

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

ELDELON DE OLIVEIRA PEREIRA

**DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, APTIDÃO AGRÍCOLA DAS
TERRAS E PERDAS DE SOLO EM IRUPI-ES**

ALEGRE – ES
2023

ELDELON DE OLIVEIRA PEREIRA

**DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, APTIDÃO AGRÍCOLA DAS
TERRAS E PERDAS DE SOLO EM IRUPI-ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Eduardo de Sá Mendonça.

ALEGRE – ES

2023

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

P436d Pereira, Eldelon de Oliveira, 1987-
Dinâmica de uso e ocupação do solo, aptidão agrícola das terras
e perdas de solo em Irupi-ES / Eldelon de Oliveira Pereira. -
2023.
140 f. : il.

Orientador: Eduardo de Sá Mendonça.

Coorientador: Diego Lang Burak.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal
do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Uso do solo. 2. Planejamento do uso do solo. 3. Erosão do
solo. 4. Sistemas de informação geográfica. 5. Sensoriamento
remoto. I. Mendonça, Eduardo de Sá. II. Burak, Diego Lang. III.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 63

ELDELON DE OLIVEIRA PEREIRA

**DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, APTIDÃO AGRÍCOLA DAS
TERRAS E PERDAS DE SOLO EM IRUPI-ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, para a obtenção do título de Mestre em Agronomia na área de concentração de Solo e Água e Interação com Plantas.

Aprovada em 30 de março de 2023.

COMISSÃO EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 EDUARDO DE SA MENDONCA
Data: 28/04/2023 22:09:11-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Ph.D. Eduardo de Sá Mendonça
Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)
Orientador

Documento assinado digitalmente
 RENATO RIBEIRO PASSOS
Data: 03/05/2023 11:35:31-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Renato Ribeiro Passos
Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Documento assinado digitalmente
 GUILHERME KANGUSSU DONAGEMMA
Data: 02/05/2023 21:10:24-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Guilherme Kangussu Donagemma
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)

Aos meus queridos pais, Esmeralda (*in memoriam*) e Valtênir.

À amável companheira Júnia,

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais, Esmeralda (*in memoriam*) e Valtenir, pelo amor, atenção, valores transmitidos e tudo que estava ao alcance de vocês para o meu desenvolvimento e formação como cidadão e profissional.

À minha esposa, Júnia, pelo amor e carinho dedicados diariamente, pela companhia agradável, por me apoiar e incentivar. Juntos vencemos esta etapa.

Aos professores, Eduardo e Diego, pelo suporte nas coletas de amostras de solo e conhecimento compartilhado durante a construção do trabalho.

À colega, Amanda G. Silva, por auxiliar em algumas análises laboratoriais. Obrigado pela paciência e principalmente pelo tempo dedicado a esta etapa do trabalho.

Ao prof. Felipe V. Andrade e aos colegas do laboratório de rotina da UFES, pelo suporte em algumas análises.

Ao prof. Roberto Avelino, por gentilmente fornecer o *software* NetErosividade-ES.

Aos(às) produtores(as) rurais de Irupi-ES que nos receberam em suas propriedades e autorizaram as coletas de amostras de solo. Obrigado também por compartilhar um pouco da experiência de vocês no trabalho no campo. Saudades!

Ao criador de conteúdo digital, Ulisses C. Oliveira, pelas indicações de publicações que auxiliaram na elaboração do trabalho. Desejo sucesso em sua jornada.

Aos membros convidados da banca examinadora, professor Renato Ribeiro Passos e o pesquisador Guilherme Kangussu Donagemma, pela disponibilidade, sugestões e contribuições.

À UFES, ao PPGA e aos funcionários pelo suporte e por concretizar esse antigo sonho.

Ao Incaper, por proporcionar experiências agradáveis na vivência com os agricultores familiares e aos colegas de trabalho pelo apoio e incentivo.

À Prefeitura de Irupi-ES, pela parceria durante os anos em que atuei como extensionista rural no município.

Por fim, a todos e todas que mesmo não citados, fizeram parte da minha trajetória e tornaram possível a realização deste trabalho.

RESUMO GERAL

O município de Irupi está situado no sul do Estado do Espírito Santo, microrregião Caparaó. O local tem alta vulnerabilidade às perdas de solo, principalmente devido à moderada - alta erosividade da chuva e predomínio de lavouras como principal cobertura do solo (>50% do território), sendo a maior parte delas (77%) cultivadas em relevo forte ondulado a montanhoso (declividade entre 20 e 75%). Nesses casos, a sobreutilização do solo tende a intensificar as perdas de sedimentos e água. Deste modo, o objetivo do trabalho foi determinar as mudanças de uso e ocupação do solo ocorridas entre 2008 e 2020, avaliar a aptidão agrícola das terras (SAAT) e estimar as perdas de solo com a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE) em Irupi-ES. Segundo o SAAT, os principais fatores restritivos ao uso das terras foram a baixa fertilidade natural dos solos, alta suscetibilidade à erosão e forte impedimento à mecanização. Cerca de 26,2% do território tem aptidão boa, regular ou restrita para lavoura, 51,2% têm aptidão restrita para pastagem plantada, 15,2% tem aptidão restrita para uso com silvicultura e/ou pastagem natural e 7,5% são terras sem aptidão agrícola e destinadas à preservação da fauna e da flora. Para a obtenção das estimativas de perdas de sedimentos com a RUSLE são tradicionalmente adotados valores fixos do fator cobertura do solo (C) para cada uma das classes de uso e ocupação. No entanto, especialmente nas classes vegetais, podem ser registradas oscilações na intensidade da cobertura do solo, com efeito na maior ou menor suscetibilidade à erosão. Deste modo, foi empregado o índice de vegetação NDVI reescalado como segundo método (Método adaptado) para estimar o valor do fator C a fim de tornar mais fidedigna a representação da superfície da área de estudo. A adaptação do NDVI como Fator C da RUSLE forneceu resultados satisfatórios. Assim, cerca de 73% da área da região do estudo apresentou vulnerabilidade à erosão hídrica classificada como moderada a alta ($5-25 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), segundo o modelo RUSLE adaptado. Para o método tradicional, 29,5% da área foi enquadrada com vulnerabilidade ligeira ($0-2,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e 45% como muito alta ($25-100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Palavras-chave: mudanças de uso e ocupação; aptidão agrícola das terras; erosão hídrica.

GENERAL ABSTRACT

The municipality of Irupi is located in the south of the State of Espírito Santo, Caparaó microregion. The site has high vulnerability to soil loss, mainly due to moderate - high rainfall erosivity and the predominance of crops as the main land cover (>50% of the territory), most of which (77%) are cultivated on steep to hilly terrain (slopes between 20 and 75%). In these cases, the overuse of the soil tends to intensify sediment and water losses. Thus, the objective of the work was to determine the changes in land use and land cover that occurred between 2008 and 2020, evaluate the agricultural aptitude of the land (SAAT) and estimate soil losses with the Universal Soil Loss Equation Revised (RUSLE) in Irupi-ES. According to the SAAT, the main factors restricting land use were the low natural fertility of the soils, high susceptibility to erosion and strong impediment to mechanization. About 26.2% of the territory has good, regular or restricted aptitude for farming, 51.2% has restricted aptitude for planted pasture, 15.2% has restricted aptitude for use with forestry and/or natural pasture and 7.5% are lands without agricultural aptitude and destined for the preservation of fauna and flora. To obtain sediment loss estimates with RUSLE, fixed values of the soil cover factor (C) are traditionally adopted for each of the land use and occupation classes. However, especially in the vegetation classes, oscillations in the intensity of the soil cover can be registered, with an effect on the greater or lesser susceptibility to erosion. Thus, the re-scaled NDVI vegetation index was employed as the second method (Adapted Method) to estimate the value of the C-factor in order to make the surface representation of the study area more reliable. The adaptation of NDVI as the C-factor of RUSLE provided satisfactory results. Thus, about 73% of the area of the study region presented vulnerability to water erosion classified as moderate to high (5-25 Mg ha⁻¹ year⁻¹), according to the adapted RUSLE model. For the traditional method, 29.5% of the area was classified as slightly vulnerable (0-2.5 Mg ha⁻¹ year⁻¹) and 45% as very high (25-100 Mg ha⁻¹ year⁻¹).

Keywords: land use and land cover change; agricultural land suitability; water erosion.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	10
 CAPÍTULO I - DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E AVALIAÇÃO DA APTIDÃO AGRÍCOLA DAS TERRAS DE IRUPI-ES	
RESUMO.....	31
ABSTRACT.....	32
INTRODUÇÃO.....	33
MATERIAL E MÉTODOS.....	34
RESULTADOS.....	41
DISCUSSÃO.....	54
CONCLUSÃO.....	66
 CAPÍTULO II - ESTIMATIVAS DE PERDAS DE SOLO EM IRUPI-ES COM A EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDAS DE SOLO REVISADA (RUSLE)	
RESUMO.....	67
ABSTRACT.....	68
INTRODUÇÃO.....	69
MATERIAL E MÉTODOS.....	70
RESULTADOS.....	78
DISCUSSÃO.....	83
CONCLUSÃO.....	105
REFERÊNCIAS.....	106
 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	 130

INTRODUÇÃO GERAL

A observação da Terra e o monitoramento das mudanças que nela ocorrem é a principal aplicação do sensoriamento remoto (VALI; COMAI; MATTEUCCI, 2020; PHAN; KUCH; LEHNERT, 2020). A alteração na cobertura natural do solo para implantação de cultivos agrícolas, produção de madeira ou uso pecuário impõem transformações bruscas ao meio ambiente, especialmente devido à redução dos serviços ecossistêmicos (SONG e DENG, 2017; LÓPEZ et al., 2022).

As mudanças de uso e ocupação do solo são uma das principais interferências humanas no ambiente, as quais aliadas à falta de planejamento no uso dos recursos naturais repercutem principalmente no declínio da biodiversidade local (NEWBOLD et al., 2015; LIU et al., 2019; LÓPEZ et al., 2022), nas mudanças climáticas (SALAZAR, et al., 2015; ERB et al., 2016; HUSSAIN et al., 2022), na degradação do solo e dos recursos hídricos (LI et al., 2016; ROMANOWICZ, 2017; DINKA e KLIK, 2019; AHMAD, 2021; LOPES et al., 2021).

No entanto, existem instrumentos eficazes para o planejamento e gestão dos territórios com foco no uso sustentável da oferta ambiental. Nesse contexto, destaca-se o Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995), o qual propõe um zoneamento territorial compatível com a intensidade de uso suportada pelas terras, com reflexos positivos na conservação do solo e da água.

A erosão hídrica representa o principal problema ambiental nas áreas agrícolas situadas nas zonas tropicais e subtropicais do planeta (MELLO et al., 2013), com efeito pronunciado nas regiões de topografia acidentada e elevada precipitação (PANAGOS et al., 2017). A intensidade dos processos erosivos pode ser estimada direta ou indiretamente. Para o último caso, as modelagens de perdas de solo determinadas pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997) permitem alcançar áreas extensas, como bacias hidrográficas, com resultados condizentes com os determinados em campo.

Portanto, identificar a dinâmica de uso e ocupação solo, determinar a aptidão agrícola das terras e estimar a intensidade dos processos erosivos em regiões com

alta suscetibilidade à erosão hídrica tem importância significativa para a gestão dos recursos naturais, bem como para o desenvolvimento de políticas públicas destinadas à conservação do solo e da água.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1. Histórico e características do local do estudo

Segundo o IPES (2005), a ocupação da região do Caparaó iniciou efetivamente no século XIX, com a expansão da fronteira agrícola a partir do Rio de Janeiro e Minas Gerais. Nesse período, fazendeiros originários de ambos os estados, implantaram por toda a região diversas fazendas cujo foco era a cafeicultura.

No início do século XX, havia na região sul do Espírito Santo oito grandes municípios: Alegre, Cachoeiro de Itapemirim, Calçado, Itapemirim, Piúma, Ponte do Itabapoana, São Pedro de Itabapoana e Rio Pardo. Em 1943, por meio do decreto estadual 15.177 de 31 de dezembro de 1943, o distrito de Cachoeirinha do Rio Pardo, território pertencente ao município de Rio Pardo, se emancipou passando a se chamar Irupi, que em língua indígena significa: "amigo belo" e "águas branquinhas pequenas". Posteriormente, o município de Rio Pardo também teve o nome alterado, passando a se chamar Lúna (IPES, 2005; PMI, 2022).

Entretanto, a emancipação do município de Irupi foi decretada oficialmente por meio da Lei 4.520 de 15 de janeiro de 1991, sendo que a data do desmembramento ocorreu no primeiro dia do ano de 1993. Atualmente, Irupi é dividido em dois distritos: Sede e Santa Cruz (PMI, 2022).

Irupi-ES está localizado na região sul do Estado do Espírito Santo, microrregião Caparaó e tem como municípios limítrofes Ibatiba (norte) e Lúna (leste, oeste e sul) (Figura 1). Conforme a classificação de Köppen e Geiger (1928), o clima é temperado quente com estação seca no inverno (Cwb).

A população atual é de 13.000 habitantes, o território ocupa uma área de cerca de 185 km², a altitude varia entre 647 a 1.986 m (Figura 2) e a temperatura média anual

é de 19,6 °C. O município está inserido no Bioma Mata Atlântica e faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim. Caracteriza-se pelo relevo forte ondulado, precipitação média anual entre 1.500 e 1.600 mm. Ao todo, existem 1.057 propriedades rurais cadastradas. Cerca de 68% dos estabelecimentos rurais (725) são geridos por agricultores familiares, sendo que mais da metade dessas propriedades possuem entre três e menos de 10 ha. No município, o módulo fiscal equivale a 20 ha (ICMBIO, 2015; INCAPER, 2020; IBGE, 2020; ANA, 2021a).

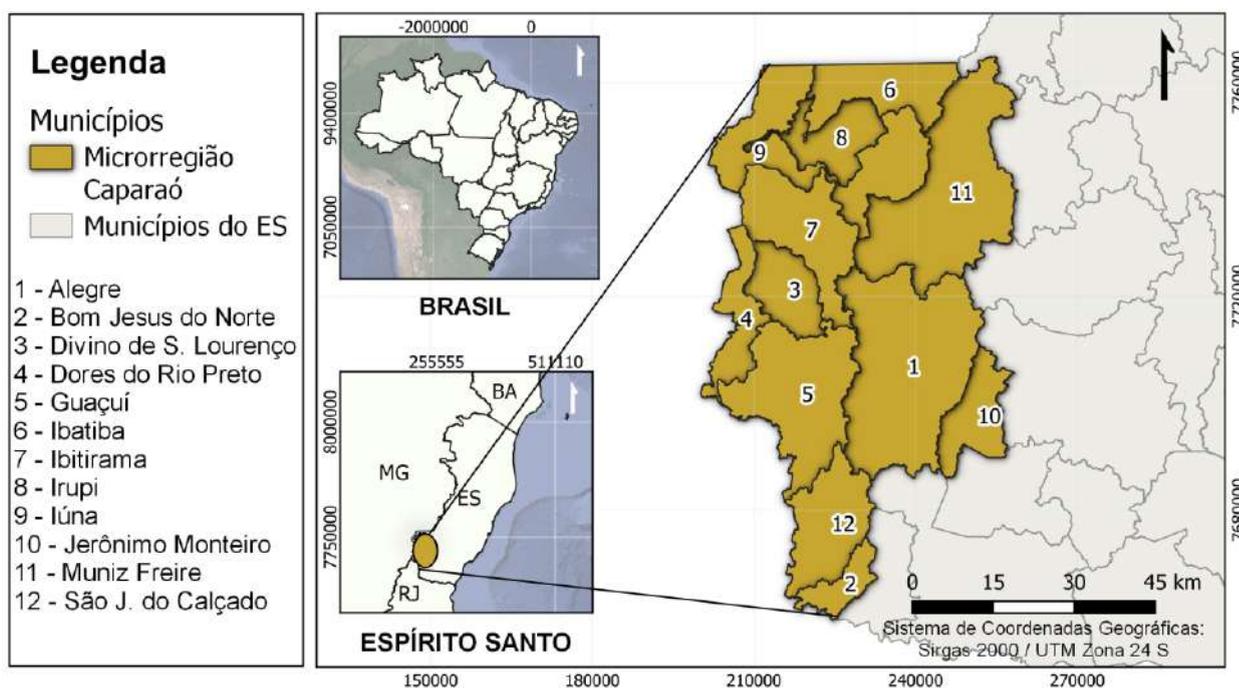


Figura 1 - Mapa de localização dos municípios pertencentes à Microrregião Caparaó.

Uma pequena parcela do território (3,7 km²) situada na extremidade oeste encontra-se inserida no Parque Nacional do Caparaó (PNC) e aproximadamente 40% da área municipal situa-se na sua zona de amortecimento (ZA) (Figura 3). De acordo com Beiroz (2015), a principal função das ZAs refere-se à proteção das unidades de conservação (UC) contra os impactos da mudança de uso e ocupação das áreas situadas no seu entorno.

O PNC corresponde a uma Unidade de Conservação Federal que compreende 318 km² e localiza-se na divisa entre os Estados de Minas Gerais e do Espírito Santo. Em torno de 21% da área do PNC localiza-se no estado mineiro e 79% em território capixaba (ICMBIO, 2015).

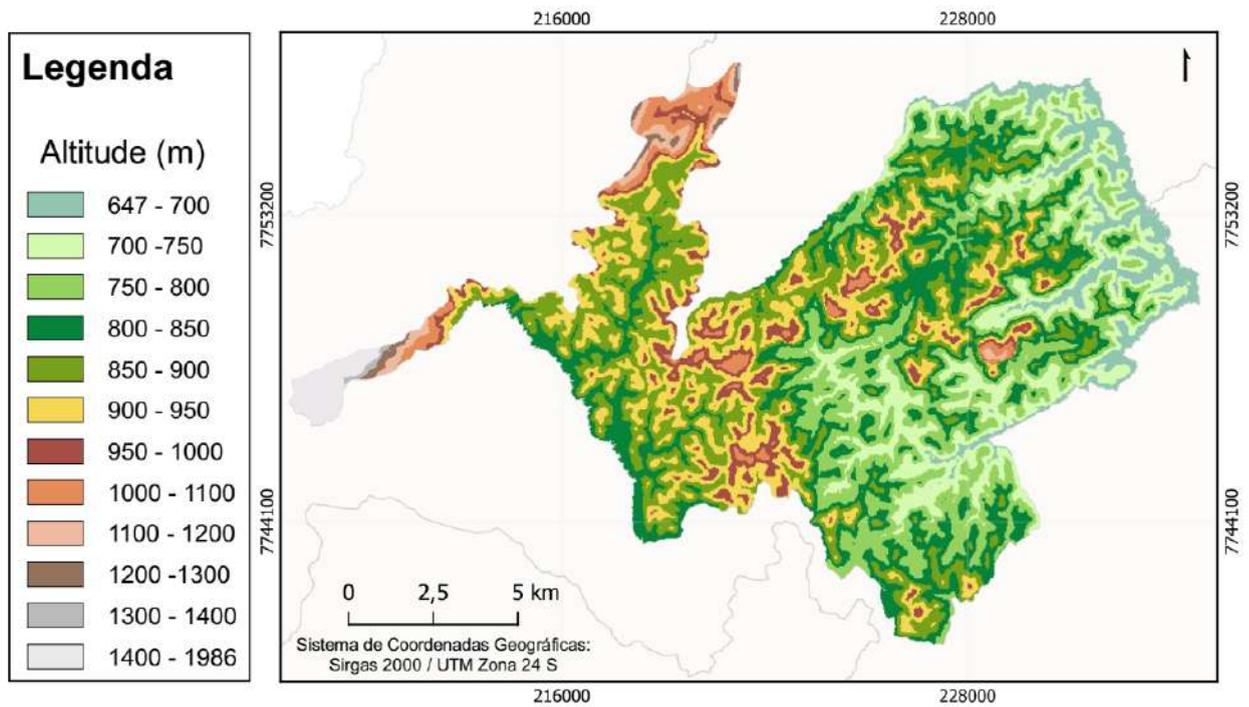


Figura 2 - Mapa hipsométrico do município de Irupi-ES.

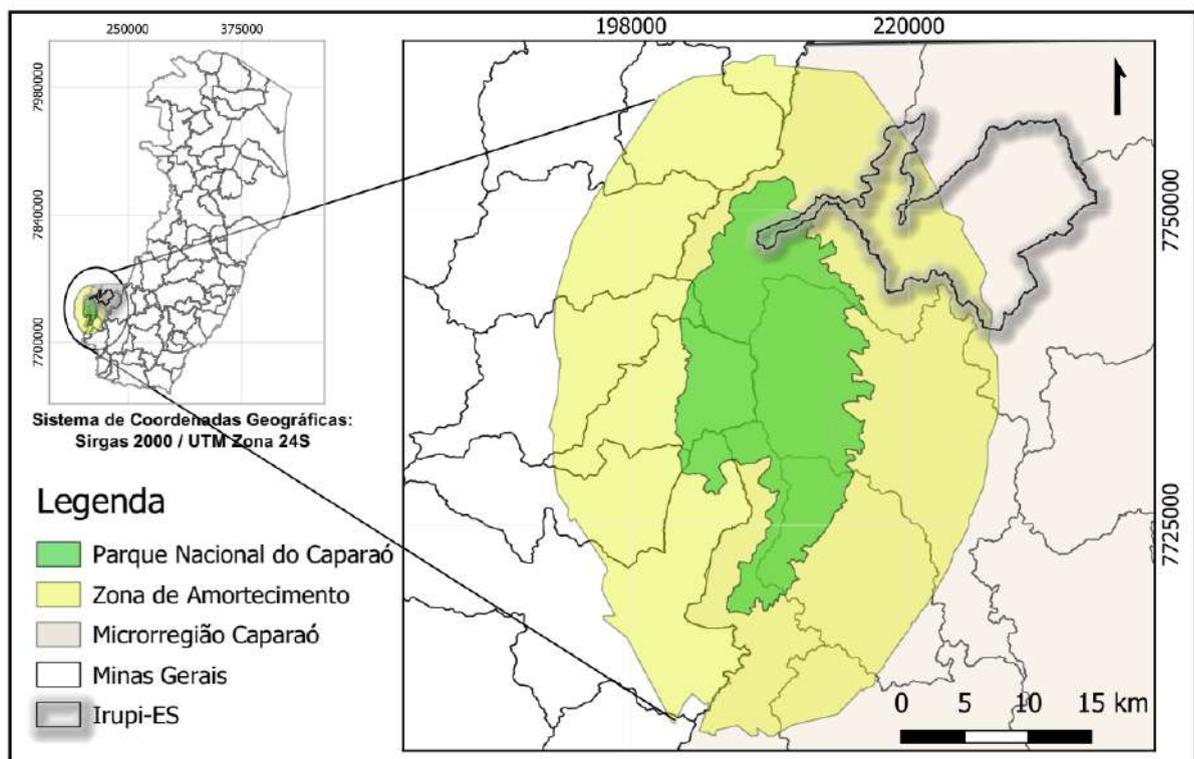


Figura 3 - Território inserido no PNC e zona de amortecimento.

Em Irupi-ES a cafeicultura é a principal atividade agropecuária. A maioria dos cafezais estão situados em locais declivosos, caracterizando a “cafeicultura de montanha”. Além da produção de café, também se destacam a bovinocultura (leiteira e de corte) e a silvicultura (eucalipto). Os cultivos de feijão e milho também são relevantes, sendo dedicados especialmente para subsistência e comercialização do excedente. Tradicionalmente ambas as culturas alimentares são cultivadas consorciadas com o cafeeiro (INCAPER, 2020).

As práticas de conservação do solo identificadas nas áreas de lavoura do município são as mesmas descritas por Alixandre et al. (2020), tais como o cultivo em nível, o manejo da cobertura viva e/ou morta nas entrelinhas de cultivo por meio de roçadas e/ou uso de dessecantes e a manutenção das estradas rurais (carreadores) por meio da construção de caixas secas em suas margens. Esta prática mecânica de conservação do solo auxilia na redução das perdas de sedimentos, intensifica a infiltração de água e reduz os efeitos erosivos resultantes da formação das enxurradas, preservando os trechos utilizados para o transporte da produção.

A elevada precipitação registrada na região, caracterizada por chuvas volumosas concentradas nos meses de primavera e verão (ANA, 2021a, 2021b; INCAPER, 2020) e a ocupação de áreas de declive acentuado com cultivos agrícolas, em especial o cafeeiro, tornam as terras mais suscetíveis às perdas de solo e água. De acordo com Incaper (2020), em alguns locais ainda são encontradas lavouras conduzidas com espaçamentos largos nas entrelinhas (3,5-4,5 m).

Com relação às pastagens, segundo o Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG, 2021), em Irupi-ES no ano de 2021 cerca de 59% das pastagens apresentaram ausência de degradação, 38% condição intermediária e 3% demonstraram quadro de degradação severo.

Baseado no levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Espírito Santo (PANOSO et al., 1978) e na atualização do mapa de solos (CUNHA et al., 2016a, 2016b), existem seis unidades de mapeamento de solo no local do estudo (Figura 4 e Tabela 1). Elas são compostas principalmente por quatro classes de solo: Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico (CXbd), Latossolo Amarelo Distrófico típico (LAd), Neossolo Litólico Distrófico (RLd) e Cambissolo Húmico Alumínico típico (CHa).

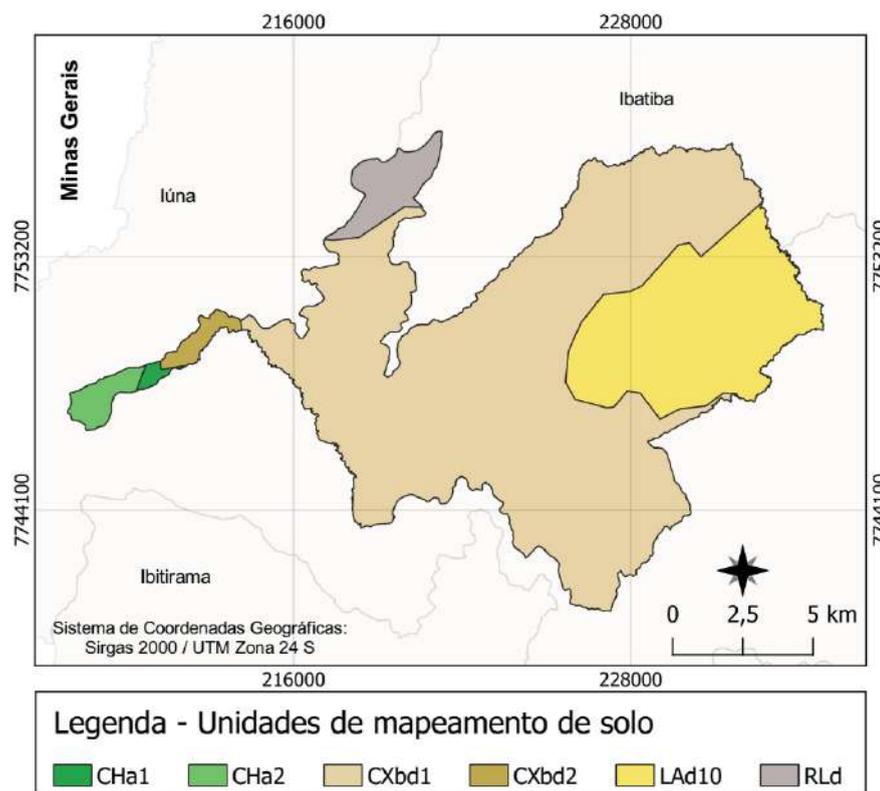


Figura 4 - Unidades de mapeamento de solos de Irupi-ES.

Tabela 1 - Descrição das unidades de mapeamento de solos do município de Irupi-ES

Simbologia	Descrição das Unidades de mapeamento	Área (km ²)	%
CXbd1	CXbd , horizonte A moderado, textura argilosa/muito argilosa, floresta subperenifólia, relevo forte ondulado e montanhoso + LAd , horizonte A moderado, textura argilosa, floresta subperenifólia, relevo forte ondulado e montanhoso.	132	71,4
CXbd2	CXbd , horizonte A moderado, textura média/argilosa, substrato rochoso, floresta perenifólia, relevo montanhoso e escarpado + CH distrófico , textura média/argilosa, substrato rochoso, relevo montanhoso e escarpado.	3,2	1,7
LAd	LAd , horizonte A moderado e A proeminente, textura argilosa, floresta subperenifólia, relevo ondulado e forte ondulado + LA Ácrico húmico , textura argilosa, floresta subperenifólia, relevo ondulado e forte ondulado.	39,7	21,4

RLd	RLd , horizonte A moderado, textura argilosa/média, floresta subperenifólia e subcaducifólia, relevo montanhoso + CXbd , horizonte A moderado, textura argilosa/média, floresta subperenifólia e subcaducifólia, relevo montanhoso.	6,4	3,5
CHa1	CHa , textura argilosa/média, campo altimontano, relevo montanhoso e escarpado + CXbd , horizonte A moderado e A proeminente, textura argilosa/média, campo altimontano, relevo montanhoso e escarpado.	0,7	0,4
CHa2	Associação complexa de: CHa textura argilosa/média, substrato rochoso, campo altimontano, relevo montanhoso e escarpado + RL Húmico , textura média, substrato rochoso, campo altimontano, relevo montanhoso e escarpado + Afloramento Rochoso.	3,0	1,6
Total		185	100

Fonte: Adaptado de Cunha et al. (2016a, 2016b).

Segundo Santos et al. (2018), os Cambissolos possuem pedogênese pouco avançada, expressa pela estrutura fracamente desenvolvida. Caracterizam-se pelo horizonte B incipiente (Bi) com textura variável (francoarenosa ou mais fina) e presença de material remanescente da rocha (minerais primários intemperizáveis), visíveis na fração areia.

A diversidade de materiais de origem, formas de relevo e condições climáticas, podem originar solos com características distintas de um local para outro. Deste modo, podem ser encontrados desde Cambissolos fortemente ou até imperfeitamente drenados, rasos a profundos, com alta ou baixa saturação por bases (SANTOS et al., 2018).

Uma característica dos Cambissolos é o posicionamento em que estão normalmente situados na paisagem. De forma geral, localizam-se em locais de declive acentuado e mais propensos aos processos erosivos. Entretanto, aqueles situados em áreas de relevo suave e com maior desenvolvimento em espessura são aptos ao uso intensivo / mecanização (EMBRAPA, 2021). Para os CXbd, geralmente, as principais limitações ao uso agropecuário são a reduzida profundidade efetiva, pedregosidade,

elevada suscetibilidade à erosão e baixa fertilidade natural (PEREIRA e LOMBARDI NETO, 2004; EMBRAPA, 2021).

Os Cambissolos Húmicos (CH) são solos caracterizados pelo horizonte mineral superficial, A húmico (SANTOS et al., 2018). Este horizonte apresenta cor escura, resultante do elevado teor de matéria orgânica. No Brasil, estão associados aos climas frios dos ambientes de altitude ou ao clima subtropical encontrado na região Sul do país. Usualmente, têm baixa fertilidade e elevada acidez (EMBRAPA, 2021). Em Irupi-ES, são encontrados na extremidade oeste do território, região de maior cota altimétrica (acima de 1.300 m). As terras estão atualmente ocupadas com vegetação nativa e são destinadas à preservação da fauna e da flora por estarem inseridas no PNC (CUNHA et al. 2016a, 2016b; ICMBIO, 2015).

Outra classe de solos encontrada na região são os Neossolos. Segundo Santos et al. (2018), trata-se de um grupamento pouco evoluído, com reduzida atuação dos processos pedogenéticos e sem horizonte B diagnóstico definido. Em Irupi-ES existe uma unidade de mapeamento de solos em que são encontrados os Neossolos Litólicos Distróficos (RLd) em associação com os CXbd (CUNHA et al. 2016a, 2016b).

Os solos pertencentes à classe dos RLd caracterizam-se pelo contato lítico ou lítico fragmentário dentro de 50 cm a partir da superfície e pela saturação por bases (V) < 50% na maior parte dos horizontes situados dentro desse intervalo (SANTOS et al., 2018). Estão associados geralmente aos locais de relevo declivoso e são mais indicados para preservação da fauna e da flora. A pequena espessura do solo (proximidade com a rocha) e a condição topográfica em que são encontrados (declives acentuados) são as principais limitações ao uso. Estes fatores restringem o crescimento radicular, a mecanização e intensificam os riscos de erosão (EMBRAPA, 2021).

Por outro lado, na região também são encontrados solos com evolução e intemperização avançadas, como os Latossolos (CUNHA et al. 2016a, 2016b). Segundo Santos et al. (2018), são solos submetidos ao significativo processo de latolização (ferralitização), resultando no desenvolvimento de horizonte diagnóstico B latossólico (Bw). Na fração argila predominam, principalmente, os óxidos de ferro e alumínio. Geralmente são muito profundos e raramente a espessura do *solum* é

inferior a 1 m. Caracterizam-se pela acidez elevada e baixa saturação por bases. Ocorrem normalmente nos locais de relevo plano e suave ondulado, no entanto, também podem ser encontrados em áreas mais acidentadas, inclusive em relevo montanhoso.

Em Irupi-ES são encontrados os Latossolos Amarelos Distróficos típicos (LAd) (CUNHA et al. 2016a, 2016b). Nesta classe de solos, a cor e o teor de argila são uniformes em profundidade. A textura é comumente argilosa ou muito argilosa e os agregados estruturais têm elevada coesão (solos coesos). O enraizamento pode ser limitado em profundidade devido à baixa saturação por bases ($V < 50\%$ - distrófico). Os LAd caracterizam-se pela boa retenção de umidade e permeabilidade. Em geral, são pouco suscetíveis à erosão e sem impedimento à mecanização (EMBRAPA, 2021).

A rede hidrográfica de Irupi-ES é composta por diversos córregos que nomeiam as comunidades rurais, entretanto os Rios Pardinho e Santa Clara destacam-se pela maior vazão e por contribuírem com outros rios que integram a bacia hidrográfica do Rio Itapemirim. O primeiro deságua no Rio Pardo situado no município de Iúna e o segundo no Rio Braço Norte Direito em Ibitirama (Figura 5). A geologia de Irupi é composta principalmente por diorito, granito, granodiorito e paragnaisse (Figura 6).

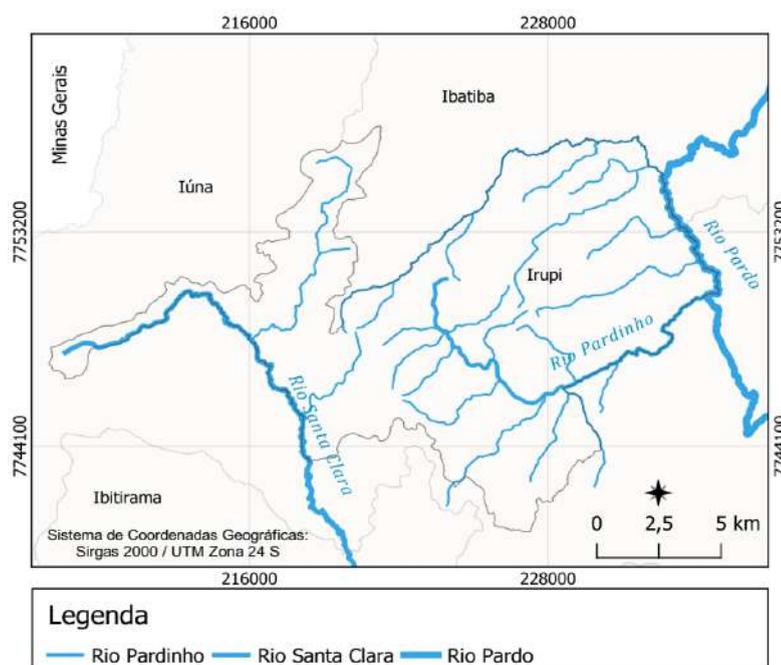


Figura 5 - Rede hidrográfica de Irupi-ES. Fonte: Geobases.

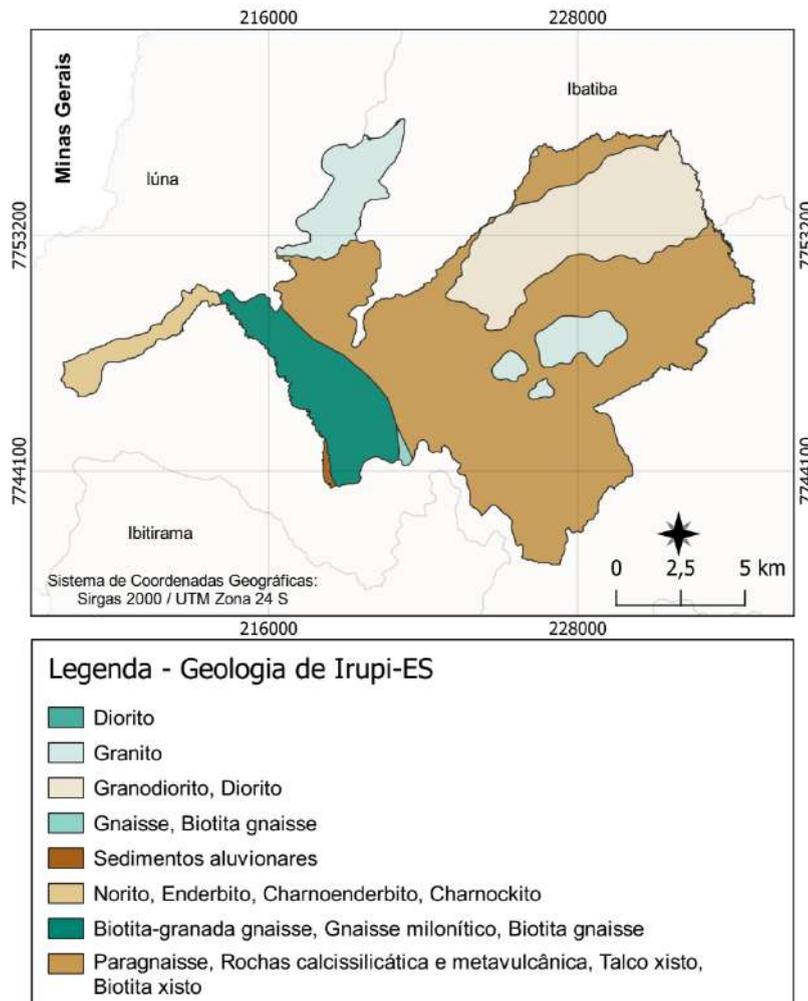


Figura 6 - Geologia do município de Irupi-ES. Fonte: CPRM - GEOBASES

2 Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas

O sensoriamento remoto (SR) corresponde ao ato de registrar informações de um objeto ou fenômeno sem estabelecer contato físico com o alvo, ou elemento que se pretende extrair informação (CONGALTON e GREEN, 2019). No SR, a coleta de dados a partir de imagens aéreas ou orbitais é a principal forma de captura de informações sobre os diversos fenômenos e processos que ocorrem na terra (ZHU et al., 2018; WERNER; BEBBINGTON; GREGORY, 2019; HAN et al., 2020).

Atualmente, os satélites e Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) com sensores embarcados são ferramentas poderosas para análise espacial e estudos avançados sobre a superfície terrestre destinados ao monitoramento e detecção de mudanças, manejo e gerenciamento dos recursos naturais, como o solo, a vegetação e os

recursos hídricos. (PEKEL et al., 2016; SILVA et al., 2019; BUTERS et al., 2019; PANDAY et al., 2020).

A aquisição de dados no SR envolve basicamente quatro elementos: a fonte de energia (luz), o alvo, a radiação eletromagnética (REM) e o sensor. A radiação emitida pela fonte de luz gera a interação com o alvo por meio da REM absorvida, transmitida e/ou emitida, a qual é captada pelos sensores. A natureza dos alvos pode ser discernida conforme as reflectâncias dos materiais que os compõem e são captadas em bandas espectrais com diferentes comprimentos de onda pelos sensores. O conteúdo digital coletado é transmitido para os dispositivos receptores, os quais são responsáveis pelo armazenamento e processamento (MATHER, 2004; CONGALTON e GREEN, 2019; MACARRINGUE; BOLFE; PEREIRA, 2022).

A manipulação, interpretação e exportação das informações ocorre nos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Segundo Werner, Bebbington e Gregory (2019), o SIG baseia-se em um sistema computacional no qual os dados geográficos são analisados e dentre as principais funcionalidades destaca-se a visualização das informações em formato 2D ou 3D, além da produção de mapas.

Os SIGs são ferramentas importantes para quantificar alterações na paisagem tais como, mudanças de uso e ocupação do solo (SILVA; GALVANIN; MENEZES, 2022; FAN e WANG et al., 2020; LÓPEZ et al., 2022; ALENCAR et al., 2020; KERTÉSZ; NAGY; BALÁSZ, 2019), impactos ambientais (POTIC et al., 2022; NASCIMENTO et al., 2022, MANOJLOVIĆ et al., 2022; LIU et al., 2019), detecção de perdas em áreas cultivadas (ABD EL-GHANY; ABD EL-AZIZ; MAREI, 2020; MARIN, et al., 2019) e até simular cenários futuros (PAL e CHAKRABORTTY, 2019; TIAN et al., 2020; BEHERA et al., 2020; CHAROENPANYANET e HUTTAGOSOL, 2020).

3 Imagens orbitais - Satélites LANDSAT 5 e Sentinel-2

O uso de imagens orbitais tem relevância em estudos que se baseiam em análises espaciais de grandes extensões territoriais. Uma vantagem das cenas geradas por sensores embarcados em satélites trata-se da resolução temporal, ou seja, as informações de uma mesma região podem ser consultadas em diversas épocas do ano ou até mesmo em intervalos superiores. Outro aspecto importante reside no

baixo custo para a execução dos trabalhos, pois imagens com resoluções e bandas espectrais variadas são disponibilizadas gratuitamente (STEFFEN, 2016).

Para estudos com foco em análises temporais, em alguns casos há a necessidade de recorrer a cenas capturadas por satélites desativados, a exemplo do LANDSAT 5 desenvolvido pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). Em 1984 ocorreu o lançamento e em 2013 ele foi descontinuado, no entanto, o programa permanece ativo com o LANDSAT 8 que entrou em órbita nesse mesmo ano e o LANDSAT 7 que opera atualmente com falhas (NASA, 2022; INPE, 2022).

O Landsat 5 foi projetado para atuar em resolução temporal de 16 dias, com 185 km de faixa imageada, fornecendo produtos em 7 bandas espectrais geradas pelo sensor TM (*Thematic Mapper*), sendo três no espectro visível (azul, verde e vermelho) e quatro no infravermelho (NASA, 2022), conforme descrito na (Tabela 2).

Tabela 2 - Descrição das bandas espectrais do satélite Landsat 5

Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)
B1 - Azul	0,45 - 0,52	
B2 - Verde	0,52 - 0,60	
B3 - Vermelho	0,63 - 0,69	30
B4 - Infravermelho Próximo	0,76 - 0,90	
B5 - Infravermelho Médio	1,55 - 1,75	
B6 - Infravermelho Termal	10,4 - 12,5	120
B7 - Infravermelho Médio	2,08 - 2,35	30

Fonte: NASA (2022)

Da mesma maneira, outros programas espaciais também se empenham no monitoramento da agricultura, dos ecossistemas terrestres e aquáticos, dos desastres e das atividades relacionadas à segurança civil, o europeu é um deles (*European Space Agency* - ESA). Uma das missões exitosas da ESA foi a Sentinel-2, a qual começou em junho de 2015 e permanece ativa com o *MultiSpectral Instrument* (MSI) a bordo. A missão opera com dois satélites gêmeos o Sentinel 2A e o 2B, a faixa imageada é de 290 km e os produtos são gerados em 13

bandas espectrais com resoluções espaciais de 10, 20 e 60 m (ESA, 2022), conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Descrição das bandas espectrais do satélite Sentinel-2

Bandas Espectrais	Resolução espacial (m)	Resolução espectral (µm)
B1 - Aerossol	60	0,43 - 0,45
B2 - Azul	10	0,45 - 0,52
B3 - Verde	10	0,54 - 0,57
B4 - Vermelho	10	0,65 - 0,68
B5 - Vermelho (Red edge 1)	20	0,69 - 0,71
B6 - Vermelho (Red edge 2)	20	0,73 - 0,74
B7 - Vermelho (Red edge 3)	20	0,77 - 0,79
B8 - Infravermelho Próximo (NIR)	10	0,78 - 0,90
B8a - Vermelho (Red edge 4)	20	0,85 - 0,87
B9 - Vapor d'água	60	0,93 - 0,95
B10 - Cirrus	60	1,36 - 1,39
B11 - Infravermelho de ondas curtas (SWIR 1)	20	1,56 - 1,65
B12 - Infravermelho de ondas curtas (SWIR 2)	20	2,10 - 2,28

Fonte: ESA (2022)

4 Mudanças de uso e ocupação do solo (*Land-Use and Land-Cover Changes - LUCC*)

Dentre os indicadores das transformações registradas na superfície da Terra, as mudanças de uso e ocupação do solo (LUCC) destacam-se como um dos mais evidentes (PHAN; KUCH; LEHNERT, 2020). Segundo Amini et al. (2022), esse é um processo que varia no tempo e no espaço devido às características sociais e físicas das comunidades.

A implementação eficiente da classificação de imagens de SR facilita a extração de informações espaço-temporais para interpretação das LUCC. Para isso, inicialmente realiza-se a classificação de uso e ocupação do solo dos períodos avaliados, as quais são posteriormente confrontadas. A comparação temporal entre estes mapeamentos fornece as LUCC, as quais fundamentam as investigações sobre os impactos de diferentes fatores socioeconômicos e ambientais na superfície da Terra (AMINI et al., 2022).

As LUCC têm efeito comprovado em fenômenos e processos como o clima (SALAZAR et al., 2015; MAJEED et al., 2021; JARDIM et al., 2022), os recursos hídricos (NÄSCHEN et al., 2019; LOPES et al., 2021), a qualidade da água e saúde humana (AHMAD et al., 2021), o meio ambiente (FANG et al., 2022; LIU et al., 2021) e até mesmo nos riscos de inundações em áreas habitadas (HUSSEIN et al., 2020).

5 Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras - SAAT

Dentre as LUCC que ocorrem em grande escala, a agricultura, a pecuária e a silvicultura são as mais relatadas em estudos nos solos brasileiros (MACEDO et al., 2012; LOSSAU et al., 2015; MORTON et al., 2016; DONKE et al., 2020). Segundo Lossau et al. (2015), a agricultura ocupa 25% do território nacional.

As atividades agropecuárias impõem severas transformações aos ecossistemas (KIJOWSKA-STRUGAŁA; BUCAŁA-HRABIA; DEMCZUK, 2018). Deste modo, identificar áreas apropriadas e restritas ao uso agrícola, pecuário ou aptas ao reflorestamento garante o uso adequado do solo, auxilia o planejamento de ocupação de áreas rurais e contribui para a sustentabilidade das atividades no meio rural.

Com este objetivo, Ramalho Filho e Beek (1995) desenvolveram um método amplamente empregado no Brasil para determinação do potencial agrícola das terras denominado Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras – SAAT (ARAÚJO e ASSAD, 2001; PEDRON et al., 2006; CURTI et al., 2020; RATKE, 2020; CURCIO et al., 2021).

O método baseia-se em três níveis de manejo, os quais refletem diferentes níveis tecnológicos (A - primitivo, B - pouco desenvolvido e C - desenvolvido). O enquadramento é feito avaliando o uso de capital para melhoramento das condições das terras, emprego de resultados de pesquisas no manejo e mecanização das atividades.

Conforme descrito na Tabela 4, existem seis grupos de aptidão agrícola (1, 2 e 3 - Lavoura; 4 - Pastagem Plantada; 5 - Silvicultura e/ou pastagem natural e 6 - Preservação da fauna e da flora) e três classes de aptidão (boa, regular e restrita)

além da inapta. A interação entre os grupos e classes originam os subgrupos de aptidão, os quais indicam os tipos de uso das terras apropriados para cada região (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995).

Tabela 4 - Classes e grupos de aptidão das terras segundo o SAAT

Classes de Aptidão Agrícola	Grupos de aptidão agrícola						
	1	2	3	4	5	6	
	Lavoura			Pastagem Plantada	Silvicultura e Pastagem Natural		Preservação da fauna e da flora
Boa	A	B	C	P	S	N	-
Regular	a	b	c	p	s	n	-
Restrita	(a)	(b)	(c)	(p)	(s)	(n)	-
Inapta	-	-	-	-	-	-	-

Adaptado de Ramalho Filho e Beek (1995).

A classe de aptidão agrícola “Boa” é atribuída para as terras sem limitações significativas para a produção. Nelas as restrições ao uso são mínimas e não há redução expressiva da produtividade, bem como o emprego de insumos não excede o nível aceitável. Terras com aptidão agrícola “Regular” apresentam limitações moderadas para a manutenção da produção com impacto na redução de produtividade, elevando a necessidade de insumos. Já a classe “Restrita”, tem limitações fortes para a produção sustentada em determinado tipo de uso que refletem negativamente na produtividade. Por fim, as terras inaptas não são adequadas para um determinado tipo de uso proposto (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995).

No SAAT, a aptidão das terras é definida por meio da avaliação de suas condições agrícolas em relação à deficiência de oxigênio (o) ou excesso de água, susceptibilidade à erosão (e), impedimento à mecanização (m), deficiência hídrica (a) e de fertilidade (f). Utiliza-se um quadro-guia elaborado para as condições climáticas da região do estudo para a análise (ANEXO A). Os parâmetros (o, e, m, a, f) são classificados conforme os graus de limitação identificados para os respectivos níveis tecnológicos em: nulo, ligeiro, moderado, forte e muito forte (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995).

Há a possibilidade de implantação de melhorias, no entanto, a irrigação não está elencada entre as práticas de melhoramento previstas no SAAT para a deficiência

de água, entretanto algumas práticas de manejo são preconizadas para favorecer a umidade disponível das terras. As melhorias de “Classe 1” são empregadas pelos produtores de nível tecnológico B, enquanto aqueles enquadrados no nível C podem adotar tanto as de “Classe 1” como as de “Classe 2”. Entretanto, quanto ao impedimento à mecanização (m), ele é considerado relevante apenas para o nível C (Tabela 5).

Tabela 5 - Propostas de melhoramentos das condições agrícolas das terras

Classe 1	Classe 2
Deficiência de Fertilidade	
Adubação verde; incorporação de esterco; aplicação de matéria orgânica; correção do solo (calagem até 2 t/ha); adubação com NPK (até 200 kg/ha); rotação de culturas.	Adubação com NPK + micronutrientes; adubação foliar; dessalinização; combinação das práticas acima com <i>mulching</i> ; correção do solo (calagem com mais de 2 t/ha).
Deficiência de oxigênio	
Trabalhos simples de drenagem (ex. construção de valas), evitando o ressecamento excessivo do solo.	Práticas complexas de drenagem que exigem estudos mais profundos de engenharia de solo e água.
Suscetibilidade à erosão	
Preparo reduzido do solo; enleiramento de restos de culturas em nível; cultivo em faixa; cultivo em contorno; pastoreio controlado (piquetes); cordão de retenção nos terraços; cordões de pedras; área de pousio em faixa; faixas de retenção permanente; cobertura morta (<i>mulching</i>); adubação verde.	Terraceamento (em nível ou com gradiente); terraços em patamar; canais escoadouros; banquetas individuais; diques; interceptadores (obstáculos); estruturas especiais (paliçadas, bueiros); controle de voçorocas; plantio direto.
Impedimento à Mecanização	
Construção de estradas; drenagem; remoção de pedras; sistematização do terreno; direção do trabalho da máquina em nível.	
Deficiência de água	
Redução da perda de água da chuva com cobertura morta (<i>mulching</i>); plantio em faixas ou cordões de contorno, terraços e covas para intensificar a infiltração;	

incorporação de restos vegetais; terraços de base estreita (sem gradiente e saída de água); introdução de culturas adaptadas a falta d'água; faixas de retenção permanente; plantio direto.

Adaptado de Ramalho Filho e Beek (1995).

6 Determinação indireta de perdas de solo com a RUSLE

As mudanças na cobertura natural do solo sem planejamento geram modificações no ciclo hidrológico local com efeitos no escoamento superficial, levando a feições erosivas, à contaminação dos mananciais e ao desequilíbrio do ecossistema de uma região (NUNES e ROIG, 2015; LI et al., 2016).

A quantidade e intensidade suficiente de precipitação são condições necessárias para gerar o escoamento superficial de água. Entretanto, além das chuvas erosivas, fatores como o tipo de solo, a topografia, o uso e a cobertura do solo também afetam a dinâmica do processo de erosão hídrica. Perdas de solo expressivas são resultantes principalmente da combinação de encostas íngremes, alta pluviosidade e solos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal (ALI e HAGOS, 2016; KE e ZHANG, 2021).

A erosão hídrica afeta a qualidade e a fertilidade dos solos principalmente pela redução do horizonte superficial (GAO et al., 2011). Isso decorre do processo de desagregação e remoção de partículas do solo pela chuva. Trata-se do principal problema ambiental nas áreas agrícolas situadas nas zonas tropicais e subtropicais do planeta (MELLO et al., 2013). Estimativas indicam que no Brasil as perdas anuais de solo variam entre 0,1 e 136 Mg ha⁻¹, dependendo do uso e da cobertura da terra (ANACHE et al., 2017).

A fim de obter estimativas de erosão laminar em áreas delimitadas (pequenas glebas), Wischmeier e Smith (1978) desenvolveram para o leste dos Estados Unidos um modelo de previsão de perdas de solo por erosão laminar denominado *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Em 1987, o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) em parceria com outros órgãos de pesquisa iniciaram a revisão da USLE. Segundo Renard et al. (1997), este trabalho foi denominado *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE).

A equação é representada pela expressão: $A = R.K.LS.CP$, em que, “A” consiste na estimativa de perdas de solo anual em uma determinada área, dado em $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; “R” corresponde a erosividade da chuva ($Mj\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$) ou o potencial da chuva provocar a erosão em um solo; “K” representa a erodibilidade do solo ($Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$), ou seja, indica a suscetibilidade do solo à erosão; “LS” e “CP” são valores adimensionais que variam entre 0 e 1, ambos representam o fator topográfico e cobertura do solo e manejo (práticas conservacionistas), respectivamente.

O modelo RUSLE tem a possibilidade de integração com ferramentas de SIG, tornando estudos ao nível de bacias hidrográficas possíveis. A modelagem de erosão hídrica feita pelo sistema foi testada e validada em outros países, inclusive no Brasil, fornecendo estimativas de perdas de solo coerentes com resultados de trabalhos realizados em campo (CARVALHO et al., 2014; GALDINO et al., 2015; KIJOWSKA-STRUGAŁA; BUCAŁA-HRABIA; DEMCZUK, 2018; BENAVIDEZ et al., 2018; MACEDO et al., 2021).

Fator R

A capacidade das águas pluviais provocarem erosão em uma área desprotegida representa o fator erosividade (R) da chuva. As características como intensidade, duração, distribuição, frequência e tamanho das gotas de chuva podem interferir no potencial erosivo. Em função disso, ele é originalmente calculado a partir de registros pluviográficos, os quais permitem identificar as chuvas classificadas como erosivas dentro da série histórica (WISCHMEIER e SMITH, 1978; BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

Entretanto, esses dados são de difícil acesso e, para muitas regiões, escassos ou inexistentes. Uma alternativa proposta por alguns autores para superar esta limitação trata-se da utilização de equações de regressão baseadas nas médias de precipitação pluviométrica mensal e anual para estimar o Índice de Erosão (EI). O somatório dos valores de EI mensais representa a estimativa de erosividade anual da chuva (Fator R) da localidade (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999; SILVA et al., 2004; MELLO et al., 2012).

Uma das equações amplamente adotadas para obtenção dos índices de erosividade da chuva foi desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980):

$$EI = 67,355 (p^2 / P)^{0,85}$$

Em que, EI = média mensal do índice de erosão ($Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); p^2 = precipitação pluvial média mensal (mm), P = precipitação pluvial média anual (mm).

Esse método também foi utilizado por Aquino, Oliveira e Sales (2006), Silva et al. (2010), Guimarães et al. (2011), Xavier et al. (2019) e Santos et al. (2020) para a estimativa do fator R em algumas localidades brasileiras, incluindo o Espírito Santo.

Fator K

A desagregação das partículas de solo pelo impacto das gotas de chuva, a infiltração da água no solo e a resistência das partículas ao transporte após a formação do fluxo superficial são processos que regulam o comportamento do solo diante dos eventos erosivos (LAL, 1988).

Os solos apresentam características intrínsecas como a natureza dos minerais de argila, textura, estrutura, permeabilidade, composição química, teor de matéria orgânica, entre outras que influenciam na maior ou menor propensão aos efeitos da erosão, também denominada erodibilidade (K). Portanto, este fator representa a suscetibilidade dos solos aos processos erosivos e resulta da interação principalmente entre as características físicas, químicas e mineralógicas do solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978; LAL, 1988).

Quanto à distribuição do tamanho das partículas minerais, a erodibilidade tende a aumentar à medida que o conteúdo de silte e areia muito fina (0,05 - 0,1 mm) se elevam, por outro lado, o incremento do conteúdo de areia com diâmetro maior que 0,1 mm e argila reduzem a erodibilidade dos solos (WISCHMEIER; JOHNSON e CROSS, 1971).

Segundo os mesmos autores, solos com estrutura granular têm erodibilidade menor que aqueles de estrutura prismática, laminar e colunar. De acordo com Resende et al. (1997), nos Latossolos as partículas minerais (areia, silte e argila) se agrupam na

forma de agregados e/ou microagregados contribuindo para maior estabilidade das estruturas granulares.

Um dos constituintes do solo que também exerce importante papel na regulação do fator K é a matéria orgânica (MO). Nos solos de textura argilosa, ela interfere na estrutura (formação dos agregados), promove melhorias no arejamento e na retenção de água pelo solo. Estes fatos decorrem principalmente da capacidade que a MO tem de reter de duas a três vezes o seu peso em água e da alternância entre expansões e contrações resultantes dos sucessivos ciclos de umedecimento e secagem do solo. Em condições de textura arenosa, a MO atua na aglutinação das partículas, redução do tamanho dos poros e incremento da capacidade de retenção de água. Portanto, a MO contribui para a maior infiltração de água e redução das perdas de solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

A erodibilidade dos solos determinada de forma direta requer a instalação de parcelas de perdas de solo em campo sob chuva natural ou simulada. O método é trabalhoso, exige alta aplicação de recursos e requer alguns anos de coleta dos dados (SILVA et al., 1999). Por outro lado, os valores K dos solos podem ser estimados indiretamente a partir de modelos matemáticos baseados em atributos físicos e químicos dos solos.

Apesar dos vários métodos disponíveis para determinação da erodibilidade do solo de forma indireta (BOUYOUCOS, 1935; WISCHMEIER; JOHNSON e CROSS, 1971; LOMBARDI NETO e BERTONI, 1975; LIMA et al., 1990; CHAVES, 1994; ROLOFF e DENARDIN, 1994; MARQUES et al., 1997; Van DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 1999; STONE e HILLBORN, 2002), não há consenso entre os pesquisadores sobre qual o mais apropriado para os solos tropicais.

Entretanto, o método desenvolvido por Denardin (1990), devido a maior simplicidade, menor dispêndio de recursos para aquisição dos componentes da equação e por fornecer valores menos imprecisos e relativamente próximos aos coletados em campo, tem sido amplamente adotado (SILVA et al., 1994; LIMA et al., 2007; DEMARCHI e ZIMBACK, 2014; CORRÊA; MORAES; PINTO, 2015; DI RAIMO et al., 2019).

Fator LS

O comprimento da encosta/vertente (L) e a declividade do terreno (S) são agrupados na RUSLE e designados pelo componente adimensional denominado Fator Topográfico (LS). Na equação antecessora (USLE), a determinação desse parâmetro consistia na proporção esperada de perda de solo em uma parcela padrão com 22,13 m de comprimento e 9% de declividade (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A dificuldade de determinar em áreas extensas ambos os parâmetros conduziu ao desenvolvimento de equações matemáticas capazes de relacionar a erosão do solo com a influência topográfica, as quais foram adaptadas ao ambiente de SIG (MCCOOL et al. 1987, 1989; DESMET e GOVERS, 1996; RENARD et al. 1997).

O Fator LS tem influência no tamanho e na quantidade de material que pode ser transportado pela erosão hídrica. O volume e a velocidade das águas do escoamento superficial se relacionam com o grau de declividade do terreno e o comprimento da rampa/vertente, portanto este fator representa o efeito da topografia sobre a erosão. Quanto maior o Fator LS, maior o potencial erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Fator CP

O Fator Cobertura do solo (Fator C) é obtido pela razão entre a perda de solo de uma área cultivada e uma área de referência (solo preparado e sem cobertura vegetal). A determinação de forma direta do Fator Práticas Conservacionistas (P) consiste na avaliação da relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com alguma prática conservacionista (ex.: terraço, cultivo em nível) e as perdas em uma condição de ausência de técnicas de conservação do solo (cultivo na direção do declive ou morro abaixo). O valor P é adimensional e varia entre 0 e 1, de modo que quanto mais próximo de zero maior a eficiência na redução da erosão (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A união entre ambos os fatores origina o Fator Cobertura do solo e Práticas conservacionistas (CP), o qual é adimensional e varia de 0 a 1, valores próximos de

0 indicam sistemas de manejo conservacionistas, ao passo que aqueles próximos a 1, não conservacionistas (BERTOL et al., 2002).

A determinação em campo de ambos os fatores demanda tempo e um dos métodos tradicionalmente empregados se baseia na consulta dos dados disponíveis na literatura na forma de tabelas. Deste modo, com a evolução das técnicas de geoprocessamento, surgiram pesquisas com foco na maior agilidade para a aquisição dos fatores da RUSLE e melhor representatividade da cobertura vegetal. Alguns desses estudos foram direcionados ao uso do índice de vegetação NDVI como componente Cobertura do solo (Fator C) da RUSLE (VAN DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 2000; DURIGON et al., 2014; FERREIRA e PANAGOPULOS, 2014).

O NDVI expressa a diferença entre as faixas do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho (R), normalizada pela soma entre ambas as bandas (ROUSE et al. 1974):
$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R}).$$

Entretanto, há uma relação inversa entre o NDVI e Fator C. Os valores do NDVI variam entre - 1 e 1 (valores mais altos indicam a presença de vegetação densa e o inverso a ausência ou menor cobertura vegetal). Já para o Fator C, os valores variam entre 0 e 1, sendo que os menores representam maior cobertura vegetal, ao passo que os maiores indicam menor ou ausência de cobertura vegetal. Portanto, o índice de vegetação deve ser reescalonado.

Deste modo, Durigon et al. (2014) propuseram para as condições de uma bacia hidrográfica localizada na região sudeste do Brasil e inserida no Bioma Mata Atlântica, uma adaptação no NDVI para aquisição do valor atribuído ao Fator C (C_D). O método foi comparado com outros autores como Van der Knijff, Jones e Montanarella (1999) e validado. Portanto, o Fator C segundo Durigon et al. (2014) é expresso pela seguinte equação:

$$C_D = (- \text{NDVI} + 1) / 2$$

Na busca por estimativas de perdas de solo em bacias hidrográficas mais fidedignas, em trabalhos mais recentes, Colman (2018) citado por Sone et al. (2019) reescalou o método C_D com resultados satisfatórios, conforme Almagro et al. (2019), gerando a atualização do método para determinação do Fator C baseado no NDVI:

$$C_{\text{NDVI}} = 0,1 * C_D$$

CAPÍTULO I - DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E AVALIAÇÃO DA APTIDÃO AGRÍCOLA DAS TERRAS DE IRUPI-ES

RESUMO

O município de Irupi-ES caracteriza-se pelo relevo forte ondulado e precipitação média anual entre 1.500 e 1.600 mm. As principais atividades agropecuárias são a cafeicultura, a bovinocultura e a silvicultura. O clima e a topografia do local evidenciam os desafios para conservação do solo e da água, principalmente nas áreas destinadas ao uso agrícola. Deste modo, o objetivo deste capítulo foi determinar as mudanças de uso e ocupação do solo na região e avaliar a aptidão agrícola das terras (SAAT). As mudanças de uso e ocupação do solo indicaram que a classe lavoura e pastagem tiveram a maior expansão e redução da área ocupada entre 2008 e 2020, respectivamente. A classe vegetação nativa registrou menos de 1% de supressão. Utilizando o SAAT constatou-se que os principais fatores restritivos foram: a baixa fertilidade natural dos solos, alta suscetibilidade à erosão e forte impedimento à mecanização. Cerca de 26,2% do terreno tem aptidão boa, regular ou restrita para lavoura nos níveis de manejo pouco desenvolvido e desenvolvido. Pouco mais da metade do território (51,2%) têm aptidão restrita para pastagem plantada, enquanto 15,2% tem aptidão restrita para uso com silvicultura e/ou pastagem natural e as terras sem aptidão agrícola e destinadas à preservação da fauna e da flora abrangem 7,5%. Aproximadamente 77% das terras ocupadas com lavoura estão em desacordo com a aptidão agrícola proposta pelo SAAT. A intensidade de uso do solo superior à aptidão recomendada intensifica os processos de degradação do agroecossistema. A adoção de práticas conservacionistas de caráter vegetativo, edáfico e mecânico são indispensáveis para a redução dos impactos da intensificação do uso do solo.

Palavras-chave: aptidão agrícola das terras; conservação do solo; desenvolvimento rural sustentável; mudanças de uso e ocupação do solo.

CHAPTER II - LAND USE AND LAND COVER DYNAMICS AND EVALUATION OF THE AGRICULTURAL APTITUDE OF THE LAND OF IRUPI-ES

ABSTRACT

The municipality of Irupi-ES is characterized by a strong undulating relief and average annual precipitation between 1,500 and 1,600 mm. The main agricultural activities are coffee farming, cattle farming, and forestry. The climate and topography of the site highlight the challenges for soil and water conservation, especially in areas intended for agricultural use. Thus, the objective of this chapter was to determine the changes in land use and land cover in the region and to evaluate the agricultural aptitude of the land (SAAT). The land use and land cover changes indicated that the cropland and pasture class had the largest expansion and reduction in occupied area between 2008 and 2020, respectively. The native vegetation class recorded less than 1% suppression. Using the SAAT it was found that the main restrictive factors were low natural soil fertility, high susceptibility to erosion and strong impediment to mechanization. About 31.4% of the land has good, fair or restricted aptitude for farming in the poorly developed and developed management levels. A little more than half of the territory (51.2%) has restricted aptitude for planted pasture, while 15.2% has restricted aptitude for use with forestry and/or natural pasture and the land without agricultural aptitude and destined for the preservation of fauna and flora covers 2%. Approximately 77% of the lands occupied with crops are in disagreement with the agricultural aptitude proposed by SAAT. The intensity of land use above the recommended aptitude intensifies the processes of degradation of the agro-ecosystem. The adoption of conservationist practices of a vegetative, edaphic and mechanical nature are indispensable for the reduction of the impacts of the intensification of land use.

Keywords: agricultural land suitability; land use and land cover changes; soil conservation; sustainable rural development.

INTRODUÇÃO

A cobertura do solo compreende as feições bio-físicas visíveis na superfície terrestre. A interação mais perceptível entre as atividades antrópicas e o ecossistema é identificada por meio do uso do solo, o qual evidencia o aspecto funcional desse recurso natural no desenvolvimento de atividades para o benefício humano (FU et al., 2016; MARIYE et al., 2020; FAO, 2021).

O sensoriamento remoto viabiliza a avaliação dos fenômenos e processos que ocorrem no planeta (CONGALTON e GREEN, 2019), dentre eles as mudanças de uso e ocupação do solo (*Land-Use and Land-Cover Change* - LUCC). Uma das aplicações amplamente exploradas objetiva mensurar a amplitude dos impactos das modificações humanas nas paisagens naturais e seus efeitos na atmosfera, nos recursos naturais e no bem-estar da população (AHMAD et al., 2021; SENA e EBI, 2021).

Cerca de 25% das terras no Brasil são destinadas ao uso agropecuário (LOSSAU et al., 2015). Essas atividades alteram a cobertura natural dos solos e, na maior parte dos casos, os tornam mais suscetíveis à degradação por erosão hídrica, principalmente devido ao uso das terras em intensidade superior à suportada (sobreutilização). Assim, determinar a aptidão agrícola das terras auxilia no ordenamento de ocupação das áreas destinadas à produção rural, assim como apoia a gestão dos recursos naturais para garantir a sustentabilidade da agricultura, pecuária e silvicultura (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995; PEDRON et al., 2006).

Compreender as LUCC e a aptidão agrícola das terras têm relevância socioeconômica e ambiental, pois são instrumentos de análise e interpretação do espaço geográfico, bem como do processo de organização antrópica em um território. Além disso, possibilita reconhecer a distribuição espacial dos recursos naturais e auxiliar em sua gestão. Assim, os objetivos deste capítulo foram determinar as mudanças de uso e ocupação do solo para o município de Irupi-ES e avaliar a aptidão agrícola das terras.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido no município de Irupi-ES, localizado na região sul do Estado do Espírito Santo, microrregião Caparaó. O território ocupa uma área de cerca de 185 km², a altitude varia entre, 647 a 1.986 m, a temperatura média anual é de 19,6 °C e a sede situa-se sob as coordenadas geográficas: 20° 20' 41" S e 41° 38' 27" O. Irupi-ES está inserido no Bioma Mata Atlântica e faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim. Uma parte do território está localizado no interior do Parque Nacional do Caparaó (PNC) e na sua Zona de Amortecimento (ZA). Caracteriza-se pelo relevo forte ondulado, precipitação média anual de 1.538 mm (ICMBIO, 2015; INCAPER, 2020; ANA, 2021a) e clima classificado como Cwb - temperado quente com estação seca no inverno (KÖPPEN e GEIGER, 1928).

Com auxílio de imagens de satélite, cartas topográficas, dados geológicos e mapas das estradas vicinais, o local de estudo foi percorrido para análise da paisagem, uso e cobertura do solo, drenagem, relevo, classes de solos e seus materiais de origem. As áreas de drenagem foram mapeadas por meio de visitas *in loco* e imagens de satélite em alta resolução (ortofotomosaicos), assim como as áreas sujeitas ao acúmulo de água durante a maior parte do ano.

Os locais com impedimento à mecanização como terras em que são registrados problemas de rochiosidade, pedregosidade, pequena profundidade específica do solo e áreas excessivamente úmidas foram identificadas por meio de visitas a campo, consulta ao mapa de solos do estado (CUNHA et al. 2016a, 2016b), imagens de satélite e do mapa de declividade do terreno elaborado a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) (USGS, 2020). Nas terras situadas em locais com declividade superior a 20% foi atribuído grau de limitação muito forte à mecanização. A análise de suscetibilidade das terras à erosão se baseou na análise do mapa de declividade do terreno e visitas a campo para checagens do relevo local, identificação de práticas conservacionistas adotadas pelos produtores rurais, assim como das principais classes de uso e cobertura do solo. Com auxílio de imagens de satélite foram mapeadas as áreas críticas, como as situadas em relevo íngreme e que continham pouca ou nenhuma cobertura do solo, como estradas vicinais, áreas em transição de uso e ocupação (principalmente pastagem, reflorestamento ou

vegetação nativa para lavoura), terras preparadas para receber novos plantios e lavouras cafeeiras submetidas a poda drástica.

Oito perfis representativos das classes de solos predominantes na região foram selecionados (ANEXO B) e tiveram coletadas amostras de cada um dos horizontes. Os solos foram classificados segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (SANTOS et al., 2018).

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas, peneiradas em malha de 2 mm (Terra Fina Seca ao Ar - TFSA) e em seguida procedeu-se às análises no Laboratório de Solos do CCAE-UFES, em Alegre-ES. Os parâmetros químicos: pH, fósforo (P), potássio (K^+), sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), fósforo remanescente (P-rem), saturação por bases (V), CTC a pH 7,0 (T), CTC efetiva (t), saturação por alumínio (m) e a análise granulométrica (areia grossa, areia fina, silte e argila) foram determinados segundo Teixeira et al. (2017). Foram avaliados também o teor de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT), conforme Mendonça e Matos (2017).

Para a dispersão das amostras, foram pesados 20 g de cada amostra de solo e transferidos para garrafas posteriormente acopladas no agitador do tipo Wagner com 10 mL da solução de 1 Mol L^{-1} de NaOH e completado o volume até 150 mL com água deionizada. A agitação ocorreu a 50 rpm durante 16 horas.

Para a separação da fração areia, foi montado um conjunto composto por um funil, duas peneiras (malhas 0,212 mm e 0,053 mm) e uma proveta. O material contido nas garrafas foi cuidadosamente transferido para as peneiras. Em seguida, as garrafas, as tampas e o material retido nas peneiras foram lavados com água deionizada até completar o volume de 1 L da proveta. A areia retida nas peneiras foi transferida para latas individuais (previamente taradas e identificadas) e conduzidas para secagem em estufa a 105 °C, por 24 horas. Após as amostras resfriarem, cada uma foi pesada em balança analítica. A determinação da areia grossa foi obtida a partir da pesagem das latas contendo os sedimentos separados na peneira de malha 0,212 mm, enquanto a areia fina na peneira de malha 0,053 mm.

Para a determinação do silte e argila foi utilizado o método da pipeta, para isso uma amostra controle é preparada contendo todos os reagentes exceto o solo. Foi utilizada uma proveta com capacidade de 1 L e nela foram adicionados 10 mL da

solução de NaOH 1 mol L⁻¹ e completou-se com água deionizada até 1 L. Coletou-se 25 mL da solução com uma pipeta e em um béquer seco de peso previamente conhecido foi depositado o líquido. O béquer em seguida foi transferido para secagem em estufa por 24 horas em 105 °C. Nas provetas contendo as amostras de solo foi realizada a agitação da suspensão com um bastão por 1 minuto e foi imediatamente pipetado o volume de 25 mL da suspensão de silte + argila. Repetiu-se o procedimento de transferência para béqueres e secagem em estufa.

Após a sedimentação da fração silte, 25 mL da suspensão contendo argila foi pipetada a 5 cm de profundidade, e repetido o procedimento de transferência para béquer e secagem em estufa. Após isso, os béqueres foram pesados para a determinação dos resíduos pipetados.

O potencial hidrogeniônico (pH) foi obtido por meio da imersão de eletrodo em suspensão solo: água destilada, na proporção 1:2,5. A amostra foi agitada por 60 s e permaneceu em repouso por 1 hora antes de ser realizada a leitura. O fósforo disponível (P) foi obtido via solução extratora Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) e determinado por colorimetria. Os cátions trocáveis Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ foram determinados utilizando-se solução extratora KCl a 1 mol L⁻¹. A determinação de Ca²⁺ e Mg²⁺ foi realizada por espectrometria de absorção atômica e para o Al³⁺ foi utilizada a titulometria. Para os cátions K⁺ e Na⁺ foi adotada a mesma solução extratora utilizada para o P (Mehlich-1) e a determinação foi realizada em fotometria de chama (TEIXEIRA et al., 2017).

A extração da acidez potencial do solo (H + Al) foi realizada com acetato de cálcio (0,5 mol L⁻¹) tamponado a pH 7,0 e, em seguida, procedeu-se a determinação por titulometria com solução de NaOH e indicador fenolftaleína (1%). A determinação do fósforo remanescente (Prem) ocorreu a partir da obtenção da concentração de P da solução de equilíbrio agitada por 1 hora na relação 1:10 (TFSA : solução 0,01 mol L⁻¹ de CaCl₂ + 60 mg L⁻¹ de P) (TEIXEIRA et al., 2017).

O teor de COT foi obtido por meio do método Walkey-Black modificado via úmida, com auxílio de bloco digestor como sistema de aquecimento (MENDONÇA e MATOS, 2017). Após a pesagem das amostras (até 0,5 g) o material foi transferido para tubos de digestão. Foi adicionado 5 mL da solução K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 7,5 mL de H₂SO₄ concentrado. O bloco digestor foi aquecido até a temperatura de 170°C e após isso os tubos foram transferidos e permaneceram por 30 minutos.

Após resfriarem, o conteúdo dos tubos foi transferido para erlenmeyers de 250 mL com auxílio de água destilada até completar o volume de 80 mL. Em cada um dos recipientes foi adicionado 0,3 mL da solução indicadora e procedeu-se à titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (MENDONÇA e MATOS, 2017).

Foram separadas 6 amostras “Controle” (5 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ + 7,5 mL de H_2SO_4). Três tubos Controle foram levados para a digestão e três não foram aquecidos, permanecendo em temperatura ambiente. Os tubos Controle não aquecidos auxiliaram no cálculo do total de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ perdido no aquecimento dos tubos sem a presença de amostra. A porcentagem de C foi calculada com base no volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, do Controle aquecido e do não aquecido. Para a determinação do NT do solo o método adotado foi o Kjeldahl, o qual se baseia na conversão do N orgânico (R-NH_2) por meio da oxidação da MO. O método foi realizado em duas etapas: a digestão sulfúrica e em seguida a destilação (MENDONÇA e MATOS, 2017).

Mudanças de Uso e Ocupação do Solo

Para a análise da dinâmica de uso e ocupação do solo entre os anos de 2008 e 2020 foram utilizadas cenas do local de estudo disponibilizadas pelo Serviço Geológico Americano - *United States Geological Survey* - USGS (2021), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2021) e da Agência Espacial Europeia (ESA, 2021). Foram selecionadas imagens dos satélites LANDSAT 5 (resolução de 30 m) e Sentinel-2 (resolução de 10 m) para os anos de 2008 (maio) e 2020 (junho), respectivamente. A escolha das cenas nesse período foi condicionada à melhor visualização da região de estudo, menor cobertura de nuvens, gratuidade em obtê-las e disponibilidade de ortofotomosaicos (imagens de alta resolução - 0,5 e 1m) de ambos os períodos para validação da classificação supervisionada.

Nos mapeamentos envolvendo várias classes recomenda-se que o treinamento do classificador ocorra em regiões de controle validadas por meio de checagens a campo ou imagens de alta resolução que coincidam com o ano do mapeamento (FINEGOLD et al., 2016; ALENCAR et al., 2020).

Após a aquisição das bandas 1 a 7 do LANDSAT 5 e 1 a 12 do Sentinel-2, no *software* QGIS (2021), o Sistema de Referência de Coordenadas (SRC) das imagens foi reprojeto para SIRGAS 2000 / UTM zona 24S e efetuada a extração de máscara (recorte), a partir de um polígono retangular que englobava o território estudado. Em seguida, com auxílio do complemento SCP, as bandas foram submetidas a correção do número digital (DN) para reflectância e mescladas formando duas bandas multiespectrais, uma para o ano de 2008 (Bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 do Landsat-5) e outra para 2020 (2, 3, 4 e 8 do Sentinel-2).

Para a produção do mapa de uso e ocupação do solo foi utilizado o complemento *Dzetsaka*. Nesse processo foi criada uma camada *shapefile* para coleta de feições do tipo polígono representativas das classes de uso e cobertura do solo identificadas nas imagens multiespectrais geradas anteriormente e validadas por meio dos ortofotomosaicos em alta resolução. Ao todo, 795 polígonos foram coletados, sendo que o número mínimo de polígonos para cada classe foi de 50, conforme recomendado por Congalton e Green (2019). Essa etapa consiste no treinamento do algoritmo responsável pela classificação supervisionada. Após esta etapa, oito classes temáticas foram definidas: afloramento rochoso, pastagem, vegetação nativa, reflorestamento (eucalipto), área edificada, solo exposto, lavoura e massa d'água.

Para a etapa de classificação supervisionada foi utilizado o classificador *Random Forest*, o qual baseia-se em árvores de decisão e tem mostrado excelente desempenho na classificação do uso e cobertura do solo, incluindo análises em ambientes montanhosos (RODRIGUEZ-GALIANO, et al., 2012; ADAM et al., 2014; ATTARCHI e GLOAGUEN, 2014; NAGHIBI; POURGHASEMI; DIXON, 2016; TALUKDAR et al., 2020; SHABANI, JAAFARI, BETTINGER, 2021).

Após a obtenção dos produtos referentes ao uso e ocupação do solo dos anos 2008 e 2020, utilizou-se a ferramenta "*Majority Filter*" disponível no pacote SAGA para suavização (reamostragem de pixels baseado no valor majoritário dos pixels vizinhos) de cada um dos produtos.

Em seguida, utilizou-se o complemento *AcATama* (LLANO, 2019) para aferir a acurácia da classificação supervisionada. Nessa etapa foram utilizadas duas fontes de consulta para validar os produtos obtidos: I) a imagem multiespectral em cor

natural e o ortofotomosaico disponibilizado pelo Geobases referente ao ano avaliado, sendo as resoluções espaciais de 1,0 e 0,5 m para os anos de 2007/2008 e 2019/2020, respectivamente.

Esse processo ocorreu de forma individual para os produtos gerados (anos 2008 e 2020). O complemento *AcATama* (LLANO, 2019) gerou um arquivo no formato *shapefile* contendo entre 390 e 400 feições do tipo ponto, as quais foram distribuídas sobre o território de forma aleatória e posteriormente conferidos individualmente na etapa de validação da classificação supervisionada. Ao término, foram geradas matrizes de confusão, indicando a acurácia do produtor, do usuário e a global.

Para a análise das mudanças de uso e ocupação do intervalo estudado (2008-2020), foi utilizado o complemento SCP por meio da ferramenta "*Land Cover Change*". Ao término, o complemento gerou um resultado em formato de texto indicando quais áreas tiveram alteração no uso e cobertura do solo e a extensão das mudanças.

Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (SAAT)

A avaliação da aptidão agrícola das terras foi determinada segundo o que é preconizado no Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (SAAT), proposto por Ramalho Filho e Beek (1995). O método propõe: três níveis de manejo (A - primitivo, B - pouco desenvolvido e C - desenvolvido); seis grupos de aptidão agrícola (1,2 e 3 - Lavoura; 4 - Pastagem Plantada; 5 - Silvicultura e/ou pastagem natural e 6 - Preservação da fauna e da flora) e três classes de aptidão (Boa, regular e restrita). A interação entre os grupos e classes originam os subgrupos de aptidão, os quais indicam os tipos de uso das terras apropriados para cada região.

São utilizados cinco fatores de limitação das condições agrícolas das terras para a classificação dos tipos de uso apropriados para cada local, são eles: deficiência em fertilidade (f), deficiência de água (a), excesso de água ou deficiência de oxigênio (o), suscetibilidade à erosão (e) e impedimento à mecanização (m).

Os parâmetros foram classificados em: Nulo, Ligeiro, Moderado, Forte e Muito Forte segundo três níveis de manejo (A, B e C), conforme o quadro guia de avaliação da

aptidão agrícola das terras para região de clima tropical úmido (ANEXO A) (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995).

A aquisição dessas informações fundamentou-se na interpretação dos resultados analíticos das amostras de solo (fertilidade e textura do solo), do mapa de solos, checagens a campo, fotointerpretação dos ortofotomosaicos e análise geoespacial de dados (precipitação e Modelo Digital de Elevação - MDE). O município foi intensamente percorrido para avaliação do relevo, identificação das áreas de drenagem, classes de solo, além dos tipos de uso e cobertura do solo.

A declividade do terreno foi obtida por meio do MDE (SRTM de 30m) disponibilizado pelo Serviço Geológico Americano (USGS, 2021). No QGIS (2021) foram executadas as seguintes etapas de pré-processamento do MDE: correção dos valores negativos, preenchimento dos pixels sem dados e correção de depressões espúrias.

A partir do MDE corrigido foi gerado o produto “Declividade (%)”. A reclassificação do arquivo *raster* e atribuição do grau de limitação suscetibilidade à erosão conforme o SAAT gerou o produto suscetibilidade à erosão. O resultado da reclassificação e atribuição dos graus de limitação foi: 0 a 3% - Plano/Praticamente plano (Nulo); 3 a 8% - Suave ondulado (Ligeiro); 8 a 13% - Moderadamente ondulado (Moderado); 13 a 20% - Ondulado (Forte); 20 a 45% - Forte ondulado (Muito Forte); 45 a 100% - Montanhoso (Muito Forte) e > 100% Escarpado (Muito Forte).

O produto impedimento à mecanização de forma similar foi obtido pela reclassificação do *raster* “Declividade (%)” conforme o SAAT: 0 a 3% - Plano/Praticamente plano (Nulo); 3 a 8% - Suave ondulado (Ligeiro); 8 a 20% - Moderadamente ondulado a ondulado (Moderado); 20 a 45% - Forte Ondulado (Forte); > 45% - Montanhoso (Muito Forte).

Para o estudo da aptidão agrícola das terras adotou-se a profundidade efetiva do solo (PE) de 150 cm. A deficiência de fertilidade foi estimada a partir dos resultados das análises de amostras de solo coletadas em conjunto com os dados do reconhecimento de solos do Estado do Espírito Santo (PANOSO et al., 1978; CUNHA et al., 2016a, 2016b), o qual indica as unidades de mapeamento de solos existentes no município.

A deficiência de água foi obtida pela análise de série histórica com dados de 50 anos registrados pelo pluviômetro da Agência Nacional das Águas (ANA) instalado no município, na localidade conhecida como Santa Cruz, situada a cerca de 10 km da sede. Foi avaliada a distribuição das chuvas ao longo dos meses e identificados os períodos em que há maior e menor precipitação. Após a análise das médias de precipitação ao longo do ano constatou-se que historicamente ocorre uma deficiência de água pouco acentuada durante o inverno no município. Nos meses de junho a agosto a precipitação média é inferior a 25 mm. Segundo o SAAT, nessas condições climáticas atribui-se às terras o grau de limitação ligeiro para a deficiência de água.

A deficiência de oxigênio (excesso de água) foi determinada por meio de checagens a campo e fotointerpretação de imagens de satélite. As terras em que, ao longo do ano, não foram detectados problemas de aeração do sistema radicular para a maioria das culturas atribuiu-se o grau de limitação nulo. Em contrapartida, terras com deficiência de aeração para o sistema radicular da maioria das culturas, com limitações de drenagem classificadas como imperfeitamente ou mal drenadas, atribuiu-se o grau de limitação moderado e forte, respectivamente. A restrição severa ao desenvolvimento radicular das principais culturas devido a hipóxia limita o uso das terras para fins agrícolas, sendo destinado à preservação da fauna e da flora.

Após a obtenção dos produtos referentes a cada um dos parâmetros utilizados para avaliar os graus de limitação da aptidão agrícola das terras, no QGIS (2021) foi utilizada a ferramenta *Calculadora Raster*, a qual possibilita efetuar operações algébricas em imagens matriciais, para unir os arquivos e gerar o produto com a classificação da aptidão agrícola das terras.

RESULTADOS

Uso e cobertura do solo para 2008 (LULC-2008)

O produto LULC-2008 indicou a presença de sete classes de uso e cobertura do solo: afloramento rochoso, reflorestamento (eucalipto), área edificada, solo exposto,

lavoura (cafeeiro), pastagem e vegetação nativa. As três últimas foram as principais formas de uso e ocupação, correspondendo a cerca de 52, 23 e 18% da área total, respectivamente. Para afloramento rochoso, reflorestamento, área edificada e solo exposto, os resultados denotaram pequenas proporções, tais como 2,8; 2,0; 1,3 e 0,2%, na sequência. A classe massa d'água não foi detectada nas imagens de satélite utilizadas no levantamento de 2008. Na região, os rios são estreitos, os lagos e barragens são de pequeno porte (Figura 7).

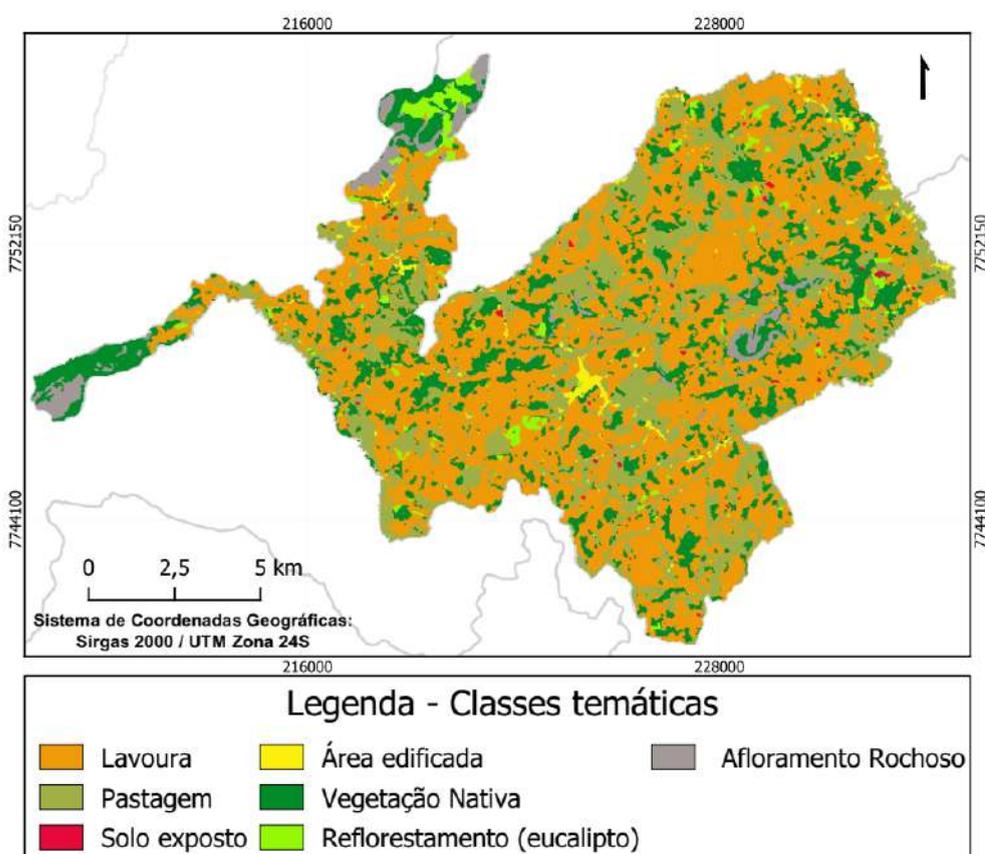


Figura 7 - Uso e ocupação do solo do município de Irupi-ES para o ano de 2008

Para a avaliação da classificação supervisionada, 400 feições do tipo ponto foram distribuídas aleatoriamente sobre o produto LULC-2008 e 371 retornaram resultado concordante com o plano referencial, conforme descrito na matriz de confusão (Tabela 6). Assim, a acurácia global correspondeu a 92,63%.

Tabela 6 - Matriz de confusão, acurácia global (AG), acurácia do produtor (AP) e do usuário (AU), erros de omissão (EO) e comissão (EC) para a classificação supervisionada do ano de de 2008

Classes	1	2	3	4	5	6	7	Total	AU	EC
1	12	0	0	0	0	0	0	12	1,0	0,0
2	0	90	0	0	0	0	3	93	0,97	0,03
3	0	1	69	0	0	0	3	73	0,94	0,06
4	0	1	0	9	0	0	0	10	0,90	0,10
5	0	0	0	0	5	0	0	5	1,0	0,00
6	0	0	0	0	0	5	0	5	1,0	0,10
7	0	12	8	1	0	0	181	202	0,89	0,11
Total	12	104	77	10	5	5	187	400	–	–
AP	1,0	0,86	0,89	0,90	1,0	1,0	0,97	–	–	–
EO	0,0	0,14	0,11	0,10	0,0	0,0	0,13	–	–	–
AG (%)	–	–	–	–	–	–	–	–	92,63	–

Classes: 1 - Afloramento rochoso, 2 - Pastagem, 3 - Vegetação Nativa, 4 - Reflorestamento (eucalipto), 5 - Área edificada, 6 - Solo exposto, 7 - Lavoura.

Uso e cobertura do solo para 2020 (LULC-2020)

O produto LULC-2020 indicou a presença de oito classes. Além das sete descritas anteriormente, foi identificada a massa d'água. Entretanto, restringiu-se aos lagos e barragens. Apesar da melhor resolução das imagens, os rios permaneceram ausentes do levantamento.

A classe lavoura permanece com a maior área ocupada, com cerca de 56,3%, seguida por vegetação nativa e pastagem, com 17,6% e 17,5%, respectivamente. Em menores proporções, as demais classes são reflorestamento (eucalipto) (3,5%), afloramento rochoso (2,9%), área edificada (1,5%), solo exposto (0,6%) e massa d'água (0,1%) (Figura 8).

Das 400 feições do tipo ponto distribuídas aleatoriamente sobre o produto LULC-2020, 375 retornaram resultado concordante com o plano referencial, conforme descrito na matriz de confusão (Tabela 7). Assim, a acurácia global correspondeu a 93,87%.

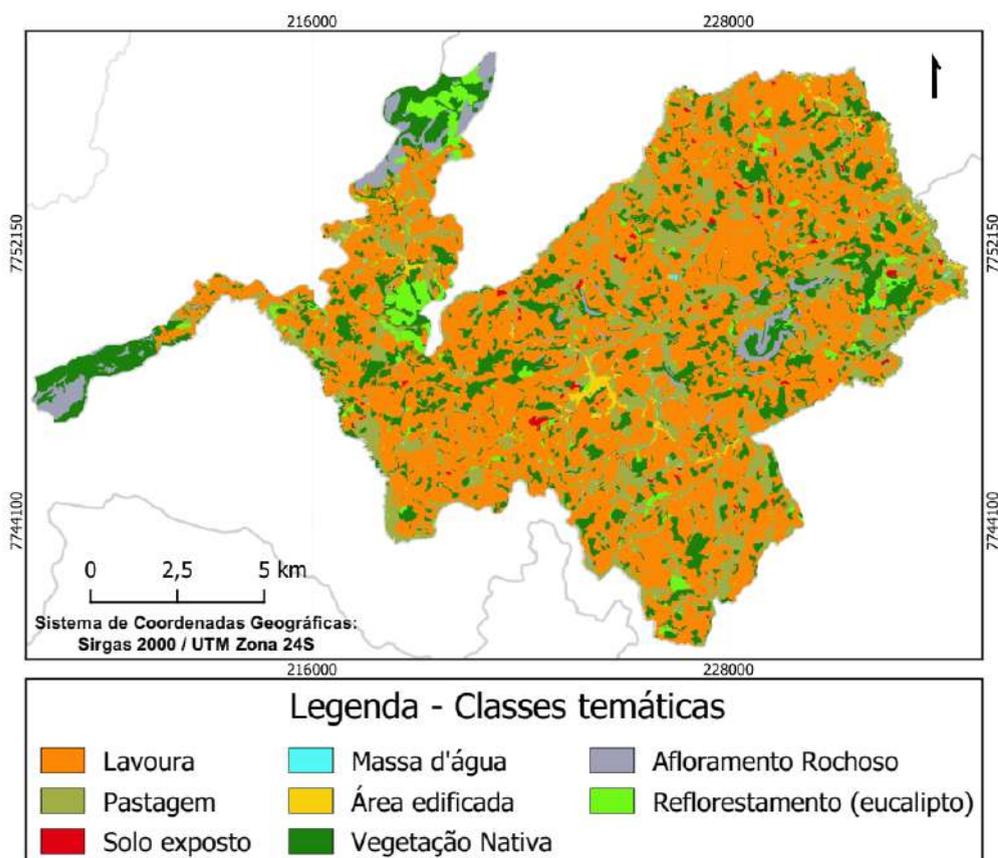


Figura 8 - Uso e ocupação do solo do município de Irupi-ES para o ano de 2020

Tabela 7 - Matriz de confusão, acurácia global (AG), acurácia do produtor (AP) e do usuário (AU), erros de omissão (EO) e comissão (EC) para a classificação supervisionada do ano de 2020

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	Total	AU	EC
1	12	0	0	0	0	0	0	0	12	1	0,0
2	0	69	0	0	0	0	1	0	70	0,98	0,02
3	0	1	65	1	0	0	3	0	70	0,93	0,07
4	0	0	0	14	0	0	0	0	14	1	0,0
5	0	0	0	0	7	1	0	0	8	0,87	0,13
6	0	0	0	0	0	5	0	0	5	1	0,00
7	0	10	6	0	1	0	199	0	216	0,92	0,08
8	0	0	0	0	0	0	0	5	5	1	0,00
Total	12	80	71	15	8	6	203	5	400	–	–
AP	1	0,86	0,91	0,93	0,87	0,83	0,98	1	–	–	–
EO	0,00	0,14	0,09	0,07	0,13	0,17	0,02	0,0	–	–	–
AG (%)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	93,87	–

Classes: 1 - Afloramento rochoso, 2 - Pastagem, 3 - Vegetação Nativa, 4 - Reflorestamento (eucalipto), 5 - Área edificada, 6 - Solo exposto, 7 - Lavoura, 8 - massa d'água.

Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras - SAAT

Deficiência em fertilidade (f)

Os solos da região têm baixa fertilidade com deficiência pronunciada principalmente de quatro elementos essenciais para as plantas P, K, Ca e Mg (Tabela 8). De forma geral, à medida que houve o distanciamento da superfície do solo ocorreu o decréscimo dos atributos avaliados. Além disso, houve acidificação e predomínio de alta saturação por alumínio (m) nas camadas subsuperficiais em praticamente todos os locais.

A soma de bases (SB) até a profundidade específica em cinco dos oito perfis (62,5%) foi classificada como baixa ($SB < 2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), assim como a saturação por bases ($V < 50\%$). Portanto, com base nas análises químicas, foi atribuída a intensidade de limitação forte ao parâmetro deficiência de fertilidade para toda a área avaliada.

Apenas um dos perfis avaliados apresentou condição de eutrofismo ($V > 50\%$), entretanto em espessura insuficiente para atender ao requisito de enquadramento como eutrófico ($V \geq 50\%$ na maior parte dos primeiros 100cm do horizonte B, incluindo BA) (SANTOS et al., 2018).

Tabela 8 - Parâmetros químicos e físicos dos perfis de solos coletados em Irupi-ES

H	Prof.	pH	P	Na	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	CTC pH=7,0	V	m	MO	NT	COT	Prem	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	CT
	cm	H ₂ O	mg/dm ³			cmolc/dm ³						%			g/kg	mg/L	%						
Perfil 1 - Ambiente Pastagem - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A1	0-27	5,44	1,5	10,6	493,8	0,30	0,24	0,50	5,92	1,86	2,36	7,78	23,86	21,22	2,87	0,65	16,64	17,34	62,4	9,3	6,3	21,9	Méd
A2	27-47	4,43	0,8	8,2	248,9	0,11	0,07	1,45	9,14	0,85	2,30	9,99	8,51	63,03	2,87	0,5	16,65	19,04	53,8	13,1	8,4	24,7	Méd
Bw1	47-78	4,87	1,2	8,0	359,1	0,11	0,13	1,30	6,75	1,20	2,50	7,95	15,07	52,05	2,55	0,47	14,79	11,62	44,0	15,2	9,3	31,4	Méd
Bw2	78-110+	4,43	0,6	7,3	116,1	0,01	0,03	1,60	6,42	0,37	1,97	6,79	5,45	81,23	1,97	0,5	11,41	8,81	40,0	14,2	10,2	35,5	Arg
Perfil 2 - Ambiente Lavoura - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A1	0-28	4,72	0,9	4,5	33,6	1,71	0,73	0,40	6,67	2,55	2,95	9,21	27,65	13,57	3,30	1,2	19,17	8,31	30,7	22,0	11,0	36,4	Arg
A2	28-59	4,45	0,4	4,8	18,4	0,16	0,16	0,50	0,48	0,39	0,89	0,87	44,79	56,29	1,95	0,63	11,33	4,09	33,5	16,5	11,0	39,0	Argi
BA	59-103	4,28	0,6	7,7	22,7	0,02	0,09	0,55	4,60	0,21	0,76	4,81	4,30	72,65	1,66	0,25	9,62	3,69	26,0	18,4	13,3	43,2	Arg
Bw1	103-137	4,54	0,6	1,6	15,0	0,30	0,27	0,40	3,78	0,62	1,02	4,39	14,00	39,41	0,87	0,13	5,06	3,19	25,4	18,1	12,6	44,0	Arg
Bw2	137-169	4,40	0,6	1,5	10,4	0,09	0,22	0,30	3,28	0,34	0,64	3,63	9,44	46,70	1,38	0,3	8,01	4,09	24,6	20,5	14,4	40,4	Arg
BC	169-200	4,50	0,6	4,3	16,2	0,01	0,20	0,40	3,78	0,27	0,67	4,05	6,64	59,81	1,29	0,17	7,51	5,7	31,5	18,1	15,0	35,3	Arg
Perfil 3 - Ambiente Pastagem - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A	0-26	4,36	1,5	9,6	37,4	0,01	0,09	1,40	3,37	0,24	1,64	3,60	6,56	85,56	5,71	0,93	33,1	9,11	29,8	15,0	9,0	46,2	Arg
AB	26-70	4,48	0,5	7,3	14,1	0,01	0,04	0,75	5,84	0,12	0,87	5,96	2,03	86,12	2,95	0,5	17,1	6,9	24,9	15,7	11,4	48,0	Arg
BA	70-100	4,38	0,3	4,9	8,0	0,01	0,02	0,70	4,44	0,08	0,78	4,51	1,67	90,29	1,67	0,26	9,71	7	21,8	11,8	12,0	54,5	Arg
Bw1	100-137	4,20	1,1	5,1	5,0	0,01	0,06	0,50	4,36	0,10	0,60	4,46	2,30	83,01	1,34	0,25	7,77	4,09	23,3	13,3	11,1	52,3	Arg
Bw2	137-163+	4,29	0,5	4,5	4,1	0,01	0,00	0,45	2,13	0,05	0,50	2,17	2,08	90,86	1,11	0,17	6,43	5,3	23,1	13,9	12,5	50,6	Arg
Perfil 4 - Ambiente Lavoura - Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico																							
A	0-30	5,94	1,9	4,5	159,1	4,32	1,41	0,00	3,86	6,16	6,16	10,0	61,48	0,00	2,93	0,85	16,97	14,03	32,2	13,3	7,8	46,7	Arg
Bi	30-50	4,15	0,7	8,0	44,1	2,22	0,76	0,40	6,50	3,13	3,53	9,63	32,48	11,34	3,47	0,71	20,13	8,71	29,3	9,6	10,2	51,0	Arg
BC	50-70+	5,07	1,8	5,9	13,6	0,08	0,09	0,45	4,19	0,22	0,67	4,41	5,07	66,79	1,08	0,21	6,28	13,73	28,1	10,8	15,5	45,7	Arg
Perfil 5 - Ambiente Vegetação Nativa - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A	0-24	5,88	1,4	11,4	322,1	5,33	1,56	0,00	3,45	7,76	7,76	11,2	69,24	0,00	4,07	1,13	23,58	24,16	32,3	15,7	13,3	38,8	Arg
BA	24-69	5,00	0,7	7,0	109,1	1,59	0,53	0,20	1,80	2,43	2,63	4,22	57,42	7,62	2,09	0,33	12,15	21,55	29,4	12,5	12,3	45,8	Arg
Bw1	69-121	4,32	0,7	4,6	50,0	3,13	1,18	0,15	3,20	4,45	4,60	7,65	58,18	3,26	1,16	0,47	6,75	3,39	24,0	11,1	11,8	53,2	Arg

H	Prof.	pH	P	Na	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	CTC pH=7,0	V	m	MO	NT	COT	Prem	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	CT
	cm	H ₂ O	mg/dm ³			cmolc/dm ³						%			g/kg		mg/L	%					
Bw2	121-173+	4,75	1,1	6,3	51,9	0,41	0,14	0,60	2,62	0,71	1,31	3,33	21,26	45,86	1,02	0,21	5,93	3,39	28,3	12,4	12,9	46,4	Arg
Perfil 6 - Ambiente Vegetação Nativa - Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico																							
A	0-26	4,37	7,7	3,6	34,0	0,09	0,13	2,00	9,14	0,33	2,33	9,47	3,47	85,90	2,75	0,7	15,96	21,05	55,3	13,0	6,9	24,8	Méd
AB	26-42	3,99	1,0	5,2	19,8	0,01	0,07	1,90	7,16	0,16	2,06	7,32	2,16	92,31	1,86	0,29	10,81	17,54	47,4	14,2	9,6	28,8	Méd
Bi	42-87	4,24	0,5	3,9	15,7	0,08	0,14	1,65	5,10	0,28	1,93	5,38	5,24	85,40	1,63	0,38	9,46	13,33	38,7	16,4	12,0	32,9	Méd
BC	87-106+	4,26	1,0	4,7	16,3	0,17	0,15	1,65	5,43	0,38	2,03	5,81	6,55	81,27	1,85	0,38	10,73	14,63	37,6	18,2	12,4	31,7	Méd
Perfil 7 - Ambiente Lavoura - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A1	0-11	4,80	4,1	4,4	42,4	0,71	0,27	0,80	6,91	1,12	1,92	8,03	13,89	41,77	2,73	1,2	15,82	15,73	38,7	8,9	11,1	41,3	Arg
A2	11-29	4,23	1,4	5,3	24,3	0,59	0,20	0,60	4,77	0,88	1,48	5,65	15,56	40,58	1,97	1,08	11,4	13,12	35,1	10,9	10,4	43,7	Arg
AB	29-50	4,25	1,8	8,3	21,8	0,15	0,11	0,75	4,27	0,35	1,10	4,63	7,62	68,02	1,70	0,34	9,84	17,44	34,3	8,8	11,4	45,4	Arg
Bw1	50-144	4,20	0,5	7,8	18,0	0,16	0,13	0,70	3,37	0,36	1,06	3,73	9,76	65,78	1,52	0,51	8,84	14,93	31,8	7,9	12,8	47,5	Arg
Bw2	144-173+	4,13	0,9	6,0	20,3	0,03	0,08	0,75	2,87	0,18	0,93	3,05	6,02	80,32	1,21	0,21	6,99	8,61	28,6	7,5	11,3	52,7	Arg
Perfil 8 - Ambiente Lavoura - Latossolo Amarelo Distrófico típico																							
A1	0-10	6,04	85,9	7,9	414,2	5,24	2,02	0,00	2,21	8,36	8,36	10,6	79,09	0,00	4,05	1,02	23,52	29,88	32,2	14,3	17,4	36,1	Arg
A2	10-17	4,80	9,4	8,8	396,4	3,72	1,28	0,10	3,45	6,06	6,16	9,51	63,72	1,62	2,43	0,55	14,1	27,57	29,6	13,2	18,0	39,2	Arg
Ab	17-38	6,12	12,5	6,3	240,6	5,74	1,38	0,00	2,13	7,77	7,77	9,90	78,50	0,00	2,91	0,56	16,86	30,89	31,5	14,4	17,5	36,7	Arg
BA	38-80	4,21	1,2	4,1	30,3	0,54	0,23	1,45	4,19	0,87	2,32	5,06	17,13	62,61	1,63	0,3	9,43	18,04	27,7	12,3	20,1	39,9	Arg
Bw1	80-104	4,48	0,5	4,6	17,6	0,20	0,13	1,10	2,95	0,40	1,50	3,35	11,90	73,38	0,85	0,16	4,91	27,07	26,3	14,6	24,0	35,2	Arg
Bw2	104-135	4,30	0,9	6,0	18,4	0,53	0,36	0,50	7,66	0,96	1,46	8,61	11,11	34,32	0,63	0,3	3,63	27,17	33,5	17,3	25,8	23,4	Méd
BC	135-186	4,50	16,5	6,5	31,5	0,15	0,15	1,15	2,62	0,40	1,55	3,03	13,36	73,97	0,87	0,34	5,05	21,85	39,6	21,6	21,9	16,9	Méd
C	186-210+	5,94	62,1	7,0	17,6	0,08	0,03	0,00	3,37	0,18	0,18	3,55	5,16	0,00	0,64	0,34	3,74	18,64	61,1	18,5	8,7	11,7	Méd

H = Horizonte, Prof.=Profundidade, Ab= Horizonte A enterrado, CT = Classe textural, Arg = Argilosa, Méd = Média

Deficiência de água (a)

Irupi-ES durante três meses do ano (junho, julho e agosto), historicamente, apresenta médias de precipitação mensal abaixo de 25 mm (ANA, 2021) (Figura 9). Essa condição pode limitar o desenvolvimento de algumas culturas. Em face da predominância de solos de textura média e argilosa na região, bem como da pluviosidade média anual ultrapassar 1.500 mm, atribuiu-se o grau de limitação ligeiro para o fator deficiência de água nos locais em que o solo atende os requisitos mínimos quanto à profundidade efetiva (1,5 m).

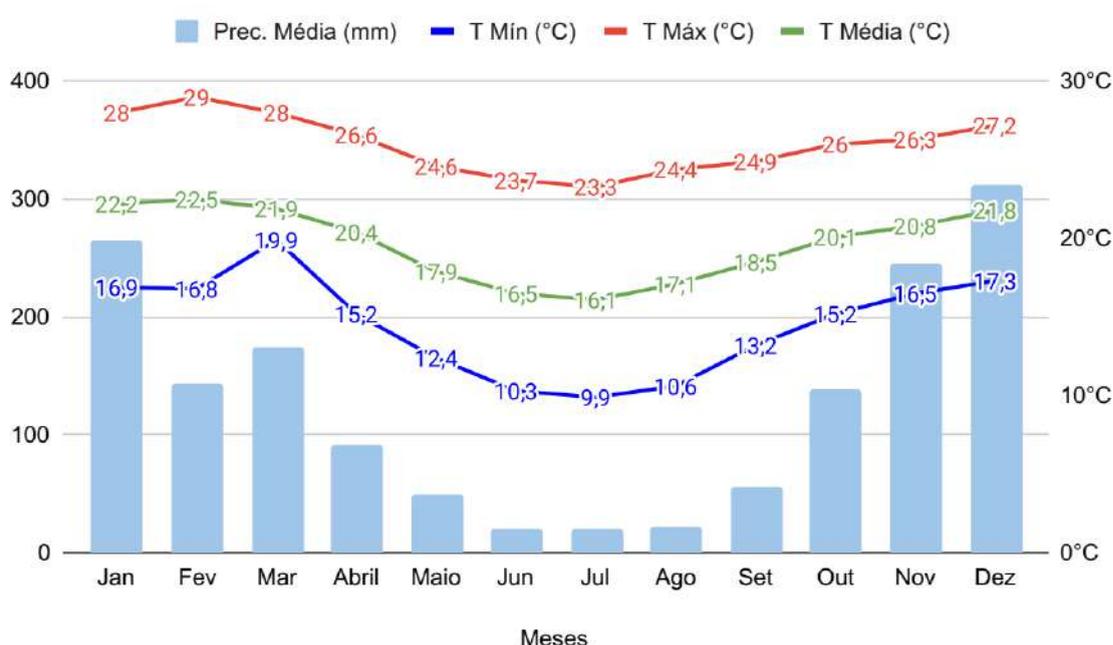


Figura 9 - Precipitação média mensal (mm), temperaturas mínimas, máximas e médias mensais (°C) para Irupi-ES. Fonte: INCAPER (2020) e ANA (2021).

Suscetibilidade à erosão (e)

A metodologia proposta por Ramalho Filho e Beek (1995) realiza o escalonamento da declividade em intervalos, intensificando o grau de limitação referente à suscetibilidade à erosão à medida que se eleva a declividade do terreno (Figura 10). Esse mesmo procedimento é utilizado para determinar os graus de limitação para o fator impedimento à mecanização.

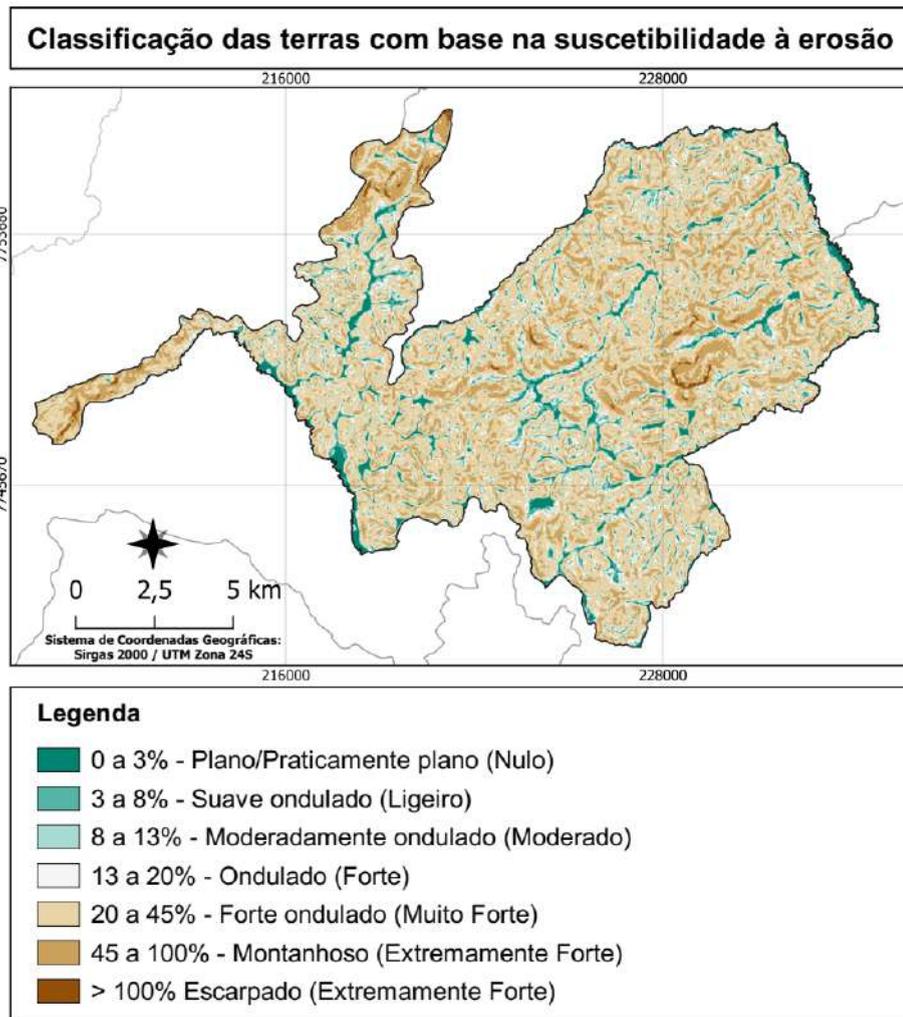


Figura 10 - Suscetibilidade à erosão para Irupi-ES de acordo com o SAAT (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995).

Na Tabela 9 foi feita a distribuição das classes de declividade conforme os graus de limitação do atributo citado.

Tabela 9 - Graus de limitação do atributo suscetibilidade à erosão em função da declividade do terreno para o município de Irupi-ES

Declividade (%)	Classes de relevo	Graus de limitação	Área (km ²)	%
0-3	Plano/ Praticamente plano	Nulo	8,9	4,8
3-8	Suave Ondulado	Ligeiro	9,8	5,2

8-13	Moderadamente ondulado	Moderado	12,0	6,5
13-20	Ondulado	Forte	21,9	11,8
20-45	Forte ondulado	Muito Forte	99,4	53,7
45-100	Montanhoso	Extremamente Forte	32,1	17,3
>100	Escarpado	Extremamente Forte	0,9	0,4

Impedimento à mecanização (m)

À medida que a inclinação do terreno aumenta, intensificam os riscos de tombamentos dos tratores e há prejuízo no rendimento das máquinas. As áreas com declividade entre 0 e 20% são as propícias à mecanização e, no município, se resumem a 28,3% da área total (Tabela 10).

Tabela 10 - Graus de limitação do atributo impedimento à mecanização em função da declividade do terreno para o município de Irupi-ES.

Declividade (%)	Graus de limitação	Área (km ²)	%
0-3	Nulo	8,9	4,8
3-8	Ligeiro	9,8	5,2
8-20	Moderado	33,9	18,3
20-45	Forte	99,4	53,7
>45	Muito Forte	33,0	17,7

Irupi-ES possui predominantemente relevo forte ondulado (20-45%) e estima-se que quase 100 km² estejam nessas condições topográficas, isso equivale a cerca de 54% da área territorial. As classes de relevo montanhoso (45-75%) e escarpado (>75%) somam 33 km² (18% do terreno). Deste modo, a partir de 20% de declividade foi atribuída a intensidade muito forte ao fator impedimento à mecanização.

A pedregosidade, a rochividade e a pequena espessura do *solum* também são fatores limitantes à mecanização agrícola, além disso, são características morfológicas de áreas sob o domínio de Neossolos Litólicos. Deste modo, a unidade

de mapeamento RLd recebeu classificação muito forte para impedimento à mecanização.

A classificação dos perfis no campo indicou que a profundidade dos solos variou entre pouco e muito profundos, sendo os mais rasos os Cambissolos e os mais espessos os Latossolos. A profundidade dos perfis variou entre 70 e 202 cm, sendo a média equivalente a 150 cm e a classificação textural indicou que os solos da região apresentam textura média e argilosa (Tabela 8). Os perfis contendo horizonte Bi apresentaram profundidade efetiva (PE) abaixo de 150 cm.

As terras situadas no domínio do Cambissolo Húmico alumínico (CHa) estão inseridas no Parque Nacional do Caparaó (PNC) e, portanto, foram destinadas exclusivamente à preservação da fauna e da flora.

Deficiência de oxigênio (o)

As terras sujeitas a inundações periódicas, com drenagem deficitária ou contendo atividade de água suficiente para impedir o desenvolvimento das principais culturas foram atribuídas grau forte ou muito forte para o fator deficiência de oxigênio. Esses locais foram destinados à preservação da fauna e da flora, ou seja, não possuem aptidão agrícola.

Deste modo, a definição das classes de aptidão agrícola das terras situadas nas unidades de mapeamento de solos (Tabela 11) baseou-se nos cinco fatores descritos anteriormente (f, a, e, m, o). Consoante a intensidade da limitação, os atributos foram classificados em nulo (0), ligeiro (1), moderado (2), forte (3), muito forte (4).

Tabela 11 - Graus de limitação das condições agrícolas das terras para os níveis de manejo A, B e C e classificação da aptidão agrícola das unidades de mapeamento de solo

UM	Rel.	Fatores Limitantes															Graus de limitação	Subgrupo de Aptidão
		f			a			o			e			m				
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C		
LAd	p	3	1*	0**	1	1	1	0	0	0	1	0	0**	0	0	0	f3	1bC
	so	3	1*	0**	1	1	1	0	0	0	1	1	0**	1	1	1	f3	1bC
	mo	3	1*	1**	1	1	1	0	0	0	2	1	1**	2	2	2	f3 e2 m2	2bc
	o	3	1*	1**	1	1	1	0	0	0	3	2*	1**	3	3	2	f3 e3 m3	3(bc)
	fo	-	1*	-	-	1	-	-	0	-	-	4	-	-	4	-	e4 m4	4(p)
	m	3	1*	-	1	1	-	0	0	-	4	4	-	4	4	-	f3 e4 m4	5(sn)
	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
CXbd1	p	3	1*	0**	1	1	1	0	0	0	1	0	0**	0	0	0	f3	1bC
	so	3	1*	0**	1	1	1	0	0	0	1	1	0**	1	1	1	f3	1bC
	mo	3	1*	1**	1	1	1	0	0	0	2	1	1**	2	2	2	f3 e2 m2	2(b)c
+	o	3	1*	1**	1	1	1	0	0	0	3	2*	1**	3	3	2	f3 e3 m3	3(bc)
CXbd2	fo	-	1*	-	-	1	-	-	0	-	-	4	-	-	4	-	e4 m4	4(p)
	m	3	1*	-	1	1	-	0	0	-	4	4	-	4	4	-	f3 e4 m4	5(sn)
	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
RLd	p	3	1	-	2	2	-	0	0	-	0	0	-	4	4	-	f3 a2 m3	5(sn)
	so	3	1	-	2	2	-	0	0	-	1	1	-	4	4	-	f3 a2 m3	5(sn)
	mo	3	1	-	2	2	-	0	0	-	1	1	-	4	4	-	f3 a2 m3	5(sn)
	o	3	1	-	2	2	-	0	0	-	3	2*	-	4	4	-	f3 a2 e3 m3	5(sn)
	fo	3	1	-	2	2	-	0	0	-	4	4	-	4	4	-	f3 a2 e4 m4	5(sn)
	m	3	1	-	2	2	-	0	0	-	4	4	-	4	4	-	f3 a2 e4 m4	5(sn)
	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
CHa1 + CHa2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	

UM - Unidade de Mapeamento; Rel. - Relevo; p - plano, so - suave ondulado, mo - moderadamente ondulado, fo - forte ondulado, m - montanhoso, e - escarpado; f - Deficiência de fertilidade, a - Deficiência de água, o - Deficiência de oxigênio, e - Suscetibilidade à erosão, m - Impedimento à mecanização, 0 - nulo, 1 - Ligeiro, 2 - moderado, 3 - forte, 4 - muito forte. * adoção de práticas para melhoramento para o atributo classe 1 e ** classe 2.

Na Tabela 12 estão descritos os subgrupos de aptidão e a área ocupada por cada um deles.

Tabela 12 - Subgrupos de aptidão agrícola das terras propostos para Irupi-ES

Subgrupo	Descrição	Área	
		km ²	%
1bC	Terras pertencentes à classe de aptidão boa para lavoura no nível de manejo C, regular no B e inapta no A.	16,3	8,8
2bc	Terras pertencentes à classe de aptidão regular para lavoura nos níveis de manejo B, C e inapta no A.	11,2	6,1
3(bc)	Terras pertencentes à classe de aptidão restrita para lavoura nos níveis de manejo B, C e inapta no A.	20,8	11,3
4(p)	Terras pertencentes à classe de aptidão restrita para pastagens plantadas no nível de manejo B.	94,6	51,2
5(sn)	Terras pertencentes à classe de aptidão restrita para silvicultura e/ou pastagem natural nos níveis de manejo B e A, respectivamente.	28,0	15,2
6	Terras sem aptidão agrícola e indicadas para preservação da fauna e da flora.	13,8	7,5
Total		185,0	100

Na figura 11 foi realizada a espacialização dos subgrupos de aptidão agrícola e criado o mapa com a proposta de aptidão agrícola para o município de Irupi-ES.

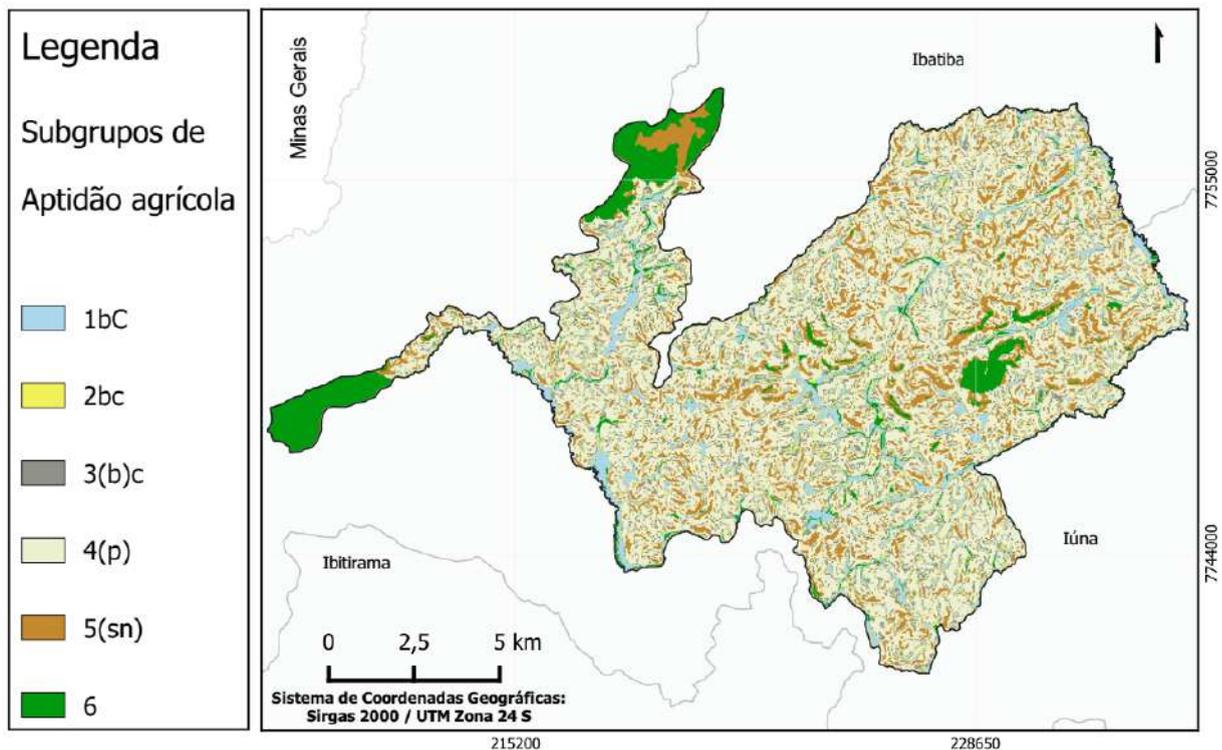


Figura 11 - Proposta de aptidão agrícola das terras de Irupi-ES.

DISCUSSÃO

Mudanças de uso e cobertura do solo - *Land-Use and Land-Cover Changes (LUCC)*

Dentre as classes temáticas, a lavoura foi a que registrou maior crescimento. A análise de LUCC aponta que a substituição das áreas de pastagem e vegetação nativa, ocorreu principalmente para a implantação de novos cafezais. Houve uma redução estimada em 5,6% (10,4 km²) na classe pastagem e 0,8% (1,48 km²) para vegetação nativa. Em contrapartida, verificou-se um acréscimo de 4,3% (7,95 km²) nas lavouras. Outras classes também registraram aumento discreto como, reflorestamento (1,4%), solo exposto (0,3%) e área edificada (0,2%) (Tabela 13).

Tabela 13 - Área em km² ocupada pelas classes temáticas em 2008 e 2020

Classes	2008		2020	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Lavoura	96,2	52,0	104,2	56,3
Vegetação Nativa	33,9	18,4	32,5	17,6
Pastagem	42,8	23,1	32,4	17,5
Reflorestamento	3,8	2,1	6,5	3,5
Afloramento rochoso	5,3	2,8	5,3	2,9
Área edificada	2,5	1,3	2,7	1,5
Solo exposto	0,5	0,3	1,1	0,6
Massa d'água	-	-	0,2	0,1
Total	185,0	100	185,0	100

A classe massa d'água em virtude da melhor resolução das imagens (10 m) passou a ser identificada e conforme o produto LULC-2020, ocupou extensão equivalente a 0,2 km² (0,1%). Os rios, barragens e lagos da região são de pequeno porte. Arvor et al. (2018) também relataram dificuldade na detecção de corpos hídricos pequenos e de formato linear a partir de algumas imagens do satélite LANDSAT, especialmente nas de menor resolução.

A área edificada teve pequena expansão (0,2 km²), impulsionada possivelmente pelo aumento populacional. Segundo o IBGE (2010, 2023), em 2010 residiam 11.723 pessoas no município e em 2021 passaram para 13.672 habitantes. Na zona urbana houve o crescimento de bairros residenciais. Na zona rural, além de casas, houve a instalação de unidades de processamento de café como secadores, lavadores, descascadores, máquinas de beneficiamento, terreiros de cimento e galpões para armazenamento de café nas propriedades rurais.

A pecuária na região tem caráter misto, baseada principalmente na bovinocultura de leite e corte (INCAPER, 2020). Em 2008, a pastagem foi a segunda maior classe de uso e cobertura, totalizando 23,1% da área (42,8 km²). Contudo, a partir desse período, houve redução gradativa na área ocupada, conforme dados da Secretaria Estadual de Meio Ambiente do estado do Espírito Santo - SEAMA e obtidos no atual levantamento. Entre os anos de 2012 a 2015 as pastagens ocupavam 18,1% do território municipal, ou seja, 33,48 km² (SEAMA, 2018) e em 2020, conforme LULC-2020 corresponderam a 17,5% (32,4 km²).

Segundo o Projeto MapBiomas (2021), de 2000 a 2020 quase 43 milhões de hectares de pastagens foram convertidos em outros usos ou abandonados no Brasil. A ampliação ocorreu de forma acelerada até o ano 2000, depois houve uma tendência a estabilização e a partir de 2020 observou-se queda. Atualmente, a área total equivale a cerca de 154 milhões de hectares. Portanto, a tendência nacional de substituição das pastagens por outras formas de uso e ocupação observada nos últimos anos, corroboram os resultados encontrados para o município de Irupi-ES.

Segundo Dias-Filho (2014), tem ocorrido uma redução sistemática das áreas de pastagem natural no Brasil desde o Censo Agropecuário de 1970. Estas áreas têm sido ocupadas por lavouras e até mesmo pastagens plantadas (espécies de gramíneas exóticas), as quais são geralmente mais produtivas que as naturais.

Na avaliação de LUCC, detectou-se aumento em torno de 0,6 km² da classe solo exposto. Infere-se que correspondem a trechos de estradas rurais, reflorestamentos removidos, áreas de vegetação nativa (especialmente macegas) e pastagens em processo de substituição por lavoura, ou até mesmo locais ocupados com lavoura e submetidos a poda drástica como recepa, de cafezais em processo de renovação ou áreas submetidas à calagem.

O reflorestamento na região com essências exóticas como o eucalipto acontece principalmente para geração de renda por meio da comercialização de madeira serrada ou em toras, além da utilização como lenha na alimentação de fornalhas de secadores de café, construção de cercas ou outras finalidades. A maioria dos povoamentos florestais são de pequena extensão e, normalmente, situam-se em locais com restrições ao uso intensivo do solo, como áreas declivosas com forte impedimento à mecanização, alta suscetibilidade à erosão e solos com incidência de pedregosidade e rochiosidade. Entretanto, a franca expansão de lavouras também afetou áreas que anteriormente estavam ocupadas com povoamentos florestais. Apesar disso, a silvicultura expandiu cerca de 1,4% (2,7 km²), em virtude, especialmente, da substituição de pastagens.

A valorização do preço do café ao longo do período avaliado pode ter sido o principal fator envolvido na mudança da paisagem. Segundo o Centro do Comércio de Café de Vitória (CCCV, 2022), entre 2008 e 2020 houve alta de 110 e 75% na cotação média anual da saca de café tipo 6 bebida dura e tipo 7 bebida rio, respectivamente.

A oscilação no valor dos produtos agropecuários é apontada como um dos principais motivadores para o dinamismo do cenário agrário de diversas cidades (BRANDÃO; REZENDE; MARQUES, 2006; MENKE et al., 2009; HAGGAR et al., 2013; SILVEIRA; GONZÁLEZ; FONSECA, 2017). Entretanto, a tomada de decisão quanto à ampliação, retração ou substituição na forma de uso do solo também é fortemente influenciada pela facilidade de comercialização dos itens produzidos (FOX e VOGLER, 2005; IUNES et al., 2018).

A consolidação da cafeicultura como a principal atividade agropecuária na região culminou com o aparecimento de diversos atravessadores (corretores) e também de uma cooperativa de cafeicultores. Portanto, a comercialização não representa o principal gargalo para a atividade na região. Por outro lado, ocorre a intensificação da monocultura cafeeira no município.

Na Tabela 14 os dados de uso e ocupação referentes aos anos avaliados são confrontados. Nas colunas estão as áreas ocupadas pelas classes temáticas do levantamento de 2020 e nas linhas, o de 2008. Na cor cinza são representadas as áreas que permaneceram inalteradas. As demais interseções entre linha e coluna indicam as áreas das classes temáticas registradas em 2008 que foram convertidas em outras formas de uso ou ocupação em 2020.

Tabela 14 - Mudanças de uso e ocupação do solo registradas em Irupi-ES entre os anos de 2008 e 2020

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	Área (km ²)
1	4,73	0,04	0,26	0,05	0,00	0,00	0,08	0,00	5,16
2	0,09	27,96	1,01	1,40	0,54	0,48	11,00	0,14	42,61
3	0,32	0,71	27,17	0,63	0,08	0,04	4,88	0,05	33,88
4	0,03	0,06	0,15	2,52	0,00	0,13	0,98	0,00	3,87
5	0,01	0,35	0,05	0,02	1,61	0,04	0,39	0,01	2,47
6	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,13	0,31	0,00	0,49
7	0,14	3,06	3,75	1,84	0,47	0,31	86,49	0,02	96,07
Área (km ²)	5,31	32,19	32,41	6,46	2,71	1,12	104,12	0,22	184,94

Classes: 1 - Afloramento rochoso, 2 - Pastagem, 3 - Vegetação Nativa, 4 - Reflorestamento (eucalipto), 5 - Área edificada, 6 - Solo exposto, 7 - Lavoura, 8 - Massa d'água.

Deste modo, na classe pastagem foi registrada a maior redução na área ocupada, a qual foi substituída principalmente por lavoura, reflorestamento (eucalipto) e vegetação nativa. Além disso, houve pequeno aumento das classes área edificada e solo exposto, decorrentes também da substituição de áreas anteriormente ocupadas com pastagem.

O classificador (algoritmo) utiliza a reflectância do alvo como parâmetro de diferenciação entre as classes. Segundo Luiz et al. (2015), as variações fenológicas das culturas e o manejo adotado podem influenciar no comportamento espectral do alvo. Outro fator que pode afetar a classificação supervisionada são as sombras contidas nas cenas. Elas dificultam a fotointerpretação no momento da coleta de amostras para o treinamento do classificador, deste modo erros de comissão ou omissão podem ocorrer.

De acordo com a matriz de confusão referente ao produto LULC-2020 (Tabela 07), apesar de não ter sido observado erro de comissão (EC) envolvendo as classes solo exposto, afloramento rochoso, reflorestamento e massa d'água, esse erro foi detectado para vegetação nativa, pastagem e lavoura. O EC inclui em uma classe pixels que correspondem a grupos temáticos diferentes.

Assim, infere-se que lavouras cobertas por sombra podem ter sido interpretadas pelo classificador como pertencentes à classe vegetação nativa. Por outro lado, as macegas e a vegetação nativa em estágio inicial de regeneração, devido ao comportamento espectral, podem ter sido confundidas com pastagem e lavoura, respectivamente. As pastagens situadas próximos a locais úmidos, tais como córregos, mesmo em período de seca, permanecem vigorosas. Deste modo, infere-se que a variação espectral nessa classe oriunda da maior disponibilidade hídrica tenha sido um dos fatores para o EC envolvendo essa classe e vegetação nativa (macegas).

A análise temporal para a classe vegetação nativa (macega, vegetação nativa e vegetação nativa em estágio inicial de regeneração) aponta que houve redução de 0,8% na área ocupada, permanecendo praticamente inalterada. Em 2020, tornou-se a segunda maior classe de cobertura do solo, correspondendo a cerca de 17,6% da área municipal. O levantamento feito pela SEAMA (2018) indicou que a área ocupada pela vegetação nativa entre 2012 e 2015 era de 18,7%.

Assim como em outras regiões do Bioma Mata Atlântica, em Irupi-ES, a flora nativa encontra-se distribuída principalmente na forma de fragmentos florestais, integrando as áreas de reserva legal (RL) e de preservação permanente (APP) nas propriedades rurais. Os fragmentos são de diversos formatos, dimensões e estão separados por estradas, lavouras, pastagens ou outros tipos de uso. Segundo Liu et al. (2019) e Ribeiro et al. (2009), a forma de ocupação dos territórios pode ser elencada como um dos fatores responsáveis pela fragmentação das florestas.

Segundo Haddad et al. (2015), 70% da floresta remanescente no planeta está sujeita ao processo de fragmentação. Como efeitos deletérios desse fenômeno citam a queda da biodiversidade (13-75%), perda de biomassa e alteração do ciclo de nutrientes, sendo que os fragmentos menores e mais isolados são os mais afetados.

Um dos desafios para a manutenção desses ecossistemas reside na suavização do efeito de borda, fenômeno caracterizado pelas alterações de natureza física, química e biológica que ocorrem na zona limítrofe entre a floresta e a área modificada. A maior exposição aos ventos e à radiação conduzem a uma mudança ambiental abrupta que afeta o microclima local, a interação entre as espécies, a polinização, dispersão e germinação de sementes (DAVIES-COLLEY; PAYNE; VAN ELSWIJK, 2000; REDDING et al., 2003; MAGNAGO et al., 2015; GASPERINI et al., 2021).

Outro problema a ser solucionado consiste na criação de mecanismos eficazes para conexão dos remanescentes florestais resultantes do processo de modificação das paisagens. A técnica colabora para a conservação do ecossistema, a redução das taxas de extinção (vegetal e animal) e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (HADDAD et al., 2015).

Nas regiões em que predomina a agricultura familiar, a implantação de sistemas agroflorestais (SAF's), tem sido uma alternativa viável sob os aspectos ambiental e econômico. Brancalion et al. (2012) e Vieira, Holl e Peneireiro (2009) destacam a relevância dos SAF's na redução do efeito de borda, restauração dos ecossistemas, reabilitação de áreas degradadas, geração de renda e segurança alimentar para os produtores rurais e suas famílias.

A complexidade para o restabelecimento do equilíbrio de um ecossistema evidencia a necessidade de envolvimento do máximo de atores, tais como produtores rurais, instituições de ensino, poder público, empresas privadas e organizações. Esforços

governamentais tanto ao nível estadual como federal surgiram para fomentar a restauração das florestas e interligar os fragmentos isolados, como o “Programa Reflorestar” no estado do Espírito Santo (ESPÍRITO SANTO, 2018) e o projeto “Corredores Ecológicos”, proposto pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2000).

SAAT

Segundo Novais et al. (2007), os solos tropicais, em sua maior parte, caracterizam-se pelo intemperismo avançado, baixa saturação por bases ($V < 50\%$) e poucos cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) ocupando a CTC. Regiões sujeitas a chuvas volumosas, ao longo do tempo, têm esses cátions removidos do sistema e os sítios de adsorção livres passam a ser ocupados principalmente por H^+ e Al^{3+} . Dessa forma, a acidez dos solos e a toxicidade oriunda do alumínio trivalente em solução são intensificadas. Essa condição torna imperativa a adoção de melhorias para correção da deficiência da fertilidade por meio da calagem e aplicação de fertilizantes.

Na maior parte dos perfis analisados a acidez e a saturação por alumínio demonstraram tendência à elevação em subsuperfície. O calcário, caso não seja incorporado, tem os efeitos restritos a uma camada superficial. Apesar de não ser mencionada no SAAT como uma proposta de melhoramento da deficiência de fertilidade, uma técnica com efeitos positivos para os cultivos agrícolas consiste na gessagem. Segundo Novais et al. (2007), o gesso agrícola fornece Ca e enxofre (S), neutraliza o Al em profundidade, contribui para o aprofundamento dos sistemas radiculares das culturas e reforça a tolerância das plantas aos déficits hídricos.

A exportação de nutrientes pelas culturas requer o aporte de insumos para evitar o depauperamento do solo e manutenção de produções rentáveis em condições de baixa fertilidade natural. De acordo com Ramalho Filho e Beek (1995), o nível de manejo A (Primitivo) depende apenas da fertilidade natural do solo, pois não há aplicação de capital para conservação das condições das terras e culturas. Portanto, pelo fato de não demonstrar viabilidade para as condições dos solos da região e não se enquadrar nos critérios de sustentabilidade, o nível de manejo A foi excluído da avaliação da aptidão agrícola das terras destinadas ao uso intensivo (Grupos 1, 2 e 3).

Alguns autores adaptaram o SAAT segundo a realidade agrária da região selecionada para avaliação das terras. Pereira e Lombardi Neto (2004) em uma proposta de adaptação do sistema utilizaram apenas os níveis de manejo B e C. Hamada, Assad e Pereira (2006) e Silva et al. (2010) restringiram suas avaliações a apenas um nível tecnológico - C e B, respectivamente. Por outro lado, Gomes et al. (2005) não utilizaram diferenciação em níveis tecnológicos em trabalho de aptidão agrícola voltado ao reflorestamento. Em Irupi-ES a maior parte dos produtores rurais se enquadram nos níveis de manejo B e C.

No município, existem quatro principais classes de solo, conforme Cunha et al. (2006a), no entanto, os Cambissolos Háplicos Tb distróficos típicos (CXbd) e Latossolos Amarelos Distróficos típicos (LAd) concentram a maior área cultivada. Os Neossolos Litólicos distróficos (RLd) em associação com CXbd têm restrições severas devido à profundidade exígua, rochosidade e pedregosidade. O Cambissolo Húmico alumínico (CHa) situa-se no interior de uma Unidade de Conservação Federal (PNC) e não tem aptidão agrícola.

As terras com aptidão para lavoura ocupam cerca de 48 km² e pertencem aos subgrupos 1bC, 2bc e 3(b)c. Caracterizam-se pela declividade menos acentuada, boa drenagem e ausência de impedimento à mecanização. São terras que exigem melhorias de deficiência de fertilidade como correção da acidez e emprego de fertilizantes para manutenção de produções economicamente rentáveis. Além disso, são indispensáveis o emprego de melhorias de suscetibilidade à erosão como medidas de conservação do solo da água, tais como o revolvimento mínimo do solo, cultivo em nível, adubação verde e uso de cobertura morta.

Silva (2018) em trabalho desenvolvido no Rio Grande do Norte classificou áreas com grau de limitação nulo referente à suscetibilidade à erosão e com predomínio de CX como 1bC, 1BC e 1aBC. Pedron et al. (2006) classificaram um CX Ta eutrófico típico, A chernozêmico, textura argilosa, situado em relevo forte ondulado como 3(a) / 4p. Calderano Filho et al. (2007) classificaram unidades de mapeamento de CX em relevo moderadamente ondulado a ondulado como 2ab, 2(a)b, 3(ab) e 3(b).

Amaral et al. (2004) atribuíram aos latossolos encontrados em relevos suaves e sem impedimento à mecanização o subgrupo 2(b)c em mapeamento da aptidão das terras do estado de Minas Gerais. Ratke et al. (2020), em condição topográfica semelhante, atribuíram ao LAd o subgrupo 1(a)bC em trabalho no estado do Piauí. Motta et al. (2014) em avaliação da aptidão agrícola de terras do Mato Grosso do

Sul sugeriram para LAd em relevo plano os subgrupos 2bc e 2(b)c. Menezes et al. (2009) definiram para LA, Latossolo Vermelho (LV) e Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) em relevo ondulado o subgrupo 3(bc). Semelhantemente, Carvalho Filho et al. (2003) atribuíram o subgrupo 3(bc) para LA e LV em alguns locais de relevo ondulado e forte ondulado na avaliação da aptidão agrícola das terras do Rio de Janeiro.

As terras do subgrupo 4(p) ocupam pouco mais da metade do território (94,6 km²), têm aptidão restrita para pastagens plantadas e estão situadas em relevo forte ondulado, ou seja, locais com restrição severa à mecanização e alta suscetibilidade à erosão. De forma semelhante ao adotado no presente estudo, Carvalho Filho et al. (2003) em unidade de mapeamento de solo sob domínio de LV, contendo solos pouco profundos e de textura argilosa a muito argilosa, atribuiu aos locais de relevo forte ondulado e montanhoso os subgrupos 4(p) e 5(s), respectivamente. Nessas condições topográficas o emprego de pastoreio controlado e a instalação de piquetes são práticas de melhoramento da suscetibilidade à erosão que evitam o pastejo excessivo, auxiliam na manutenção das gramíneas nos períodos de estiagem e previnem a degradação do solo.

Em casos excepcionais, áreas planas ou de relevo menos movimentado podem ser destinadas ao uso com pastagens plantadas. Motta et al. (2014), em áreas com declividade plana a ondulada em que predominavam os Neossolos Quartzarênicos (RQ) e Organossolos indicaram a ocupação com este grupo de aptidão agrícola. Essas classes de solo impõem restrições principalmente quanto à deficiência de água e fertilidade do solo (para os RQ) e deficiência de oxigênio e impedimento à mecanização para a última.

As terras do subgrupo 5(sn) ocupam 28,0 km², situam-se nos locais de relevo montanhoso e têm aptidão agrícola restrita para silvicultura e/ou pastagem natural nos níveis de manejo B e A, respectivamente. Em condição de melhor fertilidade do solo, Pedron et al. (2006) atribuíram a um RL eutrófico típico situado em relevo montanhoso o subgrupo 5NS.

Conforme Pedron et al. (2009), os RL, em geral apresentam boa fertilidade química, porém são limitados devido à pequena espessura do solo, além da pedregosidade e se situarem principalmente em relevo acidentado. Portanto, a pequena profundidade dos RLd pode inviabilizar o uso para a silvicultura. No entanto, em Irupi-ES, parte das terras localizadas sob o domínio de RLd contém associações com CXbd. Assim,

nas áreas em que houve desenvolvimento suficiente de espessura dos CXbd, a profundidade do solo deixou de ser fator limitante para uso com povoamentos florestais.

Uma crítica ao SAAT consiste na atribuição do manejo primitivo (A) para pastagens naturais. Em regiões com limitações severas de fertilidade do solo, semelhantes à condição do local do estudo, a ausência de cuidados com o manejo da fertilidade do solo conduz a sua degradação, surgimento de feições erosivas e redução de áreas úteis para criação animal. Segundo Barreto, Sartori e Dadalto (2012) o Espírito Santo possui extensas áreas de pastagens degradadas, decorrentes principalmente da falta de manejo da fertilidade do solo. Segundo López et al. (2022), as pastagens degradadas são classificadas como uma ameaça crescente à segurança alimentar e aos meios de subsistência de diversas comunidades rurais.

As terras do subgrupo 6 ocupam cerca de 13,8 km² e não possuem aptidão agrícola, portanto são destinadas à preservação da fauna e da flora. Estão distribuídas por todas as unidades de mapeamento de solo descritas. São áreas com impedimentos relacionados ao declive acentuado (relevo escarpado > 75%), suscetibilidade muito alta à erosão, presença de afloramentos rochosos, solos rasos ou com restrições severas à mecanização e ao desenvolvimento radicular das culturas. Algumas estão inseridas no PNC e existem locais que durante certo período do ano estão sujeitos a inundações ou apresentam drenagem deficitária.

Portanto, quanto menor o grau de limitação ao uso das terras, menor a restrição ao uso intensivo. Por outro lado, à medida que a intensidade de limitação aumenta, o SAAT propõe outras alternativas de ocupação das terras como mecanismo de orientação para o uso consciente da oferta ambiental. Assim, os locais inapropriados para lavouras são indicados para outros grupos de aptidão agrícola menos intensivos como pastagem plantada, silvicultura e/ou pastagem natural.

Uso e cobertura do solo (2020) x SAAT

O SAAT propõe a intensificação do uso das terras até o limite reconhecido como sustentável, ultrapassá-lo implica em prejuízo direto, principalmente, para os recursos naturais como solo e água. Por outro lado, o uso das terras abaixo do seu

potencial agrícola caracteriza a subutilização, ou seja, o uso é menos intensivo do que o indicado pelo zoneamento (SANTOS e KLAMT, 2004).

Em Irupi-ES, cerca de 13,5% das terras aptas para lavoura estão subutilizadas, sendo ocupadas com pastagens e reflorestamento. Em contrapartida, 76,7% da área ocupada com lavoura está sobreutilizada, ou seja, o uso do solo ocorre em intensidade superior ao recomendado (Figura 12). Trata-se de locais com suscetibilidade muito alta à erosão e restrições severas à mecanização.

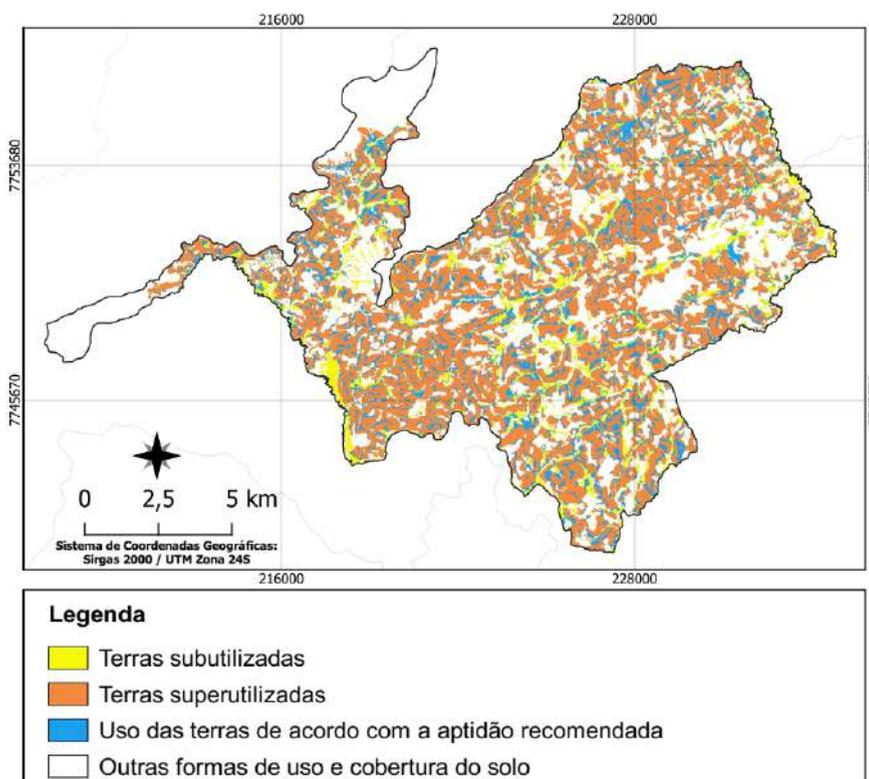


Figura 12 - Intensidade do uso do solo para a classe lavoura em Irupi-ES.

A extensão das terras sobreutilizadas em Irupi-ES desperta a atenção por estar em uma região de cabeceira e com grandes riscos à qualidade da água. A ocupação do solo é um processo dinâmico e diversos fatores podem influenciar nas decisões sobre expansão ou redução de áreas cultivadas conforme discutido anteriormente. Entretanto, na maioria dos casos as mudanças no uso e ocupação estão intimamente relacionadas a intensificação no uso do solo.

Esse processo pode agravar problemas ambientais com impactos ao nível local e regional a partir da erosão hídrica, resultando no assoreamento de rios, na contaminação dos mananciais (SÁNCHEZ-CANALES et al., 2015, SHIVHARE et al.,

2018; TIAN et al., 2020; SILVA et al., 2018), no empobrecimento do solo, na redução de áreas agricultáveis (MANCINO et al., 2016), na queda de produtividade das culturas (DUAN et al., 2017) e conseqüentemente diminuição na renda dos produtores rurais.

Portanto, os efeitos do uso inapropriado da oferta ambiental repercutem também nas esferas econômica e social. Pois, o menor retorno financeiro gera endividamento e baixo investimento nas atividades agropecuárias. Em casos mais graves ocorre a evasão de trabalhadores da zona rural, comprometendo a sucessão familiar.

Medidas mitigadoras das perdas de solo e água são adotadas pelos cafeicultores. O plantio em curva de nível, manutenção da cobertura do solo nas entrelinhas de cultivo e nos carregadores, além da construção de caixas secas nas margens das estradas são práticas bastante difundidas entre os produtores rurais como alternativas para contenção dos efeitos negativos do escoamento superficial excessivo (ALIXANDRE et al., 2020).

Apesar de pouco conhecida pelos produtores rurais da região, o uso de plantas de cobertura como leguminosas ou espécies de adubos verdes nas entrelinhas das lavouras tem efeito positivo no agroecossistema. Segundo Angeletti et al. (2018), além da proteção do solo contra os impactos das gotas de chuva, elas promovem a manutenção da umidade do solo, elevação dos teores de matéria orgânica, intensificam a infiltração de água, melhoram a biodiversidade local, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e, além disso, após cultivos sucessivos, podem reduzir a necessidade de fertilizantes.

Uma prática de conservação do solo mecânica ainda pouco utilizada, especialmente devido aos custos para implantação, mas com inúmeros benefícios para a cafeicultura de montanha, consiste na construção de microterraços. Segundo Matiello et al. (2015), a declividade acentuada dificulta diversos tratamentos culturais. Deste modo, os microterraços, aumentam o rendimento na execução das atividades, melhoram a ergonomia no trabalho, atenuam as perdas de solo e intensificam a infiltração de água. A pequena largura da base (1,30-1,50 m) permite a construção dos microterraços mesmo nas entrelinhas de lavouras adultas, porém o custo ainda é elevado. A construção de 1,0 ha pode levar de 30 a 40 horas de trabalho de máquinas adaptadas para esta finalidade a um custo de R\$ 3.000,00 a R\$ 5.000,00.

Apesar do enfoque do estudo ter sido direcionado para apenas um território, a realidade agrária de grande parte dos municípios das regiões Sul e Serrana do Espírito Santo é similar. Portanto, entende-se que a criação de planos regionais e municipais de conservação do solo e da água, adaptados à realidade de cada local, terão grande efeito na promoção do desenvolvimento rural sustentável das cidades.

CONCLUSÃO

As mudanças de uso e cobertura do solo indicaram que as classes lavoura e pastagem tiveram a maior expansão e redução da área ocupada entre 2008 e 2020, respectivamente. A classe vegetação nativa registrou menos de 1% de supressão.

Na avaliação da aptidão agrícola das terras, os principais fatores restritivos foram a baixa fertilidade natural dos solos, alta suscetibilidade à erosão e forte impedimento à mecanização.

Cerca de 31,4% do terreno (58,1 km²) tem aptidão boa, regular ou restrita para lavoura nos níveis de manejo B e C, e os subgrupos de aptidão agrícola foram 1bC, 2(b)c e 3(c). Mais da metade do território (94,8 km²) têm aptidão restrita para pastagem plantada - 4(p), enquanto 28,2 km² tem aptidão restrita para uso com silvicultura e/ou pastagem natural - 5(sn) e as terras sem aptidão agrícola e destinadas à preservação da fauna e da flora (6) abrangem 7,5 km². Aproximadamente 77% das terras ocupadas com lavoura estão em desacordo com a aptidão agrícola proposta pelo SAAT.

CAPÍTULO II - ESTIMATIVAS DE PERDAS DE SOLO EM IRUPI-ES COM A EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDAS DE SOLO REVISADA (RUSLE)

RESUMO

As condições climáticas e topográficas de Irupi-ES exigem cuidados com o solo e recursos hídricos devido à alta vulnerabilidade à erosão hídrica. A região tem extensas áreas ocupadas com lavouras cafeeiras (>50% do território), sendo que parte significativa se encontra em locais de relevo forte ondulado a montanhoso (declividade entre 20 e 75%). Assim, o objetivo desse capítulo foi estimar as perdas de solo no local do estudo de forma indireta por meio da Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE). Um de seus componentes é a cobertura do solo (C), a qual exerce grande influência nas perdas de solo. A adaptação dos fatores da equação para as condições locais torna as estimativas de predição de erosão hídrica mais fidedignas. Deste modo, o Fator C da RUSLE foi obtido por duas formas: I) método clássico: consulta a literatura e II) método adaptado: reescalonamento do índice de vegetação NDVI. O uso do fator C reescalonado foi satisfatório na predição das perdas de solo. Houve pequena variação nesse parâmetro para vegetação nativa, pastagem, reflorestamento e lavoura, resultando em diferença discreta nas perdas de solo entre essas classes. A implementação de ajustes no método pode aprimorar a modelagem de erosão hídrica, especialmente nas áreas ocupadas com vegetação nativa. Por outro lado, o método clássico apresentou-se mais assertivo nas estimativas para esta classe, entretanto para as demais houve a tendência em superestimar as perdas de solo. Cerca de 73% da área da região do estudo apresentou vulnerabilidade à erosão hídrica classificada como moderada a alta (5-25 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), segundo o modelo adaptado. Para o método tradicional, 29,5% da área foi enquadrada com vulnerabilidade ligeira (0-2,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e 45% como muito alta (25-100 Mg ha⁻¹ ano⁻¹).

Palavras-chave: conservação do solo; erosão hídrica; perdas de solo; RUSLE.

CHAPTER II - SOIL LOSS ESTIMATES IN IRUPI-ES WITH THE REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (RUSLE)

ABSTRACT

The climatic and topographic conditions of Irupi-ES require care with the soil and water resources due to the high vulnerability to water erosion. The region has extensive areas occupied with coffee plantations (>50% of the territory), and a significant part of this area is located in areas of steep to hilly relief (slopes between 20 and 75%). Thus, the objective of this chapter was to estimate soil loss at the study site indirectly by means of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). One of its components is soil cover (C), which has a great influence on soil loss. The adaptation of the equation's factors to local conditions makes water erosion prediction estimates more reliable. Thus, the RUSLE Factor C was obtained in two ways: I) classic method: literature consultation and II) adapted method: rescaling of the NDVI vegetation index. The use of the rescaled C-factor was satisfactory in predicting soil loss. There was little variation in this parameter for native vegetation, pasture, reforestation and cropland, resulting in a slight difference in soil loss among these classes. The implementation of adjustments in the method can improve the modeling of water erosion, especially in areas occupied by native vegetation. On the other hand, the classic method was more assertive in the estimates for this class, however for the others there was a tendency to overestimate soil losses. About 73% of the area of the study region presented vulnerability to water erosion classified as moderate to high (5-25 Mg ha⁻¹ year⁻¹), according to the adapted model. For the traditional method, 29.5% of the area was classified as slightly vulnerable (0-2.5 Mg ha⁻¹ year⁻¹) and 45% as very high (25-100 Mg ha⁻¹ year⁻¹).

Keywords: RUSLE; soil conservation; soil loss; water erosion.

INTRODUÇÃO

A conversão da cobertura natural do solo para uso agropecuário intensifica as perdas de solo (OLIVEIRA et al., 2015). Estimativas indicam que no Brasil as perdas anuais de solo podem variar de 0,1 a 136 Mg ha⁻¹, dependendo do uso e da cobertura da terra (ANACHE et al., 2017). No Brasil, a erosão do solo é uma ameaça que afeta não apenas o país, mas a segurança alimentar global (GODOI et al., 2021). A degradação do solo reduz o desempenho das atividades agropecuárias e interferem na disponibilidade de alimentos (HERTEL, 2016; GOMEZ-ZAVAGLIA; MEJUTO; SIMAL-GANDARA, 2020).

Um fato agravante são alterações nos padrões de erosividade das chuvas no Brasil, resultantes de mudanças climáticas que evidenciam a necessidade de criação de novas estratégias e políticas públicas de manejo do solo que garantam a manutenção da segurança alimentar, hídrica e energética (GODOI et al., 2021).

Nesse contexto, modelos de predição de erosão tornam-se ferramentas eficazes na quantificação e mapeamento de processos erosivos, auxiliando em tomadas de decisão em relação ao uso, ocupação e gestão dos solos de bacias hidrográficas (BESKOW et al., 2009). A Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) (WISCHMEIER e SMITH, 1978) e sua versão revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997) são os modelos de predição de perdas de solo mais difundidos, os quais são essenciais no planejamento a longo prazo da conservação do solo e da água (BORRELLI et al., 2021; KUMAR et al., 2022).

Ambas as equações exigem a determinação do Fator Cobertura do solo (C), o qual pode ser obtido de forma direta ou indireta. No último caso, o valor do Fator C atribuído aos diferentes tipos de uso e cobertura do solo são consultados na literatura. Uma vantagem da RUSLE está relacionada à adequação da modelagem de erosão às ferramentas de SIG. Deste modo, a melhor representatividade espacial do Fator C, torna mais fidedigna a estimativa de erosão hídrica. Dentre os métodos indiretos utilizados para aquisição deste parâmetro, destaca-se o uso de índices de vegetação como o NDVI, o qual possibilita uma análise qualitativa e quantitativa do vigor da cobertura vegetal (DURIGON et al., 2014; GALDINO et al., 2015; MACEDO et al., 2021).

A técnica consiste no reescalonamento do NDVI para adaptação ao Fator C da RUSLE (VAN DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 1999; DURIGON et al., 2014; COLMAN, 2018 apud SONE et al., 2019). O procedimento foi executado com sucesso em análises do vigor vegetativo de pastagens e outras classes vegetais associado às perdas de solo (CARVALHO et al., 2014; ZHANG e LI, 2015; MACEDO et al., 2021).

Deste modo, a análise da vulnerabilidade dos solos em bacias hidrográficas por meio da RUSLE tem relevância como estudo prévio para embasar a implantação de políticas públicas e ações de extensão rural direcionadas à melhoria de práticas de manejo de conservação do solo e da água.

Na microrregião Caparaó são escassos os trabalhos direcionados ao estudo de perdas de solo com abrangência municipal. Neste sentido, a localidade denominada Irupi-ES foi selecionada devido à inexistência de informações na literatura referentes a modelagem de erosão hídrica para este território. Assim, o objetivo deste capítulo foi estimar as perdas de solo por erosão hídrica no município de Irupi-ES utilizando a RUSLE com alternância do Fator C (Literatura e reescalonamento do NDVI).

MATERIAL E MÉTODOS

Para o cálculo das estimativas de perdas de solo por erosão laminar foi utilizada a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation* - RUSLE), representada pela equação: $A = R.K.LS.CP$ (RENARD et al., 1997). Em que: A = Estimativa de perda média anual de solo em condições específicas de uso e ocupação do solo ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); R = Erosividade da chuva ($Mj\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$); K = Erodibilidade do solo ($Mg\ h\ Mj^{-1}\ mm^{-1}$); LS = Fator topográfico, sendo L = comprimento de rampa (metros) e S = Declividade da vertente (%); fator CP, em que C = Cobertura do solo e manejo (0 a 1) e P = Práticas conservacionistas (0 a 1), sendo os dois últimos fatores adimensionais.

Fator R

Para o cálculo do Fator R foram selecionados 97 pluviômetros que continham registros diários de precipitação no intervalo dos anos 1970 a 2020. Os equipamentos estavam situados em um raio de até 220 km da sede de Irupi-ES, distribuídos nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Os dados de precipitação diários da série histórica foram adquiridos com auxílio do software Hidro 1.4 (ANA,2021b) e computadas as médias mensais e anuais de precipitação (mm) de cada local.

O Fator R anual foi calculado pelo somatório dos índices mensais de erosão obtidos pela equação proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980):

$$EI = 67,355 (p^2 / P)^{0,85}$$

Em que, EI= média mensal do índice de erosão ($Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); p^2 = precipitação pluvial média mensal (mm), P = precipitação pluvial média anual (mm). Após a determinação dos valores médios de EI mensal e anual de cada um dos pluviômetros, os dados foram carregados no aplicativo SAGA. No *software*, foi executada a análise geoestatística por meio da interpolação e espacialização dos valores pelo método de regressão krigagem ordinária.

Em seguida, esses arquivos matriciais foram carregados no QGIS (2021) para extração da máscara (recorte) a partir de um polígono retangular que englobava o limite municipal, gerando os produtos: erosividade mensal e anual.

Os dados de erosividade obtidos foram comparados às estimativas de erosividade da chuva disponíveis para a região. Uma das fontes consultadas foi o *software* NetErosividade ES (MOREIRA et al., 2012) que estima o valor R ou EI a partir de séries sintéticas de precipitação (Redes Neurais Artificiais). O *software* baseia-se em dois métodos de predição da erosividade (FOSTER et al., 1981; WAGNER e MASSAMBANI, 1988) e entrega as estimativas para todos os municípios do Espírito Santo.

Fator K

Os valores de erodibilidade das classes CXbd e LAd foram calculados a partir da equação proposta por Denardin (1990). O autor, estimou por meio de parâmetros físicos (areia, silte, argila, permeabilidade, diâmetro médio ponderado das partículas menores que 2 mm) e químico (teor de matéria orgânica) a erodibilidade de solos brasileiros e norte americanos, conforme a equação:

$$K = 7,48 \times 10^{-6} M + 4,48059 \times 10^{-3} P - 6,31175 \times 10^{-2} DMP + 1,039657 \times 10^{-2} R$$

Em que:

$M = (\text{areia fina [dag kg}^{-1}] + \text{silte [dag kg}^{-1}]) \times [(\text{areia fina [dag kg}^{-1}] + \text{silte [dag kg}^{-1}]) + \text{areia grossa [dag kg}^{-1}]]$;

P = permeabilidade do perfil do solo. A determinação do valor P seguiu Demarchi e Zimback (2014). O método associa as classes de permeabilidade descritas por Wischmeier, Johnson e Cross (1971) às classes texturais dos solos (USDA, 1983), conforme descrito na Tabela 15:

$DMP = [(0,65 \times \text{areia grossa [dag kg}^{-1}]) + (0,15 \times \text{areia fina [dag kg}^{-1}]) + (0,0117 \times \text{silte}) + (0,00024 \times \text{argila [dag kg}^{-1}])]/100$;

$R = [\text{areia grossa [dag kg}^{-1}] \times (\text{MO [dag kg}^{-1}] / 100)]$. O teor de MO foi calculado a partir da multiplicação do fator 1,724 pelo teor de COT da amostra em %.

Tabela 15 - Classificação da permeabilidade do solo baseada na textura do solo

Valor P	Permeabilidade	Textura do solo
1	rápida	Arenosa
2	moderada a rápida	Areia franca e Franco arenosa
3	moderada	Franca, Franco siltosa e Siltosa
4	lenta a moderada	Franco argilo arenosa e Franco argilosa
5	lenta	Franco argilo siltosa e Argilo arenosa
6	muito lenta	Muito argilosa, Argilosa e Argilo siltosa

Para as classes RLd e CHa o valor de erodibilidade foi obtido a partir do valor médio dos dados encontrados em levantamento na literatura (Tabela 16).

Tabela 16 - Valores de erodibilidade em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ determinados de forma direta e indireta para Cambissolo Húmico Alumínico (CHa) e Neossolo Litólico Distrófico (RLd) e valor médio estimado para as classes

Classes de solo	K $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$	Fontes	Valor Médio
CHa	0,0115 e 0,0151	Bertol et al. (2002)	0,0185
	0,0175	Schick et al. (2014)	
	0,0180	Amaral et al. 2008)	
	0,0275	Bagio et al. (2017)	
	0,0215	Avalos et al. (2018)	
RLd	0,0382	Assis et al. (2021)	0,0379
	0,0520	Farinasso et al. (2006)	
	0,0194	Avalos et al. (2018)	
	0,0360	Sousa Morais e Sales (2017)	
	0,0530	Aquino e Oliveira (2017)	
	0,0490	Pereira e Cabral (2021)	
	0,0530	Corrêa (2011)	
0,0030	Fonseca (2022)		

Assim, a espacialização dos valores de erodibilidade seguiu a distribuição das classes de solo contidas no mapa de reconhecimento de solos do Estado do Espírito Santo (CUNHA et al., 2016a, 2016b).

Fator LS

O fator topográfico é composto pelos componentes comprimento de rampa (L) e declividade da vertente (S). A união entre estes componentes resulta no fator topográfico (LS), adimensional.

Fator L

O cálculo das variáveis necessárias para determinação do Fator L iniciaram com o método proposto por Foster, Meyer e Onstad (1977):

$$m = \beta / (1 + \beta)$$

No qual:

m = coeficiente dependente da declividade (adimensional);

β = é a razão entre a erosão por sulco (oriunda do fluxo gerado) e a erosão entressulcos (proveniente principalmente do impacto das gotas de chuva).

McCool et al. (1989) estimaram valores da variável β para condições em que o solo é moderadamente suscetível para ambos os tipos de erosão supracitados por meio da equação abaixo, sendo θ = declividade do terreno em graus:

$$\beta = (\text{sen } \theta) / 0.0896) / ((3 \times (\text{sen } \theta)^{0.8}) + 0.56)$$

Na *Calculadora Raster* foi inserida a equação: $\beta / (1 + \beta)$ para obtenção do coeficiente dependente da declividade (m).

A etapa seguinte foi executada no mesmo pacote, porém a partir da ferramenta “r.flow”, gerando a “Acumulação de fluxo” (F). Nesse procedimento cada célula recebe um número que indica o valor de escoamento, ou seja, a quantidade de células que fluem água até a respectiva célula.

As direções de fluxo são representadas por números que indicam as oito possíveis direções de escoamento: 1 = leste, 2 = sudeste, 4 = sul, 8 = sudoeste, 16 = oeste, 32 = noroeste, 64 = norte e 128 = nordeste. O produto “Aspecto” obtido a partir do MDE fornece os valores de direção de fluxo em graus angulares. Na *Calculadora Raster* efetuou-se a transformação para graus radianos e a equação: $\text{sen}(\text{Aspecto}) + \cos(\text{Aspecto})$ forneceu o produto contendo os valores de x que variam de 1 a 1,4142.

Após a obtenção dos produtos contendo as informações sobre as variáveis m , x e F foi utilizada a equação proposta por Desmet e Govers (1996) para gerar o produto comprimento de rampa em metros (L):

$$L_{i,j} = [(F_{i,j} + D^2)^{m+1} - (F_{i,j})^{m+1}] / [x_{i,j}^m \cdot D^{m+2} \cdot (22,13)^m]$$

Em que: $L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j); $F_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) em m^2 ; $x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo para grade de célula em coordenadas (i, j), dado por $\text{sen } \alpha + \cos \alpha$, sendo α = aspecto; D = tamanho da grade de células em metros (30 m) e m = coeficiente dependente da declividade.

Fator S

No cálculo do fator S foi empregado o método proposto por McCool, Brown e Foster (1987), no qual:

$$S = 10,8 \text{ sen } \theta + 0,03 \text{ (para declividades } < 9\%),$$

$$S = 16,8 \text{ sen } \theta - 0,50 \text{ (para declividades } \geq 9\%)$$

Em que θ = declividade da encosta, em graus.

Ao término, o produto declividade do terreno (S) foi gerado. Para concluir a etapa de elaboração do produto Fator LS (adimensional), na *Calculadora Raster* foram carregadas as camadas de entrada Fator L e Fator S e no campo fórmula utilizou-se a expressão: Fator L x Fator S.

Fator CP

Fator C (LIT e NDVI)

Para a obtenção do Fator C dois métodos foram utilizados: I) Tradicional - consulta à literatura (C_{Lit}) e II) Adaptado (C_{NDVI}) - Modificação do método criado por Durigon et al. (2014), proposto por Colman (2018) citado por Sone et al. (2019):

$$C_{NDVI} = 0,1 * ((- NDVI + 1) / 2)$$

Para o método tradicional, os valores do Fator C adotados estão na Tabela 17.

Tabela 17 - Valores do Fator C adotados no método clássico da RUSLE

Classes de uso e ocupação	Valor (adimensional)	Fonte
Afloramento Rochoso	0,0	Renard et al. (1997)
Pastagem conservada	0,01* 0,0143	Stein et al. (1987), Fujihara (2002), Silva et al. (2010), Graça et al. (2015), Galdino (2012)

Classes de uso e ocupação	Valor (adimensional)	Fonte
Pastagem degradada	0,05	Silva et al. (2010)
Vegetação Nativa	0,00004	Stein et al. (1987), Vitte (1997), Fujihara (2002)
Reflorestamento (eucalipto)	0,047	Silva et al. (2010), Cunha et al. (2017)
Área edificada	0,0	Stein et al. (1987), Renard et al. (1997)
Solo Exposto	1,0	Wischmeier e Smith (1978), Stein et al. (1987), Renard et al. (1997), Farinasso et al. (2006)
Lavoura (cafeeiro)	0,1354 ¹ 0,0866 ^{2*} 0,0995 ³ 0,1412 ⁴ 0,1004 ⁵	Prochnow et al. (2005)
Massa d'água	0,0	Stein et al. (1987), Renard et al. (1997), Silva (2004b)

Espaçamentos: ¹ 3,0 x 0,5 m, ² 3,0 x 1,0 m, ³ 3,0 x 2,0 m, ⁴ 3,0 x 3,0 m, ⁵ 4,0 x 2,0 m.

* valor adotado quando houve mais de um valor disponível.

Para a obtenção do NDVI foram utilizadas as bandas do vermelho (R) e infravermelho (NIR) do satélite Sentinel 2 (ESA, 2021). Após a execução da correção atmosférica e conversão do número digital (DN) para reflectância, na *Calculadora Raster* foi realizado o cálculo para obtenção do produto NDVI, conforme (ROUSE et al., 1974):

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

Em seguida, por meio da mesma ferramenta, o valor do C_{NDVI} foi obtido, conforme equação: $C_{NDVI} = 0,1 * ((- NDVI + 1) / 2)$

Fator P

Após o levantamento de campo, foram identificadas as atividades agropecuárias, bem como quais práticas conservacionistas são adotadas pelos produtores rurais do município. A única amplamente empregada consiste no cultivo em contorno ou curva de nível, com destaque para áreas ocupadas com lavoura. Além dessa, existem outras duas práticas como a construção de caixas secas e a manutenção de plantas espontâneas nas entrelinhas de cultivo por meio de roçada e uso de dessecantes.

Para o trabalho, o fator P foi aplicado apenas para as áreas com lavoura com declividade de até 20%. Bertoni e Lombardi Neto (1999) recomendam o valor de 0,5 para os plantios em contorno. Nas demais classes e lavouras situadas em declividade acima de 20% foi atribuído o valor 1.

Dois Fatores CP foram gerados na ferramenta de álgebra de mapas *Calculadora raster*, aplicando as equações: I) $C_{Lit} * \text{“Fator P”}$ e II) $C_{NDVI} * \text{“Fator P”}$. Portanto, a modelagem de perdas de solo foi gerada em dois cenários: I) Seguindo o Fator C disponível na literatura e II) adotando o reescalamento do NDVI.

A - Estimativa de perdas de solo ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)

Após a aquisição de todos os componentes da equação RUSLE os arquivos matriciais foram multiplicados na *Calculadora Raster* conforme a equação abaixo:

$$\text{“Fator R”} * \text{“Fator K”} * \text{“Fator LS”} * \text{“Fator CP”}$$

O produto gerado indica a estimativa de perdas de solo por erosão hídrica laminar no município de Irupi-ES em $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Para avaliar a intensidade da erosão, bem como a identificação das áreas mais frágeis, o raster foi reclassificado distribuindo as perdas de solo em classes.

Para a análise das perdas de solo nas classes temáticas (Lavoura, Pastagem, Reflorestamento, Vegetação Nativa e Solo exposto) com os dois métodos de representação da cobertura do solo utilizados (NDVI e LIT), foram confeccionados histogramas com auxílio do *software* estatístico “R” (R CORE TEAM, 2023). Foi realizada a sobreposição dos produtos de perdas de solo gerados ($RUSLE_{NDVI}$ e

RUSLE_{LIT}) com o produto referente ao uso e ocupação do ano de 2020. Deste modo, foi realizada a análise individual dos pixels pertencentes às classes temáticas avaliadas por meio do número de pixels (Frequência) registrados nas diferentes intensidades de perdas de solo.

RESULTADOS

Fator R

A média anual de precipitação encontrada para o município de Irupi foi de 1.538 mm. A época com menor precipitação concentra-se nos meses de junho a agosto com médias mensais abaixo de 23 mm. Entre novembro e março as médias mensais situam-se acima de 142 mm, sendo o pico registrado em dezembro (> 300 mm) (Tabela 18). Chuvas volumosas com formação de enxurradas são comuns na região nessas épocas.

Tabela 18 - Médias mensais em **mm** de chuva de acordo com série histórica de 1970-2020 para Irupi-ES

JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
265,1	142,8	174,1	91,5	50,1	19,8	20,5	22,7	55,8	138,2	246,1	311,9

Fonte: ANA (2021a)

Os maiores valores de erosividade de Irupi-ES, da mesma forma que para a precipitação, concentraram-se entre novembro e março. Nesse período o menor valor foi de 567 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e o maior de 1.993 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. A erosividade anual determinada pelo método de krigagem ordinária foi de 7.334 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

Fator K

Os valores de erodibilidade (K) encontrados para os perfis de LAd foram de: 0,0098; 0,0165; 0,0225; 0,0193; 0,0161 e 0,0098 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. Para os CXbd os valores foram de 0,0078 e 0,0199 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ (Tabela 19).

Tabela 19 - Espessura, classes texturais, teor de MO e erodibilidade de horizontes de oito perfis de solo de Irupi-ES

Horiz.	Espessura	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	MO	K
	cm						
Perfil 1							
A1	0-27	62,39	9,39	6,31	21,91	2,87	0,0101
A2	27-47	53,74	13,1	8,45	24,7	2,87	0,0107
Bw1	47-78	43,98	15,24	9,32	31,45	2,55	0,0101
Bw2	78-110+	39,96	14,27	10,23	35,53	1,97	0,0084
Média	-	-	-	-	-	-	0,0098
Perfil 2							
A1	0-28	30,73	21,96	10,94	36,38	3,30	0,0183
A2	28-59	33,56	16,48	11,04	38,91	1,95	0,0139
BA	59-103	25,09	18,46	13,28	43,17	1,66	0,0192
Bw1	103-137	25,37	18,12	12,58	43,94	0,87	0,0171
Bw2	137-169	24,65	20,56	14,37	40,42	1,38	0,0139
BC	169-202+	31,54	18,08	15,03	35,35	1,29	-
Média	-	-	-	-	-	-	0,0165
Perfil 3							
A	0-26	29,76	15	9,02	46,22	5,71	0,0309
AB	26-70	24,93	15,71	11,38	47,98	2,95	0,0228
BA	70-100	21,77	11,82	11,95	54,46	1,67	0,0206
Bw1	100-137	23,26	13,31	11,11	52,31	1,34	0,0193
Bw2	137-163+	23,12	13,87	12,46	50,55	1,11	0,0187
Média	-	-	-	-	-	-	0,0225
Perfil 4							
A	0-30	32,21	13,28	7,78	46,73	2,93	0,0177
Bi	30-50	29,25	9,56	10,21	50,97	3,47	0,0245
BC	50-70+	28,09	10,75	15,47	45,7	1,08	0,0175
Média	-	-	-	-	-	-	0,0199
Perfil 5							
A	0-24	32,27	15,66	13,31	38,76	4,07	0,0213
BA	24-69	29,39	12,51	12,33	45,77	2,09	0,0200
Bw1	69-121	23,96	11,06	11,81	53,17	1,16	0,0189
Bw2	121-173+	28,28	12,41	12,87	46,44	1,02	0,0171

Horiz.	Espessura	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	MO	K
	cm			%			Mg h MJ ⁻¹ mm ⁻¹
Média	-	-	-	-	-	-	0,0193
Perfil 6							
A	0-26	55,3	12,97	6,92	24,81	2,75	0,0099
AB	26-42	47,42	14,23	9,6	28,75	1,86	0,0064
Bi	42-87	38,69	16,4	11,97	32,94	1,63	0,0071
BC	87-106+	37,64	18,24	12,4	31,73	1,85	0,0081
Média	-	-	-	-	-	-	0,0078
Perfil 7							
A1	0-11	38,69	8,9	11,14	41,26	2,73	0,0167
A2	11-29	35,06	10,86	10,39	43,68	1,97	0,0142
AB	29-50	34,34	8,84	11,38	45,44	1,70	0,0135
Bw1	50-144	31,78	7,9	12,84	47,48	1,52	0,0181
Bw2	144-173+	28,59	7,48	11,25	52,69	1,21	0,0180
Média	-	-	-	-	-	-	0,0161
Perfil 8							
A1	0-10	32,23	14,26	17,39	36,12	4,05	0,0214
A2	10-17	29,57	13,23	17,98	39,22	2,43	0,0120
A enterrado	17-38	31,46	14,42	17,46	36,65	2,91	0,0177
BA	38-80	27,72	12,27	20,08	39,93	1,63	0,0101
Bw1	80-104	26,26	14,63	23,96	35,16	0,85	0,0081
Bw2	104-135	33,52	17,32	25,79	23,37	0,63	0,0048
BC	135-186	39,56	21,64	21,89	16,91	0,87	- 0,0056
Média	-	-	-	-	-	-	0,0098

Perfis 1, 2, 3, 5, 7 e 8 - Latossolos Amarelos Distróficos típicos (LAd), Perfis 4 e 6 - Cambissolos Háplicos Tb Distróficos típicos (CXbd).

Após consulta à literatura foram obtidos os valores médios de erodibilidade para as unidades de mapeamento de solos CHa e RLd (Tabela 16). A espacialização da erodibilidade foi realizada com o valor médio encontrado para os LAd, o maior valor entre os perfis de CXbd e as médias obtidas na literatura para CHa e RLd (Figura 13).

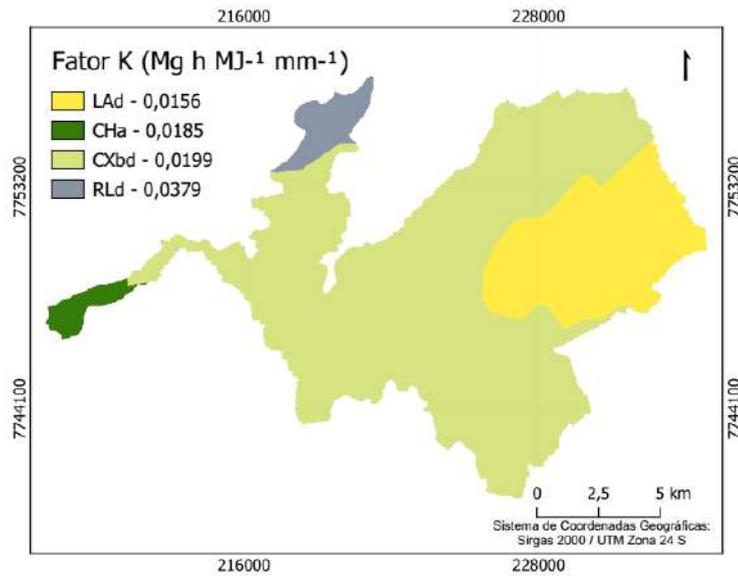


Figura 13- Erodibilidade das principais classes de solo de Irupi-ES.

Fator LS

Os valores mínimo, máximo e médio encontrados para o fator LS foram: 0,03, 17,69 e 4,44, respectivamente. Os menores valores foram observados em áreas de menor altitude e relevo plano a suave ondulado, ao passo que os maiores situam-se nas áreas de maior elevação e relevo montanhoso a escarpado (Figura 14).

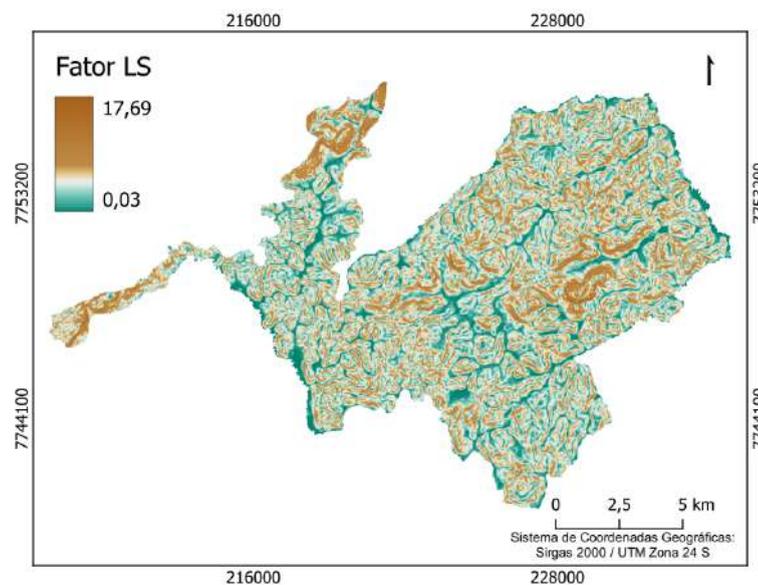


Figura 14 - Espacialização do fator topográfico (LS) do município de Irupi-ES

Fator CP

O NDVI funciona por meio da comparação entre a quantidade de luz vermelha visível absorvida e a infravermelho próximo refletida pela vegetação (ROUSE et al., 1974). Geralmente, as áreas de vegetação densa têm os maiores índices, enquanto os locais sem biomassa vegetal, como solo exposto, afloramento rochoso, área edificada e água, os menores.

O reescalonamento proposto para adequação do NDVI como índice para compor o fator cobertura do solo (C_{NDVI}) apresentou adaptação satisfatória. Os valores mínimo, máximo e médio foram 0,0044, 0,0764 e 0,0179, respectivamente. A utilização do Fator C_{NDVI} em vez dos valores tabelados disponíveis na literatura tornou mais fidedigna a interpretação do estado da cobertura do solo. No entanto, a variação do valor C_{NDVI} entre as classes vegetais foi pequena. Os valores médios para Reflorestamento, Vegetação Nativa, Lavoura e Pastagem foram de 0,01094; 0,01319; 0,0178; 0,02172, respectivamente. Já para solo exposto o valor médio foi de 0,03612.

Os valores do Fator C para o método clássico foram consultados na literatura (C_{LIT}). O valor P foi fixado em 0,5 e 1. Lavouras conduzidas em curva de nível em locais em que a declividade variou entre 0 e 20% foi atribuído o primeiro valor, enquanto para as outras condições de uso e ocupação o valor foi fixado em 1. A união dos fatores C_{NDVI} e C_{LIT} com o fator P formaram os respectivos fatores CP, conforme (Figura 15).

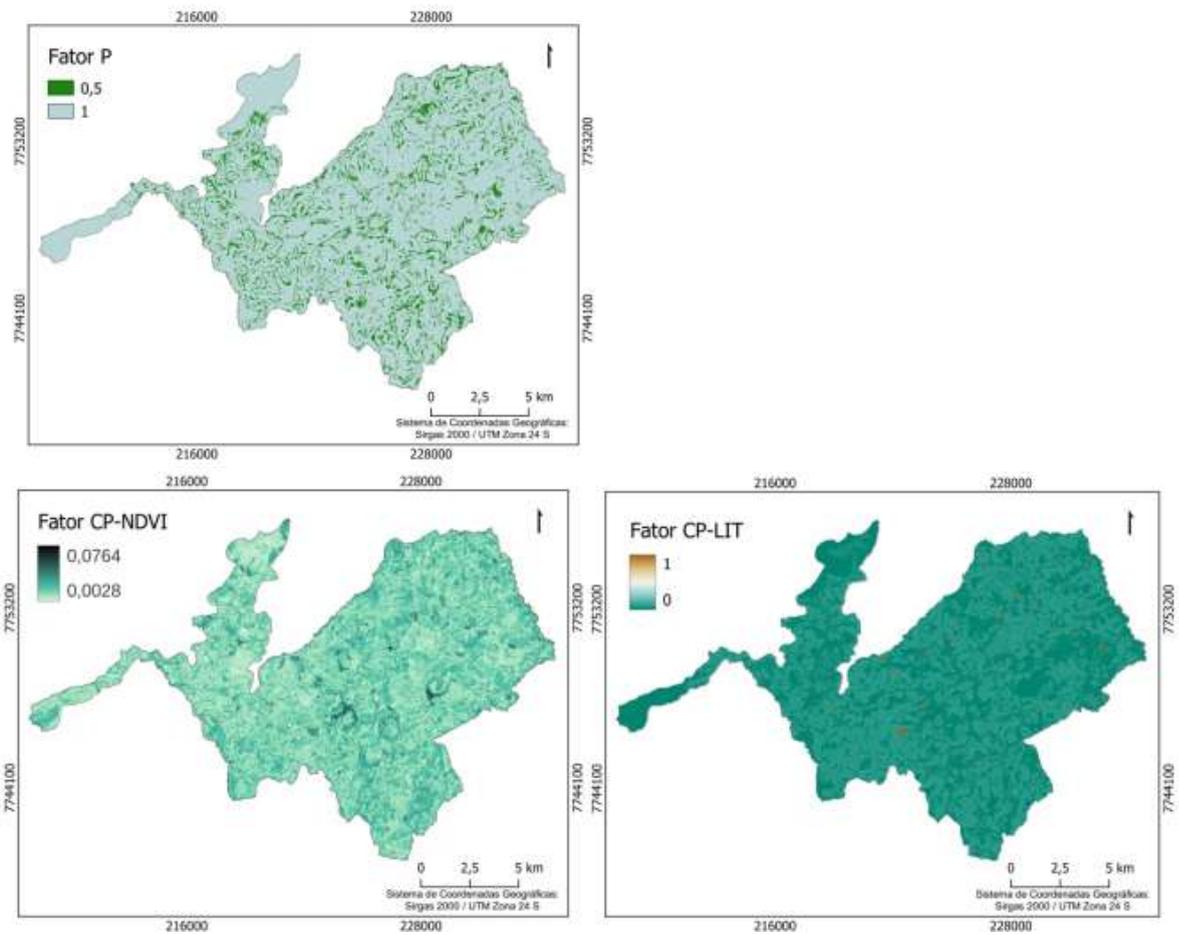


Figura 15 - Fatores P , CP_{NDVI} e CP_{LIT} para Irupi-ES.

DISCUSSÃO

Fator R

A proximidade do território estudado com a cadeia de montanhas popularmente conhecida como Serra do Caparaó pode estar relacionada com a elevada pluviosidade média anual da região (1.500-1.600 mm). Irupi-ES está distante cerca de 20 quilômetros em linha reta dos topos desses afloramentos rochosos situados no interior do Parque Nacional do Caparaó. Segundo Moreira et al. (2020), as

formações rochosas com altitudes superiores a 2.000 m, contribuem com o fenômeno de precipitação orográfica.

As chuvas convectivas, típicas de locais de clima tropical, são de alta intensidade e curta duração. No entanto, a região sudeste do Brasil durante a primavera e verão também pode estar sujeita ao fenômeno atmosférico Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) que consiste em uma extensa zona de convergência de umidade oriunda da região amazônica para o sudeste, resultando em instabilidade climática e chuvas volumosas (GRIMM, 2011; CAVALCANTI, 2012).

Portanto, infere-se que a localização geográfica do município e os fenômenos meteorológicos cíclicos que são registrados na região têm estreita relação com a intensificação das chuvas erosivas em épocas específicas do ano. Historicamente, os meses de janeiro, fevereiro, março, novembro e dezembro caracterizam-se pelo maior volume de precipitação acumulado em Irupi-ES. Consequentemente, os potenciais eventos erosivos são observados na primavera e verão. O Fator R varia em função da maior ou menor incidência de chuvas erosivas.

Em ordem decrescente, os meses de dezembro, janeiro e novembro foram os que indicaram maior erosividade. Ao comparar o modelo adotado no trabalho para estimar a erosividade com o método de Moreira et al. (2012) observou-se que a erosividade anual foi a que apresentou maior divergência nos resultados, com variação entre 754 a mais de 1.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Os dados gerados para o fator R a partir da série histórica pluviométrica apresentaram, durante a maior parte do ano, valores com pequena variação daqueles produzidos pelo aplicativo NetErosividade ES (Tabela 20).

A estimativa da erosividade fornecida pelo *software* é calculada a partir dos dados de latitude, longitude e altitude com auxílio de redes neurais. No estudo, a espacialização dos dados foi feita a partir do método de krigagem ordinária e pode ser apontada como uma das possíveis causas da discordância entre alguns dados. A interpolação de dados feita pelo modelo geoestatístico estimou valores de R para os locais em que não existem registros consolidados baseada nos dados disponíveis mais próximos. Apesar disso, como ponto positivo do uso do método geoestatístico pontua-se a possibilidade de analisar os fenômenos meteorológicos em maior escala (no trabalho também foram utilizados dados pluviométricos coletados em diversas cidades situadas ao redor do local do estudo).

Tabela 20 - Estimativa de erosividade mensal e anual do município de Irupi-ES em **MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹** calculada por redes neurais e método proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980).

Meses	EI30 F	EI30 WM	EI30 LN&M	Mín.*	Máx.*	sd*
Janeiro	1.135	1.262	1.541	1.362	1.704	87,56
Fevereiro	676	704	567	525	601	20,21
Março	982	856	883	790	997	40,80
Abril	283	256	278	253	329	18,02
Mai	85	87	93	78	108	8,13
Junho	42	39	17	17	21	0,90
Julho	38	50	20	16	24	1,80
Agosto	31	38	27	23	32	1,66
Setembro	117	118	122	110	135	6,32
Outubro	448	404	485	474	493	4,70
Novembro	1.155	1.050	1.385	1.307	1.448	36,55
Dezembro	1.309	1.715	1.993	1.818	2.144	81,43
Anual	6.301	6.579	7.334	6.442	8.950	626,61

EI30 F = Foster et al. (1981); EI30 WM = Wagner e Massambani (1988); EI30 LN&M = Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), Mín = Valor Mínimo; Máx = valor máximo; sd = desvio padrão, * dados referentes às estimativas obtidas pelo método EI30 LN&M.

Os valores mínimo e máximo anual de EI obtidos no estudo variaram entre 6.442 e 8.950 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹ ano⁻¹. Mello et al. (2012) encontraram para as regiões sul e serrana do Espírito Santo desde 4.142 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹ ano⁻¹ (na divisa com o Rio de Janeiro) a mais de 8.287 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹ ano⁻¹ nas regiões de serra. Moreira et al. (2020), a partir de equação proposta para a região de Nova Friburgo-RJ, extrapolaram a estimativa de erosividade para a região do Caparaó e encontraram valores entre 5.000 e 7.000 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹ ano⁻¹. Dados coerentes com os obtidos no trabalho.

Silva et al. (2010) determinaram a erosividade para o estado Espírito Santo utilizando a mesma equação adotada nesta pesquisa, e segundo os seus resultados para a região do Caparaó os valores de EI superam 6.813 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹ ano⁻¹ e corroboram os resultados encontrados. Portanto, conforme a classificação de

Carvalho (2008), a erosividade anual em Irupi-ES enquadra-se como moderada com tendência a alta (Tabela 21).

Tabela 21 - Classificação da erosividade anual

Erosividade ($\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	Classificação
$R \leq 2.452$	baixa
$2.452 < R \leq 4.905$	média
$4.905 < R \leq 7.357$	moderada
$7.357 < R \leq 9.810$	alta
$R > 9.810$	muito alta

Fonte: Carvalho (2008)

A estimativa da erosividade anual e mensal para Irupi-ES, de acordo com os dados da série histórica estão nas Figuras 16 e 17.

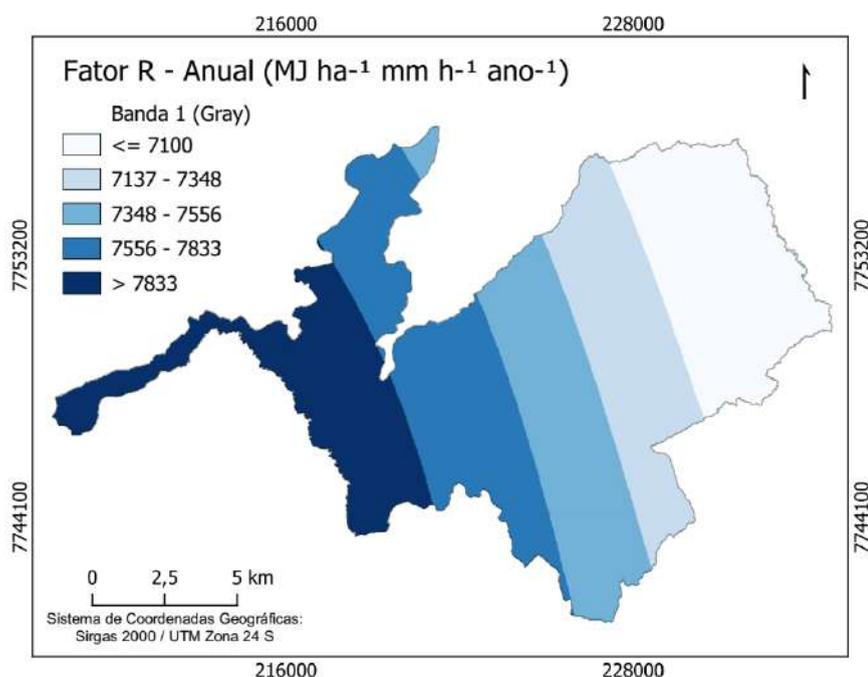


Figura 16 – Estimativa da erosividade anual de Irupi-ES.

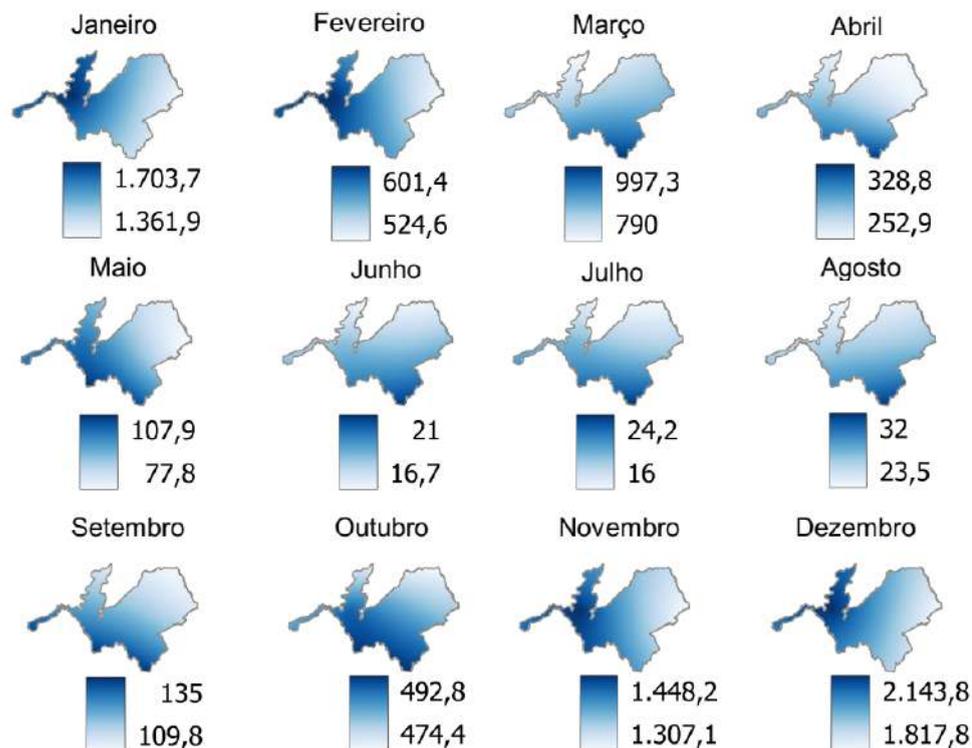


Figura 17 - Erosividade mensal estimada para Irupi-ES em $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm h}^{-1}$.

Fator K

A suscetibilidade dos solos à erosão, também denominada erodibilidade (K), está relacionada às suas características químicas, biológicas, mineralógicas e físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade) inerentes a cada solo. Ela é expressa em quantidade de solo desprendido (Mg ha^{-1}) por unidade de energia cinética acumulada da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e tem relação inversa com a erosão, ou seja, quanto menor a erodibilidade maior a resistência do solo à erosão hídrica (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999; CASSOL et al., 2018; DI RAIMO et al., 2019).

No Brasil, segundo estudos de Denardin (1990) e Silva et al. (2000) a erodibilidade para Latossolos varia de 0,002 a 0,034 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$. O valor de K médio encontrado para seis perfis de LAd em Irupi-ES foi de 0,0156 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$. Resultados semelhantes para os LAd foram obtidos por Fernandez Medina e Oliveira Júnior (1987) determinados de forma direta e por Fernandes (2009) com

0,0110 e 0,0166 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente. Araújo, Salviano e Neto (2011) encontraram média de 0,0147 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹.

Os valores mínimo e máximo obtidos por Carvalho Júnior et al. (2013) foram 0,0132 e 0,0203 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. Sousa Morais e Sales (2017) obtiveram 0,0277 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, Farinasso et al. (2006) 0,0280 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, enquanto Mannigel et al. (2002) alcançaram 0,0570 e 0,0513 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ para os horizontes A e Bw, respectivamente de um LAd. Portanto, o método adotado para estimar o valor K entregou resultados fidedignos para os LAd.

Uma ressalva para o horizonte BC do perfil 8 em que o valor de K foi negativo (Tabela 19). Araújo et al. (2011) também registraram erodibilidade negativa, mas utilizando modelo matemático diferente do proposto por Denardin (1990). Nos solos de textura arenosa e com baixos teores de MO, os autores relataram uma tendência em subestimar os resultados e em caso extremo tornar a erodibilidade negativa. Foi nessa condição que o valor negativo foi constatado na presente pesquisa (solo com textura franco arenosa e teor de MO = 0,87%).

Nos Cambissolos Háplicos Tb distróficos (CXbd) a erodibilidade foi determinada para dois perfis e os valores encontrados foram de 0,0078 (Perfil 6) e 0,0199 (Perfil 4) Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. Os resultados são próximos aos obtidos para os Latossolos.

A erodibilidade estimada indiretamente com o modelo proposto por Denardin (1990) demonstrou que maiores teores de areia grossa conduziram aos menores valores de erodibilidade, ao passo que os teores de argila superiores a 43% contribuíram para maior suscetibilidade dos solos à erosão. Segundo Wischmeier, Johson e Cross (1971), o aumento dos teores de areia com diâmetro maior que 0,1 mm contribuem para redução da erodibilidade, ao passo que altos teores de silte e areia muito fina estão relacionados com o seu aumento.

A granulometria do solo também afeta a Permeabilidade (P), um dos componentes da equação citada. De forma semelhante ao encontrado no presente estudo, Demarchi e Zimback (2014) utilizando o mesmo modelo, relataram que o valor P foi proporcional ao tamanho das partículas. Sendo assim, solos de textura arenosa comportaram-se mais permeáveis e menos suscetíveis à erosão que os de textura mais argilosa.

Deste modo, os teores elevados de areia grossa encontrados no Perfil 6, especialmente nos horizontes superficiais, conduziram a baixa erodibilidade

registrada, apesar de ocorrer o incremento de areia fina, silte e argila nos horizontes subsuperficiais que não interferiram na erodibilidade. No Perfil 4 foi observado que o aumento do teor de argila do horizonte A para o Bi, foi o que resultou na maior erodibilidade, apesar da pequena queda nos teores de silte e areia fina e aumento do teor de matéria orgânica. Portanto, a construção dos valores de erodibilidade dos solos com o modelo adotado se fundamentaram principalmente nas classes texturais areia grossa e argila.

Importante destacar que os solos arenosos após a saturação resultante da infiltração da água da chuva são mais suscetíveis à erosão que os solos de textura mais fina devido à menor agregação das partículas. Solos de textura argilosa demonstram maior estabilidade dos agregados do solo e esta condição os tornam mais resistentes aos processos erosivos (DEMARCHI e ZIMBACK, 2014). Outro aspecto citado por Silva et al. (2009), consiste na menor profundidade específica, normalmente encontrada nos CXbd, os quais tendem a ser menos resistentes à erosão devido à rápida saturação do solo, provocando maior escoamento superficial e, por conseguinte, maior arraste de partículas quando comparados aos Latossolos.

A mineralogia dos solos também é um parâmetro que afeta a erodibilidade dos solos. Silva et al. (2009), relataram que a predominância de argila do tipo 1:1 (caulinita) na fração mineral de um CXbd, contribuiu para a formação de estrutura em blocos (justaposição das placas de caulinita) que conjugada aos baixos teores de óxidos de Fe e MO, resultaram em baixa permeabilidade. Segundo estes autores, em LVd típico com mineralogia composta predominantemente por gibbsita, aliado aos maiores teores de óxidos de Fe e MO, contribuiu para formação de estrutura do tipo granular, maior floculação, maior macroporosidade e maior permeabilidade.

Sendo assim, Silva et al. (2009) por meio de parcelas instaladas em campo encontraram valor K de $0,0355 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para um CXbd. Por métodos indiretos, Mannigel et al. (2002), Avalos et al. (2018), Fernandes (2009), Carvalho Junior et al. (2013) e Corrêa, Moraes e Pinto (2015) obtiveram 0,0254 (Horiz. A) e 0,0186 (Horiz. Bi); 0,0240; 0,0300 e 0,0343; 0,3274 e 0,0360 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, respectivamente. Farinasso et al. (2006) para um CX eutrófico encontraram $0,0390 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

Portanto, os resultados de erodibilidade encontrados para os oito perfis de solo indicaram que o modelo matemático adotado para estimar o fator K subestimou os

valores para os Cambissolos que, conforme a literatura, são mais propensos à erosão hídrica que os Latossolos (MANNIGEL et al., 2002; SILVA et al., 2009).

A espessura de ambos os perfis de CXbd foi menor que a profundidade específica (150 cm). Segundo Santos et al. (2018), os Cambissolos possuem pedogênese pouco avançada, expressa pelo fraco desenvolvimento estrutural. Assim, infere-se que a ausência de variáveis no modelo matemático destinadas a quantificar o desenvolvimento estrutural do solo possam ter afetado a estimativa de erodibilidade e por isso os valores encontrados tenham sido menores que os relatados por outros autores.

Segundo Lima et al. (1990), Silva et al. (1994, 1995) e Embrapa (2021), os Latossolos, geralmente, têm estrutura forte, muito pequena, de formato granular (esférico) e elevada porosidade que favorecem a permeabilidade e conseqüentemente a menor erodibilidade. Segundo Embrapa (2021), essas características físicas encontradas principalmente nos Latossolos argilosos podem tornar o comportamento destes solos, semelhante aos arenosos.

Consoante a Avalos et al. (2018), as fórmulas podem ser otimizadas com base nos atributos do terreno para melhorar as estimativas espaciais dos valores de erodibilidade. Lima et al. (1999) desenvolveram um modelo matemático para estimar indiretamente a erodibilidade de Latossolos utilizando dados da estrutura dos solos além de outras variáveis de fácil determinação no campo e em laboratório, e relataram bom desempenho nas estimativas.

Os Neossolos Litólicos Distróficos (RLd) em Irupi-ES são encontrados em associações com os CXbd. Os RLd tendem a apresentar uso agropecuário restrito, principalmente devido à espessura reduzida (< 50 cm) e alta erodibilidade. Segundo Jiang et al. (2014), em condições extremas, os processos erosivos nessa classe de solo causam degradação conjunta de solo e vegetação, conduzindo à desertificação rochosa.

Farinasso et al. (2006) determinaram a erodibilidade de solos para a região do Alto Parnaíba, situada entre os estados do Piauí e Maranhão, e relataram valores de $K = 0,0520$ e $0,0360 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para RLd e RL eutrófico, respectivamente. Assis et al. (2021) também conduziram trabalho no mesmo estado e identificaram para RLd valor $K = 0,0382 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Segundo os autores, os baixos teores de argila e

matéria orgânica foram os fatores responsáveis pela maior suscetibilidade à erosão registrada.

Avalos et al. (2018), Sousa Morais e Sales (2017), Aquino e Oliveira (2017), Pereira e Cabral (2021) e Corrêa (2011), encontraram também para RLd valores de K de 0,0194; 0,0360; 0,0530; 0,0490 e 0,053 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente. Por outro lado, Fonseca (2022) determinou de forma direta a erodibilidade de um RLd e obteve K = 0,0035 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹.

Os Cambissolos Húmicos alumínicos são encontrados nas cotas mais elevadas do local do estudo e situam-se no interior do Parque Nacional do Caparaó. São solos destinados exclusivamente à preservação da fauna e da flora. Autores como Bertol et al. (2002), Schick et al. (2014), Amaral et al. (2008), Avalos et al. (2018) e Bagio et al. (2017) determinaram a erodibilidade em campo desta classe de solo e registraram valores de 0,0115 e 0,0151; 0,0175; 0,0180; 0,0215 e 0,0275 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente.

Os valores adotados no trabalho para as classes de solo LAd, CHa, CXbd e RLd foram de 0,0156; 0,0185; 0,0199 e 0,0379 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente. Conforme Mannigel et al. (2002), eles são classificados como médios (LAd, CHa e CXbd) e alto (RLd).

Tabela 22 - Classes de erodibilidade do solo

K (Mg h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	Classes de erodibilidade
< 0,0090	muito baixo
0,0090 - 0,0150	baixo
0,0150 - 0,0300	médio
0,0300 - 0,0450	alto
0,0450 - 0,0600	muito alto
> 0,0600	extremamente alto

Fonte: Mannigel et al. (2002).

Fator LS

O fator topográfico (LS) tem relação com a velocidade de escoamento, portanto, é um indicador do risco de erosão nas bacias hidrográficas. Em geral, locais com maiores valores LS coincidem com elevada erodibilidade. Nestas áreas há maior risco à erosão hídrica e medidas de conservação são imprescindíveis (ASSIS et al., 2021).

O aumento do volume e velocidade da enxurrada estão diretamente relacionados com a maior inclinação do declive do terreno e inversamente com a infiltração de água no solo. Deste modo, o escoamento superficial excessivo intensifica o transporte de partículas de solo devido à capacidade de desagregação por ação de cisalhamento, especialmente quando concentrado em sulcos situados no sentido da vertente (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003).

Os valores de LS variam conforme a topografia do terreno. A presença de vertentes íngremes e extensas tendem a resultar em maiores valores de LS, enquanto nos locais praticamente planos os valores tendem a zero. Galdino et al. (2015) encontraram LS médio de 1,25 em estudo no estado de Goiás, Cunha, Bacani e Panachuki (2016) encontraram em Aquidauana-MS valor médio de 0,67.

Em Irupi-ES a média para o fator LS foi de 4,44, entretanto em áreas de maior altitude e declividade acentuada foram registrados valores quase quatro vezes maiores. Em trabalho desenvolvido no Sul de Minas Gerais, Beskow et al. (2009) observaram que áreas com valores de LS menores que 5,0 demonstraram moderada vulnerabilidade à erosão, ao passo que nas superiores a 10,0, alta.

Fator CP e Perdas de solo (A)

A cobertura do solo tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, especialmente devido à dissipação de energia cinética das gotas da chuva, responsável pela desagregação das partículas de solo (COGO; LEVIEN; SCHWARZ 2003). As práticas conservacionistas atuam principalmente na redução da velocidade da enxurrada e aumento da infiltração de água no solo, garantindo o manejo sustentável.

O modelo de predição de erosão baseado no índice de vegetação NDVI (C_{NDVI}), indicou ao nível municipal perdas de solo mínima, máxima, média e desvio padrão de 0,025; 183,05; 11,51 e 9,59 $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, respectivamente. Enquanto o produto gerado a partir de coeficientes de cobertura oriundos da literatura (C_{LIT}) demonstrou na mesma sequência 0; 1.364,16; 35,64 e 61,11 $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ (Tabela 23 e Figuras 18 e 19).

Tabela 23 - Perdas de solo estimadas por meio da RUSLE e proporção de áreas sujeitas à erosão hídrica segundo os modelos, tradicional (LIT) e modificado (NDVI)

Classes de perdas de solo $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$	RUSLE _{LIT}		RUSLE _{NDVI}	
	km^2	%	km^2	%
0-1	49,01	26,49	8,54	4,62
1-5	13,84	7,48	29,24	15,81
5-10	16,81	9,09	57,35	31,00
10-20	14,18	7,67	67,70	36,60
20-50	28,42	15,36	20,67	11,17
50-100	58,73	31,75	1,30	0,70
> 100	3,98	2,16	0,18	0,10
Total	185,0	100	185,0	100

As médias de perdas de solo com uso do C_{NDVI} apresentaram pouca variação entre as classes pastagem, vegetação nativa, reflorestamento e lavoura. No entanto, a média para a classe solo exposto foi mais de duas vezes superior às demais. Para o método clássico, houve maior oscilação entre as médias das diferentes classes, sendo as menores para vegetação nativa e pastagem, enquanto a maior também foi encontrada para solo exposto (Tabela 24).

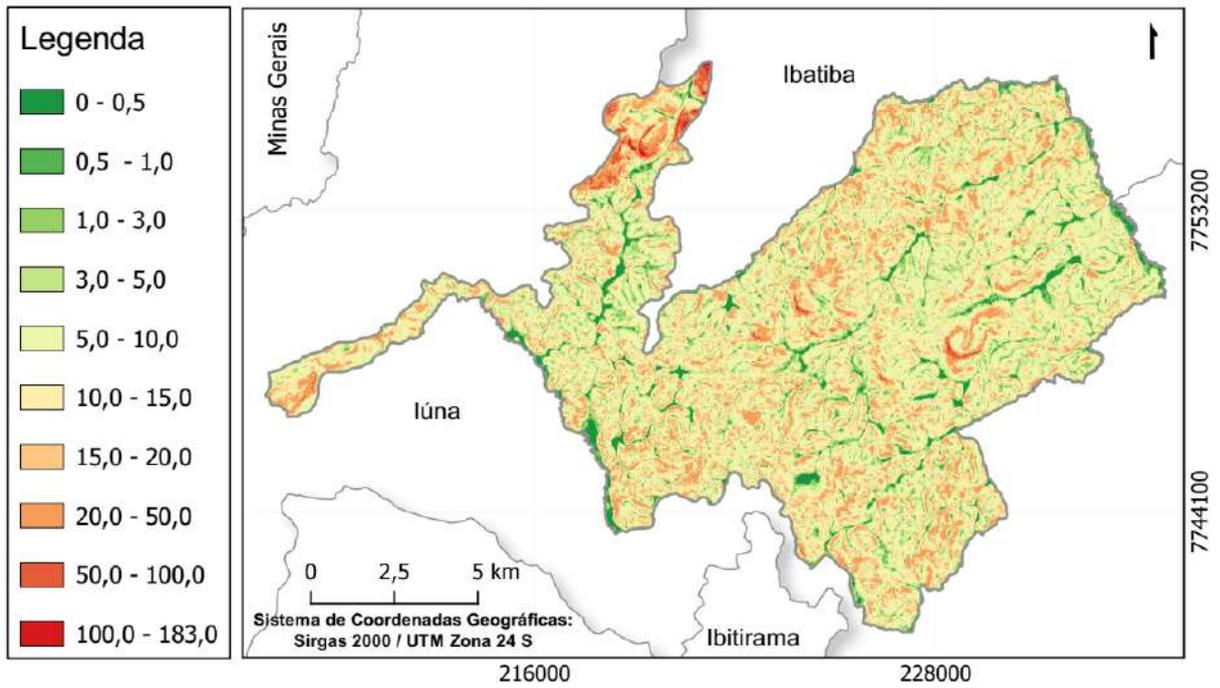


Figura 18 - Perdas de solo em Irupi-ES estimadas pelo método adaptado (C_{NDVI}).

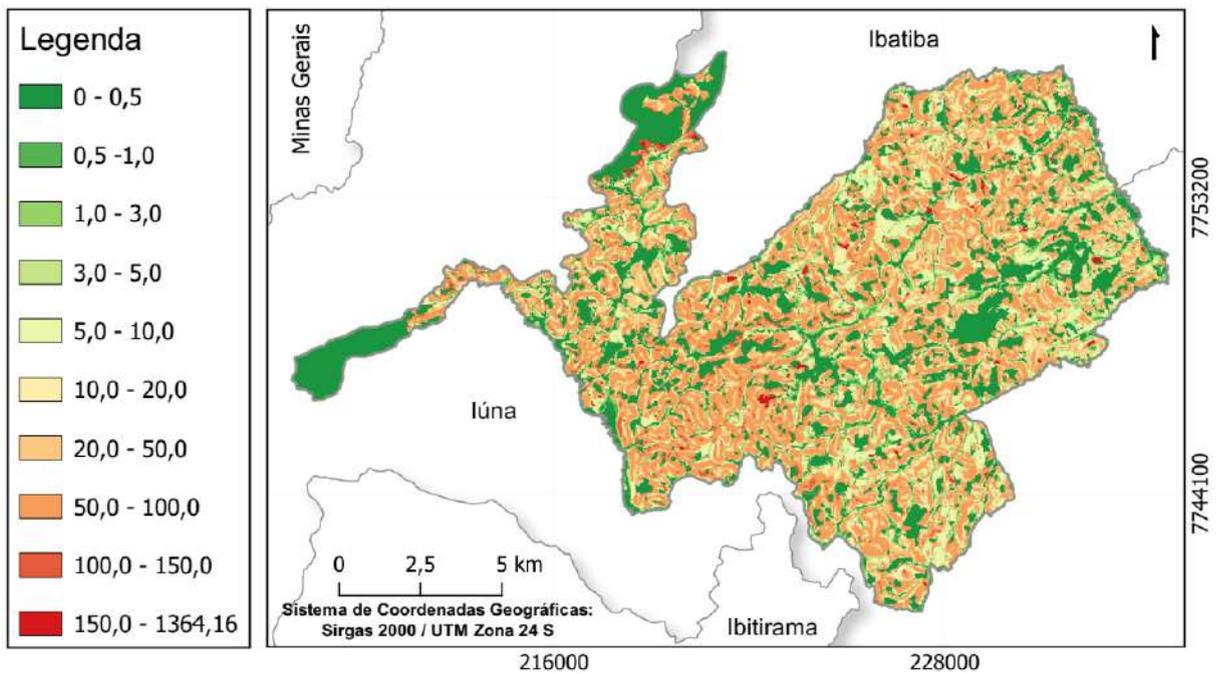


Figura 19 - Perdas de solo em Irupi-ES estimadas pelo método convencional (C_{LIT}).

Tabela 24 - Primeiro quartil, mediana, terceiro quartil, desvio padrão e média de perdas de solo em **Mg ha⁻¹ ano⁻¹**, por meio da RUSLE em diferentes classes de uso e cobertura do solo com diferentes Fatores C (C_{LIT} e C_{NDVI})

Métodos		Classes de uso e ocupação do solo				
		PAST	VN	REF	SE	LAV
RUSLE (C_{NDVI})	Média	10,08	11,87	9,23	23,02	11,22
	sd	8,45	9,96	6,61	11,84	6,67
	Q ₁	2,58	5,95	5,07	13,71	6,64
	Mediana	8,68	10,13	7,79	23,69	10,21
	Q ₃	15,66	15,37	11,54	31,85	14,63
RUSLE (C_{LIT})	Média	4,44	0,03	41,12	622,21	52,44
	sd	3,47	0,02	23,41	304,81	27,86
	Q ₁	1,13	0,02	26,57	414,01	30,07
	Mediana	4,14	0,03	37,89	644,59	55,54
	Q ₃	7,12	0,04	49,41	854,11	73,04

PAST = Pastagem, VN = Vegetação nativa, REF = Reflorestamento, SE = Solo exposto, LAV= Lavoura, sd = desvio padrão, Q₁ = 1º Quartil e Q₃ = 3º Quartil.

Para a análise da estatística descritiva, além da média e desvio padrão, foram calculados o primeiro (Q₁), segundo (Q₂ = mediana) e terceiro (Q₃) quartis, estes parâmetros indicam a dispersão dos dados e se a distribuição em torno da mediana é simétrica. Q₁, Q₂, Q₃ indicam os valores abaixo dos quais estão 25%, 50% e 75% dos dados, respectivamente.

Os coeficientes de assimetria de Pearson encontrados para o modelo adaptado foram de 0,5; 0,52; 0,65; -0,17 e 0,45, para as classes Pastagem, Vegetação nativa, reflorestamento (eucalipto), solo exposto e lavoura, respectivamente. Ou seja, com exceção da classe solo exposto, a qual apresentou assimetria negativa, as demais demonstraram assimetria positiva. No primeiro caso, há maior concentração dos dados na zona de valores mais elevados da amostra, enquanto para o último eles são observados na zona de valores reduzidos.

Para o segundo modelo, os valores foram de 0,26; 0,00; 0,41; -0,22 e -0,33, para a mesma sequência de classes acima. Deste modo, as classes pastagem e reflorestamento (eucalipto) demonstraram assimetria positiva, enquanto as classes solo exposto e lavoura, assimetria negativa. Por outro lado, a classe vegetação

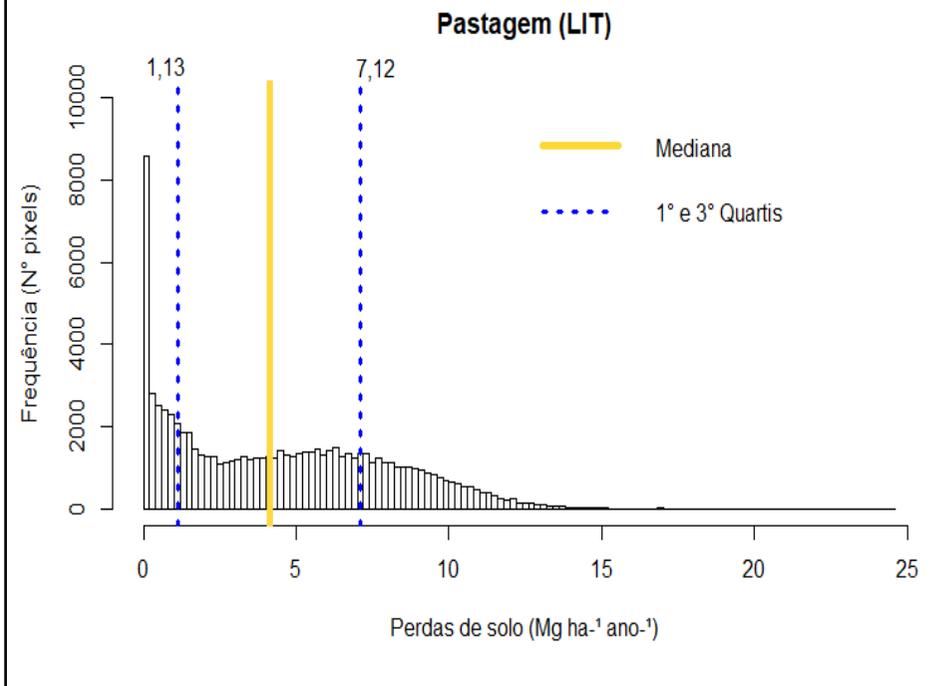
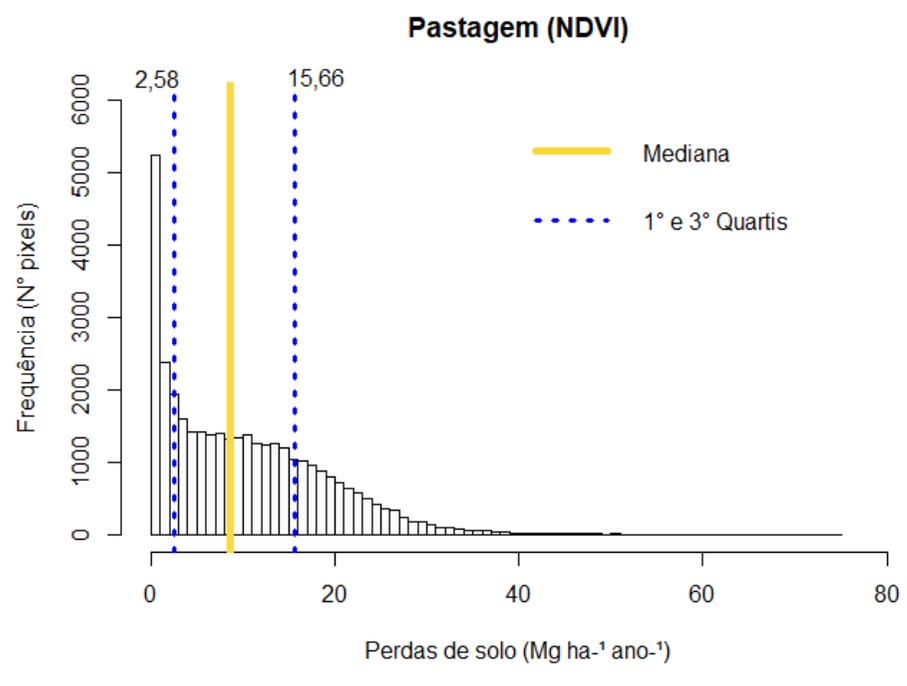
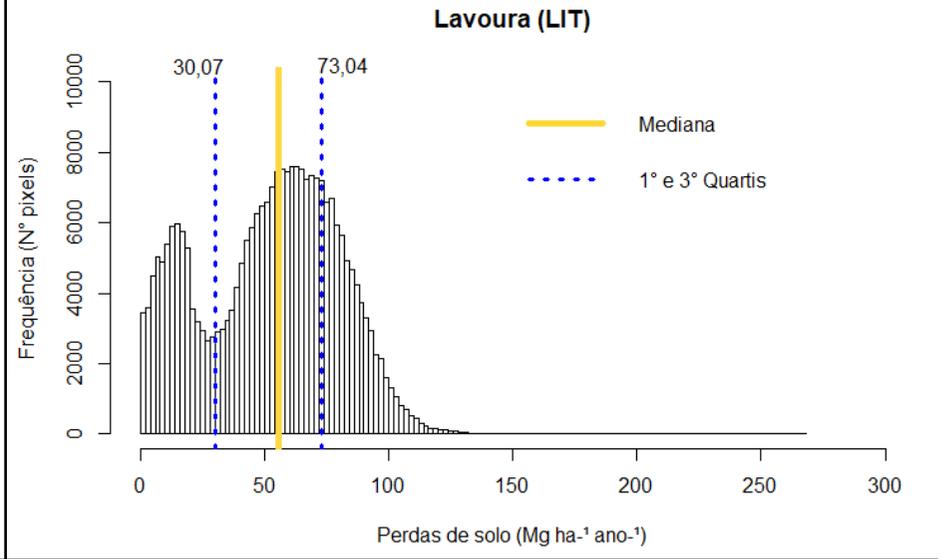
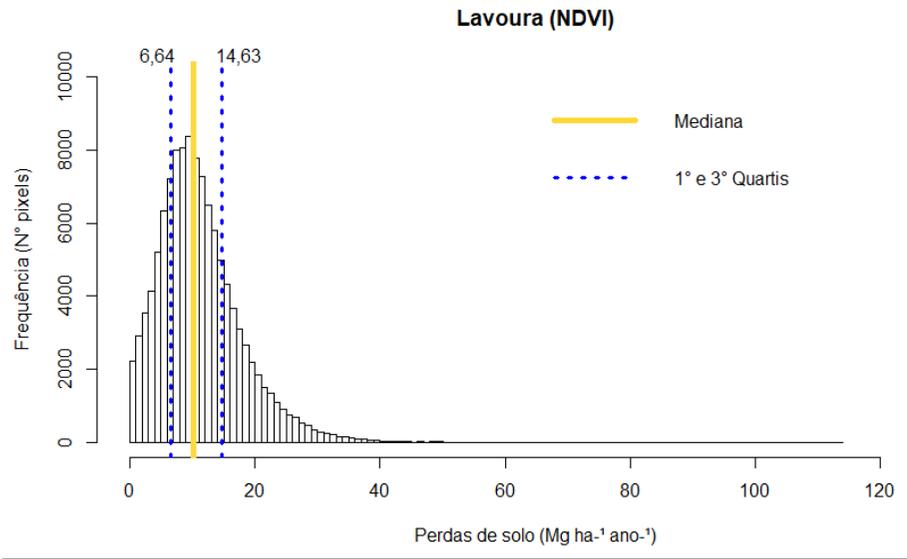
nativa caracterizou-se como a única com distribuição simétrica. Ou seja, a média, a moda e a mediana são iguais. A frequência de observações (número de pixels) indicando a tendência das perdas de solo em cada classe temática foi representada por meio de histogramas (Figura 20).

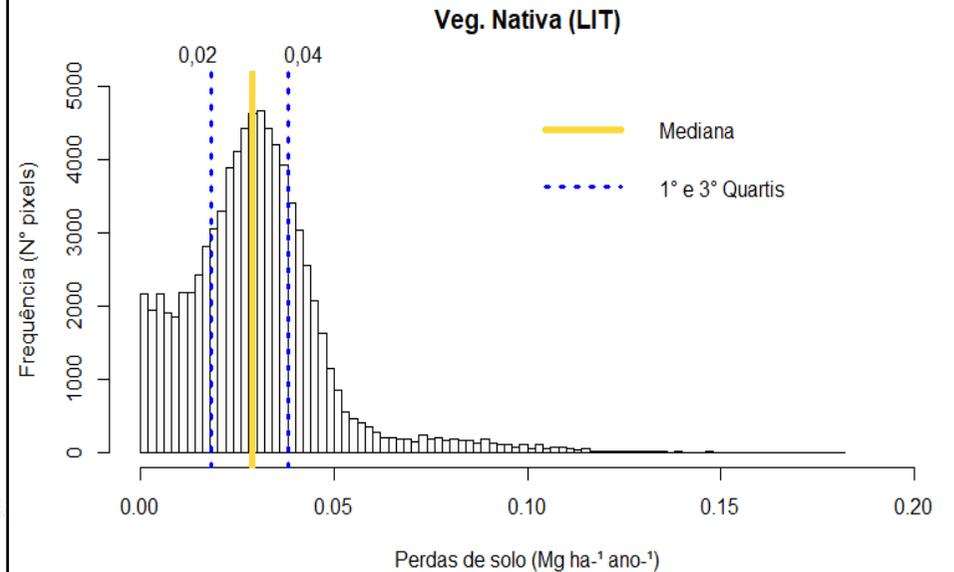
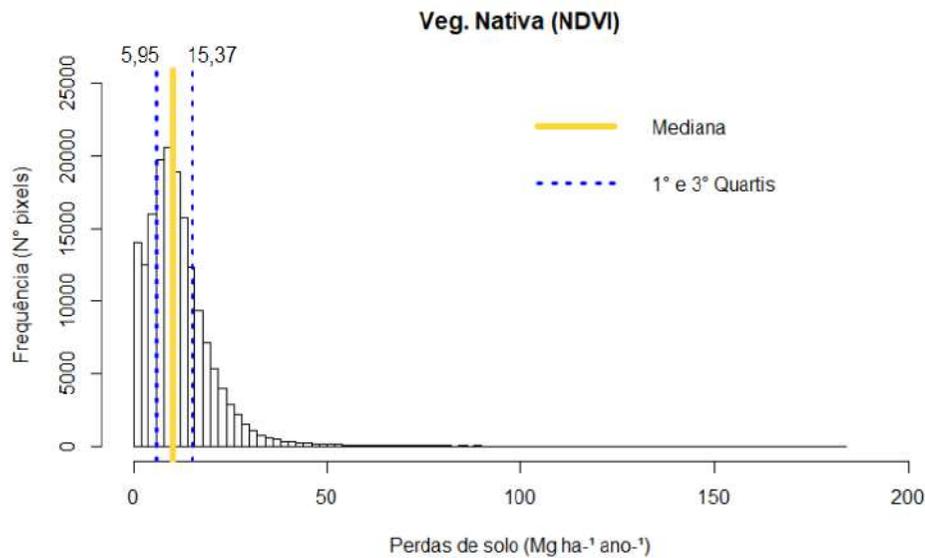
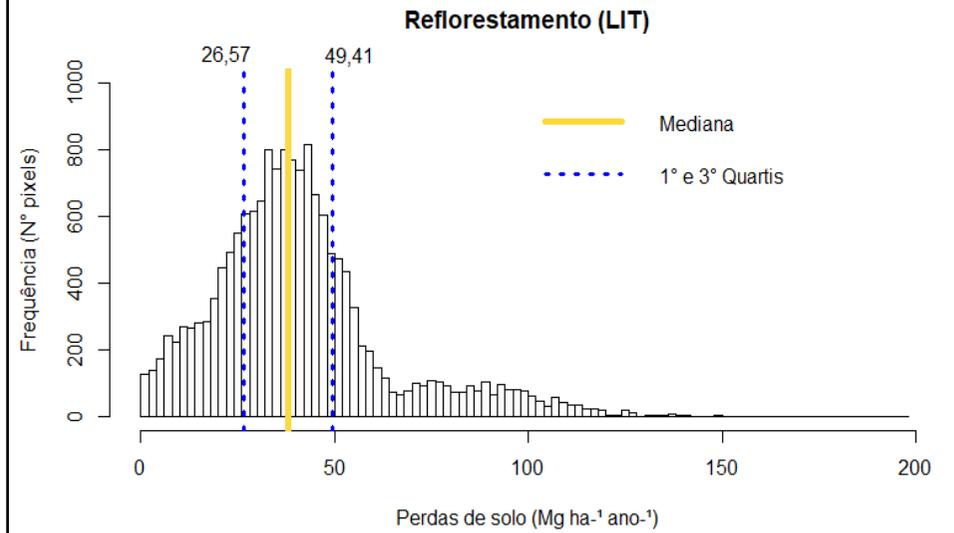
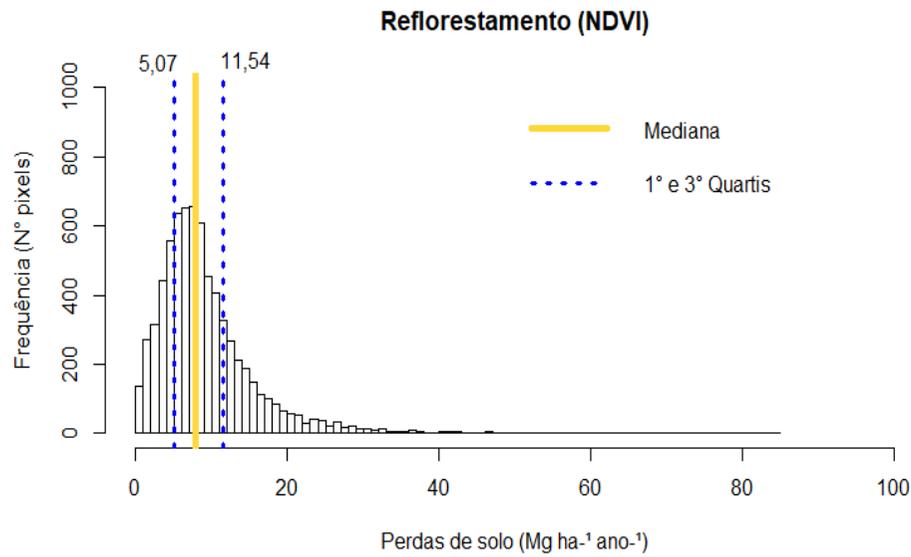
Para a classe Lavoura (NDVI), a maior frequência foi observada no intervalo entre 6 e 14 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, no segundo método os dados demonstraram um comportamento semelhante à distribuição bimodal (dois picos) para as perdas de solo. No primeiro intervalo, os valores se concentraram entre 10 e 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo uma frequência menor de pixels que a encontrada no segundo, no qual as perdas de solo variaram entre 40 e 75 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Para a classe Pastagem, em ambos os métodos inicialmente a distribuição da frequência de pixels foi similar, com característica unimodal, na qual o pico contendo o maior número de pixels situou-se no intervalo entre 0 e 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para o método adaptado (NDVI) e entre 0 e 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, para o segundo. Nos dois métodos foi observada uma queda abrupta na frequência após os intervalos citados. Assim, os valores de Q1 e Q3 para o método adaptado foram de 2,58 e 15,66 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Por outro lado, para o segundo ambos foram de 1,13 e 7,12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Na classe Reflorestamento (eucalipto) a maior frequência com o método (NDVI) situou-se entre 5 e 11,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Em contrapartida, para o segundo foi registrado o pico entre 26,5 e 49 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Para a Vegetação Nativa, o primeiro método registrou a maior frequência de pixels no intervalo entre 5,95 e 15,37 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Entretanto, no segundo a maior concentração de pixels foi observada abaixo de 0,04 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Em ambos os métodos foram observados picos alternados na classe Solo exposto. No entanto, para o primeiro método, a maior frequência de pixels foi registrada no intervalo entre 13,71 e 31,85 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto para o segundo os valores se situaram entre 414 e 854 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.





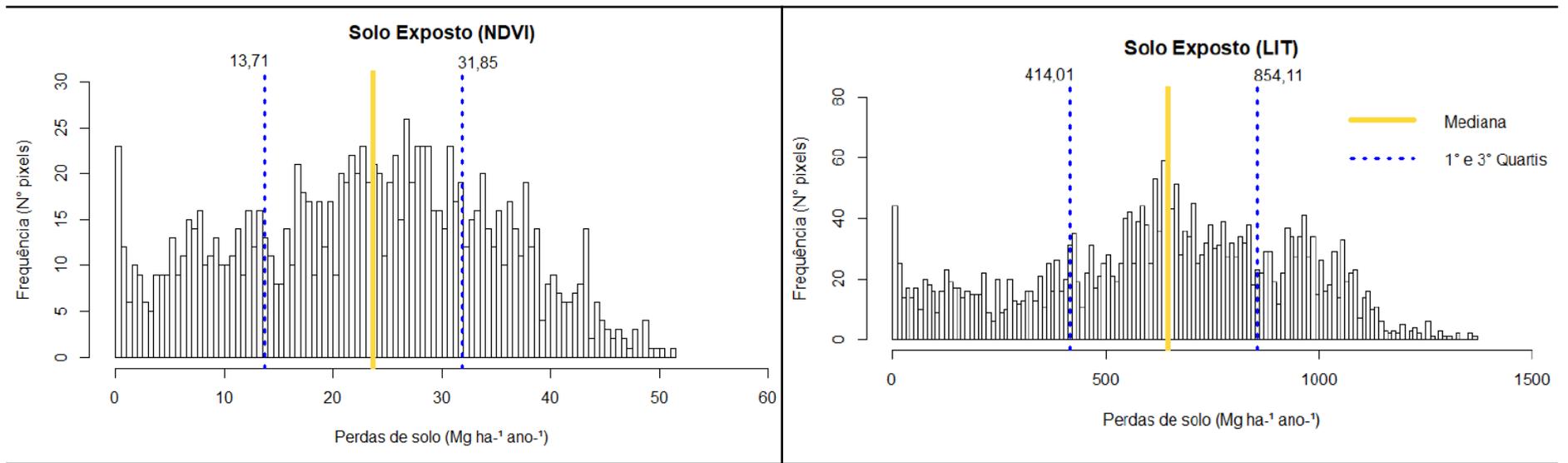


Figura 20 - Histogramas de Frequência (número de pixels) em função das Perdas de solo em Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas classes Lavoura, Pastagem, Reflorestamento (eucalipto), Vegetação Nativa e Solo exposto com os métodos adaptado (NDVI) e tradicional (LIT) da RUSLE. Em destaque, os quartis Q₁, Q₂ (mediana) e Q₃.

Os valores do fator cobertura do solo com o método adaptado (C_{NDVI}) variaram entre 0,0044 a 0,0764 e a média foi de 0,01797. Reflorestamento e vegetação nativa tiveram os menores, enquanto os maiores foram para massa d'água e solo exposto. Galdino et al. (2015), Sone et al. (2019) e Almagro et al. (2019) também utilizaram o NDVI reescalado para estimar o fator C da RUSLE. Os últimos pesquisadores encontraram valores próximos aos encontrados no presente estudo, tais como: mínimo, máximo e médio de 0,004, 0,078 e 0,023, respectivamente. No entanto, a bacia hidrográfica estudada era ocupada quase 75% por pastagens. Em Irupi-ES, segundo dados do capítulo anterior, atualmente cerca de 56% do território são lavouras de cafeeiro.

O C_{NDVI} médio da classe REF (0,01094) foi menor quando comparado a VN (0,01319). Há relação inversa entre o índice de vegetação NDVI e o fator C_{NDVI} , portanto quanto maior o NDVI menor o C_{NDVI} . Este fato também foi constatado em outros estudos ao comparar o NDVI de povoamentos de eucalipto com mata nativa (CRISTIANO et al., 2014; SILVA et al., 2015). Segundo os autores, oscilações na atividade fotossintética e a elevação da temperatura ambiente são alguns dos fatores que podem ocasionar esse fenômeno.

Portanto, o menor C_{NDVI} da classe REF contribuiu para a obtenção de menores taxas de perdas de solo entre as demais classes. Os resultados encontrados para REF são próximos aos divulgados por outros autores. Silva et al. (2010), Lense et al. (2019) e Avanzi et al. (2013) encontraram perdas de solo em áreas ocupadas com eucalipto de 2,9; 4,15 e 6,97 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Oliveira et al. (2013) encontraram 1,1 e 6,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em Cambissolo Háplico e Argissolo Vermelho, respectivamente. Portanto, o modelo baseado no uso do NDVI demonstrou melhor ajuste para essa classe quando comparado ao tradicional.

No modelo adaptado (NDVI) houve a tendência em superestimar as perdas de solo na classe menos suscetível à erosão (Vegetação Nativa). O reescalamento do NDVI para esta classe não foi adequado e este fato resultou em perdas solo mais próximas das encontradas para as outras classes vegetais. Outra condição que pode ter contribuído para a obtenção destes dados consiste no maior Fator Topográfico (LS) encontrado nos locais ocupados com florestas, em especial as áreas de relevo montanhoso a escarpado.

Por outro lado, no método clássico, as perdas de solo em locais de VN foram inferiores ao anterior e mais condizentes com dados encontrados na literatura (SILVA et al., 2010; AVANZI et al., 2013; SILVA et al., 2016; LENSE et al., 2020). Este fato também está relacionado ao baixo valor do fator C adotado pelo método tradicional para a classe VN ($C_{LIT} = 0,00004$).

Silva et al. (2010) registraram média de perdas de solo em áreas de VN de $0,39 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Avanzi et al. (2013) encontraram $0,94 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Lense et al. (2020) relataram $0,07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Silva et al. (2016), em trabalho conduzido por 5 anos em Argissolo Vermelho, registraram perdas de solo média de $0,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Portanto, para estimar perdas de solo para a classe VN o modelo tradicionalmente empregado (C_{LIT}) demonstrou maior precisão para o local do estudo.

Uma vantagem do uso do NVDI para estimar o fator C consiste na reprodução da variabilidade do aspecto da parte aérea das plantas. De acordo com Borrelli et al. (2018) a utilização dos valores estáticos ignora a dinâmica de uso do solo e generaliza a condição das classes temáticas. Pesquisadores utilizaram o NDVI e outros índices vegetais em avaliações de estresses bióticos (ataque de pragas ou doenças) e abióticos (déficit hídrico ou nutricional) em plantas (CHEMURA; MUTANGA; DUBE, 2016; MARIN et al., 2019; BARNES et al., 2017).

Alguns autores modelaram a erosão hídrica em pastagens por meio do NDVI e obtiveram resultados satisfatórios (ANACHE; BACCHI; ALVES-SOBRINHO, 2014; GALDINO et al., 2015; SCHMIDT; ALEWELL; MEUSBURGER, 2018; ALMAGRO et al., 2019). A classe PAST, apesar de maior C_{NDVI} (0,02172) quando comparada às demais formas de uso e cobertura, com exceção do SE (0,03612), apresentou menores perdas de solo que a LAV.

No município existem extensas áreas de pastagens situadas nas margens dos rios. Nesses locais, foram registrados os menores valores do fator LS (declividades planas ou praticamente planas). Deste modo, infere-se que esta condição tenha contribuído para a redução das taxas de perdas de solo em áreas ocupadas pelas pastagens, resultados semelhantes foram relatados por Galdino et al. (2015).

Apesar das perdas de solo para a classe PAST pelo método adaptado ter sido praticamente duas vezes superior ao tradicional, a adoção do valor estático tende a subestimar as perdas de solo em áreas de pastagens menos vigorosas ou degradadas. Portanto, as estimativas indiretas de perdas solo tendem a ser mais

fidedignas com a adoção do método derivado do NDVI. Demarchi et al. (2019) encontraram perdas de solo de 4,55 e 35,56 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para pastagens conservadas e degradadas, respectivamente.

Galdino et al. (2015) encontraram perdas de solo em pastagens que variaram de 0 a mais de 40 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Sone et al. (2019), Almagro et al. (2019), Silva et al. (2010), Anache et al. (2017), Lense et al. (2020) e Stefanidis, Alexandridis e Ghosal (2022) na Grécia encontraram 1,78; 2,02; 3,86; 6,5; 12,20 e 12,14 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Deste modo, infere-se que a variação nos dados de perdas de solo entre os autores possa estar relacionada à espécie de gramínea cultivada, além do estado de conservação destas plantas no período da avaliação.

As estimativas de perdas de solo da classe LAV ($C_{NDVI} = 0,01781$) foram menores que as encontradas para VN e SE com o método adaptado. A pequena diferença no fator C_{NDVI} entre as classes vegetais justifica as médias de perdas de solo similares. Na região, a cafeicultura ocupa mais da metade do território. Deste modo, infere-se que as lavouras, em sua maior parte, adultas e vigorosas, promoveram boa cobertura do solo, contribuindo para o alto valor NDVI.

A estimativa de erosão pelo método clássico foi cerca de cinco vezes maior que no adaptado para a classe LAV. Conforme discutido no capítulo anterior, aproximadamente 77% das lavouras estão situadas em locais com declividade superior a 20%. Portanto, o uso do solo ocorre em intensidade superior à aptidão agrícola preconizada, agravando as perdas de solo.

Demarchi et al. (2019) encontraram médias de perdas de solo por erosão para o cultivo do cafeeiro de 29,82 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em local com predomínio de Latossolos Vermelhos Distróficos e erosividade semelhante à encontrada para Irupi-ES. Gomes et al. (2019) em estudo na região do Cerrado registraram médias de 31,11 e 32,83 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para a mesma cultura. Por outro lado, Prochnow et al. (2005), em experimento com parcelas de perdas de solo e água em cafeeiro (0 a 5 anos) com diferentes espaçamentos, encontraram médias de perdas de solo de 7,51 (3,0x1,0m) a 12,24 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (3,0x3,0m). Segundo estes autores, a redução do espaçamento das linhas e entrelinhas de cultivo dos cafezais têm importância no controle da erosão hídrica, especialmente no período de formação da lavoura.

O adensamento (aumento no número de plantas por área), particularmente na linha de plantio, tem efeito positivo na redução das perdas de solo, água e nutrientes por

erosão. A menor distância entre plantas contribui para a formação de barreiras contra a enxurrada, além de aumentar a cobertura vegetativa e a produção de matéria orgânica (LANI et al., 2007).

Tavares et al. (2019), em estudo no sul de Minas Gerais em Latossolo Vermelho distrófico, encontraram nas áreas ocupadas com cafeeiro situadas em locais com declividade entre 0 e 45%, perdas de solo de 1,53 a 4,41 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

No Vietnã, Nguyen e Pham (2018) estudaram os efeitos da implantação de práticas conservacionistas como terraços (T1), T1 + cultivos de gramíneas em faixas (T2) e T1 + T2 + leguminosa consorciada (T3) com cafeeiro e compararam as perdas de solo com o cultivo tradicional (em nível). Os resultados indicaram que apenas a implantação de T1 reduziram em 36,5% as perdas de solo, para T2 e T3 os resultados foram ainda melhores com redução de 70,7% e 76,7%. Segundo os autores, mesmo com o cultivo em nível, as perdas de solo foram significativas, alcançando 62,37 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. No estudo, as médias de perdas de solo encontradas de T1 a T3 foram de 39,55, 18,23 e 14,53 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Observou-se que mesmo com a implantação dos terraços as perdas de solo estiveram em níveis próximos ao estimado pelo segundo modelo.

Na cafeicultura de montanha, os espaçamentos ajustados para entrelinhas mais estreitas (2,0 a 2,8 m) aliado à dificuldade de mecanização tornam o consórcio com culturas de baixo porte uma técnica aplicável em condições restritas. Normalmente, os agricultores familiares cultivam milho e feijão nos locais de lavouras em formação, submetidas a poda drástica como recepa e esqueletamento ou lavouras de espaçamento mais largo.

No entanto, a utilização de essências florestais de interesse econômico consorciadas com cafeeiro é uma alternativa para a diversificação de renda, além de aumentar a cobertura do solo. Benavidez et al. (2018) nas Filipinas relataram que os sistemas agroflorestais (SAFs) têm grande potencial na contenção das perdas de solo. Villatoro-Sánchez et al. (2015) determinaram por meio de parcelas em campo a média de perdas de solo igual a 1,00 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em SAFs na Costa Rica envolvendo cafeeiro arábica, espécies florestais e bananeira. Os autores relataram que a presença de antigos microterraços também contribuiu para a redução do escoamento e a perda de sedimentos no local do experimento.

Sistemas complexos como os SAFs proporcionam inúmeros benefícios ao agroecossistema e aos produtores rurais. Destaca-se o aumento da biodiversidade, diversificação de renda, melhoria da sustentabilidade nas atividades agropecuárias e até sequestro de carbono (DAMATTA et al., 2017). No entanto, exigem maior entendimento da interação entre as espécies coexistentes, a fim de evitar prejuízos econômicos para os produtores rurais. A associação do cafeeiro com espécies arbóreas incompatíveis, sem planejamento quanto à densidade de plantio e manejo das copas pode resultar em queda na produção de café pela competição por nutrientes, água e luz (MARTINEZ et al., 2004; CARAMORI et al., 2004).

Por outro lado, a presença do componente arbóreo nos cafezais diminui o efeito da bialidade do cafeeiro, reduzindo produções excessivas. Além disso, a arborização bem manejada desacelera o processo de maturação, proporciona melhor formação dos grãos, com efeitos positivos no tamanho da peneira e qualidade de bebida (CARAMORI et al., 2004).

Os cafezais instalados em áreas seguindo a aptidão agrícola recomendada (declividade entre 0 e 20%) tiveram perdas de solo com os métodos adaptado e tradicional de 4,75 e 13,79 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Foi identificado nos dois métodos de predição de erosão intensificação das perdas de solo à medida que a declividade do terreno se tornou mais acentuada em locais ocupados com lavoura (Tabela 25). Portanto, o uso do NDVI reescalonado proporcionou uma modelagem de erosão hídrica mais fidedigna comparada ao método tradicional para a classe lavoura.

Tabela 25 - Estimativas de perdas de solo (Mg ha⁻¹ ano⁻¹) em lavoura sob diferentes declividades com os métodos adaptado e clássico da RUSLE

Declividade (%)	RUSLE _{NDVI}	RUSLE _{LIT}
0 - 20	4,75	13,79
20 - 45	12,04	59,03
45 - 75	17,73	84,50
> 75	28,22	109,39

Na avaliação das áreas totalmente expostas (SE), as perdas de solo foram bem distintas em ambos os modelos. As estimativas encontradas com o modelo clássico foram cerca de 27 vezes superiores ao adaptado. No entanto, este último apresentou resultados mais condizentes com os encontrados por outros autores. Oliveira, Nearing e Wendland (2015), em experimento de campo no estado de São Paulo com parcelas de perdas de solo, encontraram média na condição de solo exposto de 12,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Silva et al. (2016) relataram média de 12,03 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em trabalho conduzido no Rio Grande do Sul com método indireto.

Portanto, conforme Oliveira et al. (2014), a vulnerabilidade dos solos de Irupi-ES à erosão hídrica conforme o método adaptado (NDVI) foi classificada como moderada e moderada a alta (5-10 e 10-15 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), enquanto no método clássico em ligeira e muito alta (0,0 - 2,5 e 25-100 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 26).

Tabela 26 - Classificação da vulnerabilidade do solo à erosão hídrica e porcentagem da área ocupada para cada classe

Perdas de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Vulnerabilidade	Área (%)	
		RUSLE _{LIT}	RUSLE _{NDVI}
0,0 - 2,5	Ligeira	29,51	9,95
2,5 - 5	Leve a Moderada	4,46	10,47
5 - 10	Moderada	9,09	31,00
10 - 15	Moderada a Alta	4,46	24,22
15 - 25	Alta	5,27	18,36
25 - 100	Muito alta	45,05	5,89
>100	Extremamente alta	2,16	0,10

Por fim, as estimativas de perdas de solo com o uso do fator C adaptado tiveram bom ajuste para as classes lavoura, pastagem, reflorestamento e solo exposto. Por outro lado, o método clássico apresentou modelagem de erosão hídrica mais apropriada para a classe vegetação nativa.

CONCLUSÃO

O reescalonamento do índice NDVI para adaptação ao Fator C da RUSLE foi satisfatório na predição das perdas de solo no município de Irupi-ES para as classes lavoura, pastagem, reflorestamento (eucalipto) e solo exposto. Entretanto, as estimativas de erosão hídrica com este método praticamente não diferiram entre as classes vegetais, principalmente em decorrência da pequena diferença nos valores atribuídos ao Fator C_{NDVI} . A implementação de ajustes no método pode aprimorar a modelagem de erosão hídrica, especialmente nas áreas ocupadas com vegetação nativa.

Por outro lado, o método tradicional (Fator C obtido da literatura) apresentou-se mais assertivo na estimativa de perdas de solo no ambiente de vegetação nativa. Para a região do estudo, entretanto, para as classes lavoura, reflorestamento e solo exposto houve a tendência em superestimar as perdas de solo.

A intensificação do uso do solo com lavouras em locais de relevo forte ondulado a montanhoso tende a agravar as perdas de solo. A adoção de práticas conservacionistas, além do cultivo em nível, é essencial para a sustentabilidade da atividade.

Cerca de 73% da área da região do estudo apresentou vulnerabilidade à erosão hídrica classificada como moderada a alta ($5-25 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) segundo o modelo adaptado. Para o método tradicional, 29,5% da área foi enquadrada com vulnerabilidade ligeira ($0-2,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e 45% como muito alta ($25-100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

REFERÊNCIAS

ABD EL-GHANY, N. M.; ABD EL-AZIZ, S. E.; MAREI, S. S. A review: application of remote sensing as a promising strategy for insect pests and diseases management. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 33503-33515, 2020.

ADAM, E.; MUTANGA, O.; ODINDI, J.; ABDEL-RAHMAN, E. M. Land-use/cover classification in a heterogeneous coastal landscape using RapidEye imagery: evaluating the performance of random forest and support vector machines classifiers. **International Journal of Remote Sensing**, v.35, n.10, p. 3440-3458, 2014.

AHMAD, W.; IQBAL, J.; NASIR, M. J.; AHMAD, B.; KHAN, M. T.; KHAN, S. N.,; ADNAN, S. Impact of land use/land cover changes on water quality and human health in district Peshawar Pakistan. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 16526, 2021.

ALENCAR, A.; SHIMBO, J.Z.; LENTI, F.; MARQUES, C.B.; ZIMBRES, B.; ROSA, M.; ARRUDA, V.; CASTRO, I.; RIBEIRO, J.P.F.M.; VARELA, V.; ALENCAR, I.; PIONTEKOWSKI, V.; RIBEIRO, V.; BUSTAMANTE, M.M.C.; SANO, E.E.; BARROSO, M. Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform, **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

ALI, S. A.; HAGOS, H. Estimation of soil erosion using USLE and GIS in Awassa Catchment, Rift valley, Central Ethiopia. **Geoderma Regional**, v.7, n.2, p.159-166, 2016.

ALIXANDRE, F. T.; DE MUNER, L. H.; KROHLING, C. A.; FERRÃO, M. A. G.; FORNAZIER, M. J.; VERDIN FILHO, A. C. **Cafeicultura sustentável: boas práticas agrícolas para o café arábica**. Vitória, ES: Incaper (Documentos 269), 2020, 48p.

ALMAGRO, A.; THOMÉ, T. C.; COLMAN, C. B.; PEREIRA, R. B.; JUNIOR, J. M.; RODRIGUES, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S. Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 4, p. 325-334, 2019.

AMARAL, A. J. D.; BERTOL, I.; COGO, N. P.; BARBOSA, F. T. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da região do Planalto Sul-Catarinense. **Rev Bras Ciênc Solo**, v. 32, p. 2145-2155, 2008.

AMARAL, F. C. S.; SANTOS, H. G.; ÁGLIO, M. L. D.; DUARTE, M. N.; PEREIRA, N. R.; OLIVEIRA, R. P.; CARVALHO JUNIOR, W. D. **Mapeamento de solos e aptidão agrícola das terras do Estado de Minas Gerais**, Embrapa Solos. 2004, 95p.

AMINI, S.; SABER, M.; RABIEI-DASTJERDI, H.; HOMAYOUNI, S. Urban Land Use and Land Cover Change Analysis Using Random Forest Classification of Landsat

Time Series. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2654, 2022.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Portal Hidroweb - Séries Históricas das estações**. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 10 jun. 2021a.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Arquivos disponíveis para download - Instalador do Hidro 1.4**. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/download>. Acesso em: 11 jun. 2021b.

ANACHE, J. A.; BACCHI, C. G.; ALVES-SOBRINHO, T. Modeling of (R) USLE C-factor for pasture as a function of normalized difference vegetation index. **Eur Int J Sci Technol**, v. 3, n. 9, p. 214-221, 2014.

ANACHE, J. A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29-39, 2017.

ANGELETTI, M. P.; SOUZA, J. L.; COSTA, H.; FAVARATO, L. F.; MUZZI, E. M.; MUNIZ, E. S.; LAURETT, L.; ZANUNCIO JUNIOR, M. J. S.; GUARÇONI, A. **Espécies vegetais para cobertura do solo: guia ilustrado**. Vitória: Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural, 2018. 78 p.

AQUINO, C. M. S.; OLIVEIRA, J. G. B.; SALES, M. C. L. Estimativa da erosividade das chuvas (R) nas terras secas do Estado do Piauí. **Rev. Ciênc. Agron.**, v.37, n.3, p.287-291, 2006.

AQUINO, C.M.S.; OLIVEIRA, J.G.B. Estimativa do fator erodibilidade (K) das associações de solos do estado do Piauí descritas em Jacomine (1986). **Revista Geotemas**, v.7, n.1, p.26-36, 2017.

ARAÚJO, A.G.; ASSAD, M. L. Zoneamento pedoclimático por cultura a partir de levantamento de solos de baixa intensidade. **Rev Bras Ciênc Solo**, v. 25, n. 1, p. 103-111, 2001.

ARAÚJO, F. S.; SALVIANO, A. A. C.; NETO, M. R. H. Estimativa da erodibilidade de latossolos do Piauí. **Scientia Plena**, v. 7, n. 10, 2011.

ARVOR, D. DAHER, F. R. G.; BRIAND, D.; DUFOUR, S. ROLLET, A. J.; SIMÕES, M.; FERRAZ, R. P. D. Monitoring thirty years of small water reservoirs proliferation in the southern Brazilian Amazon with Landsat time series. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 145, p. 225-237, 2018.

ASSIS, K. G. O.; SILVA, Y. J. A. B., LOPES, J. W. B., MEDEIROS, J. C., TEIXEIRA, M. P. R., RIMÁ, F. B.; SINGH, V. P. Soil loss and sediment yield in a perennial catchment in southwest Piauí, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**,

v. 193, p. 1-11, 2021.

ATTARCHI, S.; GLOAGUEN, R. Classifying Complex Mountainous Forests with L-Band SAR and Landsat Data Integration: A Comparison among Different Machine Learning Methods in the Hyrcanian Forest. **Remote Sensing**, v.6, p.3624-3647, 2014.

AVALOS, F. A. P.; SILVA, M. L. N.; BATISTA, P. V. G.; PONTES, L. M.; OLIVEIRA, M. S. Digital soil erodibility mapping by soilscape trending and kriging. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 9, p. 3021-3028, 2018.

AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NORTON, L. D.; BESKOW, S.; MARTINS, S. G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 37, p. 427-434, 2013.

BAGIO, B.; BERTOL, I., WOLSCHICK, N.H., SCHNEIDERS, D.; SANTOS, M.A.D.N. D. Water erosion in different slope lengths on bare soil. **Rev Bras Ciênc Solo**, v.41, p.e0160132, 2017.

BARNES, M.L.; BRESHEARS, D.D.; LAW, D.J.; LEEUWEN, W.J.D.; MONSON, R.K.; FOJTIKA, C. Beyond greenness: Detecting temporal changes in photosynthetic capacity with hyperspectral reflectance data. **PLoS One**, v.12, n.12, p.128-143, 2017.

BARRETO, P.; SARTORI, M.; DADALTO, G. G. **Levantamento de Áreas Agrícolas Degradadas no Estado do Espírito Santo**. Vitória, ES, CEDAGRO, 2012. Disponível em: http://www.cedagro.org.br/downloads/20121122_reflorestamento/Dadalto,%20Gilmar%20-%20Oral.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2023.

BEHERA, M.; SENA, D. R.; MANDAL, U.; KASHYAP, P. S.; DASH, S. S. Integrated GIS-based RUSLE approach for quantification of potential soil erosion under future climate change scenarios. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-18, 2020.

BEIROZ, H. Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação em ambientes urbanos sob a ótica territorial: reflexões, demandas e desafios. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 35, 2015.

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6059-6086, 2018.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico alumínico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Rev Bras Ciênc Solo**, v. 26, p. 465-471, 2002.

BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 5.ed. São Paulo, 2005, 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação dos solos**. 4 ed. São Paulo: Ícone, 1999, 335 p.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v.79, n.1, p,49-59, 2009.

BORRELLI, P., ALEWELL, C., ALVAREZ, P., ANACHE, J. A. A., BAARTMAN, J., BALLABIO, C.; ... PANAGOS, P. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. **Science of the total environment**, v. 780, p. 146494, 2021.

BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; BALLABIO, C.; PANAGOS, P.; ALEWELL, C. Object-oriented soil erosion modelling: A possible paradigm shift from potential to actual risk assessments in agricultural environments. **Land Degradation & Development**, v.29, n.4, p.1270-1281, 2018.

BOUYOUCOS, G. J. The Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. **Journal of the American Society of Agronomy**, v.27, p. 738-741, 1935.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 219-234, 2012.

BRANDÃO, A.S.P.; REZENDE, G.C.; MARQUES, R.W.C. Crescimento agrícola no período 1999/2004: a explosão da soja e da pecuária bovina e seu impacto sobre o meio ambiente. **Economia Aplicada**, São Paulo, v.10, n.2, p. 249-266, 2006.

BRASIL - **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm#art55> Acesso em: 01 out. 2022.

BUTERS, T. M.; BATEMAN, P. W.; ROBINSON, T.; BELTON, D.; DIXON, K. W.; CROSS, A. T. Methodological ambiguity and inconsistency constrain unmanned aerial vehicles as a silver bullet for monitoring ecological restoration. **Remote Sensing**, v. 11, n. 10, p. 1180, 2019.

CALDERANO FILHO, B.; GUERRA, A. J. T.; PALMIERI, F.; ARGENTO, M. S. F.; CORREIA, J. R.; FILHO, A. R. Aptidão agroecológica de terras: proposta de avaliação em paisagens rurais montanhosas ocupadas por pequenos agricultores na serra do mar. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 24, n. 1, p. 39-75, 2007.

CARAMORI, P. H.; KATHOUNIAN, C. A.; MORAIS, H.; LEAL, A. C.; HUGO, R.G.;

FILHO, A. A. **Arborização de Cafezais e Aspectos Climatológicos**. In: Arborização de cafezais do Brasil. Vitória da Conquista, Bahia: Edições UESB, 2004, 213,p.

CARVALHO FILHO, A.; LUMBRERAS, J. F.; AMARAL, F. C. S.; NAIME, U. J. **Avaliação da aptidão agrícola das terras do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 2003.

CARVALHO JUNIOR, W.D.; CHAGAS, C.D.S.; CALDERANO FILHO, B.; BHERING, S.B.; DONAGEMMA, G.K.; CALDERANO, S.B.; PEREIRA, N.R. **Zoneamento agroecológico do Município de Bom Jardim, região serrana do Estado do Rio de Janeiro**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 230. Embrapa Solos, 2013.

CARVALHO, D. F. D.; DURIGON, V. L.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S. D.; OLIVEIRA, P. T. S. D. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 215-224, 2014.

CARVALHO, N. D. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 600p.

CASSOL, E.A.; SILVA, T.S.D.; ELTZ, F.L.F.; LEVIEN, R. Soil Erodibility under Natural Rainfall Conditions as the K Factor of the Universal Soil Loss Equation and Application of the Nomograph for a Subtropical Ultisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.42, p.1-12, 2018.

CAVALCANTI, I.F.A. Large scale and synoptic features associated with extreme precipitation over South America: a review and case studies for the first decade of the 21st century, **Atmospheric Research**, v. 118, p. 27-40, 2012.

CENTRO DO COMÉRCIO DE CAFÉ DE VITÓRIA (CCCV). **Cotações Anteriores**. Disponível em: <http://www.cccv.org.br/cotacao/cotacoes-antigas/>. Acesso em: 10 jan. 2022.

CHAROENPANYANET, A.; HUTTAGOSOL, P. Estimation of cadmium contamination in different restoration scenarios by RUSLE Model. **Environment and Natural Resources Journal**, v. 18, n. 4, p. 376-386, 2020.

CHAVES, H.M.L. Aplicación de los métodos de predicción de riesgo de erosión potencial y actual en la planificación de suelos y aguas a nivel de microcuencas. In: FAO (Roma, Itália). **Erosión de suelos en America Latina**. Santiago, p.187-190, 1994.

CHEMURA, A.; MUTANGA, O.; DUBE, T. Separability of coffee leaf rust infection levels with machine learning methods at Sentinel-2 MSI spectral resolutions. **Precision Agriculture**, v.18, p.859-881, 2016.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 3. ed. Boca Raton: Crc Press, 2019. 346 p.

CORRÊA, E. A. **Caracterização da cobertura vegetal na Equação Universal de Perda de Solos (fator C) por meio de geotecnologias**. 2011. 167 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

CORRÊA, E.A.; MORAES, I.C.; PINTO, S.D.A.F. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do centro leste paulista. **Geociências**, vol. 34, n. 4, p. 848-860, 2015.

CRISTIANO, P.M.; MADANES, N.; CAMPANELLO, P.I.D.I.; FRANCESCANTONIO, D.; RODRÍGUEZ SA; ZHANG YJ.; ... GOLDSTEIN, G. High NDVI and potential canopy photosynthesis of South American subtropical forests despite seasonal changes in leaf area index and air temperature. **Forests**. v.5, n.2, p.287-308, 2014.

CUNHA, A. D. M.; FEITOZA, H. N.; FEITOZA, L. R.; OLIVEIRA, F. S.; LANI, J. L.; CARDOSO, J. K. F.; TRINDADE, F. S. **Atualização da legenda do mapa de reconhecimento de solos do estado do Espírito Santo e implementação de interface no Geobases para uso dos dados em SIG**, Geografares, v. 2, n. 22, p. 32–65, 2016a.

CUNHA, A.M.; FEITOZA, H.N.; FEITOZA, L.R.; LANI, J.L.; CARDOSO, J.K.F.; TRINDADE, F.S. **Mapa de reconhecimento de solos do Estado do Espírito Santo: uma atualização de legenda**. Vitória, ES: INCRA; Incaper; UFV; ITC-NL, 2016b. Mapa. 841 mm x 1.189 mm. Escala: 1:400.000.

CUNHA, D.C.; ALBUQUERQUE FILHO, J.L.; SALES, J.C.A.; LOURENÇO, R.W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, 42, 72-85, 2017.

CUNHA, E.R.; BACANI, V.M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, v.85, n.2, p.851-868, 2016.

CURCIO, G.; BONNET, A.; CAVIGLIONE, J.; KACHAROUSKI, M. **Levantamento semidetalhado e aptidão agrícola dos solos dos aldeamentos indígenas Tekoha Añetete e Tekoha Itamarã**. Diamante d'Oeste, Paraná. Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA E), 2021.

CURI, N.; SILVA, E.; GOMES, F. H.; MENEZES, M. D.; SILVA, S. H. G.; TEIXEIRA, A. F. S. **Mapeamento de solos, aptidão agrícola e taxa de adequação do uso das terras do município de Lavras (MG)**. Lavras: Editora UFLA, 2020. 84p.

DAMATTA, F. M.; RONCHI, C. P.; SALES, E. F.; ARAÚJO, J. B. S. **O café conilon em sistemas agroflorestais**. In: FERRÃO, R. G.; FONSECA, A. F. A.; BRAGANÇA, S. M.; FERRÃO, M. A. G.; DeMUNER, L. H. *Café Conilon*. Vitória: Incaper, 2007. p. 375-389.

DAVIES-COLLEY, R.J.; PAYNE, G.W.; VAN ELSWIJK, M. Microclimate gradients across a forest edge. **New Zealand Journal of Ecology**, v.24, n.2, p.111-121, 2000

DEMARCHI, J.C.; PIROLI, E.L.; ZIMBACK, C.R.L. Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46, n. 1, p. 110-131, 2019.

DEMARCHI, J.C.; ZIMBACK, C.R.L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, v. 29, n. 2, p. 102-114, 2014.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 114f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Piracicaba, São Paulo, 1990.

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, n. 5, p. 427-433, 1996.

DI RAIMO, L.A.D.L.; AMORIM, R.S.S.; TORRES, G.N.; BOCUTI, E.D.; COUTO, E.G. Variabilidade espacial da erodibilidade no estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 55-67, 2019.

DIAS-FILHO, M.B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 402), 2014, 36p.

DINKA, M.O.; KLIK, A. Effect of land use–land cover change on the regimes of surface runoff—the case of Lake Basaka catchment (Ethiopia). **Environ. Monit. Assess.** v. 191, p. 1-13, 2019.

DONKE, A. C. G.; NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; MORENO-RUIZ, E.; REINHARD, J.; PICOLI, J. F.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. Integrating regionalized Brazilian land use change datasets into the ecoinvent database: new data, premises and uncertainties have large effects in the results. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, p. 1027-1042, 2020.

DUAN, X.; SHI, X.; LI, Y.; RONG, L.; FEN, D. A new method to calculate soil loss

tolerance for sustainable soil productivity in farmland. **Agronomy for Sustainable Development**, v.37, n.1, p.1–13, 2017.

DURIGON, V. L.; CARVALHO, D. F.; ANTUNES, M. A. H.; OLIVEIRA, P. T. S.; FERNANDES, M. M. 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, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Solos Tropicais. (2021)**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs>. Acesso em: 01 abr. 2023.

ERB, K. H.; LUYSSAERT, S.; MEYFROIDT, P.; PONGRATZ, J.; DON, A.; KLOSTER, S.; ... DOLMAN, A. J. Land management: data availability and process understanding for global change studies. **Global change biology**, v. 23, n. 2, p. 512-533, 2016.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Copernicus Open Access Hub..** Disponível em: <<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>>. Acesso em: 01 set. 2021.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. **Sentinel-2.** Disponível em: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>. Acesso em: 02 fev. 2022.

ESPÍRITO SANTO. GOVERNO DO ES. **Programa Reflorestar (2018)**. Disponível em: <https://www.es.gov.br/programa-reflorestar>. Acesso em: 25 set. 2021.

FAN, C.; WANG, Z. Spatiotemporal Characterization of Land Cover Impacts on Urban Warming: A Spatial Autocorrelation Approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 1631, 2020.

FANG, Z.; DING, T.; CHEN, J.; XUE, S.; ZHOU, Q.; WANG, Y.; YANG, S. Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions. **Science of the Total Environment**, v. 831, p. 154967, 2022.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Land statistics. Global, regional and country trends 1990–2018.** 2021. FAOSTAT Analytical Brief Series. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cb2860en/cb2860en.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2022.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FERNANDES, M.M. **Valoração dos Serviços Ambientais da Floresta de Mata Atlântica associados à Qualidade e Quantidade da Água na APA do Sana.** Seropédica-RJ, UFRRJ, 2009. 115p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

FERREIRA, V.; PANAGOPULOS, T. Seasonality of Soil Erosion Under Mediterranean Conditions at the Alqueva Dam Watershed. **Environmental Management**, v. 54, n.1, p. 67–83, 2014.

FINEGOLD Y.; ORTMANN, A.; LINDQUIST, E.; D'ANNUNZIO, R.; SANDKER, M. **Map accuracy assessment and area estimation: a practical guide. National forest monitoring assessment working paper.** N.46/E. Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 2016.

FONSECA, M. R. S. **Impactos hidrológicos da restauração ambiental de uma área de carste nos Cerrados.** 2022. 123 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2022.

FOSTER, G.R.; MCCOOL, D.K.; RENARD, K.G.; MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.36, p.355-359, 1981.

FOSTER, G.R.; MEYER, L.D.; ONSTAD., C.A. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. **Trans. ASAE**, v.20, p.683-687, 1977.

FOX, J.; VOGLER, J. B. Land-use and land-cover change in montane mainland southeast Asia. **Environmental Management**, v. 36, n. 3, p. 394-403, 2005.

FU, B.; LI, Y.; WANG, Y.; ZHANG, B.; YIN, S.; ZHU, H.; XING, Z. Evaluation of ecosystem service value of riparian zone using land use data from 1986 to 2012. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 873-881, 2016.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do Oeste paulista com suporte de geoprocessamento.** 2002. 136f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2002.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari-MS/MT.** 2012. 99f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Faculdade de Engenharia Agrícola - Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP, 2012.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 773-784, 2015.

GAO, Y.; ZHONG, B.; YUE, H.; WU, B.; CAO, S. A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: a long-term case study in China. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, n.5, p.1145–1154, 2011.

GASPERINI, C., CARRARI, E., GOVAERT, S., MEEUSSEN, C., DE PAUW, K., PLUE, J., ... SELVI, F. Edge effects on the realised soil seed bank along microclimatic gradients in temperate European forests. **Science of The Total Environment**, v.798, p.149373, 2021.

GEOBASES - Sistema integrado de bases geoespaciais do estado do Espírito Santo. **Bases cartográficas do ES, manuais, tutoriais, referências técnicas e documentos**. Disponível em: <https://geobases.es.gov.br/downloads>. Acesso em: 26 mar. 2021.

GODOI, R.F.; RODRIGUES, D. B. B.; BORRELLI, P.; OLIVEIRA, P. T. S. High-resolution soil erodibility map of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 781, p.146673, 2021.

GOMES, J. B. V.; LUMBRERAS, J. F.; OLIVEIRA, R. P. de; BHERING, S. B.; ZARONI, M. J.; ANDRADE, A. G. de; CALDERANO, S. B. Aptidão para reflorestamento das sub-bacias dos canais do Mangue e do Cunha, município do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.29, n.3, p. 459-466, 2005.

GOMES, L.; SIMÕES, S.J.; DALLA NORA, E.L.; SOUSA-NETO, E.R.; FORTI, M.C.; OMETTO, J.P.H. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**, v. 8, n. 1, p. 12, 2019.

GOMEZ-ZAVAGLIA, A.; MEJUTO, J.C.; SIMAL-GANDARA, J. Mitigation of Emerging Implications of Climate Change on Food Production Systems. **Food Research International**, v. 134, p. 109256, 2020.

GONÇALVES, J.L.M. Conservação do solo. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. cap. 2, p. 47-129.

GRAÇA, C.H.; PASSIG, F.H.; KELNIAR, A.R.; PIZA, M.A.; CARVALHO, K.Q.; ARANTES, E.J. Multitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, supl. 2, p. 120-130, 2015.

GRIMM, A. M. Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v.25, p. 537-554, 2011.

GUIMARÃES, R. Z., LINGNAU, C., RIZZI, N. E., SCHEICHI, R. G.; BIANCHI, C. R.

Espacialização da perda de solo por erosão laminar na microbacia do rio Campinas, Joinville SC. **Raega-o espaço geográfico em análise**, v. 23, 2011.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; ... TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HAGGAR, J.; MEDINA, B.; AGUILAR, R. M.; MUNOZ, C. Land use change on coffee farms in southern Guatemala and its environmental consequences. **Environmental management**, v. 51, n. 4, p. 811-823, 2013.

HAMADA, E. ASSAD, M. L. L.; PEREIRA, D. A. Aptidão agrícola na área de recarga do Aquífero Guarani: caso da microbacia hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP. **Engenharia Ambiental**, v.3, n.1, p. 62-71, 2006.

HAN, Y.; WEI, C.; ZHOU, R.; HONG, Z.; ZHANG, Y.; YANG, S. Combining 3D-CNN and squeeze-and-excitation networks for remote sensing sea ice image classification. **Mathematical Problems in Engineering**, v. 2020, p. 1-15, 2020.

HERTEL, T. W. Food security under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 1, p. 10-13, 2016.

HUSSAIN, S.; LU, L.; MUBEEN, M.; NASIM, W.; KARUPPANNAN, S.; FAHAD, S.; ... ASLAM, M. Spatiotemporal variation in land use land cover in the response to local climate change using multispectral remote sensing data. **Land**, v. 11, n. 5, p. 595, 2022.

HUSSEIN, K.; ALKAABI, K.; GHEBREYESUS, D.; LIAQAT, M. U.; SHARIF, H. O. Land use/land cover change along the Eastern Coast of the UAE and its impact on flooding risk. *Geomatics*, **Natural Hazards and Risk**, v. 11, n. 1, p. 112-130, 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010 - Irupi**. Disponível: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/irupi/pesquisa/23/25124>. Acesso em: 05 jan. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades e Estados – Irupi**. Disponível: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/irupi.html>. Acesso em: 05 jan. 2023.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE . **Plano de Manejo do Parque Nacional do Caparaó**. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/parnacaparao/images/stories/PM_PNC--completo__PDF.pdf. Acesso em 21 mar. 2021.

INCAPER - INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL . **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural**

(Proater - 2020). Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/proater>. Acesso em: 20 mar. 2021

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Catálogo de imagens**. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 13 out. 2021.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Satélites LANDSAT**. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/documentacao/satelites/landsat>. Acesso em: 20 dez. 2022.

IPES - INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS SOCIAIS. **Diagnóstico socioeconômico da microrregião Caparaó - 2005**. Disponível em: http://www.ijsn.es.gov.br/ConteudoDigital/20120829_microrregiaocaparao_diagnostico.pdf. Acesso em: 03 mar. 2022

IUNES, C. S.; MIRA, P. M.; RAMOS-FILHO, L. O.; NEVES, M.; QUEIROGA, J. L. Estratégias para a multiplicação de vias de comercialização através do consumo consciente, **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1-10, 2018.

JARDIM, A. M. D. R. F.; ARAÚJO JÚNIOR, G. D. N.; SILVA, M. V. D.; SANTOS, A. D.; SILVA, J. L. B. D.; PANDORFI, H.; SILVA, T. G. F. D. Using remote sensing to quantify the joint effects of climate and land use/land cover changes on the caatinga biome of northeast Brazilian. **Remote Sensing**, v. 14, n. 8, p. 1911, 2022.

JIANG, Z.; LIAN, Y.; QIN, X. Rocky desertification in Southwest China: Impacts, causes, and restoration. **Earth-Science Reviews**, v. 132, p. 1-12, 2014.

KE, Q.; ZHANG, K. Patterns of runoff and erosion on bare slopes in different climate zones. **Catena**, v. 198, p. 105069, 2021.

KERTÉSZ, A.; NAGY, L. A.; BALÁSZ, B. Effect of land use change on ecosystem services in Lake Balaton Catchment. **Land Use Policy**, v. 80, p. 430-438, 2019.

KIJOWSKA-STRUGAŁA, M.; BUCAŁA-HRABIA, A.; DEMCZUK, P. Long-term impact of land use changes on soil erosion in an agricultural catchment (in the Western Polish Carpathians). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 6, p. 1871-1884, 2018.

KLAMT, E.; SANTOS, J. F. Gestão agroecológica de microbacias hidrográficas através de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto caso Fazenda Pantanoso. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p. 1785-1792, 2004.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. **Wall-map 150 x 200cm**. p. 91-102, 1928.

KUMAR, M.; SAHU, A.P.; SAHOO, N.; DASH, S.S.; RAUL, S.K.; PANIGRAHI, B. Global-scale application of the RUSLE model: a comprehensive review.

Hydrological Sciences Journal, v. 67, n. 5, p. 806-830, 2022.

LAL, R. **Erodibility and erosivity**. In: LAL, R. (Ed.). Soil erosion research methods. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1988. p. 141-160.

LANI, J. A.; BRAGANÇA, S. M.; PREZOTTI, L. C.; MARTINS, A. G.; DADALTO, G. G. **Preparo, manejo e conservação do solo**. In: FERRÃO, R. G.; FONSECA, A. F. A.; BRAGANÇA, S. M. V.; FERRÃO, M. A. G.; DE MUNER. L.H. (Ed) Café conilon. Vitória, ES, 2007. 278-295 p.

LAPIG - Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. **Atlas das pastagens (2021)**. Disponível em: <https://atlasdaspastagens.ufg.br/map>. Acesso em: 01 abr. 2023.

LENSE, G. H. E.; MOREIRA, R. S.; PARREIRAS, T. C.; SILVA, L. F. P, M.; TEODORO, A. E. M.; MINCATO, R. L. Simulating the effect of permanent preservation areas on soil erosion rates. **CERNE**, v. 26, n. 2, p.193-201, 2020.

LENSE, G. H. E.; PARREIRAS, T. C.; MOREIRA, R. S.; AVANZI, J. C.; MINCATO, R. L. Estimates of soil losses by the erosion potential method in tropical latosols. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, 2019.

LI, Y.; HE, D.; LI, X.; ZHANG, Y.; YANG, L. Contributions of climate variability and human activities to runoff changes in the upper catchment of the Red River Basin, China. **Water**, v. 8, n. 9, p. 414, 2016.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M; EID, N. J.; MARTINS, E. S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da bacia experimental do alto Rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v.8, n.2, p. 23-36, 2007.

LIMA, J.M.; CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D.P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, n. 1. p. 85-90, 1990.

LIU, B.; PAN, L.; QI, Y.; GUAN, X.; LI, J. Land use and land cover change in the Yellow River Basin from 1980 to 2015 and its impact on the ecosystem services. **Land**, v. 10, n. 10, p.1080, 2021.

LIU, J.; COOMES, D. A.; GIBSON, L.; HU, G.; LIU, J.; LUO, Y.; ... YU, M. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n.5, p. 1636-1657, 2019.

LLANO X.C. **QGIS Python plugins repository. AcATaMa - QGIS Plugin Accur. Assess. Them. Maps (2019). Version 19.11.2**. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Acesso em: 27 ago. 2022.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. Campinas : Instituto Agronômico (Boletim Técnico, 27), 1975. 12p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Anais...** III Encontro Nacional de Pesquisa Sobre Conservação do Solo, p. 13–25, 1980.

LOPES, T. R.; ZOLIN, C. A.; MINGOTI, R.; VENDRUSCULO, L. G.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P.; ULIANA, E. M. Hydrological regime, water availability and land use/land cover change impact on the water balance in a large agriculture basin in the Southern Brazilian Amazon. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 108, p.103224, 2021.

LÓPEZ, D. E. T., MURIEL, B., ANDRADE, H. J.; IBRAHIM, M. Land-use change influence ecosystem services in an agricultural landscape in Central America. **Agroforestry Systems**, v. 96, n. 2, p. 281-292, 2022.

LOSSAU, S.; FISCHER, G.; TRAMBEREND, S.; VAN VELTHUIZEN, H. KLEINSCHMIT, B.; SCHOMÄCKER, R. Brazil's current and future land balances: Is there residual land for bioenergy production? **Biomass and Bioenergy**, v. 81, p. 452-461, 2015.

LUIZ, A.J.B.; SANCHES, I.D.A.; TRABAQUINI, K.; EBERHARDT, I.D.R.; FORMAGGIO, A.R. Dinâmica agrícola em área de sobreposição de órbitas adjacentes dos satélites Landsat. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. p. 1308-1315, 2015.

MACARRINGUE, L.S.; BOLFE, É.L.; PEREIRA, P.R.M. Developments in Land Use and Land Cover Classification Techniques in Remote Sensing: A Review. **Journal of Geographic Information System**, 14, p.1-28, 2022.

MACEDO, M. N.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; STICKLER, C. M.; GALFORD, G. L.; SHIMABUKURO, Y. E. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.109, n.4, p.1341–1346, 2012.

MACEDO, P. M. S.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANTUNES, M. A. H.; DURIGON, V. L.; FIDALGO, E. C. C.; CARVALHO, D. F.. New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. **International soil and water conservation research**, v. 9, n. 2, p. 207-216, 2021.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.

MAJEED, M.; TARIQ, A.; ANWAR, M. M.; KHAN, A. M.; ARSHAD, F.; MUMTAZ, F.; ... SHAUKAT, S. Monitoring of land use–Land cover change and potential causal factors of climate change in Jhelum district, Punjab, Pakistan, through GIS and multi-temporal satellite data. **Land**, v. 10, n. 10, p. 1026, 2021.

MANCINO, G.; NOLÈ, A.; SALVATI, L.; FERRARA, A. In-between forest expansion and cropland decline: a revised USLE model for soil erosion risk under land-use change in a Mediterranean region. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 544-550, 2016.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MANOJLOVIĆ, S.; SIBINOVIĆ, M.; SREJIĆ, T.; NOVKOVIĆ, I.; MILOŠEVIĆ, M. V.;... BATOĆANIN, N. Factors Controlling the Change of Soil Erosion Intensity in Mountain Watersheds in Serbia. **Frontiers in Environmental Science**, p. 360, 2022.

MARIN, D. B.; ALVES, M. D. C.; POZZA, E. A.; GANDIA, R. M.; CORTEZ, M. L. J.; MATTIOLI, M. C. Sensoriamento remoto multiespectral na identificação e mapeamento das variáveis bióticas e abióticas do cafeeiro. **Revista Ceres**, v. 66, p. 142-153, 2019.

MARIYE, M.; MARIYO, M.; CHANGMING, Y.; TEFFERA, Z.L.; WELDEGEBRIAL, B. Effects of land use and land cover change on soil erosion potential in Berhe district: A case study of Legedadi watershed, Ethiopia. **Int. J. River Basin Manag.** v. 20, n. 1, p. 79-91, 2022.

MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; SÁ, M.A.C. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n.3. p. 447-456, 1997.

MARTINEZ, H. E. P.; SANTOS, R. H. S.; NEVES, Y. P.; BOTERO, C. J. **Arborização de cafezais nas regiões sul e sudeste**. IN: ARBORIZAÇÃO DE CAFEZAIS DO BRASIL. Vitória da Conquista, Bahia, 2004, 213,p.

MATHER, P.M. **Computer Processing of Remotely-Sensed Images: An Introduction**. 3 ed. John Wiley & Sons, Chichester, 2004, 442 p.

MATIELLO, J.B.; CARVALHO, M.L.; SIQUEIRA, H.; KROHLING, C.A. Modos de fazer microterraços em cafezais de montanha. In: Congresso Brasileiro De Pesquisas Cafeeiras, 41., 2015. **Anais...** CBPC: Poços de Caldas, MG, 2015. p.338.

McCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R. **Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation**. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.30, p. 1387-1396, 1987.

McCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.32, n.5, p.1571-1576, 1989.

MEDINA, B. F.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. A aplicabilidade de alguns índices erosivos em Latossolo Amarelo de Manaus (AM). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 11, n.1, p. 67-70, 1987.

MELLO, C. R; VIOLA, M. R.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. **Geoderma**, v. 202, p.88-102, 2013.

MELLO, C. R. D.; VIOLA, M. R.; CURI, N.; SILVA, A. M. D. Distribuição espacial da precipitação e da erosividade da chuva mensal e anual no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1878-1891, 2012.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. D. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**. 2ª ed. Revista e Atualizada. Viçosa, MG: UFV – Gefert. 2017, 221p.

MENEZES, M. D.; CURI, N.; MARQUES, J. J.; MELLO, C. R.; ARAÚJO, A. R. Levantamento pedológico e sistema de informações geográficas na avaliação do uso das terras em sub-bacia hidrográfica de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 6, p. 1544-1553, 2009.

MENKE, A. B.; CARVALHO JUNIOR, O. A. D.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, É. D. S.; OLIVEIRA, S. N. D. Análise das mudanças do uso agrícola da terra a partir de dados de sensoriamento remoto multitemporal no município de Luis Eduardo Magalhães (BA-Brasil). **Sociedade & Natureza**, v.21, p. 315-326, 2009.

MOREIRA, L. L.; NOVAIS, R. R.; SCHWAMBACK, D.; CARVALHO JÚNIOR, S. M. D. Spatial-temporal dynamics of rainfall erosivity in the state of Espírito Santo (Brazil) from remote sensing data. **World Journal of Science, Technology and Sustainable Development**, v. 17, n. 3, p. 297-309, 2020.

MOREIRA, M.C.; CECÍLIO, R.A.; PEZZOPANE, J.E M.; PRUSKI, F.F.; FUKUNAGA, D.C. Nota técnica: programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no Espírito Santo. **Revista Engenharia na Agricultura-REVENG**, v. 20, n. 4, p. 350-356, 2012.

MORTON, D. C., NOOJIPADY, P., MACEDO, M. M., GIBBS, H., VICTORIA, D. C.; BOLFE, E. L. Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 37, p. 92-101, 2016.

MOTTA, P. E. F.; PEREIRA, N. R.; CARVALHO FILHO, A.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S. **Avaliação da aptidão agrícola das terras do Município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. EMBRAPA. Embrapa Solos. Documentos, 177, 2014.

NAGHIBI, S.A.; POURGHASEMI, H.R.; DIXON, B. GIS-based groundwater potential mapping using boosted regression tree, classification and regression tree, and random forest machine learning models in Iran. **Environ. Monit. Assess.** v.188, p.1–27, 2016.

NÄSCHEN, K.; DIEKKRÜGER, B.; EVERS, M.; HÖLLERMANN, B.; STEINBACH, S.; THONFELD, F. The impact of land use/land cover change (LULCC) on water resources in a tropical catchment in Tanzania under different climate change scenarios. **Sustainability**, v. 11, n. 24, p. 7083, 2019.

NASCIMENTO, D.M.D.; SALES, A.T.; SOUZA, R.; SILVA, A.S.A.D.; SAMPAIO, E.V.D.S.B.; MENEZES, R.S.C. Development of a methodological approach to estimate vegetation biomass using remote sensing in the Brazilian semiarid NE region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, p. 100771, 2022.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION - NASA. **Landsat 5**. Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-5/>. Acesso em: 20 dez. 2022.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L.N.; HILL, S.L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R.A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D.J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, 2015.

NGUYEN, X.H.; PHAM, A.H. Assessing soil erosion by agricultural and forestry production and proposing solutions to mitigate: A case study in Son La Province, Vietnam. **Applied and Environmental Soil Science**, v.2018, p.1-10, 2018.

NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.) **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007. 1017 p.

NUNES, J. F.; ROIG, H. L. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do Alto do Descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.25-36, 2015.

OLIVEIRA, P.T S.; NEARING, M.A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.40, n.11, p.1524-1532, 2015.

OLIVEIRA, V.A.; MELLO, C.R.; DURÃES, M.F.; SILVA, A.M. Soil erosion vulnerability in the Verde River Basin, Southern Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 3, p. 262-269, 2014.

PAL, S. C.; CHAKRABORTTY, R. Simulating the Impact of Climate Change on Soil Erosion in Sub-tropical Monsoon dominated Watershed based on RUSLE, SCS

Runoff and MIROC5 Climatic Model. **Advances in Space Research**, v. 64, n. 2, p. 352-377, 2019.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; YU, B.; KLIK, A.; LIM, K.J.; ... NEARING, M. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2017.

PANDAY, U. S.; PRATIHAST, A. K.; ARYAL, J.; KAYASTHA, R. B. A review on drone-based data solutions for cereal crops. **Drones**, v. 4, n. 3, p. 41, 2020.

PANOSO, L. A.; GOMES, I. A.; PIRES FILHO, A. M.; BONELLI, S. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1978. 461p.

PEDRON, F. D. A.; POELKING, E. L.; DALMOLIN, R. S. D.; AZEVEDO, A. C. D.; KLAMT, E. A aptidão de uso da terra como base para o planejamento da utilização dos recursos naturais no município de São João do Polêsine-RS. **Ciência Rural**, v. 36, n.1, p. 105-112, 2006.

PEDRON, F.A.; AZEVEDO, A.C.; DALMOLIN, R.S.D.; STÜRMER, S.L.K. MENEZES, F.P. Morfologia e classificação taxonômica de Neossolos e saprolitos derivados de rochas vulcânicas da formação Serra Geral no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.119-128, 2009.

PEKEL, J. F.; COTTAM, A.; GORELICK, N.; BELWARD, A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**, v. 540, n. 7633, p. 418-422, 2016.

PEREIRA, L. C.; LOMBARDI NETO, F. **Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, São Paulo, 2004, 36p.

PEREIRA, M.D.R.; CABRAL, P.J.B. Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 01, p. 332-339, 2021.

PHAN, T.N.; KUCH, V.; LEHNERT, L.W. Land Cover Classification using Google Earth Engine and Random Forest Classifier—The Role of Image Composition. **Remote Sens**. 12, 2411, 2020.

PMI - PREFEITURA MUNICIPAL DE IRUPI . **História**. Disponível em: <https://www.irupi.es.gov.br/p/historia>. Acesso em: 03 mar 2022.

POTIC, I.; MIHAJLOVIC, L. M.; SIMUNIC, V.; CURCIC, N. B.; MILINCIC, M. Deforestation as a Cause of Increased Surface Runoff in the Catchment: Remote Sensing and SWAT Approach-A Case Study of Southern Serbia. **Frontiers in**

Environmental Science, v. 10, p.896404, 2022.

PROCHNOW, D.; DECHEN, S.C.F.; DE MARIA, I.C.; CASTRO, O.M.D.; VIEIRA, S.R. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.29, p.91-98, 2005.

PROJETO MAPBIOMAS - **Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do Brasil (2021) - Coleção 6: A evolução da pastagem nos últimos 36 anos.** Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Fact_Sheet_PASTAGEM_13.10.2021_ok_ALTA.pdf. Acesso em: 14 jan. 2022.

QGIS Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project.** Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em 05 abr. 2021.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 08 abr., 2023.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras.** 3 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65p.

RATKE, R. F.; CAMPOS, A. R.; INDA, A.V.; BARBOSA, R. S.; SILVA, Y. J. A. B.; NÓBREGA, J. C. A.; SILVA, J.B.L. Agricultural potential and soil use based on the pedogenetic properties of soils from the cerrado-caatinga transition. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 41, n. 4, p. 1119-1134. 2020.

REDDING, T.E.; HOPE, G.D.; FORTIN, M.J.; SCHMIDT, M.G.; BAILEY, W.G. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 83, n.1, p.121-130, 2003.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).** Agricultural Handbook No. 703, United States Department of Agriculture, 1997.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes.** 2.ed. rev. e ampl. Viçosa: Núcleo de Estudo de Planejamento e Uso da Terra/Universidade Federal de Viçosa, 1997. 367p

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUEZ-GALIANO, V.F.; GHIMIRE, B.; ROGAN, J.; CHICA-OLMO, M.;

RIGOL-SANCHEZ, J.P. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **Remote Sens.** v. 67, p.93–104, 2012.

ROLOFF, G.; DENARDIN, J.E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In. Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, Florianópolis. 10., **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.150-151, 1994.

ROMANOWICZ, R.J. The impacts of changes in climate and land use on hydrological processes. **Acta Geophysica**, v. 65, p. 785-787, 2017.

ROUSE, J. W.; HASS, R. H.; DEERING, D. W.; SCHELL, J. A. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation.** Austin: Texas A. M. University, College Station, 1974.

SALAZAR, A.; BALDI, G.; HIROTA, M.; SYKTUS, J.; MCALPINE, C. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. **Glob. Planet. Change**, v.128, p. 103–119, 2015.

SÁNCHEZ-CANALES, M.; LÓPEZ-BENITO, A.; ACUÑA, V.; ZIV, G.; HAMEL, P.; CHAPLIN-KRAMER, R.; ELORZA, F. J. Sensitivity analysis of a sediment dynamics model applied in a Mediterranean river basin: Global change and management implications. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 602-610, 2015.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; DOS ANJOS, L.H.C.; DE OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5.ed. Brasília, DF, Embrapa, 2018. 355p.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; COGO, N.P.; GONZÁLEZ, A.P. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1906-1917, 2014.

SCHMIDT, S.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K. Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. **Remote Sensing of Environment**, v. 211, p. 89-104, 2018.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEAMA). **Atlas da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo 2007 – 2008 / 2012 – 2015.** (2018). Disponível em: <https://seama.es.gov.br/Media/seama/Principal/Atlas-Mata-Atlantica-ES.pdf>. Acesso em 20 nov. 2022

SENA, A.; EBI, K. When land is under pressure health is under stress. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 1, p. 136, 2021.

SHABANI, S.; JAAFARI, A.; BETTINGER, P. Spatial modeling of forest stand susceptibility to logging operations. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 89, p. 106601, 2021.

SHIVHARE, N.; RAHUL, A. K.; OMAR, P. J.; CHAUHAN, M. S.; GAUR, S.; DIKSHIT, P. K. S.; DWIVEDI, S. B. Identification of critical soil erosion prone areas and prioritization of microwatersheds using geoinformatics techniques. **Ecological Engineering**, v.121, p.26–34, 2018.

SILVA, Á. G. **Caracterização e aptidão agrícola de solos representativos do agropólo Mossoró-Assu**. 2018. 74 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rio Grande do Norte, 2018.

SILVA, A.M. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v.57, p.251-259, 2004a.

SILVA, A.M.D.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1811-1820, 2009.

SILVA, B. P. C.; SILVA, M. L. N.; BATISTA, P. V. G.; PONTES, L. M.; ARAÚJO, E. F.; CURI, N. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, p. 432-442, 2016.

SILVA, B.B.; WILCOX, B.P.; SILVA, V.D.P.R.; MONTENEGRO, S.M.G.L; OLIVEIRA L.M.M. Changes to the energy budget and evapotranspiration following conversion of tropical savannas to agricultural lands in São Paulo State, Brazil. **Ecohydrology**, v.8, n.7, p.1272-1283, 2015.

SILVA, D.; GALVANIN, E. A.; MENEZES, R. Spatio-temporal analysis of land use/land cover change dynamics in Paraguai/Jauquara Basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 6, p. 400, 2022.

SILVA, E.B.D.; NOGUEIRA, R.E.; UBERTI, A.A.A. Avaliação da aptidão agrícola das terras como subsídio ao assentamento de famílias rurais, utilizando sistemas de informações geográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1977-1990, 2010.

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim–SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Eng Sanit Ambient**, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, J. L. B.; ALBUQUERQUE MOURA, G. B.; FRANÇA, Ê. F.; LOPES, P. M. O.; SILVA, T. T. F.; LINS, F. A. C.; ORTIZ, P. F. S. Spatial-temporal dynamics of the Caatinga vegetation cover by remote sensing in municipality of the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.14, n.4, p.1-10, 2019.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M. D.; FERREIRA, D. F. Proposição de Modelos para Estimativas da Erodibilidade de Latossolos Brasileiros.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 34, n. 12, Brasília, p. 2287-2298, 1999.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.D.; FERREIRA, M.M. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; MARQUES, J.J.G.S.M.; LIMA, L.A.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M. Resistência ao salpico provocado por impacto de gotas de chuva simulada em latossolos e sua relação com características químicas e mineralógicas. **Ciência e Prática, Lavras**, v.19, n.2, p.348-354, 1995.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M.S.; FERREIRA, M.M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação de métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade em latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.29, n.11, p.1751-1761, 1994.

SILVA, S. A.; LIMA, J.S.S.; SOUZA, G. S.; OLIVEIRA, R. B. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas para o estado do Espírito Santo, Brasil. **Irriga**, v. 15, n. 3, p. 312-323, 2010.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG / GO / DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 34, n. 3, p. 147–159, 2004b.

SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; COLLINS, A. L. Bed and suspended sediment-associated rare earth element concentrations and fluxes in a polluted Brazilian river system. **Environmental Science and Pollution Research**, v.25, p. 34426-34437, 2018.

SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; ZAMBONI, P. A. P.; VIEIRA, N. O. M.; MATTOS, T. S.; CARVALHO, G. A.; DULCE B.B.; RODRIGUES, SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. **The Science of the Total Environment**, 655, 1197e1206, 2019.

SONG, W.; DENG, X. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 705-719, 2017.

SOUSA MORAIS, R.C.; SALES, M. C. L. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.

STEFANIDIS, S.; ALEXANDRIDIS, V.; GHOSAL, K. Assessment of Water-Induced Soil Erosion as a Threat to Natura 2000 Protected Areas in Crete Island, Greece. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 2738, 2022.

STEFFEN, C. A. **Introdução ao sensoriamento remoto**. Divisão de Sensoriamento

Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais–INPE, São José dos Campos - SP. Disponível em: <http://http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/apostila.htm>. Acesso em: 05 jan., 2021.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F.; PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica na Bacia do Peixe Paranapanema. **Anais...** Simpósio Nacional de Controle de Erosão, v. 4, p. 105-135, 1987.

STONE, R.P.; HILLBORN, D. **Universal Soil Loss Equation (USLE)**. Canadá: Ontário Ministry of Agriculture and Food (OMAFRA). ISSN: 1198-712X, 2002.

TALUKDAR, S.; SINGHA, P.; MAHATO, S.; SHAHFAHAD; PAL, S.; LIOU, Y.-A.; RAHMAN, A. Land-use land-cover classification by machine learning classifiers for satellite observations - A review. **Remote Sensing**, v.12, n.7, p.1135, 2020.

TAVARES, A. S.; SPALEVIC, V.; AVANZI, J. C.; ALVES, D. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 40, n. 2, p. 555-572, 2019.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 3 ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

TIAN, P.; LU, H.; FENG, W.; GUAN, Y.; XUE, Y. Large decrease in streamflow and sediment load of Qinghai–Tibetan Plateau driven by future climate change: a case study in Lhasa River Basin. **Catena**, v.187, p.104340, 2020.

USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **National Soil Survey Handbook**. No. 430. US Department of Agriculture, USDA, Washington DC, 1983.

USGS - UNITED STATES FOR GEOLOGICAL SURVEY . **Imagens Landsat 5 e Modelo Digital de Elevação (SRTM)**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 05 abr. 2021.

VALI, A.; COMAI, S.; MATTEUCCI, M. Deep learning for land use and land cover classification based on hyperspectral and multispectral earth observation data: A review. **Remote Sensing**, v. 12, n. 15, p. 2495, 2020.

VAN DER KNIJFF, J.M.; JONES, R.J.A.; MONTANARELLA, L. **Soil erosion risk assessment in Italy**. European Soil Bureau. Joint Research Center of the European Commission, 1999. 52 p.

VIEIRA, D.L.M.; HOLL, K.D.; PENEIREIRO, F.M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

VILLATORO-SÁNCHEZ, M.; LE BISSONNAIS, Y.; MOUSSA, R.; RAPIDEL, B. Temporal dynamics of runoff and soil loss on a plot scale under a coffee plantation on steep soil (Ultisol), Costa Rica. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 409-426, 2015.

VITTE, A. C. Metodologia para cálculo de perdas de solo em bacias de drenagem. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 45, p. 59-65, 1997.

WAGNER, C.S.; MASSAMBANI, O. Análise da relação intensidade de chuva: energia de Wischmeier & Smith e sua aplicabilidade à região de São Paulo. **Revista Brasileira de ciência do solo**, v.12, p.197-203. 1988.

WERNER, T. T.; BEBBINGTON, A.; GREGORY, G. Assessing impacts of mining: Recent contributions from GIS and remote sensing. **The Extractive Industries and Society**, v. 6, n. 3, p. 993-1012, 2019.

WISCHMEIER, W.H; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning**. U.S. Department of Agriculture, Science and Education Administration, Washington, 1978.

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.26, n.5, p.189-193, 1971.

XAVIER, J.D.S.; BARROS, A.H.C.; WEBBER, D.C.; ACCIOLY, L.D.O.; MARQUES, F. A.; ARAÚJO FILHO, J.C.; SILVA, A.B. Estimativa da erosividade da chuva por diferentes métodos e seu impacto na equação universal de perdas de solo, no semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.3, p. 859-875, 2019.

ZHANG, W.; LI, H. RUSLE and GIS-based assessment of soil erosion in the mountain areas of Beijing, China. In: **3rd International Conference on Advances in Energy and Environmental Science**. Atlantis Press, p. 929-934, 2015.

ZHU, L.; SUOMALAINEN, J.; LIU, J.; HYYPPÄ, J.; KAARTINEN, H.; HAGGREN, H. A. Review: Remote Sensing Sensors. In: Rustamov, R., Hasanova, S. and Zeynalova, M., Eds., **Multi-Purposeful Application of Geospatial Data**, IntechOpen, London, p.19-42, 2018.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O município de Irupi-ES situa-se em região com grande vulnerabilidade à erosão hídrica em razão da predominância de solos com alta erodibilidade, além da elevada erosividade sazonal expressa por chuvas volumosas nos meses de primavera e verão. A cafeicultura continua em expansão. No entanto, a intensificação do uso do solo agrava as perdas de solo e água, principalmente nas áreas de relevo forte ondulado a montanhoso. A erosão hídrica tem impacto na redução das camadas superficiais dos solos, resultando em prejuízos ambientais, econômicos e até mesmo sociais. A implantação de novas práticas conservacionistas nas áreas sobreutilizadas pode minimizar as perdas de sedimentos e água. Neste contexto, pesquisas participativas envolvendo as comunidades rurais, setor público, privado e organizações são uma alternativa para o desenvolvimento de tecnologias de baixo custo e de fácil implementação para a cafeicultura de montanha. Cada produtor(a) rural tem a sua forma particular de executar os tratamentos culturais nas lavouras. Portanto, a implantação das técnicas de conservação do solo e da água deve se adequar à realidade e ao perfil de cada cafeicultor(a). Neste contexto, os profissionais que atuam nas atividades de extensão rural e os pesquisadores têm relevante papel para a análise de demandas dos(as) agricultores(as) e adaptação de tecnologias que contemplem a maioria ou a totalidade dos cafeicultores. Práticas mecânicas, como a construção de caixas secas e microterraços, têm efeito positivo na redução do escoamento superficial e elevação da infiltração da água no solo. Em virtude do custo elevado para implantação desta última técnica, as parcerias entre poder público e agricultores familiares podem tornar o terraceamento das encostas íngremes menos oneroso. Nesse sentido, a criação de um programa municipal e/ou regional de conservação do solo e da água pode ser um instrumento eficaz para o desenvolvimento rural sustentável.

ANEXOS

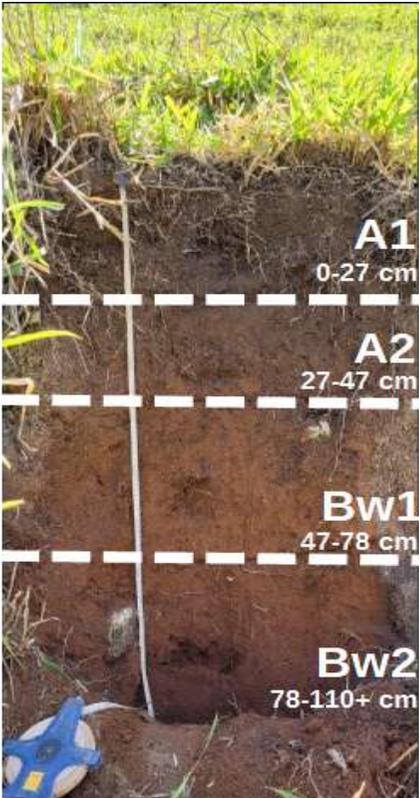
Anexo A - Quadro guia de avaliação da aptidão agrícola das terras (região de clima tropical úmido).

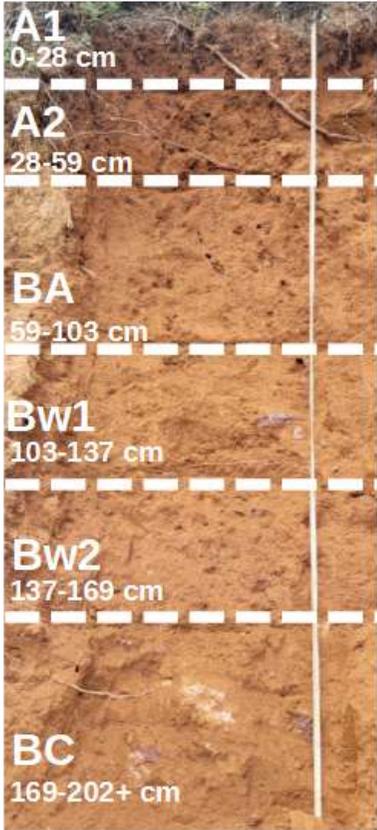
Aptidão Agrícola			Graus de limitação das condições agrícolas das terras para os níveis de manejo A, B e C															Tipo de utilização indicado
Grupo	Subgrupo	Classe	Deficiência de Fertilidade			Deficiência de Água			Excesso de Água			Susceptibilidade à Erosão			Impedimentos à Mecanização			
			A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
1	1ABC	Boa	N/L	<u>N/L1</u>	N2	L/M	L/M	L/M	L	<u>L1</u>	<u>N/L1</u>	L/M	<u>N/L1</u>	N2	M	L	N	Lavoura
2	2abc	Regular	L/M	<u>L1</u>	<u>L2</u>	M	M	M	M	<u>L/M1</u>	<u>L2</u>	M	<u>L/M1</u>	<u>N2/L2</u>	M/F	M	L	
3	3(abc)	Restrita	M/F	<u>M1</u>	<u>L2/M2</u>	M/F	M/F	M/F	M/F	<u>M1</u>	<u>L2/M2</u>	F*	<u>M1</u>	<u>L2</u>	F	M/F	M	
4	4P	Boa		<u>M1</u>			M			<u>F1</u>			<u>M/F1</u>			M/F	Pastagem plantada	
	4p	Regular		<u>M1/F1</u>			M/F			<u>F1</u>			<u>F1</u>		F			
	4(p)	Restrita		<u>F1</u>			F			<u>F1</u>			<u>MF</u>		F			
5	5S	Boa		<u>M/F1</u>			M			<u>L1</u>			<u>F1</u>		M/F	e/ou Pastagem natural		
	5s	Regular		<u>F1</u>			M/F			<u>L1</u>			<u>F1</u>		F			
	5(s)	Restrita		<u>MF</u>			F			<u>L/M1</u>			<u>MF</u>		F			
	5N	Boa	M/F			M/F			M/F			F			MF			
	5n	Regular	F			F			F			F			MF			
	5(n)	Restrita	MF			MF			F			F			MF			
6	6	Sem aptidão agrícola		-			-			-			-			-	Preservação da fauna e da flora	

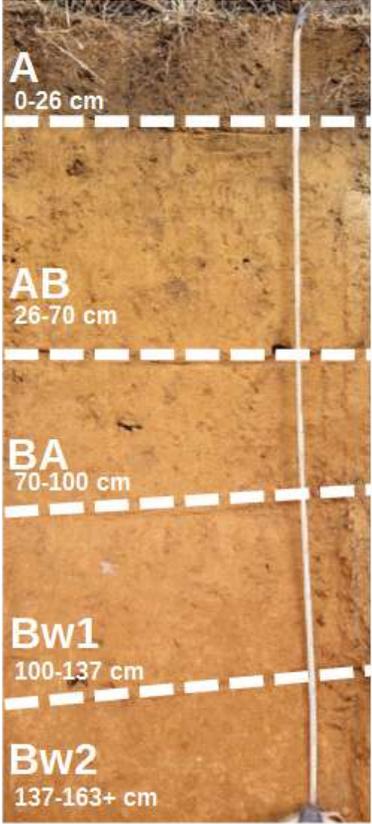
Fonte: Ramalho Filho e Beek (1995)

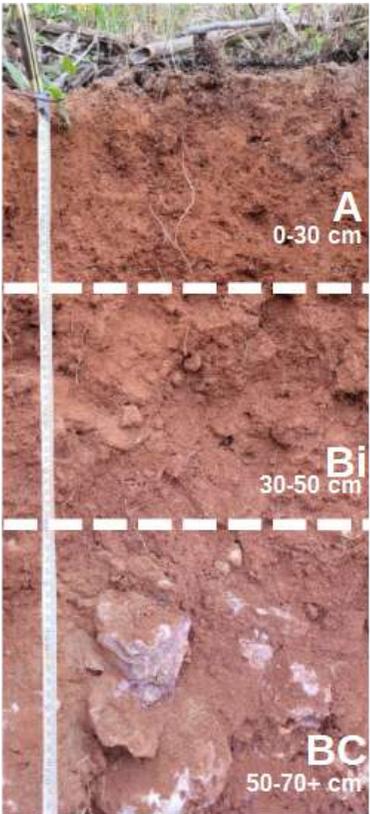
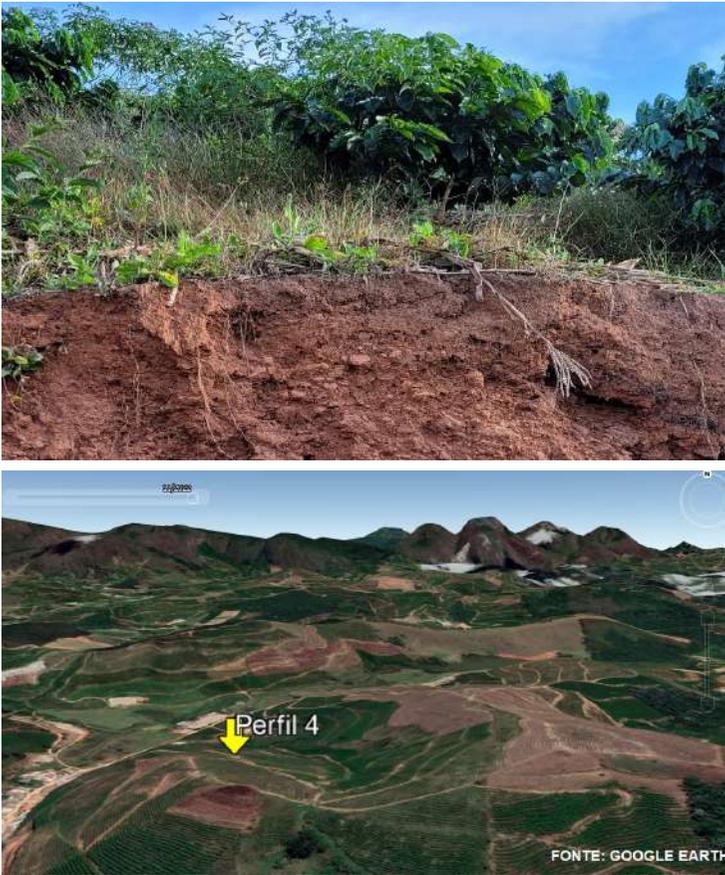
Notas: Os algarismos sublinhados correspondem aos níveis de viabilidade de melhoramento das condições agrícolas das terras. Terras sem aptidão para lavouras em geral, devido ao excesso de água, podem ser indicadas para cultivo de arroz de inundação. * No caso de grau forte por susceptibilidade à erosão, o grau de limitação por deficiência de fertilidade não deve ser maior que ligeiro a moderado para a classe restrita – 3(a). A ausência de algarismo sublinhado acompanhando a letra representativa do grau de limitação indica não haver possibilidade de melhoramento naquele nível de manejo. Grau de Limitação: N – Nulo, L – Ligeiro, M – Moderado, F – Forte, MF – Muito forte, / - Intermediário.

Anexo B - Descrição dos ambientes de coleta de amostras de solo, registros fotográficos e imagens de satélite.

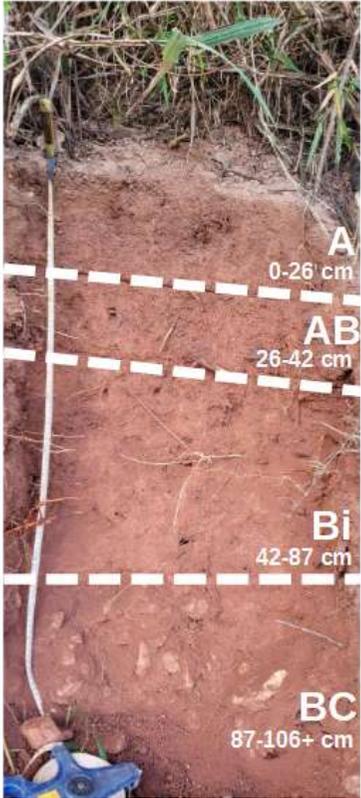
Perfil 1	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
	<p>Coordenadas Geográficas: 231248 S - 7755101 E;</p> <p>Altitude: 719 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: Pastagem;</p> <p>Ambiente em vale em “V”, rochoso, fraca, material de origem granodiorito;</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico.</p>	

Perfil 2	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
	<p>Coordenadas Geográficas: 216507 S - 77492021 E;</p> <p>Altitude: 889 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: Lavoura (cafeeiro);</p> <p>Ambiente em vale em “V” com terraços largos, rochacidade quase nula, elevada atividade da fauna edáfica, pedoforma côncava/côncava, material de origem biotita-gnaise;</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico</p>	

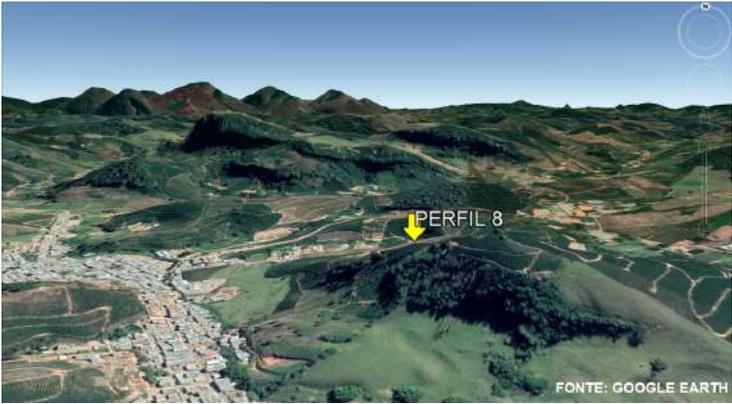
Perfil 3	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
 <p>A 0-26 cm</p> <p>AB 26-70 cm</p> <p>BA 70-100 cm</p> <p>Bw1 100-137 cm</p> <p>Bw2 137-163+ cm</p>	<p>Coordenadas Geográficas: 218053 S - 7752189 E;</p> <p>Altitude: 902 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: pastagem;</p> <p>Ambiente em vale em “V”, rochiosidade quase nula, elevada atividade da fauna edáfica, pedoforma convexa;</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico.</p>	

Perfil 4	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
	<p>Coordenadas Geográficas: 219887 S - 7749952 E;</p> <p>Altitude: 916 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: Lavoura (cafeeiro);</p> <p>Ambiente rochoso e muito pedregoso; presença de linhas de pedra; horizonte A erodido; material de origem biotita-gnaise;</p> <p>Classificação: Cambissolo Háplico Distrófico típico</p>	 <p>FONTE: GOOGLE EARTH</p>

Perfil 5	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
	<p>Coordenadas Geográficas: 222475 S - 7749438 E;</p> <p>Altitude: 885 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: vegetação nativa;</p> <p>Ambiente vale em “V”, ligeira pedregosidade no horizonte Bw1 e moderada no Bw2, pedoforma côncava;</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico.</p>	

Perfil 6	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
	<p>Coordenadas Geográficas: 231976 S - 7755562 E;</p> <p>Altitude: 726 m;</p> <p>Uso e ocupação do solo: vegetação nativa;</p> <p>Ambiente vale em “V”, não rochoso a ligeiramente rochoso; pedoforma: côncava/côncava; pedregosidade apenas no horizonte BC, linhas de pedra, quartzo fragmentado, do outro lado da vertente existe uma extração de saibro. Local próximo a Diorito. Material de origem biotita-gnaisse.</p> <p>Classificação: Cambissolo Háplico Distrófico típico</p>	 <p>Fonte: Google Earth</p>

Perfil 7	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
 <p>A1 0-11 cm</p> <p>A2 11-29 cm</p> <p>AB 29-50 cm</p> <p>Bw1 50-144 cm</p> <p>Bw2 144-173+ cm</p>	<p>Coordenadas Geográficas: 226739 S - 7754449 E;</p> <p>Altitude: 852 m</p> <p>Uso e ocupação do solo: lavoura (cafeeiro)</p> <p>Pedoforma: cônica</p> <p>Horizonte A erodido. Pedregosidade e rochividade ligeira. Material de origem: biotita/gnaiss migmatizado. O local apresenta alta amplitude altimétrica, com vales e rios meandros.</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico.</p>	 <p>Perfil 7</p> <p>FONTE: GOOGLE EARTH</p>

Perfil 8	Informações do local da coleta das amostras de solo	Registro fotográfico e/ou imagem de satélite
 <p> } A1 (0-10 cm) } A2(10-17 cm) } A enterrado (17-38 cm) BA (38-80 cm) BW1 (80-104 cm) BW2 (104-135 cm) BC (135-186 cm) C (186-210+ cm) </p>	<p>Coordenadas Geográficas: 225004 S - 7748059 E.</p> <p>Altitude: 838 m</p> <p>Uso e ocupação do solo: lavoura (cafeeiro)</p> <p>Pedoforma: côncava, protrusão granito, ambiente macro-afloramento rochoso, pontões graníticos migmatizados mergulhando sentido nordeste.</p> <p>Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico típico.</p>	 <p>Fonte: GOOGLE EARTH</p>