**Impactos de erosão da restauração dentro e fora da propriedade em uma bacia hidrográfica cárstica tropical**

MARIA RITA SOUZA FONSECA1, HENRIQUE M. L. CHAVES2, ROGÉRIO UAGODA3

1Dra. em Geografia, UnB, Brasília-DF, [mritasfosneca@gmail.com](mailto:mritasfosneca@gmail.com)

2Dr. em Agronomia, Pesquisador em Hidrossedimentologia, Prof. Assoc. 4, UnB, Brasília-DF, [hchaves@unb.br](mailto:hchaves@unb.br)

3Dr. em Geografia, Pesquisador em Carste, Prof. Assoc. 1, UnB, Brasília-DF, [uagoda@unb.br](mailto:uagoda@unb.br)

Apresentado no

Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia – CONTECC

15 a 17 de agosto de 2023

**RESUMO**: A erosão hídrica é uma das principais causas de degradação do solo, com vastas áreas cultivadas e naturais sendo perdidas anualmente devido à erosão do solo. Em paisagens cársticas, impactos on e off site ocorrem devido à vulnerabilidade intrínseca e à mudança da cobertura vegetal natural. Esses impactos incluem a desertificação rochosa, a erosão do solo, e redução das vazões e piora da qualidade da água. Assim, além da erosão nas vertentes (impacto on-site), com a subsequente perda de nutrientes, os efeitos off-site da erosão incluem a sedimentação das cavernas e cursos d’água, a jusante. O objetivo geral da pesquisa foi avaliar o comportamento hidrossedimentológico de áreas naturais, degradadas, e restauradas de dois tipos de Neossolos (Litólico e Quartzarênico), presentes numa encosta que converge para a Gruna da Tarimba, uma dolina localizada na APA-Nascentes do Rio Vermelho. Durante o período do estudo houve uma redução de 50% no aporte de sedimentos no exutório da vertente. Apesar da significativa redução da erosão e da sedimentação na vertente restaurada, 29% e 61% da sua área total ainda apresentaram, ao final do 3º ano, perdas de solo acima dos valores toleráveis on e off-site, respectivamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Perda de solo, área cárstica, restauração, produção de sedimento.

**On- and Off-site Erosion Impacts of Restoration Measures in a Tropical Karst Watershed**

**ABSTRACT**: Water erosion is one of the main causes of soil degradation, with vast cultivated and natural areas being annually lost due to soil erosion. In carsic landscapes, on and off-site impacts occur due to intrinsic vulnerability and the change in natural vegetation cover. These impacts include rock desertification, soil erosion, and reduced flow rates and worsening water quality. Thus, in addition to erosion in the strands (on-site impact), with the subsequent loss of nutrients, the off-site effects of erosion include the sedimentation of caves and downstream watercourses. The objective of the research was to evaluate the hydrosedimentological behavior of natural, degraded and restored areas of two types of Neosols (Litholic and Quartzarenic), present on a slope that converges to the Tarimba Group, a sinkhole located in the APA-Springs of the Rio Vermelho. As a consequence, there was a 50% reduction in sediment yield to the sinkhole, downstream. Despite the significant reduction of erosion and sedimentation in the restored slope, 29% and 61% of its total area experienced soil loss above the on and off-site tolerances, respectively.

**KEYWORDS:** soil loss, sediment yield, restored karst areas.

**INTRODUÇÃO**

As áreas cársticas são suscetíveis à erosão hídrica (Jacinthe et al., 2004; Nie et al., 2015; Wacha et al., 2020), o que pode levar à desertificação, se não for controlado (Jiang et al., 2014; Zhao & Hou, 2019). Além da degradação permanente do solo que resulta da erosão dos solos cársticos (Febles-González et al., 2012), o sedimento exportado das encostas cársticas causa um impacto significativo a jusante, assoreamento de sumidouros e cavernas subterrâneas (Kurecic et al., 2021).

Como a cobertura vegetal permanente é o único recurso natural que protege o solo contra processos erosivos (Zhang et al., 2016; Zhao & Hou, 2019), sua remoção leva à erosão do solo e à perda de nutrientes essenciais do solo (Nadeu et al., 2011; Nie et al., 2015; Wacha et al., 2020). Assim, se o processo de erosão não for controlado, o solo e a vegetação das áreas cársticas degradam-se em conjunto (Jiang et al., 2014), criando um círculo vicioso que afeta tanto os agricultores como o ambiente (Gao & Wang, 2019).

Paisagens cársticas e não cársticas no cerrado brasileiro sofreram impactos significativos devido a pressões antrópicas nos últimos 100 anos, como erosão acelerada do solo (Anache et al., 2018; Oliveira et al., 2015; Vanwalleghem et al., 2017) e sedimentação (Minella et al., 2009). No entanto, apesar de existirem estudos hidrológicos em bacias hidrográficas cársticas restauradas em diferentes partes do mundo (Jiang et al., 2014; Wang et al., 2004; Zhang et al., 2016), faltam informações sobre áreas cársticas de savanas tropicais, que abrangem diferentes continentes (Hoffmann & Jackson, 2000).

Avaliando a eficácia hidrológica de parcelas restauradas ecologicamente em uma área cárstica do cerrado brasileiro, Fonseca et al. (2023) constataram que o escoamento superficial e a perda de solo foram reduzidos em 50% e 95%, respectivamente, em comparação com parcelas degradadas. Embora as parcelas de escoamento sejam úteis para avaliar o grau de erosão nas encostas da bacia, tanto em áreas naturais (Renard & Foster, 1985) quanto em áreas agrícolas (Hudson, 1993), se as estimativas das parcelas forem extrapoladas para a bacia hidrográfica, a sedimentação pode ser superestimada (Evans et al., 2017). Portanto, os resultados das parcelas devem ser ajustados por taxas apropriadas de entrega de sedimentos para avaliar a produção de sedimentos a jusante (Chaves, 2010; Hamel et al., 2017).

A significativa conversão de terras ocorrida nos últimos 100 anos na bacia hidrográfica da Tarimba, situada a montante de um sumidouro no Brasil Central, assoreou a caverna subterrânea com sedimentos da fração areia (Caldeira et al., 2021). Considerando os aspectos acima, o presente estudo teve como objetivo avaliar a perda de solo, a produção de sedimentos e a qualidade dos sedimentos da bacia hidrográfica da Tarimba ecologicamente restaurada, comparando os resultados com as tolerâncias locais de perda de solo dentro e fora do local.

**MATERIAL E MÉTODOS**

Área de Estudo

A área de estudo é uma bacia hidrográfica de 3,5 ha localizada nas encostas do sumidouro da Tarimba, no município de Mambaí, região central do Brasil. A dolina da Tarimba faz parte da bacia do rio Corrente, dentro da Área de Proteção Federal do Rio Vermelho. A Tabela 1 apresenta as características fisiográficas da área estudada.

Tabela 1. Localização e características fisiográficas da bacia hidrográfica da Tarimba.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Coordenadas Geográficas** | **Área (ha)** | **Perímetro (m)** | **Declividade Média (%)** | **Altitude Média (m)** |
| 14.413º S  46.172º W | 3.5 | 991.0 | 14.2 | 790 |

O sumidouro da Tarimba fica no topo do sistema de cavernas de Tarimba, um dos mais longos do Brasil (Hussain et al., 2020). O clima da bacia hidrográfica é tropical úmido (Aw, Koppen), com invernos secos e verões chuvosos (Silva et al., 2008). A precipitação média anual é de 1.200 mm e a temperatura média anual é de 25°C.

A porção superior da bacia da Tarimba é composta pelo Grupo Urucuia, formado por arenitos com sedimentos siliciclásticos inconsolidados. Na bacia inferior dominam rochas pelíticas, intercaladas com carbonatos do Grupo Bambuí (Tavares et al., 2021). Os solos da bacia são Neossolo Quartzarênico (encosta superior), coberto por savana não perturbada e pastagens degradadas, e Neossolo Litólico (encosta inferior), coberto por floresta estacional e pastagens degradadas (Gaspar & Campos, 2007).

Parcelas de escoamento

Seis parcelas de escoamento do tipo USLE (Mutchler et al., 1988)foram instaladas dentro da bacia hidrográfica da Tarimba, onde o escoamento e sedimentos gerados em eventos de chuva foram medidos durante três anos consecutivos, entre setembro de 2018 e maio de 2021. As parcelas tinham dimensões de 22,1 m x 1,80 m (39,8 m²) e inclinação média de 11%.

As parcelas de escoamento foram instaladas em dois locais diferentes, representando a geologia e a pedologia da bacia cárstica. No Sítio A, localizado em área de pastagem degradada sob Neossolo Litólico, foram instaladas cinco parcelas: i) Uma parcela nua (P0), mantida nua com aplicação periódica de herbicida glifosato; e ii) Quatro parcelas (P1-P4), restauradas com espécies nativas do cerrado em outubro de 2018.

Para melhorar as propriedades do solo antes do reflorestamento com as espécies nativas do cerrado, as parcelas P1-P4 foram plantadas com adubo verde (*Stylozanthes sp. & Cajanus cajan*), seguido de semeadura direta das seguintes espécies: a) Árvores: Pau Santo (*Kielmeyera speciosa*) , Ipê Caraíba Amarelo (*Tabebuia aurea*), Jacarandá Bico de Paragaio (*Machaerium acutifolium*), Guatambu do Cerrado (*Aspidosperma macrocarpum*), Tinguí (*Magonia pubecens*), Aroeira Preta (*Myracrodruon urundeuva*), Amburana (*Amburana cearenses*); b) Arbustos: Assa Peixe (*Vernonanthura sp.*), Fedegozinho (*Senna sp.*), Copaibinha (*Copaifera sp.*) Amargoso (*Lepdaploa aurea*); e c) Grama: Andropogon (*Andropogon fastigiatus*).

As parcelas P2 e P4 receberam uma manta de juta sobre a superfície do solo e as parcelas P1 e P3 foram instaladas sem a manta. Nas restantes áreas degradadas do Neossolo Litólico, a recuperação ecológica foi semelhante às parcelas P1-P4, com tapetes de juta instalados nas áreas fortemente erodidas da encosta.

No Sítio B, a parcela P5 foi instalada sobre uma área de savana não perturbada, com 50% de cobertura arbórea e 50% de arbustos e gramíneas. As espécies dominantes na parcela do cerrado foram: *Tabebuia aurea, Maioria pubecens, Copaifera martii, Lepdalloa aurea, Aspidosperma macrocapom e Stilozanthes sp*. A pastagem degradada ao redor da parcela P5 no solo Neossolo Quartzarênico foi restaurada com capim *Andropogon gayanus*.

**RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A Tabela 2 apresenta a textura dos solos da bacia, bem como o valor de sua erodibilidade e tolerâncias do solo dentro e fora do local.

Tabela 2. Textura do solo, erodibilidade do solo (K) e tolerância do solo dentro e fora do local (Ton, Toff).

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **Solo** | **Areia**  (%) | **Silte**  (%) | **Argila**  (%) | **Fator K**  (Mg ha ha-1 MJ-1mm-1) | **Ton-site**  (Mg ha-1 yr-1) | **Toff-site**  (Mg ha-1 yr-1) |
| **Neossolo Quartzarênico** | 91.2 | 6.9 | 1.9 | 0.0014 | 4.2 | 1.0 |
| **Neossolo Litólico** | 28.2 | 57.7 | 14.1 | 0.0035 | 4.2 | 1.0 |

A Tabela 3 mostra os volumes de precipitação, erosividade anual e fator C anual das parcelas restauradas, em cada ano hidrológico.

Tabela 3. Precipitação anual e erosividade, porcentagem de cobertura do solo e fator C anual das parcelas restauradas, nos três anos hidrológicos.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Ano** | **Precipitação Anual** (mm) | **Erosividade**  (MJ mm ha-1hr-1) | **% Cobertura do solo** | **Fator C** |
| **1** | 1,223,6 | 7,440.0 | 10.0 | 0.44 |
| **2** | 1,295.1 | 7,746.0 | 45.0 | 0.16 |
| **3** | 935.5 | 6,694.1 | 91.0 | 0.03 |

De acordo com a Tabela 2 as erodibilidades do solo foram 0,0014 (Neossolo Quartzarênico) e 0,0035 (Neossolo Litólico). Na Tabela 3, a erosividade pluviométrica anual variou de 6.694 a 7.746 MJ mm ha-1hr-1, dependendo do volume de precipitação anual (935 a 1.295 mm, respectivamente).

Por outro lado, o fator C médio das quatro parcelas restauradas diminuiu consideravelmente do primeiro (0,44) para o terceiro ano hidrológico (0,03). Houve uma pequena diferença entre o fator C de 3 anos das parcelas com tapete de juta (C=0,20) e sem tapete (C=0,21), indicando um efeito insignificante desse tipo de proteção de superfície. Uma vez que as pastagens degradadas adjacentes às parcelas receberam uma restauração ecológica semelhante, o fator C da bacia também diminuiu gradualmente com o tempo.

Houve uma redução gradual da erosão no local, principalmente nas áreas restauradas. A perda de solo foi maior no Neossolo Litólico devido à sua maior erodibilidade e inclinação mais acentuada.

A perda anual de solo e produção de sedimentos da bacia hidrográfica, durante os três anos hidrológicos. A taxa de entrega de sedimentos da bacia hidrográfica foi de 0,72, indicando que 72% dos sedimentos erodidos gerados na bacia atingiram sua saída, todos os anos.

Houve uma redução significativa na perda de solo da bacia durante os três anos, assim como ocorreu com a produção de sedimentos na foz da bacia, indicando que a restauração ecológica gerou importante redução dos impactos da erosão dentro e fora do local, incluindo erosão do solo e sedimentação, respectivamente. As taxas de erosão na bacia excederam as tolerâncias locais e externas em 29% e 61% da área da bacia, respectivamente.

A alta perda de solo média (11,6 Mg ha-1 ano-1) observada na bacia hidrográfica no primeiro ano da restauração ecológica, que excedeu 2,7 vezes a tolerância à perda de solo no local, caiu pela metade no terceiro ano (5,8 Mg ha -1 ano-1), devido à redução do fator de cobertura da terra (C).

**CONCLUSÃO**

Este estudo demonstrou os benefícios hidrológicos da restauração ecológica de uma bacia hidrográfica cárstica degradada no cerrado brasileiro. Três anos após a restauração, houve uma redução de 50% na perda de solo e na produção de sedimentos, em comparação com a condição degradada anterior. A redução foi associada ao aumento da cobertura permanente do solo, proporcionada pelas plantas nativas e pastagens, diminuindo o escoamento superficial e a erosão e aumentando a retenção de sedimentos no local.

**AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem o apoio logístico do ICMBio-Mambaí. Este estudo faz parte da Iniciativa Internacional de Sedimentos da UNESCO-ISI/LAC.

**REFERÊNCIAS**

Anache, J. A. A., Flanagan, D. C., Srivastava, A., & Wendland, E. C. (2018). Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, *622–623*, 140–151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.257

Caldeira, D., Uagoda, R., Nogueira, A. M., Garnier, J., Sawakuchi, A. O., & Hussain, Y. (2021). Late Quaternary episodes of clastic sediment deposition in the Tarimba Cave, Central Brazil. *Quaternary International*, *580*(January), 22–37. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2021.01.012

Chaves, H. M. L. (2010). Relations of Sediment Delivery Underlying Payments for Environmental Services in Catchment Areas. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, *34*(4), 1469–1477. https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000400043

Evans, R., Collins, A. L., Zhang, Y., Foster, I. D. L., Boardman, J., Sint, H., Lee, M. R. F., & Griffith, B. A. (2017). A comparison of conventional and 137Cs-based estimates of soil erosion rates on arable and grassland across lowland England and Wales. *Earth-Science Reviews*, *173*(November 2016), 49–64. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.08.005

Febles-González, J. M., Vega-Carreño, M. B., Tolón-Becerra, A., & Lastra-Bravo, X. (2012). Assessment of soil erosion in karst regions of Havana, Cuba. *Land Degradation and Development*, *23*(5), 465–474. https://doi.org/10.1002/ldr.1089

Gao, J., & Wang, H. (2019). Temporal analysis on quantitative attribution of karst soil erosion: A case study of a peak-cluster depression basin in Southwest China. *Catena*, *172*(11), 369–377. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.035

Gaspar, M. T. P., & Campos, J. E. G. (2007). O Sistema Aqüífero Urucuia. *Revista Brasileira de Geociências*, *37*(S4), 216–226. https://doi.org/10.25249/0375-7536.200737s4216226

Hamel, P., Falinski, K., Sharp, R., Auerbach, D. A., Sánchez-Canales, M., & Dennedy-Frank, P. J. (2017). Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. *Science of the Total Environment*, *580*, 1381–1388. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.103

Hoffmann, W. A., & Jackson, R. B. (2000). Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to Grassland. *Journal of Climate*, *13*(9), 1593–1602. https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<1593:VCFITC>2.0.CO;2

Hudson, N. W. (1993). Field plots. In Hudson N. W. (Ed.), *Field measurement of soil erosion and runoff* (pp. 1–28). FAO.

Hussain, Y., Uagoda, R., Borges, W., Nunes, J., Hamza, O., Condori, C., Aslam, K., Dou, J., & Cárdenas-Soto, M. (2020). The potential use of geophysicalmethods to identify cavities, sinkholes and pathways forwater infiltration. *Water (Switzerland)*, *12*(8). https://doi.org/10.3390/w12082289

Jacinthe, P. A., Lal, R., Owens, L. B., & Hothem, D. L. (2004). Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil and Tillage Research*, *77*(2), 111–123. https://doi.org/10.1016/j.still.2003.11.004

Jiang, Z., Lian, Y., & Qin, X. (2014). Rocky desertification in Southwest China: Impacts, causes, and restoration. *Earth-Science Reviews*, *132*(December), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.01.005

Kurecic, T., Bocic, N., Wacha, L., Bakrac, K., Grizelj, A., Pavicic, D., Lüthgens, C., Sironi, A., Radovi, S., Redovnikovi, L., & Fiebig, M. (2021). Changes in Cave Sedimentation Mechanisms During the Late Quaternary : An Example From the Lower Cerova cka ˇ. *Frontiers in Earth Science*, *9*(June), 1–26. https://doi.org/10.3389/feart.2021.672229

Minella, J. P. G., Merten, G. H., Walling, D. E., & Reichert, J. M. (2009). Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. *Catena*, *79*(3), 228–236. https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.020

Mutchler, C. K., Murphree, C. E., & McGregor, K. C. (1988). Laboratory and fields plots for erosion studies. In R. Lal (Ed.), *Soil Erosion Research Methods* (pp. 11–38). Ankeny: Soil and Water Conservation Society.

Nadeu, E., de Vente, J., Martínez-Mena, M., & Boix-Fayos, C. (2011). Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments 11*, 667–678.

Nie, X., Li, Z., He, J., Huang, J., Zhang, Y., Huang, B., Ma, W., Lu, Y., & Zeng, G. (2015). Enrichment of organic carbon in sediment under field simulated rainfall experiments. *Environmental Earth Sciences*, *74*(6), 5417–5425. https://doi.org/10.1007/s12665-015-4555-8

Oliveira, P. T. S., Nearing, M. A., & Wendland, E. (2015). 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*, *40*(11), 1524–1532. https://doi.org/10.1002/esp.3738

Renard, K. G., & Foster, G. R. (1985). Managing Rangeland Soil Resources: The Universal Soil Loss Equation. *Rangelands*, *7*(3), 118–122.

Silva, F. M., Assad, E. D., Steinke, E. T., & Müller, A. G. (2008). Climate of the Cerrado Biome. In *Agricultura Tropical: Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas.* (Issue April 2016).

Tavares, A. S., Uagoda, R. E. S., Spalevic, V., & Mincato, R. L. (2021). Analysis of the erosion potential and sediment yield using the intero model in an experimental watershed dominated by karst in brazil. *Agriculture and Forestry*, *67*(2), 153–162. https://doi.org/10.17707/AgricultForest.67.2.11

Vanwalleghem, T., Gómez, J. A., Infante Amate, J., González de Molina, M., Vanderlinden, K., Guzmán, G., Laguna, A., & Giráldez, J. V. (2017). Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene*, *17*, 13–29. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.01.002

Wacha, K. M., Papanicolaou, A. N. T., Abban, B. K., Wilson, C. G., Giannopoulos, C. P., Hou, T., Filley, T. R., & Hatfield, J. L. (2020). The impact of tillage row orientation on physical and chemical sediment enrichment. *Agrosystems, Geosciences and Environment*, *3*(1), 1–17. https://doi.org/10.1002/agg2.20007

Wang, S. J., Liu, Q. M., & Zhang, D. F. (2004). Karst rocky desertification in southwestern China: Geomorphology, landuse, impact and rehabilitation. *Land Degradation and Development*, *15*(2), 115–121. https://doi.org/10.1002/ldr.592

Zhang, J. Y., Dai, M. H., Wang, L. C., Zeng, C. F., & Su, W. C. (2016). The challenge and future of rocky desertification control in karst areas in southwest China. *Solid Earth*, *7*(1), 83–91. https://doi.org/10.5194/se-7-83-2016

Zhao, L., & Hou, R. (2019). Human causes of soil loss in rural karst environments: a case study of Guizhou, China. *Scientific Reports*, *9*(1), 1–11. https://doi.org/10.1038/s41598-018-35808-3