

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

PABLO CÉSAR SERAFIM

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA FRAGILIDADE DO MEIO FÍSICO A PARTIR
DA ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS NA BACIA DO RIO SÃO TOMÉ,
SUL DE MINAS GERAIS.**

ALFENAS/MG

2026

PABLO CÉSAR SERAFIM

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA FRAGILIDADE DO MEIO FÍSICO A PARTIR
DA ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS NA BACIA DO RIO SÃO TOMÉ,
SUL DE MINAS GERAIS.**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Análise sócio-espacial e ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo José Pisani.

ALFENAS/MG

2026

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Unidade Educacional Santa Clara

Serafim, Pablo César.

Proposta metodológica para fragilidade do meio físico a partir da análise hierárquica de processos na bacia do rio São Tomé, sul de Minas Gerais / Pablo César Serafim. - Alfenas, MG, 2026.

135 f. : il. -

Orientador(a): Rodrigo José Pisani.

Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2026.

Bibliografia.

1. Fragilidade Ambiental. 2. Análise Hierárquica de Processos (AHP). 3. Modelagem de sistemas ambientais. 4. Sensoriamento Remoto. I. Pisani, Rodrigo José, orient. II. Título.

Ficha gerada automaticamente com dados fornecidos pelo autor.

PABLO CÉSAR SERAFIM

PROPOSTA METODOLÓGICA PARA FRAGILIDADE DO MEIO FÍSICO A PARTIR DA ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS NA BACIA DO RIO SÃO TOMÉ, SUL DE MINAS GERAIS

O Presidente da banca examinadora abaixo assina a aprovação da Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Análise sócio-espacial e ambiental.

Aprovada em: 03 de março de 2026.

Prof. Dr. Rodrigo José Pisani

Presidente da Banca Examinadora

Instituição: Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG)

Prof. Dr. Marcos Esdras Leite

Instituição: Universidade Estadual de Montes Claros - (UNIMONTES-MG)

Prof. Dr. Daniel Hideki Bando

Instituição: Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG)



Documento assinado eletronicamente por **Rodrigo Jose Pisani, Professor do Magistério Superior**, em 03/03/2026, às 10:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Daniel Hideki Bando, Professor do Magistério Superior**, em 03/03/2026, às 11:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Esdras Leite, Usuário Externo**, em 03/03/2026, às 15:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1727984** e o código CRC **AB1665E7**.

A Deus, a minha mãe, Lourdes, que me incentivou no começo, mas não pôde ver o final. Ao meu pai, Célio, que esteve comigo em cada etapa, sempre me apoiando. E aos meus amigos, que fizeram tudo ficar mais leve.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, com todo o meu coração, aos meus pais, Lourdes (*in memoriam*) e Célio, pela dádiva da vida e pelo apoio incondicional na escolha e condução deste caminho. À minha família, em especial aos meus padrinhos Regiane e Jovane, por todo o amor e carinho que me acompanham desde a infância. Ao meu tio Miguel (*in memoriam*), guardião das melhores lembranças da infância e o motivo por ser feliz vendo o Mengão aos Domingos.

Aos amigos: Giovanna e Thaynara, por compartilharem comigo dias de pura nostalgia e felicidade, e por estarem comigo desde o início de tudo isso. Ao Daniel, pelas piadas, os aprendizados e os conselhos — todos passados com a economia verbal de Florian Schneider. E aos amigos que ganhei no caminho: à Raissa, por me impulsionar todos os dias — e por nunca, jamais, me deixar esquecer que eu tinha uma dissertação para terminar. Simplesmente nunca! Ao Douglas, pela parceria constante e pelos melhores trocadilhos que alguém poderia inventar, além de também não me deixar esquecer, em nenhum momento, da dissertação que precisava ser concluída. Sem o apoio e a presença de ambos, este trabalho simplesmente não teria acontecido. Ao velho Bellini — que talvez se irrite por chamá-lo assim — pelos conselhos, pela ajuda e, acima de tudo, por ser uma pessoa iluminada.

Ao professor Rodrigo, meu orientador, pelo apoio em todas as etapas desta dissertação. Compartilhamos perdas e desafios ao longo do caminho, e ainda assim estive sempre presente, com paciência, confiança e conselhos valiosos. Agradeço por tudo — e peço desculpas pelos sustos, sei que não foram poucos!

À Cleide, por não deixar que eu virasse estatística já na primeira semana como professor no ensino básico — e por toda a paciência com minhas nem sempre oportunas interrupções no seu trabalho.

Ao Laboratório B315 – NEGAM, minha segunda casa, por me acolher nos momentos mais desafiadores e me proporcionar amizades, aprendizados, alegrias e, sim, algumas pausas inevitáveis para procrastinar. A tantos outros que aqui não foram mencionados, mas que, de alguma forma, deixaram sua marca nessa caminhada. A todos vocês, meu sincero e profundo agradecimento.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

And all you touch and all you see, is all your life will ever be.

Pink Floyd, *Breathe In the air, The Dark Side of the Moon* (1973).

RESUMO

A intensificação da atividade antrópica sobre os sistemas ambientais demanda métodos de diagnóstico cada vez mais precisos para subsidiar o planejamento territorial. Este trabalho teve como objetivo propor e validar uma metodologia para a análise da fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio São Tomé, localizada no Sul de Minas Gerais, integrando a Análise Hierárquica de Processos (AHP) a variáveis contínuas de sensoriamento remoto. A pesquisa analisou uma série temporal de 33 anos (1990, 2000, 2010 e 2023), utilizando diferentes abordagens metodológicas: a Álgebra de Mapas simples, baseada na adaptação clássica de Ross (1994) e Crepani et al. (2001); a modelagem ponderada via AHP, que hierarquizou as variáveis conforme a bibliografia existente; e o Modelo Proposto, que integrou ao AHP dados de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Temperatura de Superfície Terrestre (TST), operacionalizados via lógica Fuzzy. Os resultados evidenciaram uma profunda transformação na matriz produtiva local, marcada pela substituição de aproximadamente 30% das áreas de pastagem pela agricultura intensiva de café e culturas temporárias (grãos). Essa mudança ampliou a pressão sobre os sistemas ambientais, revelando que os modelos estáticos tradicionais tendem a subestimar a fragilidade em áreas de agricultura tecnificada. O Modelo proposto, ao integrar a dinâmica da cobertura vegetal e o estresse térmico, identificou maior fragilidade nas áreas de lavoura, elevando a proporção das classes “Alta” e “Muito Alta” para 51,46% do território em 2023, em contraste com os 33,02% apontados pelo modelo AHP estático. A análise demonstrou que a introdução de variáveis espectrais permite superar as generalizações das classes discretas de uso do solo, captando com maior fidelidade a exposição erosiva decorrente do manejo agrícola. Com base nesse diagnóstico, foi elaborada uma proposta de zoneamento ambiental que estabelece diretrizes para a consolidação produtiva, o uso controlado e a recuperação obrigatória, visando compatibilizar a vocação econômica regional com a segurança hídrica e a estabilidade morfopedológica da bacia.

Palavras-chave: Fragilidade Ambiental. Análise Hierárquica de Processos (AHP); Modelagem de sistemas ambientais; Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

The intensification of anthropic activity on environmental systems demands increasingly precise diagnostic methods to support territorial planning. This work aimed to propose and validate a methodology for analyzing environmental fragility in the São Tomé River Basin, located in southern Minas Gerais, by integrating the Analytic Hierarchy Process (AHP) with continuous remote sensing variables. The research examined a 33-year time series (1990, 2000, 2010 and 2023), employing different methodological approaches: simple Map Algebra, based on the classical adaptation of Ross (1994) and Crepani et al. (2001); weighted modeling via AHP, which hierarchized variables according to existing literature; and the Proposed Model, which integrated AHP with Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Land Surface Temperature (LST) data, operationalized through Fuzzy logic. The results revealed a profound transformation in the local productive matrix, marked by the replacement of approximately 30% of pasture areas with intensive coffee farming and temporary crops (grains). This change increased pressure on environmental systems, showing that traditional static models tend to underestimate fragility in areas of technified agriculture. The Proposed Model, by integrating vegetation cover dynamics and thermal stress, identified greater fragility in cropland areas, raising the proportion of “High” and “Very High” fragility classes to 51.46% of the territory in 2023, compared to 33.02% indicated by the static AHP model. The analysis demonstrated that the inclusion of spectral variables allows overcoming the generalizations of discrete land-use classes, capturing more accurately the erosive exposure resulting from agricultural management. Based on this diagnosis, an environmental zoning proposal was developed, establishing guidelines for productive consolidation, controlled use, and mandatory recovery, aiming to reconcile the region’s economic vocation with water security and the morphopedological stability of the basin.

Keywords: Environmental Fragility; Analytic Hierarchy Process (AHP); Environmental Systems Modeling; Remote Sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da bacia do Rio São Tomé.....	21
Figura 2 – Print da tabela de concordância global Acatama – 1990 a 2023	46
Figura 3 – Uso e ocupação da série temporal	49
Figura 4 – Declividade classificada (EMBRAPA, 1979) e Fator LS por MFD	51
Figura 5 – Mapa pedológico UFV.....	52
Figura 6 – Mapa de litologia CPRM.....	53
Figura 7 – Gráfico de Precipitação mensal média entre 1985 – 2023 pelo CHIRPS	54
Figura 8 – Precipitação reclassificada para o índice de intensidade pluviométrica (1990 – 2023).....	55
Figura 9 – Álgebra para fragilidade potencial de 1990.	59
Figura 10 – Álgebra para fragilidade potencial de 2000	60
Figura 11 – Álgebra para fragilidade potencial de 2010.....	61
Figura 12 – Álgebra para fragilidade potencial de 2023.	62
Figura 13 – Álgebra para fragilidade emergente de 1990.....	64
Figura 14 – Álgebra para fragilidade emergente de 2000.....	65
Figura 15 – Álgebra para fragilidade emergente de 2010.....	66
Figura 16 – Álgebra para fragilidade emergente de 2023.....	67
Figura 17 – Exemplo de uma das expressões utilizadas na calculadora raster	73
Figura 18 – Fluxograma metodológico	74
Figura 28 – Função de Pertinência para NDVI.....	77
Figura 29 – Função de Pertinência para TST.....	78
Figura 19 – 154 Pontos amostrais do planejamento de campo	79
Figura 20 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 1990.....	84
Figura 21 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2000.....	84
Figura 23 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2023.....	85
Figura 22 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2010.....	85
Figura 24 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 1990.....	88

Figura 25 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2000.....	88
Figura 27 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2023.....	89
Figura 26 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2010.....	89
Figura 30 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 1990.....	90
Figura 31 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2000.....	91
Figura 32 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2010.....	91
Figura 33 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2023.....	92
Figura 34 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 1990.....	94
Figura 35 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2000.....	95
Figura 36 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2010.....	96
Figura 37 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2023.....	98
Figura 38 – Imagens aéreas da porção norte – Exutório.....	100
Figura 39 – Imagens aéreas da porção norte.....	102
Figura 40 – Imagens aéreas da porção centro–norte.....	105
Figura 41 – Imagens aéreas da porção central.....	107
Figura 42 – Imagens aéreas da porção central– Pastagem.....	109
Figura 43 – Imagens aéreas da porção centro–oeste.....	111
Figura 44 – Imagens aéreas da porção centro–sul.....	114
Figura 45 – Mapa com a proposta de zoneamento agrícola.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de solos identificadas	23
Tabela 2 – A Escala Fundamental de Comparações Paritárias	38
Tabela 3 – Escala proposta por Landis e Koch.....	47
Tabela 4 – Relação dos quantitativos de validação para a série temporal.....	48
Tabela 5 – Pesos por classe de variável espacial	56
Tabela 6 – Matriz de Comparação Paritária para os critérios ponderados.....	69
Tabela 7 – Vetor de prioridades (pesos).....	69
Tabela 8 – Índice randômico proposto por Saaty (1980)	71
Tabela 9 – Reporte de uso e ocupação do solo entre 1990 e 2023.	80
Tabela 10 – Comparativo de ocupação das classes de fragilidade potencial	83
Tabela 11 – Comparativo de ocupação das classes de fragilidade emergente	86
Tabela 12 – Comparativo percentual de áreas por classe de fragilidade emergente entre os métodos AHP e AHP + variáveis contínuas	93
Tabela 13 – Matriz Ecodinâmica, Fragilidade e Diretrizes do ZAP.....	117

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
1.1.	OBJETIVOS	19
1.1.1.	Objetivo Geral	19
1.1.2.	Objetivos específicos	19
3.	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	20
3.1.	ASPECTOS GEOLÓGICOS	21
3.2.	ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS	22
3.3.	ASPECTOS PEDOLÓGICOS	23
3.4.	ASPECTOS CLIMÁTICOS	24
3.5.	USO E OCUPAÇÃO.....	24
4.	REFERENCIAL TEÓRICO	25
4.1.	ABORDAGEM SISTÊMICA NA GEOGRAFIA.....	25
4.2.	FRAGILIDADE AMBIENTAL: CONCEITUALIZAÇÃO E APLICAÇÃO	27
4.3.	GEOTECNOLOGIAS E O USO EM ESTUDO AMBIENTAIS	31
4.4.	SENSORIAMENTO REMOTO E SUAS APLICAÇÕES	34
4.5.	ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS – AHP	37
4.6.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA PARA PONDERAÇÃO PELA AHP.....	40
5.	MATERIAIS E MÉTODOS	42
5.1.	MATERIAIS	42
5.2.	MÉTODOS	44
5.2.1.	Aquisição e Pré-processamento de Dados	44
5.2.2.	Aquisição de Dados Temporais via Google Earth Engine (GEE)	44
5.2.3.	Reclassificação e validação do uso e ocupação	45
5.3.	CONSTRUÇÃO DO MODELO DE FRAGILIDADE E ATRIBUIÇÃO DE PESOS 50	
5.3.1.	Normalização e Integração dos Dados por Álgebra de Mapas	57
5.3.2.	Geração dos modelos via álgebra de mapas	58
5.3.3.	Geração dos modelos ponderados pela análise hierárquica de processos	

5.3.4. Validação da AHP pela análise de consistência de julgamentos	70
5.3.5. Cálculo da Razão de Consistência (RC)	70
5.3.6. Discussão das ponderações pela AHP	71
5.3.7. Integração dos pesos gerados ao modelo.....	72
6. COMPOSIÇÃO DOS ÍNDICES ESPECTRAIS E TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE	74
6.1. INTEGRAÇÃO DAS VARIÁVEIS CONTINUAS AO MODELO VIA NORMALIZAÇÃO FUZZY.....	76
7. TRABALHO DE CAMPO	78
8. RESULTADOS	80
8.1. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	80
8.2. FRAGILIDADE POTENCIAL: COMPARAÇÃO ENTRE O MÉTODO DA ÁLGEBRA DE MAPAS E AHP.....	82
8.3. FRAGILIDADE EMERGENTE	86
9. MODELO PROPOSTO.....	90
9.1. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS: A DINÂMICA DA FRAGILIDADE SOBRE EFEITO DAS VARIÁVEIS CONTÍNUAS.....	92
9.2. CENÁRIO DE 1990.....	93
9.3. CENÁRIO (2000–2010): AVANÇO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA	94
9.4. O CENÁRIO DE 2023: A INTENSIFICAÇÃO DO USO E PANORAMA ATUAL DA BACIA.....	97
10. PROPOSTA DE ZONEAMENTO PARA O ORDENAMENTO TERRITORIAL	115
10.1. O ZONEAMENTO AMBIENTAL E PRODUTIVO (ZAP) E O MÉTODO PUC.....	115
10.2. A ECODINÂMICA COMO BASE PARA O ZONEAMENTO.....	116
10.3. DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE MANEJO PROPOSTAS	118
10.3.1. ZONA I – CONSOLIDAÇÃO PRODUTIVA	118
10.3.2. ZONA II – USO CONTROLADO.....	119
10.3.3. ZONA III – RECUPERAÇÃO E CONSERVAÇÃO	119
11. CONSIDERAÇÕES FINAIS	120

REFERÊNCIAS	121
APÊNDICE A – SCRIPTS, FIGURAS E PLANILHAS	135

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os avanços técnicos contemporâneos têm impulsionado a expansão da atividade antrópica sobre o meio físico, atuando como supressores constantes das estruturas ambientais. Tais avanços manifestam-se diretamente, ao facilitar a exploração de recursos naturais, e indiretamente, ao acelerar processos urbanos que contribuem para a degradação ambiental. Essas interações não se apresentam como causas isoladas, mas como fatores que aceleram a progressão dos impactos sobre os sistemas naturais, os quais, de outra forma, se consolidariam em arranjos temporais distintos (FORLEY *et al.*, 2005; TURNEY *et al.*, 2009)

A aceleração do processo erosivo hídrico, sobretudo pela erosão laminar das encostas, impacta diretamente no aporte de sedimentos e nutrientes (como fósforo e nitrogênio) aos cursos d'água, resultantes de práticas inadequadas de manejo agrícola (CARVALHO, 2008; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; MORGAN, 2006; SHARPLEY; SMITH, 1993; SHARPLEY; GBUREK, 1998). Esse fenômeno compromete a integridade do solo, reduz sua fertilidade, favorece o assoreamento e intensifica processos de eutrofização, acarretando diminuição da produtividade agrícola. Estima-se que a erosão hídrica seja responsável por perdas anuais entre 24 e 40 bilhões de toneladas de solo em escala global (PIMENTEL, 2006), enquanto aproximadamente 33% dos solos do mundo encontram-se moderada ou altamente degradados (FAO, 2015). Lal (2001) destaca que a erosão hídrica compromete cerca de 1,1 bilhão de hectares em diferentes regiões do planeta, especialmente em áreas agrícolas de climas tropicais e subtropicais, evidenciando a gravidade do problema e seus impactos sobre a produtividade e a sustentabilidade dos sistemas produtivos.

No Brasil, Hernani *et al.* (2002) estimaram perdas anuais de aproximadamente 822 milhões de toneladas de solo, das quais cerca de 751 milhões de toneladas ocorrem em áreas cultivadas, resultando em custos econômicos próximos de US\$ 6 bilhões por ano. Em atualização mais recente, Polidoro *et al.* (2021) indicaram que, considerando o uso da terra em 2017, as perdas anuais podem ter alcançado aproximadamente 3 bilhões de toneladas de solo, sendo cerca de 899 milhões de toneladas provenientes de áreas agrícolas. O impacto econômico dessas perdas foi estimado em até US\$ 15,7 bilhões por ano, valor calculado principalmente com base nos custos de reposição de nutrientes e corretivos arrastados pelo processo erosivo.

A agricultura intensiva, quando conduzida sem práticas conservacionistas em

áreas declivosas e de solos naturalmente suscetíveis à erosão, intensifica os processos de degradação ambiental. Estudos realizados em bacias próximas à área de estudo do presente trabalho, como as dos rios Muzambo e Machado, identificaram cargas expressivas de sedimentos aportados nos cursos hídricos (LIBANIO, 2019; LATUF *et al.*, 2019).

Nessas condições, o enriquecimento por nutrientes favorece a eutrofização e a proliferação de macrófitas aquáticas, sobretudo em setores de menor circulação, como descrito em reservatórios tropicais (POMPÊO, 2017). A deterioração das características físicas, químicas e biológicas do ambiente tem acarretado problemas que impactam exponencialmente a estabilidade das bacias hidrográficas, gerando relações de reciprocidade causal entre o uso inadequado do solo, desmatamento, erosões e captação indiscriminada de água.

Nesse contexto, a busca por estratégias que conciliem as atividades antrópicas com a conservação da natureza torna-se imperativa, especialmente no Cerrado, onde a rápida conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas, impulsionada pelo modelo de desenvolvimento hegemônico voltado à produção de grãos, tem provocado significativa degradação ambiental e impactos nas comunidades (RESENDE *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2020; MELO, 2017).

Apesar dos avanços tecnológicos na agricultura, como o sistema de plantio direto que minimiza a degradação do solo, a expansão contínua da fronteira agrícola desde a década de 1960 continua a ameaçar a integridade ecológica desses biomas (SILVA *et al.*, 2018). Atualmente, esse processo tem alcançado ritmos intensivos, onde o plantio de grãos substitui riquezas naturais e a paisagem é tomada por vastas planícies de lavoura, as quais são influenciadas diretamente pela valorização das commodities agrícolas pela demanda internacional (MEDEIROS, 2007; SERAFIM *et al.*, 2025).

Diante desse cenário de degradação ambiental e intensificação dos processos erosivos, torna-se necessário adotar uma escala de análise capaz de integrar os impactos sobre os recursos hídricos, a produção agrícola e demais dinâmicas territoriais. Nesse sentido, a bacia hidrográfica configura-se como unidade fundamental de planejamento e gestão, por permitir compreender de forma articulada não apenas os processos que afetam a disponibilidade de água e a capacidade produtiva dos solos, mas também a conservação da biodiversidade, o ordenamento do uso da terra e a interação entre sociedade e natureza (CHRISTOFOLETTI, 1999;

LIMA; ZAKIA, 2000; TEODORO *et al.*, 2007; PIROLI, 2022).

A modelagem de sistemas ambientais constitui um instrumento metodológico essencial por integrar as diversas variáveis que regem a dinâmica da paisagem. Os modelos, entendidos como simplificações da realidade, permitem destacar relações fundamentais ao ocultar detalhes secundários. Embora sejam aproximações, sua utilidade reside em revelar padrões e processos que orientam diagnósticos ambientais e subsidiam decisões de ordenamento territorial e gestão (CRISTOFOLETTI, 1999).

Assim, o presente trabalho se estabelece fundamentalmente como uma proposta metodológica. A questão central que orienta esta investigação reside no desafio de modelos tradicionais de fragilidade ambiental em representar a complexidade das variáveis contínuas da paisagem. Modelos consagrados, como os de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001), operam sob lógica booleana e discretização de classes. Embora não tenham sido originalmente concebidos como álgebra de mapas, sua implementação em ambiente SIG se dá por meio dessas operações. Estudos comparativos mostram que a aplicação desses modelos em uma mesma área gera resultados divergentes, evidenciando limitações relacionadas à discretização em classes e à padronização dos pesos (SPÖRL, 2001; SPÖRL; ROSS, 2004).

A relevância dessa discussão pode ser observada em análises recentes sobre o uso da álgebra de mapas na geomorfologia brasileira. Entre 2001 e 2020, foram identificadas 85 publicações na Revista Brasileira de Geomorfologia que recorreram a essa técnica, correspondendo a cerca de 15% do total de artigos do período. Desses trabalhos, 73 (86%) aplicaram metodologias já existentes e apenas 12 (14%) apresentaram propostas metodológicas originais (MORAIS; UEMA; MONTANHER, 2022).

A proposição de novas metodologias fundamenta-se na necessidade de mitigar a subjetividade inerente à álgebra de mapas convencionalmente aplicadas e de superar a perda de informação causada pelo agrupamento de dados em classes discretas.

A hipótese central é que a integração de variáveis contínuas, como índices espectrais de vegetação (NDVI) (ROUSE, 1974) e temperatura da superfície (LST), introduzidas por Lógica Fuzzy e ponderadas pela Análise Hierárquica de Processos (AHP), pode contribuir para o aprimoramento do modelo de fragilidade ambiental. Nesse sentido, considera-se que a atribuição das variáveis contínuas ao modelo pode ampliar sua capacidade de captar nuances da degradação ambiental, oferecendo

diagnósticos potencialmente mais precisos e sensíveis do que os métodos tradicionais de superposição booleana. A integração pela AHP contribui para estruturar o julgamento humano, reduzir a subjetividade e verificar a consistência lógica das decisões (SATY, 1977), enquanto a lógica fuzzy permite considerar a complexidade e as variações internas dos sistemas ambientais. (ZADEH, 1965; PAULA, 2007).

Sobretudo, o incremento dessas variáveis contínuas adiciona informações de maior resolução ao modelo, o que pode melhorar a precisão dos resultados e contribuir para superar um dos principais problemas encontrados nos modelos tradicionais: a incompatibilidade entre escalas dos dados potenciais. Ao combinar variáveis potenciais ponderadas e variáveis contínuas adicionadas, busca-se reduzir esse descompasso e oferecer uma representação metodológica validada para a fragilidade ambiental.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo Geral

Propor e validar uma metodologia para a análise de fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio São Tomé, integrando Análise Hierárquica de Processos (AHP) e dados de sensoriamento remoto (NDVI e Temperatura de Superfície), visando superar as limitações de generalização dos modelos empíricos tradicionais e fornecer subsídios mais precisos para o planejamento ambiental.

1.1.2. Objetivos específicos

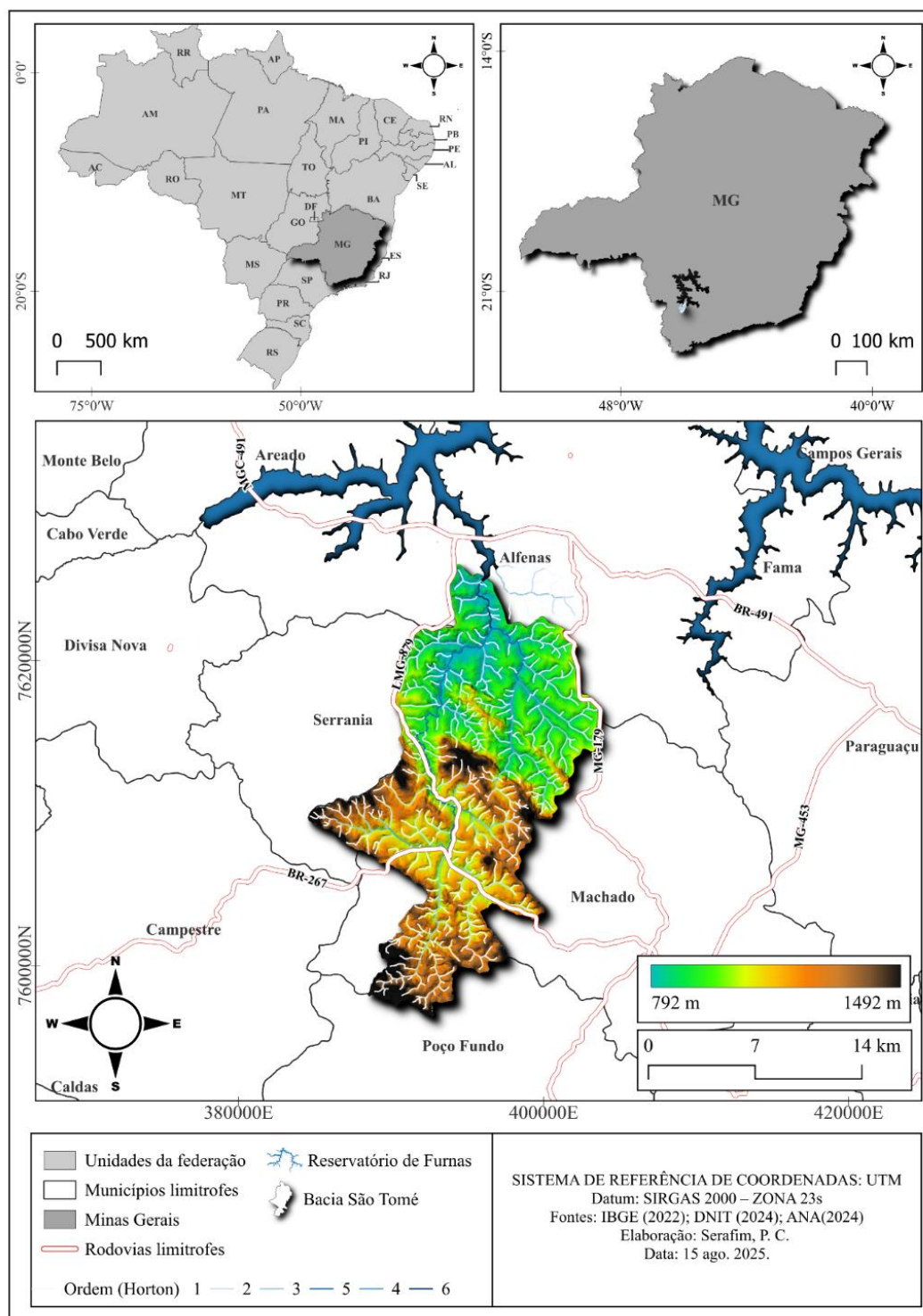
- a) Aplicar o modelo de fragilidade ambiental para a bacia do rio São Tomé com base em adaptações metodológicas de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).
- b) Ponderar os fatores condicionantes (topografia, solos, geologia, precipitação e uso do solo) utilizando a Análise Hierárquica de Processos (AHP) e a hierarquia de importância a partir de revisão de literatura.
- c) Aplicar e comparar a fragilidade potencial e emergente da bacia para a série temporal de 1990, 2000, 2010 e 2023, usando os modelos da álgebra de mapas e AHP.
- d) Propor parâmetros para adaptação ao modelo AHP utilizando do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e temperatura de superfície.

3. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio São Tomé está situada na porção meridional do estado de Minas Gerais, abrangendo uma extensão de 262,7 km², configurando-se como uma sub-bacia do Rio Grande. Seu território encontra-se delimitado pelos contornos administrativos da microrregião de Alfenas, abrangendo os municípios de Alfenas, Serrania e Machado, sendo este último o local de sua nascente. O limite hidrográfico da bacia é estabelecido por sua interface com o município de Poço Fundo, este, atuando como divisor de águas. As coordenadas geográficas da bacia variam entre 21°27' e 21°44' de latitude sul e 46°7' e 45°55' de longitude oeste, tendo como ponto médio de delimitação as coordenadas 21°44' S e 45°55' W.

As principais vias de acesso à bacia hidrográfica são a Rodovia Vital Brasil (BR-267), a Rodovia Waldemar Miguel (MG-879) e a Rodovia Deputado Navarro de Oliveira (MG-179), conforme ilustrado na Figura 1. A bacia hidrográfica do rio São Tomé apresenta significativa relevância ambiental e social para toda a região, desempenhando papel crucial no abastecimento urbano dos municípios de Alfenas com 78.970 habitantes e Serrania, que conta com uma população de 7.621 habitantes (IBGE, 2022). Além de sua importância para o fornecimento de água, a bacia está diretamente inserida na dinâmica econômica regional, especialmente no contexto das atividades relacionadas ao reservatório de Furnas. Este depende da integridade dos cursos d'água e seus afluentes para o desenvolvimento de práticas como turismo, abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação agrícola e piscicultura (RIOS; PEREIRA; LATUF, 2021).

Figura 1 – Localização da bacia do Rio São Tomé



Fonte: Autor (2025).

3.1. ASPECTOS GEOLÓGICOS

A região insere-se na porção meridional da Faixa Brasília, formada durante o Ciclo Brasileiro Pan-Africano (c. 640–580 Ma) pela colisão dos paleocontinentes São

Francisco e Paranapanema. Esse evento resultou na construção de um sistema de nappes com vergência para leste, sobre a margem do Cráton São Francisco (CAMPOS NETO; CABY, 1999; TEDESCHI *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2020). O arcabouço regional é dominado pela Nappe Socorro–Guaxupé, interpretada como remanescente de arco magmático da Placa Paranapanema. Sua base é composta por granulitos de alta pressão e o topo por gnaisses migmatíticos e metassedimentos, refletindo intenso empilhamento tectônico (TEDESCHI *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2020).

Localmente, predominam os ortognaisses Machado e Elói Mendes (NP2gem, NP2gm), rochas de alto grau metamórfico que recobrem o embasamento migmatítico do Complexo São João da Mata (N2sjm). A evolução estrutural registra ao menos três fases de deformação, com metamorfismo regional em fácies anfíbolito a granulito (TROUW *et al.*, 2013). Intrusões tardias incluem a Suíte Charnockítica–Mangerítica e o Metagranito Poço Fundo, de estrutura submaciça a fracamente foliada (TEDESCHI *et al.*, 2015). Sobre este embasamento cristalino, depósitos aluvionares quaternários (Q2a) preenchem os vales fluviais, controlados por oscilações climáticas do Quaternário (SUGUIO, 2003).

3.2. ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS

A região insere-se no grande domínio morfoestrutural dos Cinturões Móveis Neoproterozóicos, caracterizado por planaltos, alinhamentos serranos e depressões sobre terrenos dobrados e falhados, compostos por rochas metamórficas e granitóides (IBGE, 2009). Também ocorrem depósitos sedimentares quaternários em áreas de acumulação fluvial, formando planícies e terraços (SUGUIO, 2003).

No terceiro nível taxonômico, destacam-se as unidades geomorfológicas do Planalto de Poços de Caldas, dos Patamares de Varginha, além de planícies e terraços fluviais. O Planalto de Poços de Caldas corresponde a uma borda de estrutura circular associada a corpos ígneos intrusivos, enquanto os Patamares de Varginha configuram superfícies intermediárias entre planaltos mais elevados e planícies mais baixas (IBGE, 2009).

A topografia regional apresenta planaltos e relevos acidentados, relacionados a movimentos tectônicos do Ciclo Brasileiro (SAADI, 1991), com serras escarpadas, colinas convexas, morros residuais e picos aguçados. Nas áreas de vale predominam planícies fluviais e terraços de acumulação. A análise hipsométrica evidencia ampla

variação altimétrica e declividade (IBGE, 2009).

3.3. ASPECTOS PEDOLÓGICOS

A bacia do rio São Tomé apresenta diversidade de solos, reflexo da variedade de rochas e formas de relevo que a compõem. Apesar da escala pouco detalhada, a carta de solos elaborada pelo CETEC, UFLA e UFV (1:650.000) indica predomínio de Latossolos Vermelho (LV) e Latossolos Vermelho–Amarelo (LVA), além da ocorrência de Argissolos Vermelho–Amarelo.

A presença de latossolos e argissolos está associada ao clima tropical úmido, relevo e material de origem, em meio a intenso intemperismo químico e lixiviação (LEPSCH, 2010; ASSIS, 2010). Os Latossolos são minerais, profundos e muito intemperizados, com horizonte B latossólico e distribuição uniforme de argila, ocorrendo em relevos planos ou suavemente ondulados (KER, 1997; ASSIS, 2010; EMBRAPA, 2018). O LVA possui ampla distribuição geográfica no Brasil (KER, 1997), enquanto o LV distingue-se pela coloração avermelhada (matiz 2,5YR ou mais vermelho), devido à maior presença de hematita (KER, 1997; SOUSA JUNIOR; DEMATTÊ; GENÚ, 2008).

Os Argissolos apresentam horizonte B textural (Bt), com aumento significativo de argila por iluviação, e ocorrem em relevos mais movimentados, frequentemente em topossequência com latossolos nas posições mais altas (KER, 1997; SOUSA JUNIOR, DEMATTÊ; GENÚ, 2008; EMBRAPA, 2018). A subclasse vermelho–amarelo reflete maior presença de óxidos de ferro como hematita e goethita (SOUSA JUNIOR, DEMATTÊ; GENÚ, 2008).

De modo geral, ambas as classes são ácidas, distróficas ou álicas, com baixa saturação por bases e altos teores de alumínio, resultando em baixa fertilidade natural (ASSIS, 2010; IBGE, 2015; EMBRAPA, 2018). Os latossolos, entretanto, apresentam boa estrutura e poucos impedimentos à penetração radicular, favorecendo culturas tecnificadas como soja, milho e, sobretudo, café, cujas raízes pivotantes se desenvolvem plenamente (KER, 1997; ASSIS, 2010; FERNANDES, 2018).

Tabela 1 – Classes de solos identificadas

Classes de solos	Área (Hectares)	Ocupação (%)
Latossolo Vermelho–Amarelo	12.055,80	47,47%
Latossolo Vermelho	11.241,38	44,26%

Argissolo Vermelho–Amarelo	2.100,30	8,27%
----------------------------	----------	-------

Fonte: Adaptado do mapa de solos da UFV (2010).

3.4. ASPECTOS CLIMÁTICOS

De acordo com o sistema de classificação climática de Köppen–Geiger (1936), atualizado em produtos cartográficos por Alvares *et al.* (2013), a região enquadra-se nos tipos Cwb e Cfb, característicos do clima subtropical de altitude, com verões amenos. Ambos os subtipos compartilham características semelhantes: a temperatura média do mês mais quente permanece abaixo de 22 °C, enquanto a do mês mais frio varia entre -3 °C e 18 °C. Além disso, entre quatro e oito meses apresentam temperaturas médias superiores a 10 °C. A principal diferença entre os dois subtipos climáticos reside no padrão de precipitação durante o inverno. O tipo Cfb se distingue pela ausência de uma estação seca definida, conforme indicado por (f), que representa que o mês mais seco registra precipitação superior a 40 mm, o que impede a ocorrência de um período de estiagem marcante.

A estação chuvosa geralmente se inicia entre os dias 13 e 22 de outubro, estendendo-se até o final do mês de março entre os dias 22 e 26 de março, com a precipitação média anual se apresentando com cerca de 1600 mm (SILVA; REBOITA, 2013; REBOITA. *et al.*, 2015).

3.5. USO E OCUPAÇÃO

A bacia do rio São Tomé apresenta uso e ocupação do solo intensamente fragmentado, resultado de atividades agropecuárias predominantes. Essa área possui uma forte tradição cafeeira, com propriedades rurais majoritariamente de pequeno e médio portes. Justino (2014) em mapeamento do uso da terra, realizado com imagens do sensor LISS III a bordo do satélite IRS–P6 (RESOURCESAT–1), em resolução de 23,5 metros, revelou uma paisagem marcada por significativa intervenção antrópica, onde a cobertura vegetal nativa encontra-se relegada a fragmentos dispersos. A principal cultura agrícola identificada é o café, cuja distribuição espacial é fortemente condicionada pelo relevo. Os cultivos concentram-se nas cotas mais altas, vertentes e topos de morros, enquanto os fundos de vale são evitados em função da maior suscetibilidade às geadas.

Outra atividade de destaque na região é a pecuária, evidenciada pela ampla

presença de pastagens. Estas, muitas vezes, ocupam margens de cursos d'água, substituindo a vegetação ciliar. A classe de pastagem mostra-se heterogênea, abrangendo desde áreas com vegetação rasteira e baixa atividade fotossintética (pastos secos), até áreas com pastagens mais vigorosas. Além disso, registra-se um cultivo expressivo de cana-de-açúcar, especialmente na porção nordeste da bacia, em áreas mais planas e favoráveis à mecanização (JUSTINO, 2014).

A vegetação nativa, composta por floresta estacional semidecidual e cerrado, encontra-se em estado de significativa fragmentação, com remanescentes florestais concentrando-se majoritariamente nas encostas (RADAMBRASIL, 1983; JUSTINO, 2014). Outrossim, Pereira Nicolau (2018) destaca que o uso do solo destaca a carência de mata ciliar ao longo do curso principal da bacia e seus afluentes, identificando uma redução significativa no número de fragmentos florestais superiores a 50 ha: de 29 fragmentos (3.857,44 ha) em 2008, para 24 (3.415,72 ha) em 2013, e apenas 20 (3.037,53 ha) em 2016. A classe de solo exposto também é expressiva, composta por solos secos, áreas preparadas para cultivo e afloramentos rochosos. A hidrografia representa uma pequena fração da área total. Deste modo, a paisagem da bacia do rio São Tomé é marcada por forte pressão antrópica e expressiva compartimentação do uso do solo (JUSTINO, 2014).

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1. ABORDAGEM SISTÊMICA NA GEOGRAFIA

A abordagem sistêmica, formalizada pela Teoria Geral dos Sistemas (TGS) de Ludwig von Bertalanffy, consolidou-se na segunda metade do século XX como uma alternativa ao paradigma cartesiano-mecanicista, que se baseava na análise fragmentada das partes (BERTALANFFY, 1968; LIMBERGER, 2006; CHRISTOFOLETTI, 1999). O cerne da TGS era a concepção do "organismo vivo" como um sistema aberto em contínua interação com seu ambiente, prezando pela totalidade, integração e uma perspectiva holística onde o todo é mais complexo que a soma das partes (BERTALANFFY, 1968; VALE, 2012; NEVES *et al.*, 2014). A teoria transcendeu a biologia e influenciou diversas áreas do conhecimento (DAVIDSON, 1983; VALE, 2012).

Na Geografia, a TGS encontrou ressonância devido à tradição integradora da disciplina, presente desde precursores como Humboldt e Ritter (RODRIGUEZ; SILVA,

2002). A aplicação de uma perspectiva sistêmica na Geomorfologia teve como precursor John T. Hack (1960), ao propor a Teoria do Equilíbrio Dinâmico, que introduziu a noção de sistemas abertos e de ajuste contínuo entre processos e formas do relevo (HACK, 1960; CASSETI, 2005; FIERZ, 2008; FIERZ, 2015). Entretanto, foi Richard Chorley (1962) quem efetivamente consolidou a abordagem sistêmica, ao incorporar os fundamentos da Teoria Geral dos Sistemas e superar as concepções cíclicas clássicas (GREGORY, 1992; CHRISTOFOLETTI, 1999).

Dentro dessa perspectiva, surge o conceito de geossistema, entendido de forma ampla como uma unidade espacial resultante da interação dinâmica entre elementos físicos, biológicos e, em algumas abordagens, sociais (SHOTCHAVA, 1977; BERTRAND, 1972; RODRIGUEZ; SILVA, 2002; RODRIGUEZ; SILVA, 2013). A escola russo-soviética, liderada por Viktor Sotchava, definiu o geossistema como uma formação natural complexa, aplicável em múltiplas escalas hierárquicas, que sofre o impacto de ambientes externos (social, econômico e tecnogênico), mas não os integra como componentes intrínsecos (SOTCHAVA, 1977; DIAS; PEREZ FILHO, 2017; RODRIGUEZ; SILVA, 2022).

Em contrapartida, a escola francesa, com Georges Bertrand, reelaborou o conceito. Bertrand (1972) definiu o geossistema como uma unidade taxonômica específica da paisagem, integrando explicitamente a ação antrópica como um de seus três pilares, ao lado do potencial ecológico e da exploração biológica. Posteriormente, Bertrand (2002; 2007) evoluiu seu pensamento para o modelo GTP (Geossistema–Território–Paisagem), atribuindo ao geossistema uma conotação de fonte natural, ao território a dimensão de uso (recurso) e à paisagem a carga sociocultural (CAVALCANTI, 2013; SOUSA *et al.*, 2024)

Paralelamente, Tricart também se apropriou do conceito de sistema, o que ele denominava como: "atualmente, o melhor instrumento lógico de que dispomos para estudar os problemas do meio ambiente" (TRICART, 1977) formulando assim sua teoria da ecodinâmica como ferramenta para diagnóstico e planejamento ambiental. Sua abordagem classifica os ambientes com base na relação antagônica entre a pedogênese (formação do solo) e a morfogênese (modelagem do relevo). Essa relação define os conceitos de biostasia (período de estabilidade, com predomínio da pedogênese) e rexistasia (período de instabilidade, com predomínio da morfogênese) (TRICART, 1977; CASSETI, 2005). A partir disso, Tricart distinguiu os meios em: estáveis (pedogênese domina), intergrades (equilíbrio frágil entre os processos) e

fortemente instáveis, onde a morfogênese predomina (TRICART, 1977; CAVALCANTI; CORRÊA, 2017)

É dessa forma que a adoção da abordagem sistêmica pela Geografia, através de conceitos como geossistema e ecodinâmica, unificou conhecimentos antes dispersos e superou a análise puramente fragmentada da Geografia. Esse arcabouço teórico–metodológico permitiu analisar o espaço como uma totalidade, integrando os sistemas físico–naturais e socioeconômicos, tornando–se fundamental para o planejamento e a gestão do território (VICENTE; PEREZ FILHO, 2008; NEVES *et al.*, 2014; DIAS; PEREZ FILHO, 2017).

Apesar de em muitas vezes os conceitos ficarem relegados às discussões teóricas, do ponto de vista prático a Geografia se apropriou desses conceitos sistêmicos através de operacionalização prática efetiva. Forte e Marques Neto (2021) mapearam geossistemas conforme matriz russo-soviética para planejamento municipal, identificando 41 unidades geossistêmicas integradas em zoneamento ambiental diferenciado. Santos e Soares (2020) operacionalizaram ecodinâmica de Tricart para análise de vulnerabilidade em bacia hidrográfica, diferenciando áreas estáveis (pedogênese) de instáveis (morfogênese) para diagnosticar impactos do uso agrícola. Lucena e Freire (2014) integraram método GTP para superar dicotomia natureza–sociedade, analisando geossistema, território e paisagem simultaneamente em complexo serrano. Oliveira (2014) aplicou concepção geossistêmica para criar zoneamento ambiental em bacia de 655 km², hierarquizando unidades de paisagem correlacionando geomorfologia, declividade, solos e uso da terra com fragilidade ambiental, subsidiando planejamento ambiental e EIA/RIMA. Silva (2024) demonstrou aplicação sistêmica contemporânea em gestão de riscos urbanos (inundações), integrando fatores naturais e antrópicos.

4.2. FRAGILIDADE AMBIENTAL: CONCEITUALIZAÇÃO E APLICAÇÃO

Os processos de territorialização do homem sobre o meio ambiente vêm conferindo maior importância às análises ambientais, uma vez que os impactos gerados pela ocupação e uso indevido de áreas sem planejamento acarretam danos severos ao meio físico e à sociedade. A fragilidade ambiental frente às intervenções humanas é potencializada ou atenuada de acordo com as características genéticas dos ambientes naturais (ROSS, 1994; SPÖRL, 2001). Com base na obra de Tricart (1977), que classifica o meio ambiente em estágios de estabilidade, Ross (1994)

adequou os conceitos de Ecodinâmica para gerar modelos de fragilidade ambiental, propondo uma classificação que gradua a instabilidade dos ambientes em níveis que vão de muito baixo a muito alto.

Assim, sustenta-se que a análise empírica da fragilidade ambiental demanda estudos integrados sobre os componentes do meio físico, como relevo, solos e clima, e os aspectos de uso e cobertura da terra, evitando a leitura do ambiente como um elemento estático. A análise de fragilidade exige, portanto, que os conhecimentos setorializados sejam integrados, prezando pelo princípio de interdependência funcional entre os componentes físicos e bióticos (ROSS, 1994; 2006; ROSS; FIERZ; AMARAL, 2008).

Nessa perspectiva, a abordagem metodológica para investigar a fragilidade conceitua o fenômeno em dois domínios: potencial e emergente. A fragilidade potencial refere-se à suscetibilidade natural do ambiente, determinada por fatores como geologia, geomorfologia, pedologia e clima (ROSS, 1994; SPÖRL, 2007). Por outro lado, a fragilidade emergente resulta da interação entre essa condição potencial e as formas de apropriação do ambiente pelo ser humano, expressas pelo uso e cobertura do solo (ROSS, 1994; SPÖRL, 2001).

Ross (1994) sugeriu a utilização de dados geológicos, mas não estabeleceu uma classificação hierárquica para a fragilidade dos tipos litológicos. Diante dessa lacuna, e reconhecendo a importância da geologia, diversos trabalhos adaptam a escala de vulnerabilidade das rochas à erosão proposta por Crepani *et al.* (2001). Essa escala oferece uma classificação estruturada, com valores que representam uma gradação crescente de vulnerabilidade, permitindo uma análise mais completa das fragilidades (Crepani *et al.*, 2001; Spörl, 2007).

Embora frequentemente utilizadas de forma complementar, as metodologias de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) possuem distinções conceituais e operacionais importantes. A proposta de Ross fundamenta-se em uma análise sistêmica e integrada, com caráter mais empírico e hierárquico, priorizando o relevo/declividade como fator dominante na classificação de fragilidade (1º dígito do código numérico 1–5). Em contrapartida, o modelo de Crepani *et al.* (2001), desenvolvido no âmbito do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), é mais determinístico e quantitativo, focando especificamente na vulnerabilidade à perda de solos por erosão, com integração via média aritmética simples das cinco variáveis (geologia, relevo, solos, vegetação, clima) em Unidades Geoambientais (UTBs) sobre imagens de satélite, o

que confere alto grau de replicabilidade e automação em SIG. Nesse contexto, Fagundes e Queiroz Filho (2014) compararam a aplicação dessas metodologias em diferentes escalas na bacia hidrográfica do Rio Jundiá/SP, evidenciando como o nível de detalhamento cartográfico influencia os resultados e a identificação de áreas críticas de ocupação urbana.

Nesse sentido, independentemente da metodologia adotada, certos fatores do meio físico exercem influência decisiva sobre os resultados da análise de fragilidade. Entre eles, a declividade do relevo se destaca como um dos mais determinantes, pois influencia diretamente a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, a capacidade de transporte de sedimentos. Áreas com maior inclinação são naturalmente mais instáveis e suscetíveis à erosão, recebendo, por isso, maiores pesos nos modelos (SPÖRL, 2001; FRANCO, 2010; PAULA *et al.*, 2024).

Da mesma forma, as características do solo são cruciais. A erodibilidade, que é a suscetibilidade de um solo à erosão, varia conforme sua textura, estrutura, permeabilidade e teor de matéria orgânica (GUERRA, 2007; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). A exemplo, quando afunilamos aos solos encontradas na área de estudo, obtemos duas classes predominantes. Latossolos, que por serem profundos, bem estruturados e porosos, geralmente favorecem a infiltração da água em detrimento do escoamento superficial, apresentando baixa erodibilidade e, portanto, menor fragilidade natural (GOMES; LOBO; ALVARENGA, 2013; COELHO *et al.*, 2024). E os Argissolos que são considerados de fragilidade mais elevada. Sua principal característica é o gradiente textural abrupto entre o horizonte superficial (A), mais arenoso, e o subsuperficial (Bt), muito mais argiloso. Essa descontinuidade torna o solo vulnerável à erosão hídrica, especialmente quando o horizonte A, menos coeso, é removido, expondo o horizonte Bt, que é mais suscetível à formação de sulcos e voçorocas (GUERRA; BOTELHO, 1996; GOMES; LOBO; ALVARENGA, 2013; GUERRA, 2007; COELHO *et al.*, 2024)

Ao atribuir um peso à variável climática, o uso da precipitação média anual como parâmetro isolado é limitado, pois oculta a intensidade e a distribuição sazonal das chuvas. A capacidade da chuva em causar erosão, denominada erosividade, não depende apenas do volume total, mas principalmente da energia cinética das gotas ao atingir o solo (GUERRA, 2007; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Regiões com chuvas torrenciais concentradas em poucos meses são mais frágeis do que aquelas com o mesmo volume pluviométrico distribuído de forma homogênea ao longo do ano.

Para superar essa limitação, Crepani *et al.* (2001) propõem o uso de índices de intensidade pluviométrica, que representam de maneira mais precisa o potencial erosivo da precipitação.

A geologia constitui uma variável essencial nos estudos de fragilidade ambiental. Enquanto a metodologia seminal de Ross (1994) omite explicitamente esse componente ao não atribuir pesos, privilegiando dinâmicas superficiais como relevo, solo e cobertura do solo, a abordagem proposta por Crepani *et al.* (2001) reconhece que o tipo de rocha, bem como suas propriedades mineralógicas e estruturais, exerce papel determinante no equilíbrio entre os processos de erosão (morfogênese) e de formação dos solos (pedogênese). Como evidenciado por Spörl (2001), a inclusão ou não da geologia como variável metodológica altera significativamente a representação da fragilidade ambiental, uma vez que o substrato rochoso influencia tanto a gênese dos solos quanto sua resistência aos processos erosivos.

A análise da fragilidade ambiental, enquanto conceito, consolidou-se a partir de uma abordagem sistêmica, que perpassa pela busca em integrar os diversos componentes do meio físico e as ações antrópicas que sobre ele incidem. A base teórica para tal análise é frequentemente fundamentada nos trabalhos de Ross, que conceituam a fragilidade em dois domínios: a fragilidade potencial, referente à suscetibilidade natural do ambiente, e a fragilidade emergente, que resulta da interação dessa condição com o uso e cobertura do solo (Ross, 1994). Embora contemplativo, o modelo de Ross (1994) apresenta uma estrutura eminentemente qualitativa, o que impõe desafios para sua aplicação direta em modelagens quantitativas em ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Em contrapartida, a metodologia desenvolvida por Crepani *et al.* (2001) oferece uma abordagem mais determinística e quantitativa, focada especificamente na vulnerabilidade natural à perda de solos por erosão. Sua principal contribuição reside no estabelecimento de escalas e pesos fixos para as variáveis biofísicas, o que confere ao método um alto grau de replicabilidade e automação. Diante disso, é possível propor fusões teórico-metodológicas, partindo do pressuposto de que é possível operacionalizar o conceito sistêmico de Ross (1994) por meio das ferramentas quantitativas apresentadas por Crepani *et al.* (2001).

Essa adaptação entre Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) já se encontra amplamente utilizada em pesquisas no contexto brasileiro. Souza (2021), por exemplo, propôs uma adaptação metodológica das abordagens para mapear a

fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio do Peixe/MG, incorporando variáveis morfométricas como formas do terreno, dissecação fluvial e fator topográfico, o que permitiu identificar áreas críticas de maior vulnerabilidade. De modo semelhante, Cunha, Bacani e Ayach (2017) utilizaram da fusão para identificar unidades de vulnerabilidade à erosão na bacia do córrego Indaiá/MS, subsidiando propostas de manejo sustentável. Além de outros trabalhos, como o de Batista (2022) que utilizou da adaptação como recurso na elaboração de carta de sensibilidade para o meio físico no município de Campos Gerais/MG.

Esses exemplos demonstram que a integração metodológica é eficaz e consolidada, mas também evidenciam que deve ser entendida como uma base para constantes melhorias, seja pela incorporação de novas variáveis, pelo refinamento das escalas ou pela ampliação das aplicações em diferentes contextos ambientais.

A justificativa para essa integração reside na realidade da área de estudo. Na bacia do rio São Tomé, um ambiente de relevo dissecado e com forte pressão do uso agrícola, os processos erosivos não são apenas um fenômeno isolado, mas a principal e mais mensurável manifestação da instabilidade do sistema. Nesse contexto, a vulnerabilidade à erosão (Crepani *et al.*, 2001) é adotada como um elemento indireto para a fragilidade potencial (Ross, 1994). Assim, a utilização da AHP visa aprofundar essa integração, pois permite hierarquizar os componentes do sistema, conforme proposto por Ross (1994), mas com o rigor quantitativo derivado da literatura e adaptado de Crepani *et al.* (2001). Assim, ao atribuir um peso maior à topografia, por exemplo, não se abandona a visão sistêmica, mas se qualifica a hierarquia funcional dos componentes para a bacia em questão, reconhecendo o relevo como o principal fator que rege a energia potencial do sistema e, conseqüentemente, sua instabilidade (CHRISTOFOLLETI, 1980; 1999).

4.3. GEOTECNOLOGIAS E O USO EM ESTUDO AMBIENTAIS

As geotecnologias constituem o conjunto de tecnologias voltadas à coleta, processamento, análise e disponibilização de informações com referência geográfica, envolvendo *hardware*, *software*, dados e pessoal especializado (ROSA, 2013; PARANHOS FILHO *et al.*, 2021). O geoprocessamento, entendido como a dimensão operacional desse campo, utiliza técnicas matemáticas e computacionais para tratar a informação geográfica desde sua captura até a geração de novos dados e modelos (ROSA; BRITO, 1996; LEITE; BRITO, 2006; CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

Entre as principais ferramentas desse arcabouço destacam-se o Sensoriamento Remoto, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG), a cartografia digital e o Sistema de Navegação Global por Satélite (GNSS) (ROSA, 2005; JENSEN, 2009). O SIG, especificamente, atua como um sistema automatizado para a manipulação de dados cartográficos, estruturando-se na integração entre banco de dados e análises espaciais que convertem dados brutos em informações orientadas à tomada de decisão (BURROUGH, 1986; FITZ, 2008; LONGLEY *et al.*, 2013). Porém, outras ferramentas podem ser elencadas no arcabouço das geotecnologias, como a aerofotogrametria, geodésia e topografia (ZAIDAN, 2017).

Embora a análise espacial remonte a métodos clássicos, como o mapa da cólera de John Snow em 1854, que correlacionou óbitos e poços de água em Londres (FITZ, 2008; ZAIDAN, 2017; PARANHOS FILHO *et al.*, 2021), sua trajetória digital seguiu uma evolução intrinsecamente ligada ao desenvolvimento do *hardware* e do *software*. O marco inicial foi o *Canadian Geographical Information System* (CGIS), desenvolvido por Roger Tomlinson em 1964, um sistema que rodava em grandes computadores (*mainframes*) e exigia mão de obra altamente especializada (FITZ, 2008; LEITE; BRITO, 2006; MARTINS NETO; FERREIRA, 2018). Nas décadas seguintes, o setor passou por fases distintas: o surgimento de sistemas comerciais e do CAD nos anos 1970; a democratização via microinformática nos anos 1980, com o barateamento dos computadores pessoais; a consolidação de bancos de dados distribuídos e interoperabilidade via internet nos anos 1990; e a popularização definitiva após os anos 2000, exemplificada pelo lançamento do Google Earth, que permitiu o acesso do público leigo a imagens de satélite de alta resolução (MIRANDA, 2010; NECKEL; ROSA, 2013; TAVEIRA; CUBAS, 2020).

A partir de 2010, o paradigma a evolução deslocou-se do armazenamento local para o processamento massivo em nuvem (*Cloud Computing*), tornando mais acessível o processamento de dados que antes só poderiam ser processados em grandes instituições. Assim, o advento de plataformas como o Google Earth Engine (GEE) revolucionou a área ao disponibilizar petabytes de dados orbitais prontos para uso e capacidade de supercomputação acessível via navegador (GORELICK *et al.*, 2017; AMANI *et al.*, 2020; PARANHOS FILHO *et al.*, 2021). Essa mudança permitiu o processamento de séries temporais globais em pouco período de tempo, democratizando o monitoramento ambiental em escala planetária.

Pós-2020, observou-se a ascensão da Inteligência Artificial (IA), marcada pelo

avanço do *Deep Learning* e das Redes Neurais Convolucionais (*CNN*), que passaram a superar métodos tradicionais de classificação (ALZUBALDI *et al.*, 2021; KARYPIDIS *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2023; BARROS *et al.*, 2025). Embora o conceito de IA já estivesse presente em técnicas mais antigas aplicadas às geotecnologias, como o *machine learning* e seus diversos algoritmos, foi a integração dos *Large Language Models* (LLMs) que trouxe uma mudança significativa. Esses modelos possibilitaram a descrição de objetivos analíticos em linguagem natural, automaticamente convertida em códigos funcionais (MANVI *et al.*, 2024; MANSOURIAN; OUCHEIKH, 2024; HOU *et al.*, 2024). Tal inovação reduziu de forma drástica a curva de aprendizado das principais linguagens de programação (Python, R, C++ e JavaScript), ampliando a autonomia dos pesquisadores e democratizando o acesso a ferramentas antes restritas a especialistas, permitindo cada vez mais possibilidades metodológicas.

Entretanto, é necessário ponderar que a facilidade proporcionada pelo avanço tecnológico não substitui a necessidade de rigor científico, o risco de replicação irrefletida de procedimentos desconectados de fundamentação teórica exige que o pesquisador mantenha uma compreensão profunda dos conceitos que nutrem sua área do saber, no caso, geomorfológicos, ecológicos e socioespaciais. Nesse contexto, torna-se imperativo reconhecer que a consolidação dessas tecnologias valida as proposições de Jorge Xavier da Silva, que previa o geoprocessamento não apenas como um aparato técnico, mas como uma parte epistêmica da percepção ambiental. Segundo Xavier (2000, p. 49):

"Se o geoprocessamento é um conjunto de técnicas computacionais que opera sobre bases de dados [...] georreferenciados, para os transformar em informação [...] relevante, deve necessariamente apoiar-se em estruturas de percepção ambiental [...]. Uma destas estruturas é a visão sistêmica".

Essa perspectiva dialoga diretamente com o modelo de interação proposto por Jensen (2009), que situa as geotecnologias (Sensoriamento remoto e SIG) não como disciplinas isoladas, mas como ferramentas que operam em interseção dinâmica com as ciências físicas, biológicas e sociais. Para o autor, o domínio da lógica e da matemática (o algoritmo) é apenas uma parte da equação, a análise espacial eficaz depende da integração dessas ferramentas com o conhecimento substantivo da natureza e da sociedade, sem que uma área domine a outra, garantindo uma compreensão holística dos recursos terrestres. Assim, essa articulação vigora a necessidade de situar e compreender as geotecnologias como práticas que só

alcançam sentido pleno quando fundamentadas em referenciais teóricos consistentes, evitando que a tecnologia se reduza a mero instrumental e reafirmando seu papel na construção de conhecimento científico rigoroso.

4.4. SENSORIAMENTO REMOTO E SUAS APLICAÇÕES

Nas últimas décadas, os avanços nos sistemas sensores orbitais revolucionaram a análise de fenômenos espaciais, graças à democratização de imagens antes restritas e de acesso difícil (FLORENZANO, 2011). O desenvolvimento de sistemas sensores teve início nos anos 1970, com satélites pioneiros como o Landsat-1 (originalmente ERTS), voltados para inventários florestais e agrícolas, marcando a transição de imageamento de quadro para varredura mecânica (*whiskbroom*) e, em seguida, eletrônica (*pushbroom*) equipada com detectores CCD construídos a partir de materiais sensíveis à radiação, como silício ou germânio, que convertem a energia incidente em sinal elétrico através do efeito fotoelétrico (MENEZES; ALMEIRDA, 2012; ZANOTTA, FERREIRA E ZORTEA, 2019). Esse sucesso inicial catalisou melhorias contínuas nos domínios espectral, espacial, temporal e radiométrico, expandindo aplicações para monitoramento agrícola, expansão urbana e o balanço de energia superficial (LIU, 2015). Atualmente, plataformas como as séries Landsat (de MSS a OLI) e Sentinel-2 entregam resoluções de 10–30 m com correções geométricas e radiométricas automáticas, simplificando o processamento (PARANHOS FILHO, 2021). A evolução do sensoriamento prossegue com os sensores hiperespectrais orbitais, como o extinto Hyperion e o EnMAP, lançado em 2022 e atualmente operacional, que captura centenas de bandas estreitas para análises cada vez mais refinadas (MENESES; ALMEIDA; BATISTA, 2019; DLR, 2022).

Em seu cerne, o sensoriamento remoto capta informações sobre superfícies sem contato físico, registrando radiação eletromagnética refletida ou emitida por seus atributos biofísicos e bioquímicos (NOVO, 2010; FLORENZANO, 2011).

Assim, torna-se essencial para análises ambientais, monitorando grandes áreas de maneira sistemática (FORMAGGIO; SANCHES, 2017; MENESES; ALMEIDA, 2012). Sua relevância está na visão rápida e contemplativa que, diferente do olho humano limitado ao espectro visível, registra e torna acessível a ampla faixa do espectro eletromagnético (ZANOTTA, FERREIRA E ZORTEA, 2019; GOMES; CUBAS, 2017). É dessa interação da radiação com os alvos que as análises podem

ser direcionadas para a formulação de índices que visam melhor representar características da superfície (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

Na vegetação saudável, a reflectância atua no vermelho — devido à absorção intensa de clorofila para fotossíntese — e dispara no infravermelho próximo (NIR), impulsionada pelo espalhamento nas interfaces mesofílicas das folhas, como descrito por Gates *et al.* (1965). Esse contraste icônico sustenta o NDVI, idealizado por Rouse *et al.* (1974), que destaca vigor vegetal: valores acima de 0,6 sinalizam dosséis densos e produtivos, enquanto abaixo de 0,2 revelam solos expostos ou estresse (TUCKER, 1979). Embora existam muitos outros índices cada vez mais elaborados e testados — como SAVI, EVI, NDWI e variantes hiperespectrais —, o NDVI mantém-se como clássico da literatura científica por sua simplicidade operacional e ampla disponibilidade em produtos orbitais (CARLSON; RIPLEY, PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012; FORMAGGIO; SANCHES, 2017). No entanto, sua saturação em IAF superior a 3–5 limita a distinção em florestas ou culturas maduras.

A força do NDVI reside na análise multitemporal, essencial para capturar dinâmicas agrícola e de cobertura vegetal, a exemplo, o uso das séries do MODIS revelam perfis fenológicos — um pico para soja, dois em dupla safra —, delimitam janelas de plantio e colheita, e detectam anomalias associadas a secas ou pragas, além de servir como índice que indica o fator de proteção contra a erosão (SANNIER; TAYLOR; DU PLESSIS, 2002; FORMAGGIO; SANCHES, 2017).

Diante disso, o NDVI é amplamente utilizado como variável representativa de práticas conservacionistas e dinâmica de cobertura vegetal em modelos de perda de solo, especialmente mediante a aplicação da equação proposta por Durigon *et al.* (2014), que operacionaliza o índice espectral para inclusão no fator C (cobertura e manejo do solo) da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD *et al.*, 1997). Esta abordagem apresenta particular relevância porque discretiza a subjetividade inerente à atribuição de valores fixos de C retirados de tabelas de literatura, permitindo uma representação espacial contínua e temporalmente dinâmica da proteção do solo.

$$C = \frac{(-NDVI + 1)}{2}$$

Assim, a fórmula proposta converte valores espectrais (–1 a +1) em fatores

multiplicativos (0 a 1) que refletem a variação de cobertura vegetal, que atua como camada protetora absorvendo a energia das gotas de chuva e promovendo resistência mecânica do solo (Durigon *et al.*, 2014).

Fundamentalmente, a cobertura vegetal ou esta já morta, pode reduzir o desprendimento de partículas por salpicamento (*raindrop splash*) em 46,9% em comparação com solo descoberto (SILVA *et al.*, 2002), e pode reduzir perdas de solo em até 97% em condições específicas (CARDOSO *et al.*, 2012) e diminuir perdas de solo em 54,44% com 90% de cobertura vs. solo nu (DECHEN *et al.*, 2015), dissipando a energia cinética das gotas de chuva ainda na copa ou serrapilheira e protegendo o horizonte superficial contra desagregação inicial. Esta metodologia foi validada em múltiplos contextos bioclimáticos brasileiros, desde regiões tropicais úmidas (CARVALHO *et al.*, 2014) até ecossistemas de Mata Atlântica subtropical (SILVA *et al.*, 2017; PEREIRA, 2023), demonstrando aplicabilidade especialmente em regiões tropicais com chuvas intensas, onde métodos europeus subestimam o fator C (DURIGON *et al.*, 2014). Assim, o uso do índice e sua conceitualização como variável conservacionista privilegia seu uso como indicador em outros modelos, como o seu uso no modelo de fragilidade ambiental aqui operacionalizado.

A Temperatura de Superfície Terrestre (TST) elevada, obtida via sensores termais orbitais como o TIRS (do Landsat-8) e o MODIS (do satélite Terra/Aqua), atua como um indicador para a identificação de solos expostos e áreas de vegetação degradada ou esparsa (FORMAGGIO; SANCHES, 2017; SANTOS *et al.*, 2020; PACHECO; SOUZA; SILVA JUNIOR, 2022). Essas condições indicam fragilidade ambiental, uma vez que a remoção da vegetação expõe o solo a processos erosivos, como o impacto das gotas de chuva (*splash*) e o escoamento superficial desordenado (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; LOPES; GUERRA, 2001).

A dinâmica térmica nessas áreas ocorre porque solos nus, embora possam apresentar albedo variável (dependendo da cor e umidade), alteram o balanço de energia, uma redução do fluxo de calor latente (evapotranspiração) e um aumento do fluxo de calor sensível, resultando em maior aquecimento da superfície e intensa emissão de radiação térmica (SILVA; SANTOS, 2007; PACHECO; SOUZA; SILVA JUNIOR, 2022). Em contraste, a vegetação densa atua como barreira protetora e resfria o ambiente através da transpiração e do sombreamento, processos fundamentais para a manutenção de temperaturas mais amenas (LIU, 2015; SOUZA *et al.*, 2020).

Essa dicotomia térmica de TST alta associada a solo desprotegido/fragilidade e TST baixa associada a solo protegido/resiliência — fundamenta o uso desses dados em modelos ambientais: estudos no semiárido e em áreas de transição mostram que solos expostos podem atingir picos superiores a 41°C, enquanto áreas vegetadas ou corpos d'água mantêm temperaturas significativamente menores (frequentemente abaixo de 28°C ou 30°C), evidenciando a perda crítica da função reguladora e protetora da cobertura vegetal (PACHECO; SOUZA; SILVA JUNIOR, 2022; SILVA *et al.*, 2019; SILVA; SANTOS, 2007).

4.5. ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS – AHP

Uma das suas principais virtudes da AHP reside na capacidade de quantificar variáveis qualitativas, permitindo que julgamentos de valor e preferências subjetivas de especialistas sejam convertidos em um conjunto de prioridades numéricas e objetivas (SAATY, 1980; TANG; SHI; FU, 2023; THAMMABORIBAL *et al.*, 2025.). Desta forma, o AHP estrutura o pensamento e fundamenta a tomada de decisão em um processo analítico e rastreável (AMORIM *et al.*, 2021; BAIRWA; SHARMA, 2024).

A operacionalização do método AHP fundamenta-se em três princípios essenciais: a decomposição hierárquica do problema, a realização de comparações paritárias entre os critérios e a verificação da consistência lógica dos julgamentos emitidos (SAATY, 1980; TAVANA *et al.*, 2023; ZUMARA; NASHER, 2024). Primeiramente, o problema é decomposto em uma estrutura hierárquica. No nível mais alto da hierarquia, encontra-se o objetivo global da análise, como, por exemplo, o contexto de maior ou menor fragilidade ambiental (FRANÇA *et al.*, 2022; AMORIM *et al.*, 2021). Em níveis subordinados, dispõem-se os critérios que influenciam o objetivo, tais como as variáveis biofísicas, nomeadamente pedologia, geologia, declividade, pluviosidade e uso e ocupação da terra, podendo haver ainda a subdivisão em subcritérios (FARIA *et al.*, 2016; FRANÇA *et al.*, 2022; MUSHTAQ *et al.*, 2023).

O cerne metodológico da AHP reside na etapa de comparação paritária, na qual os critérios de um mesmo nível hierárquico são comparados aos pares em relação à sua importância para o nível superior. Esta abordagem permite ao especialista focar em apenas dois fatores por vez, emitindo um julgamento sobre qual elemento é mais importante e a intensidade dessa importância, evitando a limitação cognitiva inerente ao comparar múltiplos fatores simultaneamente (SATTY, 1977; 1980). Para a

quantificação e conversão deste julgamento qualitativo em razão, emprega-se assim a escala fundamental de Saaty, assim como observado na Tabela 2.

Tabela 2 – A Escala Fundamental de Comparações Paritárias

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Mesma importância	Os dois critérios contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância moderada	A experiência e o julgamento favorecem moderadamente um critério sobre o outro.
5	Importância forte ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente um critério em relação ao outro.
7	Importância muito forte ou demonstrada	Um critério é favorecido de forma muito forte sobre o outro; sua dominância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta ou extrema	A evidência que favorece um critério sobre o outro é do mais alto grau de certeza possível.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários	Utilizados para julgamentos de meio-termo entre duas definições.
Recíprocos	Se o critério i tem um valor x quando comparado ao critério j, então j tem o valor recíproco 1/x quando comparado a i.	

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Saaty (1980).

Os valores numéricos resultantes das comparações paritárias são organizados em uma matriz de decisão. A partir desta matriz, por meio de procedimentos matemáticos, é calculado o autovetor principal, que representa o vetor de pesos ou prioridades de cada critério (Saaty, 1977; 1980). Estes pesos, cuja soma totaliza sempre 1, quantificam a importância relativa de cada variável na determinação do resultado final.

Para além, uma característica distintiva da AHP é o seu mecanismo intrínseco de validação, que avalia a coerência dos julgamentos através do cálculo da Razão de Consistência (RC). Este índice confronta a consistência da matriz de julgamentos do especialista com a consistência de uma matriz gerada aleatoriamente.

Para que os pesos derivados sejam considerados válidos e metodologicamente robustos, a RC deve ser inferior ou igual a 10% ($RC \leq 0,10$). Valores superiores a este

limiar indicam um grau de inconsistência que demanda a revisão das comparações paritárias, a fim de aprimorar a consistência lógica do modelo (SAATY, 1977; 1980; MUSHTAQ *et al.*, 2023; SANTOS *et al.*, 2024; BAIRWA; SHARMA, 2024).

A aplicação do método de Análise Hierárquica (AHP) encontra-se amplamente consolidada em estudos de vulnerabilidade e zoneamento territorial, contudo, a transposição direta e a adaptação dos preceitos teóricos da fragilidade ambiental, conforme sistematizados seminalmente por Ross (1994), para o ambiente de modelagem multicritério constituem um campo de investigação que demanda refinamento metodológico contínuo. A literatura recente demonstra que a integração dos conceitos de fragilidade potencial e emergente de Ross à lógica matemática da AHP oferece um mecanismo para mitigar a subjetividade inerente aos métodos tradicionais (AMORIM *et al.*, 2021; FRANÇA *et al.*, 2022).

Neste contexto, pesquisas recentes têm se dedicado a operacionalizar os pressupostos de Ross (1994) através da AHP, adaptando as classes hierárquicas de variáveis edafoclimáticas e de uso da terra para vetores de peso consistentes. Por exemplo, Amorim *et al.* (2021) validaram um modelo geomorfométrico espacial multicritério ao demonstrar uma forte correlação positiva com o método tradicional de Ross, utilizando a AHP para ponderar critérios físicos e antrópicos na bacia hidrográfica Murundú – Paiol. Similarmente, França *et al.* (2022) aplicaram a metodologia de Ross adaptada para determinar níveis de fragilidade potencial e emergente na bacia do Rio Jequitinhonha, empregando a AHP para hierarquizar a importância de atributos como declividade, solos e domínios geológicos. Adicionalmente, Lira *et al.* (2022) incorporaram as categorias de fragilidade de Ross em uma abordagem a partir da lógica Fuzzy e AHP, demonstrando a versatilidade do procedimento na modelagem de sistemas ambientais.

Para além da fragilidade ambiental baseada nas concepções de Ross, a revisão da literatura recente evidencia que a AHP se consolidou como uma ferramenta central na modelagem de sistemas ambientais, pela capacidade de integrar variáveis quantitativas e qualitativas em análises multicritério. Diversos estudos demonstram sua aplicação em diferentes contextos. Mushtaq *et al.* (2023) utilizaram o método para mapear a suscetibilidade à erosão na Caxemira, ponderando múltiplos parâmetros, enquanto Zumara e Nasher (2024) aplicaram o AHP na bacia de Karnaphuli, em Bangladesh, destacando a declividade e o uso da terra como fatores determinantes. Nooshin *et al.* (2024) exploraram sua aplicação em regiões de Loess no Irã,

incorporando densidade de drenagem e índices de vegetação, e Fadl *et al.* (2025) modernizaram a abordagem ao integrar o AHP ao modelo RUSLE no Google Earth Engine para avaliar erosão na planície de Mitidja, Argélia.

Outras contribuições incluem Chwikhi *et al.* (2025), que aplicaram o método em zonas áridas da Tunísia, Erdoğan Yüksel *et al.* (2024) e Tairi *et al.* (2019), que abordaram a dimensão temporal em análises de erosão na Turquia e no Marrocos, além de Tang *et al.* (2023), que avaliaram processos erosivos em canteiros de obras em megacidades, e Duc *et al.* (2025), que integraram percepções comunitárias a equação universal da perda dos solos no Vietnã.

Em estudos voltados à degradação da terra e riscos geológicos, Bairwa e Sharma (2024) aplicaram o método na Índia, Zighmi e Zahri (2025) a suscetibilidade a deslizamentos no Atlas Telliano, e Thammaboribal *et al.* (2025) revisaram sua aplicação em desastres naturais comprovando sua eficácia. No Brasil, Santos *et al.* (2021) utilizaram o AHP para selecionar programas prioritários de gestão na bacia do Rio Japaratuba, enquanto Alam *et al.* (2022) e Kilic *et al.* (2021) demonstraram sua utilidade na seleção de práticas de manejo e na avaliação da aptidão agrícola.

A literatura, portanto, confirma que o AHP evoluiu de uma técnica operacional para um pilar metodológico nos mais diversos tipos de aplicações das análises ambientais contemporânea, sendo aplicado em diferentes escalas e contextos e frequentemente associado a métodos híbridos e muitas vezes com a utilização da lógica Fuzzy proposta por ZADEH (1965).

4.6. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA PARA PONDERAÇÃO PELA AHP

A determinação da fragilidade ambiental por meio de uma análise multicritério, como o Processo de Análise Hierárquica (AHP), requer a definição de pesos que representem a importância relativa de cada variável no desencadeamento dos processos de degradação, notadamente a erosão. Esta ponderação não é arbitrária, mas sim um processo de síntese do conhecimento consolidado na literatura acadêmica, adaptado à realidade da área de estudo. Esta seção apresenta uma revisão dos trabalhos acadêmicos utilizados como base para a construção da matriz de comparação paritária, analisando como diferentes autores ponderam a influência dos fatores topográficos (declividade e fator LS), uso e ocupação, solos, precipitação e geologia. A literatura analisada permite agrupar as variáveis em duas categorias funcionais: os fatores ativos, que governam a energia do sistema e a interface direta

com a ação humana, e os fatores condicionantes, que representam as características de base ou o potencial energético do sistema (CHRISTOFOLETTI, 1980; 1999). A análise comparativa de múltiplos estudos revela que grande parte deles atribui que os fatores ativos possuem uma influência mais determinante na deflagração da erosão acelerada.

A análise comparativa de estudos revela uma variabilidade significativa na atribuição de pesos pelo método AHP, refletindo a adaptação dos modelos às especificidades geoambientais de cada área de estudo e seu objetivo de estudo.

Em bacias onde o relevo é acentuado, a topografia tende a dominar a matriz de pesos, sendo considerada o motor primário dos processos erosivos. Na Bacia Hidrográfica do Arroio Marreco (PR), Brasil, região de intensa produção agropecuária, Lira, Francisco e Feiden (2022) estabeleceram a primazia da declividade (51,42%), seguida pelo uso e ocupação (29,55%), solo (12,14%) e altitude (6,89%), justificando a alta ponderação pela influência direta do relevo na velocidade do escoamento superficial. Corroborando essa relevância, Zumara e Nasher (2024) investigaram a erodibilidade em relevo montanhoso na bacia de Karnaphuli, Bangladesh, onde o modelo priorizou a declividade (26%), o uso do solo (23,8%) e a elevação (20,3%), enquanto a precipitação recebeu peso significativamente menor. Na mesma linha, Mushtaq *et al.* (2023) mapearam a suscetibilidade à erosão na província da Caxemira, Himalaia, onde os atributos do relevo somados ultrapassaram 50% da importância, com elevação (24,3%), declividade (17,9%) e aspecto (14,3%) superando o solo (8,9%) e o uso da terra (6,8%). Mesmo em contextos áridos, como na região de Gabès na Tunísia, Chwikhi *et al.* (2024) identificaram a declividade (19%) e a elevação (17,9%) como os critérios mais significativos. Reforçando essa tendência em relevo acidentado, Lalrindika *et al.* (2024) definiram para a Bacia de Chite, na Índia, a declividade (30%) e a intensidade da chuva (20%) como dominantes, enquanto o uso do solo recebeu apenas 8%. No contexto brasileiro, Ribeiro, Robaina e Cristo (2023) destacaram a importância crítica da declividade na formação de voçorocas na Bacia do Córrego Lajeado (TO), associando inclinações superiores a 15% a muito alta suscetibilidade. Entretanto, em bacias com forte intervenção antrópica ou relevo mais suave, a dinâmica do uso do solo e as características intrínsecas da pedologia assumem o protagonismo. França *et al.* (2022) modelaram a fragilidade na Bacia do Rio Jequitinhonha (MG), atribuindo o maior peso ao uso e cobertura da terra (40%), seguido pela declividade (27%). De forma semelhante, Almeida *et al.* (2025)

destacaram a cobertura do solo como fator preponderante (36,7%) frente à declividade (30,6%) no Parque Estadual Serra Negra (MG), ressaltando o papel da vegetação na mitigação erosiva. Ferreira e Silva (2020) modelaram a Bacia do Rio Brilhante (MS) sob expansão agrícola, onde o uso da terra liderou com 45% e a pedologia figurou como segunda variável (25%) devido à erodibilidade natural dos solos presentes. Amorim *et al.* (2021) demonstraram na Bacia Murundú–Paiol (SP) que em relevos suaves a gestão antrópica prevalece, com o uso da terra (39,71%) superando ligeiramente a declividade (32,04%). Por fim, é fundamental incluir estudos que destacam o papel da litologia em contextos específicos, divergindo do padrão convencional. Hayatzadeh *et al.* (2023) avaliaram bacias no Irã e classificaram a formação geológica compostas por rochas sedimentares friáveis e solos com baixa coesão estrutural como o fator de maior peso na aplicação do AHP. Adicionalmente, Nooshin e Horváth (2021) identificaram que, em regiões cobertas por Loess no nordeste do Irã, a litologia e o uso da terra foram os fatores preponderantes, superando a influência isolada da topografia devido à baixíssima coesão do substrato geológico.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo detalha os materiais, as fontes de dados e os procedimentos metodológicos empregados para o mapeamento da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do rio São Tomé para a série temporal de 1990, 2000, 2010 e 2023. O fluxo de trabalho foi estruturado em etapas sequenciais, compreendendo a aquisição e pré-processamento de dados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e na plataforma Google Earth Engine (GEE), a validação do uso e cobertura do solo, a construção do modelo de fragilidade em diferentes metodologias, e por fim, a integração e análise dos dados por meio de álgebra de mapas.

5.1. MATERIAIS

Para a execução deste trabalho, foram utilizados os seguintes dados matriciais e vetoriais, obtidos de diversas fontes institucionais:

- Cartas Topográficas: Folhas em escala 1:50.000 (IBGE), utilizadas como apoio na validação da delimitação da bacia, obtidas pelo Plugin *DGSTools* do Exército Brasileiro.

- Malhas Territoriais: Limites municipais e de unidades de conservação (IBGE, 2024).
- Modelo Digital de Elevação (MDE): ANADEM com resolução espacial de 30 metros, obtido via *GEE* a partir do repositório da Agência Nacional de Águas (ANA).
- Uso e Cobertura do Solo: Produtos secundários da Coleção 9 do projeto MapBiomas para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023, obtidos via *toolkit* do para *GEE*.
- Imagens de Satélite: Imagens dos satélites Landsat 5 (sensor TM) e Landsat 8 (sensor OLI), utilizadas para a validação do uso e cobertura e composição do NDVI e TDS, obtidas via *GEE*.
- Mapa de Solos: Carta em escala 1:650.000, disponibilizada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV/FEAM).
- Mapa Geológico: Base de dados em escala 1:1.000.000, disponibilizada pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM).
- Dados de Precipitação: Série histórica mensal (1985–2023) e médias anuais (1990, 2000, 2010 e 2023) do produto CHIRPS (resolução de 5 km), obtidas via *GEE*.

Ressalta-se, contudo, que a construção do modelo de fragilidade, embora fundamentada nos melhores dados cartográficos disponibilizados para a área de estudo, confronta uma limitação metodológica inerente ao processo: a acentuada incompatibilidade entre as escalas dos produtos utilizados. Enquanto o Modelo Digital de Elevação (MDE) e os dados de uso do solo possuem uma resolução espacial detalhada de 30 metros, os mapas de geologia (1:1.000.000) e de solos (1:650.000) são de natureza generalista e de escala significativamente menor.

Assim, tal disparidade impõe um desafio à precisão do modelo final, uma vez que a elevada acurácia dos dados de maior detalhe é, em certa medida, nivelada pela generalização das informações de menor escala. A integração de tais dados, portanto, representou uma adequação pragmática frente à indisponibilidade de bases cartográficas mais detalhadas para a bacia. Tal limitação introduz, assim, um grau de incerteza nos resultados, direcionando a interpretação do modelo para a identificação

de macrozonas de fragilidade e tendências espaciais, em detrimento de uma análise de alta precisão em escala local.

5.2. MÉTODOS

5.2.1. Aquisição e Pré-processamento de Dados

A primeira etapa do trabalho consistiu na aquisição e preparação dos dados fundamentais. Foi baixado pelo *Google Earth Engine*, o MDE do projeto ANADEM (derivado do Copernicus GLO-30 da Agência Espacial Europeia – ESA), já processado para remover a cobertura vegetal, o motivo da escolha foi evitar que a rugosidade da vegetação interferisse em variações do relevo que poderiam afetar o modelo, uma vez que este seria construído com uma maior quantidade de variáveis de alta resolução providas por índices atrelados a vegetação.

No QGIS (versão 3.34.6), o MDE foi submetido a um pré-processamento com a ferramenta *Fill Sinks* para a correção de depressões espúrias. Com o MDE hidrológicamente consistente, a delimitação da bacia foi realizada de forma automática utilizando as ferramentas do *WhiteboxTools* complemento para QGIS. Este complemento é um conjunto de ferramentas avançadas de análise geoespacial que permite a execução de algoritmos hidrológicos. O polígono da bacia resultante foi validado e teve seu efeito serrilhado (natural em extrações de bacias via MDE) suavizado por meio da comparação visual com as cartas topográficas do IBGE.

Os mapas de solos (UFV) e geológico (CPRM) foram adquiridos de seus respectivos repositórios institucionais e recortados no QGIS utilizando o limite da bacia como máscara.

5.2.2. Aquisição de Dados Temporais via Google Earth Engine (GEE)

Com o limite da bacia definido e validado, o polígono foi carregado como um *asset* na plataforma *Google Earth Engine*, permitindo a aquisição e o processamento em lote de dados de sensoriamento remoto específicos para a área de estudo. Por meio de scripts, executaram-se as seguintes tarefas:

Uso e Cobertura: Utilizando o *toolkit* oficial do MapBiomas, foram extraídos os mapas da Coleção 9 para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023, recortados para o limite da bacia.

Precipitação: Foram extraídos os dados de precipitação anual do produto CHIRPS para os mesmos anos. Adicionalmente, foi gerado um gráfico da série

histórica mensal (1985–2023) para a análise da sazonalidade pluviométrica.

Imagens de Satélite: Foram coletadas imagens médias anuais em mosaicos multiespectrais dos sensores TM e OLI respectivamente do *Landsat 5* e 8, com filtro de até 10% de cobertura de nuvens, para servirem de base na etapa de validação e na composição de índices espectrais.

5.2.3. Reclassificação e validação do uso e ocupação

Considerando a relevância da variável de uso e cobertura da terra na avaliação da fragilidade ambiental emergente, foi conduzido um processo rigoroso de validação da acurácia dos dados provenientes da plataforma MapBiomias. Inicialmente, os dados espaciais foram submetidos a um processo de reclassificação no QGIS, utilizando o recurso de reclassificação por tabela. Esse procedimento permitiu agrupar as classes originais do MapBiomias em oito categorias temáticas de interesse, compatíveis com os critérios da análise de fragilidade.

Para a validação dos dados foi utilizado o complemento AcATaMa (versão 24.12a). Este complemento, desenvolvido pelo Instituto de Hidrologia, Meteorologia e Estudos Ambientais (IDEAM) da Colômbia, foi projetado para facilitar a criação de amostras e a análise de acurácia de produtos de sensoriamento remoto (CASTILLO *et al.*, 2022; LLANO, 2019).

Por meio do AcATaMa, foram estabelecidas amostras aleatórias para os mapas reclassificados dos anos de 1990, 2000, 2010 e 2023, totalizando aproximadamente 610 amostras por imagem. A análise de concordância entre os produtos secundários do MapBiomias e as imagens primárias de sensores remotos foi realizada por meio de comparação direta, utilizando imagens médias (função *.mean do GEE*) do Landsat 5 e 8 em diferentes composições espectrais (RGB e composições falsa cor). O resultado desse procedimento gerou a acurácia global (Figura 2), posteriormente convertido

para o índice Kappa.

Figura 2 – Print da tabela de concordância global Acatama – 1990 a

2023

		Validation								Total	Acurácia do Usuário	Área da Classe (m ²)	Wi
		1	2	3	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
Thematic	1990	1 (Vegetação nativa)	2 (Silvicultura)	3 (Pastagem)	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
		1	66	0	1	0	0	0	0	67	0.98507	39694698.29	0.15018
		2	12	20	0	0	0	0	0	32	0.625	11098.82755	4.00E-05
		3	36	1	278	2	0	0	4	25	0.80347	206593268.1	0.78161
		4	0	0	2	30	0	0	0	32	0.9375	694944.8225	0.00263
		5	0	0	0	0	32	0	0	32	1	713727.1252	0.0027
		6	0	0	0	0	0	31	0	32	0.96875	700458.4223	0.00268
		7	0	0	1	0	0	0	31	32	0.96875	1992630.515	0.00754
		8	1	0	0	0	0	0	0	31	0.96875	13838287.8	0.05262
	Total	115	21	282	32	32	31	35	57	605		264318083.7	
	Producer's accuracy	0.6406	0.0115	0.9958	0.353	1	1	0.447	0.474		0.842		
		Validation								Total	Acurácia do Usuário	Área da Classe (m ²)	Wi
		1	2	3	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
Thematic	2000	1 (Vegetação nativa)	2 (Silvicultura)	3 (Pastagem)	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
		1	73	0	0	0	0	0	0	73	1	38916056.88	0.14723
		2	0	27	1	0	0	0	0	30	0.9	110132.5349	0.00042
		3	12	0	308	0	0	2	2	23	0.88761	185637351.8	0.70233
		4	0	0	0	30	0	0	0	30	1	5976.18406	2.00E-05
		5	0	0	0	0	30	0	0	30	1	1071444.428	0.00405
		6	0	0	0	0	0	30	0	30	1	886182.7225	0.00335
		7	0	0	1	0	0	0	28	1	0.93333	6446595.123	0.02439
		8	1	0	0	0	0	0	4	53	0.91379	31244344.02	0.11821
	Total	86	27	310	30	30	32	34	79	628		264318083.7	
	Producer's accuracy	0.8483	1	0.9987	1	1	0.453	0.6511	0.695		0.90921		
		Validation								Total	Acurácia do Usuário	Área da Classe (m ²)	Wi
		1	2	3	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
Thematic	2010	1 (Vegetação nativa)	2 (Silvicultura)	3 (Pastagem)	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
		1	66	1	0	0	0	0	0	6	0.90411	38916056.88	0.14723
		2	0	29	0	1	0	0	0	30	0.96667	330397.6046	0.00125
		3	7	0	273	0	0	0	2	15	0.91919	158702690.2	0.60042
		4	0	0	0	29	0	0	1	0	0.96667	1069736.947	0.00405
		5	0	0	0	0	30	0	0	30	1	1269512.243	0.0048
		6	0	0	0	0	0	30	0	30	1	1162794.671	0.0044
		7	0	0	1	0	0	0	29	0	0.96667	15042909.03	0.05691
		8	0	0	3	0	0	0	0	86	0.96629	47823986.09	0.18093
	Total	73	30	277	30	30	30	32	107	609		264318083.7	
	Producer's accuracy	0.9039	0.3746	0.9857	0.9895	1	1	0.9294	0.8047		0.92919		
		Validation								Total	Acurácia do Usuário	Área da Classe (m ²)	Wi
		1	2	3	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
Thematic	2023	1 (Vegetação nativa)	2 (Silvicultura)	3 (Pastagem)	4 (Cana-de-açúcar)	5 (Edificações/Área n vegetada)	6 (Corpos hídricos)	7 (Culturas temporárias)	8 (Café)				
		1	64	0	0	0	0	0	0	8	0.88889	37654050	0.1418
		2	0	28	0	0	0	0	0	30	0.93333	575750	0.0023
		3	14	0	205	1	0	1	2	15	0.86134	125283200	0.47161
		4	0	0	0	30	0	0	0	30	1	4951450	0.0186
		5	0	1	0	0	29	0	0	30	0.96667	1957550	0.0075
		6	0	0	0	0	0	30	0	30	1	1151500	0.00412
		7	0	0	1	0	0	0	68	2	0.95775	37193450	0.14016
		8	1	0	0	0	0	0	0	107	0.99074	56768950	0.2139
	Total	79	29	206	31	29	31	70	134	609		265651050	
	Producer's accuracy	0.8101	0.9655	0.9951	0.9677	1	0.9677	0.9714	0.7985		0.92118		

Fonte: Autor (2025).

O índice de concordância Kappa, proposto por Cohen (1960), é uma medida estatística que avalia o grau de concordância entre dois classificadores, ajustando para concordâncias que poderiam ocorrer ao acaso. Para interpretar os valores obtidos, foi adotada a escala de Landis e Koch (1977), que classifica a força da concordância em categorias qualitativas, variando de fraca (<0,00) até quase perfeita (0,81–1,00) (Tabela 3).

Tabela 3 – Escala proposta por Landis e Koch.

Valor do Kappa (κ)	Força da Concordância
< 0,00	Fraca
0,00 – 0,20	Leve
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Moderada
0,61 – 0,80	Substancial/Forte
0,81 – 1,00	Quase Perfeita

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Landis e Koch (1977).

Diante disso, com a acurácia global dos pixels calculada pelo Acatama, as matrizes geradas foram convertidas para o Kappa utilizando a seguinte fórmula:

$$(1) \quad Kappa = \frac{K^1 - K^2}{1 - K^2}$$

Onde:

K^1 é o número de vezes que o Avaliador 1 marcou uma imagem como concordante.

K^2 é o número de vezes que o Avaliador 2 marcou uma imagem como não concordante.

Sendo o K^2 de cada classe obtido a partir seguinte fórmula:

$$(2) \quad K^{2(Classe)} = \frac{\text{Total classe (validation)}}{\text{Total de observações}} \times \frac{\text{Total classe (thematic)}}{\text{Total de observações}}$$

Após o cálculo individual, os valores de K^2 por classe são somados da seguinte forma:

$$(3) \quad K^2 = K2^1 + K2^2 + K2^3 + K2^4 + K2^5 + K2^6 + K2^7 + K2^8$$

A conversão da acurácia global para o índice de concordância Kappa gerou resultados satisfatórios, conferindo alta confiabilidade aos mapas, como é possível observar na tabela 4. A planilha de conversão de acurácia global para Kappa se localiza no apêndice.

Tabela 4 – Relação dos quantitativos de validação para a série temporal

Ano	Acurácia global	Valor kappa	Força da concordância
1990	0,842	0,772	Forte
2000	0,909	0,868	
2010	0,929	0,902	Quase perfeita
2023	0,921	0,90	

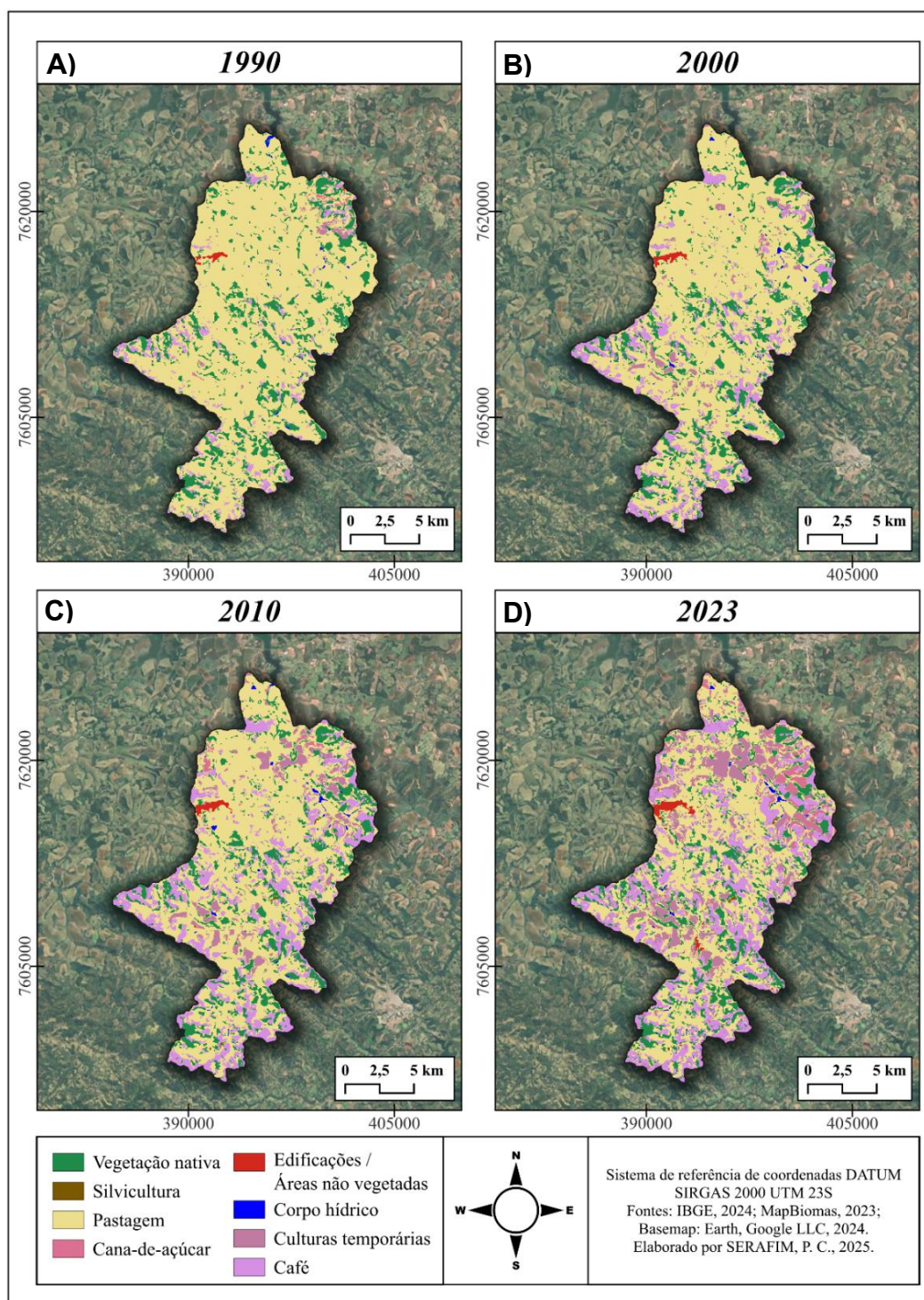
Fonte: Autor (2025).

Entretanto, é necessário apontar o descompasso na acurácia observado para o ano de 1990, o qual pode estar intrinsecamente ligado à escassez de dados de referência de alta resolução à época. Diferente dos períodos posteriores (2000, 2010 e 2023), o processo de classificação não dispôs de bases auxiliares, como o Google Earth ou constelações de alta resolução, para a validação das amostras, restringindo-se à interpretação das imagens nativas do Landsat 5 TM. Esta limitação, somada à menor sensibilidade radiométrica (8 bits) e a ausência de uma banda pancromática (introduzida apenas no Landsat 7 a partir de 1999), pode ter ampliado a margem de erro na distinção de alvos espectralmente semelhantes pelos algoritmos de classificação.

A partir da classificação foi possível a primeira análise do ponto de vista visual do uso da bacia. Em 1990 (Figura 3A), a paisagem era caracterizada pela dominância absoluta da pastagem em todo o território, com uma ocupação quase contínua na porção norte, enquanto na porção sul observam-se apenas pequenos núcleos de café e fragmentos de vegetação nativa. Ao chegar no ano 2000 (Figura 3B), inicia-se uma fragmentação sutil dessa hegemonia, com as manchas de café expandindo-se na porção sul e o surgimento das primeiras áreas de cana-de-açúcar e culturas temporárias ao norte. Essa transformação torna-se uma mudança estrutural nítida em 2010 (Figura 3C), quando grandes extensões de pastagem na porção norte dão lugar definitivo às culturas temporárias, ao mesmo tempo em que o café avança agressivamente pelas áreas centrais e sul, reduzindo drasticamente o domínio do pasto. Por fim, em 2023 (Figura 3D), a configuração consolida a substituição da

pecuária pela agricultura intensiva, restando à pastagem apenas áreas menores e dispersas, enquanto a porção norte se estabiliza com culturas temporárias e a porção sul e centro-leste transformam-se em um mosaico denso e predominante de cafeicultura. A presença desse resultado na sessão metodologia tem como objetivo manter a lógica e sequencia dos procedimentos metodológicos adotados.

Figura 3 – Uso e ocupação da série temporal



Fonte: Autor (2025).

5.3. CONSTRUÇÃO DO MODELO DE FRAGILIDADE E ATRIBUIÇÃO DE PESOS

A construção do modelo de fragilidade ambiental para a bacia foi fundamentada em uma síntese adaptativa das metodologias propostas por Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001). A abordagem de Ross (1994), que cunha o conceito de fragilidade ambiental, foi utilizada como base para a análise da instabilidade potencial e emergente dos ambientes. Em paralelo, a metodologia de Crepani *et al.* (2001), que enfoca o conceito de vulnerabilidade natural, forneceu os parâmetros quantitativos de maior detalhe para a classificação das variáveis biofísicas a serem adaptadas no modelo proposto por Ross.

A integração desses dois referenciais teóricos não foi uma aplicação direta, mas sim uma adequação à realidade da área de estudo. Para cada variável (solo, geologia, declividade, precipitação e uso e ocupação), os valores de fragilidade (Ross, 1994) e vulnerabilidade (Crepani, *et al.*, 2001) atribuídos por ambos os autores foram analisados e ponderados, optando-se pela escala ou pela classe que melhor representasse as características físico-ambientais locais.

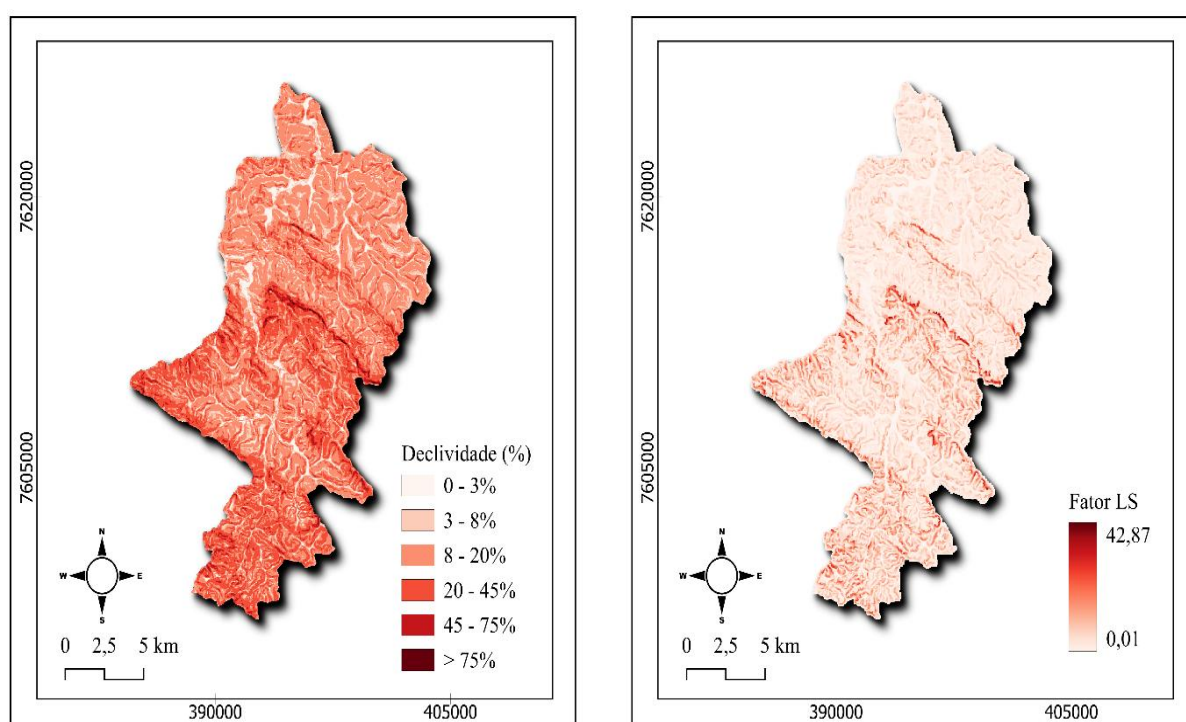
Assim, para a variável topográfica, em vez de usar apenas a declividade, optou-se por uma abordagem com o cálculo do Fator LS (Figura 4B), que combina o comprimento (L) e o grau de inclinação da rampa (S) (Wischmeier & Smith, 1978). A adequação do Fator LS como variável teve aporte na metodologia de Batista (2022), que demonstrou sua eficácia como um indicador mais completo que a declividade isoladamente. O cálculo foi realizado utilizando o software *LS-TOOLS*, desenvolvido por Zhang *et al.* (2013). Esta ferramenta foi escolhida por empregar um algoritmo de direção de fluxo múltiplo (MFD), que supera as limitações dos modelos de fluxo único (SFD).

A superioridade dos algoritmos MFD em terrenos complexos, como os encontrados na área de estudo, sobretudo na faixa centro-oeste da bacia, é corroborada pela literatura. Um trabalho de Ansari e Tayfur (2023), ao comparar diferentes métodos para o cálculo do Fator LS em todo o Afeganistão, demonstrou que os métodos baseados em MFD, como o utilizado pelo *LS-TOOLS*, são mais apropriados e produzem resultados mais realistas do que abordagens mais simplificadas, como os métodos das fórmulas de Desmet e Govers (1996), que fora aplicado por Batista (2022) em seus estudos.

A pesquisa de Ansari e Tayfur (2023) destacou que métodos que não utilizam MFD tendem a superestimar os valores do Fator LS, especialmente ao longo das linhas de drenagem em regiões de variações altimétricas maiores. Portanto, a adoção de um algoritmo baseado em MFD confere maior confiabilidade ao fator topográfico integrado no modelo, evitando supervalorizar o atributo. Destaca-se que a declividade expressa em porcentagem (Figura 4A) foi gerada a partir do ANADEM pelo *Gdal* (*Geospatial Data Abstraction Library*) complemento nativo do QGIS.

O mapa de declividade (Figura 4A) quantifica a inclinação do terreno em porcentagem, enquanto o mapa do Fator LS (Figura 4B) demonstra a influência da topografia na perda de solo, combinando o comprimento da rampa (L) com sua inclinação (S). Observa-se que as regiões central e sul possuem o relevo mais acidentado, o que se reflete diretamente em maiores valores de Fator LS nessas mesmas áreas. Para a representação cartográfica, a legenda de declividade foi estruturada em classes de intervalos categóricos, enquanto o Fator LS foi representado em escala contínua, permitindo uma melhor visualização do contexto topográfico da bacia.

Figura 4 – Declividade classificada (EMBRAPA, 1979) e Fator LS por MFD

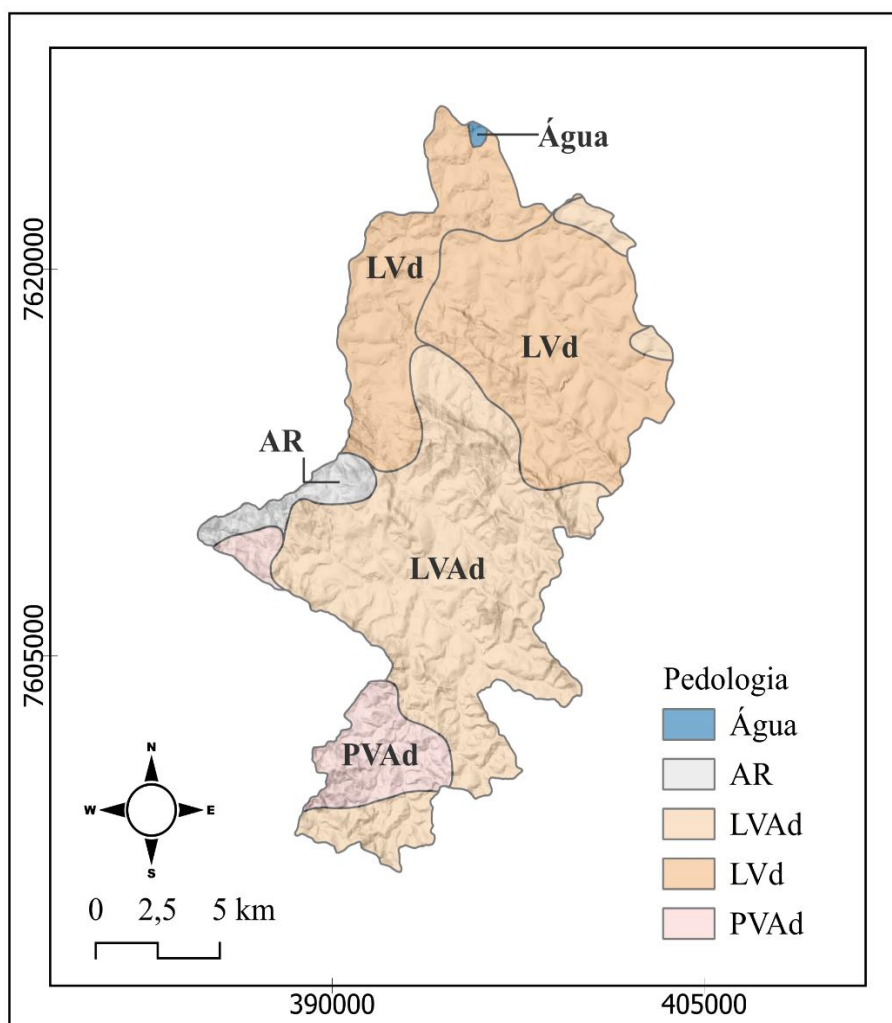


Fonte: Autor (2025).

Para a variável pedológica, utilizou-se o mapa de solos em escala 1:650.000 da Universidade Federal de Viçosa (UFV) (Figura 4). A distribuição das classes de

solos na área de estudo, revelando uma hegemonia absoluta dos Latossolos, que são solos profundos e altamente intemperizados. Na porção norte e nordeste, observa-se o predomínio do Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), coincidindo com as áreas de relevo mais suave e intensa ocupação agrícola. A região central e leste é ocupada majoritariamente pelo Latossolo Vermelho–Amarelo Distrófico (LVAd), que faz a transição para as áreas mais acidentadas. Nas extremidades sul e oeste, identificam-se manchas de Argissolo Vermelho–Amarelo Distrófico (PVAd) e áreas de afloramento de rochoso (AR), estas últimas localizadas em zonas de declividade acentuada onde os processos erosivos impedem o desenvolvimento de solos profundos.

Figura 5 – Mapa pedológico UFV



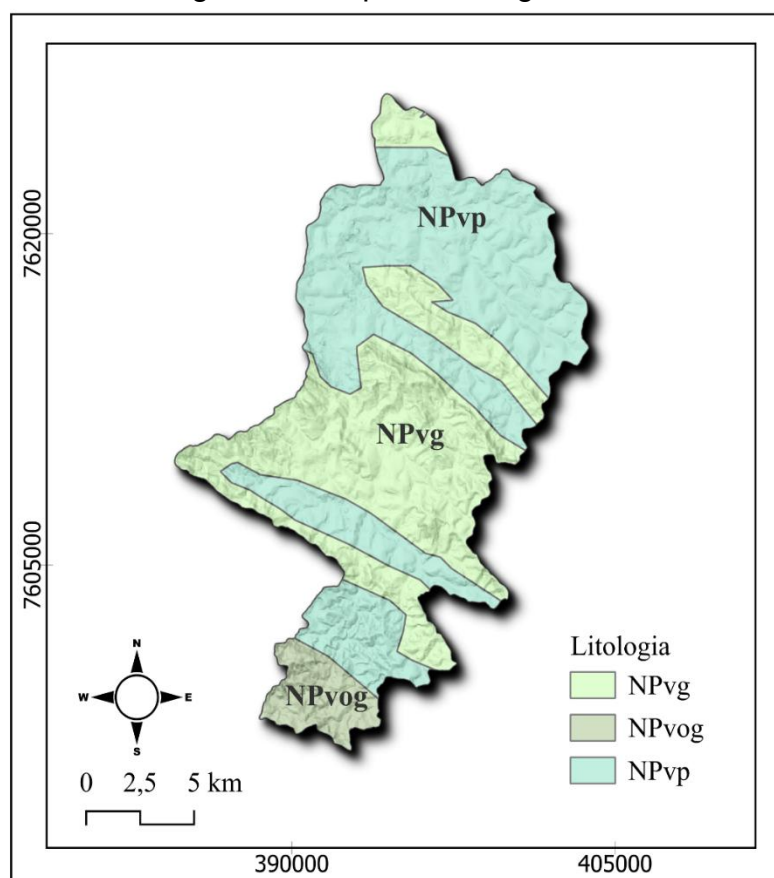
Fonte: Autor (2025).

As classes de solos presentes na bacia foram reclassificadas de acordo com sua suscetibilidade à erosão e grau de desenvolvimento, adotando-se os valores de vulnerabilidade da metodologia de Crepani *et al.* (2001). Esta abordagem atribui

valores menores (próximos a 1.0) a solos mais desenvolvidos e estáveis, como os Latossolos, e valores maiores (próximos a 3.0) a solos rasos, jovens ou sem coesão, como os neossolos litólicos e afloramentos rochosos.

O mapa de Litologia (Figura 6) da CPRM, apresenta o substrato rochoso da área, composto predominantemente por rochas de origem metamórfica. A porção norte e central é dominada por rochas metassedimentares da unidade NPvp (paragnaisses e xistos), cujo intemperismo favorece a formação dos latossolos profundos da região. Intercaladas a estas, observam-se faixas de rochas metamáficicas e metaígneas da unidade NPvg (granulitos e ortognaisses), que apresentam maior resistência erosiva e sustentam os relevos mais acentuados. No extremo sul, a unidade NPvog completa o cenário com ortognaisses migmatíticas.

Figura 6 – Mapa de litologia CPRM



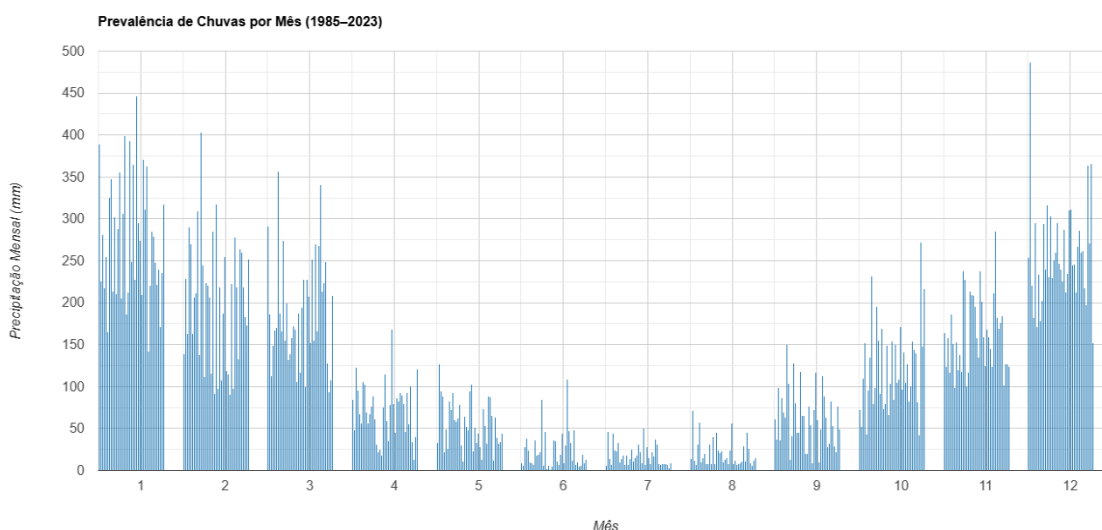
NPvg – Piroxênio granulito intermediário a básico em associação com ortognaisse tonalítico; metaultramáfica; NPvog – Ortognaisse migmatítico com metaultramáfica e granitóides associados; piroxênio granulito eventualmente; NPvp – Paragnaisse, biotita xisto, migmatito, quartzito, *metamarga sobre ortogranulito e ortognaisse*.

Fonte: Autor (2025).

Os litotipos identificados na área da bacia foram reclassificados, atribuindo-se a cada um valor de vulnerabilidade com base na escala de resistência à denudação proposta por Crepani *et al.* (2001). Esta escala, que varia de 1.0 (rochas mais estáveis, como quartzitos) a 3.0 (rochas mais vulneráveis, como sedimentos inconsolidados), considera o grau de coesão e a resistência da rocha aos processos de intemperismo e erosão.

Para a variável precipitação, adotou-se o índice de Intensidade Pluviométrica de (Crepani *et al.*, 2001) para superar a limitação da média anual, que não considera que grande parte da precipitação pode ocorrer em poucos meses do ano. A duração do período chuvoso foi determinada a partir da análise do gráfico da série histórica do CHIRPS (Figura 7) realizada totalmente dentro do *Google Earth Engine*. Os rasters de precipitação anual coletados no GEE, foram interpolados por IDW (Inverso da distância ponderada) no QGIS, e então, divididos em álgebra simples pelo número de meses mais chuvosos.

Figura 7 – Gráfico de Precipitação mensal média entre 1985 – 2023 pelo CHIRPS.

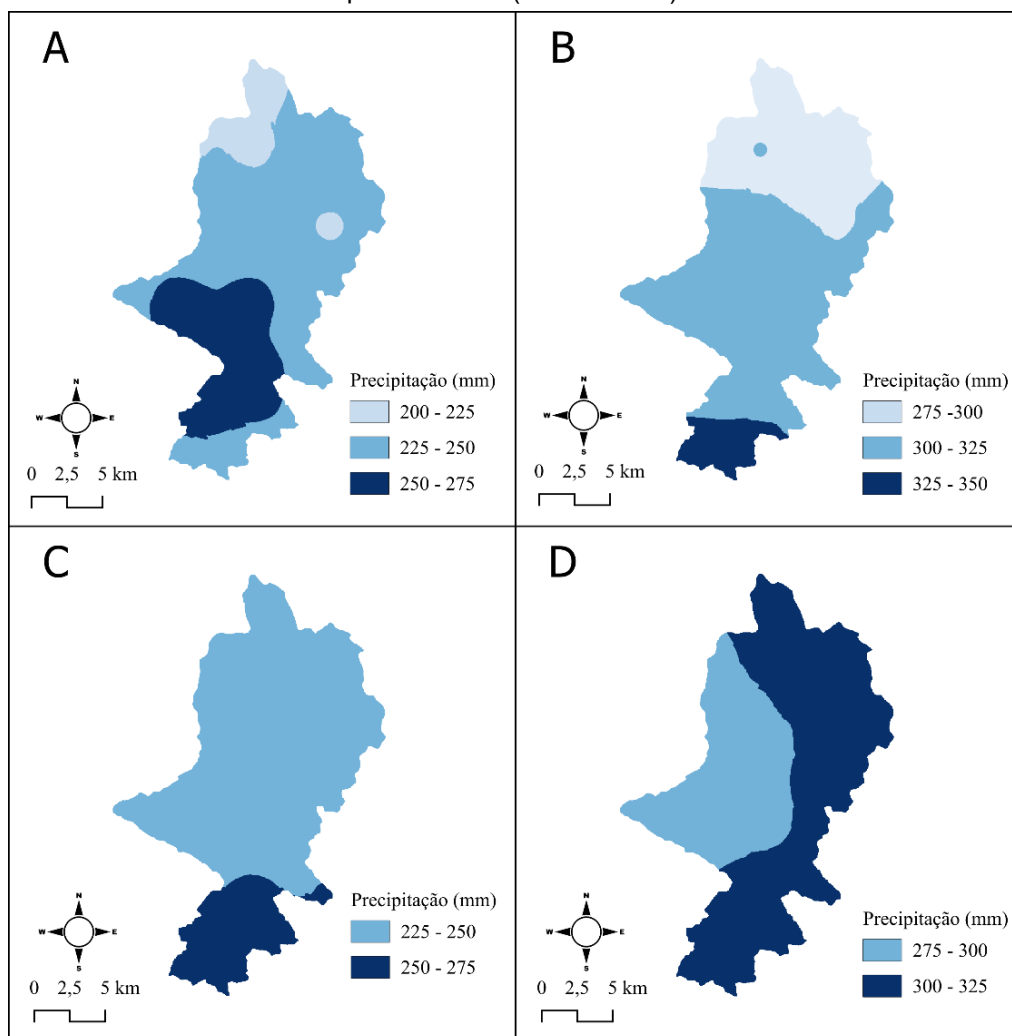


Fonte: Autor (2025).

Deste modo, definidos a quantidade de meses mais chuvosos (com precipitações maiores ocorrendo entre novembro e março). Os *rasters* de precipitação foram divididos por cinco (quantidade de meses de maior precipitação) e posteriormente reclassificadas de acordo com os pesos da metodologia de Crepani, *et al.* (2001), o procedimento de interpolação dos centroides dos pixels de 5km por IDW das imagens do *CHIRPS*, seguidos da divisão e posterior reclassificação gerou

os *rasters* de peso para precipitação como é possível ver na figura 8.

Figura 8 – Precipitação reclassificada para o índice de intensidade pluviométrica (1990 – 2023)



Fonte: Autor (2025).

Ressalta-se que os produtos cartográficos em camadas vetoriais (Solo e Geologia) tiveram seus pesos atribuídos na tabela de atributos das camadas, e posteriormente passaram pela função *v.to.rast* do GRASS versão 7 presente no QGIS, que transformou os vetores com os pesos em *rasters*. Por conseguinte, as variáveis matriciais (Precipitação, declividade e uso do solo) passaram pela função reclassificar por tabela nativa do QGIS.

A relação da distribuição dos pesos das variáveis apontadas é apresentada na tabela 8, instituindo as classes ocorrentes os devidos procedimentos para o modelo.

Tabela 5 – Pesos por classe de variável espacial

Metodologia	Variável	Classe	Valor atribuído
Adaptado de Crepani <i>et al.</i> , 2001	Pedologia	Latossolos Vermelhos	1,0
		Latossolos Vermelho– Amarelos	
		Argissolos Vermelho– Amarelo	2,0
		Afloramento rochoso	5
Adaptado de Ross, 1994	Declividade	0 – 3%	1,0
		3 – 8%	2,0
		8 – 20%	3,0
		20 – 45%	4,0
		> 45%	5,0
Adaptado de Crepani <i>et al.</i> , 2001	Geologia	Piroxênio granulito	1,2
		Ortognaisse migmatítico	1,3
		Paragnaisse	1,3
Adaptado de Ross, 1994	Uso e ocupação	Vegetação nativa	2
		Silvicultura	3
		Pastagem	4
		Cana-de-açúcar	4
		Edificações / área não vegetada	5
		Corpo hídrico	1
		Culturas temporárias	5
Café	4		
Adaptado de Crepani <i>et al.</i> , 2001	Precipitação (mm)	200 – 225	1,7
		225 – 250	1,8
		250 – 275	1,9
		275 – 300	2,0

300 – 325	2,1
325 – 350	2,2

Fonte: Autor (2025).

5.3.1. Normalização e Integração dos Dados por Álgebra de Mapas

Considerando a incompatibilidade entre as escalas utilizadas nas metodologias de Crepani *et al.* (2001), que variam de 1,0 a 3,0, e Ross (1994), que adota uma escala de 1 a 5, além da natureza contínua da variável do Fator LS (indo de 0,01 até 42,8) tornou-se necessário padronizar todas as camadas temáticas envolvidas na análise.

Para a padronização dos dados, empregou-se o método de normalização *min-max*, técnica amplamente utilizada em análises multicritérios. Essa abordagem é fundamental para reduzir os efeitos de discrepâncias entre diferentes escalas das variáveis de entrada, evitando que uma característica exerça influência desproporcional sobre os resultados e, conseqüentemente, gere distorções na interpretação, sobretudo em contextos de agrupamento ou classificação (AMORIM; MAKARENKOV, 2021). A aplicação do *min-max* permite reescalonar as classes reclassificando todas as variáveis em um intervalo comum entre 0 e 1, o que favorece a integração e a comparabilidade dos atributos (HAN; KAMBER; PEI, 2012). A transformação segue a equação:

$$(4) \quad VN = \frac{V - V^{min}}{V^{max} - V^{min}}$$

Onde:

VN é o valor normalizado, V valor da variável, V^{max} é o valor máximo do *raster*, e V^{min} é o valor mínimo do *raster*.

A aplicação da normalização é crucial para assegurar a comparabilidade entre os diversos parâmetros ambientais, conforme destacado por Santos (2024). Esse procedimento é particularmente vantajoso por transformar dados brutos em valores reescalados dentro de um intervalo comum, o que facilita a integração de informações de diferentes naturezas e escalas e reduz a influência desproporcional de variáveis com unidades distintas.

Como resultado, todas as variáveis foram convertidas para uma escala

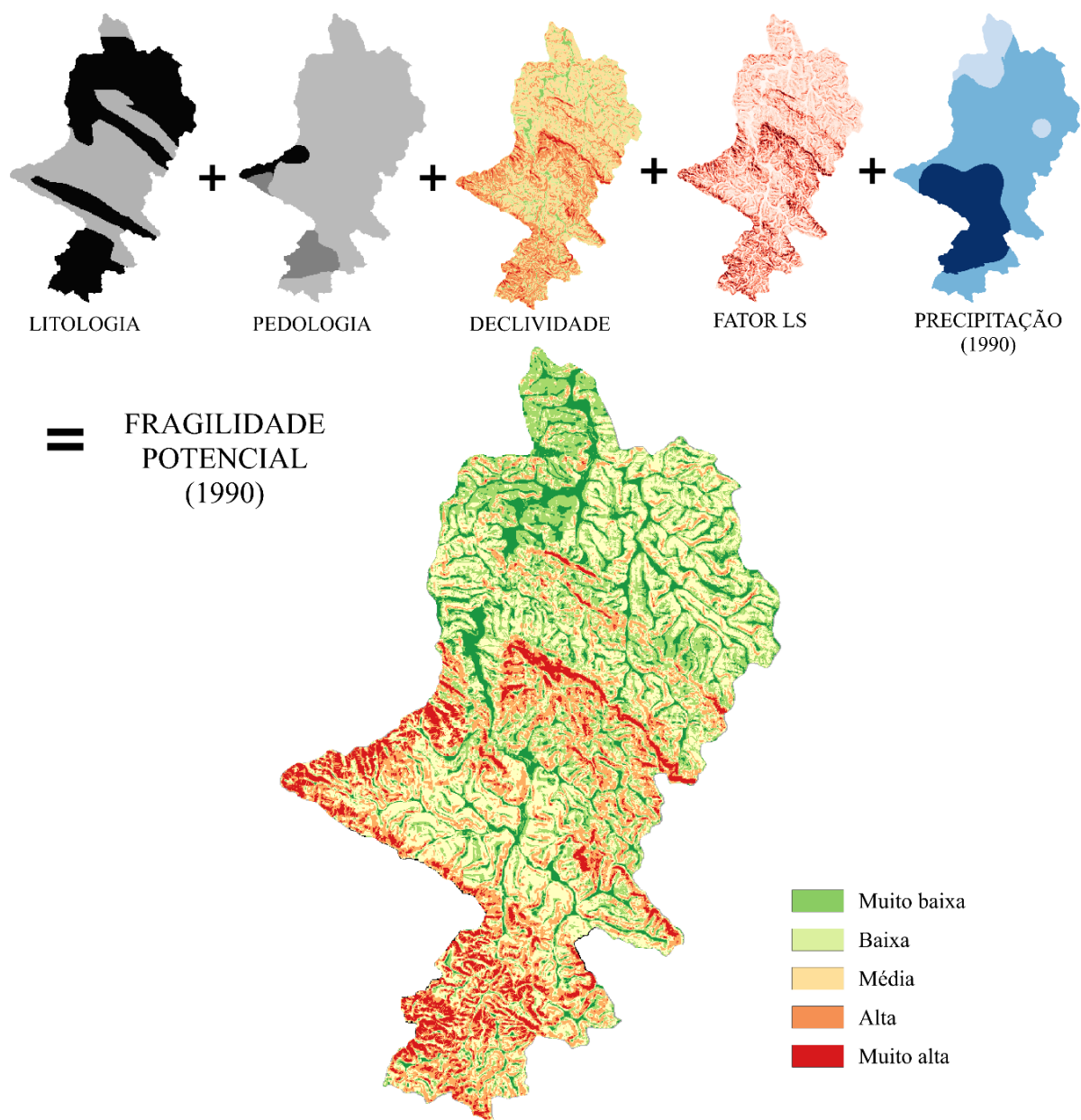
contínua, onde valores próximos a 0 representam menor fragilidade e próximos a 1, máxima fragilidade seguindo a lógica de pesos adaptada de Crepani *et al.* e Ross.

Com todos os dados normalizados, os *rasters* foram integrados por meio de uma soma na Calculadora *Raster* para gerar os mapas de fragilidade potencial (excluindo a variável de Uso e Cobertura) e fragilidade emergente (incluindo todas as variáveis) para cada ano da série temporal.

5.3.2. Geração dos modelos via álgebra de mapas

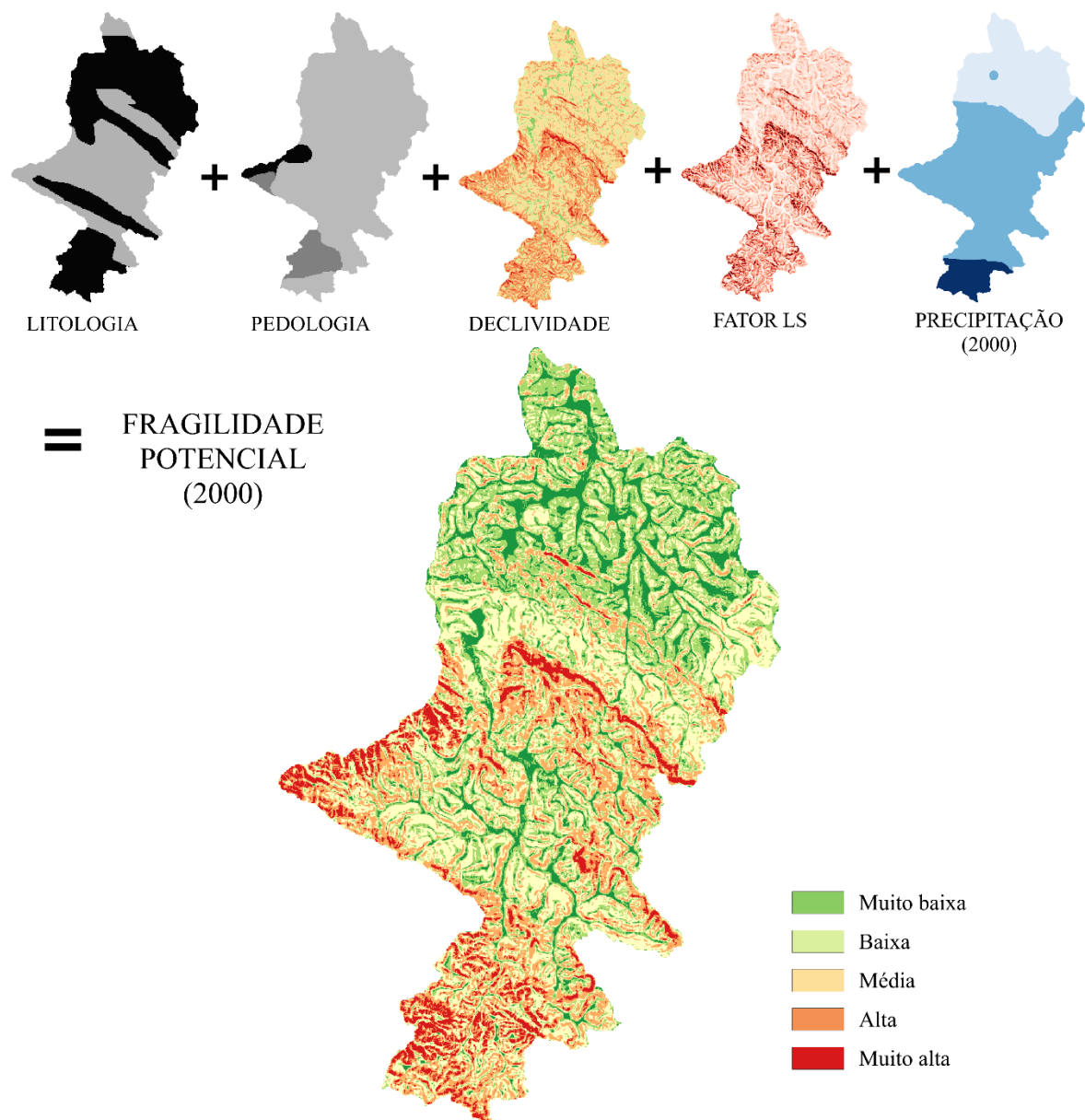
As figuras (Figura 9, 10, 11 e 12) apresentam a esquematização da álgebra de mapas com as camadas reclassificadas e normalizadas de acordo com a adaptação metodológica proposta. A fragilidade potencial fora calculada para os quatro anos, uma vez que, seguindo a adaptação de Crepani *et al.*, (2001), houve mudanças na precipitação para os anos elencados na análise.

Figura 9 – Álgebra para fragilidade potencial de 1990.



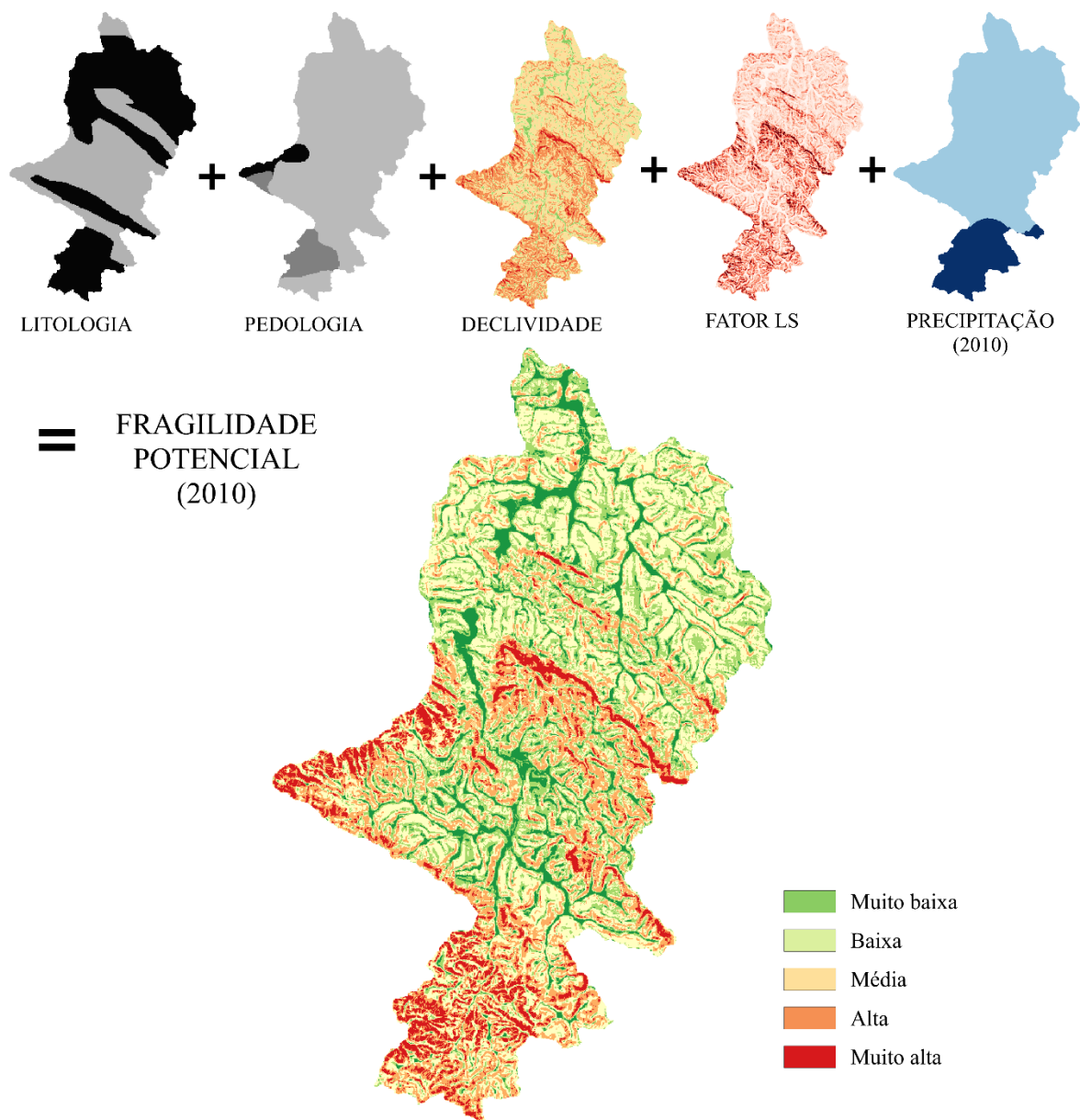
Fonte: Autor (2025).

Figura 10 – Álgebra para fragilidade potencial de 2000.



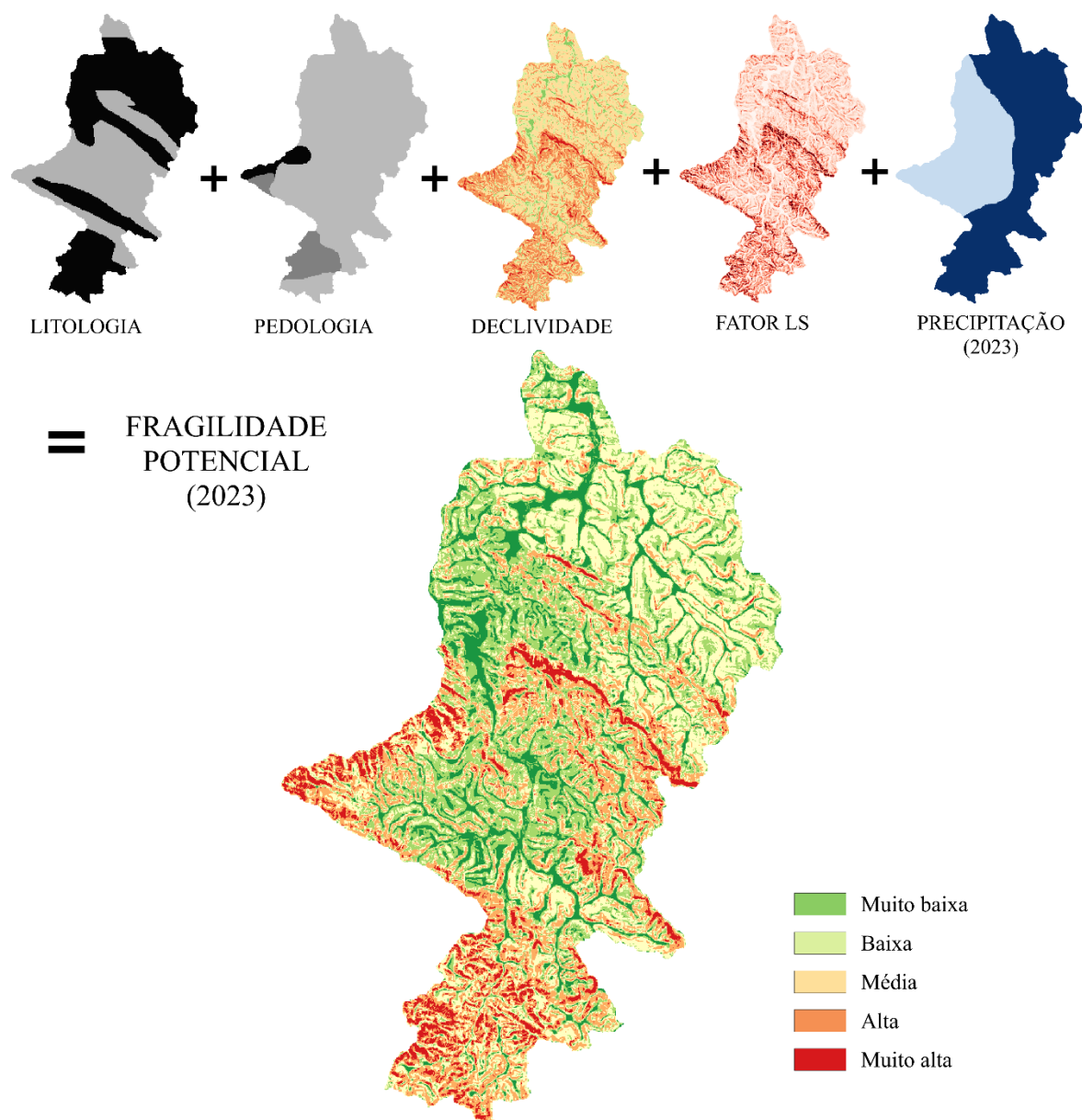
Fonte: Autor (2025).

Figura 11 – Álgebra para fragilidade potencial de 2010.



Fonte: Autor (2025).

Figura 12 – Álgebra para fragilidade potencial de 2023.



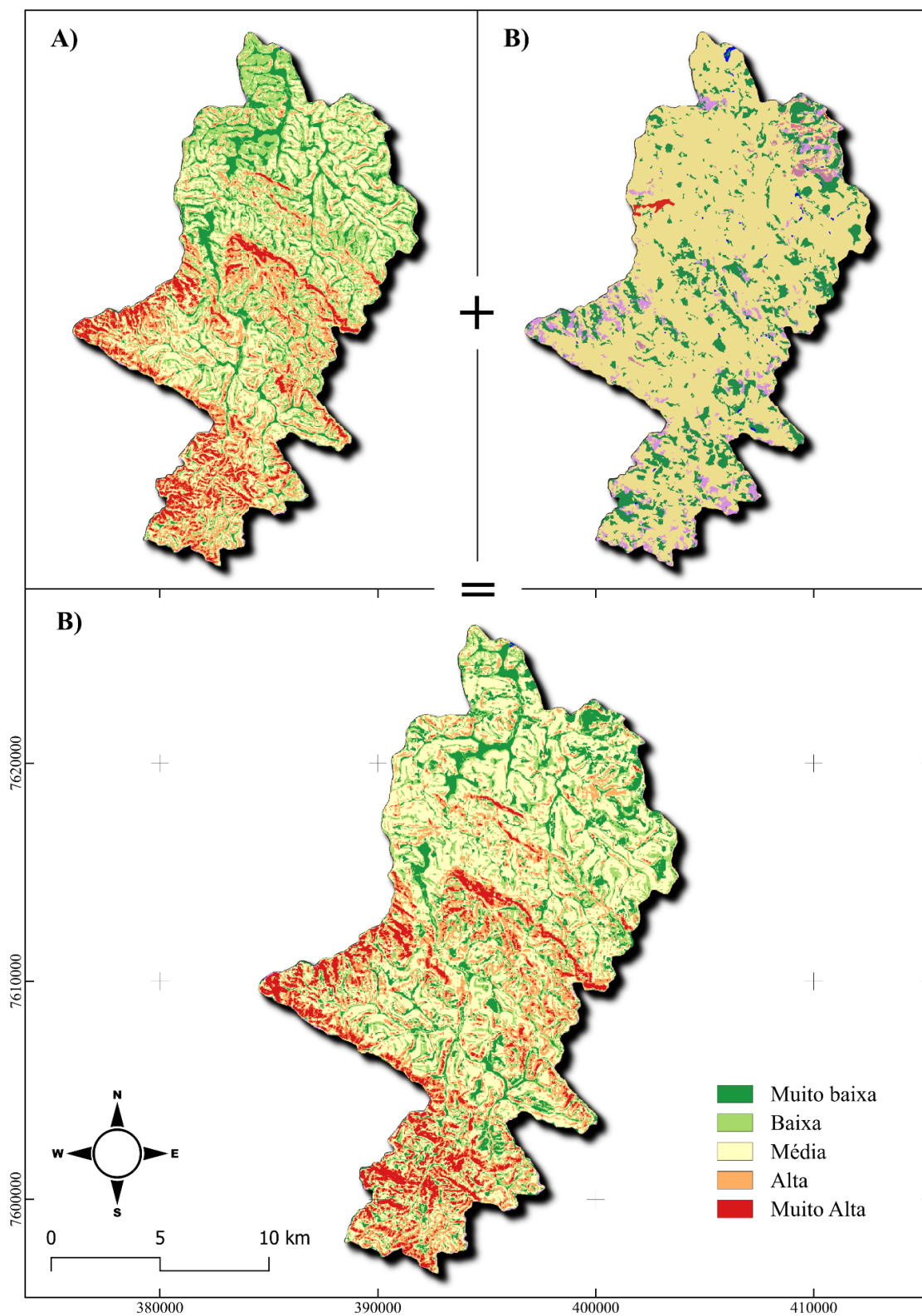
Fonte: Autor (2025).

Para a realização do reporte de área, as classes contínuas foram novamente reclassificadas seguindo o intervalo igual existente. Após, essas foram reportadas pelo *r.report* do GRASS GIS 8.4.1 integrado ao QGIS. Os quantitativos gerados foram tabulados para posterior análise. Para a fragilidade emergente, foi realizada a soma do produto de fragilidade potencial e mapas de uso e ocupação reclassificados a partir dos pesos propostos por Ross (1994).

Para melhor representação da ordem de grandeza, os mapas foram colocados em gradiente verde, sendo os tons de verde claro representando muito baixa

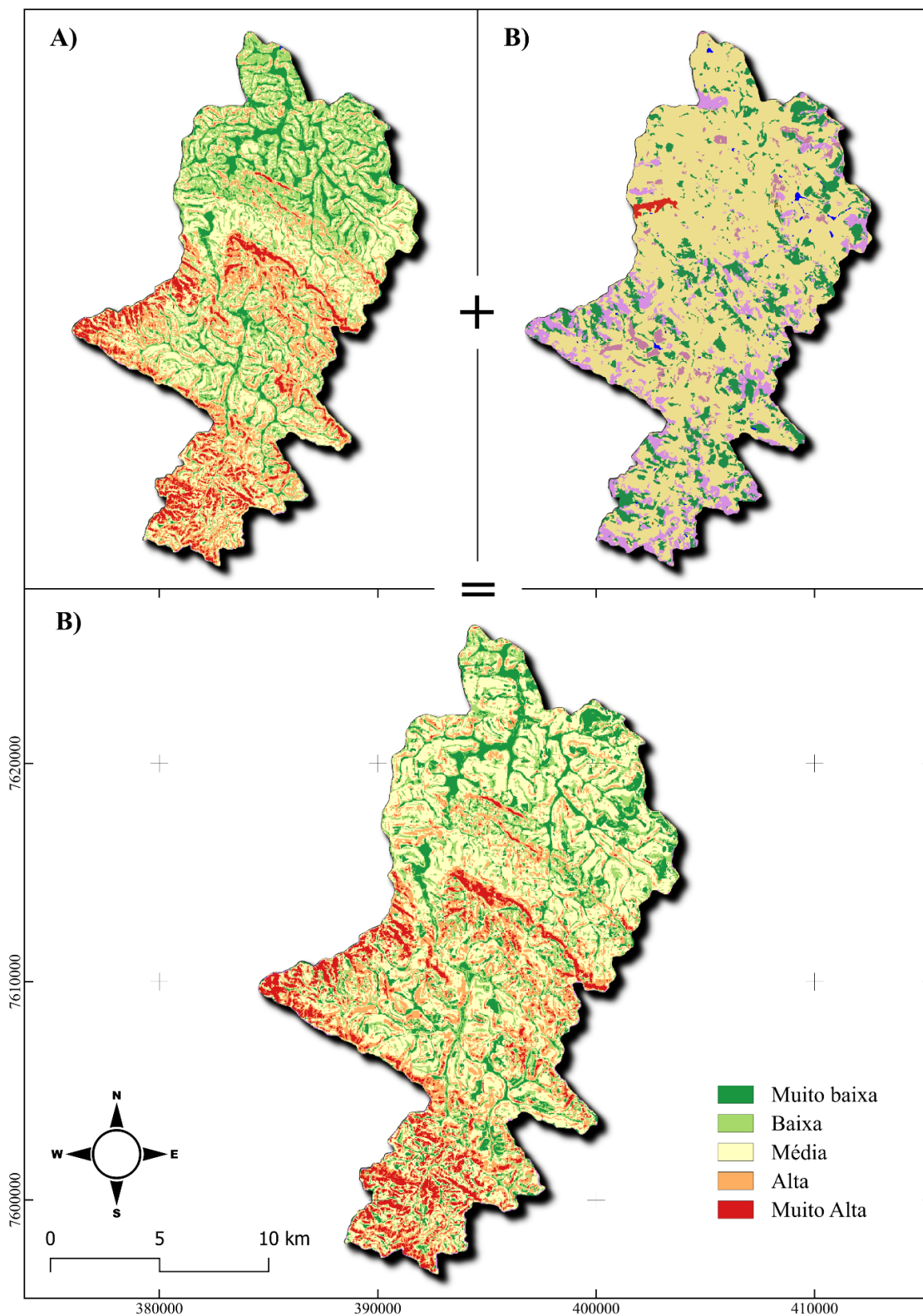
fragilidade e os tons verde escuros representando muito alta fragilidade. As figuras abaixo (Figura 13, 14, 15 e 16) denotam a sobreposição das camadas para a geração do modelo. Sendo as figuras (A) referentes aos modelos de fragilidade potencial, (B) referentes a variável de antropização e (C) referente a fragilidade emergente.

Figura 13 – Álgebra para fragilidade emergente de 1990.



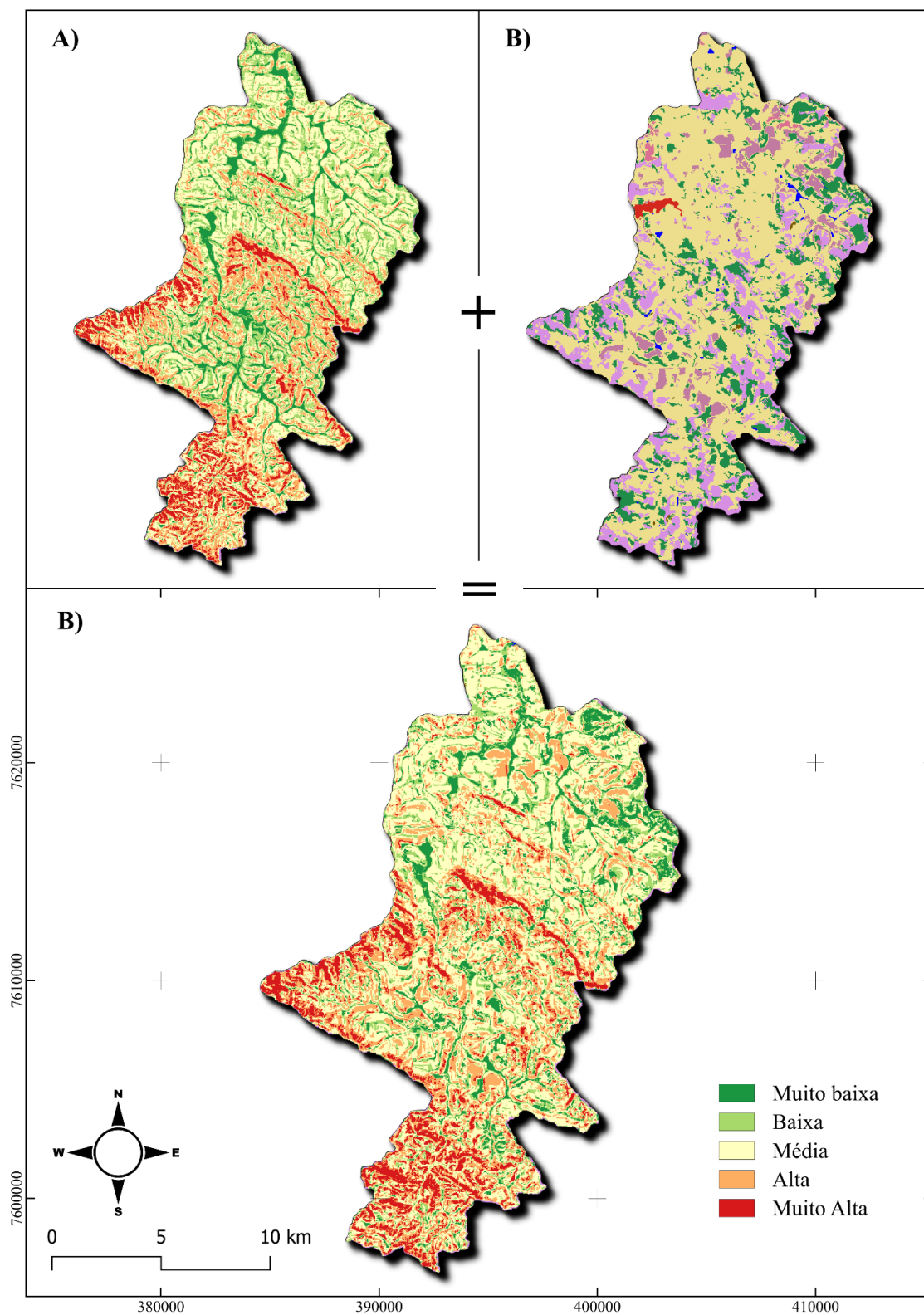
Fonte: Autor (2025).

Figura 14 – Álgebra para fragilidade emergente de 2000.



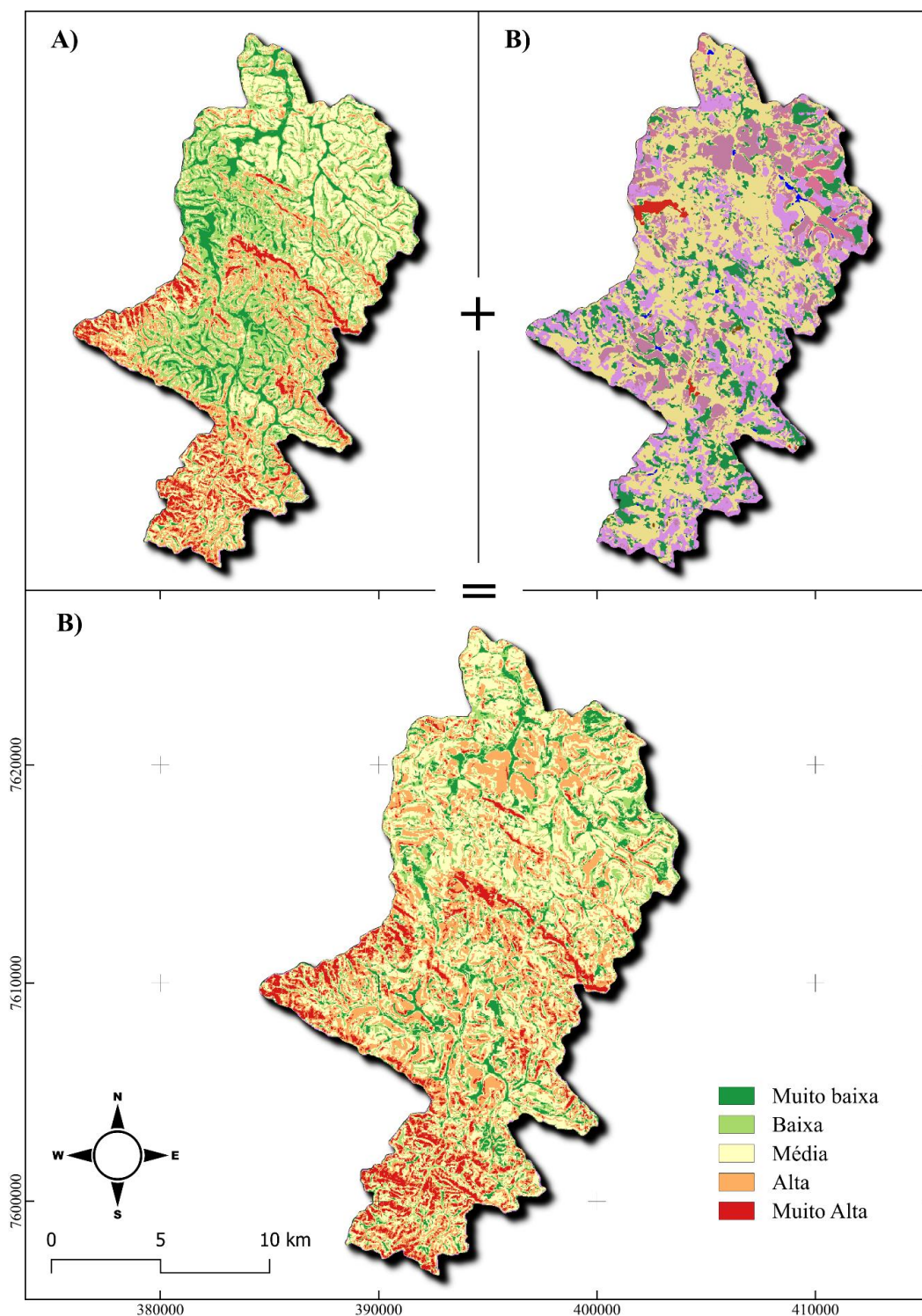
Fonte: Autor (2025).

Figura 15 – Álgebra para fragilidade emergente de 2010.



Fonte: Autor, 2025.

Figura 16 – Álgebra para fragilidade emergente de 2023.



Fonte: Autor (2025).

As classes de fragilidade emergente também foram reclassificadas por tabela, convertendo os valores contínuos em categorias discretas para permitir a quantificação pelo *r.report*.

5.3.3. Geração dos modelos ponderados pela análise hierárquica de processos

A hierarquia de importância estabelecida para o modelo reflete a síntese entre o conhecimento teórico e as características empíricas da bacia. Para a operacionalização deste julgamento, os valores foram atribuídos seguindo a Escala Fundamental de Saaty, onde a intensidade de importância entre os pares de variáveis variou de 1 (igual importância) a 9 (extrema importância).

Para evitar a supervalorização da declividade ao ponderar isoladamente o fator LS, a topografia foi unificada como o critério dominante. Esta decisão técnica justifica-se pelo fato de o relevo governar a energia do sistema e determinar o potencial de energia cinética do escoamento superficial. A análise morfométrica quantitativa da bacia corrobora esta escolha: dos cerca de 26 mil hectares da área total, a bacia possui uma configuração predominantemente acidentada, onde as classes onduladas (13.246,56 ha), forte ondulado (7.762,86 ha) e escarpado (768,78 ha) somam mais de 21.000 hectares. Nestas condições, a energia do relevo torna-se o vetor primário de instabilidade, superando inclusive o impacto da forte antropização local.

Essa dominância foi traduzida na matriz paritária através de julgamentos de importância moderada a forte (valores 2 a 4) da topografia sobre o uso e os solos, e de importância muito forte a extrema (valores 6 a 8) sobre a precipitação e a geologia. A lógica aplicada assume que, em terrenos com mais de 700 hectares de áreas escarpadas, a declividade anula a capacidade de resistência de outros fatores passivos. O uso e ocupação do solo foi posicionado como o segundo critério mais importante, atuando como o principal modulador da fragilidade emergente. Na matriz de Saaty, o uso recebeu importância moderada (valor 4) em relação à precipitação, partindo do princípio de que o impacto da chuva é diretamente mediado pela cobertura vegetal. O modelo assume que, em uma bacia com tal variação altimétrica, o manejo da cobertura funciona como amortecedor dos processos erosivos.

Especial atenção é dada às áreas escarpadas (768,78 ha); embora representem a menor extensão territorial, funcionam como zonas mais susceptíveis onde a fragilidade é elevada ao nível máximo, pois a gravidade anula a capacidade de infiltração dos solos e acelera a degradação mesmo sob diferentes usos.

O solo, representando a resistência intrínseca do material, foi considerado mais influente que os fatores externos de base, recebendo importância moderada (valor 4)

em relação à geologia. Sua importância hierárquica reflete o impacto das propriedades pedológicas, como a profundidade e a porosidade, na erosão superficial. Na bacia, a vulnerabilidade dos solos é subordinada à declividade, uma vez que o gradiente textural de classes como os Argissolos, quando associado às encostas íngremes, gera um cenário de altíssima susceptibilidade.

Por fim, a precipitação, como agente energético externo, teve sua importância condicionada pela resposta da superfície, enquanto a geologia foi tratada como o fator de base com influência mais indireta na dinâmica superficial acelerada

A partir da hierarquia de importância estabelecida na revisão da literatura, foi construída a matriz de comparação paritária (Tabela 6). Os julgamentos foram atribuídos com base na intensidade da influência de cada fator sobre os processos erosivos, conforme documentado nos trabalhos acadêmicos analisados.

Tabela 6 – Matriz de Comparação Paritária para os critérios ponderados

Variáveis	Topografia	Uso	Solos	Precipitação	Geologia
Topografia	1.00	2.00	4.00	6.00	8.00
Uso do solo	1/2	1.00	2.00	4.00	6.00
Solos	1/4	1/2	1.00	2.00	4.00
Precipitação	1/6	1/4	1/2	1.00	2.00
Geologia	1/8	1/6	1/4	1/2	1.00

Fonte: Autor (2025).

A partir da matriz de julgamentos, foram calculados os pesos finais (vetor de prioridades) em planilha para cada um dos cinco critérios, conforme apresentado na Tabela 7. Estes pesos quantificam a importância relativa de cada variável na composição do modelo, adicionalmente, foi realizado o cálculo da consistência para validar a coerência dos julgamentos.

Tabela 7 – Vetor de prioridades (pesos)

VARIAVEIS	PESO FINAL (%)
Topografia	46.84
Uso do solo	26.81
Solos	14.36
Precipitação	7.59
Geologia	4.41

Fonte: Autor (2025).

5.3.4. Validação da AHP pela análise de consistência de julgamentos

Com os pesos atribuídos, a consistência lógica dos julgamentos da matriz de comparação paritária. Este procedimento, desenvolvido por Saaty (1977; 1980), garante que os pesos derivados não são fruto de comparações contraditórias ou aleatórias.

Para calcular a matriz de consistência o primeiro passo é cálculo do autovalor máximo, que é uma medida da consistência geral da matriz de julgamentos. A fórmula para sua obtenção é:

$$(5) \quad \lambda_{max} = 1/n \sum_{i=1}^n \frac{(Aw)_i}{W_i}$$

Onde:

- n é o número de critérios (no caso 5);
- A é a matriz de comparação paritária (atribuição dos valores entre 1 a 9);
- w é o vetor de prioridades (os pesos calculados);
- (Aw)_i é o i-ésimo elemento do vetor resultante da multiplicação da matriz A pelo vetor w.

O Índice de Consistência (IC) mede o grau de desvio dos julgamentos em relação à condição de consistência perfeita. Um IC igual a zero indica uma matriz perfeitamente consistente.

Assim, a fórmula para o seu cálculo, proposta por Saaty (1980), é:

$$(6) \quad IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

5.3.5. Cálculo da Razão de Consistência (RC)

A Razão de Consistência (RC) é a métrica final de validação. Ela compara a consistência da matriz de julgamentos (IC) com a consistência média que seria esperada de uma matriz com julgamentos puramente aleatórios (Índice Randômico – IR). O IR é um valor fixo e tabelado (Tabela 8) que depende da ordem (quantidade de variáveis comparadas) da matriz (n).

A fórmula da RC é:

$$(7) \quad RC = \frac{IC}{IR}$$

Tabela 8 – Índice randômico proposto por Saaty (1980)

(N)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
(IR)	0	0	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

Fonte: Adaptado pelo autor (2025).

Saaty (1980) estabelece que, para que os julgamentos sejam considerados aceitáveis e os pesos derivados sejam confiáveis, o valor da razão de consistência deve ser de, no máximo, 10%. Se esta condição for alcançada a consistência da matriz é validada. Caso contrário, os julgamentos paritários devem ser revisados para identificar e corrigir as principais fontes de inconsistência.

Por fim, a validação do modelo foi realizada por meio do cálculo da Razão de Consistência (RC). A partir da matriz de julgamentos, obteve-se um autovalor máximo (λ_{max}) de 5,05. Com um Índice de Consistência (IC) de 0,01 e um Índice Randômico (RI) de 1,12 para uma matriz de ordem 5, a Razão de Consistência (RC) calculada foi de 0,01. O valor de consistência foi muito inferior ao limiar máximo aceitável de 0,10 (10%), direcionando que os julgamentos se mostraram altamente consistentes e que os pesos derivados são metodologicamente válidos para a aplicação no modelo. Destaca-se que a planilha criada para o cálculo está presente no apêndice do trabalho.

5.3.6. Discussão das ponderações pela AHP

O resultado do julgamento da hierarquia de importância, Topografia (46,8%), Uso e Ocupação da Terra (26,8%), Solos (14,3%), Precipitação (7,6%) e Geologia (4,4%) refletiu uma síntese de abordagens metodológicas validadas em bacias hidrográficas com características morfoclimáticas semelhantes, onde a morfometria agressiva atua como o vetor determinante da instabilidade sistêmica.

A preponderância atribuída ao fator topográfico encontra validação numérica expressiva no estudo conduzido por Zumara e Nasher (2024). Ao modelarem a erodibilidade em uma região de relevo montanhoso, os autores aplicaram pesos que, somados em suas variáveis morfométricas, totalizam 46,3%. Este valor é semelhante ao resultado, corroborando a hipótese de que, em bacias com gradientes altimétricos

acentuados, a energia cinética do escoamento superficial subordina as demais variáveis, ditando a capacidade de transporte de sedimentos e a fragilidade potencial do sistema.

No que tange à influência do fator antrópico, o peso definido para o Uso e Ocupação da Terra alinha-se aos resultados obtidos por Lira, Francisco e Feiden (2022) no cenário brasileiro. Na análise da Bacia do Arroio Marreco (PR), os autores estabeleceram a declividade (51,42%) e o uso do solo (29,55%) como os componentes dominantes da matriz de decisão. Esta calibração reflete o consenso de que a cobertura da terra atua como o gatilho da fragilidade emergente: enquanto o relevo fornece a energia potencial para a erosão, a remoção da vegetação é o elemento catalisador que deflagra o processo degradacional.

A ponderação dos fatores de resistência intrínseca (Solos e Geologia) e do fator climático (Precipitação) seguiu a lógica de que, na escala de análise de mesobacias, estas variáveis apresentam menor variabilidade espacial ou atuam como condicionantes de fundo. O peso de 14% atribuído à pedologia é consistente com a modelagem de Lira *et al.* (2022), que conferiram 12,14% aos tipos de solo, reconhecendo sua importância na erodibilidade, porém em patamar inferior à agressividade do relevo.

Por fim, a atribuição de pesos reduzidos à Precipitação e à Geologia encontra respaldo, respectivamente, nas investigações de Almeida *et al.* (2025) e Chwikhi *et al.* (2024). Almeida *et al.* (2025), ao mapearem a fragilidade em unidades de conservação da Mata Atlântica (MG), atribuíram apenas 6,3% de peso à pluviosidade. Similarmente, Chwikhi *et al.* (2024) conferiram à litologia um peso residual de 3,2%, demonstrando que a resposta estrutural das rochas pode se encontrar, em grande medida, expressa nas formas de relevo, o que permite a redução do peso da variável geológica para evitar redundâncias na modelagem.

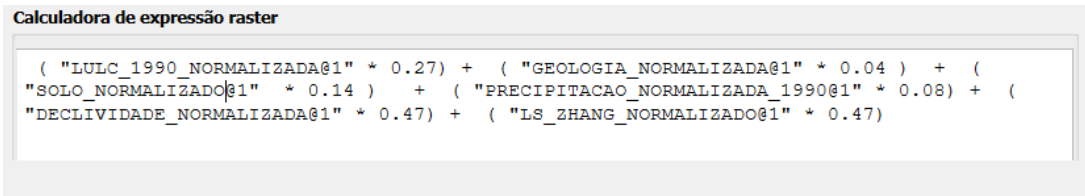
5.3.7. Integração dos pesos gerados ao modelo

A combinação das camadas foi feita por meio de uma soma ponderada, ou seja, cada variável espacial foi multiplicada pelo peso relativo obtido no AHP e, em seguida, todas essas parcelas foram somadas. Isso gerou o mapa final de fragilidade ambiental, refletindo a contribuição proporcional de cada fator no modelo.

Este cálculo também foi executado na ferramenta Calculadora Raster do QGIS. Para cada variável, o respectivo *raster* normalizado, com valores contínuos de 0

(menor fragilidade) a 1 (maior fragilidade), foi multiplicado pelo seu peso correspondente, expresso em formato decimal. A soma desses produtos resultou nos mapas finais de fragilidade potencial e emergente ponderados pela análise multicritério. A figura a seguir (Figura 17) demonstra um exemplo da fórmula na calculadora para uma das variáveis:

Figura 17 – Exemplo de uma das expressões utilizadas na calculadora raster

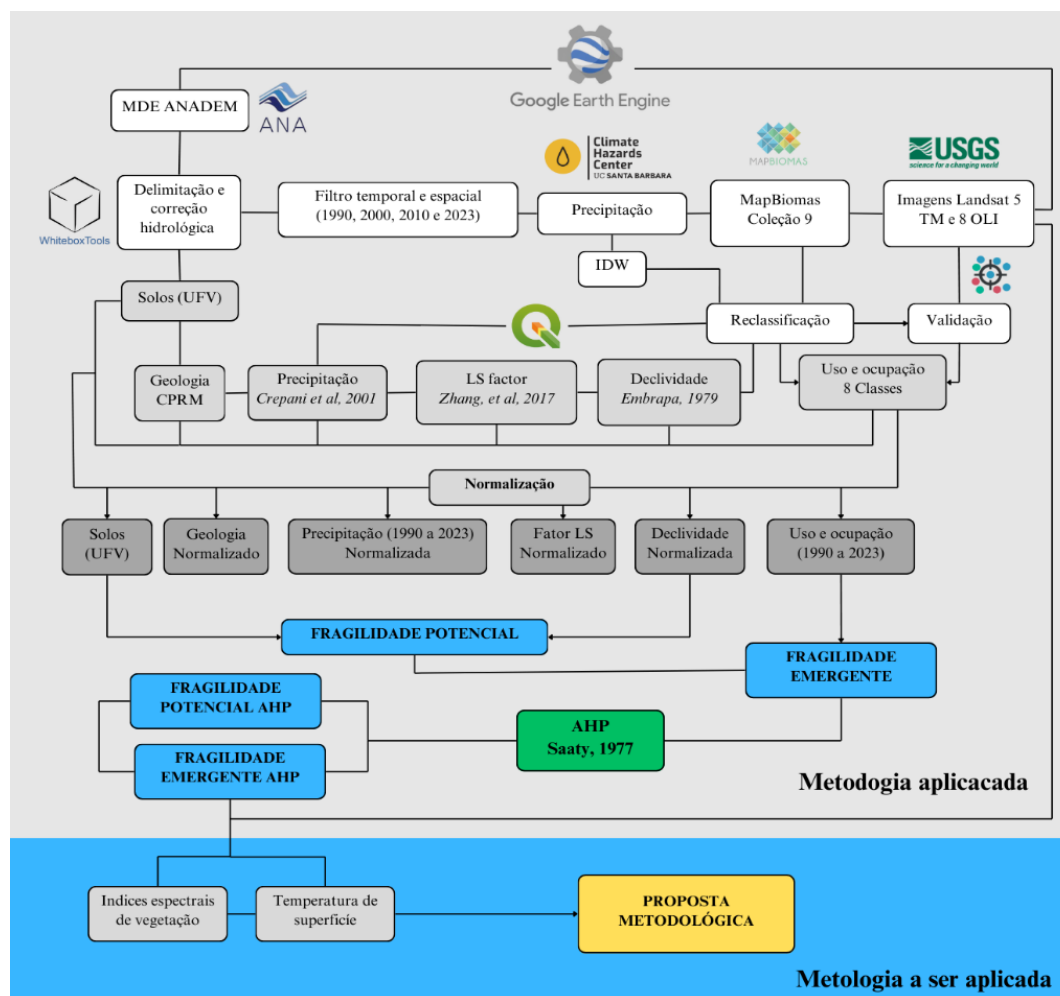


```
Calculadora de expressão raster  
( "LULC_1990_NORMALIZADA@1" * 0.27) + ( "GEOLOGIA_NORMALIZADA@1" * 0.04 ) + ( "SOLO_NORMALIZADO@1" * 0.14 ) + ( "PRECIPITACAO_NORMALIZADA_1990@1" * 0.08) + ( "DECLIVIDADE_NORMALIZADA@1" * 0.47) + ( "LS_ZHANG_NORMALIZADO@1" * 0.47)
```

Fonte: Autor (2025).

A seguir (Figura 18), é apresentado o fluxograma metodológico que orienta as etapas desenvolvidas ao longo deste trabalho, servindo como referência estrutural para a condução das análises e procedimentos adotados até o momento e as que ainda virão a ser adotadas.

Figura 18 – Fluxograma metodológico



Fonte: Autor (2025).

6. COMPOSIÇÃO DOS ÍNDICES ESPECTRAIS E TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE

Foram utilizados dados de sensoriamento remoto dos satélites Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI/TIRS, disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (USGS/NASA) por meio da plataforma Google Earth Engine (GORELICK *et al.*, 2017). Para cada ano selecionado, foram geradas médias anuais das imagens, resultando em mapas representativos da temperatura média de superfície e do NDVI médio. Os parâmetros necessários para os cálculos já estavam incorporados nos metadados das coleções Landsat, o que assegurou padronização e simplificação no processamento. Como etapa de pré-processamento, aplicaram-se máscaras de qualidade para remoção de pixels inválidos. A máscara de nuvens e sombras foi construída a partir da banda *QA_PIXEL* de modo que apenas pixels sem nuvem e sombras (valor = 0) foram mantidos. Em complemento, utilizou-se a máscara de saturação radiométrica

derivada da banda *QA_RADSAT*, que preservou apenas os pixels não saturados (valor = 0). Além das máscaras de qualidade, foi estabelecido um limiar máximo de 30% de cobertura de nuvens, de modo que apenas imagens com menor interferência atmosférica fossem consideradas

Para os anos de 1990, 2000 e 2010, empregou-se a coleção *LANDSAT/LT05/C02/T1_L2*, enquanto para 2023 utilizou-se a coleção *LANDSAT/LC08/C02/T1_L2*, visto que o Landsat 5 encerrou suas operações em 2013. Essa escolha garantiu a padronização dos dados e permitiu a aplicação direta das fórmulas de cálculo do NDVI e da temperatura de superfície, utilizando os mesmos critérios de filtragem e máscaras de qualidade.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi obtido pela relação entre as bandas do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho (RED), conforme a fórmula proposta por Rouse (1974):

$$(8) \quad NDVI = \frac{(NIR + RED)}{(NIR + RED)}$$

No caso do Landsat 5, utilizou-se a banda *SR_B4* (NIR) e *SR_B3* (RED), enquanto para o Landsat 8 foram empregadas as bandas *SR_B5* (NIR) e *SR_B4* (RED).

Paralelamente, a temperatura de superfície foi derivada das bandas termais *ST_B6* (Landsat 5) e *ST_B10* (Landsat 8). Os valores digitais foram convertidos para temperatura em Kelvin por meio dos coeficientes de calibração disponibilizados nos metadados das coleções, aplicando-se a seguinte relação (ERMIDA *et al.*, 2020):

$$(9) \quad TDS(K) = (DN.M) + A$$

em que DN representa o valor digital do pixel, M o fator multiplicativo de escala e A o valor aditivo de correção. Posteriormente, os valores foram transformados para graus Celsius pela subtração de 273,15:

$$(10) \quad TDS(^{\circ}C) = TDS(K) - 273.15$$

Para cada ano selecionado, foram geradas médias anuais das imagens disponíveis, resultando em mapas representativos da temperatura média de superfície e do NDVI médio. Dessa forma, a metodologia adotada assegurou a geração das duas variáveis dentro do mesmo código do GEE, aproveitando de sua facilidade e disponibilidade dos parâmetros para os cálculos incorporados nos metadados das coleções Landsat.

6.1. INTEGRAÇÃO DAS VARIÁVEIS CONTINUAS AO MODELO VIA NORMALIZAÇÃO FUZZY

Conforme discutido na seção 3.4 do presente trabalho, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é amplamente utilizado em modelos de erosão como indicador de práticas conservacionistas e da dinâmica de cobertura vegetal, enquanto a Temperatura da Superfície Terrestre (TST) se destaca como indicador de áreas de solo exposto e concomitante estresse ambiental.

A incorporação dessas variáveis busca superar limitações presentes tanto nas classificações discretas do MapBiomas quanto nos pesos de fragilidade propostos por Ross (1994). No caso do MapBiomas, a dificuldade está na categorização, como o exemplo da classe 21, que apresenta grande confusão entre áreas de pastagem e formações arbustivas, o que resulta na dificuldade de distinguir áreas de pastagem bem manejadas, pastagens degradadas e formações arbustivas em regeneração, que acabam agrupadas em uma única categoria. Já nos pesos propostos por Ross, classes como pastagem são tratadas de forma homogênea e consideradas frágeis, embora na realidade existam diferentes condições de manejo e conservação que influenciam diretamente o grau de vulnerabilidade. O NDVI visa discriminar essa heterogeneidade ao representar de forma contínua o estado de conservação da vegetação.

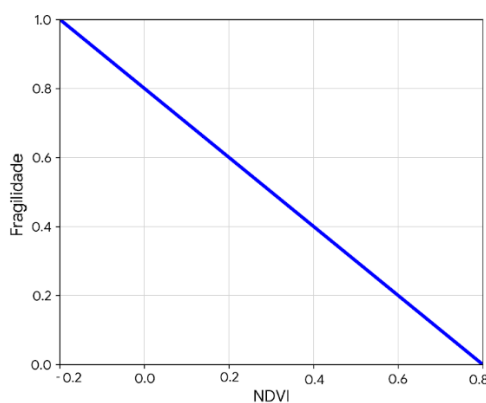
Além disso, tanto o MapBiomas quanto os pesos de Ross (1994) não contemplam de forma contínua a categoria de solo exposto, restringindo-se a situações pontuais (desmatamento recente, preparo de solo, estradas). Para contornar essa ausência, a TST elevada foi utilizada como indicador de áreas degradadas ou com vegetação esparsa, permitindo identificar zonas críticas que intensificam processos erosivos.

A introdução de variáveis contínuas e de alta resolução espacial e temporal tende a tornar-se o modelo mais sensível às condições reais da paisagem, o que

pode contribuir para maior precisão na identificação dos focos de fragilidade. Essa abordagem mostra-se relevante diante do contexto de escalas distintas adotadas nesse tipo de estudo, em que diagnósticos mais refinados ajudam a reduzir generalizações e a captar nuances que muitas vezes escapam às classificações tradicionais.

A inclusão das variáveis se deu essencialmente por meio da fuzzificação, operacionalizada com o plugin *Geo Value Functions* no QGIS (CÂNDELA, 2021; SANTOS *et al.*, 2024). A variável NDVI foi invertida, de modo que valores baixos foram associados a alta fragilidade e valores altos a baixa fragilidade. Essa relação é representada na função de pertinência apresentada no gráfico (Figura 28), que segue uma função linear decrescente, traduzindo a transição gradual entre áreas degradadas (NDVI baixo) e áreas conservadas (NDVI alto).

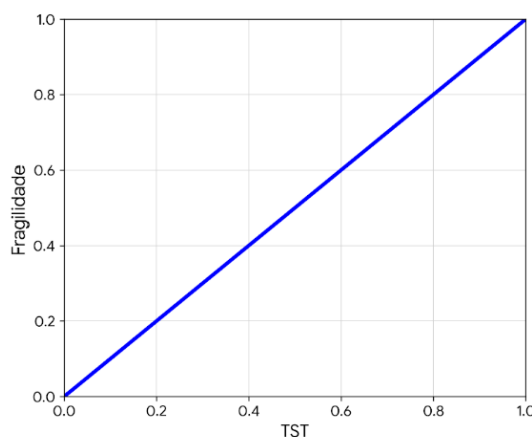
Figura 19 – Função de Pertinência para NDVI.



Fonte: Autor (2025).

Já a Temperatura da Superfície Terrestre (TST) também foi normalizada, mas mantida em sua ordem natural, de forma que valores mais elevados correspondem diretamente a maior fragilidade, refletindo suas condições inerentes. O gráfico (Figura 29) correspondente segue uma função de pertinência linear crescente, em que o grau de fragilidade aumenta proporcionalmente ao valor da variável.

Figura 20 – Função de Pertinência para TST



Fonte: Autor (2025).

Essas funções de pertinência fuzzy permitem que as variáveis contínuas sejam traduzidas em graus de fragilidade, evitando classificações rígidas e captando nuances entre o efeito da variável e lógica se estas indicam áreas conservadas ou degradadas.

7. TRABALHO DE CAMPO

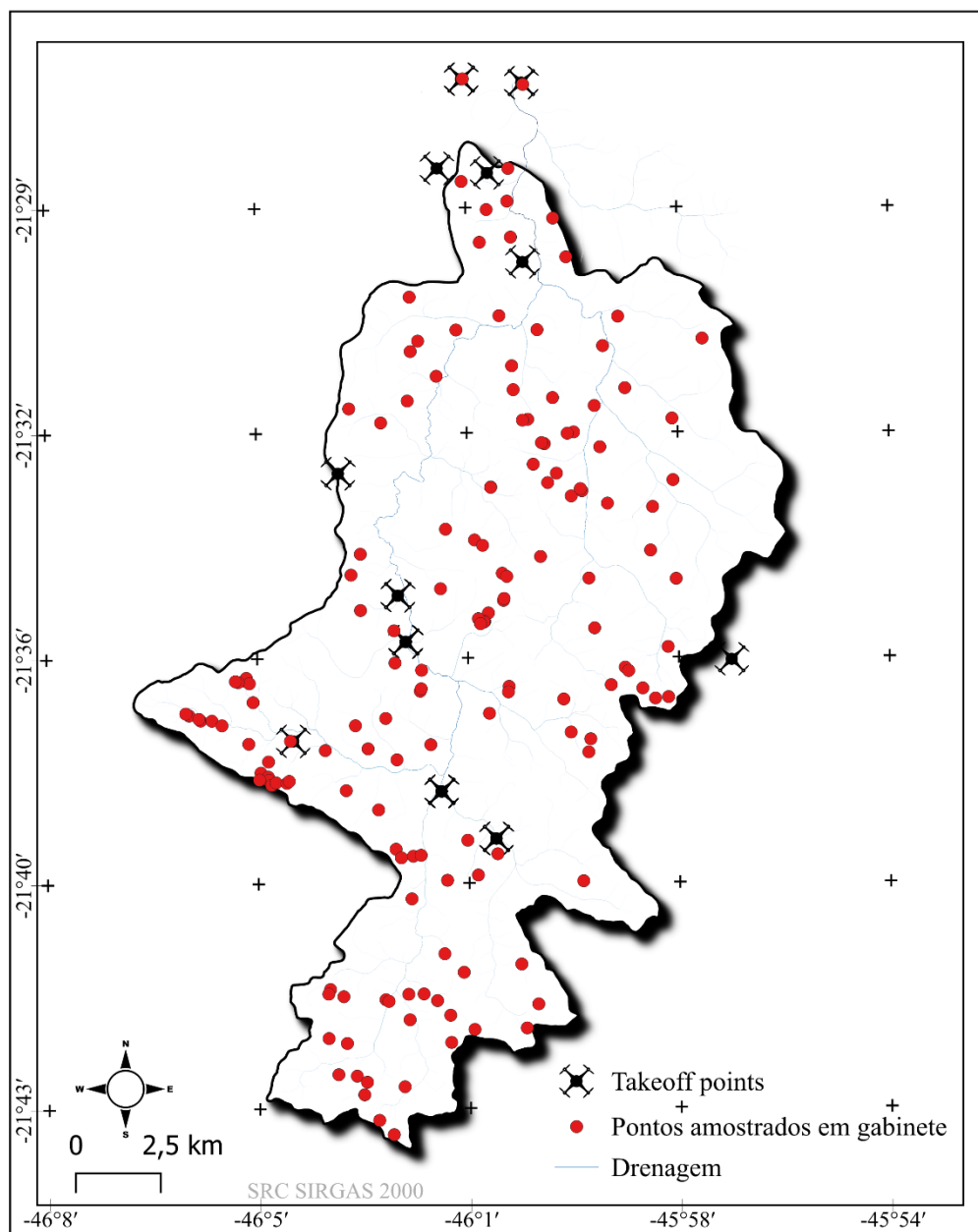
O planejamento do trabalho de campo baseou-se nos resultados preliminares do modelo de Fragilidade Emergente e no mapa de uso do solo de 2023. Através de imagens orbitais de alta resolução (Google Satellite e CBERS 4A WPM fusionada), criou-se pontos amostrais para validação das classes de uso do solo e identificação de processos erosivos (Figura 19), nesse momento, arbitrou-se a criação de 154 pontos.

Em campo, a navegação e a conferência dos alvos foram realizadas mediante a sincronização do projeto do QGIS com o aplicativo QField. O levantamento das imagens aéreas recorreu a dois RPAS (DJI Phantom 4 Pro e DJI Mavic 3 Enterprise). Para otimizar as operações face à heterogeneidade da bacia, a área foi dividida em cinco setores analíticos: norte, centro-norte, centro, centro-oeste e centro-sul.

A distribuição dos equipamentos seguiu critérios topográficos e de uso. O Phantom 4 Pro foi operado no setor norte, caracterizado por relevo suave e matriz agrícola homogênea. Já o Mavic 3 Enterprise cobriu as porções central, centro-sul e centro-oeste; nestes setores de relevo mais acidentado, utilizou-se o seu *zoom* de 56x para inspecionar e registrar feições à distância, maximizando a área de cobertura e aumentando a eficiência da observação.

Das 231 fotografias capturadas, selecionaram-se 113 imagens representativas após a exclusão de redundâncias. Estas fotografias foram espacializadas no QGIS para elaborar um Atlas Fotográfico com o registro das coordenadas de voo e dos metadados da câmera (azimute, inclinação do gimbal e altitude), o qual se encontra disponível no apêndice.

Figura 21 – 154 Pontos amostrais do planejamento de campo



Fonte: Autor (2026).

8. RESULTADOS

8.1. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A análise da evolução do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica revela uma transformação estrutural de sua matriz produtiva (Figura 3). Em um intervalo de 33 anos, a bacia transitou de uma configuração predominantemente pastoril para um sistema de agricultura intensiva de exportação. O fenômeno central dessa transição é a conversão de pastagens em áreas de alto valor agregado (café e culturas temporárias), um processo que redefiniu a organização espacial da área (Tabela 9).

Tabela 9 – Reporte de uso e ocupação do solo entre 1990 e 2023.

ID	1990 (ha)	1990 (%)	2000 (ha)	2000 (%)	2010 (ha)	2010 (%)	2023 (ha)	2023 (%)
Vegetação	3969.47	15.02%	3891.61	14.72%	3891.61	14.72%	3750.69	14.18%
Silvicultura	1.11	0.00%	11.01	0.04%	33.04	0.13%	60.87	0.23%
Pastagem	20659.33	78.16%	18563.74	70.23%	15870.27	60.04%	12475.19	47.16%
Cana-de-açúcar	69.49	0.26%	0.60	0.00%	106.97	0.40%	492.26	1.86%
Áreas não vegetadas	71.37	0.27%	107.14	0.41%	126.95	0.48%	198.31	0.75%
Corpos hídricos	70.95	0.75%	88.62	0.34%	116.28	0.44%	109.10	0.41%
Culturas temporárias	199.26	0.75%	644.66	2.44%	1504.29	5.69%	3708.31	14.02%
Café	1390.83	5.26%	3124.43	11.82%	4782.40	18.09%	5657.36	21.39%
TOTAL	26431.81	1.00	26431.81	1.00	26431.81	1.00	26431.81	1.00

Fonte: Autor (2025).

Assim, a análise da dinâmica de uso e ocupação do solo entre 1990 e 2023 revela uma transformação radical na bacia, caracterizada pela substituição de um modelo de pecuária extensiva por um agronegócio de alta produtividade. A pastagem, que em 1990 detinha o domínio de 78,16% da bacia (20.659,33 ha), sofreu um recuo severo para 47,16% (12.475,19 ha) em 2023. Essa perda líquida de 8.184,14 hectares não representa um abandono de terras, mas uma intensificação produtiva que se relaciona pode estar relacionado ao modelo de “Poupa-terra”, que segundo Filho (2018) caracteriza quando a expansão agrícola ocorre sobre áreas já antropizadas, minimizando o impacto direto sobre os remanescentes florestais.

Espacialmente, a redução da pastagem seguiu fluxos distintos condicionados pela topografia. Na porção sul, a conversão foi impulsionada pela cafeicultura, enquanto no norte, a pastagem cedeu lugar às culturas mecanizadas. Esta dinâmica sugere que a pecuária foi deslocada para áreas de menor aptidão ou para sistemas de confinamento, liberando as melhores terras para a agricultura de alta rentabilidade.

O café emergiu como o principal vetor de transformação absoluta, expandindo sua área em 306,7% (4.266,53 ha). A distribuição espacial (Figuras 3A a 3D) demonstra que a maior concentração e expansão ocorreram na faixa sul e centro-leste. Esse grande aumento é explicado pela interação entre a tradição produtiva regional (FILETTO; ALENCAR, 2001), quanto pela aptidão pedoclimática (EVANGELISTA; CARVALHO; SEDIYAMA, 2002; SERAFIM *et al.*, 2013). Fisicamente, o café consolidou-se sobre o contexto de predomínio de latossolos e áreas de relevo ondulado a montanhoso (declividade >20%), onde a mecanização de grãos é dificultada. A análise visual de 2023 mostra uma infiltração capilarizada do café sobre antigas pastagens, sugerindo uma transição fragmentada, típica de estruturas fundiárias de pequeno e médio porte comuns no sul mineiro.

Embora o café tenha crescido mais em área absoluta, o crescimento relativo mais explosivo foi das culturas temporárias (1.761,9%), saltando de residuais 199 ha para 3.708,31 ha. A espacialização aqui se torna fundamental: a expansão é nitidamente concentrada na porção norte e noroeste. As manchas regulares e contínuas observadas nos mapas recentes (Figuras 3C e 3D) indicam a agricultura de escala, podendo estar associada à dupla safra (soja e milho). A topografia mais suave do norte da bacia (0–8% de declividade), aportada também pela presença de latossolos, atua como facilitadora para a mecanização intensiva. Este fenômeno está atrelado à ascensão das *flex crops*, onde o uso do solo é ditado pela demanda global por commodities e ração (BORRAS JR. *et al.*, 2010; SERAFIM *et al.*, 2025). Assim, a bacia subdivide-se em vocações: um norte de grãos e um sul cafeeiro. A cana-de-açúcar, embora represente 1,86% da bacia, registrou crescimento de 361% após 2010, sinalizando a inserção em novas fronteiras sucroenergéticas impulsionadas pela agrofinanceirização, que desloca a produção para áreas não tradicionais (ARAUJO, 2024).

Sob a ótica ambiental, a bacia apresenta estabilidade. A vegetação nativa registrou redução discreta de 218,78 ha (de 15,02% para 14,18%). Essa resiliência oculta uma fragmentação em mosaico, com remanescentes confinados às áreas de

maior declividade e afloramentos de rochosos, corroborando a tese de Ribeiro *et al.* (2009) sobre as zonas de exclusão econômica, onde a topografia e os a dificuldade da exploração impede a mecanização e preserva os fragmentos naturais. Paralelamente, os corpos hídricos sofreram uma leve retração (de 0,75% para 0,41%). O comportamento conjunto indica que, embora a expansão agrícola recaia majoritariamente sobre pastagens, ela pode também exercer pressão sobre a disponibilidade hídrica, exigindo monitoramento contra o assoreamento.

Por fim, o aumento das infraestruturas antrópicas (de 71 ha para 198 ha) pode refletir a demanda por suporte logístico para expansão agrária. Contudo, a proximidade com a área urbana de Serrania pode mascarar o crescimento real das instalações, gerando uma ambiguidade entre infraestruturas de escoamento agrícola e expansão urbana residencial. Conclui-se, portanto, que a bacia, embora sempre marcada pela forte antropização, passou por uma profunda reconfiguração produtiva. Essa nova configuração, ao mesmo tempo que consolida vocações agrícolas distintas, revela também a fragilidade dos recursos naturais diante da pressão contínua do uso intensivo do solo.

8.2. FRAGILIDADE POTENCIAL: COMPARAÇÃO ENTRE O MÉTODO DA ÁLGEBRA DE MAPAS E AHP

A análise da fragilidade potencial, que reflete a suscetibilidade natural do ambiente, evidenciou diferenças relevantes entre os métodos empregados. Os resultados da Tabela 10 sugerem que a Análise Hierárquica de Processos (AHP) pode oferecer um diagnóstico de maior detalhe em comparação ao modelo de álgebra simples. Enquanto este último classificou 39,12% da bacia (em 2023) como de fragilidade média, a AHP reduziu essa categoria para 28,52% e ampliou a classe de muito alta fragilidade de 5,1% para 9,32%. Esses números indicam que a ponderação tendeu a destacar mais as áreas que apresentam maior susceptibilidade, diminuindo a concentração em categorias intermediárias. Ainda assim, é importante ressaltar que cada método possui suas limitações e que a interpretação dos resultados deve considerar o contexto específico da bacia e os critérios adotados na modelagem na atribuição de pesos.

Essa diferença também é refletida na espacialização. Ao analisar os mapas (Figuras 19 a 22), observa-se que o AHP, por atribuir maior peso aos fatores topográficos (LS e declividade), destacou mais as vertentes de alta declividade e as

bordas do planalto que caracterizam a bacia, especialmente em suas porções central e sul. Dessa forma, o mapa de fragilidade potencial gerado pela AHP funciona como um zoneamento da capacidade de suporte do meio físico. Os 28% a 29% da área consistentemente classificados como de fragilidade alta e muito alta (Tabela 10) representam o cenário de base da bacia: são zonas de alta restrição ao uso antrópico, com vocação natural para maior conservação.

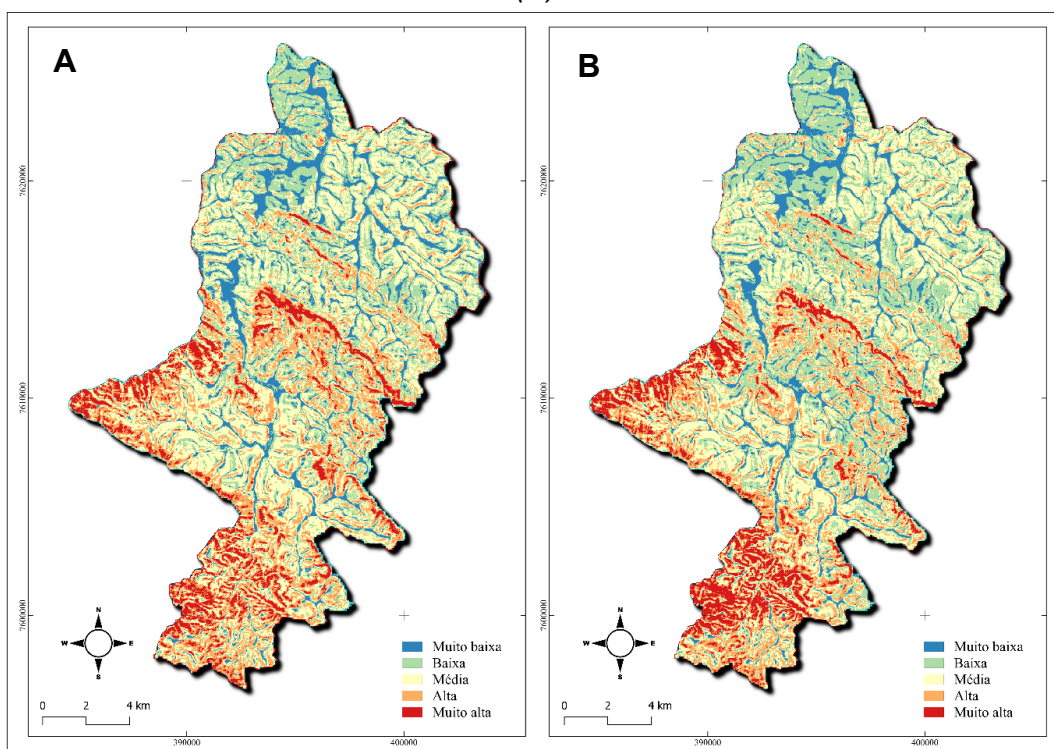
Tabela 10 – Comparativo de ocupação das classes de fragilidade potencial

CLASSES	1990	2000	2010	2023
FRAGILIDADE AHP (%)				
MUITO BAIXA	9,92	11,96	12,37	10,24
BAIXA	28,76	28,91	32,54	27,61
MÉDIA	33,4	30,82	28,52	36,65
ALTA	19,39	19,42	17,26	17,49
MUITO ALTA	8,53	8,89	9,32	8
FRAGILIDADE ÁLGEBRA DE MAPAS SIMPLES (%)				
MUITO BAIXA	10,83	10,9	9,72	9,21
BAIXA	24,73	26,54	24,39	24,11
MÉDIA	35,89	34,63	37,35	39,12
ALTA	21,22	22,23	21,73	22,46
MUITO ALTA	7,33	5,7	6,8	5,1

Fonte: Autor (2025).

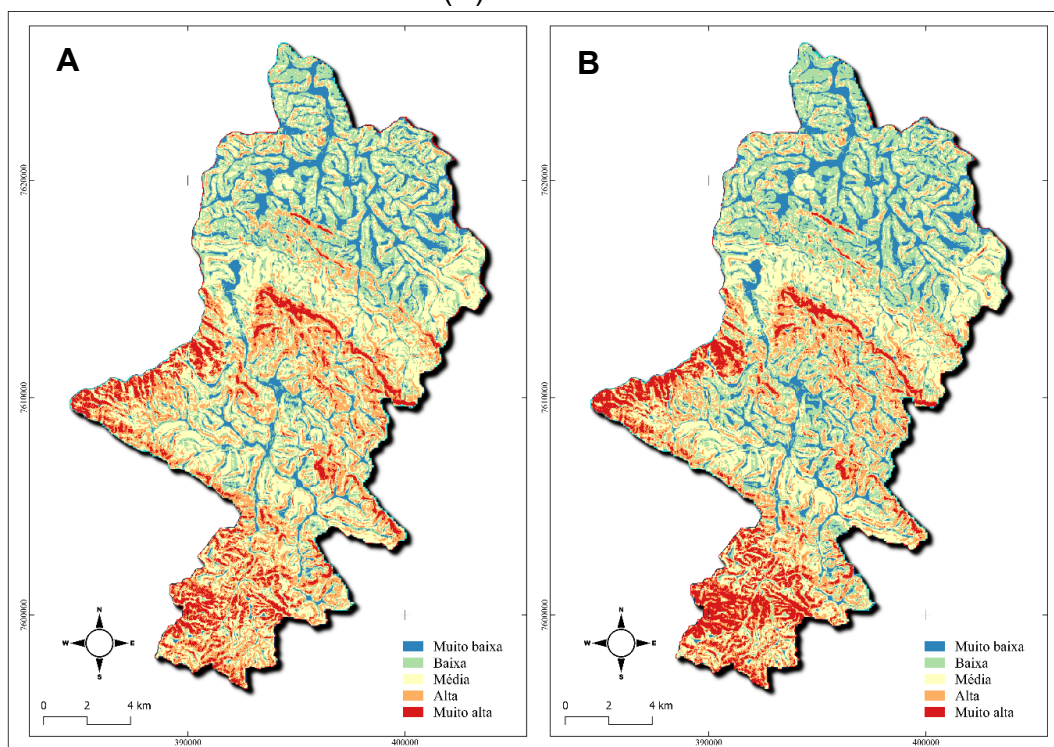
Abaixo (Figuras 20, 21, 22 e 23), são apresentados os modelos finais de fragilidade ambiental potencial, gerados por meio dos métodos de Álgebra de Mapas e Análise Hierárquica (AHP), aplicados aos dados da série temporal compreendida entre os anos de 1990 e 2023. Ambos os modelos foram classificados a partir do mesmo procedimento de reamostragem, utilizando um histograma com corte cumulativo como critério de separação das classes. Essa padronização garante que as diferenças observadas não se devem a simbologia adotada, mas sim à forma como cada modelo distribui os valores de fragilidade. No caso do modelo de álgebra simples, há uma tendência de concentrar grande parte da área na categoria intermediária (fragilidade média). Já o modelo ponderado aplicando os mesmos limites de corte do contraste, redistribui os valores de modo a reduzir essa concentração e ampliar a identificação de áreas nas classes extremas, especialmente na de muito alta fragilidade.

Figura 23 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 1990.



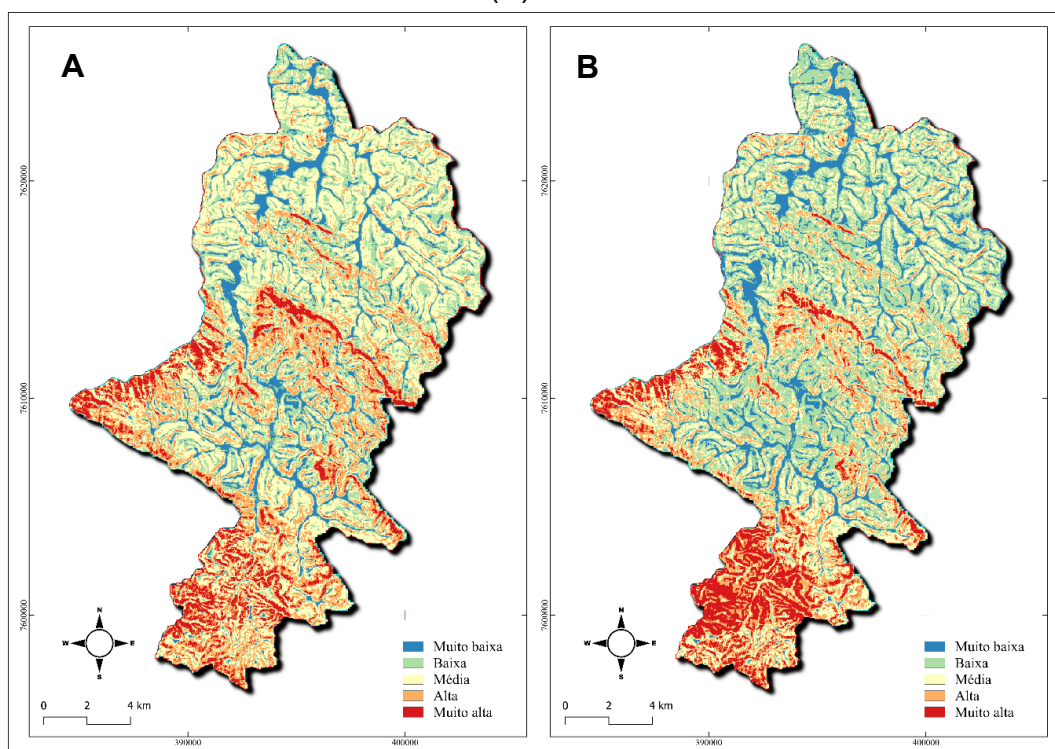
Fonte: Autor (2025)

Figura 22 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2000



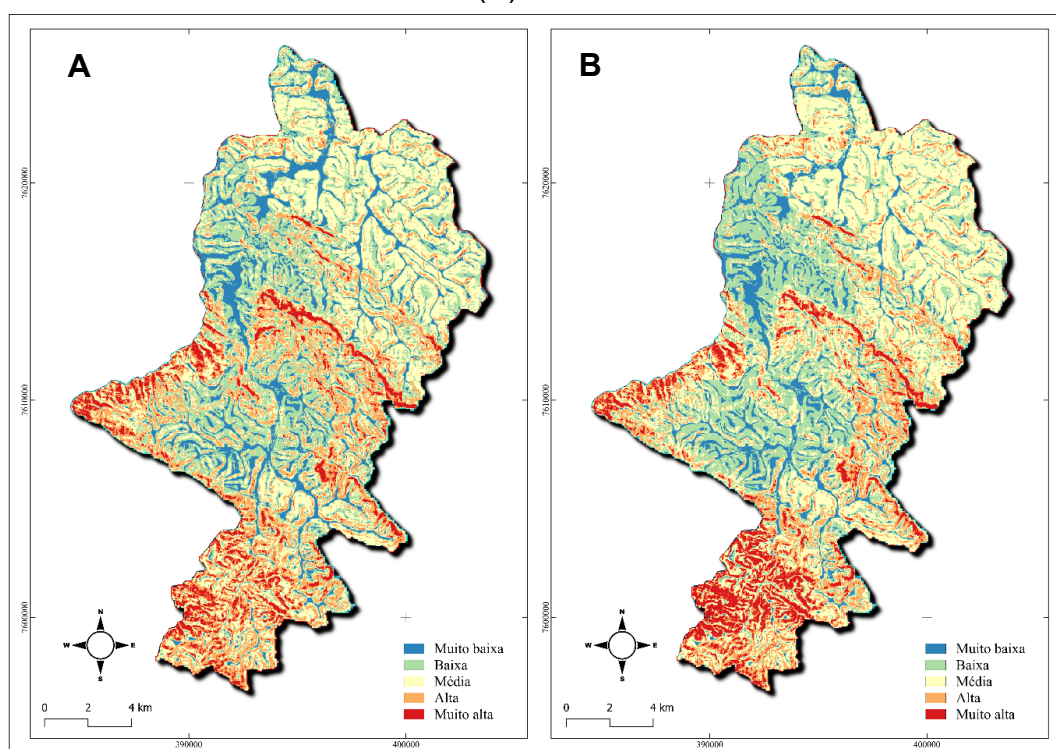
Fonte: Autor (2025).

Figura 25 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2010.



Fonte: Autor (2025).

Figura 24 – Modelo de fragilidade potencial comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2023



Fonte: Autor (2025).

8.3. FRAGILIDADE EMERGENTE

A análise da fragilidade emergente, que resulta da interação entre o potencial do meio e a ação humana, revela uma diferença fundamental em como a dinâmica é modelada pelos dois métodos. A análise comparativa revela que a abordagem por Álgebra de Mapas Simples, por realizar uma integração não ponderada das variáveis (isto é, assumindo uma equivalência de importância entre a topografia, solos, geologia, precipitação e uso do solo na soma final, mesmo mantendo os pesos internos das classes definidos por Ross e Crepani), tendeu a apresentar um diagnóstico mais generalista e agravado da fragilidade. Isso resultou em uma maior extensão territorial classificada nas categorias de maior susceptibilidade, conforme observado na Tabela 11.

Em contraste, o modelo ponderado via AHP demonstrou maior capacidade discriminatória. Ao hierarquizar os fatores, o método permitiu refinar o diagnóstico, evitando que áreas de menor sensibilidade geomorfológica fossem automaticamente categorizadas como críticas apenas pela presença de uso antrópico, reservando os níveis de 'Muito Alta' fragilidade para os setores onde a pressão de uso coincide efetivamente com a vulnerabilidade natural do relevo e solos

As áreas de fragilidade alta e muito alta somadas totalizaram 27,23% da bacia em 1990 pelo AHP, enquanto a álgebra de mapas indicou 28,38%. Essa diferença se acentuou em 2023, quando a fragilidade alta e muito alta alcançou 37,96% no modelo de álgebra de mapas, contra 33,01% no AHP.

Tabela 11 – Comparativo de ocupação das classes de fragilidade emergente

CLASSES	1990	2000	2010	2023
FRAGILIDADE AHP (%)				
MUITO BAIXA	10,69	11,23	12,69	9,08
BAIXA	25,09	23,47	24,15	20,12
MÉDIA	36,98	37,41	37,03	37,78
ALTA	18,54	18,99	17,12	23,14
MUITO ALTA	8,68	8,9	9	9,88
FRAGILIDADE ÁLGEBRA DE MAPAS SIMPLES (%)				
MUITO BAIXA	11,76	12,7	9,71	8,99
BAIXA	15,79	16,77	13,46	12,97
MÉDIA	44,07	42,29	43,56	40,08

ALTA	18,99	19,88	23,47	28,38
MUITO ALTA	9,39	8,35	9,8	9,59

Fonte: Autor (2025).

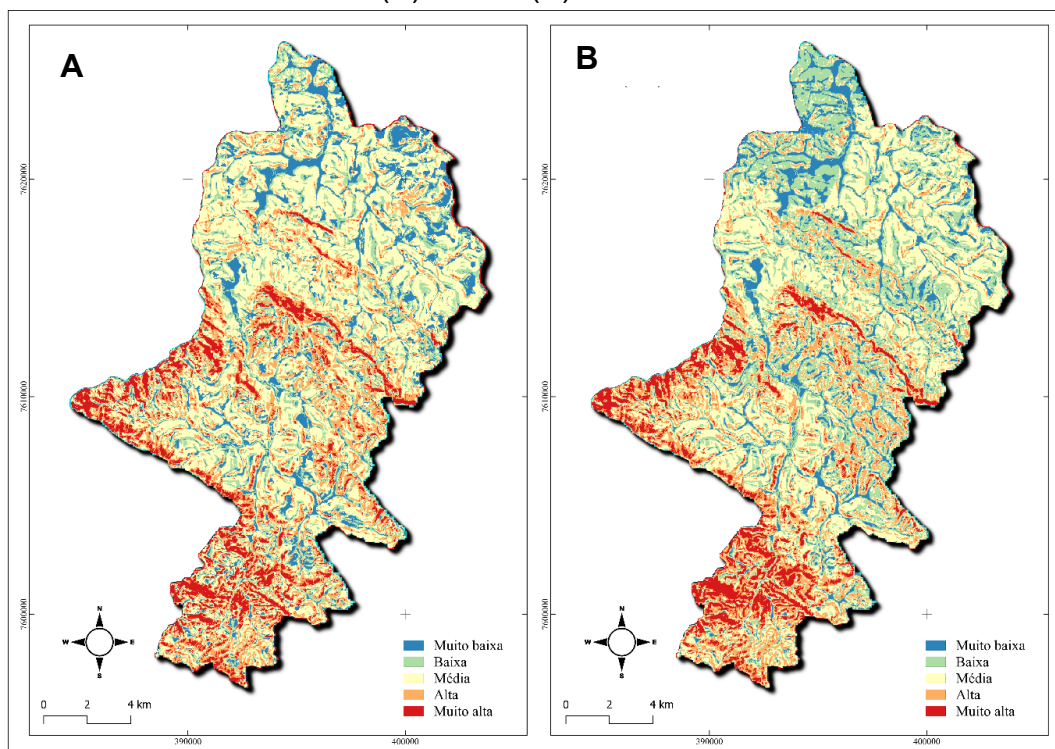
A divergência observada, que atinge aproximadamente 5 pontos percentuais nas classes de maior criticidade em 2023, evidencia que os modelos operam sob lógicas de integração distintas. Enquanto a Álgebra de Mapas Simples atribui pesos equivalentes às variáveis, o método AHP introduz uma hierarquização que resulta em uma representação diferenciada das interações entre os componentes biofísicos e a pressão antrópica. Essa distinção metodológica reflete-se em valores mais conservadores no modelo AHP, sugerindo que a ponderação dos fatores permite uma análise que evita a equalização direta entre as fragilidades naturais e as ações humanas.

Independente da magnitude absoluta de cada modelo, a trajetória temporal do método AHP permite correlacionar a reconfiguração da paisagem com a evolução do risco ambiental. O incremento das classes de fragilidade "alta" e "muito alta", que evoluíram de um somatório de 27,23% em 1990 para 33,01% em 2023, reflexo espacial da conversão de pastagens para lavouras em setores de alta fragilidade potencial identificados anteriormente.

Essa crescente fragilidade emergente acarreta consequências diretas para a bacia, que desempenha papel estratégico no abastecimento público de Alfenas e Serrania. A intensificação do potencial erosivo nessas áreas traduz-se no aumento do aporte de sedimentos para o leito do rio São Tomé, contribuindo para o assoreamento dos corpos d'água e elevação da turbidez. Tais processos não apenas oneram os custos de tratamento de água, como comprometem a segurança hídrica regional. Portanto, a discussão sobre a expansão agrícola na bacia transcende a métrica econômica, sendo indissociável da manutenção da integridade da bacia e do próprio reservatório de Furnas.

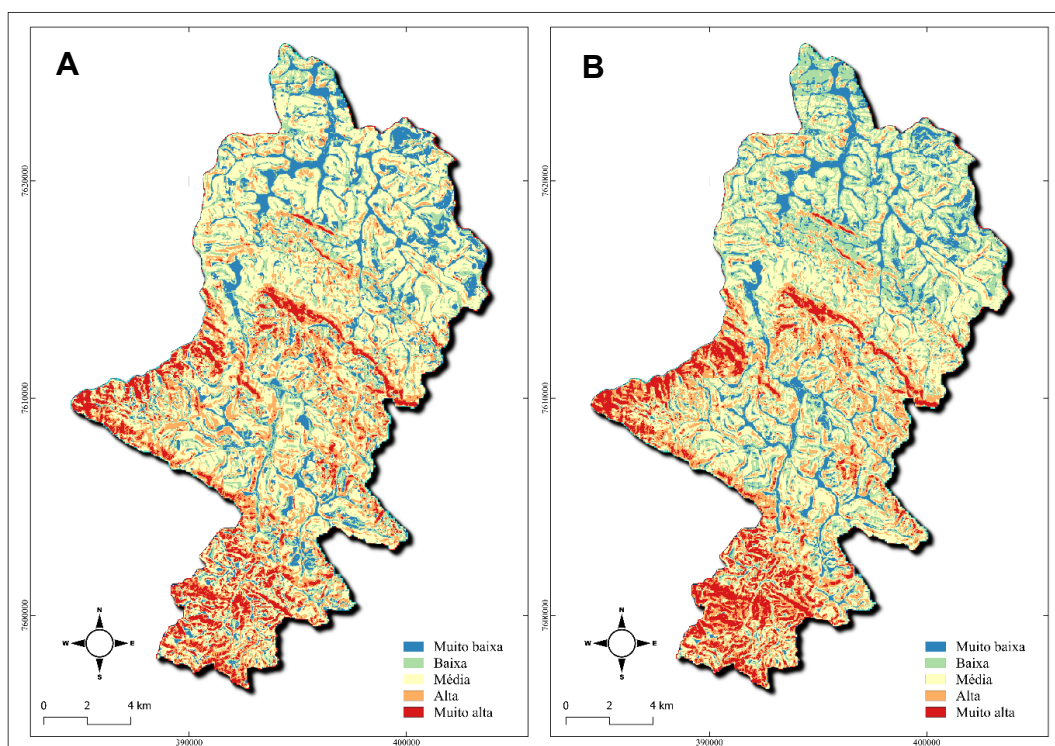
Abaixo (Figuras 24, 25, 26 e 27), são apresentados os modelos finais de fragilidade ambiental emergente, gerados por meio dos métodos de Álgebra de Mapas e Análise Hierárquica (AHP), aplicados aos dados da série temporal compreendida entre os anos de 1990 e 2023.

Figura 27 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 1990.



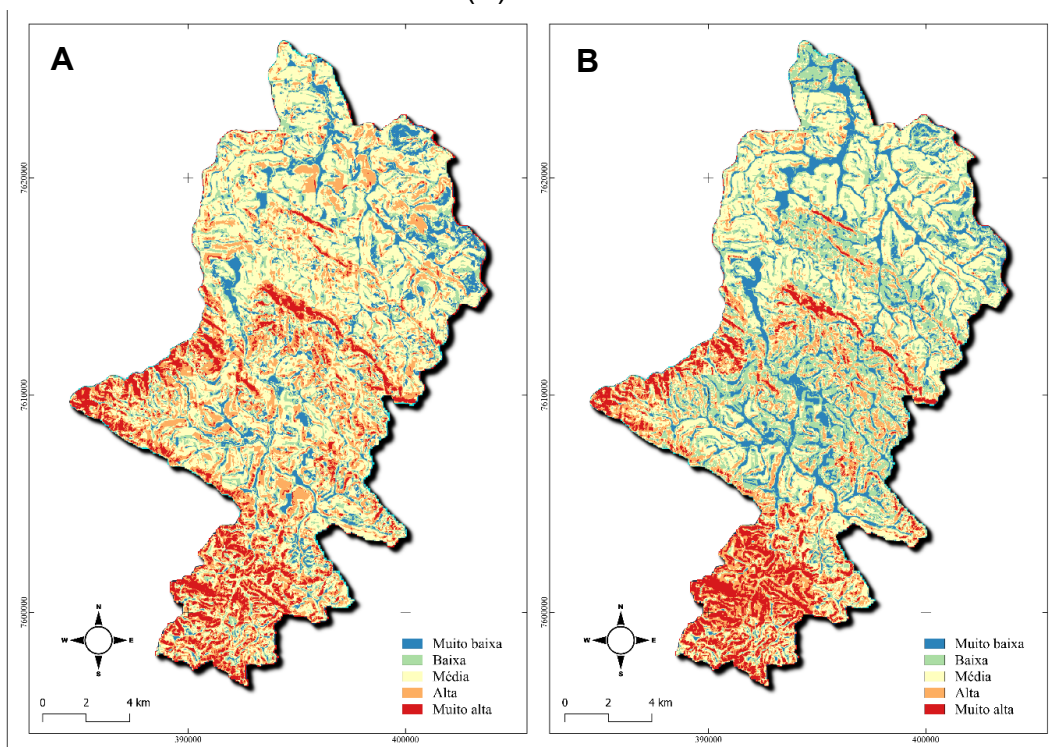
Fonte: Autor (2025).

Figura 26 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2000.



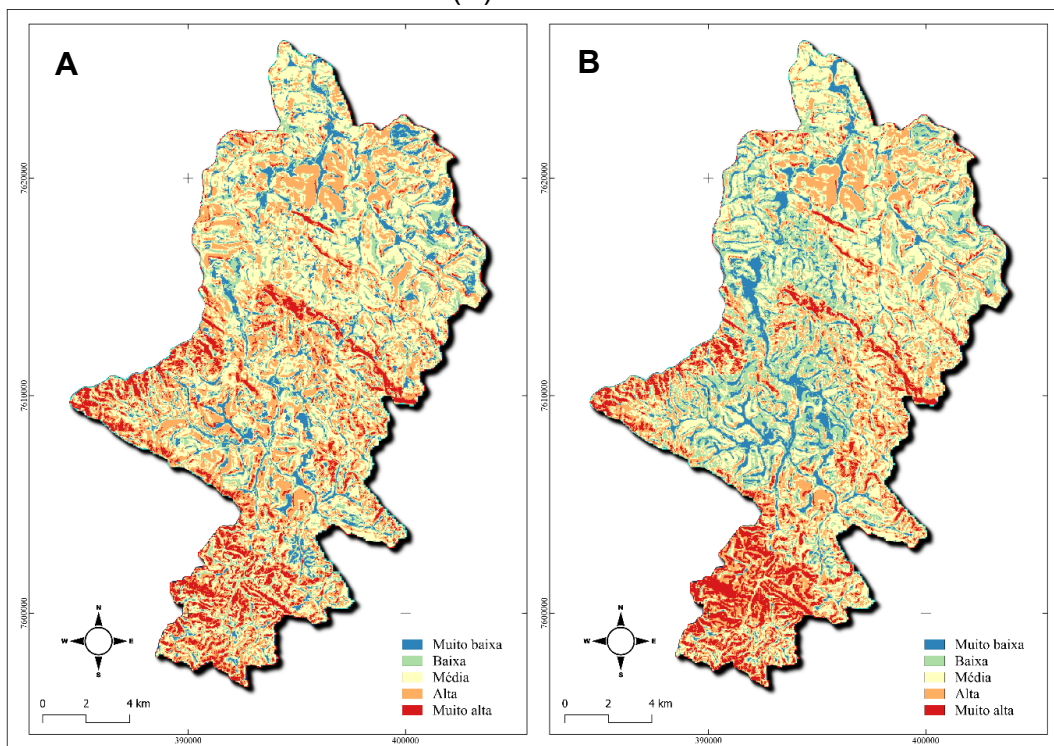
Fonte: Autor (2025).

Figura 28 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2010.



Fonte: Autor (2025).

Figura 29 – Modelo de fragilidade emergente comparativo álgebra (A) e AHP (B) – 2023.

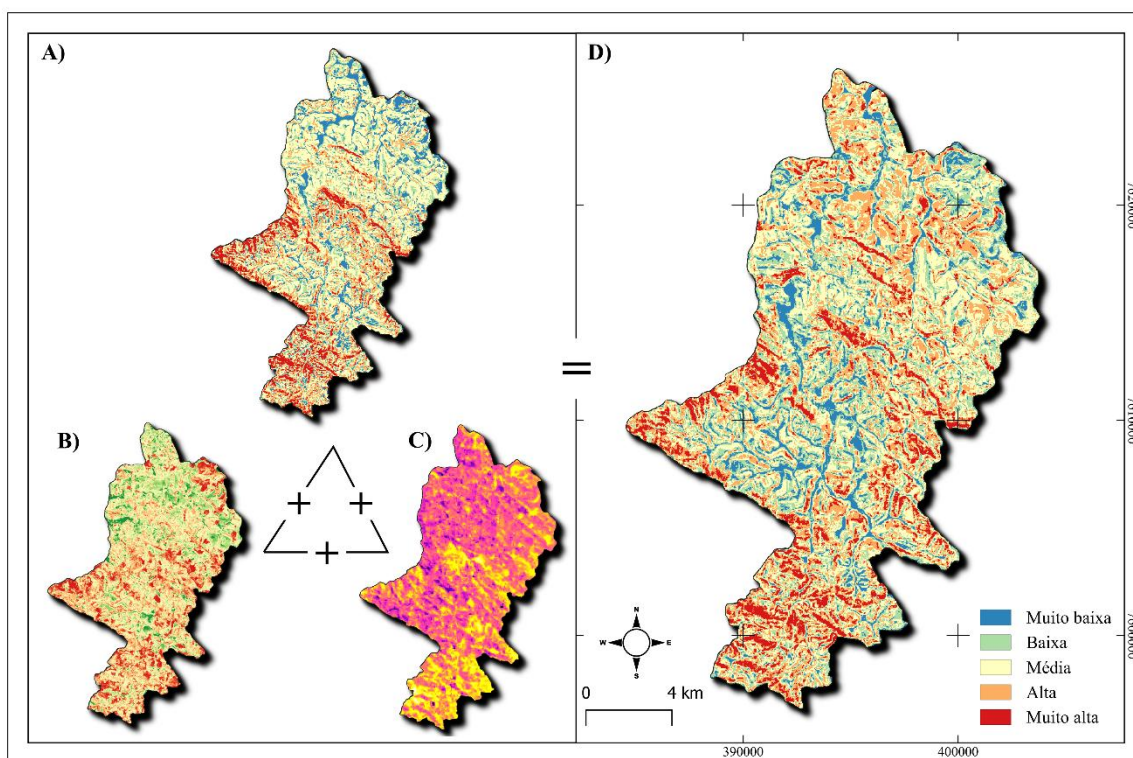


Fonte: Autor (2025).

9. MODELO PROPOSTO

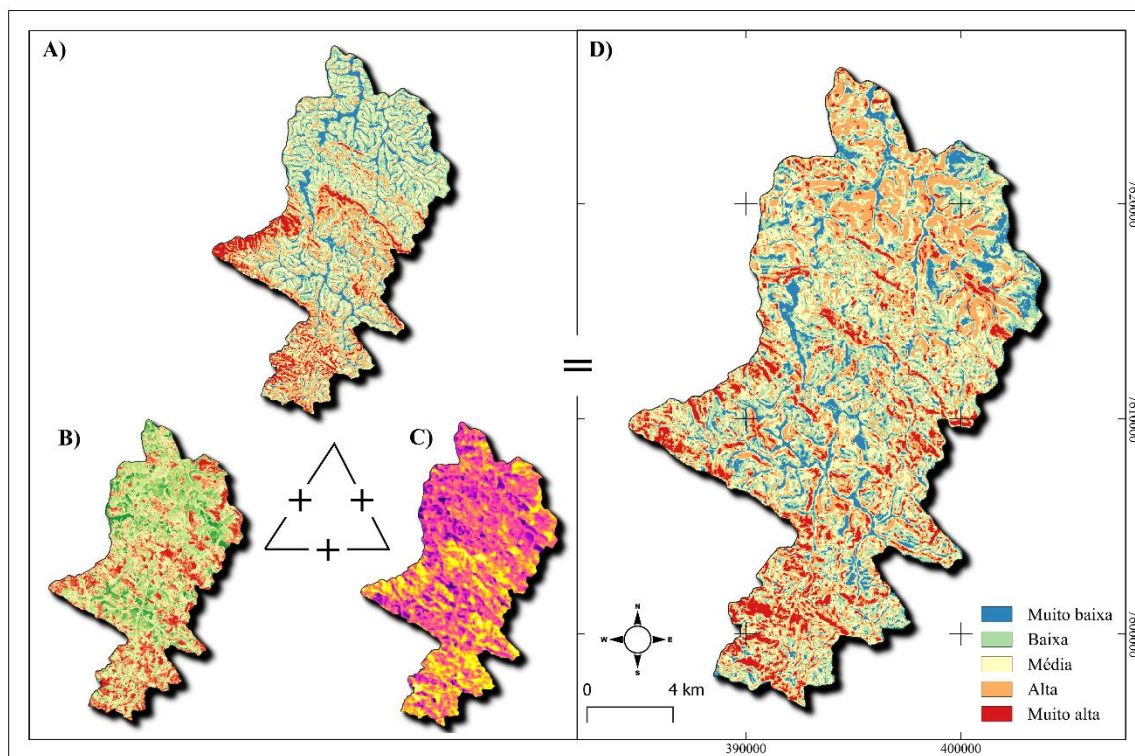
O modelo proposto não atua sobre a fragilidade potencial, uma vez que as variáveis NDVI e TST serão integradas somente como entradas antrópicas. Portanto, a análise concentra-se exclusivamente nas fragilidades emergentes observadas no período de 1990 a 2023, considerando as transformações antrópicas como principais condicionantes da dinâmica territorial. Abaixo segue-se as figuras (Figura 30, 31, 32 e 33) que operacionalizam didaticamente a proposição. Sendo (A) Fragilidade emergente gerada pela ponderação da AHP realizada na sessão 7.3 deste trabalho, (B) o mapa de NDVI médio anual, (C) o mapa de temperatura de superfície média anual e (D) a Fragilidade emergente proposta.

Figura 30 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 1990.



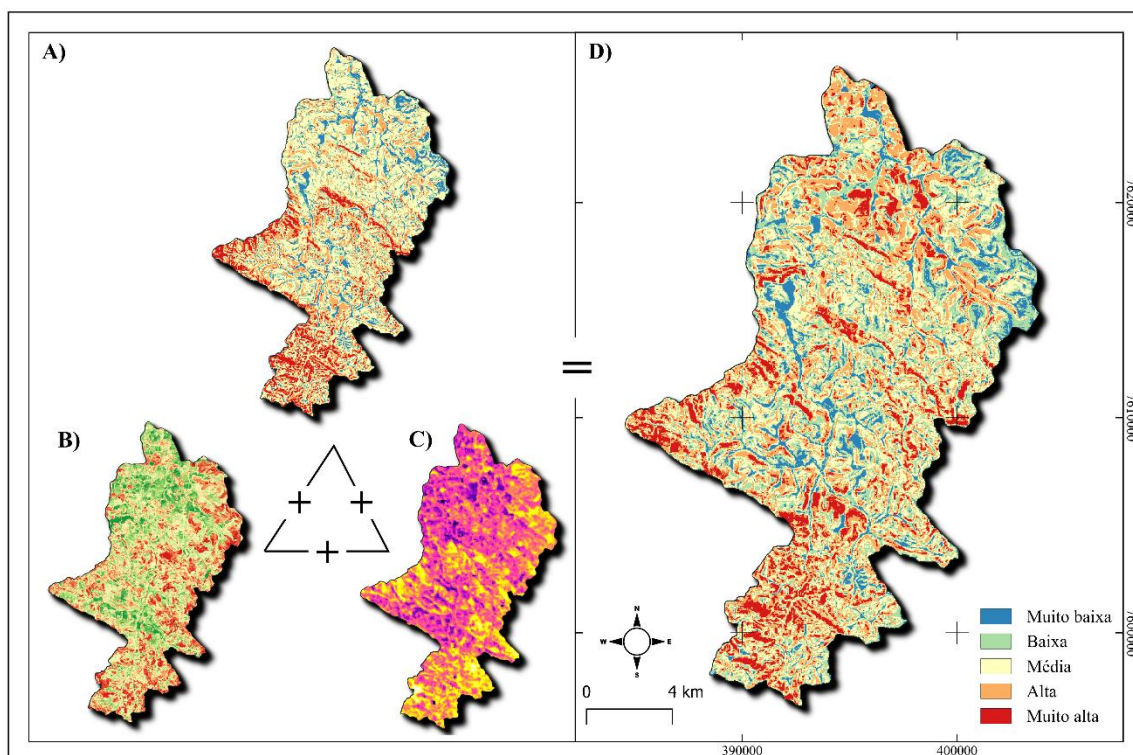
Fonte: Autor (2025).

Figura 31 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2000.



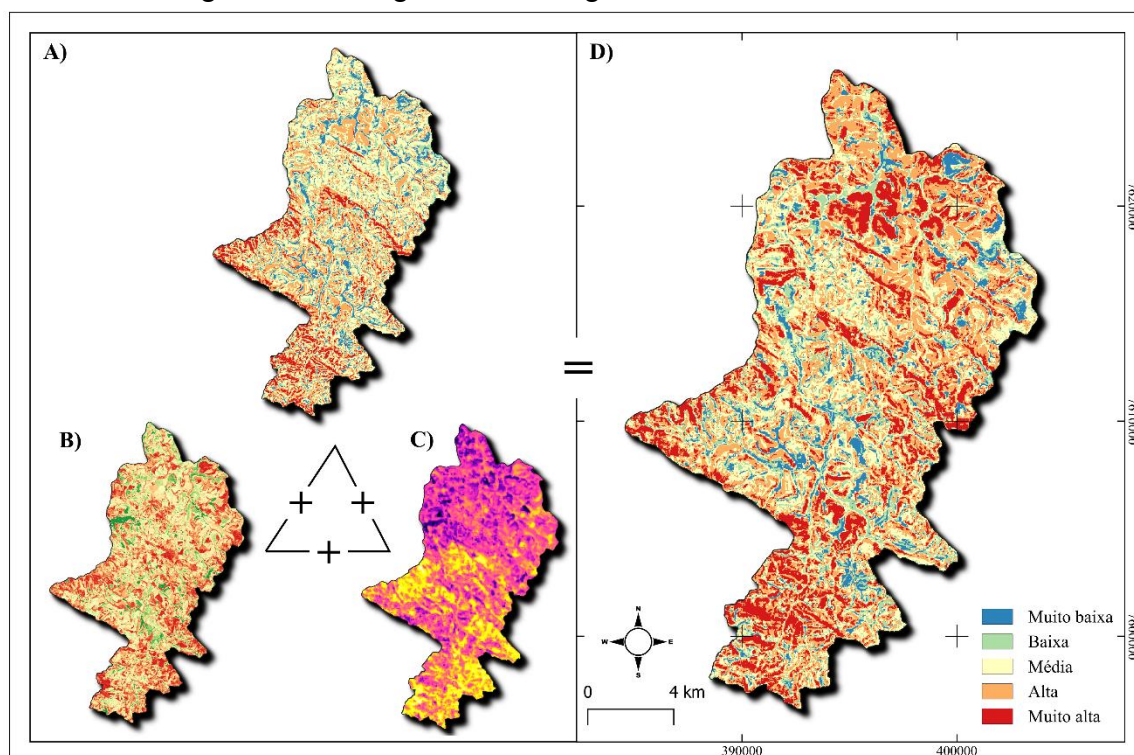
Fonte: Autor (2025).

Figura 32 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2010.



Fonte: Autor (2025).

Figura 33 – Fragilidade emergente com NDVI e TST – 2023.



Fonte: Autor (2025).

9.1. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS: A DINÂMICA DA FRAGILIDADE SOBRE EFEITO DAS VARIÁVEIS CONTÍNUAS

A integração das variáveis contínuas do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Temperatura da Superfície Terrestre (TST) ao modelo de fragilidade emergente proporcionou um refinamento substancial no diagnóstico ambiental da bacia do rio São Tomé. Ao confrontar o modelo estático, ponderado apenas pela hierarquização da AHP, com o modelo dinâmico proposto via *fuzzy*, observa-se que a inserção de dados espectrais permitiu superar as generalizações inerentes à classificação discreta do uso do solo, aproximando o diagnóstico da realidade biofísica da paisagem.

A análise comparativa revela que o modelo proposto atuou, predominantemente, na revalorização da fragilidade, deslocando áreas de classes intermediárias para níveis de maior criticidade. Essa tendência confirma a hipótese de que a atribuição de pesos fixos, conforme a metodologia clássica baseada em Ross (1994), tende a subestimar riscos em áreas agrícolas intensivas ou em estágios de degradação.

Para fundamentar a discussão espacial e temporal que se segue, a tabela

abaixo sintetiza a evolução quantitativa das classes de fragilidade nos dois modelos, evidenciando a disparidade percentual entre as abordagens.

Tabela 12 – Comparativo percentual de áreas por classe de fragilidade emergente entre os métodos AHP e AHP + variáveis contínuas

CLASSES	1990	2000	2010	2023
FRAGILIDADE AHP (%)				
MUITO BAIXA	10,69	11,23	12,69	9,08
BAIXA	25,09	23,47	24,15	20,12
MÉDIA	36,98	37,41	37,03	37,78
ALTA	18,54	18,99	17,12	23,14
MUITO ALTA	8,68	8,9	9	9,88
FRAGILIDADE AHP E VARIÁVEIS CONTÍNUAS (%)				
MUITO BAIXA	9,91	11,13	9,45	7,92
BAIXA	20,55	19,85	20,14	11,59
MÉDIA	44,07	31,89	32,26	29,04
ALTA	24,28	26,59	26,41	33,53
MUITO ALTA	10,35	10,54	11,74	17,93

Fonte: Autor (2025).

Com base nos dados apresentados, discute-se a seguir a evolução dessa dinâmica ao longo da série temporal, associando as respostas espectrais às práticas de uso da terra.

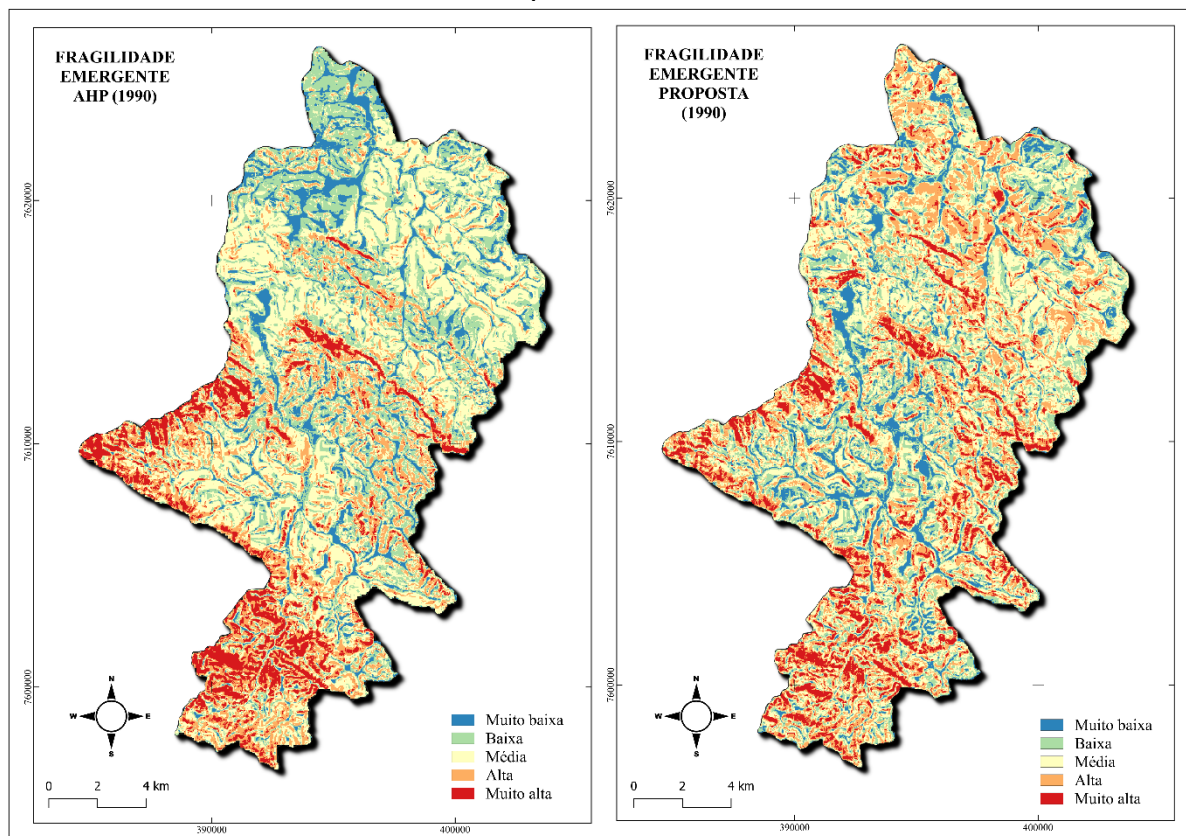
9.2. CENÁRIO DE 1990

Em 1990, a bacia caracterizava-se por uma hegemonia da pecuária, com pastagens ocupando 78,16% do território. No modelo tradicional via AHP, a fragilidade emergente apresentou-se concentrada na classe "Média" (36,98%), refletindo o peso moderado atribuído de forma fixa a essa classe de uso. Contudo, conforme observado na tabela anterior, a aplicação do modelo com variáveis contínuas alterou significativamente esse panorama, elevando o percentual de áreas com fragilidade "Alta" e "Muito Alta" para 34,63%, contra 27,22% do modelo estático.

Essa migração de classes, visualizada na figura a seguir (Figura 34), evidencia

a capacidade do modelo proposto em distinguir a qualidade das pastagens.

Figura 34 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 1990.



Fonte: Autor (2025).

A temperatura de superfície atuou como um indicador de solos expostos e vegetação esparsa, conforme embasado por Formaggio e Sanches (2017). O modelo identificou que vastas extensões de pastagem, situadas principalmente nas porções norte e central, apresentavam TST elevada e NDVI reduzido, indicativos de degradação física e compactação superficial. Diferente da abordagem booleana, que trata a pastagem como uma cobertura homogênea, aplicação de variáveis contínuas junto da lógica *fuzzy* capturou a vulnerabilidade real dessas áreas, alinhando-se à premissa de que a degradação da cobertura vegetal tem forte influência sobre a estabilidade do sistema e pode potencializar a morfogênese.

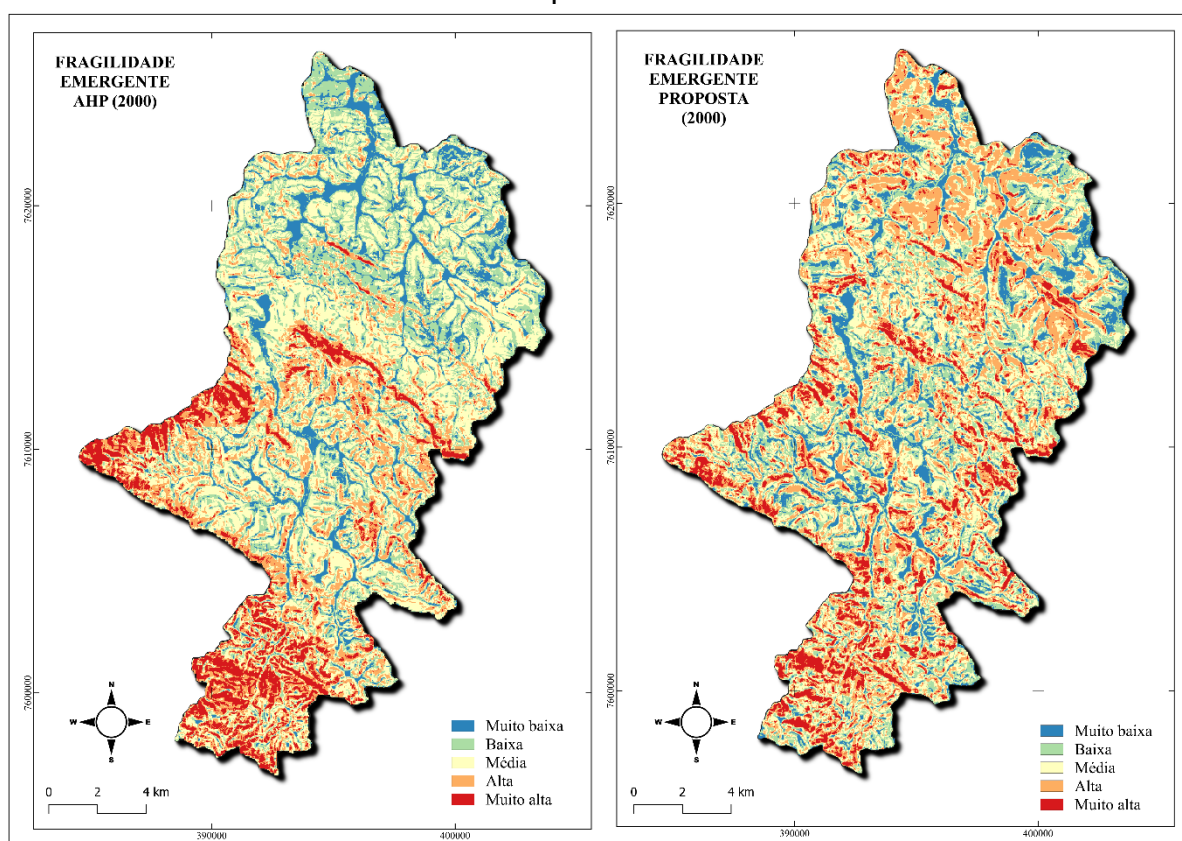
9.3. CENÁRIO (2000–2010): AVANÇO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA

Os anos de 2000 e 2010 marcam a transição estrutural da matriz produtiva da bacia, caracterizada pela retração das pastagens e o avanço progressivo das culturas

temporárias e do café.

Neste primeiro momento, representado pelo cenário de 2000, a discrepância entre os modelos começa a se desenhar. Enquanto o modelo sem as variáveis mantém uma distribuição de classes relativamente estável, o modelo proposto (Painel B da Figura 35) começa a captar os primeiros sinais de estresse espectral nas áreas de conversão recente, onde o solo exposto durante o preparo para o plantio eleva a temperatura de superfície e reduz o vigor vegetativo médio.

Figura 35 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2000.

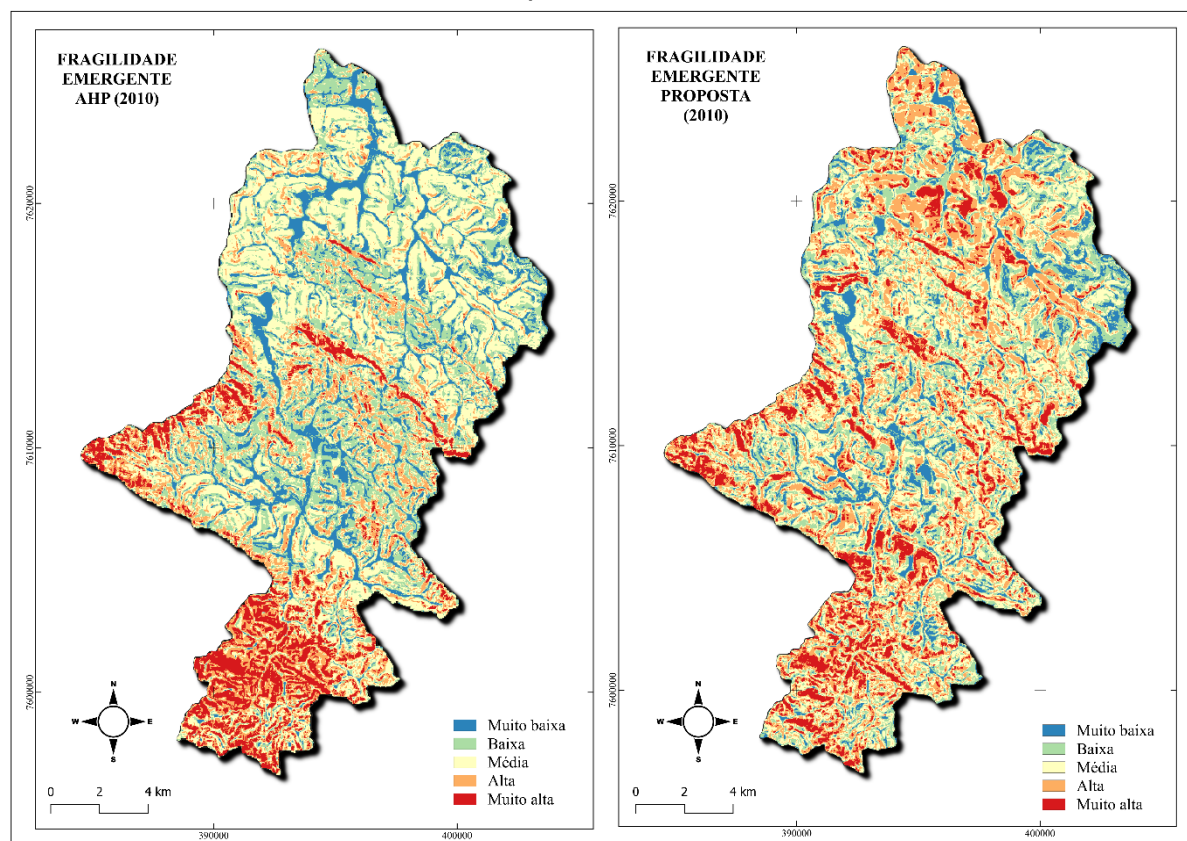


Fonte: Autor (2025).

O agravamento desse cenário torna-se evidente na década seguinte. Em 2010, com a consolidação das áreas agrícolas, a divergência entre as metodologias se acentua. O modelo estático (AHP) continua a oscilar a classe "Muito Alta" em torno de 9%, mas o modelo dinâmico proposto revela uma expansão significativa das zonas críticas. Conforme os dados espaciais indicam, as classes "Alta" e "Muito Alta" atingiram, somadas, 38,15% da área total da bacia neste ano, demonstrando que a intensificação do uso da terra trouxe consigo uma vulnerabilidade que os pesos fixos

não conseguiram mensurar integralmente.

Figura 36 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2010.



Fonte: Autor (2025).

A espacialização dessas mudanças segue um padrão condicionado pela topografia. Ao cruzar os resultados da Figura 36 com o mapa de declividade apresentado anteriormente (Figura 4), observa-se distinção espacial das porções mais afetadas. Na Porção Norte, onde predominam declividades mais suaves (entre 0% e 20%) e altitudes mais baixas, o modelo identificou o surgimento de grandes manchas contínuas de fragilidade "Alta". Embora o relevo seja favorável à mecanização, a introdução intensiva de culturas temporárias (soja/milho) envolve ciclos de preparo e colheita que reduzem drasticamente a cobertura vegetal em janelas específicas do ano. Essa dinâmica sazonal resultou em médias anuais de NDVI significativamente inferiores às de usos perenes, refletindo o menor tempo de proteção efetiva do solo ao longo do ano hidrológico. O modelo AHP, por sua vez, tendeu a subestimar os valores nessa região, confiando excessivamente na suavidade do relevo tendendo a ignorar a exposição do solo.

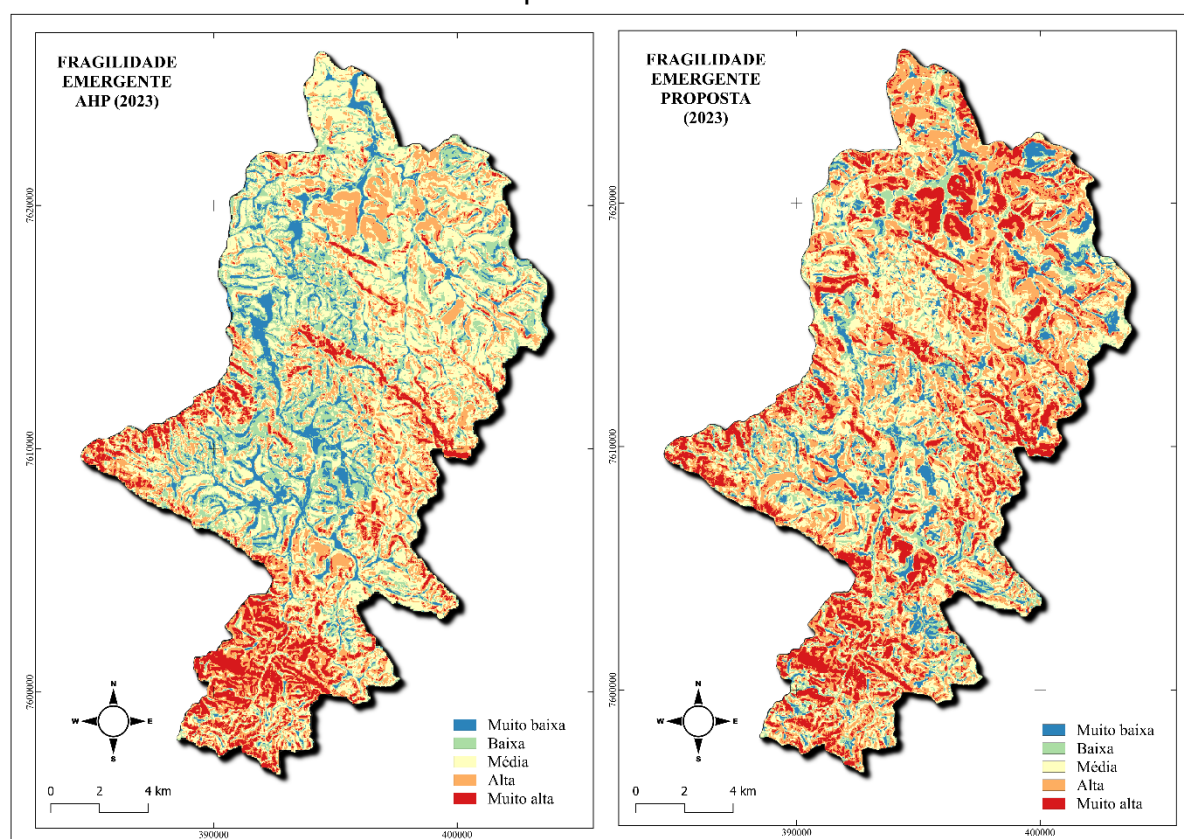
Já na porção centro a sul, a dinâmica é distinta e mais crítica. O avanço do café sobre vertentes com declividades superiores a 20% e altitudes elevadas resultou na concentração das classes de fragilidade "Muito Alta". Diferente do norte, aqui o fator agravante é a interação entre o manejo e a encosta. O modelo permitiu identificar que, mesmo sendo uma cultura perene, a densidade de biomassa do café em relevos íngremes não oferece a mesma proteção que a vegetação nativa ou pastagens densas, elevando o risco erosivo nessas encostas escarpadas.

É fundamental destacar que, ao utilizar médias anuais de NDVI e TST, o modelo proposto não busca identificar um evento de plantio específico, mas sim incorporar a variabilidade fenológica média anual do uso da terra. A expansão de culturas temporárias ao norte e do café ao sul envolve ciclos de manejo que reduzem a média anual de biomassa. O modelo, portanto, penalizou as áreas onde a cobertura vegetal (ligados a conceitualização dessas como fator de proteção) se mostrou insuficiente para proteger o solo contra a energia cinética das chuvas, especialmente nas porções de relevo mais acidentado, apresentando uma mudança bem maior frente ao modelo estático dos pesos tradicionais.

9.4. O CENÁRIO DE 2023: A INTENSIFICAÇÃO DO USO E PANORAMA ATUAL DA BACIA

O ano de 2023 apresenta a maior divergência visual e quantitativa entre as metodologias, refletindo a consolidação da agricultura intensiva na bacia. O modelo AHP estático (Figura 37) tende a subestimar a fragilidade, apresentando grandes áreas em "Média" fragilidade, o que acaba por diluir a susceptibilidade. Em contraste, o modelo proposto exibe uma nítida expansão das zonas "Muito Alta" (vermelho) e "Alta" (laranja), totalizando 51,46% (Tabela 12) do território em situação mais crítica.

Figura 37 – Comparativo da fragilidade emergente modelo AHP vs. Modelo Proposto – 2023.



Fonte: Autor (2026).

A análise deste cenário final, quando cruzada com os compartimentos do relevo e aferida pela validação de campo, revela como o modelo proposto interpretou a especialização produtiva e a seletividade espacial da bacia.

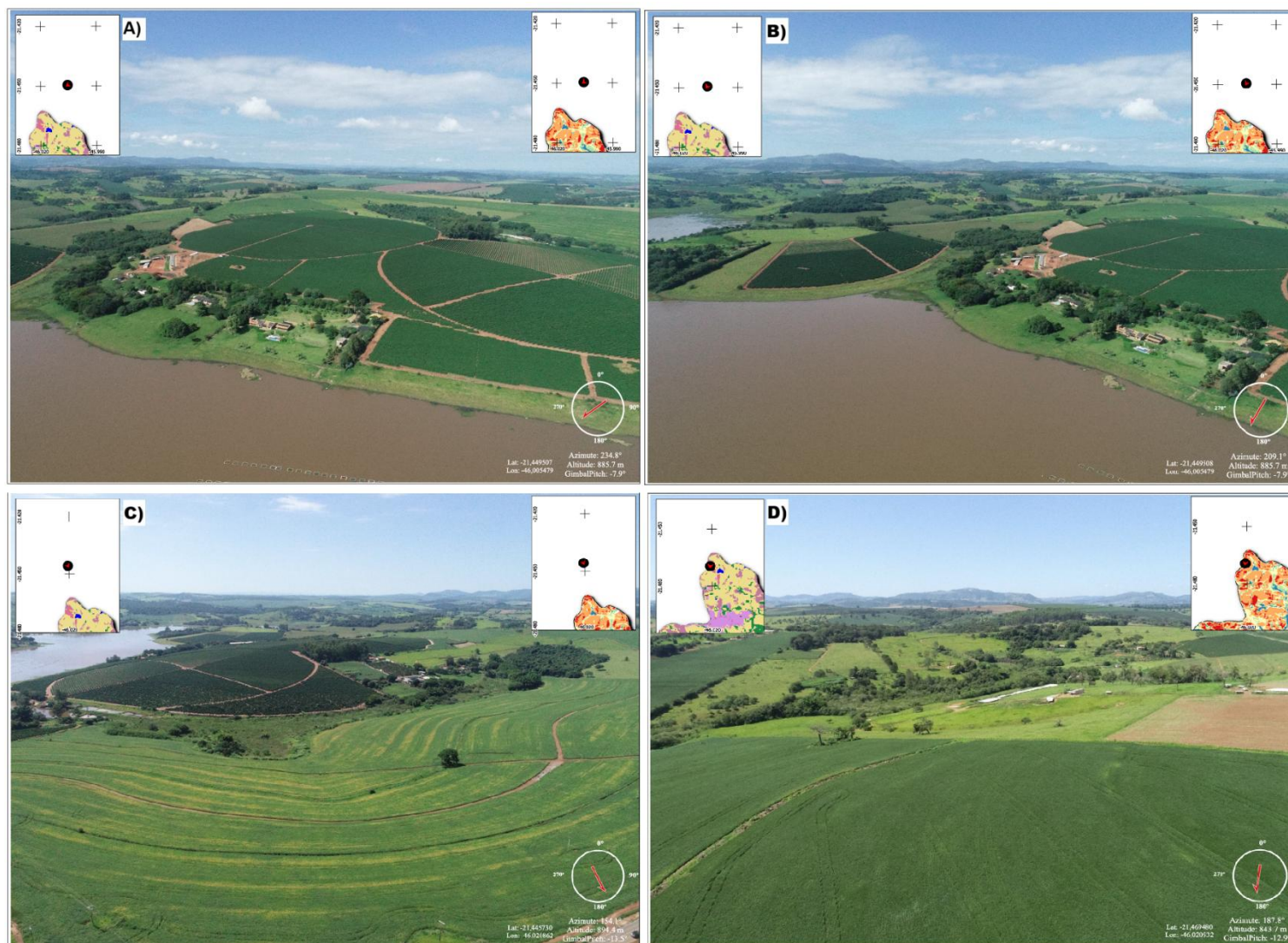
Na Porção Norte (proximidades do município de Alfenas e do exutório), dominada por culturas temporárias em relevo mais suave, a predominância de tons vermelhos e laranjas no modelo proposto denuncia a formação de diferenciação por questões térmicas superficiais. A redução da evapotranspiração nas grandes manchas de monocultura (soja e milho), somada aos extensos períodos de solo exposto na entressafrá, gerou valores de temperatura de superfície (TST) sensivelmente elevados.

O levantamento de campo ratifica essa leitura da interação espectral. As imagens oblíquas confirmam que o agronegócio de commodities se apropria da baixa energia do relevo para maximizar a mecanização. As Figuras 38A e 38B demonstram a morfologia suave–ondulada, marcada pelo amplo domínio espacial das culturas

temporárias (sobretudo a soja), em contraste com uma presença minoritária da cafeicultura.

A consolidação da mecanização intensiva é evidente em ambas as culturas (Figura 38C), sendo possível identificar o emprego de alta tecnologia, como pivôs centrais de irrigação nas lavouras de café, além dos padrões geométricos de tráfego de maquinário nas áreas de soja. É possível apreender a homogeneização da paisagem nessa porção da bacia, revelando que a vegetação nativa é em muito suprimida nas áreas planas e relegada aos setores de maior declividade (Figura 38D), que são preteridos pela agricultura mecanizada. Para além, é possível registrar a presença da piscicultura (tilapicultura) nas áreas próximas ao exutório (Figura 38A e B), que apesar de não estarem relacionadas aos processos abordados no presente trabalho, evidenciam a transferência de pressão do meio pedológico para o bioquímico também denotando pressão sobre os recursos hídricos da bacia.

Figura 38 – Imagens aéreas da porção norte – Exutório.



Fonte: Autor (2026).

O modelo proposto interpretou que, mesmo em declividades baixas, a ausência de proteção efetiva do solo cria um ambiente de maior fragilidade física. A dinâmica de exposição sazonal do solo pelas culturas temporárias foi capturada no campo. As Figuras 39A e B exemplificam a presença de extensões de solo exposto no período de entressafra e de preparo para o plantio, atestando a intensa vulnerabilidade superficial imposta pelo manejo mecanizado nos topos planos.

Em contrapartida à homogeneização impostas pelas monoculturas, percebe-se uma dinâmica espacial de refúgio dos fragmentos florestais. A Figura 39C destaca a vegetação nativa preservada em pequenos redutos, os quais se encontram confinados para além além dos topos declivosos, mas também em áreas de fundo e ao longo das calhas de drenagem, locais preteridos pela maquinaria pesada devido às restrições de manobra e humidade do solo.

Adicionalmente, atesta-se a coexistência de lógicas produtivas distintas nesta porção da bacia, associada a estes fundos de vale, observa-se a presença da agricultura de subsistência (como arroz e fruticultura), além de culturas anuais em menor escala (que diferentemente das grandes monoculturas, não necessitam de grandes maquinários) e de pastagens vinculadas à pecuária de pequenos produtores (Figura 39D).

Na visita de campo, foi possível identificar que estas pastagens se apresentam bem conservadas, poupadas do sobrepastoreio massivo, uma vez que não foram identificadas áreas de pecuária intensiva. Esta observação corrobora com a leitura espectral do modelo, que registou valores de NDVI maiores e menores temperaturas de superfície (TST) nesses quadrantes. Infere-se assim que pelo menos nas áreas de topografia de transição entre o plano e ondulado, as áreas de menor aptidão para o grande agronegócio atuam como agentes de estabilidade ecodinâmica, onde a manutenção dos remanescentes florestais (mesmo que não conscientemente) e o manejo de baixo impacto mitigam a fragilidade do geossistema.

Figura 39 – Imagens aéreas da porção norte



Fonte: Autor (2026).

Partindo para a porção centro–norte da bacia, é possível apreender uma importante zona de transição fisiográfica e econômica, onde a matriz produtiva sofre uma alteração substancial em relação ao norte mecanizado. As Figuras 40A e 40B ilustram essa dinâmica no trajeto que se estende do exutório até as proximidades de Serrania. A Figura 40A destaca a Rodovia Waldemar Miguel (MG–879), que atua como um divisor físico da bacia à margem direita. A partir desta feição, com o ângulo de visada voltado para o norte, observa–se que as grandes monoculturas de grãos dão lugar ao amplo predomínio da cafeicultura intercalada por pastagens. Nota–se tratar de uma lavoura com nível intermediário de tecnificação (maquinário agrícola sem automações ou pivôs de irrigação), onde culturas temporárias ainda são identificadas, porém em menor escala. Essa concentração espacial do café na porção norte do município de Serrania é ratificada pela Figura 40B, que evidencia o adensamento da cultura perene antes da mudança abrupta do relevo.

Contudo, a partir da mancha urbana de Serrania em direção à porção centro–sul, o relevo colinoso e a geologia passam a impor novas restrições edáficas. A Figura 40C, capturada com visada de noroeste para sudeste sobre parte do município, evidencia o momento em que a litologia passa a condicionar fortemente a paisagem. A ocorrência de solos com menor profundidade (nas áreas de escarpa) e a presença de afloramentos rochosos dificultam a exploração agrícola intensiva, privilegiando a presença massiva de pastagens e confinando o café a lavouras de pequena escala. Esta limitação física consolidou a adoção de um uso que não exige grande profundidade radicular, o que funciona como a base de sustentação para um dos grandes expoentes produtivos do município, a pecuária de leite e a consequente indústria de laticínios local.

A mudança da matriz produtiva atinge o seu ápice em direção ao sul da bacia, cenário capturado pela Figura 40D. A restrição litológica infringe limites à expansão agrícola, resultando no predomínio de pastagens sobre o relevo acidentado. É justamente neste domínio que a fragilidade emergente do modelo se agrava. O uso pecuário em declive acentuado sobre solos mais rasos propicia o surgimento de feições erosivas incipientes, como sulcos e terracetes resultantes do pisoteio bovino contínuo.

Simultaneamente, a Figura 40D também representa um contraste fundamental, atrelada a esta mesma rugosidade do terreno, nota–se uma maior presença de remanescentes bem conservados de Mata Atlântica e de formações arbustivas típicas

de Cerrado. Fica evidente que estas tipologias vegetais encontram refúgio nas áreas com afloramentos, sendo conservadas não necessariamente por intencionalidade, mas por uma exclusão econômica onde a exploração agropastoril se torna fisicamente inviável.

Figura 40 – Imagens aéreas da porção centro-norte



Fonte: Autor (2026).

Avançando para a porção central da bacia, o sistema atinge um novo limiar de instabilidade natural. O relevo torna-se acentuadamente mais dissecado, consolidando o domínio de encostas íngremes e de alta energia morfodinâmica. É exatamente neste compartimento que o levantamento de campo registrou a materialização dos processos de degradação mais severos, identificando as primeiras grandes feições erosivas ativas. Estas cicatrizes na paisagem validam as áreas enquadradas em classes de 'Média' a 'Muito Alta' fragilidade espacializadas pelo modelo.

Diferentemente das porções a norte, a energia do relevo neste compartimento impõe supressão das culturas temporárias mecanizadas de larga escala, apresentando culturas menores próximas as áreas mais baixas. A matriz produtiva adapta-se a esta topografia através da presença de uma cafeicultura menos tecnificada, tipicamente dependente de colheita manual, e o amplo predomínio de pastagens extensivas que se mostram altamente suscetíveis à erosão hídrica.

A Figura 41A ilustra essa dinâmica, exibindo o café em declive acentuado adjacente a pastagens com incisões lineares, cuja agressividade é detalhada na Figura 41B através de sulcos e ravinamentos bem desenvolvidos.

A justificativa para a não expansão do café sobre essas pastagens degradadas é evidenciada na Figura 41C, os afloramentos rochosos espalhados pela classe denunciam solos rasos que inviabilizam o sistema radicular da cultura perene, relegando a área ao uso pecuário de alto risco estrutural e aos remanescentes florestais. Sintetizando a ecodinâmica local, a Figura 41D (visada sul-noroeste com a mancha urbana de Serrania ao fundo) expõe o domínio intercalado do café não mecanizado e pastagens, permeado por remanescentes de vegetação nativa, conservados estritamente pela exclusão imposta pela topografia e litologia.

Figura 41 – Imagens aéreas da porção central



Fonte: Autor (2026).

Aprofundando a análise da dinâmica pecuária neste compartimento de alta energia da porção central, foi possível identificar o impacto severo do manejo animal sobre a integridade física das vertentes. A Figura 42A registra a presença do rebanho bovino, atuando como o agente de compactação superficial. As consequências deste uso contínuo tornam-se críticas quando observadas na Figura 42B, que exhibe o curso do rio São Tomé ladeado por feições erosivas ativas. Esta proximidade revela uma alta conectividade hidrossedimentológica, indicando que o material erodido pelo sobrepastoreio é carregado diretamente para o curso fluvial, configurando um risco iminente de assoreamento e degradação hídrica do rio.

A fragilidade destas vertentes encontrou respaldo na leitura espectral validada das variáveis contínuas utilizadas no modelo. A imagem (Figura 42C) destaca grandes afloramentos rochosos adjacentes às áreas erodidas, confirmando a incipiência dos solos locais. Esta condição litológica explica e corrobora com os parâmetros do adotados, estas áreas registraram índices mais baixos de NDVI (devido à escassa biomassa da pastagem degradada e rocha exposta) e picos de temperatura de superfície (TST), impulsionados pela alta absorção e irradiação térmica do material rochoso. Sintetizando a fragilidade emergente deste sistema, a Figura 42D consolida o cenário estrutural, expondo o avanço de feições erosivas bem desenvolvidas que cortam a matriz pastoril, deflagradas pelo pisoteio contínuo que compacta o solo e canaliza o escoamento superficial acelerado.

Figura 42 – Imagens aéreas da porção central – Pastagem



Fonte: Autor (2026).

No compartimento centro-oeste, o relevo se suaviza, classificando-se entre suave e ondulado atraindo novamente o capital agrário intensivo. A Figura 43A ilustra essa reconfiguração produtiva, o café segue hegemônico, mas agora altamente tecnificado, ladeado pela reintrodução de culturas temporárias e rebaixando a pastagem a um uso terciário. A lógica de exclusão mantém-se evidente na Figura 43B, com a vegetação nativa suprimida das áreas rentáveis e restrita aos topos e fragmentos dispersos.

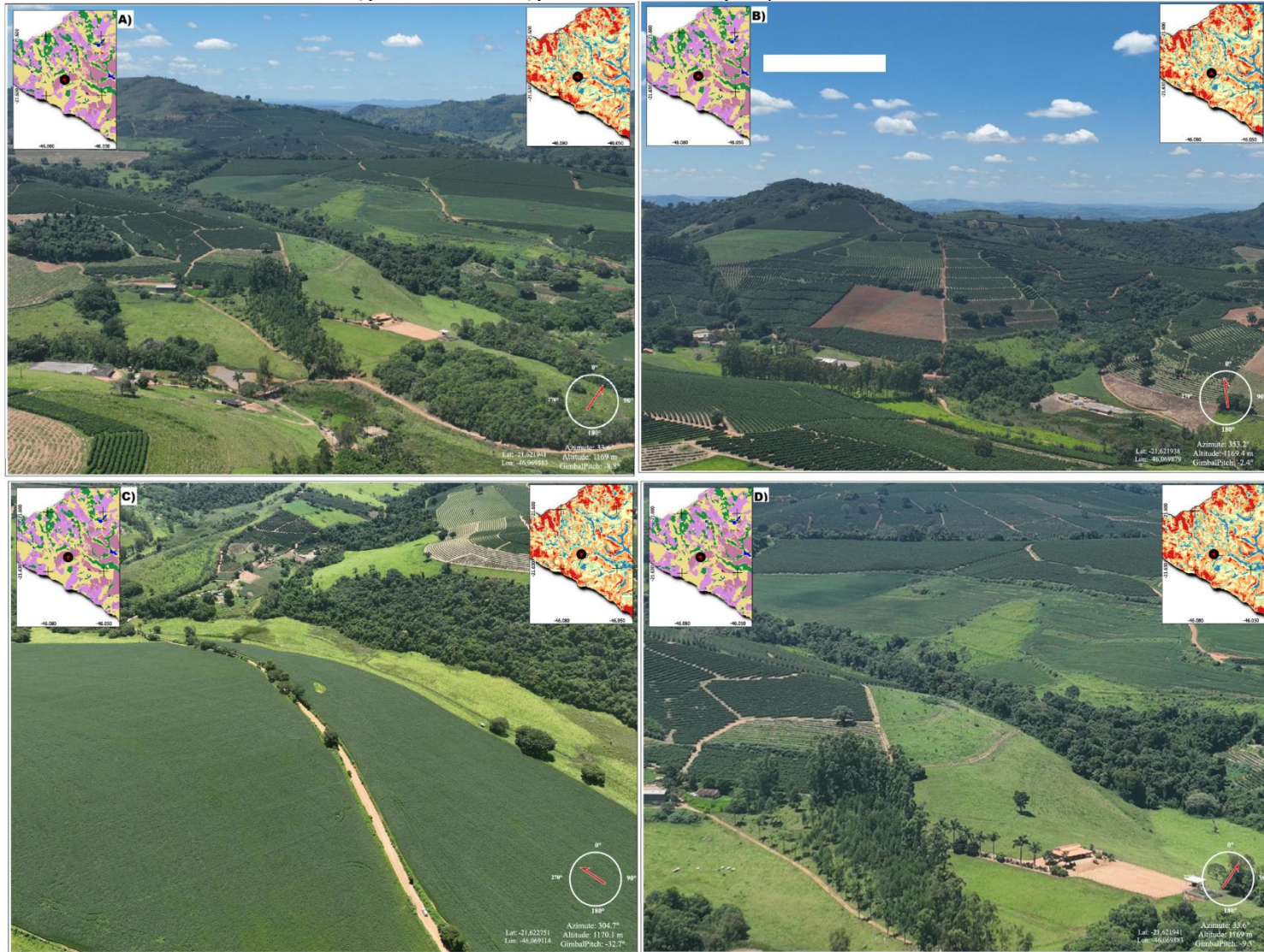
O retorno da soja ao relevo suave (Figura 43C) repete os desafios ecodinâmicos do setor norte. A 'Muito Alta' fragilidade acusada pelo modelo nestas lavouras justifica-se pelo seu ciclo produtivo, a exposição sazonal do solo na entressafra eleva drasticamente a suscetibilidade, sobrepondo-se à estabilidade topográfica.

Por fim, a Figura 43D exhibe a dinâmica das pastagens deste compartimento. Em nítido contraste com a degradação observada no centro-sul, as áreas forrageiras situadas nas porções mais planas apresentam-se bem conservadas. Esta estabilidade é reforçada, em casos específicos, pela adoção de práticas conservacionistas ativas, notadamente nas pastagens inseridas em meio à matriz das culturas temporárias.

A imagem evidencia (Figura 43D) o uso de técnicas de terraceamento, atestando uma preocupação técnica em mitigar a energia do escoamento hídrico superficial proveniente das lavouras adjacentes e prevenir o desenvolvimento de feições erosivas. Contudo, cabe salientar que registros dessas intervenções conservacionistas foram escassos durante o levantamento de campo, tratando-se de iniciativas pontuais e não de um padrão de manejo generalizado na região.

É importante destacar uma interação observada entre as áreas de cafeicultura no modelo. Diferentemente do modelo de álgebra simples que em muitos momentos atribuiu uma única classe de fragilidade ao café, em campo atestou-se que o incremento das variáveis contínuas diluíram a fragilidade do café em classes de baixa e média fragilidade. Sendo essa classificação em muito relacionada a práticas de conservação entrelinhas da cultura.

Figura 43 – Imagens aéreas da porção centro-oeste



Fonte: Autor (2026).

Finalmente, progredindo para a porção centro-sul, a bacia exibe a sua maior diversificação no uso da terra. Este compartimento caracteriza-se por deter vastas extensões planificadas, intercaladas por relevos colinosos com declividades que variam de suave a forte-ondulado. Esta configuração topográfica atrai uma ocupação agrícola mista, capturada pela Figura 44A. A imagem ilustra a presença de culturas temporárias (soja) altamente tecnificadas nas áreas mais planas. Ao fundo da mesma imagem (na parte superior, em direção ao extremo sul da bacia, próximo aos limites de Machado e de Poço Fundo), observa-se uma transição para o predomínio da cafeicultura nas cotas mais elevadas, enquanto os fragmentos florestais remanescentes mantêm-se densamente confinados aos fundos de vale ou fragmentados sobre os topos.

A divisão morfológica deste setor com o compartimento vizinho é demarcada fisicamente pela Rodovia Waldemar Miguel (MG-879), conforme observado na Figura 44B. A rodovia atua como um divisor da paisagem, à direita da imagem, visualiza-se a porção central da bacia com seu relevo rugoso e acidentado, à esquerda, a porção centro-sul com relevo mais plano. É exatamente neste setor de topografia suavizada que se observa a inserção de uma feição de Silvicultura identificada em campo, que foi bem classificada pelos dados secundários utilizados.

A validação de campo atestou um importante ponto da modelagem. O polígono referente à silvicultura foi classificado com fragilidade 'Muito Alta'. Este resultado é de extrema relevância metodológica, pois evidencia que, mesmo com as variáveis contínuas do modelo a indicarem condições favoráveis (como valores elevados de NDVI e menores Temperaturas de Superfície Terrestre provenientes do dossel denso), as características estruturais primárias pautadas nos pressupostos de Ross (1994) foram preservadas. Ou seja, o peso atribuído ao uso da terra impediu que a assinatura espectral da monocultura atuasse como um mascaramento ambiental, não permitindo a redução da classe para níveis atrelados à conservação. Isto comprova a eficácia do modelo em reconhecer a silvicultura como uma matriz produtiva de impacto e suscetibilidade, independentemente do seu vigor vegetativo aparente.

A ocorrência de fragilidades 'Média' e 'Alta' nas pastagens deste compartimento revelou-se um importante ponto de atenção. A Figura 44C, com visada para a porção centro-sul da bacia exibe vertentes ocupadas por pastagens destinadas à pecuária de corte intensiva sendo identificados uma quantidade expressiva de feições erosivas, notadamente sulcos e ravinamento bem desenvolvidos. Esta degradação ocorre

mesmo em declives inferiores aos observados na porção central da bacia (próximo a mancha urbana de Serrania). Embora não tenham sido realizadas coletas pedológicas diretas no presente trabalho, a literatura e a resposta da paisagem permitem inferir uma maior ocorrência de Argissolos nesta região, a classe pedológica que recebeu maior peso no modelo de fragilidade devido ao seu gradiente textural, que favorece o escoamento subsuperficial e a erosão.

Por fim, a Figura 44D, capturada com visada sul–norte sintetiza integração da paisagem de transição. Ao apontar em direção a Serrania, a imagem captura as características limítrofes entre a porção central, reforçando o contraste geomorfológico e atestando o amplo predomínio do mosaico de café e pastagens sobre o relevo mais acidentado, em oposição à planificação e tecnificação observadas no centro–sul. Entretanto, é necessário ressaltar que essa variação morfológica dita a organização espacial até aos limites da bacia, à medida que o relevo retoma as suas feições colinosas em direção ao extremo sul (aproximando–se dos municípios de Machado e Poço Fundo), a planície tecnificada cede novamente lugar ao domínio expressivo do café cultivado sobre as encostas.

Figura 44 – Imagens aéreas da porção centro-sul



Fonte: Autor (2026).

10. PROPOSTA DE ZONEAMENTO PARA O ORDENAMENTO TERRITORIAL

A análise da fragilidade emergente, discutida na seção anterior, revelou um cenário de desequilíbrio na bacia do rio São Tomé. A constatação de que mais de 50% do território se encontra em níveis críticos de susceptibilidade (exacerbada pela detecção de alta TST e baixo vigor vegetativo em áreas de uso intensivo) vigora a necessidade urgente de se adotar práticas mais sustentáveis de ocupação do solo. Fica evidente que a atual distribuição das atividades antrópicas, em muitas porções da bacia, ignora os limites físicos do ambiente, acelerando processos erosivos e comprometendo a segurança hídrica do rio.

É diante dessa necessidade de readequação que esta seção se dedica a converter o diagnóstico ambiental em uma ferramenta de planejamento, utilizando como referência o instrumento oficial de ordenamento do estado, adaptado à realidade geomorfológica diagnosticada.

10.1. O ZONEAMENTO AMBIENTAL E PRODUTIVO (ZAP) E O MÉTODO PUC

Para converter o diagnóstico de fragilidade em diretrizes de ordenamento, este trabalho adota como referência o Zoneamento Ambiental e Produtivo (ZAP). Instituído pelo Decreto Estadual nº 46.650/2014, o ZAP constitui o instrumento oficial de planejamento territorial do Estado de Minas Gerais, sendo aplicável preferencialmente a sub-bacias hidrográficas com extensão entre 15.000 e 55.000 hectares.

Em sua concepção integral, o ZAP é estruturado em 10 etapas metodológicas integradas (MG, 2025), que abrangem desde a caracterização da sub-bacia até a definição do potencial de adequação produtiva e ambiental. O instrumento gera múltiplos índices de qualidade sistêmica, tais como a concentração de nascentes (ICC), a antropização de Áreas de Preservação Permanente (IAAPP) e a identificação de áreas de Uso Conflitante (UCB).

No entanto, dada a natureza geomorfológica do presente estudo, realiza-se aqui um recorte metodológico focado na Etapa 3 do ZAP, correspondente ao Método do Potencial de Uso Conservacionista (PUC). O PUC dedica-se exclusivamente à avaliação quantitativa do meio físico natural, classificando a capacidade de suporte das terras através da ponderação de três variáveis estruturais: declividade, solos e litologia.

Essa etapa classifica o território em cinco classes de restrição (de 1–Muito

Baixo a 5–Muito Alto), indicando as limitações intrínsecas ao uso agrícola independentemente de fatores momentâneos como o uso atual ou a cobertura vegetal, que são tratados em etapas posteriores do ZAP. Conforme detalhado no Capítulo 6 do manual oficial, o PUC dedica-se exclusivamente à avaliação quantitativa do meio físico natural, classificando a capacidade das terras através da ponderação de variáveis estruturais — declividade, solos e litologia — gerando cinco classes de restrição, variando de muito baixo a muito alto. Neste contexto, estabelece-se a correlação metodológica central desta proposta: a Fragilidade Potencial, modelada via AHP nas sessões anteriores é adotada aqui como o equivalente funcional do PUC. Ambas as metodologias avaliam as limitações intrínsecas do suporte físico, independentemente do uso atual. Dessa forma, a proposta de zoneamento a seguir apropria-se da lógica da Etapa 3 do ZAP para definir as Zonas de Manejo, utilizando a Fragilidade Potencial como o balizador físico que determinará onde a ocupação deve ser consolidada e onde deve ser restrita.

10.2. A ECODINÂMICA COMO BASE PARA O ZONEAMENTO

A metodologia de zoneamento proposta neste trabalho busca fundamentar o ordenamento territorial na lógica sistêmica dos processos naturais, resgatando a correlação teórica entre os princípios da Ecodinâmica, postulados por Tricart (1977), a sistematização da Fragilidade Ambiental de Ross (1994) amplamente discutidos nos capítulos teóricos deste trabalho, e as diretrizes de Capacidade de Suporte preconizadas pelo Manual do ZAP (MG, 2025).

A premissa basilar adotada para esta proposta é a relação inversa entre a instabilidade natural do terreno e o seu potencial de uso intensivo. Para operacionalizar esse conceito, as Zonas de Manejo foram delimitadas revisitando-se a transição entre os processos de pedogênese (formação de solos) e morfogênese (processos erosivos), conforme a tríade teórica detalhada a seguir.

Retomando a ótica de Tricart (1977), já apresentada como alicerce conceitual desta pesquisa, o meio ambiente é compreendido através de unidades ecodinâmicas. Conforme visto, os meios estáveis são aqueles onde a pedogênese predomina sobre a morfogênese, conferindo resiliência sistêmica. Em contrapartida, os meios instáveis são regidos pela predominância da morfogênese, onde a erosão mecânica supera a formação química. Entre estes extremos, situam-se os meios intergrades, caracterizados por um equilíbrio instável, cuja ruptura é frequentemente acelerada

pela ação antrópica.

Ross (1994), ao instrumentalizar esses conceitos, estabeleceu a hierarquização empírica que guiou a modelagem da Fragilidade Potencial realizadas nas etapas anteriores deste trabalho. Reitera-se aqui que os ambientes onde os fluxos de energia tendem à estabilidade correspondem às classes de Muito Baixa e Baixa fragilidade (relevos planos e solos evoluídos). Por outro lado, as áreas de intensa dissecação e solos incipientes, onde a morfogênese é ativa, foram categorizadas como de Alta e Muito Alta fragilidade.

Essa base geomorfológica, já consolidada no diagnóstico, encontra agora sua aplicação prática nas diretrizes do Zoneamento Ambiental e Produtivo. O manual oficial do ZAP (2025) estabelece que o planejamento deve considerar a potencialidade de uso e a capacidade de suporte das unidades de paisagem. A metodologia estadual preconiza que áreas com menores limitações físicas (alta capacidade de suporte) devem ser destinadas à consolidação produtiva, enquanto áreas com restrições severas exigem manejo conservacionista ou proteção integral.

Dessa forma, a presente proposta realiza a triangulação desses conceitos, adaptando as classes de fragilidade potencial já calculadas para definir três Zonas de Manejo Agroambiental. O Quadro 01 sintetiza a matriz de correlação utilizada para este zoneamento.

Tabela 13 – Matriz Ecodinâmica, Fragilidade e Diretrizes do ZAP

Unidade Ecodinâmica (Tricart, 1977)	Classes de Fragilidade (Ross, 1994)	Zona Proposta (Adaptação ZAP)	Diretriz de Manejo e Capacidade de Suporte
Meios Estáveis (Pedogênese > Morfogênese)	1 (Muito Baixa) 2 (Baixa)	ZONA I: Consolidação Produtiva	Alta Capacidade de Suporte. Áreas de relevo suave e solos profundos. O ambiente possui alta resiliência para suportar mecanização e agricultura intensiva, demandando práticas conservacionistas básicas (ex: plantio direto) para manutenção da estabilidade.
Meios Intergrades Equilíbrio	3 (Média)	ZONA II: Uso Controlado	Média Capacidade de Suporte. Áreas de transição onde intervenções mal planejadas invertem a balança a favor da morfogênese. Admite-se uso produtivo (café/pastagem), mas exige-se manejo complexo e restrição ao revolvimento do solo.
Meios Instáveis (Morfogênese >	4 (Alta)	ZONA III: Recuperação e Conservação	Baixa Capacidade de Suporte. Vertentes íngremes e topos de morro. A intervenção antrópica rompe a resistência do sistema. Inaptas para agricultura

Pedogênese)	5 (Muito Alta)	anual; prioritárias para recarga hídrica e recomposição florestal.
--------------------	----------------	--

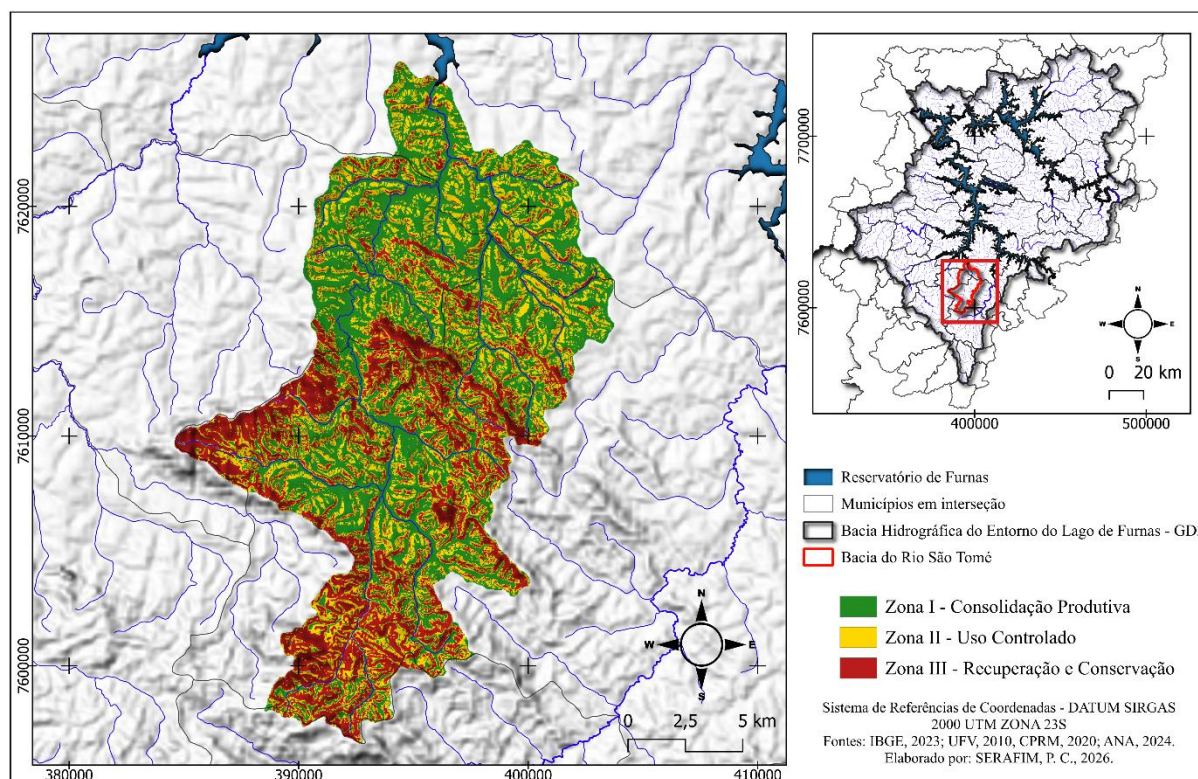
Fonte: Elaborado pelo autor, associando Tricart (1977), Ross (1994) e SEMAP/MG (2025).

Com base nesta fundamentação, procedeu-se à espacialização das zonas, cujas diretrizes e distribuição na bacia do rio São Tomé são detalhadas a seguir.

10.3. DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE MANEJO PROPOSTAS

A partir do cruzamento das informações, o território da bacia foi compartimentado em três unidades funcionais, visando conciliar a produção econômica com a segurança ambiental. A Figura 45 apresenta a espacialização dessas zonas.

Figura 45 – Mapa com a proposta de zoneamento agrícola



Fonte: Autor (2026).

10.3.1. Zona I – Consolidação Produtiva

Esta zona abrange as porções da bacia com maior estabilidade geotécnica. Por apresentarem fragilidade natural reduzida (Classes 1 e 2), são as áreas mais indicadas para absorver a pressão da agricultura mecanizada e da cafeicultura de alta tecnologia. A recomendação alinhada ao ZAP para este compartimento é a

maximização da eficiência produtiva, utilizando tecnologias que evitem a compactação do solo e garantam a infiltração da água, consolidando o uso onde o ambiente oferece suporte físico.

10.3.2. Zona II – Uso Controlado

Representa a matriz de transição da bacia. Nestas áreas de Fragilidade Média, a ocupação não é proibida, mas condicionada à capacidade de suporte moderada. O zoneamento indica que este é o local ideal para a expansão de sistemas conservacionistas, como a cafeicultura arborizada, fruticultura ou sistemas agroflorestais (SAFs). A restrição ao revolvimento do solo deve ser maior do que na Zona I, e o monitoramento de processos erosivos deve ser constante.

10.3.3. Zona III – Recuperação e Conservação

Identificadas como as áreas de maior vulnerabilidade natural (Classes 4 e 5), estas zonas coincidem com os divisores de água e as encostas escarpadas. O diagnóstico aponta que qualquer uso intensivo aqui resultará em perda de solo acima do tolerável (ruptura do equilíbrio ecodinâmico). Portanto, a diretriz do ZAP é a restrição de uso. Recomenda-se a implementação de projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), recomposição de APPs e Reserva Legal, transformando a "fragilidade" em ativo ambiental para a proteção dos recursos florestais e hídricos da bacia.

Contudo, a operacionalização da Zona III impõe um desafio complexo de governança, visto que a espacialização da fragilidade "Muito Alta" coincide, em diversos setores da bacia, com cafezais produtivos consolidados em vertentes íngremes. A aplicação irrestrita da diretriz de retirada da cultura acarretaria um elevado custo social e econômico, conflitando com a vocação produtiva local. Diante desse cenário, propõe-se que a regularização ambiental nessas áreas não ocorra pela supressão imediata da atividade, mas pela adoção obrigatória de técnicas de manejo conservacionista. Técnicas de engenharia rural, como o terraceamento, a implementação de cordões vegetados em nível e a manutenção permanente de cobertura morta nas entrelinhas, devem atuar como medidas mitigadoras provisórias. Dessa forma, a reconversão total para vegetação nativa permanece como diretriz finalística apenas para os trechos onde tais intervenções técnicas se provarem

insuficientes para conter a perda de solo, buscando-se, assim, um equilíbrio pragmático entre a estabilidade morfopedológica e a sustentabilidade econômica da bacia.

11. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo cumpriu seu objetivo principal ao propor uma metodologia adaptada para a análise da fragilidade ambiental na Bacia do Rio São Tomé. A integração da Análise Hierárquica de Processos (AHP) com variáveis contínuas de sensoriamento remoto (NDVI e Temperatura de Superfície) mostrou-se eficaz para superar as generalizações dos métodos tradicionais, oferecendo um diagnóstico mais próximo da realidade da paisagem.

A análise da série temporal, de 1990 a 2023, revelou uma reconfiguração expressiva na bacia. A substituição da pecuária, outrora predominante, por uma agricultura intensiva de café e grãos alterou a dinâmica ambiental da região. Os resultados demonstraram que o modelo proposto foi capaz de identificar fragilidades que o método estático subestimou, especialmente naquelas áreas onde o manejo intensivo do solo reduz a proteção vegetal ao longo do ano agrícola.

Evidencia-se que a utilização da álgebra de mapas simples se mostrou limitativa para representar a complexidade da área de estudo, tendo a ponderação via AHP atuado como uma alternativa eficiente para conferir maior dinamismo e flexibilidade ao modelo. A calibração metodológica foi atestada pela validação de campo. As feições erosivas severas e a degradação das pastagens encontradas coincidiram com as classes de maior fragilidade espacializadas. Além disso, a manutenção da silvicultura em classes de alta fragilidade provou que a inserção do NDVI e da TST refinou o mapeamento sem mascarar ou descaracterizar a matriz estrutural de Ross (1994), identificando com precisão os locais mais vulneráveis à erosão, independentemente do vigor vegetativo aparente.

A proposta de adaptação de zoneamento apresentada, baseada na fragilidade potencial, serve como um instrumento prático para o planejamento territorial. A definição das zonas de manejo permite direcionar o uso do solo de forma a respeitar a capacidade de suporte do meio físico e a vocação litotopográfica da bacia, indicando onde a produção pode ser consolidada e onde a conservação é prioritária para a manutenção do sistema.

Por fim, espera-se que a metodologia desenvolvida possa ser replicada em outras bacias hidrográficas e constantemente aprimorada. A inclusão de variáveis de melhor resolução espacial e temporal apresenta-se como uma solução viável para a análise ambiental de pequenas bacias, que frequentemente sofrem com as generalizações presentes em bases cartográficas de escalas regionais. Fica demonstrado que, apesar dos modelos de fragilidade ambiental clássicos serem antigos, estes permanecem plenamente operacionais e aplicáveis. Assim, ainda apresentam grandes possibilidades de adaptações e melhorias, servindo como base sólida para a incorporação de novas tecnologias e dados, o que garante sua relevância contínua para a gestão ambiental.

REFERÊNCIAS

ALAM, N. M. *et al.* Applying Analytic Hierarchy Process for Identifying Best Management Practices in Erosion Risk Areas of Northwestern Himalayas. **Land**, v. 11, n. 6, p. 832, 2022.

ALMEIDA, M. P. *et al.* Mapping of environmental fragility in Atlantic Forest protected areas through multicriteria analysis. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 35, e86483, 2025.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, p. 711–728, 1 dez. 2013.

ALZUBAIDI, L. *et al.* Review of deep learning: concepts, CNN architectures, challenges, applications, future directions. **Journal of Big Data**, v. 8, n. 53, 2021.

AMANI, M. *et al.* Google Earth Engine Cloud Computing Platform for Remote Sensing Big Data Applications: A Comprehensive Review. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 13, p. 5326–5350, 2020.

AMORIM, A. T. *et al.* Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriteria spatial approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 12, p. 850, 29 nov. 2021.

AMORIM, R.; MAKARENKOV, V. Improving cluster recovery with feature rescaling factors. **Applied Intelligence**, v. 51, p. 1–13, 2021.

ANSARI, A.; TAYFUR, G. Comparative analysis of estimation of slope–length gradient (LS) factor for entire Afghanistan. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 14, n. 1, p. 1–22, 2023.

ARAÚJO, D. F. C. de; ARAÚJO SOBRINHO, F. L. Agrofinanceirização do setor sucroenergético no estado de Minas Gerais. **Geopauta**, v. 8, p. e14292, 2024.

ASSIS, A. C. C. de. **Parâmetros e classes de solos na diferenciação da fisionomia**

de Cerrado em Assis, SP. 2010. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, 2010.

AYATZADEH, M.; MOOSAVI, V.; ALIRAMAEE, R. Assessment and prioritization of soil erosion triggering factors using analytical hierarchy process and Taguchi method. **International Journal of Sediment Research**, v. 38, n. 3, p. 396–404, 2023.

BAIRWA, B.; SHARMA, R. Evaluating Land Degradation Vulnerability Using Analytical Hierarchy Process (AHP) And Geo–Spatial Techniques In The Mashi Dam Command Area, Rajasthan (India). **Journal of Propulsion Technology**, v. 45, n. 4, 2024.

BARROS, K. S. *et al.* Técnicas de sensoriamento remoto para detecção de feições erosivas em áreas verdes urbanas: uma revisão crítica. In: IV CONGRESSO INTERNACIONAL AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE (IV CIAS 2025). **Anais...** Editora Científica Digital, 2025.

BATISTA, W. J. **Carta de sensibilidade para o meio físico do município de Campos Gerais–MG:** uma proposta metodológica. 2022. 120 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2022.

BERTALANFFY, L. von. **General System Theory:** Foundations, Development, Applications. New York: George Braziller, 1968.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 9. ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BERTRAND, G. Paisagem e Geografia Física global: esboço metodológico. **Cadernos de Ciências da Terra**, São Paulo, n. 13, p. 1–27, 1972.

BERTRAND, G.; BERTRAND, C. **Uma geografia transversal e de travessias:** o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades. Organização: Messias Modesto dos Passos. Maringá: Editora Massoni, 2007.

BORRAS JR, S.; MCMICHAEL, P.; SCOONES, I. The politics of biofuels, land and agrarian change: editors' introduction. **The Journal of Peasant Studies**, v. 37, p. 575–592, 2010.

BURROUGH, P. A. **Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment.** Oxford: Oxford University Press, 1986.

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

CAMPOS NETO, M. C.; CABY, R. Tectonic constrain on Neoproterozoic highpressure metamorphism and nappe system south of São Francisco craton, southeast Brazil. **Precambrian Research**, v. 97, p. 3–26, 1999.

CÂNDELA, F. S. **Geo Value Functions.** QGIS Python Plugins Repository, 2021. Disponível em: https://plugins.qgis.org/plugins/geo_value_functions/.

CARDOSO, D. P. *et al.* Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e**

Ambiental, v. 16, p. 632–638, 2012.

CARVALHO, D. F. *et al.* Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 49, n. 3, p. 215–224, mar. 2014.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CASSETI, V. **Geomorfologia**. [S. l.: s. n.], 2005.

CASTILLO–SANTIAGO, M. Á.; MONDRAGÓN–VÁZQUEZ, E.; DOMÍNGUEZ–VERA, R. Sample data for thematic accuracy assessment in QGIS. In: GARCÍA–ÁLVAREZ, D. *et al.* (eds). **Land Use Cover Datasets and Validation Tools: Validation Practices with QGIS**, p. 85–96, 2022.

CAVALCANTI, L. C. de S. **Da descrição de áreas à teoria dos geossistemas: uma abordagem epistemológica sobre sínteses naturalistas**. 2013. 218 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2013.

CAVALCANTI, L. C. de S.; CORRÊA, A. C. de B. Geossistemas e Geografia no Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 2, p. 3–33, jul./dez. 2016.

CHORLEY, R. J. Geomorphology and general systems theory. **U.S. Geological Survey Professional Paper**, 500–B, p. 1–10, 1962.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CHWIKHI, W. *et al.* Integrated AHP–GIS Modeling for Soil Erosion Risk Assessment in Arid Regions: A Case Study of Gabès, Tunisia. **Earth Systems and Environment**, v. 9, 2025.

COELHO, M. R. *et al.* **Erodibilidade dos solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2024. (Documentos / Embrapa Solos, 246).

COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37–46, 1960.

CREPANI, E. *et al.* **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico–econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001.

CUNHA, E. R. da; BACANI, V. M.; AYACH, L. R. Geoprocessamento aplicado à análise da fragilidade ambiental. **Revista da ANPEGE**, v. 9, n. 12, p. 89–105, 2017.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 251–257, 1998.

DAVIDSON, M. **Uncommon sense**: The life and thought of Ludwig von Bertalanffy, father of General Systems Theory. Boston: J.P. Tarcher, INC., 1983.

DECHEN, S. C. F. *et al.* Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, v. 74, n. 2, p. 224–233, abr. 2015.

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**, v. 51, p. 427–433, 1996.

DIAS, R. L.; PEREZ FILHO, A. Novas considerações sobre geossistemas e organizações espaciais em geografia. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 29, n. 3, p. 413–425, 2017.

DLR. **Environmental Mapping and Analysis Program (EnMAP)**. 2026. Disponível em: <https://www.enmap.org>.

DUC, T. T. *et al.* Integrating Empirical and Participatory Approaches for Soil Erosion Assessment: A Comparative Study of USLE and AHP in Upland Central Vietnam. **GeoHazards**, v. 6, n. 3, p. 43, 2025.

DURIGON, V. L. *et al.* NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 2, p. 441–453, 17 jan. 2014.

ERDOĞAN YÜKSEL, E. *et al.* Spatio–Temporal Analysis of Erosion Risk Assessment Using GIS–Based AHP Method. **Forests**, v. 15, n. 7, 1135, 2024.

ERMIDA, S. L. *et al.* Validation of remotely sensed surface temperature over an oak woodland landscape—MODIS, Landsat, and Sentinel–3. **Remote Sensing**, v. 12, n. 13, p. 2181, 2020.

EVANGELISTA, A. W. P.; CARVALHO, L. G. de; SEDIYAMA, G. C. Zoneamento climático associado ao potencial produtivo da cultura do café no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, p. 445–452, 2002.

FADL, M. E. *et al.* Integrating RUSLE, AHP, GIS, and cloud–based geospatial analysis for soil erosion assessment under mediterranean conditions. **Scientific Reports**, v. 15, 38494, 2025.

FAGUNDES, M. G.; QUEIROZ FILHO, A. P. de. A variação de escala nas metodologias de fragilidade e vulnerabilidade na bacia hidrográfica do Rio Jundiá/SP. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 34, n. 3, p. 471–488, 2014.

FARIA, D. G. M. *et al.* Aplicação do processo de análise hierárquica (AHP) no mapeamento de risco associado a escorregamentos no município de São José dos Campos – SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 9, 2016.

FERREIRA, P. S.; SILVA, C. A. O método AHP e a Álgebra de Mapas para determinar a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Brilhante (Mato Grosso do Sul / Brasil). **Confins**, n. 46, 2020.

FIERZ, M. de S. M. **Abordagem sistêmica e do equilíbrio dinâmico na análise da fragilidade ambiental do litoral do estado de São Paulo**: contribuição à geomorfologia das planícies costeiras. 2008. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

FIERZ, M. A Teoria do Equilíbrio Dinâmico em Geomorfologia. **GEOUSP: Espaço e Tempo**, v. 19, p. 605, 6 dez. 2015.

FILETTO, F.; ALENCAR, E. Introdução e expansão do café na região sul de Minas Gerais. **Organizações Rurais & Agroindustriais**, v. 3, n. 1, 2001.

FILHO, J. E. R. V. **Efeito poupa-terra e ganhos de produção no setor agropecuário brasileiro**. Brasília: Ipea, 2018. (Texto para Discussão, n. 2386).

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005.

FORMAGGIO, A. R.; SANCHES, I. D. **Sensoriamento remoto em agricultura**. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

FORTE, T. S.; NETO, R. M. Mapeamento geoambiental e planejamento territorial do município de Divisa Nova (MG) através da concepção geossistêmica. **Caderno de Geografia**, v. 31, n. 2, p. 292, 16 set. 2021.

FRANÇA, L. C. J. *et al.* Environmental Fragility Zoning Using GIS and AHP Modeling: Perspectives for the Conservation of Natural Ecosystems in Brazil. **Conservation**, v. 2, n. 2, p. 349–366, 6 jun. 2022.

FRANCO, G. B. **Fragilidade ambiental e qualidade da água na bacia do rio Almada – Bahia**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

GATES, D. M. *et al.* Spectral properties of plants. **Applied Optics**, v. 4, n. 1, p. 11–20, 1965.

GOMES, J. V. P.; CUBAS, M. G. **Fundamentos do sensoriamento remoto**. Curitiba: InterSaber, 2017.

GOMES, M. A.; LOBO, L. M.; ALVARENGA, A. de P. **Conservação dos solos: percepção, conhecimento e adequação do manejo**. Viçosa, MG: EPAMIG, 2013.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.

GREGORY, K. J. **A Natureza da Geografia Física**. Rio de Janeiro: Bertrand do Brasil, 1992.

GUERRA, A. J. T. (org.). **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e propriedades dos solos relevantes para os estudos pedológicos e análise dos processos erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, p. 93–104, 1996.

HACK, J. T. Interpretation of erosional topography in humid temperate regions. **American Journal of Science**, v. 258, p. 80–97, 1960.

HAN, J.; KAMBER, M.; PEI, J. **Data Mining**: Concepts and Techniques. 3. ed. Waltham: Morgan Kaufmann, 2012.

HERNANI, L. C. *et al.* A erosão e seu impacto. In: FREITAS, P. L.; LANDERS, J. N. (org.). **Processos de degradação das terras**. Brasília: Embrapa, 2002. p. 45–60.

HOU, S. *et al.* **GEE-OPs**: An Operator Knowledge Base for Geospatial Code Generation on the Google Earth Engine Platform Powered by Large Language Models. arXiv:2412.05587, 2024.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto Do Ambiente**: Uma Perspectiva Em Recursos Terrestres. [S.l.]: Parêntese Editora, 2009.

JUSTINO, R. C. **Mapeamento do uso da terra e da cobertura vegetal da sub-bacia hidrográfica do Rio São Tomé, sul de Minas Gerais, por mineração de dados utilizando imagens IRS-P6/ LISS III**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2014.

KARYPIDIS, E. *et al.* Comparison Analysis of Traditional Machine Learning and Deep Learning Techniques for Data and Image Classification. **WSEAS Transactions on Mathematics**, v. 21, p. 122–130, 2022.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Geonomos**, 1 jul. 1997.

KILIC, O. M. *et al.* Combination of fuzzy-AHP and GIS techniques in land suitability assessment for wheat. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 4, 2021.

KÖPPEN, W. P. Das geographische System der Klimate. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Handbuch der Klimatologie**. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1936. v. 1, pt. C.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, v. 12, n. 6, p. 519–539, nov. 2001.

LALRINDIKA, P. C.; ZONUNSANGA, R.; RINAWMA, P. Integrated Analytical Hierarchy Process (AHP) and GIS techniques based Soil Erosion Susceptibility Mapping in Chite Watershed, Mizoram, India. **Disaster Advances**, v. 17, n. 3, p. 25–34, 2024.

LATUF, M. de O.; MUSSELLI, D. G. *et al.* Aporte sedimentar em suspensão na bacia

do rio Machado, sul de Minas Gerais. **Caderno de Geografia**, v. 29, n. esp., p. 16–35, 2019.

LEITE, M. E.; BRITO, J. L. S. Geotecnologias: aplicabilidade nos estudos do espaço geográfico. **Revista Cerrados**, Montes Claros, v. 4, n. 1, p. 57–68, 2006.

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

LLANO, X. C. AcATaMa – **QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps**. 2019. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Acesso em: 3 fev. 2026.

LIBANIO, C. R. **Estado trófico do Rio Muzambo, tributário do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, Sudoeste de Minas Gerais**. 2019. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2019.

LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 2000.

LIMBERGER, L. Abordagem sistêmica e complexidade na geografia. **Geografia (Londrina)**, v. 15, n. 2, p. 95–109, 2010.

LIRA, K. C. S.; FRANCISCO, H. R.; FEIDEN, A. Classification of environmental fragility in watershed using Fuzzy logic and AHP method. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 34, e62872, 2022.

LIU, W. T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

LONGLEY, P. A. *et al.* **Sistemas e ciência da informação geográfica**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

LOPES, S. L.; GUERRA, A. J. T. Monitoramento de processos erosivos e voçorocas. In: GUERRA, A. J. T. *et al.* (org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

LUCENA, M. A.; FREIRE, E. M. X. Análise Integrada da Paisagem por meio do método GTP (Geossistema/Território/Paisagem) em um Complexo Serrano do Semiárido brasileiro. **Gaia Scientia**, 2014.

MANSOURIAN, A.; OUCHEIKH, R. ChatGeoAI: Enabling Geospatial Analysis for Public through Natural Language, with Large Language Models. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 13, n. 10, 2024.

MANVI, R. *et al.* **GeoLLM: Extracting Geospatial Knowledge from Large Language Models**. arXiv:2310.06213, 2024.

MARTINS NETO, F. F.; ALVES, M. O. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto**. Londrina: Editora e Distribuidora Educacional S.A., 2018.

MEDEIROS, K. M. O planejamento ambiental e exploratório no bioma Cerrado. **E-Revista Facitec**, v. 1, n. 1, 2007.

MELO, S. W. C. Desenvolvimento Rural no Cerrado, Desenvolvimento e Envolvimento das Famílias Agroextrativistas. **Guaju: Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável**, v. 3, n. 1, p. 111–131, 2017.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. de (org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UnB, 2012.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. de; BAPTISTA, G. M. de M. (org.). **Reflectância dos materiais terrestres: análise e interpretação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2019.

MINAS GERAIS. Decreto nº 46.650, de 11 de novembro de 2014. Institui o Zoneamento Ambiental e Produtivo – ZAP. **Diário do Executivo**, Belo Horizonte, 12 nov. 2014.

MINAS GERAIS. Semad; Seapa. **Manual do Zoneamento Ambiental e Produtivo – ZAP: 5ª edição**. Belo Horizonte: Semad; Seapa, 2025.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de Informações Geográficas**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2010.

MORAIS, E. S. De; UEMA, D. Y.; MONTANHER, O. C. Álgebra de mapas em publicações da Revista Brasileira de Geomorfologia: período entre 2001 e 2020. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 23, n. 2, p. 1501–1511, 2022.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

MUSHTAQ, F. *et al.* Analytic Hierarchy Process (AHP) Based Soil Erosion Susceptibility Mapping in Northwestern Himalayas: A Case Study of Central Kashmir Province. **Conservation**, v. 3, n. 1, p. 32–52, 2023.

NECKEL, A.; ROSA, D. P. (org.). **Geoprocessamento e suas diferentes aplicabilidades**. Passo Fundo: Goellner, 2013.

NEVES, C. E. Das *et al.* A importância dos geossistemas na pesquisa geográfica: uma análise a partir da correlação com o ecossistema. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 2, p. 271–285, maio 2014.

NOOSHIN NOKHANDAN, F. *et al.* Erosion susceptibility mapping of a loess-covered region using Analytic Hierarchy Process – A case study: Kalat-e-Naderi, northeast Iran. **Hungarian Geographical Bulletin**, v. 72, n. 4, p. 339–364, 2023.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

OLIVEIRA, T. A. de. **A concepção geossistêmica aplicada ao estudo da dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica do rio Lourenço Velho, sul do estado de Minas Gerais – Brasil**. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia) – UNESP, Rio Claro, 2013.

PACHECO, A. da P.; SOUZA, C. R. R. de; SILVA JUNIOR, J. A. da. Avaliação espaço-temporal de parâmetros físicos no entorno da Barragem de Barra do Juá/Pernambuco a partir de dados de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 1, p. 1–30, 2022.

PARANHOS FILHO, A. C. *et al.* (org.). **Geotecnologias para aplicações ambientais**. Maringá: Uniedusul, 2021.

PAULA, E. M. S. de; SOUZA, M. J. N. de. Lógica Fuzzy como técnica de apoio ao Zoneamento Ambiental. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 2979–2984.

PAULA, R. T. *et al.* Análise da fragilidade ambiental do município de Nova Friburgo – RJ, através da abordagem morfodinâmica. **Territorium**, n. 31(II), p. 5–20, 10 out. 2024.

PEREIRA, E. De O. **Relatório Técnico/Científico**. 2023. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UFES, Alegre, 2023.

PEREIRA NICOLAU, R. C. **Implicações legais da configuração da sub-bacia do rio São Tomé frente ao novo Código Florestal Brasileiro**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2017.

PIMENTEL, D. Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. **Environment, Development and Sustainability**, 2006.

PIROLI, E. L. **Água e bacias hidrográficas: planejamento, gestão e manejo para enfrentamento das crises hídricas**. Editora UNESP, 2022.

POLIDORO, J. C. *et al.* Potential impact of plans and policies based on the principles of conservation agriculture on the control of soil erosion in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 12, p. 3457–3468, 2021.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

RADAMBRASIL. **Levantamento de recursos naturais**. v. 31. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1983.

REBOITA, M. S. *et al.* Aspectos climáticos do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, 2015.

RESENDE, F. de M. *et al.* A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**, v. 20, p. e20190899, 2020.

RIBEIRO, A. *et al.* **Geologia e Recursos Minerais da Folha Machado – SF.23–V–D–V**. Rio de Janeiro: CPRM, 2020.

RIBEIRO, L. S.; ROBAINA, L. E. S.; CRISTO, S. S. V. The geoenvironmental susceptibility of the Lajeado creek watershed – Tocantins. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 35, e67033x, 2023.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIOS, G.; PEREIRA, R.; LATUF, M. Análise morfométrica da bacia do rio São Tomé. In: 13º SINAGEO, 2021, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de Fora: UGB, 2021.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da. A classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica. **Mercator**, v. 1, n. 1, 2002.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. de P. B. **Geocologia das paisagens**: uma visão geossistêmica da análise ambiental. 6. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022.

ROSA, R. **Introdução ao geoprocessamento**. Uberlândia: UFU, 2013.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81–90, 2005.

ROSA, R.; BRITO, J. L. S. **Introdução ao Geoprocessamento**: Sistema de Informação Geográfica. Uberlândia, 1996.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 8, p. 61–74, 1994.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil**: subsídios para planejamento ambiental. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

ROSS, J. L. S. Os fundamentos da geografia e a pesquisa sobre as fragilidades dos ambientes. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 9., 2012, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: UGB, 2012.

ROSS, J. L. S.; FIERZ, M. S. M.; AMARAL, R. Da ecodinâmica à fragilidade ambiental: subsídios ao planejamento e ordenamento territorial. In: LEMOS, A. I. G. *et al.* (org.). **América Latina**: sociedade e meio ambiente. São Paulo: Expressão Popular, 2008. p. 67–84.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: NASA. **Third ERTS Symposium**, 1974. Proceedings... v. 1, p. 309–317.

SAADI, A. **Ensaio sobre a morfotectônica de Minas Gerais**: tensões intra-placa, descontinuidades crustais e morfogênese. 1991. Tese (Professor Titular) – UFMG, Belo Horizonte, 1991.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process**: Planning, Priority Setting, Resource

Allocation. New York: McGraw–Hill, 1980.

SANNIER, C.; TAYLOR, J.; DU PLESSIS, W. Real–time monitoring of vegetation biomass... **International Journal of Remote Sensing**, 2002.

SANTOS, A. R. dos *et al.* **Método AHP (Analytic Hierarchy Process) + Aplicativo Web MG–AHP no QGIS**. [S. I.]: Mundogeomatica, 2024.

SANTOS, A. R. dos *et al.* **Operadores Fuzzy: Guia Prático no QGIS**. 1. ed. [S.I.]: CAUFES, 2024.

SANTOS, C. Z. A. *et al.* Multi–criteria analysis for selection of priority management programs for the Japaratuba River Basin, SE, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 25, n. 10, 2021.

SANTOS, F. S. dos *et al.* Análise Sazonal dos Parâmetros Biofísicos Utilizando o Sensor MODIS para o Estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, n. especial, p. 955–968, 2020.

SANTOS, L. C. A. dos; SOARES, I. G. Caracterização da Vulnerabilidade Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Preto, Maranhão – Brasil. **Geografia (Londrina)**, v. 29, n. 1, p. 85–105, 4 jan. 2020.

SAUSEN, T. M.; LACRUZ, M. S. P. (org.). **Sensoriamento Remoto para desastres**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

SERAFIM, M. E. *et al.* Potencialidades e limitações de uso de latossolos e cambissolos, sob sistema conservacionista em lavouras cafeeiras. **Bioscience Journal**, v. 29, p. 1640–1652, 2013.

SERAFIM, P. *et al.* Dinâmicas do avanço das monoculturas na mesorregião sul e sudoeste de Minas Gerais nos últimos 20 anos. [S.I.: s.n.], p. 217–251, 2025.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J. Prediction of bioavailable phosphorus loss in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, n. 1, p. 32–37, 1993.

SHARPLEY, A.; GBUREK, W.; HEATHWAITE, L. Agricultural phosphorus and water quality: sources, transport and management. **Agricultural and Food Science**, v. 7, n. 2, p. 297–314, 1 jan. 1998.

SILVA, A. M.; CANTALICE, J. R. B.; SOARES, J. A. Redução do desprendimento das partículas do solo pelo uso de cobertura morta em entressulcos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 439–445, 2002.

SILVA, D. A. de O. *et al.* Evolução Espaço–Temporal do Risco de Degradação da Cobertura Vegetal de Petrolina–PE. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 1, p. 89–99, 2019.

SILVA, D. C. da C. e *et al.* Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Ra'e Ga: o Espaço Geográfico em Análise**, v. 42, p. 72–85, 21 dez. 2017.

SILVA, E. D. da; REBOITA, M. S. Estudo da precipitação no Estado de Minas Gerais–MG. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 13, jul./dez. 2013.

SILVA, J. M. *et al.* Impactos da monocultura de soja no meio ambiente: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 5, p. 1545–1558, 2018.

SILVA, V. D. da. Abordagem sistêmica como base teórica e metodológica para estudos ambientais, em conjunto com as geotecnologias. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, v. 13, 2024.

SISTEMA Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília, DF: **Embrapa**, 2018.

SOTCHAVA, V. B. O estudo dos geossistemas. **Métodos em Questão**, São Paulo, n. 16, p. 1–52, 1977.

SOUSA JUNIOR, J. G. A.; DEMATTÊ, J. A. M.; GENÚ, A. M. Comportamento espectral dos solos na paisagem a partir de dados coletados por sensores terrestre e orbital. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 817–827, 2008.

SOUZA, A. C. N. de *et al.* Metamorfoses teóricas do geossistema e o lugar da paisagem nas obras de Georges Bertrand. **Geopauta**, v. 8, p. e15645, 2024.

SOUZA, E. A.; JESUS, J. N. De; CALAÇA, M. Região do Centro–Oeste Brasileiro: apropriação da “terra prometida” pelo capitalismo agrário nos territórios do cerrado. **Boletim de Geografia**, v. 37, n. 2, p. 43–56, 17 abr. 2020.

SOUZA, J. B. de. **Proposta metodológica para mapeamento da fragilidade ambiental em relevo ondulado**: estudo aplicado na bacia hidrográfica do Rio do Peixe. 2021. Dissertação (Mestrado em Geografia) – PUC–MG, Belo Horizonte, 2021.

SPÖRL, C. **Análise da fragilidade ambiental relevo–solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do Rio Jaguari–Mirim...** 2001. Dissertação (Mestrado em Geografia) – USP, São Paulo, 2001.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 15, p. 39–49, 2004.

STATUS of the world’s soil resources: main report. Rome: **FAO; ITPS**, 2015.

SUGUIO, K. **Geologia sedimentar**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

TAIRI, A. *et al.* Soil Erosion Risk Mapping Using the Analytical Hierarchy process (AHP). **European Scientific Journal**, v. 15, n. 30, 2019.

TANG, H.; SHI, P.; FU, X. An Analysis of Soil Erosion on Construction Sites in Megacities Using Analytic Hierarchy Process. **Sustainability**, v. 15, n. 2, 9 jan. 2023.

TAVANA, M. *et al.* Analytical hierarchy process: revolution and evolution. **Annals of Operations Research**, v. 326, p. 879–907, 2023.

TAVEIRA, B. D. de A.; CUBAS, M. G. (org.). **Geoprocessamento**: fundamentos e

técnicas. Curitiba: InterSaber, 2020.

TEDESCHI, M. F. *et al.* **Folha Caldas SF.23–V–D–IV; Folha Poços de Caldas SF.23–V–C–VI.** Escala 1:100.000. CODEMIG; UFMG, 2015.

TEODORO, V. L. I. *et al.* O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 1, p. 137–156, 2007.

THAMMABORIBAL, P.; TRIAPHTHI, N.; LIPILOET, S. Using of Analytical Hierarchy Process (AHP) in Disaster Management: A Review of Flooding and Landslide Susceptibility Mapping. **International Journal of Geoinformatics**, v. 21, n. 4, p. 177–196, 2025.

TRICART, J. **Ecodinâmica.** Rio de Janeiro: IBGE, 1977.

TROUW, R. A. J. *et al.* A new interpretation for the interference zone between the Southern Brasília belt and the central Ribeira belt, SE Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 48, p. 43–57, dez. 2013.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127–150, 1979.

TURNER, B. L. *et al.* **The Earth as Transformed by Human Action.** Cambridge University Press, 1990.

VALE, C. C. do. Teoria Geral do Sistema: histórico e correlações com a Geografia e com o estudo da paisagem. **ENTRE–LUGAR**, v. 3, n. 6, p. 85–108, 2012.

VICENTE, L. E.; PEREZ FILHO, A. Abordagem sistêmica e geografia. **Geografia**, v. 28, n. 3, p. 323–344, 2008.

WATERS, Roger; GILMOUR, David; WRIGHT, Richard. **Breathe (In the Air).** Intérprete: Pink Floyd. In: PINK FLOYD. *The Dark Side of the Moon.* Londres: Harvest Records, 1973. Faixa 2

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **Agriculture Handbook**, n. 537, U.S. Depart. of Agriculture, 1978.

XAVIER DA SILVA, J. Geomorfologia, Análise ambiental e Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 1, n. 1, 2000.

ZADEH, L. A. Fuzzy Sets. **Information and Control**, v. 8, n. 3, p. 338–353, 1965.

ZAIDAN, R. T. Geoprocessamento: conceitos e definições. **Revista de Geografia – PPGeo – UFJF**, Juiz de Fora, v. 7, n. 2, p. 195–201, 2017.

ZANOTTA, D.; FERREIRA, M. P.; ZORTEA, M. **Processamento de imagens de satélite.** São Paulo: Oficina de Textos, 2019.

ZHANG, H. *et al.* An improved method for calculating slope length and the LS

parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 4, n. 2, p. 143–155, 2013.

ZHANG, K. *et al.* Applying Convolutional Neural Network to Predict Soil Erosion: A Case Study of Coastal Areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 3, p. 2513, 2023.

ZIGHMI, K.; ZAHRI, F. AHP multi criteria analysis for landslide susceptibility mapping in the Tellian Atlas chain. **Scientific Reports**, v. 15, 25747, 2025.

ZUMARA, R.; NASHER, N. M. R. Soil erodibility mapping of hilly watershed using analytical hierarchy process and geographical information system: A case of Chittagong hill tract, Bangladesh. **Heliyon**, v. 10, n. 5, e26728, 2024.

APÊNDICE A – SCRIPTS, FIGURAS E PLANILHAS

Mapas e figuras em alta resolução

Script do Google Earth Engine da temperatura de superfície terrestre e NDVI para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023 (Necessário conta do GEE).

Script do Google Earth Engine para a aquisição de dados de precipitação anuais e identificação da sazonalidade de 1990, 2000, 2010 e 2023 (Necessário conta do GEE).

Planilha criada para a conversão da acurácia global em Kappa.

Planilha criada para o cálculo dos pesos da AHP e da razão de consistência.

Caso o conteúdo acima apresente problemas de acesso ou indisponibilidade técnica, favor entrar em contato pelo e-mail: pablocesaricn@gmail.com.