

# Uso do índice de vegetação na avaliação da dinâmica da vegetação e sua correlação com processos erosivos

## Using vegetation index to evaluate vegetation dynamics and its correlation with erosion processes

Lomanto Zogaib Neves

UFVJM, Brasil

<https://orcid.org/0000-0003-2071-3473>

[lomanto.zogaib@ufvjm.edu.br](mailto:lomanto.zogaib@ufvjm.edu.br)

Leomar Moreira Rodrigues

UFVJM, Brasil

<https://orcid.org/0000-0002-5087-3577>

[leomar.rodrigues@ufvjm.edu.br](mailto:leomar.rodrigues@ufvjm.edu.br)

Jussara Dias dos Santos

UFVJM, Brasil

<https://orcid.org/0000-0001-9314-0130>

[jussara.santos@ufvjm.edu.br](mailto:jussara.santos@ufvjm.edu.br)

Marcelino Santos de Morais

UFVJM, Brasil

<http://orcid.org/0000-0002-7577-7637>

[marcelino.morais@ufvjm.edu.br](mailto:marcelino.morais@ufvjm.edu.br)

Luciano Cavalcante de Jesus França

UFU, Brasil

<https://orcid.org/0000-0002-8885-972X>

[luciano.franca@ufu.br](mailto:luciano.franca@ufu.br)

Danielle Piuzana Mucida

UFVJM, Brasil

<https://orcid.org/0000-0002-5756-8081>

[danielle.piuzana@ufvjm.edu.br](mailto:danielle.piuzana@ufvjm.edu.br)

### Resumo

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) é utilizado para identificar as características biofísicas da vegetação. Neste sentido, o objetivo central do estudo foi avaliar as mudanças na vegetação de uma sub-bacia hidrográfica de Gouveia, Minas Gerais (anos 1984 e 2016). Evidências sugerem que a alteração na cobertura vegetal local pode ter favorecido os processos erosivos na região. Foram utilizadas imagens Landsat 5-TM e 8-OLI num intervalo de 8 anos de 1984 a 2016. Os resultados foram divididos em quatro classes, de acordo com campanhas de campo realizadas: (i) Área não vegetada, (ii) Vegetação herbácea, (iii) Formação natural não florestal e (iv) Floresta. Foram levantadas e espacializadas as voçorocas ocorrentes na área de estudo, contabilizando 82 (em 1984) e 107 voçorocas (2016). As descobertas indicam

crescimento em áreas com cobertura de vegetação herbácea e de áreas não vegetadas. O monitoramento da região pelo índice NDVI mostrou uma variação da vegetação nos anos estudados, com a intensificação do desenvolvimento de voçorocas, que demandam a implementação de técnicas mitigadoras de erosão na área de estudo.

**Palavras-chave:** Voçoroca, Landsat, Erosão linear, NDVI.

### **Abstract**

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is used to identify the biophysical characteristics of vegetation. In this sense, the study's main objective was to assess changes in vegetation in a sub-basin of Gouveia, Minas Gerais (years 1984 and 2016). Evidence suggests that the shift in local vegetation cover may have favored erosive processes in the region. Landsat 5-TM and 8-OLI images were used over an 8-year interval from 1984 to 2016. The results were divided into four classes, according to field campaigns: (i) Non-vegetated area, (ii) Herbaceous vegetation, (iii) Non-forest natural formation, and (iv) Forest. The gullies occurring in the study area were surveyed and spatialized, accounting for 82 (in 1984) and 107 gullies (2016). The findings indicate growth in areas covered by herbaceous vegetation and non-vegetated areas. The region's monitoring by the NDVI index showed a variation in vegetation over the years studied, with the intensification of the development of gullies, which require the implementation of erosion mitigation techniques in the area.

**Keywords:** Gully, Landsat, Linear erosion, NDVI.

## **1. Introdução**

A conservação ambiental tornou-se cada vez mais prioritária na agenda global em relação aos problemas de degradação dos recursos naturais, em especial de solo e água, que são o reflexo dos níveis alarmantes da pressão antrópica sobre o meio ambiente (Quandt et al., 2023). O atual contexto exige a geração de informações e conhecimento científico sobre a cobertura e dinâmica do uso da terra.

Os processos de erosão dos solos podem ameaçar a sustentabilidade da terra. Dentre os diferentes tipos de erosões lineares, as voçorocas destacam-se por ser um importante mecanismo de degradação ambiental, notadamente uma fonte de sedimentos na escala de captação, acarretando problemas no ciclo hidrológico (Vanmaercke et al., 2016; Yu et al., 2023). As voçorocas são formas erosivas que se formam em áreas com níveis de erosão consideráveis, danificando terras agrícolas, infraestrutura e áreas urbanas (Alves et al., 2023).

As erosões hídricas, nomeadamente classificadas como laminares ou lineares, estão relacionadas diretamente a topografia dos terrenos. Geralmente, sítios com determinadas declividades estão mais susceptíveis a sofrerem com processos erosivos. No entanto, locais com ausência de cobertura vegetal adequada estão mais susceptíveis a ampliação dos processos erosivos (Thwaites et al., 2021). Apesar da ocorrência em escala global,

estudos sobre voçorocas correspondem a aproximadamente 10% das pesquisas na área agrícola (Wang et al., 2022). Esta é considerada a forma mais agressiva de erosão linear, e a influência antrópica é reconhecida como fonte de seu surgimento e desenvolvimento (Rodrigo-Comino et al., 2023; Zhu et al., 2023).

O desenvolvimento dos processos erosivos pode ser prevenido, em parte, pela manutenção da cobertura vegetal (Asima et al., 2022). A remoção da vegetação nativa em áreas de alta suscetibilidade à erosão intensifica esses processos (Wu et al., 2018). Além da vegetação, fatores como litologia, cobertura da terra, características do terreno e clima, e influências antropogênicas afetam a intensidade e a extensão da erosão de ravinas (Tichavský et al., 2018; Aranha et al., 2023). A gênese das voçorocas e sua relação com processos de desertificação têm sido amplamente estudadas (Nunes et al., 2022). Para monitorar mudanças na dinâmica da vegetação e uso da terra, são cada vez mais utilizadas informações temporais e geospaciais provenientes de satélites (Helman, 2017; Winkelried et al., 2023).

Um passo fundamental para entender os processos antrópicos e restaurar áreas degradadas é o mapeamento preciso dessas regiões. Os índices de vegetação, derivados da refletância solar percebida pelos sensores a bordo dos satélites, são amplamente utilizados para detectar alteração na vegetação (Zhou, 2023; Manfreda et al., 2018). O Índice de Vegetação Diferença Normalizada (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index), é uma ferramenta eficaz para monitorar mudanças na cobertura vegetal e compreender a relação entre erosão (Avand et al., 2019; Qian et al., 2019). Criado na década de 70 (Rouse et al., 1973), o modelo NDVI continua a ser um dos mais replicados devido sua importância multidisciplinar.

Um passo fundamental para entender os processos antrópicos e restaurar áreas degradadas é o mapeamento preciso dessas regiões. Os índices de vegetação, derivados da refletância solar percebida pelos sensores a bordo dos satélites, são amplamente utilizados para detectar alterações na vegetação (Zhou, 2023; Manfreda et al., 2018). O Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index) é uma ferramenta eficaz para monitorar mudanças na cobertura vegetal e compreender a relação entre vegetação e erosão (Avand et al., 2019; Qian et al., 2019). Criado na década de 1970 (Rouse et al., 1973), o modelo NDVI continua sendo amplamente utilizado devido à sua importância multidisciplinar.

Importantes regiões do Brasil apresentam elevada concentração de voçorocas e outros problemas de degradação de solos, tal como a porção central da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE), nomeadamente na região de Gouveia, Minas Gerais (Aranha et al., 2023). Em virtude das características marcantes na paisagem local, é que é pressuposto que o uso do modelo NDVI para caracterização da dinâmica da cobertura vegetal nessa região, pode sugerir como a mudança da vegetação está relacionada a processos erosivos locais.

Neste estudo, espacializou-se as voçorocas de uma sub-bacia hidrográfica do município de Gouveia em 1984 e 2016, objetivando-se entender as mudanças na vegetação e evolução de processos erosivos da região entre estes anos, por meio do NDVI.

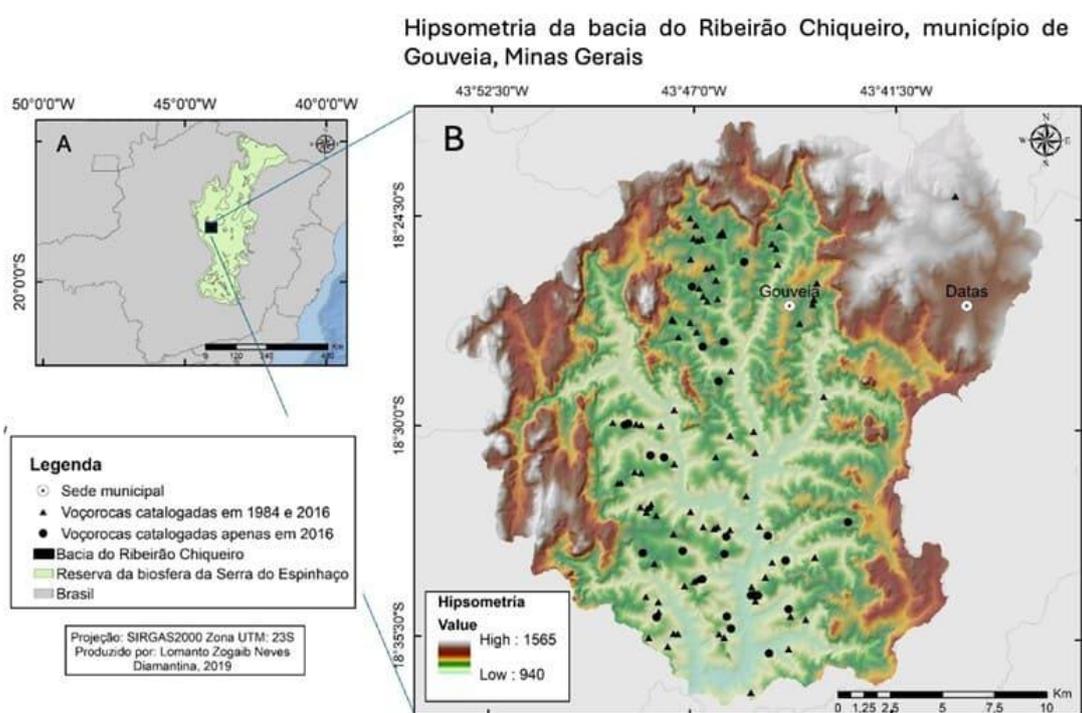
## **2. Materiais e Métodos**

### *2.1. Caracterização da Área*

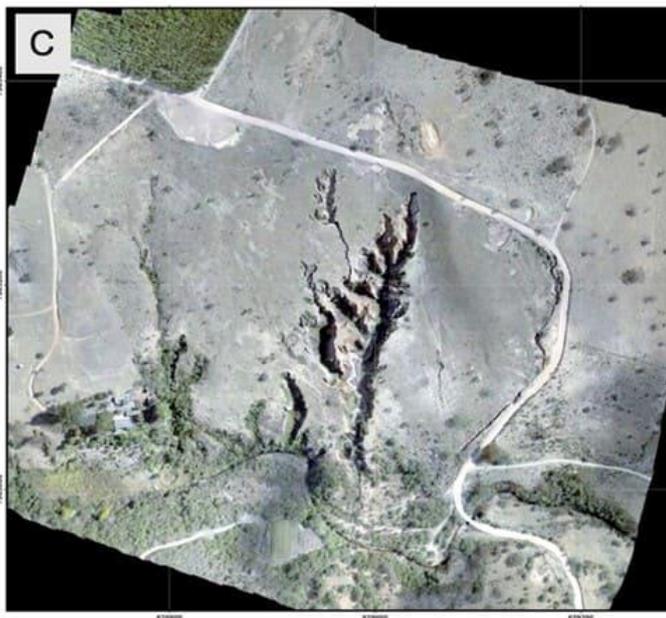
A área de estudo está inserida na porção central da RBSE, com área total de 50.795,64 ha. Localiza-se na bacia hidrográfica do Alto São Francisco, porção cimeira da bacia do rio Paraúna, sub-bacia do ribeirão Chiqueiro, Minas Gerais (Figura 1).

Na sub-bacia encontram-se 320 feições erosivas (Augustin & Aranha, 2006). Para o presente estudo realizou-se uma quantificação de voçorocas de tamanho maior que 1 pixel (30x30m) em 1984 e 2016, totalizando 82 e 107 catalogadas respectivamente, que se posicionam na porção central da sub-bacia, em direção geral norte-sul (Figura 1). Todas as voçorocas elencadas em 1984 continuaram visíveis em 2016.

**Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, com localização na porção central da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, Minas Gerais**



Voçoroca a norte da sede urbana de Gouveia, cuja imagem foi obtida por VANT com equipamento RTK integrado ao Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS).



**Legenda:** (A); Detalhe da hipsometria da sub-bacia do ribeirão Chiqueiro com demarcação das voçorocas maiores que 30x30m especializadas, distinguidas entre as observadas nos dois anos e as apenas em 2016; (C) Detalhe por imagem de veículo aéreo não tripulado de uma das voçorocas da bacia, localizada a norte da sede urbana de Gouveia em direção ao distrito de Cuiabá.

**Fonte:** Elaboração própria com dados de MDE, IDE SISEMA

O clima da região é do tipo mesotérmico, com verões chuvosos e invernos secos, temperatura média entre 17,4°C e 19,8°C, precipitação anual em torno de 1400 mm (Alvares et al., 2013), e tem o Cerrado como domínio vegetacional predominante. Entretanto, com graus variados de degradação. Ao longo dos cursos de água ocorrem formações florestais. Além destas, existem também áreas com cultivos agropecuários e áreas de silviculturas com inserção principalmente de espécies de eucalipto (Augustin, Fonseca & Rocha, 2011).

A área está localizada na unidade morfoestrutural da “Depressão de Gouveia”, com ocorrência de granito-gnaisses mais antigos, do Complexo de Gouveia circundado predominantemente por quartzitos do Supergrupo Espinhaço e por xistos do Supergrupo Rio Paraúna. O relevo da área apresenta uma feição levemente escalonada, com altitudes variando de 900 até 1.200 metros (Aranha et al., 2023). Do ponto de vista pedológico, os solos da área de estudo são caracterizados pelos Latossolos Vermelho-Amarelos, Cambissolos e Latossolos Vermelho-Escuros (Leão et al., 2012; Aranha et al., 2023).

## 2.2. Base de dados

As imagens foram adquiridas em intervalos de 8 anos (1984, 1992, 2000, 2008 e 2016), referentes ao mês de setembro. Foram utilizadas imagens Landsat-5 TM para 1984, 1992 e 2000 (dia 18/11/2016), obtidas do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), além de imagens Landsat-5 de 2008 e Landsat-8 OLI (2016). A base de dados foi obtida junto a plataforma *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Todos os procedimentos foram realizados em ambiente SIG, com auxílio do software ArcGIS® (ESRI, 2013).

## 2.3. Procedimentos metodológicos

Os cálculos foram realizados com a função *Raster calculator* na extensão *Spatial Analyst Tools*, por meio da equação presente na Tabela 1. As bandas vermelhas (V) e infravermelhas (IPV) necessárias para o processo correspondem, respectivamente, as bandas 3 e 4 para o Landsat 5 e 4 e 5 para o Landsat 8.

Os mapas de NDVI foram reclassificados em sequência de acordo com o intervalo do pixel correspondente as classes pré-definidas (Tabela 1). Essas classes foram

estabelecidas seguindo a classificação do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) (<https://mapbiomas.org/>). Foram realizadas avaliações de campo para caracterização fisiográfica, levantamento de dados (pontos de posicionamento geográfico), reconhecimento geográfico e validação dos padrões cobertura da terra para fins de classificação digital das imagens. O detalhamento da metodologia encontra-se no link: <https://mapbiomas.org/atbd-3>. Com as classes definidas, elas foram quantificadas para facilitar a averiguação da mudança de utilização do terreno ao longo dos anos analisados.

A metodologia NDVI realça a vegetação ao considerar as correlações entre a refletância da vegetação e do solo. A vegetação apresenta maior refletância na região do Infravermelho Próximo (IVP), enquanto o solo tem maior refletância na região do vermelho. Assim, quanto maior a densidade da cobertura florestal, menor será a refletância na região do vermelho devido aos pigmentos fotossintetizantes (Rouse et al., 1973; Huemmrich et al., 2021; Santos & Nunes, 2019), e maior será a refletância na região do IVP (França et al., 2018). O NDVI foi calculado utilizando-se a Equação 1, em que  $\rho_{NIR}$  = Região do Infravermelho Próximo (Banda 4) e  $\rho_{RED}$  = Região do Vermelho (Banda 3).

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})} \quad (Eq.1)$$

**Tabela 1. Intervalo do valor de NDVI utilizado para a classificação da cobertura do uso e ocupação da terra.**

Índice de vegetação	NDVI				
	(IPV-V)/(IPV+V)				
	Landsat 5				Landsat 8
Equação					
Classes	1984	1992	2000	2008	2016
Área não vegetada	-0,54287 a 0,19047	-1 a 0,1910	-0,71428 a 0,14285	-0,37837 a 0,27058	-0,12848 a 0,16370
Vegetação herbácea	0,19047 a 0,24637	0,1910 a 0,2727	0,14285 a 0,25373	0,27058 a 0,37313	0,16370 a 0,22177
Formação natural não florestal (FNMF)	0,24637 a 0,33333	0,2727 a 0,3230	0,25373 a 0,33333	0,37313 a 0,44680	0,22177 a 0,27903
Floresta	0,33333 a 0,80952	0,3230 a 1	0,33333 a 1	0,44680 a 0,82258	0,27903 a 0,53704

**Fonte:** Elaboração própria com dados de NDVI

Devido à similaridade nas respostas dos pixels, cada classe abrange diferentes coberturas. A classe "Área não vegetada" inclui afloramento rochoso, solo exposto e área urbana. A classe "Vegetação herbácea" engloba campo limpo, campo sujo, pasto e culturas anuais e perenes. A classe "Formação natural não florestal" abrange Cerrado sensu stricto e Cerradão, enquanto a classe "Floresta" inclui Mata de Galeria, Mata Ciliar e Florestas Plantadas.

#### 2.4. *Confecção dos mapas de diferença NDVI*

Com a finalidade de identificar, geovisualmente, a localização das mudanças ocorridas na região analisada, foram gerados os mapas de diferença, utilizando-se da extensão *Image Analysis*, função *Difference*, a partir das camadas de entrada dos mapas de NDVI calculado. As comparações anuais foram realizadas considerando as diferenças entre 1992-1984, 2000-1992, 2008-2000 e 2016-2008.

Para os fins de comparação, os mapas foram sobrepostos e o comando a verificar *pixel a pixel* a resposta quanto à diferença NDVI dos anos. A resposta tem como saída a categorização: 'igual', densidade da vegetação sem alteração; 'pior', densidade inferior ou melhor e; densidade superior ao ano anterior. Para as três respostas o mapa gerado apresentou as respectivas escalas: (i) *vermelho*: Mudança negativa; (ii) *bege*: Não mudança e (iii) *verde*: Mudança positiva.

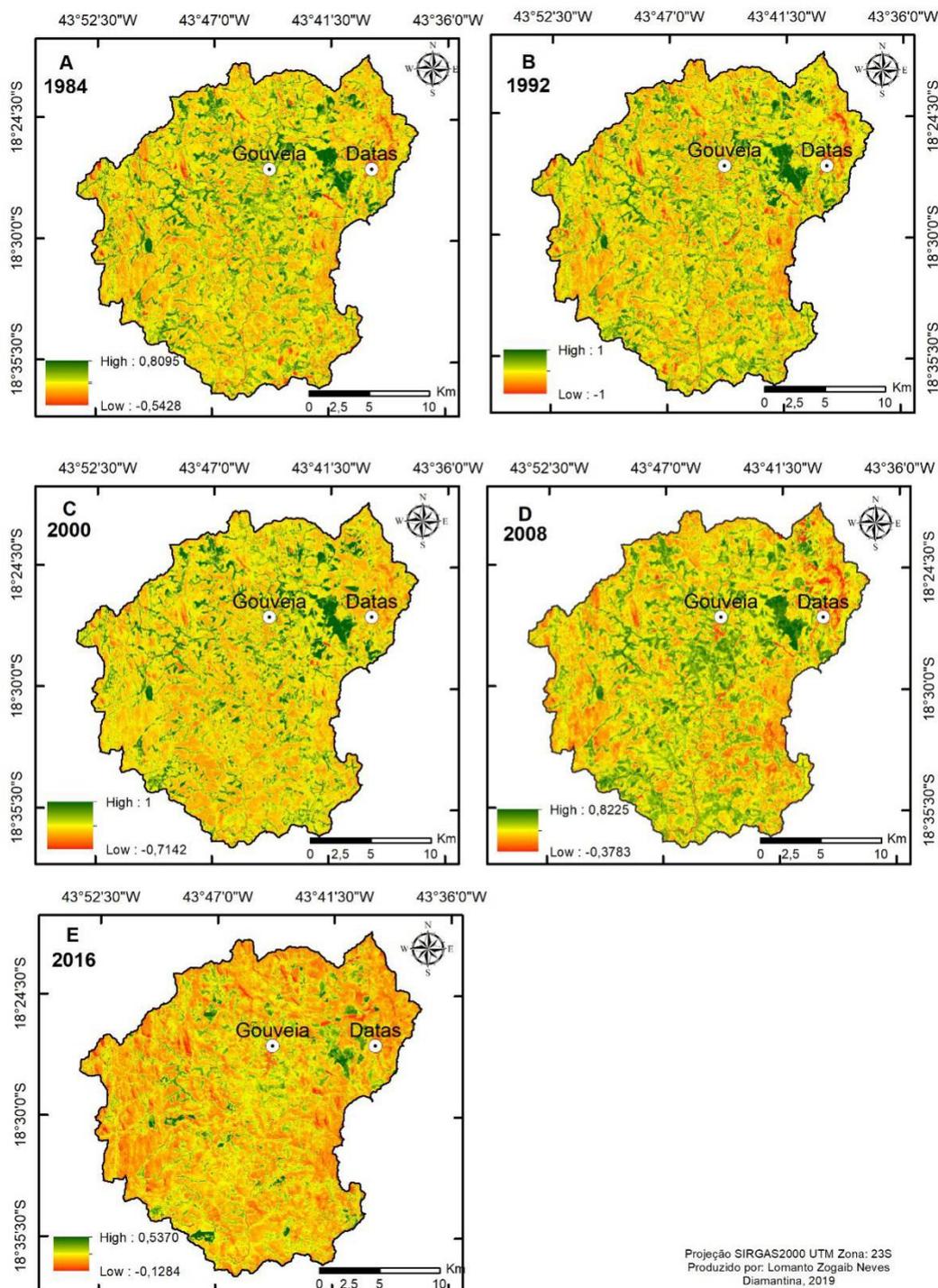
### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. *NDVI*

Os mapas de NDVI calculados para os anos de 1984 a 2016 estão apresentados na Figura 2, e a quantificação das mudanças nas classes de cobertura na Tabela 2. Em 1984, uma área de estudo era composta por 63% de cobertura vegetal em grande densidade, representando como classes "Floresta" e "FNNF" (Tabela 2). As classes "Vegetação herbácea" e "Área não vegetada" apresentaram os menores percentuais (12,88% e 24%, respectivamente). As áreas de maior densidade foram equipadas com técnicas nas margens dos córregos da bacia e na região oeste, próxima à sede do município de Datas (MG). A vegetação herbácea estava distribuída de forma escondida. Em 1992, observou-se uma redução de cerca de 20% nas classes de maior densidade, com a

"FNNF" apresentando menor cobertura, cerca de 17% da área total. Já as classes de menor densidade, "Área não vegetada" e "Vegetação herbácea", cresceram 36%, alcançando mais de 57% da área total, com destaque para a última classe, que apresentou um acréscimo de aproximadamente 15%.

**Figura 2. Mapas de NDVI para a sub-bacia do ribeirão Chiqueiro para os anos de A) 1984; B) 1992; C) 2000; D) 2008; E) 2016.**



Fonte: Elaboração própria com dados de NDVI e MAPBIOMAS

**Tabela 2. Porcentagem de áreas referentes às classes de cobertura vegetal da sub-bacia para os respectivos anos de avaliação.**

Classe	Área da classe por ano estudado (%)				
	1984	1992	2000	2008	2016
Área não vegetada	12,88	18,83	25,36	19,27	22,54
Vegetação herbácea	23,99	37,85	47,30	32,96	42,63
Formação natural não florestal (FNNF)	28,89	17,49	11,49	18,93	19,77
Floresta	34,24	25,83	15,85	28,83	15,07

Fonte: Elaboração própria com dados do MAPBIOMAS

O crescimento das áreas com cobertura vegetal de baixa densidade ou sem cobertura vegetal, como solo exposto e área urbana, tem relação direta com o surgimento e desenvolvimento de voçorocas (Yibeltal et al., 2019). Ainda segundo os autores, redução da cobertura vegetal, causa exposição do solo, o que, associado a precipitação está diretamente ligado ao desenvolvimento de feições erosivas.

A tendência de crescimento das classes de menor densidade da vegetação continuou na avaliação de 2000. Da área total, quase 73% estavam nas classes "Área não vegetada" e "Vegetação herbácea". Esse crescimento indicou a redução das classes de maior densidade ("FNNF" e "Floresta"), que representaram 27% da área total. Em 2008, a tendência de crescimento das classes "Área não vegetada" e "Vegetação herbácea" foi invertida, com uma redução de 21%, especialmente na segunda classe. Nesse ano, as áreas de menor e maior densidade vegetacional chegaram próximas, com percentuais de 52% e 48%, respectivamente.

O aumento das áreas com vegetação herbácea indica que, apesar da presença de voçorocas na região, não foram empregadas técnicas para reverter essa situação (Benaiche et al., 2024). Isso prejudica a conservação do solo e facilita o desenvolvimento de novas feições erosivas, uma vez que há alto brilho entre a classe de cobertura herbácea e o desenvolvimento de voçorocas (Hayas, Poesen & Vanwalleghem, 2017).

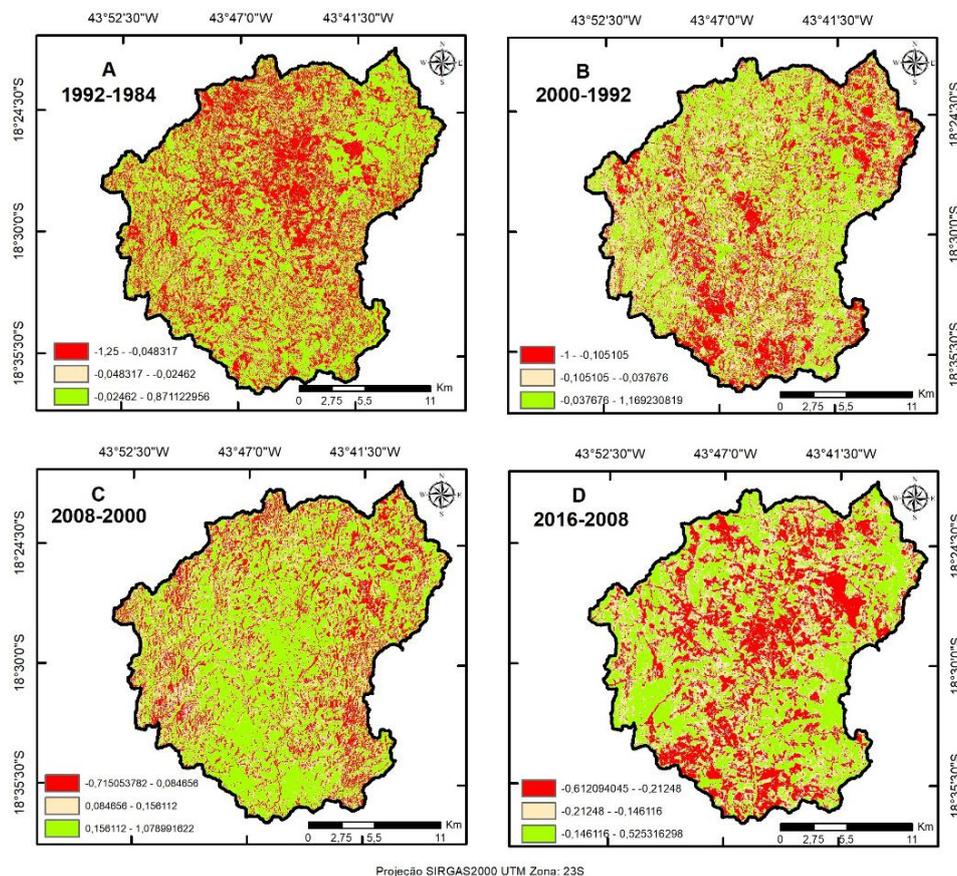
Em 2016, as classes de menor densidade tiveram um crescimento superior a 10%. A classe "FNNF" teve um aumento mínimo, enquanto a "Floresta" registrou uma redução de aproximadamente 13%. Áreas com cobertura vegetal densa, como as florestas, reduzidas à expansão de ravinas e voçorocas (Guerra, Bezerra & Jorge, 2023). Como

houve redução dessa classe em 2016, pode-se afirmar que, em relação à cobertura vegetal, as voçorocas da região continuaram em expansão.

### 3.2 Diferenças NDVI para os anos de 1992-1984 e 2000-1992

Os mapas de diferença de 1992-1984 e 2000-1992 (Figura 3) mostram variação nas áreas de "mudança negativa", com percentuais semelhantes (19,91% e 19,85%, respectivamente) (Tabela 3). A classe “não mudança” apresentou os maiores percentuais de área para os anos comparados (60,51% e 57,59%, respectivamente), o que não indica necessariamente um resultado positivo. A análise da cobertura vegetal revelou manutenção e expansão de áreas com cobertura vegetal de baixa densidade ou sem cobertura. A manutenção da diferença do NDVI sem modificações positivas entre 2000-1992, ou seja, ausência de cobertura vegetal, intensifica processos erosivos na sub-bacia (Guerra et al., 2018).

**Figura 3. Mapas de diferença do NDVI para a sub-bacia do ribeirão Chiqueiro para os anos combinados de A) 1992-1984; B) 2000-1992; C) 2008-2000; D) 2016-2008.**



Projeção SIRGAS2000 UTM Zona: 23S

Fonte: Elaboração própria com dados de NDVI

**Tabela 3. Porcentagem das classes de diferença para os anos comparados.**

<b>Anos comparados</b>	<b>Mudança positiva (%)</b>	<b>Não mudança (%)</b>	<b>Mudança negativa (%)</b>
<b>(A) 1992-1984</b>	19,91	60,51	19,58
<b>(B) 2000-1992</b>	19,85	57,59	22,56
<b>(C) 2008-2000</b>	60,09	36,81	3,10
<b>(D) 2016-2008</b>	19,13	48,63	32,24

Fonte: Elaboração própria com dados de NDVI.

O mapa de diferença entre 2008-2000 apresentou aumento de áreas de “mudança positiva” e conseqüente decréscimo das demais classes, indicativo de processo de aumento em cobertura vegetal na região, para o referido período. A “mudança positiva” do mapa de diferença NDVI para o período entre 2008-2000 pode estar relacionada diretamente à pluviosidade do momento, considerado importante indicador climático para ocorrência de incêndios na região (Yang et al., 2023). Além disso, alterações climáticas intensas favorecem processos erosivos, o que gera perdas significativas na oferta de serviços ecossistêmicos eficientes (Sandeep et al., 2021).

O mapa de diferença 2016-2008 apresentou um crescimento de 12% em áreas de “Não mudança” e mais de 29% da classe “mudança negativa”. O crescimento da classe de “Não mudança” é uma informação importante no que diz respeito ao desenvolvimento de voçorocas, uma vez que na análise anterior ocorreu um crescimento de áreas com cobertura mais densa. No entanto, ocorreu um crescimento de áreas com mudança negativa, o que, analisado em correlação com a Tabela 3, demonstra que áreas com baixa densidade de cobertura predominam na região.

O crescimento de áreas de baixa densidade contribui para o aumento de sedimentos finos nos córregos da bacia, resultando em instabilidade do solo (Wilkinson et al., 2018; Benaiche et al., 2024), pois essa não é uma cobertura vegetal adequada. A expansão da urbanização, como áreas urbanas e estradas não pavimentadas, favorecem os processos de voçorocamento (Selkimäki & González-Olabarria, 2017; Fetzl et al., 2018). Além disso, estudos semelhantes foram realizados na África do Sul (Phinzi, Holb & Szabó, 2021), Irã (Arabameri et al., 2019) e Brasil (Mathias, Lupinacci & Nunes, 2020) e demonstraram que o pastoreio e as trilhas humanas também são interessantes para esse processo, pois a compactação do solo em áreas com baixa densidade de vegetação ou

solo exposto, associada à incidência, estimula o escoamento superficial, levando à erosão (Benaiche et al., 2024).

A mudança na cobertura vegetal observada ao longo dos anos estudados pode indicar uma atenuação dos processos erosivos, que resultaram no crescimento de 25 voçorocas a tamanhos perceptíveis na imagem de satélite de 2016. O estudo de Hayas; Poesen; Vanwallegem (2017) demonstrou que, associado com a precipitação, o tipo de cobertura vegetal pode favorecer o crescimento de voçorocas. Assim, órgãos e agências governamentais relevantes devem considerar como política pública a necessidade de ações educativas e práticas ecológicas que visem amenizar e reverter esses processos erosivos causados pela ação antrópica (Keesstra et al., 2019). Práticas agrícolas sustentáveis, tais como conservação, agricultura biológica, culturas mistas, agricultura sintrópica, cultivo mínimo, culturas de cobertura, adubos verdes, agricultura rotacional e pastoreio rotativo (para proteger a vegetação natural do sobrepastoreio) (Keesstra et al., 2019; Beinache et al., 2024). Logo, deve ser dada mais atenção à redução do nível de erosão através da aplicação de práticas de gestão adequadas (Alam et al., 2022).

O crescimento da classe de cobertura “vegetação herbácea” pode ter contribuído para o crescimento dessas erosões. Uma vez que, em idas a campo verificou-se que uma parte significativa das áreas incluídas nesta classe era ocupada por pasto, o que pode acarretar dois problemas que afetam diretamente processo erosivos (FAO, 2019). O primeiro é o sobrepastoreio de animais, que causa compactação e impermeabilização do solo (Ruiz et al., 2023). O segundo problema relaciona-se ao simples pastoreio que tende a formar trilhas e pequenas depressões que concentram o escoamento superficial, acarretando no crescimento das voçorocas (Ribeiro et al., 2023).

O índice NDVI utilizado mostrou-se eficiente em evidenciar mudanças na cobertura vegetal até certo ponto, não conseguindo distinguir vegetações que apresentavam densidade próxima, além de não distinguir áreas de solo exposto ou afloramento da ocupação humana. Tal fato corrobora o estudo de Silveira et al. (2019) que aponta a ineficiência do NDVI em distinguir classes de uso da terra, principalmente os relacionados a ocupação humana. Esta ineficiência pode, de certa forma, estar ocultando a real situação das erosões na região, uma vez que a ausência de cobertura vegetal adequada é um fator determinante para, ao longo dos anos, intensificar o desenvolvimento de voçorocas (Chen et al., 2024). Estudos realizados por Huemmrich

et al (2021) encontraram resultados semelhantes e inconsistentes ao estudar ambientes com baixa densidade vegetacional, o que evidencia a necessidade de cautela ao trabalhar com as respostas do sinal obtido de simulações do NDVI.

#### **4. Conclusão**

Nos 32 anos de monitoramento utilizando o NDVI e a comparação por mapas de diferença, nossos resultados evidenciaram mudanças na cobertura do terreno, com alteração da densidade da vegetação encontrada ou substituição por áreas sem nenhum recobrimento.

A mudança da cobertura da vegetação pode estar relacionada a diferença encontrada no número de voçorocas especializadas em 1984 e 2016, indicando a ocorrência de uma intensificação nos processos erosivos. Tal fato demonstra a necessidade de se implementar técnicas que visam a redução destes processos na região. Novos estudos são recomendados para avaliações mais precisas de campo e ou monitoramentos permanentes da evolução dos processos erosivos nesta região de estudo.

#### **5. Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecimento aos Projetos FAPEMIG APQ-00185-22 e APQ- 00943-21 e ao Projeto CNPQ/MCTI/FNDCT 423939/2021/1. Agradecimento também ao Centro Multiusuário de Pesquisa em Ciência Florestal (MULTIFLOR), o Laboratório de Estudos da Paisagem (LandLab).

#### **6. Referências**

Alam, N. M.; Jana, C.; Mandal, D. et al. (2022). Applying Analytic Hierarchy Process for identifying best management practices in erosion risk areas of northwestern Himalayas. *Land*, 11(6), p. 1-18. <https://doi.org/10.3390/land11060832>.

Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C. et al. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), p. 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

Alves, M. A. B.; Souza, A. P.; Almeida, F. T. (2023). Effects of land use and cropping on soil erosion in agricultural frontier areas in the Cerrado-Amazon Ecotone, Brazil,

using a rainfall simulator experiment. **Sustainability**, 15, 4954 p. <https://doi.org/10.3390/su15064954>.

Arabameri, A.; Cerda, A.; Rodrigo-Comino, J. et al. (2019). Proposing a novel predictive technique for gully erosion susceptibility mapping in arid and semi-arid regions (Iran). **Remote Sensing**, 11(21), 2577 p. <https://doi.org/10.3390/rs11212577>.

Aranha, P. R. A.; Augustin, C. H. R. R.; Elmiro, M. A. T. et al. (2023). GPR como ferramenta para estudo do controle estrutural do substrato rochoso no desenvolvimento de voçorocas: Gouveia, Espinhaço Meridional, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 24. <https://doi.org/10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2323>.

Asima, H.; Niedzinski, V., O'Donnell, F. C. et al. (2022). Comparison of vegetation types for prevention of erosion and shallow slope failure on steep slopes in the southeastern USA. **Land**, 11(10), p. 1739. <https://doi.org/10.3390/land11101739>.

Augustin, C. H. R. R.; Aranha, P. R. A. (2006). A ocorrência de voçorocas em Gouveia, MG: características e processos associados. **Geonomos**, 14(2), p. 75-86. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v14i2.112>.

Augustin, C. H. R. R.; Fonseca, B. M.; Rocha, L. C. (2011). Mapeamento geomorfológico da Serra do Espinhaço Meridional: primeira aproximação. **Geonomos**, 19(2), p. 50-69. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v19i2.41>.

Avand, M.; Janizadeh, S.; Naghibi, S. A. et al. (2019). A comparative assessment of random forest and k-nearest neighbor classifiers for gully erosion susceptibility mapping. **Water**, 11(10), p. 2076. <https://doi.org/10.3390/w11102076>.

Benaiche, M.; Mokhtari, E.; Berghout, A. et al. Identification of soil erosion-susceptible areas using revised universal soil loss equation, analytical hierarchy process and the fuzzy logic approach in sub-watersheds Boussellam and K'sob Algeria. **Environmental Earth Sciences**, 83(34). <https://doi.org/10.1007/s12665-023-11339-7>.

Chen, Y.; Jiao, J.; Yan, X. et al. (2024). Response of gully morphology and density to the spatial and rainy-season monthly variation of rainfall at the regional scale of the Chinese Loess Plateau. **Catena**, 236, p. 107773. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107773>.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. (2013). ArcGIS 10.0: GIS by ESRI.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). Soil erosion: the greatest challenge for sustainable soil management. Rome.

Fetzel, T.; Petridis, P.; Noll, D. et al. (2018). Reaching a socio-ecological tipping point: Overgrazing on the Greek island of Samothraki and the role of European agricultural

policies. **Land Use Policy**, 76, p. 21-28.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.042>.

França, L. C.; Mucida, D. P.; Morais, M. S. et al. (2018). Delimitação automática e quantificação das Áreas de Preservação Permanente de encosta para o município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**.  
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3952853>.

Guerra, A. J. T.; Bezerra, J. F. R.; Jorge, M. D. C. O. (2023). Recuperação de voçorocas e de áreas degradadas, no Brasil e no mundo-estudo de caso da voçoroca do Sacavém-São Luís-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 24.  
<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v24i00.2306>.

Guerra, A. J. T.; Fullen, M. A.; Bezerra, J. F. R.; Jorge, M. C. O. 2018). Gully Erosion and Land Degradation in Brazil: A Case Study from São Luís Municipality, Maranhão State. **Ravine Lands: Greening for Livelihood and Environmental Security**, p. 195-216. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-8043-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-981-10-8043-2_8).

Hayas, A.; Poesen, J.; Vanwalleghem, T. (2017). Rainfall and Vegetation Effects on Temporal Variation of Topographic Thresholds for Gully Initiation in Mediterranean Cropland and Olive Groves. **Land Degradation and Development**, 28(8), p. 2540-2552. <https://doi.org/10.1002/ldr.2805>.

Helman, D. (2017). Science of the Total Environment Land surface phenology: What do we really 'see' from space? **Science of the Total Environment**, 618, p. 665-673.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.237>.

Huemmrich, K. F.; Zesati, S. V.; Campbell, P. et al. (2021). Canopy reflectance models illustrate varying NDVI responses to change in high latitude ecosystems. **Ecological Applications**, 31(8), e02435. <https://doi.org/10.1002/eap.2435>.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (sd). Imagens de satélites.

Keesstra, S. D.; Rodrigo-Comino, J.; Novara, A. et al. (2019). Straw mulch as a sustainable solution to decrease runoff and erosion in glyphosate-treated clementine plantations in Eastern Spain. An assessment using rainfall simulation experiments. **Catena**, 174, p. 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.00>.

Leão, M. R.; Rezende, É. A., Augusto, A.; Salgado, R. (2012). Erosão, Denudação E Evolução Do Relevo Da Média Serra Do Espinhaço Meridional, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 13(2), p. 113-124.  
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v13i2.369>.

Manfreda, S.; McCabe, M. F.; Miller, P. E.; Lucas, R.; Madrigal, V. P.; Mallinis, G.; Toth, B. (2018). On the use of unmanned aerial systems for environmental monitoring. **Remote Sensing**, 10, p. 1-28, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10040641>.

Mathias, D. T.; Lupinacci, C. M.; Nunes, J. O. R. (2020). Identificação dos fluxos de escoamento superficial em área de relevo tecnogênico a partir do uso de modelos hidrológicos em SIG. **Sociedade & Natureza**, 32, p. 772-783. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-49431>.

Nunes, A. N.; Gonçalves, J. P.; Figueiredo, A. (2023). Soil erosion in extensive versus intensive land uses in areas sensitive to desertification: A case study in Beira Baixa, Portugal. **Land**, 12(8), p. 1591. <https://doi.org/10.3390/land12081591>.

Phinzi, K.; Holb, I.; Szabó, S. (2021). Mapping permanent gullies in an agricultural area using satellite images: efficacy of machine learning algorithms. **Agronomy**, 11(2), p. 333. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020333>.

Qian, C.; Shao, L.; Hou, X. et al. (2019). Detection and attribution of vegetation greening trend across distinct local landscapes under China's Grain to Green Program: A case study in Shaanxi Province. **Catena**, 183, p. 104182. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104182>.

Quandt, A.; Neufeldt, H.; Gorman, K. (2023). Climate change adaptation through agroforestry: opportunities and gaps. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 60, p. 101244. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101244>.

Ribeiro, J. C.; Tocantins, N.; Salomão, F. X. S. (2023). Abordagem morfopedológica aplicada à prevenção de voçorocas: Estudo de caso na bacia do Rio Itiquira-Alto Pantanal-Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 24. <https://doi.org/10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2349>.

Rodrigo-Comino, J.; Fernández, J. J. P.; Cerdà, A. (2023). Soil erosion triggered by the archeological excavation and conservation of trenches. The case of “Cerro de las Trincheras” in Bailén (Jaén, Spain): An open discussion. **Cuadernos de Investigación Geográfica**, 49( 2), p. 163-171. <https://doi.org/10.18172/cig.5746>.

Romero-Ruiz, A.; Monaghan, R.; Milne, A. et al. (2023). Modelling changes in soil structure caused by livestock treading. **Geoderma**, 431, p. 116331. <https://doi.org/ez36.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.geoderma.2023.116331>.

Rouse, J. W.; Haas, R. H.; Schell, J. A.; Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3, Washington. NASA, 1, p. 309-317. Washington DC.

Sandeep, P.; Reddy, G.P.O.; Jegankumar, R.; Arun Kumar, K.C. (2021). Modeling and assessment of land degradation vulnerability in semi-arid ecosystem of southern India using temporal satellite data, AHP and GIS. **Environmental Modeling & Assessment**, 26(2), p 143-154. <https://doi.org/10.1007/s10666-020-09739-1>.

Santos, R. L.; Nunes, F. G. (2019). Análise do uso da terra em uma secção às margens do rio Tocantins auxiliada por índice de vegetação por diferença normalizada–NDVI. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, 5(18), p. e9379. <https://doi.org/10.18764/2446-6549.2019.9379>.

Selkimäki, M.; González-Olabarria, J. R. Assessing Gully Erosion Occurrence in Forest Lands in Catalonia (Spain). **Land Degradation and Development**, 28(2), p. 616-627. <https://doi.org/10.1002/ldr.2533>.

Silveira, E. M. O.; Acerbi Júnior, F. W.; Silva, S. T.; Mello, J. M. (2019). Anthropogenic Disturbances Affect the Relationship Between Spectral Indices and the Biometric Variables of Brazilian Savannas. **Floresta e Ambiente**, 26(3). <https://doi.org/10.1590/2179-8087.033818>.

Tichavský, Radek et al. Aumento da atividade das voçorocas induzida por intervenções humanas de curto prazo – Pesquisa dendrogeomórfica baseada em raízes de árvores expostas. **Geografia aplicada**, 98, p. 66-77. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.07.008>.

Thwaites, R. N.; Brooks, A. P.; Pietsch, T. J. et al. (2022). What type of gully is that? The need for a classification of gullies. **Earth Surface Processes and Landforms**, 47(1), p. 109-128. <https://doi.org/10.1002/esp.5291>.

Vanmaercke, M.; Poesen, J.; Van Mele, B.; et al. (2016). How fast do gully headcuts retreat? **Earth-Science Reviews**, 154, p. 336-355. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.009>.

Wang, Z.; Guanghui, Z.; Chengshu, W.; Shukun, X. (2022). Assessment of the gully erosion susceptibility using three hybrid models in one small watershed on the Loess Plateau, **Soil and Tillage Research**, 223, p. 105481. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105481>.

Wilkinson, S. N.; Kinsey-Henderson, A. E.; Hawdon, A. A.; Hairsine, P. B.; Bartley, R.; Baker, B. (2018). Grazing impacts on gully dynamics indicate approaches for gully erosion control in northeast Australia. **Earth Surface Processes and Landforms**, 43(8), p. 1711-1725, 2018. <https://doi.org/10.1002/esp.4339>.

- Winkelried, J.; Ruf, C.; Gleason, S. (2023). Propriedades espaciais e temporais de amostragem de uma grande constelação de satélites gnss-r. **Sensoriamento Remoto**, 15(2), p. 333. <https://doi.org/10.3390/rs15020333>.
- Wu, Q.; Liu, K.; Song, C. et al. (2018). Remote sensing detection of vegetation and landform damages by coal mining on the Tibetan Plateau. **Sustainability (Switzerland)**, 10(11). <https://doi.org/10.3390/su10113851>.
- Yang, F.; Sun L.; Wang J. (2023). Monthly variation and correlation analysis of global temperature and wind resources under climate change. **Energy Conversion and Management**, 285, p. 116992. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2023.116992>.
- Yibeltal, M.; Tsunekawa, A.; Haregeweyn, N. et al. (2019). Analysis of long-term gully dynamics in different agro-ecology settings. **Catena**, 179, p. 160-174. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.013>.
- Yu, Y.; Zhu, R.; Liu, D. et al. (2023). Understanding the balance between soil conservation and soil water storage capacity during the process of vegetation restoration in semi-arid watersheds in the Loess Plateau, China. **Land Degradation & Development**, 34(18), p. 5805-5815. <https://doi.org/10.1002/ldr.4878>.
- Zhou, M.; Li, D.; Liao, K.; & Lu, D. (2023). Integration of Landsat time-series vegetation indices improves consistency of change detection. **International Journal of Digital Earth**, 16(1), p. 1276-1299. <https://doi.org/10.1080/17538947.2023.2200040>.
- Zhu, R.; Yu, Y.; Zhao, J. et al. (2023). Evaluating the applicability of the water erosion prediction project (WEPP) model to runoff and soil loss of sandstone reliefs in the Loess Plateau, China. **International Soil and Water Conservation Research**, 11(2), p. 240-250. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.01.003>.