

MODELAGEM DE CENÁRIOS FUTUROS DE USO E COBERTURA DAS TERRAS ASSOCIADA À PERDA DE SOLO EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Samuel Alves dos Santos¹
Antonio Marcos dos Santos²
Francelita Coelho Castro³
Rodrigo José de Carvalho Lopes⁴
Gabriel Figueiredo⁵
Ivanilton José de Oliveira⁶

INTRODUÇÃO

A erosão do solo é um processo complexo influenciado pelas condições naturais e atividades antrópicas (Santos; Santos 2021). De acordo com Wei *et al.* (2023), tal problemática tem gerado grande preocupação social e ambiental em todo o mundo.

No Brasil, esse problema se intensifica devido às mudanças no uso e na exploração dos solos (Oliveira; Fehr, 2020). No Semiárido brasileiro, os processos erosivos são comuns e ocorrem principalmente devido ao desmatamento, sobrepastoreio e manejo agrícola inadequado (Casabella-González; Borselli; García-Meza, 2023). Segundo Guerra (2014), vários são os tipos de erosões existente, mas neste artigo daremos ênfase aos processos de erosão hídrica pluvial, causada pela ação da água da chuva, é a mais comum e de maior distribuição espacial.

É crescente a realização de estudos que empregam geotecnologias para monitorar e prever áreas suscetíveis ao desenvolvimento de processos erosivos, bem como para mapear de forma temporal as regiões afetadas por tal evento, com o intuito de identificar os locais mais vulneráveis, afim de implementar técnicas de controle, a qual venha minimizar os impactos causados pelo processo erosivo (Medeiros; Santos; Souza, 2022).

Atualmente, diversos estudos estão desenvolvendo pesquisas afim de realizar modelagem ambiental. São ferramentas gratuitas e de acordo com Martins, Souza e Richter (2024), interessantes para a modelagem de cenários futuros, devido à sua capacidade de

¹Doutorando do Curso de Geografia da Universidade Federal de Goiás (UFG / IESA), geografosamuelsantos@gmail.com;

² Doutor do Curso de Geografia da Universidade de Pernambuco (UPE), antonio.santos@upe.br;

³Doutora pelo Curso de Geografia da Universidade Federal do Ceará (UFC), francelittacastro@gmail.com;

⁴Doutorando do Curso de Geografia da Universidade Federal de Goiás (UFG / IESA), rdg_jose@hotmail.com;

⁵Mestrando do Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental para o Semiárido da Universidade de Pernambuco (UPE), gabriel.figueiredo@upe.br;

⁶Doutor do Curso de Geografia da Universidade Federal de Goiás (UFG / IESA), oliveira@ufg.br.

simular processos dinâmicos, que pode ser útil como instrumento de gestão e planejamento da cobertura e uso da terra e como ferramenta preditiva para as futuras transformações espaciais.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é analisar como diferentes cenários de uso ne coberturas das terras podem influenciar a perda de solos na microbacia hidrográfica do Riacho Terra Nova, localizado no estado de Pernambuco, semiárido brasileiro.

MATERIAIS E MÉTODOS

A microbacia do Riacho Terra Nova, localizada no oeste do estado de Pernambuco, município de Petrolina, ocupa uma área de 312,47 km², e tributária do lado direito do canal principal do Riacho do Pontal.

Para desenvolvimento do presente estudo, foi selecionada a *RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)*, modelo aprimorado da *USLE* e bastante empregado nos estudos de perda de solos no âmbito global. Tal mapeamento da perda de solo foi obtido a partir do cruzamento dos atributos ambientais: erosividade da chuva; erodibilidade do solo; características do relevo; uso e manejo do solo e as práticas conservacionistas. A origem das informações e a base de cálculo dos atributos ambientais empregados na modelagem da *RUSLE* está sintetizado no quadro 1.

Quadro 1: apresentação dos atributos físicos/naturais e antropogênicos utilizados na *RUSLE*

Atributos	Base metodológica	Equação base		Origens dos dados	Recorte temporal
Erosividade (R)	Bertoni e Lombardi (1999); Santos e Galvêncio (2018).	$El_{30} = 67,355 \left(\frac{r}{p}\right)^{0,85}$	EI = média mensal do índice de erosão, em MJ/ha.mm; r = precipitação média mensal em mm; p = precipitação média anual, em mm.	Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE)	1960 a 2018
Erodibilidade (K)	Farinasso <i>et al.</i> (2006); Sousa e Paula (2019).	---	---	Pernambuco/ZA PE (2006)	---
Comprimento de rampa (L) e declividade (S)	Desmet e Govers (1996)	Factor LS = Fator L * Fator S	L = Comprimento de rampa; S = Declividade.	Miranda (2005) na folha SC-24-V-C	---
Uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P)	Bertoni e Lombardi Neto (1983); Farinasso <i>et al.</i> (2006); Oliveira (2022); Dornellas <i>et al.</i> (2017)	---	---	Landsat 8 e sensor <i>Operational Terra Imager</i> (OLI)	05/2013 e 04/2023

Fonte: Autores (2024).

Para definição da perda de solo por erosão hídrica da área de estudo foram cruzados por meio da álgebra de mapas os atributos mencionados anteriormente, conforme a equação de perda de solo Revisada (Equação 4).

$$A=R*K*LS*C*P \quad \text{Equação (4)}$$

Em que: A é a perda de solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ Ano}^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ Ano}^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ ha h ha ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico (comprimento de rampa e declividade sem dimensão); C é o fator de uso e manejo do solo (sem dimensão); P é o fator de práticas conservacionistas (sem dimensão).

Os cenários futuros foram modelados com auxílio do *software* Dinamica EGO, versão 5.2.1. Foram preciso para realização do presente estudo 6 etapas, tais como: 1- cálculo de matrizes de transição; 2- Criação de cubo Raster; 3-cálculo coeficientes de Pesos da Evidência; 4-Correlação de Pesos de Evidência; 5-Mudança de Uso/Cobertura da Terra (LUCC); 6-Simulação para projetar o futuro.

Para operar o DINAMICA EGO, necessita-se de um mapa inicial de uso da terra e dois conjuntos de dados correspondentes às variáveis de entrada estáticas e dinâmicas. A variáveis estáticas e dinâmicas inseridas no modelo foram: estradas, canais de irrigação, criação de caprinos, ovinos e bovinos, declividade, solos e uso e cobertura das terras. Para calibração e validação do modelo foi preciso uma imagem de satélite da série Landsat 8, inicial gerada para o ano de 2013, referente ao mês de maio de 2013 e uma final para o ano de 2023. Diante disso, após a etapa de calibração e validação foi realizado uma simulação e paisagens foram projetadas para os anos de 2053 e 2100, 30 anos e 77 anos, respectivamente a frente do ano de 2023.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sub-bacia possui erosividade média com valores de 3,300.25 a 3,464.84 ($\text{mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), segundo Carvalho (2008). Em extensão territorial, predominam na área de estudo a classe dos Argissolos Vermelho-Amarelos (55,32%), seguidos dos Argissolos Amarelos (29,68%), Latossolos Amarelos (11,55%), Neossolos Litólicos (2,36%) e Vertissolos (1,07%).

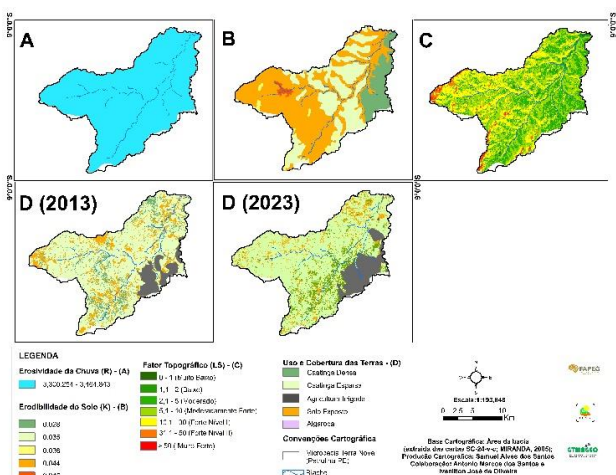
Os Vertissolos apresentaram as maiores erodibilidades na área pesquisada, com valores de 0,045 t/ha MJ-1mm-1 para o fator K, considerados solos de muito alta erodibilidade segundo

Mannigel *et al.* (2002). Os Argissolos Vermelho-Amarelos, com valores de K de 0,044 t/ha MJ-1mm-1, o Neossolo Litólico com 0,036 t/ha MJ-1mm-1 e o Argissolo Amarelo com 0,035 t/ha MJ-1mm-1, são considerados solos de erosividade alta (Mannigel *et al.*, 2002). Os Latossolos amarelos possuem uma capacidade de erodibilidade média, com valores de 0,028 t/ha MJ-1mm-1 para o fator K. Conforme Mannigel *et al.* (2002), mais de 80% dos solos da microbacia estudada se enquadram como de muito alta e alta erodibilidade.

Em relação ao fator LS, predomina na área de estudo com mais de 63% as classes de moderado e moderadamente forte. As classes Forte II e Muito Forte apresenta mais de 33% e com um menor quantitativo encontra-se as classes de Muito Baixo e Baixo com mais de 2% da área.

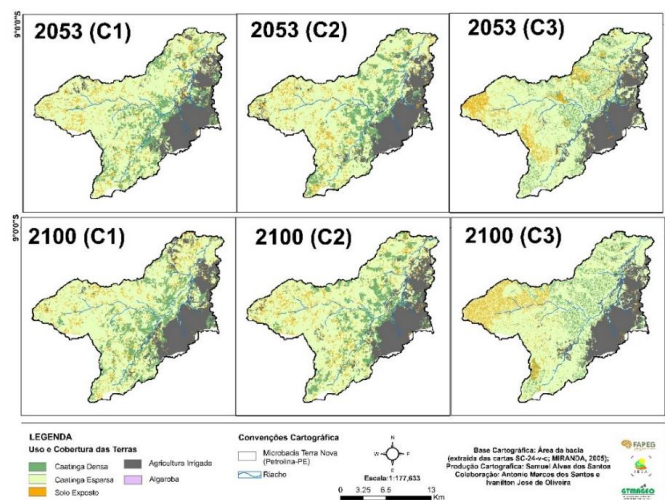
Em 2013, a vegetação predominante na microbacia de terra nova foi a caatinga aberta, ocupando mais de 68% da área. Em seguida, encontravam-se áreas de solos expostos (14,22%), caatinga Densa (9,37%), agricultura irrigada (mais de 7%), e uma pequena porcentagem de áreas com algarobas (0,08%). Os dados demonstram a predominância da vegetação de caatinga aberta na região. Já em 2023, a vegetação predominante na microbacia de terra nova foi a caatinga esparsa, ocupando mais de 69% da área. Em seguida, encontravam-se áreas de agricultura irrigada (mais de 11%), caatinga densa (10%), solos expostos (8%) e uma pequena porcentagem de áreas com algarobas (0,1%). Os dados demonstram a predominância da vegetação de caatinga aberta na região.

Figura 1 – Variáveis inseridas para modelagem da RUSLE



Fonte: Autores (2024).

Figura 2 - Projeções dos cenários de uso da terra para os anos de 2053 e 2100



Fonte: Autores (2024).

Observa-se que a classe de solo exposto diminuiu de 2013 em relação ao ano de 2023, as manchas concentradas a oeste e noroeste da bacia perderam espaço para áreas de caatinga esparsa. De acordo com Amorim e Santos (2024), o ano de 2013 foi classificado com um padrão

pluviométrico com características tendente a seco, observa-se que nesse período houve uma intensificação na redução das chuvas.

A figura 2 representa os mapas que foram projetados para o futuro tendo como base a paisagem inicial de 2013 e a paisagem final de 2023. O conjunto de mapas abaixo prevê taxas de desmatamentos e transições entre as classes de uso e cobertura das terras. Foram três cenários simulados, o primeiro foi projetado do ano de 2023 para os anos de 2053 e 2100, o segundo cenário foi simulado para os anos mencionados, porém pensando na perda da caatinga densa para a caatinga esparsa. Já o terceiro cenário de uso e cobertura das terras foi projetado prevendo a transição das classes de caatinga para a classe de solo exposto.

Ao analisar a figura 2, observa-se que as paisagens simuladas para o ano de 2053 e 2100 prevê mudanças entre os três cenários e a caatinga esparsa predomina nas paisagens simuladas com mais de 60% da área de estudo. Ao comparar com as paisagens de 2013 e 2023, percebe-se que houve uma pequena redução na classe de caatinga esparsa.

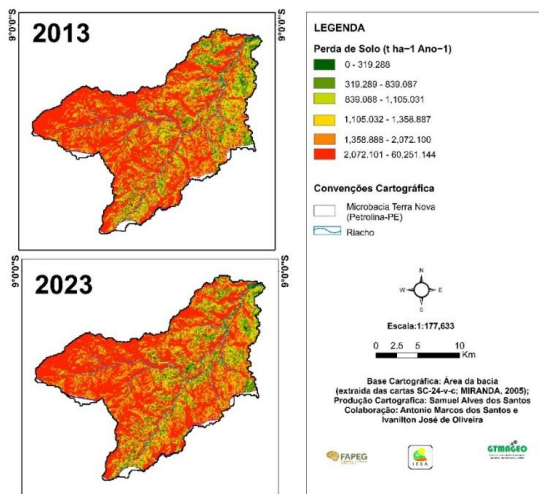
Uma classe que prevê aumento durante os anos analisados é a classe de agricultura irrigada, é nítido o crescimento desta classe de uso na parte nordeste, leste e sudeste da microbacia do Riacho Terra Nova. Em 2013 ocupava um pouco mais de 7%, já em 2023 nota-se um aumento para mais de 11% da área. Associando com os cenários projetados para 2053 percebe-se que houve uma ampliação da área de agricultura irrigada com um percentual de mais de 20% para o Cenário 1 e mais de 18% para os cenários 2 e 3. Já para os cenários projetados para o ano de 2100 a classe de agricultura concentra-se com mais de 18% para os três cenários.

A classe de caatinga densa obteve pequeno aumento nos cenários projetados para os anos de 2053 e 2100 comparando com as paisagens de uso e cobertura das terras dos anos de 2013 e 2023. Os cenários prevê que esse tipo de caatinga se concentrará mais na parte central da microbacia e se estendendo para a porção nordeste, apresentando pequenas mudanças. Foi observado ao analisar as paisagens de uso para o ano de 2023 e os três cenários futuros simulados para os anos de 2053 e 2100 que a classe de solo exposto teve uma pequena redução ao longo do tempo, comparando com a paisagem de uso de 2013. Ao projeta a tendência histórica para o futuro, percebe-se que o tamanho das machas de solo expostos que estavam mais concentradas em 2013, na verdade, continuará a diminuir, observa-se que o solo exposto encontrado em áreas de 2013, começam a ser invadidas pelas demais classes e principalmente, pela classe de caatinga esparsa.

A figura 3 apresenta a evolução da perda de solo em toneladas por hectare por ano, os resultados da estimativa da redução anual de solo para a microbacia hidrográfica analisada variam entre 0 até 60,251.144 (ton.ha-1.ano-1). Percebe-se que, entre os anos de 2013 e 2023,

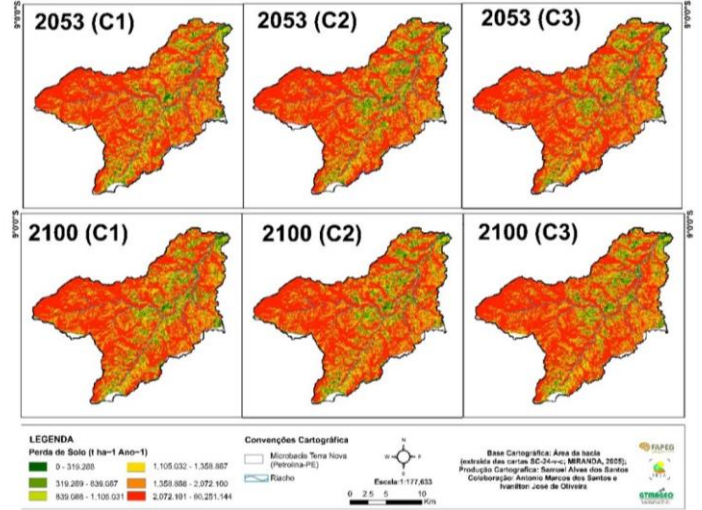
ao analisar o período entre 10 anos, poucas foram as transições entre as classes de perda de solo. Observa-se que há uma predominância de áreas de 2,072.101 - 60,251.144 (ton.ha-1.ano-1), por toda a área da microbacia com mais de 47% e 48%, respectivamente. A segunda classe que mais se destaca é a de áreas de 1,358.888 - 2,072.100 (ton.ha-1 .ano-1), com um percentual de mais de 21% da área de estudo para os dois referidos anos e está distribuída por toda a área de estudo.

Figura 3 – Perda de solos projetadas para os anos de 2013 e 2023



Fonte: Autores (2024).

Figura 4 – Projeções de cenários de perda de solo para os anos de 2053 e 2100



Fonte: Autores (2024).

A terceira maior classe de perda de solo encontrada para a área de estudo estima-se perda anual entre 319.289 e 839.087 (ton.ha-1.ano-1), com mais de 10% para 2013 e 2023, as mudanças foram mínimas quase imperceptível para essa classe comparando os dois anos analisados. As demais classes, também, apresentaram reduzidas transições, porém observa-se ao analisar a figura 3, que as áreas com a coloração verde amarelado e Amarelo tiveram uma redução do ano de 2013 (mais de 9%) para o ano de 2023 (mais de 8%). Observa-se que as áreas com coloração verde e verde claro se concentraram mais na região central indo em direção ao nordeste, leste e sudeste da microbacia.

Ao analisar as áreas de coloração verde e verde claro dos cenários de perda de solo simulados para os anos de 2053 e 2100 (figura 4), observa-se que essas áreas estão sendo reduzidas na parte leste, sudeste e nordeste e se concentrando somente na parte central da área de estudo. A classe predominante de perda de solos que prevalece em todos cenários, seja no ano de 2053 quanto para 2100, equivale a redução estimada de 2,072.101 à 60,251.144 (ton.ha-1.ano-1) (Figura 4), transitando entre 49,99% à 51,35% de perda.

Comparando os anos de 2013 e 2023, percebe-se que as áreas de perda de solo de 2,072.101 à 60,251.144 (ton.ha-1.ano-1), apresentara reduzido crescimento ao projetar a

tendência histórica para o futuro, porém ao comparar as transições ocorridas entre os cenários de 2053 e 2100, houve uma mínima redução de 2053 para 2100 em relação aos cenários 2 e 3, e um mínimo crescimento de 2053 para 2100 em relação ao cenário 1 de perda de solo. A segunda classe que mais se destaca, ao analisar os cenários simulados, para os anos de 2053 e 2100, são as áreas em que a perda varia entre 1,358.888 a 2,072.100 (ton.ha-1.ano-1), com um percentual de mais de 21%. Observa-se que houve mínimas alterações da área de estudo para todos os cenários analisados, quando são comparados os anos de 2013 e 2023.

A menor classe de perda de solo apresenta redução entre 0 - 319.288 (ton.ha-1.ano-1), e varia de mais de 1.2% até mais de 1.4% concentradas na porção sudoeste com avanço sobre o canal de drenagem principal com pequenos focos até a parte nordeste da microbacia em estudo, devido a presença de caatinga densa sobre áreas planas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, a classe de uso e cobertura das terras que mais se destacou para os anos de 2013, 2023 e para os três cenários simulados para os anos de 2053 e 2100, foi a classe de caatinga esparsa, com percentual de mais de 60% da área de estudo.

Em relação a classes de perda de solo cobertura que mais se destacou para os anos de 2013, 2023 e para os três cenários simulados para os anos de 2053 e 2100, foi a classe entre 2,072.101 e 60,251.144 (ton.ha-1.ano-1), valores variaram de mais de 47% até pouco de 51% da área de estudo. Os resultados mostraram que a maior parte da área de estudo estão sobre regiões com presença de caatinga esparsa e que as mesmas apresentam média susceptibilidade à erosão dos solos, o que de certa forma contribuiu para áreas com quantitativos de perda de solos mais elevados.

É bom enfatizar que os modelos de simulação são suposições e são baseadas em tendências históricas, não quer dizer que irá a refletir a realidade, mas uma coisa é certa ajuda a sociedade organizar, criar e monitorar estratégias com objetivo de reduzir os efeitos nocivos que provavelmente, ocorreriam em cenários futuros.

Palavras-chave: Cenários futuros; Modelagem, Perda de solo, Semiárido, Uso e coberturas.

REFERÊNCIAS

AMORIM, L. A.; SANTOS, A. M. Reflexos do Último Ciclo de Estiagem na Produção Agropecuária em Municípios Susceptíveis à Desertificação no Semiárido de Pernambuco. **GEOGRAFIA (Londrina)**, v. 33, n. 1, p. 249–263, 2024.

- AQUINO, C. M. S.; OLIVEIRA, J. G. B.; SALES, M. C. L. Suscetibilidade das terras secas do estado Piauí à desertificação: avaliação a partir de índices. **Mercator**, v.5, n.9, p.49-60, 2006.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 4ed. Campinas: Ícone, 1999.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. (1983). **Conservação do Solo**. Piracicaba, Livroceres. 392p.
- CARVALHO, N. O. **HIDROSEDIMENTOLOGIA PRÁTICA**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 500 p.
- CASABELLA-GONZÁLEZ, M. J.; BORSELLI, L.; GARCÍA-MEZA, J. V. Improved MPSIAC model for soil erosion rate assessment in semiarid zones. **Journal of Arid Environments**, v. 212, p. 104946, 2023.
- 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.
- DORNELLAS, P. C.; SEABRA, V. S.; XAVIER, R. A.; da SILVA, R. M. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto Rio Paraíba, região semiárida do estado da Paraíba. **OKARA: Geografia em debate**, v.11, n.2, p. 338-350, 2017.
- 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, 2006.
- GUERRA, A. J. T. (2014). O início do Processo Erosivo. In: Guerra AJT.; Silva AS; Botelho RGM, Organizadores (2014). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 9ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
- MARTINS, J. S.; SOUZA, E. M. F. R.; RICHTER, M. Modelagem de Cenários Futuros da Expansão Urbana em Paraty-Rj Baseados em Autômatos Celulares. **GEographia**, v. 26, n. 56, 23 jan. 2024.
- MEDEIROS, G.F., SANTOS, S.A., SOUZA, M.G. Geotecnologias Aplicadas a Modelagens de Áreas Vulneráveis a Processos Geodinâmicos e seus Riscos Correlatos: Estudo de Caso do Sítio Arqueológico GO-JA-21, Serranópolis, Goiás. **Revista Científica do ITPAC**, v. 15, n. 1, p. 35-40, 1 jan. 2022.
- MIRANDA, E. E. (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Embrapa Solos - UEP: Recife: EMBRAPA, 2008.
- OLIVEIRA, J. L. DE; FEHR, M. Análise da Vulnerabilidade Erosiva Para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Conquistinha no Oeste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 7, p. 2428, 2020.
- OLIVEIRA, P. J. L. **Métricas de paisagem e serviços ecossistêmicos: uma abordagem geocológica na ESEC-Seridó e zona de amortecimento, NE – Brasil**. 2022. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.
- PERNAMBUCO. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE)**. Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso: 20 Mar. 2023.
- SANTOS, A. M.; GALVÍNIO, J. D. Mudanças climáticas e cenários de susceptibilidade ambiental à desertificação em municípios do Estado de Pernambuco. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v.5, n.13, p.66-83, 2018.
- SANTOS, S. A.; SANTOS, A. M. Panorama da susceptibilidade à erosão dos solos em municípios do semiárido de Pernambuco. **Revista Equador**, v. 10, n. 3, p. 1-25, 2021.
- SOUSA, F. R. C. de; PAULA, D. P. de. ANÁLISE DE PERDA DO SOLO POR EROSÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO COREAÚ (CEARÁ-BRASIL). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 3, 2019.
- WEI, B. *et al.* Vegetation types and rainfall regimes impact on surface runoff and soil erosion over 10 years in karst hillslopes. **CATENA**, v. 232, p. 107443-107443, 1 nov. 2023.