, n. 4, p. 133, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.3390/land7040133. Acesso em: 20 nov. 2023.

KIDD, C. *et al*. The Global Precipitation Measurement (GPM) Mission. *In*: LEVIZZANI, V. *et al*. (org.). **Satellite Precipitation Measurement Advances in Global Change Research**. Cham: Springer, 2020. v. 67. Disponível em: https://ntrs.nasa.gov/api/ citations/20190002604/downloads/20190002604.pdf. Acesso em: 23 set. 2023

KIDD, C.; DAWKINS, E.; HUFFMAN, G. Comparison of precipitation derived from the ECMWF operational forecast model and satellite precipitation datasets. **Journal of Hydrometeorology**, Boston, v. 14, p. 1463- 1482, 2013. Disponível em: https://doi.org/10. 1175/J HM-D-12-0182.1. Acesso em: 11 jun. 2023.

KISIC, I. *et al*. Effects of soil erosion by water under different tillage treatments on distribution of soil chemical parameters. **Soil and Water Research**, Prague, v. 13, n. 1, p. 36-43, 2018. Disponível em: https://doi.org/10. 17221/25/2017-SWR. Acesso em: 20 nov. 2023.

KROEGER, T. *et al.* Science of the total environment returns on investment in watershed conservation: application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú water producer program, Santa Catarina, Brazil. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 657, p. 1368–1381, 2019. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv. 2018.12.116. Acesso em: 20 jun. 2023.

KULIKOV, M., SCHICKHOFF, U.; BORCHARDT, P. Spatial and seasonal dynamics of soil loss ratio in mountain rangelands of south-western Kyrgyzstan, **Journal of Mountain Science**, Beijing, v. 13, p. 316–329, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1007/S11629-014-3393-6. Acesso em: 14 mai. 2023.

KUMMEROW, C. *et al*. Global Precipitation Measurement (GPM) mission. **Algorithm theoretical basis document**. 2014. 46 p. version 1.4. Disponível em: http://rain.atmos. colostate.edu/ATBD/ATBD_GPM. Acesso em: 14 ago. 2023.

LI, X. *et al*. Physical and Socioeconomic Driving Forces of Land-Use and Land-Cover Changes: A Case Study of Wuhan City, China. **Discrete Dynamics in Nature and Society**, London, v. 1, p. e8061069, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1155/2016/8061069. Acesso em: 30 set. 2023.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2016. 640 p.

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.

Sociedade & Natureza, Uberlândia, v. 32, p. 426-439, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-47029. Acesso em: 15 set. 2023.

LIU, Z. Comparison of Integrated Multisatellite Retrievals for GPM (IMERG) and TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) Monthly Precipitation Products: Initial Results. **Jounal of Hydrometeorology**, Boston, v. 17, n. 3, p. 777-790, 2016. Disponível em: https://doi.org/ 10.1175/JHM-D-15-0068.1. Acesso em: 30 set. 2023.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p. 189–196, 1992. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009. Acesso em: 22 set. 2023.

LOPES, E.R.N. *et al*. Losses on the Atlantic Mata Vegetation Induced by Land Use Changes. **Cerne**, Lavras, v.24 n.2, p. 121 – 132, 2018. Disponível em: https://doi.org/10. 1590/01047760201824022512. Acesso em: 13 abr. 2023.

LOUCKS, D.P.; Van BEEK, E. **Water resource systems planning and management: An introduction to methods, models, and applications**. Berlim: Springer, 2017. 624 p. Disponível em: http://library.oapen.org/handle/20.50012657/ 27934.Acesso em: 02 mar. 2023.

MACEDO, D.R., HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.R., CALLISTO, M. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 635, p. 1267–1279, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2018.04.216. Acesso em: 18 jun. 2023.

MACHADO, B. S. S. *et al.* Monitoramento e denúncia da poluição do rio São Francisco nas cidades de Juazeiro-BA e Petrolina-PE: uma proposta de tecnologia facilitadora. **Indicação Geográfica e Inovação**, Aracaju, v. 5, n. 4, p. 1390-1404, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.51722/Ingi.v5.i4.172. Acesso em: 10 jun. 2023.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; BARROS, L. F. P; COTA, G. E. M. Morfodinâmica fluvial. *In*: MAGALHÃES JUNIOR, A. P; BARROS, L. F. P. **Hidrogeomorfologia**: formas, processos e registros sedimentares fluviais. Rio de Janeiro: Bertrand, 2020. p.121-161.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; BARROS, L. F. P; LAVARINI, C. M. **Unidades especiais e elementos do sistema fluvial: bases conceituais**. In.: MAGALHÃES Jr, A. P; BARROS, L. F. P. Hidrogeomorfologia: formas, processos e registros sedimentares fluviais. Rio de Janeiro: Bertrand, 2020. p.51-71.

MANFRÉ, L.A.; SILVA, A.M.; URBAN, R.C., RODGERS, J. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: a study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, v. 69, p. 947–957, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12665-012-1979-2. Acesso em: 09 jul. 2023.

MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Detecting stepping-stones for connectivity planning in local-regional scale. **Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 35, p. 49-57, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.11606/rdg.v35i0.137804. Acesso em: 09 mar. 2023.

MARTINS, R.N. *et al*. Fragilidade potencial e emergente na bacia do rio Pereaçu, região norte de Minas Gerais. **Geomática**, [*s. l*.], v. 6, n. 2, p. 99-118, 2018. Disponível em: http://dx.doi.org/10.3895/rbgeo.v6n2.7521. Acesso em: 09 jan. 2024.

MATIAS, T. P., MASTEGHIN, L. T., IMPERADOR, A. M. (2020). A Sustentabilidade ambiental: da utopia à emergência. **Brasileira de Educação Ambiental**, São Paulo,v. 15, n. 4, 160–174. Disponível em: https://doi.org/10.34024/revbea. 2020.v15.10830 Acesso em: 09 out. 2022.

MAYS, L. W. **Water resources sustainability**. New York: McGraw-Hill Education, 2006. Disponível em: https://www.accessengineering library.com/content/book/9780071462303. Acesso em: 20 out. 2022.

MC GARIGAL, K.; MC COMB, W. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs**, Hoboken, v. 65, n. 3, p. 433-450, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.2307/2937059. Acesso em: 23 ago. 2023.

McCANN, S.B.; FORD, D. **Geomorphology Sans Frontieres**. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 1996, 260 p.

MCGARIGAL, K.; SERMIN, T.; CUSHMAN, S. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 433–450, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10980-009-9327-y Acesso em: 12 out. 2022.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; BESKOW, S. **Hidrologia de Superfície**: princípios de Aplicações. 2. ed. Lavras: UFLA, 2020.

MELLO, C.R. *et al*. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, p. 7–25, 2016. Disponível em: https://doi.org/ 10.1590/S1413-70542016000100001. Acesso em: 12 ago. 2023.

METZGER, J. P. *et al.* Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000200003. Acesso em: 5 nov. 2023.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1-2, p. 1–9, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006. Acesso em: 5 nov. 2023.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v.

4, n. 2, p. 11- 23, 2006. Disponível em: https://repositorio.usp.br/item/002158459. Acesso em: 13 nov. 2023.

MIRANDA, G. M. Motivações e desafios para a implementação da gestão integrada de recursos hídricos em federações: os casos brasileiro e suíço. **Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 17, p. e6, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rega.v17e6. Acesso em: 5 nov. 2023.

MONDAL, S.; PALIT, D. Challenges in natural resource management for ecological sustainability. **Natural Resources Conservation and Advances for Sustainability**, San Jose, p. 29-59, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822976-7.00004-1. Acesso em: 20 jul. 2023.

MOREIRA, E. *et al*. Dynamical coupling of multiscale land change models. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 1183–1194, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10980-009-9397-x. Acesso em: 22 dez. 2023.

MORGAN, R. P. C.; NEARING, M. A. **Handbook of erosion modelling**. [*S. l*.]: Blackwell Publishing, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1002/9781444328455.ins

NASIRI, H. *et al.* District flood vulnerability index: urban decision-making tool. **Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 6, p. 2249–2258, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s 13762-018-1797-5. Acesso em: 05 mar. 2023.

NELSON, R. *et al*. The vulnerability of Australian rural communities to climate variability and change: Part I - Conceptualising and measuring vulnerability. **Environmental Science & Policy**, New York, v. 13, n. 1, p. 8-17, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.09.006. Acesso em: 11 fev. 2024.

NELSON, R.; KOKIC, P.; MEINKE, H. From rainfall to farm incomes – transforming advice for Australian drought policy: Part II – forecasting farm incomes. **Australian Journal of Agricultural Research**, Clayton, v. 58, n. 10, p. 1004-1012, 2007. Disponível em: https://doi.org/ 10.1071/AR06195. Acesso em: 13 abr. 2023.

NOI, P. T.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Comparison of multiple linear regression, cubist regression, and random forest algorithms to estimate daily air surface temperature from dynamic combinations of MODIS LST data. **Remote Sensing**, Basel, v. 9*,* n. 5, e:398. Disponível em: https://doi.org/10.3390/rs9050398. Acesso em: 12 mar. 2023.

NÖRNBERG, S. O.; REHBEIN, M. O. Fragilidade ambiental do município de Pelotas/ RS: aplicação e comparação de dois modelos. **Caminhos de Geografia**, [s*. l*.], v. 22, n. 81, p. 42–59, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.14393/RCG228155365. Acesso em: 30 mar. 2023.

OLIVEIRA, K.S.S.; QUARESMA, V.S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **South American Earth Sciences**,

Oxford, v. 78, p. 101-115, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.06.009. Acesso em: 26 nov. 2023.

OLIVEIRA, R. A. *et al*. Proposição de corredor ecológico entre duas Unidades de Conservação na Região Metropolitana de Sorocaba. **Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 32, p. 61-71, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.11606/rdg.v32i0.116467. Acesso em: 10 nov. 2023.

OLIVEIRA, U. C. *et al*. Distribuição espacial da perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Itacolomi, Ceará, Brasil. **Ciência Geográfica**, São Luís, v. 27, n. 2, p. 960-972. Disponível em: https://doi.org/10.57243/ 26755122.XXVII2035. Acesso em: 12 nov. 2023.

OLSTHOORN, X. et al. Environmental indicators for business: a review of the literature and standardisation methods. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 9, p. 453-463, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00005-1. Acesso em: 1 mai. 2023.

PASQUATTO, M. C.; TOMAZONI, J. C. Estudo do processo erosivo laminar na bacia de captação do Rio Barro Preto, em Coronel Vivida-PR. **Geografia Física**, Recife, v. 9, n. 2, p. 555–570, 2016. Disponível em: https://doi.org/10. 26848/rbgf.v9.2.p555-570. Acesso em: 12 mar. 2023.

PERROTA, M. M *et al.* **Mapa geológico do Estado de São Paulo, escala 1:750.000**. Programa Geologia do Brasil – PGB. São Paulo: CPRM, 2005. Disponível em: https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/2966/14/sig_sao_paulo.zip Acesso em: 26 mar. 2023.

PHAN, T. G; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in a Sap basin: central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**, Beijing, v. 6, p. 99-110, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001. Acesso em: 30 mar. 2023.

PIMENTEL, D. Soil erosion: a food and environmental threat. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 8, n. 1, p. 119–137, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8. Acesso em: 10 mai. 2023.

PINTO-CORREIA, T. Modelos conceptuais de paisagem. *In*: CARVALHO, S. M. R. (org.). **Ecologia de paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris, 2021 p. 37-58. v. 1.

POLICY RESEARCH INITIATIVE CANADIAN WATER. **Sustainability index retrieved**. 2007. Disponível em: http://policyresearch.gc.ca/doclib/SDPRCWS. webe.pdf. Acesso em: 12 mar. 2023.

POLIDORI L.; MHAMAD, E. H. Digital elevation model quality assessment methods: a critical review. **Remote Sensing**, Basel, v. 12, e3522, 2020. Disponível em: https://doi.org/ 10.3390/rs12213522. Acesso em: 08 mar. 2023.

QIN, L. *et al.* Evaluating the effect of dam construction on the phosphorus fractions in sediments in a reservoir of drinking water source, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 192, p. 2, e99, 2020. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-8053-4. Acesso em: 22 mar. 2023.

RAPOSO, A. A. **Delimitação das áreas de abrangência nos planos de conservação e uso do entorno de reservatórios artificiais de hidrelétricas no estado de Minas Gerais**: critérios atuais e contribuições para sua efetividade. 2020. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.

RECHKEMMER A; VON FALKENHAYN, L. The human dimensions of global environmental change: ecosystem services, resilience, and governance. **European Physical Journal**, Heidelberg, v. 1, p. 3-17, 2009. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1140/epjconf/ e2009-00906-y. Acesso em: 1 out. 2023.

REEMTSMA, T. *et al*. Mind the Gap: persistent and mobile organic compounds-water contaminants that slip through the environment. **Science & Technology**, Boston, v. 26, n. 50, 19, p. 10308–10315, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03338. Acesso em: 20 mar. 2023.

REIS, A. *et al*. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003. Disponível em: http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/reis20 03.pdf. Acesso em: 5 jan. 2024.

REIS, G. B. *et al*. Proposta de enquadramento de corpos hídricos em classes de uso na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio (MG). **Nativa**, Sinop, v. 7, n. 2, p. 189–196, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.31413/nativa.v7i2.6333. Acesso em: 12 mai. 2023.

REIS, L. F. R.; BRANDÃO, J. L. B. Impactos ambientais sobre rios e reservatórios. *In*: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental**: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. p. 247–267.

RENARD, K. *et al*. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), **Agricultural Handbook**, Amsterdam, n. 703, p. 65–100, 1997. Disponível em: https://doi.org/10.1201/9780203739358-5. Acesso em: 10 mar. 2023.

RICHARDS, R. C. *et al*. Brancalion Governing a pioneer program on payment for watershed services: stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 16, p. 23-32, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002. Acesso em: 23 jun. 2023.

RODRIGUES, A.L. *et al*. Balanço hídrico de uma microbacia hidrográfica no sudeste do brasil: implicações para o manejo de serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira**

de Climatologia, Curitiba, v. 26, 2020. Disponível em: http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v26 i0.68856. Acesso em: 27 jul. 2023.

ROSA, A.H. *et al*. **Diagnóstico ambiental e avaliação de uso e ocupação do solo visando a sustentabilidade da represa de Itupararanga, importante área da bacia do Médio Tietê**. *In*: POMPÊO, M. L. M. *et al*. (org.) Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015, p. 212-231.

ROSA, M. R. Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da Mata Atlântica. **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, v.95, p.25-34, 2016. https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/658/552. Acesso em: 25 mar. 2023.

ROSS, J. L. **Geomorfologia**: ambiente e planejamento. 9. ed. São Paulo: Contexto, 2023.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 8, p. 63–74, 1994. Disponível em: https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006. Acesso em: 20 mar. 2023.

ROSS, J. L. S. Landforms and environmental planning: potentialities and fragilities. **Departamento de Geografia**, São Paulo, p. 38–51, 2012. Disponível em: https://doi.org/10. 7154/RDG.2012.0112.0003. Acesso em: 20 mar. 2023.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

ROSSI, M.; NALON, M. A.; KANASHIRO, M. M. Atlas de suscetibilidades dos solos do estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Pesquisas Ambientais, 2022. 99 p. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp. gov.br/ipa/atlas-de-suscetibilidades-dos-solos-do-estado-de-sao-paulo/. Acesso em: 16 jan. 2023.

RUITER, M. C.; VAN LOON, A. The challenges of dynamic vulnerability and how to assess it. **Science**, Washington, DC, v. 25, n. 8, p. e104720, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/ j.isci.2022. 104720. Acesso em: 22 abr. 2023.

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. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, n. 44, p. 85-94, 2017. Disponível em: https://doi.org/ 10.5327/Z2176-947820170146. Acesso em: 20 ago. 2023.

SÁ, L. C.; GUARABYRA FILHO, G. N. Sobradinho. *In*: **Pirão de peixe com pimenta**. Rio de Janeiro: Odeon Records, 1977.

SALLES, M.H.D. *et al*. Avaliação simplificada de impactos ambientais na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de Estudos Ambientais**, [*s. l.*], v. 10, n. 1, p. 9-20, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.7867/1983-1501.2008v10n1p6-20. Acesso em: 3 jan. 2024.

SALZMAN, J. *et al*. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, London, v. 1, p. 136–144, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0. Acesso em: 18 mai. 2023.

SANCHES, B. O. *et al.* Spatial variations in fish assemblage structure in a southeastern Brazilian reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 76, p. 185–193, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1519-6984.16614. Acesso em: 1 set. 2023.

SANTOS, A. A.; MACHADO, M. M. M. Ecologia de paisagem aplicada à análise da cobertura florestal das unidades de paisagem do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG, Brasil. *In:* CARVALHO, S. M. R. *et al*. (org.). **Ecologia de paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris 2021. p. 223-263. v. 265-279.

SANTOS, J. F. C. et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017. Disponível em: http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/3758.

SANTOS, M. N. S. **Dinâmica da paisagem e o processo de fragmentação florestal na bacia do Caeté**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

SANTOS, R. E.; PEREIRA, S.; SANTOS, M. A flood susceptibility model at the national scale based on multicriteria analysis. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 667, p. 325–337, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.328. Acesso em: 10 mar. 2023.

SANTOS, T.R. Conflitos e impactos de uso da terra e da água em Área de Preservação Permanente (APP) da barragem Jacarecica II. *In*: GARCIA, C. A. B. (org.) et al. **Caracterização ambiental e hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Jacarecica**. Belo Horizonte: Poisson, 2020. p. 110 -118. v. 2.

SÃO PAULO. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. **Lei nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016**. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH e dá providências correlatas. Diário Oficial de São Paulo, São Paulo, 2016.

SÃO PAULO. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. **Lei nº 27.576, de 11 de novembro de 1987.** Cria o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gestão de Recursos Hídricos. Diário Oficial de São Paulo, São Paulo, 1987.

SÃO PAULO. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga**. Fundação para Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo. 2010. Disponível em: http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-demanejo-planos-com cluidos. Acesso em: 15 ago. 2023.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. **Subsídios Técnicos para o Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023**. Tomo IV do Volume 3, 2020. Disponível em: https://drive.google.com/drive/folders/1rVnS5RBiM2Kg0HCySf 0IEjlkqFkf1 X c-?usp=sharing. Acesso em: 15 jul. 2022.

SARDINHA, D. S. *et al*. Avaliação de balanço anual de cátions e ânions na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 38, n. 4, p. 730-740. Disponível em: http://bjg.siteoficial.ws/2008/n.4/n.pdf. Acesso em: 15 jul. 2022.

SCHINDLER, S. et al. Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 229–244, 2014. https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-014-9989-y. Acesso em: 13 mar. 2023

SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA MEIO AMBIENTE E LOGÍSTICA DO ESTADO DE SÃO PAULO – SEMIL. **Mapa pedológico do estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. Disponível em: https://drive.google.com/file/ d/1PZIv03pirt6tInmJjjUr8GpeVY0RaJfZ/view?usp=share.link. Acesso em: 11 set. 2022.

SEIDEL, C. *et al*. Correlação da qualidade da água com o uso do solo e declividade no Arroio Doze Passos, Ouro, SC. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 27, n. 2, p. 62-69, 2014. Disponível em: https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/rac/article/view/574/478. Acesso em: 30 jan. 203.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL – CPRM. **Litoestratigrafia integrada do Brasil ao Milionésimo (Shapefile)**. 2021. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/handle/ doc/22527. Acesso em: 11 set. 2022.

SILVA, A.L.; LONGO R.M. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescente florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas -SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 4, p. 1176-1191, 2020. Disponível em: https://doi.org/10. 5902/1980509842640. Acesso em: 20 jan. 2024.

SILVA, D. C. C. *et al*. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Ra'eGa**, [*s. l*.], v. 42, p. 77-85, 2017. Disponível em: Disponível em: https://doi.org/1010.5380/raega. Acesso em: 5 jul. 2023.

SILVA, D. C. C. **Proposta metodológica para elaboração de um índice espacial de sustentabilidade ambiental aplicado a bacias hidrográficas**. 2016. Tese (Doutorado em Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2016.

SILVA, D.C.C. *et al*. Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 04, p. 627–635, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1413-41522018168445. Acesso em: 18 mai. 2023.

SILVA, F. G.; OLIVEIRA, F. R. Delimitação de APP de lagos artificiais decorrentes de barramentos de usos múltiplos de água. **Ateliê Geográfico**, [*s. l.*], v. 14, n. 2, p. 228-245, 2023. Disponível em: https://revistas.ufg.br/atelie/article/download/73725/405 83/382734. Acesso em: 3 mai. 2023.

SILVA, J.X.; ZAIDAN, R.T. (Orgs) **Geoprocessamento e análise ambiental**: aplicações. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand, 2012, 366 p.

SILVEIRA, A.L.L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica**. *In*: TUCCI, C. E. M (org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: ABRHidro, 2020. p. 35-51.

SIMONETTI, V.C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Proposta metodológica para a identificação de riscos associados ao relevo e antropização em áreas marginais aos recursos hídricos. **Scientia Plena**, Itabaiana, v. 150 n. 2, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.14808/ sci.plena.2019.025301 Acesso em: 12 mai. 2023.

SISTEMA INTEGRADO GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO - SigRH. **CBH-SMT. Apresentação**. 2023. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao. Acesso em: 18 mai. 2023.

SKOFRONICK-JACKSON, G. *et al*. Global Precipitation Measurement Cold Season Precipitation Experiment (GCPEx): For measurement sake let it snow. **Bulletin of the American Meteorological Society**, Boston, v. 96, p. 1719-1741, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00262.1. Acesso em: 30 jun. 2023.

SMETHURST, P. *et al*. Stream flow unaffected *Eucalyptus* plantation harvesting implicates water use by the native forest streamside reserve. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 3, p. 187–198, 2015. Disponível em: https://doi. org/10.1016/j.ejrh.2014.11.002. Acesso em: 15 fev. 2024.

SOARES, A. F. S.; SOUZA, L. P. S. Contaminação das águas de abastecimento público por poluentes emergentes e o direito à saúde. **Direito Sanitário**, Lisboa, v. 20, n. 2, p. 100-133, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.11606/issn.2316-9044. v20i2p100-133. Acesso em: 15 jul. 2023.

SOARES, A. O. **Metodologia de pressão-estado-impacto-resposta aplicada no estudo de avaliação ambiental da bacia hidrográfica do Alto de Sorocaba**.

2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2019.

SOARES, C.B.R.; MARTINS, A.P. Análise empírica da fragilidade ambiental na microrregião Rio Vermelho (GO). **GeoSul**, Trinidade, v. 36, n. 80, p. 68-94, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.5007/2177-230.2021.e74266. Acesso em: 14 abr. 2023

SOHRABI, M. *et al*. Framework for optimal water allocation considering water value, strategic management and conflict resolution. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 25, p. 1582-1613, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10668-022-02110-2. Acesso em: 03 mar. 2023.

SONE, J. S. *et al*. Water security in an uncertain future: contrasting realities from an availability-demand perspective. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 36, p. 2571–2587, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11269-022-03160-x. Acesso em: 15 jul. 2023.

SORENSEN, J. H.; WHITE, G. F. Natural Hazards. *In*: ALTMAN, I.; RAPOPORT, A.; WOHLWILL, J. F. (ed.) **Environment and culture**: human behavior and environment. Boston: Springer, 1980. V. 4. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0451-59. Acesso em: 15 mai. 2023.

SOUSA, J.A.P. *et al*. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO_2 em bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 32, p. 262- 278, 2020. Disponível em: https://doi.org/110.14393/SN-v32-2020-44054. Acesso em: 30 abr. 2023.

SOUZA, D. S. L. *et al*. Análise e mapeamento da fragilidade ambiental no munícipio de Inconfidentes – MG. **Geografia Física**, Recife, v. 13, n. 5, p. 2269-2292, 2020. Disponível em: https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/246364/36913. Acesso em: 18 abr. 2023.

SOUZA, E.G.S.; REBELATO, M.G. Avaliação da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Baixo Mogi com uso da geotecnologia. **Animal and Environmental Research**, [*s. l.*], v. 4, n. 1, p. 411–426, 2021. Disponível em: https://doi.org/ 10.34188/bjaerv4n1-036. Acesso em: 14 abr. 2023.

SOUZA, N. N. R. *et al*. Análise hidroambiental de nascentes utilizadas para abastecimento humano na zona rural do município de Baianópolis (Bahia). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, São Paulo, v. 10, n. 3, p. 202–224, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.5281/zenodo.7519091. Acesso em: 15 mai. 2023.

SPANGENBERG, O. B. **Sustainability indicators**: a compass on the road towards sustainability. Dortmund: Wuppertal Institute, 1998. v. 81. Disponível em: https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/721/file/WP 81.pdf.

SPRÖL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP Espaço e Tempo**, São Paulo, v. 15, p. 39–49,

2004. Disponível em: https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2004.123868. Acesso em: 17 abr. 2023.

SUTADIAN, A. D. *et al*. Development of a water quality index for rivers in west java province, Indonesia. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 85, p. 966–982. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.049. Acesso em: 29 jun. 2022.

TASSER, E.; LEITINGER, G.; TAPPEINER, U. Climate change versus land-use change -What affects the mountain landscapes more?. **Land Use Policy**, Oxford, v. 60, p. 60–72, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019. Acesso em: 11 jan. 2023.

TIECHER, T. *et al*. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rbcs/a/t4fqTL7SHFHBchPPWnwPfMy/. Acesso em: 24 jun. 2023.

TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 3, p. 308–330, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1017/S037689290200022X Acesso em: 24 jun. 2023.

TOLEDO, M. C. M *et al*. **Intemperismo e formação do solo**. *In*: TEXEIRA, W. *et al*. (org.). Decifrando a terra. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, p. 140-166.

TONETTI, A. L. *et. al.* **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4. ed. São Paulo: ABRH, 2020. 943 p.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In*: HENRY, R. (org.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. FUNDBIO/FAPESP, 1999, p. 19-38.

TURNER, B. L. *et al*. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. **PNAS**, Washington, DC, v.100, n. 14, p. 8074-8079, 2003. Disponível em: https://doi-org/10.1073/pnas1231335100. Acesso em: 05 mar. 2023.

UDDIN, G. *et al*. Comprehensive method for improvement of water quality index (WQI) models for coastal water quality assessment. **Water Research**, Prague, v. 219, e118532, 2022. Disponível em: https://doi-org/10.1016/j.watres. 2022.118532. Acesso em: 01 mar. 2023.

UDDIN, K. *et al*. Estimation of soil erosion dynamics in the Koshi basin using GIS and remote sensing to assess priority areas for conservation. **PLoS One**, San Francisco, v. 11, p. e0150494, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1371 /journal.pone.0150494. Acesso em: 10 out. 2023.

VALENTE, R. O. A. Conservação dos ecossistemas terrestres. *In:* BEU, S.E.; SANTOS, A.C.A.; CASALI, S (org.). **Biodiversidade na APA Itupararanga**: condições atuais e perspectivas futuras. São Paulo: SMA/ FF/UFSCar/CCR/Via Oeste, 2011, p. 57-64.

VALENTINI, M. H. K. *et al*. Análise da qualidade da água da Lagoa Mirim através do IQA e de métodos estatísticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Berkeley, v. 12, n.1, p. p.375-384, 2021. Disponível em: http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0031. Acesso em: 20 mar. 2023.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 295–308. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2179-8087.107714. Acesso em: 18 out. 2023.

VAN CAPPELLEN, P.; MAAVARA, T. Rivers in the anthropocene: global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. **Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, v. 16, n. 2, p. 106-111, 2016. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.04.001. Acesso em: 17 mar. 2023.

VICCTORINO, V. I. P. Proteção aos mananciais, atores e conflitos: o caso da cratera de colônia. *In*: VARGAS, H. C.; RIBEIROS, H. (org.). **Novos instrumentos de gestão ambiental urbana**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2001. p. 125-153.

VICK, E. P. *et al*. Avaliação da fragilidade ambiental como subsídio para gestão ambiental na bacia hidrográfica do Ribeirão do Beltrão–MS. **GEO UERJ**, Rio de Janeiro, v.39, p. e44364, 2021. Disponível em: http://doi.org/10.129 57/geouerj.2021.44364. Acesso em: 15 abr. 2023

VITO, M. **Avaliação do risco de contaminação de mananciais hídricos para o abastecimento**: o caso da bacia da Barragem do Descoberto. 2007. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

VITOR, G. A. *et al*. Title health and sanitation in Brazil: a narrative review on the association of basic sanitation conditions with waterborne diseases**. Research, Society and Development**, Itabira, v. 10, n. 15, p. e521101522913, 2021. Disponível em: https://rsd journal.org/index.php/rsd/article/view/22913. Acesso em: 15 jul. 2023.

VOGL, A. L. *et al*. Valuing investments in sustainable land management in the Upper Tana River basin, Kenya. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 195, p. 78–91, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.013. Acesso em: 15 ago 2022.

VOSE, J. M. *et al*. Caldwell potential implications for expansion of freeze-tolerant eucalyptus plantations on water resources in the Southern United States. **Forest Science**, Oxford, v. 61, p. 509-521, 2015. Disponível em: https://www.srs.fs.usda.gov/ pubs/ja/2015/ja2015vose001.pdf. Acesso em: 13 set. 2022.

WEIGELHOFER, G. *et al*. The hydrochemical response of small and shallow floodplain water bodies to temporary surface water connections with the main river. **Freshwater Biology**, Chichester, v 60. n. 4, p. 781–793, 2015. https://doi.org/10.1111/fwb.12532 Acesso em: 30 jun. 2023.

WHITTEAKER, A. C.; BOULTON, S. J. Tectonic and climatic controls on knickpoint retreat rates and landscape response times. **Geophisycal Research**, Hoboken, v. 117, p. f02024, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1029/2011JF002157. Acesso em: 22 ago. 2023.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**. Agriculture Handbook, Amsterdam, n. 537, p. 285–291, 1978. Disponível em: https://doi.org/10.1029/TR039i0 02p00285. Acesso em: 12 out. 2023.

WISNER, B. *et al*. At Risk. Natural hazards, people's vulnerability and disasters. 2nd. ed. [*S. l*]: [*s.n*.], 1994. 496 p. Disponível em: https://www.preventionweb.net/files/67072351.pdf. Acesso em: 12 out. 2023.

WU, J. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, p.1–4, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10980-006-7195-2 Acesso em: 10 out. 2023.

WU, J.; HOBBS, R. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 17, p. 355–365, 2002. Disponível em: https://doi.org/ 10.1023/A:1020561630963. Acesso em: 15 set. 2023.

WU, J.; HOBBS, R. Landscape ecology: state-of-the-science. *In:* WU, J.; HOBBS, R. K. (org.). **Topics in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press 2010. p. 271 – 287. Disponível em: https://doi.org/10.1017/CBO9780511618581.016. Acesso em: 1 abr. 2023.

WULDER, M. A. *et al*. The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 185, p. 271-283, 2016. Disponível em: https://doi.org/ 10.1016/j.rse.2015.11.032 Acesso em: 5 jan. 2023.

YANG, F.; MA, C.; FANG, H. J. Research progress on vulnerability: from theoretical research to comprehensive practice. **Acta Ecologica Sinica**, Kota, v. 39, n. 2, p. 441–453, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102141. Acesso em: 13 mai. 2023.

YAO, F. *et al.* Lake storage variation on the endorheic Tibetan Plateau and its attribution to climate change since the new millennium. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 13, p. e064011, 2018. Disponível em:

https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aab5d3. Acesso em: 22 dez. 2023.

ZANCOPÉ, M.H.C; PEREZ FILHO, A.; CAPRI Jr. Anomalias no perfil longitudinal do rio Mogi Guaçu. **Geomorfologia**, Uberlândia, v. 10, n. 1, p. 31-42, 2009. Disponível em: http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v10i1.115. Acesso em: 25 jul. 2023.

ZHANG, B. *et al*. A geomorphological regionalization using the upscaled DEM: the Beijing-Tianjin-Hebei area, China case study. **Scientific Reports**, London, v. 10 p. e10532, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-020-66993-9. Acesso em: 17 jun. 2023.

ZHANG, K. *et al.* Adapting & testing use of USLE K factor for agricultural soils in China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 269, n. 1, p. 148-155, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.033. Acesso em: 2 mai. 2023.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Linhas de comando para o GEE para a obtenção dos dados de precipitação na área de estudo

```
// Inserção dos pontos de interesse
  var p1 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.25848342188616, -23.64119523640555]));
  var p2 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.1506800771596, -23.646227287984225]));
  var p3 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.33676100977679, -23.642453267438945]));
  var p4 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.05866957911272, -23.645598292118176]));
  var p5 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.05523635157366, -23.588347020281557]));
  var p6 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.14999343165179, -23.590234823446195]));
  var p7 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.24681044825335, -23.585829907146984]));
  var p8 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.32852126368304, -23.589605558742516]));
  var p9 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.31135512598772, -23.71414103289064]));
  var p10 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.24475051172991, -23.74117093201857]));
  var p11 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.14862014063616, -23.74305652973850]));
  var p12 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.04974318751116, -23.73739965469906]));
  var p13 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.24887038477679, -23.8084070313223]));
  var p14 = ee.Feature(ee.Geometry.Point([-47.18775893458147, -23.80966344980614]));

  // Definindo os pontos como variáveis

  var col = ee.FeatureCollection([p1, p2, p3, p4, p5, p6, p7, p8, p9, p10, p11, p12, p13, p14]);
  var col_list = col.toList(col.size());

  print(col);

  Map.addLayer(col);

  // Selecionando o espaço temporal
  var startYear = '2008';
  var endYear = '2021';

  // Selecionando a fonte de dados de busca
  var dataset = ee.ImageCollection('NASA/GPM_L3/IMERG_MONTHLY_V06')
     .filterDate(startYear, endYear)
     .select('precipitation');
     print(dataset);

  var dataset_list = dataset.toList(dataset.size());

  var year_list = ee.List.sequence(ee.Number.parse(startYear), ee.Number.parse(endYear).subtract(1));

  var leapYear_list = year_list.map( function leapYear(year) {

   return ee.Number(year).mod(4).eq(0).and(ee.Number(year).mod(100).neq(0)).or(ee.Number(year).mod(400).eq(0));
   });

  var monthNumberDays = leapYear_list.map(function setYearsNumberDays (ele) {

   return ee.Algorithms
     .If(ee.Number(ele).eq(1), [31,29,31,30,31,30,31,31,30,31,30,31],
                               [31,28,31,30,31,30,31,31,30,31,30,31]);
     }).flatten();

  var allDates = ee.List(dataset.aggregate_array('system:time_start'));

  var allDatesSimple = allDates.map(function(date){
   return ee.Date(date).format().slice(0,7);
   });

  var getMonthlyValues = col_list.map(function (feat) {

   var getPrecipit = function(image) {

     // Reduzindo a região de pesquisa e obtendo os valores de precipitação
     var value_ppt = ee.Image(image)
         .reduceRegion(ee.Reducer.mean(), ee.Feature(feat).geometry())
         .get('precipitation');

  // convertendo em mm/dia
```

```
    return ee.Number(value_ppt).multiply(24);

  };

  var ppt_list = dataset_list.map(getPrecipit);

  var monthlyValues = ppt_list.map(function (ele){

      var idx = ppt_list.indexOf(ele);
          return ee.Number(ele).multiply(monthNumberDays.get(idx));

  });

  return monthlyValues;

});

var list = ee.List.sequence(0, ee.Number(allDatesSimple.size()).subtract(1));

var myFeatures = ee.FeatureCollection(list.map(function(el){
  el = ee.List(el);

  // Lançando todos os elementos da lista
  return ee.Feature(null, {
    'date': allDatesSimple.get(el),
    'p1': ee.List(getMonthlyValues.get(0)).get(el),
    'p2': ee.List(getMonthlyValues.get(1)).get(el),
    'p3': ee.List(getMonthlyValues.get(2)).get(el),
    'p4': ee.List(getMonthlyValues.get(3)).get(el),
    'p5': ee.List(getMonthlyValues.get(4)).get(el),
    'p6': ee.List(getMonthlyValues.get(5)).get(el),
    'p7': ee.List(getMonthlyValues.get(6)).get(el),
    'p8': ee.List(getMonthlyValues.get(7)).get(el),
    'p9': ee.List(getMonthlyValues.get(8)).get(el),
    'p10': ee.List(getMonthlyValues.get(9)).get(el),
    'p11': ee.List(getMonthlyValues.get(10)).get(el),
    'p12': ee.List(getMonthlyValues.get(11)).get(el),
    'p13': ee.List(getMonthlyValues.get(12)).get(el),
    'p14': ee.List(getMonthlyValues.get(13)).get(el),
  });
}));

print(myFeatures);

// Exporta as informações, especificando os nomes correspondente
Export.table.toDrive(myFeatures,
"exportar_ppt",
"GEE_Folder",
"ppt_mensal",
"CSV");
```

APÊNDICE B – Linhas de comando para o GEE para a elaboração do mapa de uso e ocupação da terra

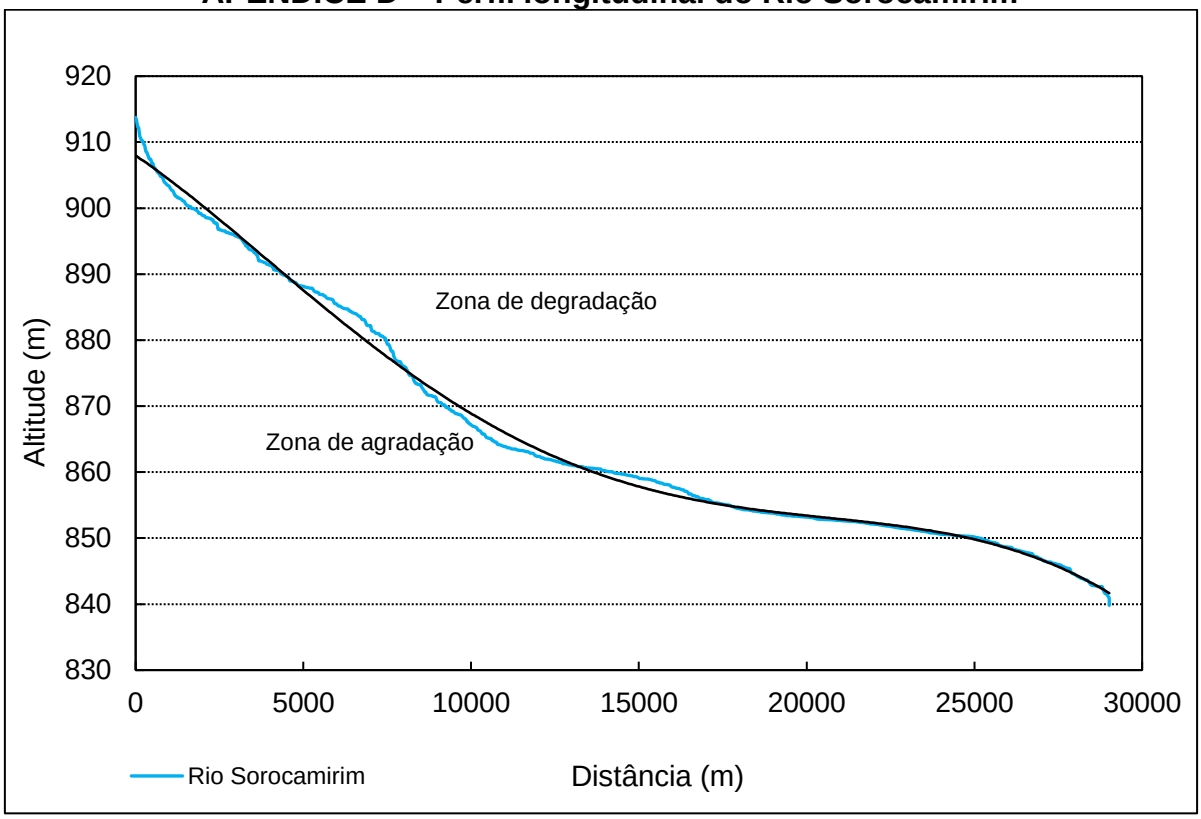
```
//Importa o arquivo shapefile da área da bacia para o Earth Engine
var shp = ee.FeatureCollection('projects/ee-walisoncarvalho/assets/bacia_alto_sorocaba');

//Aplica a geometria do shapefile como ROI
var roi = shp.geometry();

//Seleciona a variável da bilbioteca Landsat 9
var img = ee.Image('LANDSAT/LC09/C02/T1_TOA/LC09_219076_20220529');

var amostra =
vegetacao.merge(agua).merge(urbana).merge(solo).merge(agricola).merge(campos).merge(silvicultura).marge(pastagem).mer
ge(cult_temp);

var bandas = ['B4', 'B5', 'B6'];

var treinamento = img.select(bandas).sampleRegions({
  collection:amostra,
  properties: ['class'],
  scale: 30
});

var classificacao = ee.Classifier.minimumDistance('euclidean').train({
  features: treinamento,
  classProperty: 'class',
  inputProperties: bandas
});

var classificacao = img.select(bandas).classify(classificacao);

// Recorta imagem para a região de interesse
var imgClip = img.clip(roi);
var classificacaoClip = classificacao.clip(roi);

Map.addLayer(imgClip, {bands: 'B6,B5,B4'});
Map.addLayer(classificacaoClip, {min:0, max: 5, palette:['green','blue','red','pink','yellow','cyan',black, orange, white]},
'classificação');

// Exporta a imagem para o Google Drive

Export.image.toDrive
  ({
    image: classificacaoClip,
// Nome folder
            description: 'Uso_ocupacao_da_terra2022',
// Seleciona a resolução espectral
            scale:30,
 // Seleciona o Sistema de Coordenadas
            crs: 'EPSG:4326',
 // Nome do raster
            Folder:'Name'
});
```

Observação: Para o ano de 2002, foi utilizada a biblioteca LANDSAT/LE07/C02/T1_RTe para o ano de 2014, foi utilizada a biblioteca LANDSAT/LC08/C02/T1_RT/LC08_ 2190 76_20140208

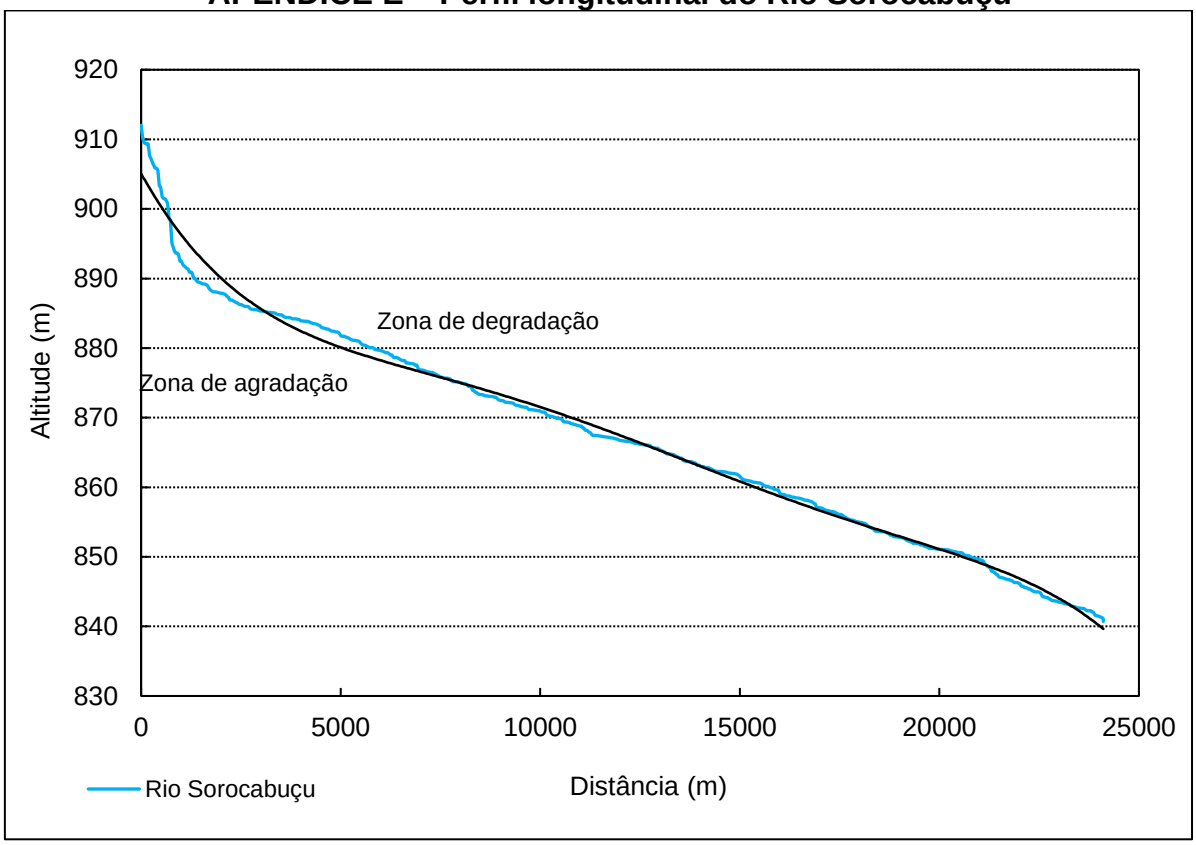
APÊNDICE C - Linhas de comando para o GEE para o cálculo do NDWI

```
//Importa o arquivo shapefile da área da bacia para o Earth Engine
  var shp = ee.FeatureCollection("projects/ee-walisoncarvalho/assets/alto_wgs84");
  var area = shp.geometry();

//Centraliza a vizualização na area de estudo
Map.centerObject(area, 10);

//Base de imagens geoespaciais utilizada
  var L9 = ee.ImageCollection("LANDSAT/LC09/C02/T1_TOA")
    .filterBounds(area) // Filtra a imagem com a area de estudo
    .filterDate('2022-01-01', '2022-12-31') // Definir data de início e fim da coleção
    .filterMetadata('CLOUD_COVER', 'less_than', 10) //Seleciona apenas imagens com baixa cobertura de nuvens
    .map(function(image){return image.clip(area)});

//Inserir o contorno da area da bacia
  var empty = ee.Image().byte();
  var outline = empty.paint({featureCollection: area, width: 1});
    Map.addLayer(outline, {palette:'black'},'Contorno', false);

//Coleta as posições do mapa na bacia
  var imagePoint = area;

//Coleta a primeira imagem identificada para o período informado
  var L9 = ee.Image(L9.first());

//Coleta as bandas de cores NIR, Vermelho e Verde
  var green = L9.select('B3');
  var red = L9.select('B4');
  var nir = L9.select('B5');

// Computa o Índice de Água de Diferença Normalizada (NDWI).
  var ndwi = green.subtract(nir).divide(green.add(nir)).rename('NDVI');
  var ndwiParams = {min: -1, max: 1, palette: ['red', 'white', 'blue']};
    Map.addLayer(ndwi, ndwiParams, 'NDWI image');

// Exporta o mapa para o Google Drive
  Export.image.toDrive
  ({
    image: ndwi,
    description: 'NDWI',
    scale:30,
    crs: 'EPSG:4326',
    maxPixels: 1000000000000
    folder:'Mestrado' });
```

APÊNDICE D – Perfil longitudinal do Rio Sorocamirim



APÊNDICE E – Perfil longitudinal do Rio Sorocabuçu



APÊNDICE F – Perfil longitudinal do Rio Una