



UFRJ

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO - UFRJ

GUILHERME MARQUES DE LIMA

**MODELAGEM EROSIVA E HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO CÁRSTICA DO VÃO DO
PARANÃ (GO)**

RIO DE JANEIRO

Fevereiro de 2021

Guilherme Marques de Lima

**MODELAGEM EROSIVA E HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO CÁRSTICA DO VÃO DO PARANÁ
(GO)**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (Planejamento e Gestão Ambiental), Instituto de Geociências, Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Antonio José Teixeira Guerra
Coorientador: Prof. Dr. Luis Felipe Soares Cherem

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

CIP - Catalogação na Publicação

LG956m Lima, Guilherme Marques de
MODELAGEM EROSIVA E HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO CÂRSTICA DO VÃO
DO PARANÁ (GO) / Guilherme Marques de Lima. - Rio
de Janeiro, 2021.
136 f.

Orientador: Antonio José Teixeira Guerra.
Coorientador: Luis Felipe Soares Cherem.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do
Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Programa
de Pós-Graduação em Geografia, 2021.

1. Modelagem Ambiental. 2. Processos erosivo. 3.
Transporte Fluvial. 4. Revised Universal Soil Loss
Equation . 5. Soil and Water Assesement Tool . I.
Guerra, Antonio José Teixeira, orient. II. Cherem,
Luis Felipe Soares, coorient. III. Título.

Guilherme Marques de Lima

Modelagem erosiva e hidrossedimentológica em Unidades de Conservação na região cárstica do Vão do Paranã (GO)

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (Planejamento e Gestão Ambiental), Instituto de Geociências, Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Aprovada em 01 /02 /2021, por



Prof. Dr. Antonio José Teixeira Guerra (Departamento de Geografia - (IGEO/UFRJ)



Prof. Dr. Luís Felipe Soares Cherem (Instituto de Estudos Sócio-Ambientais - (IESA/UFG)



Prof. Dr. Guilherme Hissa Villas Boas - (IGEO/UFRJ)



Prof (a). Dr (a). Luana de Almeida Rangel - (SME-RJ)

Dedico este trabalho aos meus pais, irmãos e sobrinhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu pai e a minha mãe pela luta incondicional para dar a melhor educação possível aos seus filhos e netos.

Agradeço em especial ao professor Márcio Henrique de Campos Zancopé pela oportunidade lá atrás, onde, ainda durante a graduação, me permitiu trabalhar em seu projeto como voluntário, o que, posteriormente, me proporcionou chegar até aqui.

Agradeço ao amigo Lucas Espíndola Rosa, do Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física (UFG), pela ajuda atendida, sempre sem medir esforços, desde a graduação até o fim desta pesquisa.

Agradeço a toda equipe e amigos do Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos (LAGESOLOS) pela parceria durante a realização desta pesquisa.

Agradeço ao professor Luis Felipe Soares Cherem (coorientador) pela atenção nos momentos em que solicitei ajuda e que busquei sanar minhas dúvidas. Agradeço também ao professor Antonio José Teixeira Guerra (orientador), que, além de sempre estar de prontidão nas vezes em que foi solicitado para contribuir e otimizar o desenvolvimento deste trabalho, é fonte de inspiração enquanto profissional e como pessoa.

Agradeço a FAPERJ pelo financiamento proporcionado através da bolsa de mestrado durante o meu último ano enquanto mestrando.

RESUMO

LIMA, Guilherme Marques de. **Modelagem erosiva e hidrossedimentológica em Unidades de Conservação na região cárstica do Vão do Paranã (GO)**. Dissertação de mestrado. PPGG/UFRJ, Rio de Janeiro, 2021. 136p.

A erosão hídrica do solo tem papel importante na morfodinâmica superficial da Terra, sendo um processo controlado, dentre outros fatores, pelas características fisiográficas das bacias hidrográficas e pelos efeitos das ações humanas. Entre os diversos elementos do ambiente que sofrem consequências deste processo, têm-se as águas fluviais, que muitas vezes, recebem os materiais erodidos transportados ao longo das bacias hidrográficas. Neste sentido, a elaboração de representações via modelos associados à dinâmica dos processos erosivos e hidrossedimentológicos podem ser quantificadas, especialmente em bacias com paisagens frágeis como o carste. Nesse contexto, a análise e modelagem de processos erosivos em paisagens cársticas são de grande valia para protegê-las. Assim, esta pesquisa analisa a dinâmica erosiva e hidrossedimentológica das bacias hidrográficas que drenam a região cárstica do Vão do Paranã, em Goiás, parcialmente protegida por lei. Para tanto, foi realizado o monitoramento das águas fluviais em dois anos hidrológicos e a modelagem da perda de solo feita pela Equação Universal de Perda de Solos (*Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE*) e do aporte de sedimentos na rede de drenagem feita na Ferramenta de Avaliação de Solo e Água (*Soil and Water Assessment Tool, SWAT*). Os resultados indicaram que a área protegida pelas UC's de Uso Sustentável apresentou as maiores taxas médias de perda de solo, e, por sua vez, de entrada e de saída de sedimentos. Além disso, foi identificado um comportamento espacial padrão entre os valores obtidos, já que os maiores valores de taxa de erosão e de entrada e saída de sedimentos fluviais se associaram predominantemente as bacias hidrográficas antes das cavernas, enquanto as maiores taxas de entrada de sedimentos ocorreram nas bacias hidrográficas após as cavernas. Tal padrão é resultante das características fisiográficas e da cobertura e uso do solo das bacias, elevando os valores dos parâmetros físico-químicos das águas fluviais nas seções transversais a jusante das cavernas e abaixando naquelas a montante dessas cavernas. As taxas de entrada de sedimentos fluviais nos trechos dos canais que drenam as cavernas são maiores ante as taxas de saída de sedimentos nesses canais após cruzar as cavernas, sendo, assim, um forte indício de acúmulo de sedimento nas cavernas. Desta maneira, a modelagem dos processos erosivos e hidrossedimentológicos se mostra como uma ferramenta útil para o entendimento da dinâmica destes processos, podendo assim, esses resultados serem aplicados pelos gestores das UCs estudadas a avaliação precisa na tomada de decisão, potencializando o planejamento e a gestão dessas unidades de conservação. Os resultados mostram a convergência de dados obtidos empiricamente em campo e modelados em um sistema computacional.

Palavras-chave: Carste; processos erosivos; hidrossedimentologia; cavernas

ABSTRACT

LIMA, Guilherme Marques de. **Modelagem erosiva e hidrossedimentológica em Unidades de Conservação na região cárstica do Vão do Paranã (GO)**. Dissertação de mestrado. PPGG/UFRJ, Rio de Janeiro, 2021. 136p.

Soil erosion has an important role on the Earth's surface morphodynamics, being a process controlled by the physiographic characteristics of the river basins and by the effects of human activities. Among the various elements of the environment that is controlled by this process, the fluvial waters stand out, which often receive the mobilized materials transported throughout the river basins. Computational modeling of erosion, either in hillslope or along river channels allows the quantification of the volume of eroded material and its erosive regimes, especially in river basins with fragile landscapes, as the karst. In this context, the analysis and modeling of erosive processes in karst landscapes are of great value to protect them. Thus, this research analyzes the erosive and hydrosedimentological dynamics of the river basins draining the karst region of Vão do Paranã, in Goiás, that is partially protected by law. For that, the monitoring of river waters in two hydrological years was carried out, as well as the modeling of soil loss made by the Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and the sediment input in the drainage network performed in the Tool Soil and Water Assessment Tool (SWAT). The results indicated that the protected area with less restricted use had the highest average rates of soil loss, and, in turn, of sediment input and output. In addition, a standard spatial pattern was identified among the calculated rates, as the highest values of erosion rate and outflow of river sediments were predominantly associated with river basins upstream the caves, while the highest rates of sediment entry occurred in segments downstream the caves. Such pattern is the result of the physiographic characteristics and the coverage and soil use of the basins, raising the values of the physical-chemical parameters of the river waters in the cross sections downstream the caves and lowering those upstream of these caves. The rates of entry of river sediments in the sections of the channels that drain the caves are higher compared to the rates of exit in these channels after crossing the caves, thus being a strong indication of sediment accumulation in the caves. In this way, the modeling of erosive and hydrosedimentological processes is shown as a useful tool for understanding the dynamics of these processes, thus, these results can be applied by the managers of the studied UC's to the assessment in the decision making, enhancing the planning and management of these protected areas. The results show the convergence of data obtained empirically in the field and modeled in a computer system.

Key-words: Karst; erosive processes; hydrosedimentology; caves

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo. Autor: LIMA, (2020).
- Figura 2 - Mapa geológico da área das UC's estudadas e entorno. Fonte: Elaboração própria (2020). Adaptado de CPRM (2008).
- Figura 3 - Coluna litoestratigráfica do Grupo Bambuí. Fonte: BRASIL (1982). Adaptado.
- Figura 4 - Perfil topográfico do PETeR conforme a classificação de Brasil (1982). Elaboração própria (2020).
- Figura 5 - Perfil topográfico do PETeR conforme Latrubesse e Carvalho (2006). Elaboração própria (2020).
- Figura 6 – Morro do Moleque no município de São Domingos (GO), representando um Morro Testemunho contido na unidade denudacional de Morros e Colinas (MC). Foto: LIMA (2019).
- Figura 7 - Mapa hipsométrico da área das UC's estudadas e entorno. Elaboração própria (2020).
- Figura 8 - Tipo de solos na área das UC's estudadas e entorno. Adaptado de BRASIL (1982). Elaboração própria (2020).
- Figura 9 - Neossolos Quartzarênicos na área das UC's estudadas. Foto: LIMA (2019).
- Figura 10 – Afloramentos rochosos na unidade geomorfológica de Zona de Erosão Recuante (ZER) na região das UC's estudadas. Foto: LIMA (2019).
- Figura 11 – Latossolos originados de arenitos do Grupo Urucuaia na região estudada. Foto: LIMA (2019).
- Figura 12 – Veredas na área das UC's estudadas onde predominam Gleissolos Háplicos. Foto: LIMA (2019).
- Figura 13 – Precipitação média mensal de 1986 a 2020 no município de Posse. Adaptado de ROSA (2016) e INMET (2020). Elaboração própria (2020).
- Figura 14 – Variação temporal na vazão dos rios da área de estudo, entre o período chuvoso (A) e o período de estiagem (B). Foto: LIMA (2019).
- Figura 15 - Processo cíclico de construção de modelos (HANNON; RUTH, 2001). Adaptado.
- Figura 16 - Relação hipotética entre a funcionalidade e o número de variáveis do modelo. Adaptado (Moore *et al.*, 1988).
- Figura 17 – Esquematisação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). Elaborado pelo autor.
- Figura 18 - Soil and Water Assessment Tool (SWAT). Elaborado pelo autor.

Figura 19 - Conceitualização da calibração do modelo. Fonte: ABBASPOUR *et al.*, 2017. Adaptado.

Figura 20 - Mapa de localização das seções transversais amostradas. Os números são às seções antes das cavernas, e as letras às seções após as cavernas das UC's estudadas.

Figura 21 - Seção transversal do Sistema Terra Ronca. (A): Período chuvoso; (B): Período de estiagem. Foto: LIMA (2019).

Figura 22 - Exemplo do mapeamento de solos antes do processo de refinamento (A) e depois de passar pelo processo de refinamento (B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 23 – Exemplo do deslocamento dos polígonos da classe dos Gleissolos Háplicos na cor azul (A) e o respectivo ajuste em seu detalhamento (B) na área que integra as UC's estudadas. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 24 - Modelo de declividade (A) e hipsometria (B) utilizados no processo de refinamento da classe dos Latossolos Vermelhos-Amarelos. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 25 - Detalhe do mapeamento dos polígonos associados a classe dos Latossolo Vermelho-Amarelos, Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos antes do processo de refinamento (A) e depois de passar pelo processo de refinamento (B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 26 - Diferentes áreas nas UC's estudadas onde as imagens do satélite Sentinel-2 evidenciam a ocorrência de afloramentos rochosos em tonalidades escuras roxo/azuladas (A e B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 27 - Mapa pedológico ajustado da área de estudo. Fonte: BRASIL (1982). Adaptado.

Figura 28 - Processo de segmentação em polígono das imagens (A), e o seu respectivo reajuste e classificação conforme as classes de cobertura e uso do solo (B).

Figura 29 - Chave de classificação para a classe de Pastagem na área de estudo.

Figura 30 - Chave de classificação para a classe de Agricultura na área de estudo.

Figura 31 - Chave de classificação para a classe de Solo Exposto na área de estudo.

Figura 32 - Chave de classificação para a classe de Campo Úmido na área de estudo.

Figura 33 - Chave de classificação para a classe de Campo Sujo na área de estudo.

Figura 34 - Chave de classificação para a classe de Campo Limpo na área de estudo.

Figura 35 - Chave de classificação para a classe de Campo Limpo na área de estudo.

Figura 36 - Chave de classificação para a classe de Cerrado Ralo na área de estudo.

Figura 37 - Chave de classificação para a classe de Cerrado Denso na área de estudo.

Figura 38 - Chave de classificação para a classe de Cerradão na área de estudo.

Figura 39 - Chave de classificação para a classe de Mata Seca na área de estudo.

Figura 40 - Chave de classificação para a classe de Mata Seca na área de estudo.

Figura 41 - Mapa de cobertura e uso do solo da área de estudo. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 42 - Mapa do Fator Topográfico (LS) para a área de estudo.

Figura 43 – Dispersão dos valores de carga dissolvida (mg/L) nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação da carga dissolvida das seções antes das cavernas (círculos) para as seções transversais após as cavernas (losangos).

Figura 44 – Dispersão dos valores de turbidez (FNU) nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação da turbidez das seções transversais antes das cavernas (círculos) para as seções transversais após as cavernas (losangos).

Figura 45 – Dispersão dos valores do pH nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação deste parâmetro das seções antes das cavernas (círculos) para as seções após as cavernas (losangos).

Figura 46 - Dispersão dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) nos períodos amostrados. A linha tracejada é sua tendência de elevação das seções antes das cavernas (círculos) para as seções após as cavernas (losangos).

Figura 47 – Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas UC's estudadas.

Figura 48 - Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas associada as cavernas.

Figura 49 - Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Figura 50 - Distribuição espacial das taxas de transporte de sedimento fluvial na área de estudo.

Figura 51 - Comportamento temporal da taxa de transporte de sedimento fluvial na bacia hidrográfica do Ribeirão Angélica (1) (gráfico superior). Comportamento temporal da taxa de transporte de sedimento fluvial na bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A) (gráfico central). Entrada mensal de sedimentos no Sistema Cárstico de São Vicente (A) e fornecimento por seus canais afluentes (1, 2 e 3) para o ano hidrológico de 2019 (gráfico inferior).

Figura 52 – Volume anual médio de sedimento transportado (entrada e saída) nas bacias analisadas (média calculado para 20 anos).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Objetivo, uso e categorias dos respectivos grupos de UC's estabelecidos pelo SNUC.

Tabela 2 - Diferenças entre a USLE e RUSLE.

Tabela 3 - Seções transversais amostradas, organizados por sistemas de cavernas e drenagem.

Tabela 4 - Dados pluviométricos da estação convencional do município de Posse.

Tabela 5 - Diferentes tipos de solos existentes nas UC's.

Tabela 6 - Tipos de solos existentes nas bacias hidrográficas associadas as cavernas.

Tabela 7 - Tipos de solos existentes nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Tabela 8 - Valores e referência dos valores do Fator K para cada tipo de solo adotado na pesquisa.

Tabela 9 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais em cada UC estudada.

Tabela 10 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais nas bacias associadas as cavernas

Tabela 11 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais nas bacias após as cavernas

Tabela 12 - Valores e referência dos valores do Fator CP para cada tipo de uso e cobertura do solo adotado na pesquisa.

Tabela 13 - Valores do Fator LS em cada UC estudada.

Tabela 14 - Valores do Fator LS nas bacias hidrográficas associadas as cavernas.

Tabela 15 - Valores do Fator LS nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Tabela 16 - Valores de carga dissolvida (mg/L) nas águas das seções transversais amostradas.

Tabela 17 - Valores de turbidez (FNU) das águas nas seções transversais amostradas.

Tabela 18 - Valores do potencial hidrogeniônico (pH) das águas nas seções transversais amostradas.

Tabela 19 - Valores de Condutividade Elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) nas seções transversais amostradas.

Tabela 20 - Valores da taxa de perda de solo em cada UC estudada.

Tabela 21 - Valores da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas associadas as cavernas.

Tabela 22 - Valores da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Tabela 23 - Valores modelados para o volume de sedimento transportado em cada bacia e sistema cárstico.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA – Área de Proteção Ambiental

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

HRU's - Unidades de Resposta Hidrológica

IUCN - International Union for Conservation of Nature

MDE - Modelo Digital de Elevação

UC's - Unidades de Conservação

PETeR - Parque Estadual de Terra Ronca

RESEX - Reserva Extrativista

RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation

SAU - Sistema Aquífero Urucua

SIG - Sistema de Informações Geográficas

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SRA - Superfícies Regionais de Aplainamento

SWAT - Soil and Water Assessment Tool

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	6
2.1. Objetivo geral.....	6
2.2. Objetivos específicos.....	6
3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO CÁRSTICA DO VÃO DO PARANÃ (GO).....	7
3.1. Contextualização geográfica e escolha da área de estudo.....	7
3.2. Aspectos lito-estruturais.....	12
3.3. Aspectos geomorfológicos.....	16
3.4. Aspectos pedológicos.....	19
3.5. Aspectos climáticos.....	23
4. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO.....	26
4.1. Erosão hídrica e intemperismo químico.....	26
4.2. Unidades de Conservação e bacia hidrográficas como unidades de análise em estudos ambientais.....	34
4.3. Modelagem em estudos ambientais.....	41
4.4. Modelagem dos processos erosivos.....	47
4.4.1. <i>Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)</i>	48
4.4.1.1. Fator Erosividade (R).....	50
4.4.1.2. Fator erodibilidade (K).....	51
4.4.1.3. Fator topográfico (LS).....	52
4.4.1.4. Fator uso e manejo do solo (C).....	53
4.4.1.5. Fator práticas conservacionistas (P).....	54
4.5. Modelagem dos processos hidrossedimentológicos.....	55
4.5.1. Soil and Water Assessment Tool (SWAT).....	56
5. METODOLOGIA.....	63
5.1. Parâmetros físico-químicos das águas fluviais dos sistemas de cavernas do PETeR.....	63
5.2. Elaboração dos dados de entrada dos modelos.....	64
5.2.1. <i>Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)</i>	65
5.2.1.1. Erosividade da chuva (Fator R).....	65
5.2.1.2. Mapeamento pedológico (Fator K).....	66

5.2.1.3. Mapeamento da cobertura e uso do solo	71
5.2.1.4. Fator uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P)	79
5.2.1.5. Fator L (comprimento de rampa) e S (declividade)	80
5.2.2. Soil and Water Assessment Tool (SWAT).....	82
5.2.2.1. Criação das HRU's	82
5.2.2.2. Base de dados do clima	82
5.2.2.3. Simulação hidrossedimentológica	83
6. RESULTADOS	84
6.1. Parâmetros físico-químicos das águas fluviais	84
6.1.1. Carga dissolvida (mg/L)	84
6.1.2. Turbidez (FNU)	85
6.1.3. Potencial hidrogeniônico (pH)	87
6.1.4. Condutividade Elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$).....	88
6.2. <i>Revised Universal Soil Loss Equation</i> (RUSLE)	90
6.3. Modelagem Hidrossedimentológica - Soil and Water Assessement Tool (SWAT)	95
7. DISCUSSÃO	99
7.1. Variação espacial dos parâmetros físico-químicos.....	99
7.2. Variação temporal dos parâmetros físico-químicos	102
7.3. Variação espacial das taxas de perda de solo	103
7.4. Variação espacial das taxas de transporte de sedimento fluvial.....	105
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	110
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

1. INTRODUÇÃO

A erosão hídrica do solo é um processo de mobilização, transporte e deposição de matéria que atua na morfodinâmica superficial da Terra, onde a massa mineral e orgânica é transportada em solução, em suspensão ou em arraste aos rios para ambientes lóticos. Desta maneira, expõe os minerais ao intemperismo e a denudação mecânica/geoquímica do relevo (TUCKER, 2015; PERRON, 2017; WILLGOOSE, 2018).

Este processo sofre forte controle endógeno, das características físico-químicas e mineralógicas das rochas e solos (textura, porosidade, densidade, pH, estabilidade de agregados e teor de matéria orgânica) e do clima, já que depende da água como agente erosivo (controle exógeno) (HOLZ *et al.*, 2015; FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2017). Como essas propriedades são dinâmicas, pois evoluem no tempo e no espaço, elas definem a frequência e a intensidade dos processos erosivos, determinando e sendo determinadas pelas características do relevo.

A erodibilidade do solo, isto é, sua maior ou menor resistência à erosão, varia conforme a granulometria (RIENZI *et al.*, 2013; WANG; SHI, 2015; NGUYEN *et al.* 2016), porosidade (HOLZ *et al.*, 2015), a densidade (POESEN, 2018; ALAOUI *et al.*, 2018; STOESSEL *et al.*, 2018), pH (PEREIRA *et al.*, 2016; WILPISZESKI *et al.*, 2019), estabilidade dos agregados (SIDDIQUE *et al.*, 2017; TOTSCHKE *et al.*, 2017; FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017) e o teor de matéria orgânica (OBALUM *et al.*, 2017; GMACH *et al.*, 2020). Ainda, é influenciada pela vegetação (VEYLON *et al.*, 2015; FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; MAFFRA *et al.*, 2019), características do relevo (SENSOY; KARA, 2014; FLORINSKY, 2016; PERREAULT *et al.*, 2017; ZHANG; WANG, 2017) e pelo clima (COELHO NETTO *et al.*, 2013; VAEZI *et al.*, 2017; BELLOCCHI; DIODATO, 2020).

Portanto, as características fisiográficas e o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas geram dinâmicas distintas nos processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas, fazendo com que o produto dos materiais erodidos transportados ao longo das bacias atinjam às águas fluviais e apresente relação com as características destas águas (ISSAKA; ASHRAF, 2017; LINTERN *et al.*, 2017; LEE *et al.*, 2019; BOTTER *et al.*, 2019).

As chuvas, por exemplo, além de favorecerem a ascensão das vazões e a erosão no fundo do leito dos rios, intensifica o aporte de sedimentos das encostas pela erosão laminar, alterando a concentração de sólidos dissolvidos, suspensos e a turbidez das águas fluviais (ISSAKA; ASHRAF, 2017; STEVAUX; LATRUBESSE, 2017). Como o albedo da água é maior naquelas turvas pela maior dificuldade da radiação solar em penetra-la (MCMAHON;

MOORE, 2017), à variação dos valores de turbidez pode afetar sua temperatura, solubilidade e etc (LAIZÉ *et al.*, 2017; WIDÉN; MUNKHAMMAR, 2019; ZHANG *et al.*, 2019a).

Esta complexidade faz com que pesquisas sobre a dinâmica hidrossedimentológica e erosiva através de modelos ambientais, isto é, representações sintéticas da distribuição territorial e a das relações entre as entidades ambientais envolvidas nestas dinâmicas, sejam úteis em planejamentos voltados ao desenvolvimento sustentável, à otimização das tomadas de decisões e ao gerenciamento ambiental. Isto porquê estes modelos maximizam a avaliação/previsão comportamental de fenômenos sobre os efeitos do uso do solo no escoamento e nos processos hidrossedimentológicos em várias escalas espaço-temporais (HAJIGHOLIZADEH *et al.*, 2018; GIANINETTO *et al.*, 2019; HIMANSHU *et al.*, 2019).

Como as bacias hidrográficas mobilizam, transportam e depositam sedimentos, a dinâmica de sua produção pode ser quantificada com modelos hidrossedimentológicos e erosivos como o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE). Esses modelos matemáticos e computacionais, portanto, são ferramentas indispensáveis à gestão, monitoramento e planejamento conservacionista preventivo, permitindo simular impactos das alterações no uso do solo no escoamento superficial, na produção de sedimentos e na qualidade da água, além de estimar a perda de solo pela erosão (DUTTA; SEN, 2017; BRIAK *et al.*, 2019; ATOMA *et al.*, 2020; BOUFALA *et al.*, 2020).

A análise da dinâmica dos processos simulados permite quantificar e avaliar os impactos ambientais em bacias sob usos múltiplos e influência de elevada carga sedimentar proveniente de processos erosivos acelerados, destacadamente em ambientes frágeis e vulneráveis, como por exemplo, as paisagens cársticas (MOREIRA, CHEREM, 2018).

Esse é o caso da borda noroeste da Bacia Sedimentar Sanfranciscana, no Vão do Paranã e na Depressão de Tocantins. Desenvolvido sobre as rochas do Grupo Bambuí (ALMEIDA *et al.*, 1981), o carste regional é protegido por um mosaico de unidades de conservação: o Parque Estadual de Terra Ronca (PETeR), a Reserva Extrativista de Recanto das Araras de Terra Ronca (RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca) e a Área de Proteção Ambiental da Serra Geral de Goiás (APA da Serra Geral de Goiás) (Figura 1).

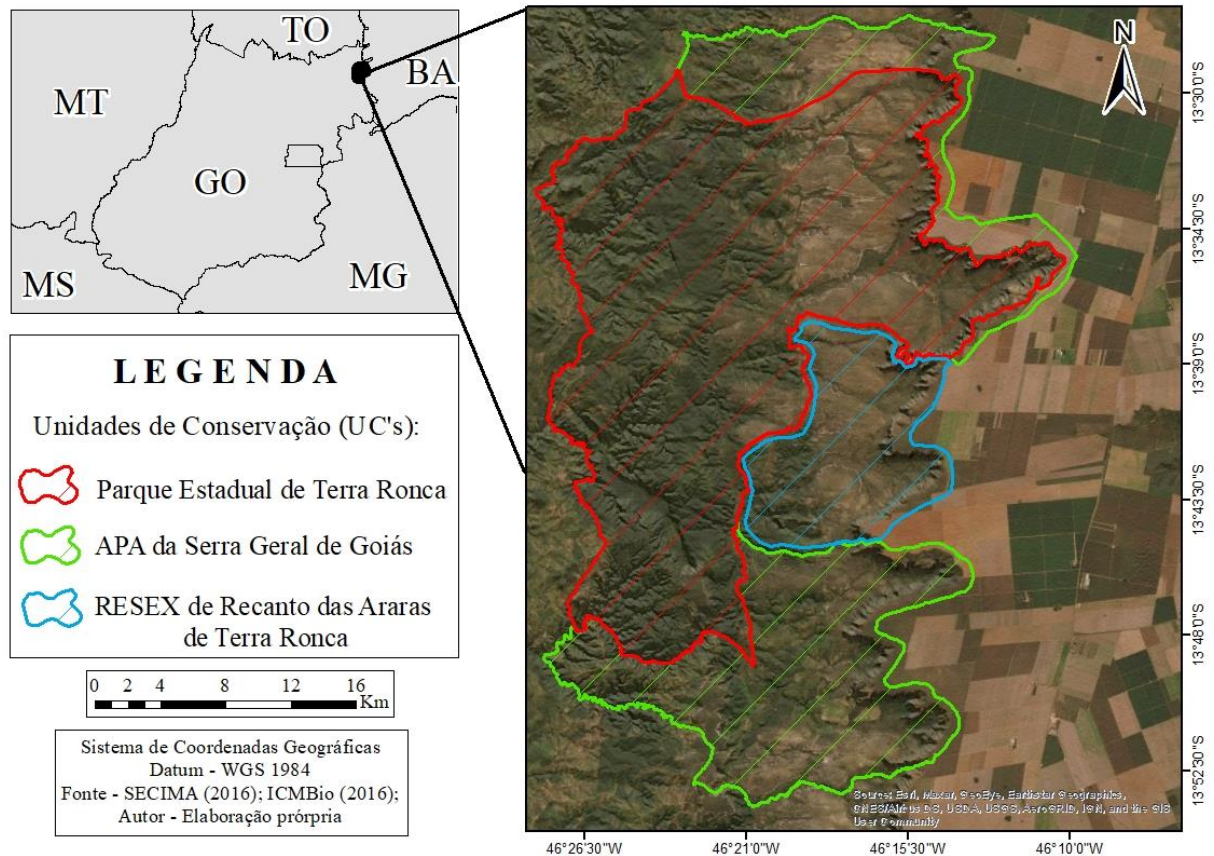


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo. Autor: LIMA (2020).

Estas UC's integram bacias hidrográficas dominadas predominantemente por solos arenosos submetidos a sazonalidade climática do Cerrado e ao fluxo subsuperficial do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), que associada as vertentes com declividade superior a 45° na escarpa da Serra Geral de Goiás (BRASIL, 2012; ROSA *et al.*, 2017), fazem com que apresentem alta capacidade de transportar sedimentos (FAQUIM *et al.*, 2017; PAULA, 2018).

O aumento significativo na produção agrícola ao longo do processo de ocupação recente deste do Cerrado devido as suas condições fisiográficas e climáticas, aos investimentos públicos e privados, e também ao desenvolvimento tecnológico transformou o entorno leste destas UC's (região oeste da Bahia) em uma das fronteiras agrícolas mais ativas do planeta (AIBA, 2017), principalmente com o desenvolvimento de monoculturas em larga escala com a utilização tecnologias (OLIVEIRA *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Também é comum na região a escassez de áreas destinadas à preservação dos ecossistemas naturais (ROSA *et al.*, 2017), o predomínio de reservas legais em áreas que reduzem a recarga hídrica subterrânea (ANA, 2017), a utilização de práticas de manejo diversificadas (DIONIZIO; COSTA, 2019; GOMES *et al.*, 2019) e a existência de estradas não pavimentadas com o tráfego de veículos (BRASIL, 2012; DIONIZIO; COSTA, 2019).

Tais características desencadeiam processos erosivos e gravitacionais à montante do carste regional, ao longo da Serra Geral de Goiás (ZANCOPE *et al.*, 2013; ROSA *et al.*, 2017; MOREIRA, CHEREM, 2018), colocando em risco a integridade das UC's e afetando a dinâmica erosiva e hidrossedimentológica na região (BRASIL, 2012; SPERA *et al.*, 2016).

Ainda, por se localizarem no Bioma Cerrado, que por sua vez, tem como característica o clima tropical sazonal úmido com duas estações anuais distintas, isto é, um período chuvoso no verão e outro período de estiagem no inverno (MARCUIZZO *et al.*, 2012; SALGADO *et al.*, 2019), as variações sazonais das precipitações pluviométricas pode gerar heterogeneidades na dinâmica erosiva e hidrossedimentológica nestas UC's. Este forte contraste sazonal se reforça ainda mais devido ao nordeste goiano conter os menores índices de precipitação média e os maiores de evaporação de Goiás (CARDOSO *et al.*, 2014).

A diversidade lito-pedológica regional também pode afetar estas dinâmicas, pois as nascentes dos rios destas UC's exfiltram de latossolos-amarelos originados do Grupo Urucuia (Cretácio Superior), na Serra Geral de Goiás (BRASIL, 2012; BARBOSA *et al.*, 2017). Após escoar cerca de 20 km a oeste desta Serra, na rede de drenagem do médio e alto curso dos rios São Domingos e São Mateus (afluentes e integrantes da margem direita do Rio Paranã e da bacia do Rio Tocantins, respectivamente), estes rios alcançam o maior complexo espeleológico da América do Sul e uma das maiores diversidades de ictiofauna subterrânea do mundo: as cavernas do PETeR (DELPHIN, 2010; BICHUETTE *et al.*, 2019).

Portanto, antes das cavernas as águas destes rios escoam em patamares aplainados formados por depósitos arenosos de colúvio-aluviais (Plio-pleistoceno) onde predominam neossolos quartzarênicos (BRASIL, 1982; ROSA *et al.*, 2017), de onde podem chegar uma elevada carga sedimentar. Já nas proximidades das cavernas, parte estes rios escoam em granito-gnáisses do Complexo Almas-Cavalcante (Paleoproterozóico) sob neossolos litólicos e cambissolos (HASUI, 2012). Após este percurso, os rios atingem as cavernas no carste do PETeR, na Serra o Calcário, que se desenvolve nas rochas carbonáticas do Grupo Bambuí (Neoproterozóico) (DARDENNE *et al.*, 1978; UHLEIN *et al.*, 2017).

Ainda, como os solos do Cerrado possuem elevada acidez e baixa disponibilidade de nutrientes já que resultam de longos ciclos de meteorização (BRASIL, 2012; ZINN; LAL, 2013; HUNKE *et al.*, 2014), apresentam pouca disponibilidade de íons que tornam suas águas ácidas. Esta acidez, já identificada naquelas advindas da Serra Geral de Goiás e que na ocasião, foram atribuídas ao pH e a quantidade de sólidos dissolvidos nas rochas Grupo Urucuia (ANA, 2017; FONSECA *et al.*, 2019), pode afetar a dinâmica erosiva e

hidrossedimentológica nas bacias hidrográficas destas UC's, pois rochas do Grupo Bambuí são carbonáticas e, logo, susceptíveis à ácidos (KAUFMANN *et al.*, 2016).

Além desta configuração do sistema físico-natural da região promover uma ação morfodinâmica intensa, o fato de existirem diferentes categorias de UC's, com legislações e tipos de uso e cobertura do solo distintos nestas áreas protegidas, pode incidir no aporte de sedimento as cavernas (LAUREANO; KARMANN, 2013; LAUREANO *et al.*, 2016), e por sua vez, na dinâmica espaço-temporal dos processos erosivos e hidrossedimentológicos.

Enquanto unidades de proteção integral, como o PETeR, possuem uma legislação mais restritiva, permitido, por exemplo, apenas o uso indireto de seus recursos, isto é, aquele que não envolve o consumo, coleta, dano ou destruição (BRASIL, 2000), as unidades de uso sustentável, como a APA da Serra Geral e a RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca, são mais flexíveis, pois permitem o uso dos seus recursos desde que em harmonia com a conservação ambiental (BRASIL, 2000). Portanto, é provável que estas diferenças nos tipos de uso e cobertura do solo incida sobre a dinâmica erosiva e hidrossedimentológica.

Sendo assim, esta pesquisa investigou, através da utilização de modelos ambientais que simulam processos hidrossedimentológicos e erosivos, o balanço sedimentar nas bacias hidrográficas das cavernas que integram estas UC's, considerando os elementos que compõe a paisagem e os diferentes tipos de uso e cobertura do solo. Tais procedimentos, portanto, contribuíram com o levantamento de informações pertinentes às propostas associadas ao uso racional dos recursos naturais da área das UC's, à elaboração de estratégias voltadas ao desenvolvimento de políticas sobre o planejamento ambiental, bem como à compreensão da dinâmica dos processos erosivos e hidrossedimentológicos nas UC's estudadas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Esta pesquisa tem como objeto geral analisar a dinâmica erosiva e hidrossedimentológica nas bacias hidrográficas que integram os sistemas de cavernas das UC's da região cárstica do Vão do Paranã, em Goiás, estimando a perda de solo e do aporte de sedimentos através de modelos computacionais em ambiente SIG.

2.2. Objetivos específicos

A pesquisa tem como objetivos específicos:

- Estimar a perda de solos em cada categoria de UC e em cada bacia hidrográfica antes e depois das cavernas com a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE);
- Obter a produção e o aporte de sedimento em cada categoria de UC e em cada bacia hidrográfica antes e depois das cavernas com o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT);
- Avaliar e comparar os valores obtidos nestes modelos à luz das categorias de UC's nas quais as bacias hidrográficas destes sistemas de cavernas integram;
- Analisar os resultados obtidos em campo frente aqueles modelados (RUSLE e SWAT);

3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO CÁRSTICA DO VÃO DO PARANÃ (GO)

3.1. Contextualização geográfica e escolha da área de estudo

Unidades de Conservação (UC's) são territórios de importância estratégica para a conservação e preservação dos recursos naturais (bióticos e abióticos), que são submetidos a uma legislação específica através do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (DRUMMOND *et al.*, 2012; GUERRA; COELHO, 2015; BARRETO; DRUMMOND, 2017).

Conforme o SNUC, estas áreas protegidas podem ser de proteção integral (PI) ou de uso sustentável (US), sendo às primeiras aquelas que permitem o uso indireto dos recursos naturais de seus territórios, e as segundas o uso e a exploração direta destes recursos desde que em compatibilidade com a conservação do ambiente (BRASIL, 2000).

Criadas entre 1989 e 2006, as UC's que integram a área de estudo desta pesquisa (Figura 1 na página 3) controlam o uso e a ocupação do solo a fim de proteger o meio biótico e abiótico de parte da região do Vão do Paranã, além de garantir a recreação, o turismo ecológico e a utilização/conservação dos recursos renováveis usados tradicionalmente pela população extrativista que habita a região destas UC's (ROSA, 2016; ZANATTO, 2018).

Enquanto o PETeR, criado em 1989, busca preservar a flora, a fauna, os mananciais e as áreas de ocorrência de cavidades naturais subterrâneas, que por sua vez, são sítios naturais de relevância ecológica e com reconhecida importância turística, a APA da Serra Geral de Goiás, criada em 1996, assegura a proteção do entorno do PETeR e o patrimônio paisagístico e turístico de singular beleza cênica que constitui as encostas da Serra Geral de Goiás; das nascentes e bacias hidrográficas responsáveis pela formação de cavidades naturais subterrâneas; e da fauna e flora locais. Já a RESEX de Recanto das Araras, criada em 2006, protege os meios de vida e garante a utilização e a conservação dos recursos naturais tradicionalmente utilizados pela população extrativista que habita em seu território.

Estas UC's integram o bioma Cerrado, que por sua vez, sofre com o aumento da produção agrícola ao longo de seu processo de ocupação recente devido as suas condições fisiográficas, climáticas, aos investimentos públicos e privados, e também ao desenvolvimento tecnológico. Conseqüentemente, houve a geração de vários problemas ambientais, como a degradação do solo e da água (HUNKE *et al.*, 2014; NÓBREGA *et al.*, 2017; LATRUBESSE *et al.*, 2019), pois estas atividades são as que mais utilizam e degradam estes elementos no mundo (BEST, 2019; EVANS *et al.*, 2019; KUZYAKOV; ZAMANIAN, 2019; KOPITTKE *et al.*, 2019), mesmo estes sendo vitais à humanidade e fornecedores de diversos serviços ecossistêmicos (MARTIN-ORTEGA, 2015; BAER; BIRGÉ, 2018).

Portanto, apesar do Cerrado conter uma importância impar na prestação de serviços ecossistêmicos, pois é um dos 36 *hotspots* de biodiversidade do mundo (MERRITT *et al.*, 2019; BORGHETTI *et al.*, 2019), alimenta as principais bacias hidrográficas e aquíferos da América do Sul, como às bacias do Rio Paraná-Paraguai, Araguaia-Tocantins, São Francisco e Amazonas, bem como os aquíferos Guarani, Bambuí e Urucuia (SALGADO *et al.*, 2019; LATRUBESSE *et al.*, 2019), este bioma é um dos mais ameaçados do mundo, sobretudo pelo desenvolvimento das atividades agrícolas (SOTERRONI *et al.*, 2019; RAUSCH *et al.*, 2019).

Sendo estes elementos recursos susceptíveis à riscos ambientais na atualidade devido as suas crescentes perdas quantitativas e qualitativas ocasionada pela ação humana (DWIVEDI, 2017; POESEN, 2018; ARIHILAM; ARIHILAM, 2019; KARLSEN *et al.*, 2019), estudos sobre a dinâmica hidrossedimentológica e erosiva em UC's no Cerrado são de grande importância pois seu conhecimento permite avaliar e prever, por exemplo, os tipos de uso e cobertura do solo mais adequados para reduzir a degradação ambiental.

O fato de apenas 8,3% do Cerrado estar protegido por UC's, deste valor apenas 6,5% ser de vegetação nativa e 3% estar inseridos em UC's de proteção integral (COLLI *et al.*, 2020), e de que também, é comum estas áreas representarem fragmentos pequenos com formas, estruturas, composições, graus de isolamento, tipos de vizinhança e históricos de perturbação diversos que inviabilizam a manutenção e o equilíbrio ecológico (THOMAZ *et al.*, 2020), também reforçam o desenvolvimento de pesquisas nestas áreas protegidas.

Além disso, estas UC's integram uma das regiões reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera do Cerrado, haja vista que contém altos níveis de endemismo e por resguardarem uma das áreas com maior biodiversidade do país, sendo então, considerada uma região prioritária para a preservação ambiental nacional (MMA, 2015; PONCIANO, 2017).

A ocupação por grupos pré-históricos de caçadores-coletores há milhares de anos associada as características intrínsecas da região, como a geodiversidade, os vestígios arqueológicos e paleológicos, as romarias religiosas, os elementos bióticos raros do Cerrado, os rios superficiais e subsuperficiais com cachoeiras e águas cristalinas, bem como suas diversas feições cársticas, tornam estas UC's de grande importância ecológica, turística e científica (OLIVEIRA *et al.*, 2015; ZANATTO, 2018; AGUIAR JUNIOR; BARROS, 2019).

Ainda, estas UC's resguardam as nascentes dos rios tributários de um dos principais afluentes da segunda maior região hidrográfica brasileira em disponibilidade hídrica, isto é, o rio Paranã e a Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, respectivamente.

Estas águas drenam o maior complexo de cavernas da América do Sul, permitem a sobrevivência de espécies animais e vegetais endêmicas e ameaçadas de extinção (DELPHIN,

2010), além de uma das maiores diversidades de ictiofauna subterrânea do mundo (PAULA, 2018; BICHUETTE *et al.*, 2019) e de importantes fitofisionomias de Cerrado, como às veredas. Esta, por sua vez, é uma área úmida (*wetlands*) cujo ecossistema é um dos mais produtivos do planeta, com uma das maiores biodiversidades da Terra, o maior reservatório continental de carbono orgânico e responsável por prestar diversos serviços ecossistêmicos, tais como: recarga de aquíferos, regulação de ciclos biogeoquímicos, fornecimento de água, alimentos e etc (MITSCH; GOSELINK, 2015; HU *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2019).

Apesar desta importância, esta região hidrográfica é uma das áreas preferenciais e promissoras a expansão do crescimento econômico brasileiro em relação ao desenvolvimento agropecuário, de mineração e de produção de água e energia elétrica, fazendo com estas UC's estejam ameaçada pelas atividades agrícolas desenvolvidas em seu entorno leste, na região oeste da Bahia (BRASIL, 2012; SPERA *et al.*, 2016). Logo, a realização de estudos sobre a dinâmica hidrossedimentológica e erosiva nestas UC's se justifica por permitirem a compreensão destas dinâmicas, sendo assim, úteis à gestão e ao planejamento ambiental através, por exemplo, da previsão da ocorrência de processos erosivos.

Outro fator que justifica a escolha desta área é o destas UC's estarem associadas a relevos cársticos, que por sua vez, adquirem importância especial por conter em seus ambientes componentes epígeos, subterrâneos, geológicos e biológicos particulares, únicos e singulares, além de espécies endêmicas de ocorrência geográfica restrita a este tipo de ambiente (BICHUETTE *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2018; GEEKIYANAGE *et al.*, 2019).

Além de prestarem vários serviços ecossistêmicos como o suprimento de água, polinização, controle biológico, recreação, cultura e refúgio de espécies ameaçadas de extinção (GOLDSCHIEDER, 2019; GREEN *et al.*, 2019), ambientes cársticos são extremamente sensíveis e vulneráveis a degradação pois pequenas perturbações em seu entorno, por exemplo, podem gerar efeitos em cadeia de elevada magnitude e em diferentes escalas (BERBERT-BORN *et al.*, 2016; LANG; SONG, 2018; PARISE *et al.*, 2018).

Logo, a vulnerabilidade hídrica destas áreas é muito superior do que outras, pois no carste, os poluentes se infiltram e são carreados com maior facilidade para os condutos subterrâneos sem que haja meio e tempo suficiente para a sua filtragem e depuração (YOUNOS *et al.*, 2019; KOVAČIČ, 2016; KALHOR *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2020). Este contexto reforça a importância de pesquisas sobre a susceptibilidade destes ambientes frente a perturbações antrópicas, como a erosão do solo e o respectivo assoreamento de rios e cavernas, já que estas perturbações podem incidir sobre os recursos hídricos destas áreas.

Dessa forma, estudos associados a dinâmica hidrossedimentológica e erosiva em bacias hidrográficas inseridas em UC's podem ser úteis em ações para evitar, mitigar e/ou reverter os impactos *offsite* dos processos erosivos, sendo então, de suma importância nas tomadas de decisões associadas aos impactos e a manutenção do equilíbrio ecológico em UC's, especialmente naquelas que possuem relevo carstico, como à esta pesquisa.

Outro fator que justifica a realização desta pesquisa é o fato da maioria dos trabalhos realizados nestas UC's terem sido voltados ao turismo (OLIVEIRA *et al.*, 2015; ZANATTO *et al.*, 2019), a biodiversidade cavernícola (PAULA, 2018; BICHUETTE *et al.*, 2019; FONSECA *et al.*, 2019) e a cartografia das cavernas (PERRET, 2003), sendo então, raros aqueles associados o aporte de sedimentos e as águas fluviais (GUYOT, 1996), e predominante aquelas voltados ao entendimento da evolução geomorfológica regional, a capacidade de transporte de sedimento das bacias hidrográficas, assim como das características dos canais fluviais.

Faquim *et al.*, (2017), por exemplo, calcularam e compararam o potencial de transferência de sedimentos nas bacias hidrográficas cujos canais drenam para dentro das cavernas do PETeR, identificando que a rede de drenagem das sub-bacias estudadas possuem capacidade moderada para lançar sua carga sedimentar nas cavernas do PETeR, estando a caverna do Rio São Bernardo àquela com o maior potencial em aportar sedimentos, seguido, decrescentemente, pelas cavernas associadas ao Rio da Lapa (Terra Ronca), do Córrego Bezerra, do Ribeirão Angélica, do Ribeirão Palmeiras e do Rio São Mateus. Além disso, os autores destacaram que as propriedades da rede de drenagem, características das bacias hidrográficas (solo, relevo, etc.) e do uso e ocupação (remanescentes de vegetação, manejo, situação fundiária etc.), afetam a transferência efetiva de sedimentos as cavernas.

Aleixo *et al.*, (2019) buscaram identificar trechos dos perfis longitudinais dos rios a montante das cavernas do PETeR com tendência de atenuar a transferência de sedimentos. Como resultado, identificaram que a forma dos perfis e a distribuição das planícies aluviais se associam aos compartimentos geomorfológicos e à evolução do relevo, estando os perfis a seguir, organizados decrescentemente ante a atenuação da transferência de sedimentos: Rio São Vicente, Ribeirão Angélica, Rio da Lapa, Rio Palmeiras e Rio São Mateus.

Cherem e Varajão (2014) investigaram o papel da lito-estrutura do carste na morfodinâmica cenozóica da Serra Geral de Goiás, no nordeste do estado, a fim de compreender a morfodinâmica da borda planalto/chapada ao longo desta serra. Os autores identificaram que a evolução geomorfológica da paisagem regional é consequência de processos que vão além dos modelos de superfícies de aplainamento, como por exemplo, a

erosão regressiva, recomendando, portanto, a incorporação de dados climáticos e tectônicos da região para estudos associados a morfodinâmica da Serra Geral e do carste regional.

Moreira *et al.*, (2017), via imagens de satélites da região, identificaram a existência de feições erosivas na *cuesta* da Serra Geral de Goiás, com o objetivo de estabelecer quais os processos responsáveis pelo aparecimento destas feições. Como resultado, os autores indicaram a existência de um processo evolutivo associado a regressão da escarpa da Serra Geral, além de processos erosivos que podem estar associados às atividades antrópicas que ocorrem no Chapadão do Oeste baiano, ou então a fragilidade natural sistema físico da região, como por exemplo, solos de elevada erodibilidade associado a declividades superiores a 45°.

Rosa *et al.*, (2017) analisaram a distribuição espaço-temporal de feições gravitacionais num trecho da *cuesta* da Serra Geral de Goiás, no município de Posse, afim de identificar os fatores controladores da dinâmica destas feições. Para isso, identificaram e classificaram estas feições via imagens de satélite de 1990 a 2016, considerando a criação do das UC's da região, aspectos lito-geomorfológicos, hidrológicos, climatológicas, pedológicos e de cobertura e uso solo. Em geral, os resultados indicaram que os movimentos de massa já ocorriam antes da ocupação agropecuária à leste da *cuesta*, estando então, associados a eventos chuvosos e a diferença lito-estrutural entre as formações do Grupo Urucuaia.

Moreira e Cherem (2018) realizaram um mapeamento geomorfológico de detalhe dos depósitos inconsolidados oriundos da evolução das feições geomorfológicas que compõem a paisagem da Serra Geral de Goiás. Desta maneira, através da utilização de um banco de dados geográficas com modelo digital de elevação (MDE), imagens de satélite de alta resolução, o mapeamento das feições geomorfológicas e respectiva classificação e avaliação da distribuição dos depósitos ao longo da serra, os autores identificaram que a erosão regressiva, responsável pelo recuo da encosta da serra, gerou grandes quantidades de sedimentos arenosos que excederam a capacidade de transporte dos rios ao longo do tempo, e se depositaram no sopé da escarpa da serra em forma de rampas, estando os depósitos de menor área distribuídos em toda área mapeada e os maiores concentrados em áreas mais sinuosas.

Já Bernardes (2020) mapearam e analisaram a distribuição de feições erosivas e dos movimentos de massa em seis bacias hidrográficas com cabeceiras na crista da escarpa da Serra Geral de Goiás. Para tanto, utilizaram imagens de satélite de alta resolução, onde, após a identificação e classificação destas feições, suas respectivas concentrações foram associadas com a declividade média e máxima, o relevo e taxa de denudação. Os resultados indicaram a ocorrência de feições erosivas e gravitacionais em todas as bacias analisadas, estando suas

respectivas densidades associadas com as taxas de denudação de Be-10 e com a declividade média, bem baixa influência do impacto antrópico advindos de seu entorno leste.

Portanto, a região destas UC's possui uma intensa produção de sedimentos e elevada vulnerabilidade ambiental pela existência de sistemas cársticos localizados à jusante destas áreas. Além disso, os estudos supracitados evidenciam que o sistema físico-natural da região favorece a produção de sedimentos em direção as cavernas, seja por processos associados à evolução do relevo regional, ou então por processos induzidos ou não pela ação humana.

Logo, as características intrínsecas do sistema físico regional, como sua posição geográfica no Cerrado, à existência de relevo carstico, além do uso e cobertura do solo, como as diferentes categorias de UC's e a ocupação de seu entorno, associada a ausência de trabalhos com modelos ambientais hidrossedimentológicos e erosivos via RUSLE e SWAT nas UC's em questão, tornam esta pesquisa nesta temática de grande valia para a compreensão da dinâmica erosiva e hidrossedimentológica voltada para a preservação ambiental.

3.2. Aspectos lito-estruturais

O contexto geológico da região destas UC's é a unidade geotectônica do Cráton de São Francisco, que constitui províncias arqueanas e paleoproterozoicas no ocidente do Cráton do Congo-São Francisco, cuja origem advém da separação e da abertura do Oceano Atlântico há mais de 120 milhões de anos durante a assembléia Brasiliana/Pan-Africana do Oeste do Gondwana (UHLEIN *et al.*, 2012; HEILBRON *et al.*, 2017; REIS *et al.*, 2017).

A unidade geológica regional predominante são as rochas neoproterozóicas do Grupo Bambuí (Figura 2) (DARDENNE, 1978; BRASIL, 1982). Integrante da parte externa da Faixa Brasília, este grupo corresponde a uma cobertura cratônica de sucessões litofáceis siliclásticas e sedimentares (químicas, bioquímicas e de retrabalhamento) com espessura superior a 1.000 m, que se estende ao longo de uma expressiva faixa do Brasil central, abarcando os estados de Goiás, Distrito Federal, Minas Gerais e Bahia.

Depositados no final do Neoproterozócio, entre 600 e 900 milhões de anos atrás, estas rochas apresentam metamorfismo e deformações por terem sido afetadas por fenômenos do Evento Brasileiro, como atividades tectônicas nas Faixas Móveis Brasileiras (Brasília, Araçuaí e Rio Preto) (SIAL *et al.*, 2010; HASUI, 2012; UHLEIN *et al.*, 2017).

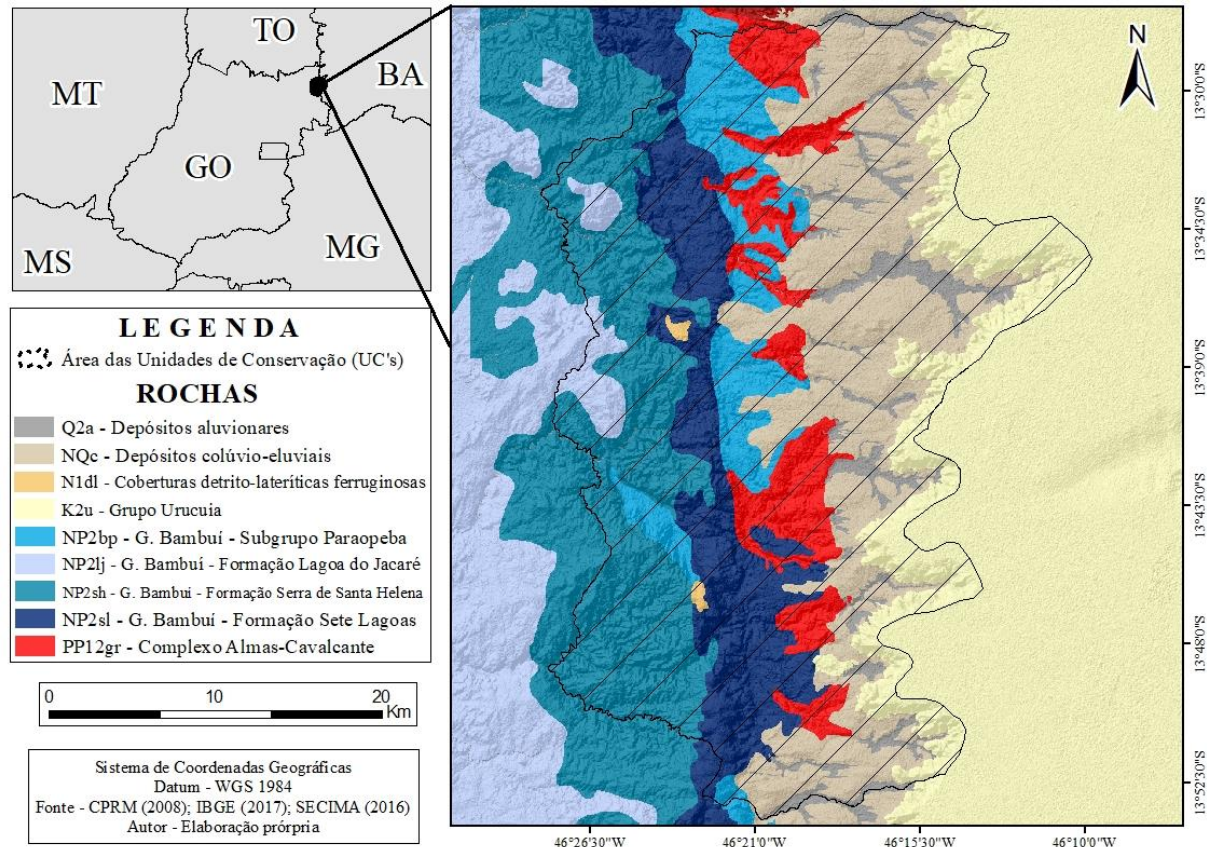


Figura 2 - Mapa geológico da área das UC's estudadas e entorno. Fonte: Elaboração própria (2020). Adaptado de CPRM (2008).

Estas rochas ocorrem sobre as rochas do embasamento cristalino e do Supergrupo Espinhaço, sendo parcialmente recobertas pelos arenitos do Grupo Urucuaia e por formações superficiais cenozoicas da Bacia Sedimentar Sanfranciscana (GUIMARÃES, *et al.*, 2012). Sua gênese se associa a sedimentação marinha no Cráton do São Francisco, onde carbonatos e pelitos se acumularam numa plataforma continental em ciclos de transgressão-regressão de segunda ordem, e se depositaram em ambiente de mar raso do tipo epicontinental sob a ação de tempestades e marés numa bacia de antepaís, pela sobrecarga litosférica do empilhamento tectônico da Faixa Brasília (HASUI, 2012; REIS; SUSS, 2016; UHLEIN *et al.*, 2017).

Sobre o potencial fossilífero deste grupo, que engloba desde microbialitos, microfósseis procarióticos silicificados à acritarcos, metazoários associados a icnofósseis e outras estruturas enigmáticas, este advém de sua deposição ter ocorrido num período de várias mudanças ambientais e inovações evolutivas na biosfera, como a diversificação do plâncton marinho, a origem dos metazoários, inovações de relações ecológicas, ecossistêmicas e etc (SPERLING *et al.*, 2013; MILLS; CANFIELD, 2014; SANCHEZ; FAIRCHILD, 2018).

Conforme Dardenne (1978), este grupo é dividido, da base para o topo, pela Formação Jequitaiá, Sete Lagoas, Serra de Santa Helena, Lagoa do Jacaré, Serra da Saudade e pela

Formação Três Marias, sendo então, iniciado por um conglomerado basal seguido por sucessões argilocarbonatadas, siltitos e arcóseos (CAXITO *et al.*, 2012) (Figura 3).

	Litologia	Formação	Ambiente de Sedimentação
50m (Espes mínima)	Arcóseo esverdeado em banco maciço intercalando siltitos arcoseano esverdeado	Três Marias	Marinho raso a continental
100 a 250m	Siltitos argilosos margosos esverdeado com calcário cinza na base. No topo, bancos de arcóseo esverdeado	Serra da Saudade	Subterrâneo com águas tranqüilas a fracamente marinho
100 a 200m	Siltitos argilosos intercalando bancos ou lentes de calcário preto oolítico, fétido. Níveis margosos constantes	Lagoa do Jacaré	Periodicamente um retorno à sedimentação sublitorânea, com águas rasas e agitadas pelas correntes de maré
100m (Espes mínima) a ?	Argilito com lentes de calcário cinza-escuro e níveis de margas	Santa Helena	Sublitorâneo relativamete profundo, com águas calmas
100 a 500m	Calcário cinza-escuro, localmente oolítico Dolomitos laminados, brechas dolomíticas e dolarenitos Calcário argiloso cinza-escuro bem laminado	Sete Lagoas	Sublitorâneo Litorâneo Sublitorâneo
3 a 50m	Argilitos com lentes de dolomito bege bem laminado Paraconglomerado polimitico Complexo basal: Xistos Araxá (?), Quartzitos Arai	Jequitai	Litorâneo Sedimentos glaciais

Figura 3 - Coluna litoestratigráfica do Grupo Bambuí. Fonte: BRASIL (1982). Adaptado.

A Formação Jequitai está na base deste grupo, sendo sotoposta em discordância pela Formação Sete Lagoas, e sobreposta, também em discordância, pelas unidades mais antigas do Pré-Cambriano (Grupo Paranoá, Araí, Espinhaço, Canastra e o embasamento granítico-gnáissico) (GUIMARÃES *et al.*, 2012; HASUI, 2012). Originada na glaciação Sturtiana ao fim da deposição do Grupo Paranoá, a cerca de 700 milhões de anos, esta formação resulta de sedimentos transportados por fluxos subaquosos depositados próximos a geleiras em ambiente glacio-marinho. Em síntese, é constituída por tilitos, varvitos, arenitos e diamictitos maciços e estratificados, com seixos de quartzitos, calcários, dolomitos, cherts, gnaisses, granitos, mica-xistos e rochas vulcânicas (SIAL *et al.*, 2010; CAXITO *et al.*, 2012; HASUI, 2012).

Recobrando a Formação Jequitai, a sequência argilo-carbonatada sturtiana da Formação Sete Lagoas possui em sua base morfotipos de microbialitos associados a uma recuperação ecológica pós-glacial. É composta por rochas pelito-carbonáticas, dolomitos e calcários laminados e retrabalhados, margas, siltitos, calcários estromatolíticos e dolomíticos, depositados num clima pós-glacial, em rampa carbonática paleocontinental sob o predomínio de tempestades e profundidades variadas (SANCHEZ, 2015; GUACANEME *et al.*, 2017).

Assentada sobre as rochas da Formação Sete Lagoas e recoberta pela Formação Lagoa do Jacaré em contatos concordantes e transicionais, estão as rochas da Formação Serra de Santa Helena (GUIMARÃES *et al.*, 2012). Estas rochas pelíticas e siliciclásticas, depositadas em regime de retrogradação e agradação, são constituídas por folhelhos e siltitos cinza e cinza-esverdeados, com intercalações de siltitos e grauvacas finas com estruturas marcadas ondas de amplitudes baixas, *hummocky* e carga (CAMPOS; GUIMARÃES, 2018).

A quarta formação do Grupo Bambuí, da base para o topo, é a Formação Lagoa de Jacaré, cujos sedimentos foram depositados em ambientes de plataforma marinha rasa e em bancos oolíticos influenciados por tempestades, movimento de ondas e ciclos de marés em rampa carbonática (SIAL *et al.*, 2010; UHLEIN *et al.*, 2017). Esta formação é constituída por siltitos, margas, calcários cinzas e escuros com níveis oolíticos e psolíticos, ricos em matéria orgânica e com frequentes estratificações cruzadas (DARDENNE, 1978). Ainda, apresenta em alguns afloramentos locais a presença de estromatólitos (SANTOS *et al.*, 2018a).

Sobrepondo a Formação Lagoa do Jacaré e sendo recoberta pela formação Três Marias, encontra-se o pacote de metassiltitos e ardósias interestratificados da Formação Serra da Saudade. Esta formação, de maneira geral, possui rochas areno-pelíticas de cor verde, constituídas por folhelhos e argilitos que passam progressivamente a siltitos feldspáticos e arcozeanos. Ainda, esta formação apresenta lentes de calcário cinza e fosforitos em alguns afloramentos locais (DARDENNE, 1978; GUIMARÃES *et al.*, 2012).

Já a Formação Três Marias, depositada em ambiente marinho de plataforma rasa, sobrepõe concordantemente e também de forma transicional a Formação Serra da Saudade (DARDENNE, 1978). Esta formação apresenta características litoestruturais associadas a uma bacia de antepaís, é constituída por pelitos e carbonatos intercalados por margas, arenitos, siltitos e argilitos associados a verdetes, e em seu topo, por pelitos e arcóseos (HASUI, 2012).

Outra unidade geológica bastante representativa na região do PETeR são os arenitos, conglomerados e siltitos fluvio-eólicos de idade neocretácea do Grupo Urucuia (LACERDA FILHO, 2008). Estas rochas, que estão sobrepostas as unidades neoproterozóicas da região na bacia sedimentar Sanfranciscana, formam a *cuesta* da Serra Geral de Goiás, no limite interestadual GO-BA, e um dos maiores e mais importantes aquíferos de água potável da América do Sul: o Aquífero Urucia (BRASIL, 2012; KIANG, SILVA, 2015).

Os arenitos deste grupo são subdivididos nas Formações Posse (inferior) e Serra das Araras (superior), haja vista que foram depositados em condições ambientais distintas. O registro destas condições de deposição, como mudanças globais no clima associada à abertura do oceano Atlântico Sul, ocorreram em função da área de formação deste grupo ter

permanecido na mesma latitude durante o período pós-Gondwana, ou seja, não foi influenciada significativamente pela migração deste paleocontinente (BUENO, 2012).

Os sedimentos da Formação Posse, que foram depositados em ambiente eólico de campos de dunas que passou para um sistema fluvial entrelaçado psamítico, são constituídos por arenitos feldspáticos finos e médios, arenitos quartzosos de cor ocre a branca, com textura fina ou argilosa (CAMPOS; DARDENNE, 1997). Já a Formação Serra das Araras, depositada em ambientes fluviais entrelaçados e sedimentados em lençóis de areia e cascalho, é constituída por arenitos, argilitos e conglomerados avermelhados, intercalados em bancos plano-paralelos com estratificações planoparalelas e cruzadas acanaladas de pequeno porte, de espessura entre 50 cm a 2 metros (BUENO, 2012; ROSA *et al.*, 2017).

Na área destas UC's também afloram as rochas granito-gnáissicas do Complexo Almas-Cavalcante (Arqueano-Paleoproterozóico), que corresponde ao embasamento do Grupo Bambuí (HASUI, 2012). Tais afloramentos são encontrados predominantemente nos leitos fluviais, próximo aos sumidouros dos sistemas de cavernas. Já sobre os patamares aplainados embutidos no sopé da Serra Geral de Goiás, encontram-se coberturas sedimentares inconsolidadas e depósitos colúvio-eluviais (Plio-pleistoceno), associadas aos sedimentos advindos do recuo da escarpa desta serra (LACERDA FILHO, 2008; ROSA *et al.*, 2017).

3.3. Aspectos geomorfológicos

De acordo com o RADAMBRASIL (1982), os principais domínios geomorfológicos da região são: i) o Planalto do Divisor São Francisco-Tocantins (divisores hidrográficos), que corresponde a conjunto de relevos altos com escarpas voltadas para oeste e que marcam os limites do Estado de Goiás com o Estado da Bahia; ii) e as Depressões do Tocantins, que são extensas áreas de baixas altitudes com feições e relevos pouco dissecados (MORAES, 2014).

O Planalto do Divisor do Francisco-Tocantins é dividido em duas subunidades: o Chapadão Central, no estado da Bahia, e os Patamares do Chapadão, em Goiás (Figura 4).

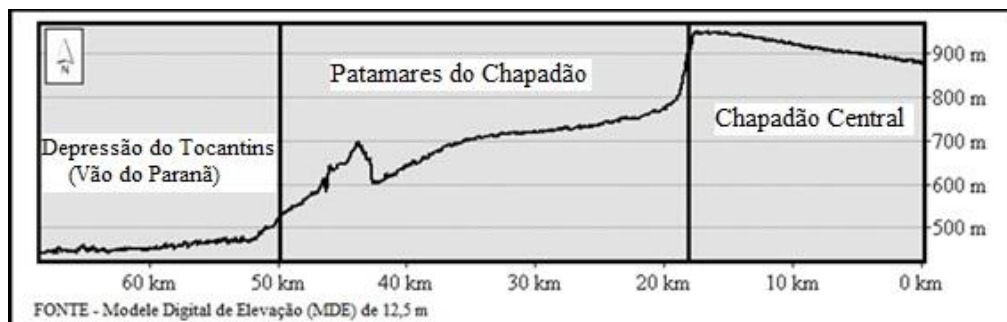


Figura 4 - Perfil topográfico do PETer conforme a classificação de Brasil (1982). Elaboração própria (2020).

O Chapadão Central, que corresponde ao local de recarga hídrica subterrânea do SAU, é uma das maiores expressões de áreas morfologicamente planas da região centro-leste brasileira, com inclinação inferior a 5%, onde predominam espessos Latossolos Vermelho-Amarelos e Neossolo Quartzarênico distróficos que tiveram como material de origem as rochas arenosas do Grupo Urucuia (KIANG; SILVA, 2015; ANA, 2017).

Já os Patamares do Chapadão são estreitas faixas alongadas que bordejam a Serra Geral de Goiás, representando um nível intermediário entre o Chapadão Central e a Depressão do Tocantins (BRASIL, 1982; IBGE, 1995). Nestes limites predominam relevos de topo plano, com interflúvios largos e pouco dissecados, recobertos por areias dos relevos residuais, isto é, superfícies de aplainamento cujo material areno-argiloso coluvial é dissecada pelos rios e veredas nos altos cursos da Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins, como os rios das UC's.

A Depressão do Tocantins é representada por baixas altitudes e feições planas com dissecação incipiente, altitudes máximas nas áreas próximas aos planaltos e mínimas junto à calha do rio Paranã, conferindo um aspecto paisagístico homogêneo (MORAES, 2014).

Ainda, conforme Latrubesse e Carvalho (2006), que categorizaram o relevo de Goiás segundo o grau de dissecação das unidades morfológicas, são identificados na região destas UC's unidades denudacionais como as Superfícies Regionais de Aplainamento (SRA), as Zonas de Erosão Recuante (ZER) e Morros e Colinas (MC) (Figura 5).

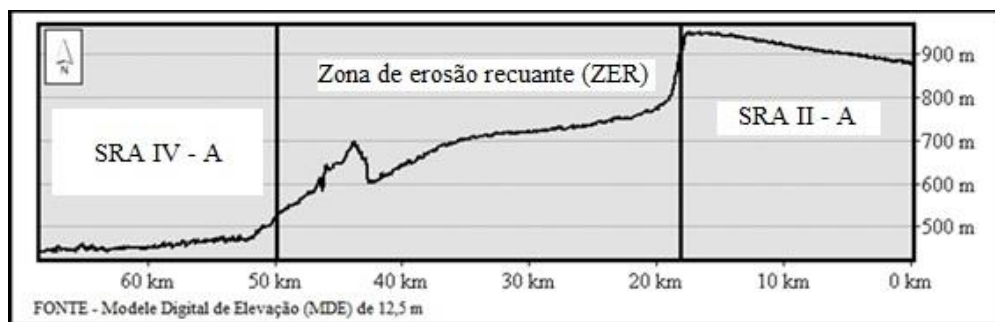


Figura 5 - Perfil topográfico do PETeR conforme Latrubesse e Carvalho (2006). Elaboração própria (2020).

A SRA - A se localiza na porção leste, entre 900 m e 1050 m, sendo uma unidade de topografia plana e dissecação incipiente sobre as rochas do Grupo Urucuia (ROSA *et al.*, 2017). Na porção central e embutida no sopé da escarpa da Serra Geral de Goiás, entre 780 e 570 m, ocorre a ZER, que corresponde a uma superfície escalonada com variação topográfica entre suave-ondulada (dissecação baixa) e forte ondulada (dissecação elevada), onde na área forte-ondulada se desenvolve o carste do PETeR e suas diversas feições (ROSA, 2016).

Nesta porção também há MC, que testemunham o recuo da escarpa da SRA II gerado pela ação da erosão litológica diferencial (Figura 6). Já à oeste, na SRA (IV - A), há um relevo rebaixado (570 a 420 m), plano e embasado pelo Grupo Bambuí (ROSA, 2016).



Figura 6 – Morro do Moleque no município de São Domingos (GO), representando um Morro Testemunho contido na unidade denudacional de Morros e Colinas (MC). Foto: LIMA (2019).

Já na figura a seguir (figura 7), está disposto a hipsometria da área de estudo, onde, de maneira geral, nota-se uma amplitude de 572 m, bem como a localização do carste regional (retângulo vermelho na figura 7) da área das UC's, nas cotas entre 632 a 921 m.

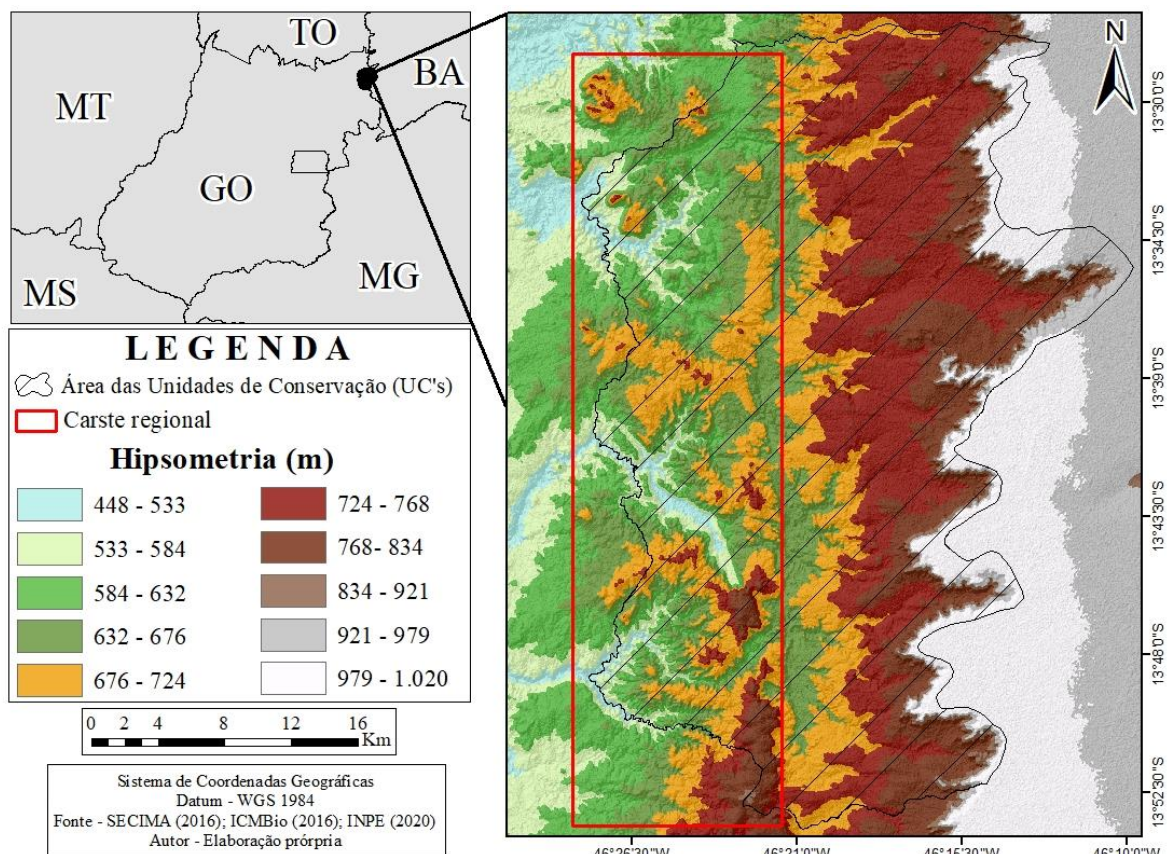


Figura 7 - Mapa hipsométrico da área das UC's estudadas e entorno. Elaboração própria (2020).

3.4. Aspectos pedológicos

Os solos da região destas UC's apresentam, em geral, baixa fertilidade e pouca matéria orgânica, exceto aqueles oriundos das rochas carbonáticas (BRASIL, 1982; IBGE; 1995), sendo a diversidade pedológica produto da variabilidade litológica regional (figura 8).

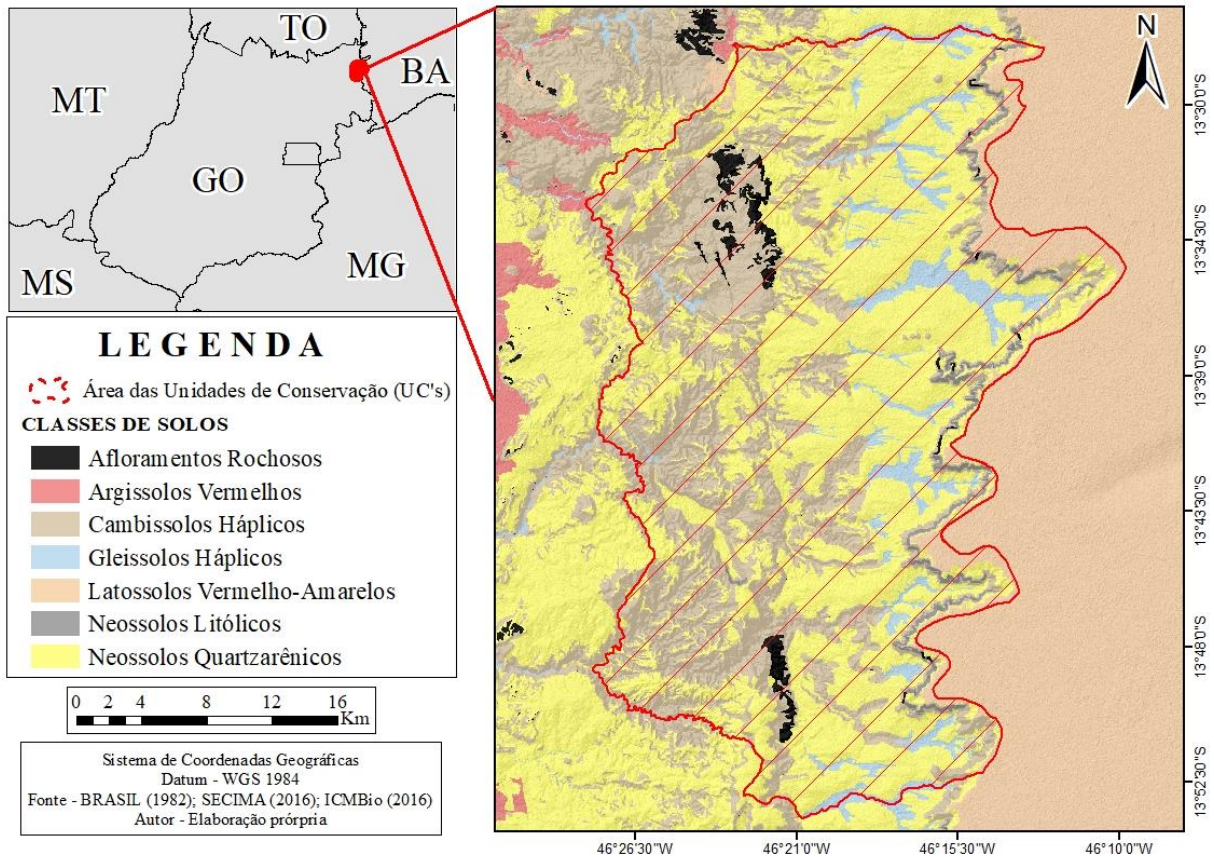


Figura 8 - Tipo de solos na área das UC's estudadas e entorno. Adaptado de BRASIL (1982). Elaboração própria (2020).

Conforme a figura 8, a classe dos Neossolos Quartzarênicos predomina embutida nos patamares aplainados no sopé da escarpa da Serra Geral de Goiás, sendo muitas vezes originadas de pedimentos colúvio-eluviais advindos do recuo da escarpa desta serra, isto é, os arenitos meteorizados do Grupo Urucuia (Figura 9). Localizados predominantemente à leste da área de estudo, estes solos apresentam baixa fertilidade, alta saturação de alumínio, baixa retenção de umidade e pouca diferenciação entre os horizontes (IBGE, 1995; BRASIL, 1982).



Figura 9 - Neossolos Quartzarênicos na área das UC's estudadas. Foto: LIMA (2019).

Já os Neossolos Litólicos da região estão associados à classe dos Cambissolos, já que ambos ocorrem em faixas de relevo semelhantes, isto é, sob relevo de caráter ondulado à forte ondulado, como por exemplo, nas escarpas erosivas da Serra Geral de Goiás e na unidade geomorfológica de Zona de Erosão Recuante (ZER) (BRASIL, 1982; ROSA, 2016).

Entretanto, enquanto os Neossolos Litólicos apresentam ausência de horizonte “B” diagnóstico e se posicionam em vertentes curtas de baixo desenvolvimento pedogenético, os Cambissolos, ao contrário, apresentam maior desenvolvimento pedogenético e horizonte diagnóstico “B incipiente” (Bi) muitas vezes siltosos. Nesta região, os Cambissolos são encontrados predominantemente em vertentes mais longas, de declividade ondulada e forte ondulada, apresentando também, com caráter eutrófico quando provenientes da decomposição de calcários do Grupo Bambuí, como no carste regional, ou então caráter álico e distrófico quando provenientes das rochas pelíticas deste mesmo grupo (Formação Serra de Santa Helena) (IBGE, 1995; ROSA, 2016). Além do horizonte B incipiente, os cambissolos muitas vezes ricos em minerais primários e que não acumulam material argiloso ao longo do perfil.

Os Afloramentos Rochosos são encontrados nas unidades geomorfológicas de Zona de Erosão Recuante (ZER), especialmente em relevo escarpado com declividade superior a 45%, como na Serra do Calcário (Figura 10). No caso desta serra, onde se desenvolve as feições endocarsticas e exocarsticas da região, estes afloramentos são muitas vezes recobertos

pelas Florestas Estacionais, principalmente quando há o predomínio de rochas pelito-carbonáticas do Grupo Bambuí, que por sua vez, tendem a formarem solos ricos em cálcio e magnésio (Figura 10) (DEXTER *et al.*, 2018; PENNINGTON *et al.*, 2018).



Figura 10 – Afloramentos rochosos na unidade geomorfológica de Zona de Erosão Recuante (ZER) na região das UC's estudadas. Foto: LIMA (2019).

Outra classe bastante característica na região das UC's são os Latossolos, que no contexto regional, se originam das rochas areníticas do Grupo Urucua e de coberturas detrito-lateríticas, em declividade plana e suave ondulada da Superfície Regional de Aplainamento SRA II – A (SRA II – A) e da Superfície Regional de Aplainamento IV – A (SRA IV – A).

De maneira geral, quando originados de coberturas detrito-lateríticas ferruginosas são pobres em nutrientes e apresentam altos teores de óxido de ferro (BORGHETTI *et al.*, 2019). Já quando originados dos arenitos do Grupo Urucua são homogêneos, profundos, bem drenados, ácidos, pobres em nutrientes (cálcio, magnésio, potássio e alguns micronutrientes) e em matéria orgânica, são bastante porosos e friáveis, além de apresentarem elevados índices de toxidez de alumínio e uma coloração que varia do vermelho para o amarelo (Figura 11). Ainda, estes solos apresentam baixo gradiente textural devido a distribuição homogênea de argila ao longo dos perfis, baixa mobilidade por eluviação, alto grau de flocculação, textura argilosa e muito argilosa, e se desenvolvem predominantemente em declividade inferior a 8%.



Figura 11 – Latossolos originados de arenitos do Grupo Urucuia na região estudada. Foto: LIMA (2019).

Já os Argissolos se encontram posicionadas predominantemente na Superfície Regional de Aplainamento IV - A, em relevo com declividade suave ondulada, sendo constituído por argilominerais caulíníticos, muitas vezes originado dos argilitos e folhelhos da Formação Santa de Helena (BRASIL, 1982; PONCIANO, 2017).

Também há na região de estudo os solos hidromórficos, como os Gleissolos Háplicos, que via de regra, estão quase sempre saturados por água e apresentam em sua constituição sedimentos aluviais holocênicos (Quaternário).

Em síntese, são solos pouco profundos, ricos em matéria orgânica, mal drenados e pouco permeáveis, apresentam horizonte superficial proeminente ou moderado seguido de camadas minerais estratificadas de coloração acinzentada, que por sua vez, reduzem a oxidação, a ciclagem de nutrientes e a redução de ferro devido ao ambiente anaeróbico gerado presença do lençol freático próximo ou na superfície durante todo o ano ou em alguns períodos dele (NAWAZ *et al.*, 2014). Na área de estudo estes solos ocorrem principalmente em ambientes de agradação e bordejando cursos de águas superficiais, muitas vezes associados as formações savânicas do tipo Vereda (Figura 12).



Figura 12 – Veredas na área das UC's estudadas onde predominam Gleissolos Háplicos. Foto: LIMA (2019).

3.5. Aspectos climáticos

A região destas UC's está inserida na zona de transição entre os domínios do clima úmido da região Amazônica e os domínios dos climas-semiáridos da Caatinga. Conforme classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo tropical sub-úmido (Aw), com a alternância de duas estações anuais bem definidas, isto é, uma chuvosa com temperaturas elevadas de outubro a abril, e outra de estiagem com temperaturas amenas de maio a setembro (MARCUIZZO *et al.*, 2012; CARDOSO *et al.*, 2014; SALGADO *et al.*, 2019).

Esta variação climática se associa as massas de ar que se deslocam sobre a região. Durante o verão, ou seja, no período chuvoso e de maior radiação solar, há o predomínio da Massa de ar Equatorial Continental (mEc) oriunda da região Amazônica, que são atraídas pelos sistemas depressionários do interior do continente como a Baixa do Chaco, ou pelo recuo da Massa Polar Atlântica (mPA), gerando assim, chuvas convectivas, índices pluviométricos elevados e temperaturas máximas. Este fenômeno, portanto, ocorre devido ao deslocamento da Zona de Convergência Intertropical em direção ao Trópico de Capricórnio, que gera uma instabilidade em todo o Brasil Central durante o verão (SALGADO *et al.*, 2019). Já os veranicos, isto é, os períodos de interrupção de precipitações durante esta estação, se associam a Massa Tropical Continental (mTc) e às variações e expansões da área de Baixa Pressão do Chaco (CARDOSO *et al.*, 2014; SALGADO *et al.*, 2019).

Por outro lado, no período de estiagem, que ocorre durante o inverno, os índices de radiação solar são menores e há a influência da massa tropical atlântica (mTa), que gera um período bastante seco e de baixa umidade relativa. Neste período, a região fica sujeita às alternâncias dos ventos da Massa Tropical Atlântica (mTa) e às penetrações das Massas Polares (mPa), que ao terem a sua entrada facilitada pela configuração do relevo ao longo dos eixos dos grandes vales fluviais, favorece longos períodos de estiagem, baixas temperaturas e, raramente, chuvas frontais no inverno (SALGADO *et al.*, 2019). Assim, à estabilidade gerada pelo anticiclone subtropical do Atlântico Sul, pelas dorsais continentais, pela massa tropical atlântica (mTa) e pela penetração da massa polar atlântica (mPa) com frentes frias, geram poucas chuvas neste período, especialmente de junho a setembro (CARDOSO *et al.*, 2014).

Desta maneira, a região das UC's estudadas apresenta nos meses de outubro a abril cerca de 70% a 90% das precipitações, enquanto que no inverno essas precipitações são mínimas e praticamente ausentes. Este comportamento temporal das precipitações na região pode ser visualizado na figura 13, que contém os dados médios mensais de precipitação do ano de 1986 até 2020 da estação pluviométrica mais próxima a área de estudo e entorno, isto é, da estação do município de Posse (EM.83332), no Estado de Goiás.

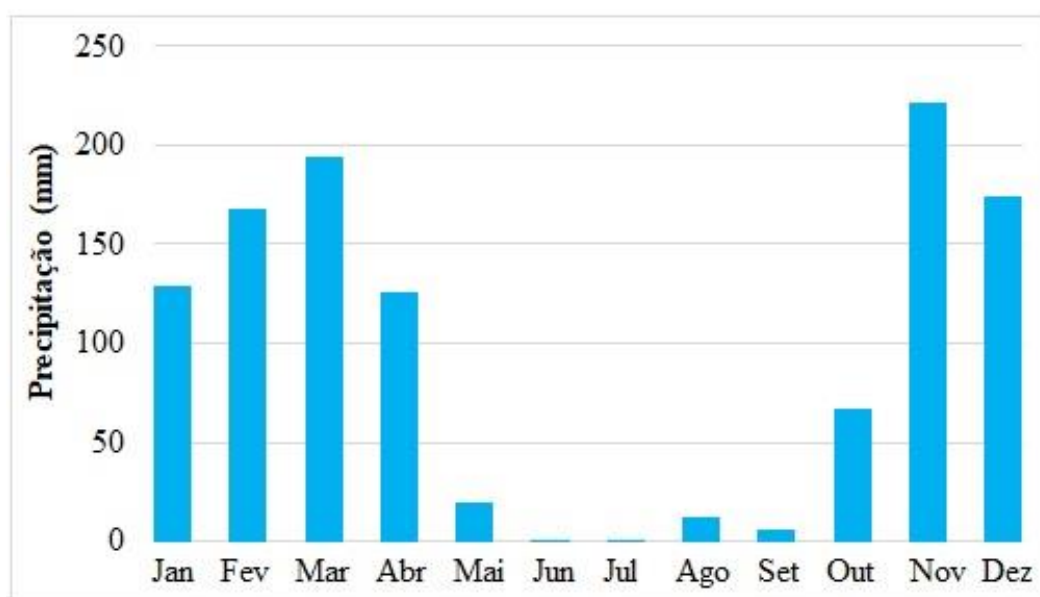


Figura 13 – Precipitação média mensal de 1986 a 2020 no município de Posse. Adaptado de ROSA (2016) e INMET (2020). Elaboração própria (2020).

Estes dados mostram que o mês mais chuvoso da região é o de novembro (223 mm), e os de junho e julho aqueles menos chuvosos (< 0,1 mm). Este padrão, associado ao fato de o nordeste goiano conter os menores índices de precipitação média e os maiores de evaporação de Goiás (ALMEIDA *et al.*, 2006; CARDOSO *et al.*, 2014), acentua ainda mais o contraste sazonal da região caracterizado por duas estações anuais distintas (MARCUSO *et al.*, 2012).

No que diz respeito a temperatura da região, a variação dos valores de temperatura média do ar desta região, entre 26° e 27° C, é explicado pelas características regionais da topografia, haja vista a existência de elevadas altitudes, como na Serra Geral de Goiás, e uma ampla planície, como no do Vão do Paranã (Figura 4 na página 16) (CARDOSO *et al.*, 2014).

Além disso, no fim do período de estiagem e início do período chuvoso ocorre às máximas térmicas e a elevação das temperaturas, pois os maiores valores de radiação global anual no bioma Cerrado são encontrados nas proximidades da região destas UC's (SCARIOT *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2008), e a maior incidência dos raios solares nessa época do ano pela baixa nebulosidade, que por sua vez, absorve e a flete a radiação solar (PETTERSSEN, 1976; WIDÉN; MUNKHAMMAR, 2019), favorecem este comportamento.

Ainda, os altos valores de evaporação e os baixos índices pluviométricos geram um déficit hídrico que reflete na dinâmica dos rios, pois no período chuvoso, às precipitações médias maiores aumentam à vazão dos rios, enquanto que no período de estiagem, a existência de precipitações pouco frequentes gera o predomínio das vazões de vazante, ou seja, vazões menores nos rios desta região ante as elevadas vazões encontradas durante o período chuvoso (DELPHIN, 2010; WOHL *et al.*, 2012; BOTTER *et al.*, 2013) (Figura 14).

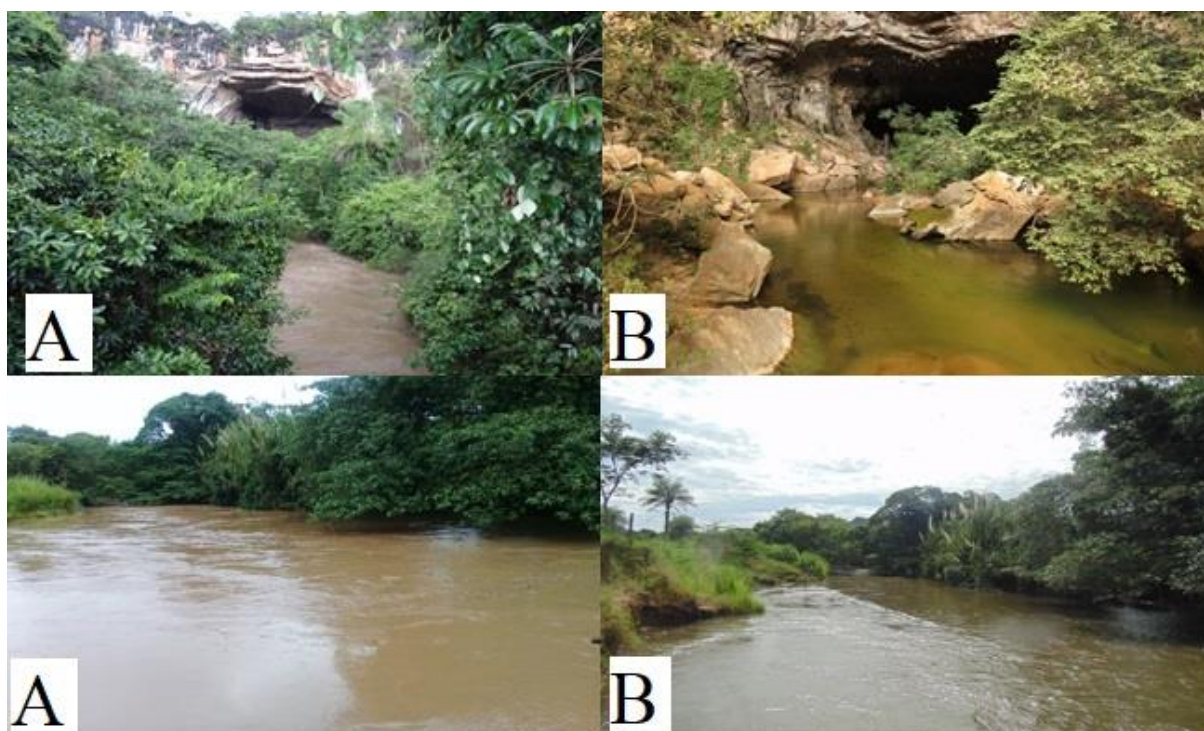


Figura 14 – Variação temporal na vazão dos rios da área de estudo, entre o período chuvoso (A) e o período de estiagem (B). Foto: LIMA (2019).

4. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO

4.1. Erosão hídrica e intemperismo químico

Nos últimos anos, a necessidade mundial de suprir as demandas humanas sobre o crescimento populacional, à produção agrícola, à urbanização e à tendência de diminuição da oferta de terras disponíveis, aumentou à degradação dos solos, principalmente pela intensificação de seu uso, perda de fertilidade, capacidade produtiva e também ao aumento dos processos erosivos (GUERRA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2020). Tal comportamento pode aumentar ainda mais nos próximos anos devido ao crescimento da exploração dos recursos naturais da Terra (GODFRAY *et al.*, 2010; AMUNDSON *et al.*, 2015; GOVERS *et al.*, 2017), colocando em risco à segurança alimentar, a qualidade e quantidade de água e de solo, bem como a mitigação das mudanças climáticas (PANAGOS *et al.*, 2019).

O solo, importante componente do sistema físico da Terra, presta inúmeros serviços ecossistêmicos de regulação, provisão e cultura, tais como: fornecimento de comida, madeira e fibra; prestação de suporte físico e matérias-primas; mitigação de inundações; filtragem de nutrientes; controle biológico de pragas e doenças; regulação de fluxos; purificação da água; emissões de gases; armazenamento de carbono; controle da erosão e etc (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; ROBINSON *et al.*, 2017; BAER; BIRGÉ, 2018).

Entretanto, sua degradação pela a erosão hídrica, isto é, pela desagregação, transporte e deposição de sedimentos pela ação da água, é um problema ambiental global de grande relevância (BORRELLI *et al.*, 2017; POESEN, 2018; GUERRA *et al.*, 2020; LAL, 2020), tornando proteção fundamental para o equilíbrio ambiental e o desenvolvimento sócio-econômico (SCHWILCH *et al.*, 2016; BRAUSMANN; BRETSCHEGER, 2018).

Apesar de ocorrer naturalmente na Terra, pois é um processo geomorfológico modelador do relevo que atua em encostas com declividade igual ou superior a 3°, a erosão do solo gera consequências sociais, ambientais e econômicas adversas aos seres humanos, principalmente quando intensificada pelas suas ações (XIAO *et al.*, 2017; RANGEL *et al.*, 2019; XIONG *et al.*, 2019), como por exemplo, atividades agrícolas em larga escala (GOVERS *et al.*, 2017; POESEN, 2018; KOPITTKE *et al.*, 2019; LEE *et al.*, 2019).

Além dos fatores associados a cobertura e uso do solo, há também áqueles intrínsecos do solo que afetam a sua erodibilidade, pois, ao interagirem entre si, retardam ou aceleram a ocorrência dos processos erosivos (FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2020).

A textura do solo, por exemplo, que representa às proporções relativa das frações granulométricas que o compõe, isto é, as partículas unitárias de diferentes tamanhos de sua fase sólida, afeta a erodibilidade devido a determinadas frações serem removidas com maior facilidade ante outras, afetando assim, o volume do *runoff*, de água infiltrada, à resistência ao destacamento ou cisalhamento, o transporte de partículas pela água, à estabilidade dos agregados e etc (HOLZ *et al.*, 2015; KER *et al.*, 2015; NGUYEN *et al.*, 2016).

Frações de silte (0,02 – 0,002mm) e areia (2 – 0,02 mm), especialmente de areia fina (0,2 - 0,05 mm), por exemplo, são removidas facilmente por não possuírem coesão e peso suficiente para dificultar o desprendimento e o transporte de suas partículas pela ação da água, isto é, são grande o bastante para se manterem unidas entre si e pequenas o suficiente para resistirem ao *runoff* (KER *et al.*, 2015). Logo, favorecem a produção de crostas na superfície do solo, que por sua vez, reduzem a infiltração da água e aumentam o volume do *runoff* (RIENZI *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2014; NGUYEN *et al.*, 2016).

Em contrapartida, frações granulométricas de argila (< 0,002mm) apresentam baixa erodibilidade pela sua elevada capacidade de agregação, força de coesão dos coloides e superfície específica, que por sua vez, atuam na cimentação e estabilização dos agregados do solo (TOTSCHÉ *et al.*, 2017). Portanto, apesar da baixa condutividade hidráulica das argilas em função de sua baixa macroporosidade, que por sua vez, reduz a velocidade de infiltração da água e aumenta volume do *runoff*, esta fração apresenta menor erodibilidade pela alta força de coesão e adesão das frações deste tamanho (KER *et al.*, 2015).

Já a fração granulométrica de areia grossa (2 – 0,20 mm) também apresenta baixa erodibilidade pelo tamanho do seu diâmetro, peso de sua massa física e rápida velocidade de decantação, que por sua vez, dificulta sua remoção e transporte pela ação da água (NGUYEN *et al.*, 2016). Porém, solos arenosos, mesmo apresentando elevada capacidade de infiltração de água em seus macroporos, contém baixa proporção de argila e matéria orgânica, isto é, agentes ligantes entre as partículas maiores, que por sua vez, os tornam susceptíveis a erosão durante o *runoff* pela baixa coesão das partículas que o compõe (KER *et al.*, 2015).

A densidade do solo, que indica seu grau de compactação, tem o seu valor acrescido com à redução da matéria orgânica, com o uso de máquinas agrícolas, o pisoteio de animais, pessoas e pela ação das gotas da chuva, que ao desagregarem e selarem a camada superficial do solo, provocam a sua compactação (FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2017). Logo, eleva sua densidade, provoca a redução dos poros, da infiltração, da aeração, da capacidade de campo e de macro-organismos, além de elevar o *runoff* e à erodibilidade do solo (KER *et al.*, 2015; POESEN, 2018; ALAUI *et al.*, 2018; STOESEL *et al.*, 2018).

Ainda, enquanto solos formados por partículas menores, como os argilosos, franco-argiloso e franco-siltosos, são mais susceptíveis a compactação ante solos formados por partículas maiores, como os solos arenosos, a redução do teor de matéria orgânica reduz a estabilidade dos agregados, facilita sua ruptura, a formação de crostas na camada superficial e favorece sua compactação (KER *et al.*, 2015; GUERRA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2020).

Esta capacidade da matéria orgânica em aumentar ou reduzir a integridade estrutural do solo e formar agregados estáveis afeta sua erodibilidade, pois estas características aumentam a aeração, a atividade microbiana e a permeabilidade do solo, além de reduzir a formação de crostas na camada superficial, que por sua vez, aumenta a infiltração da água, diminui o *runoff* e eleva a resistência do solo à erosão por *splash* (FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2017; OBALUM *et al.*, 2017; TOTSCHKE *et al.*, 2017).

Ainda, como a matéria orgânica do solo é composta por resíduos vegetais e animais, dispõe nutrientes para a fauna endopodônica e favorece a troca catiônica, afetando a permeabilidade, a aeração, a textura, a densidade, a porosidade e a infiltração da água (HANCOCK *et al.*, 2015; PANG *et al.*, 2019; GMACH *et al.*, 2020). Portanto, aumenta a estabilidade e a resistência do solo à erosão por reunir partículas minerais e permitir a atividade microbiana. Já sua escassez reduz a estabilidade e a infiltração da água, aumentando a erodibilidade (KER *et al.*, 2015; SIDDIQUE *et al.*, 2017; WILPISZESKI *et al.*, 2019).

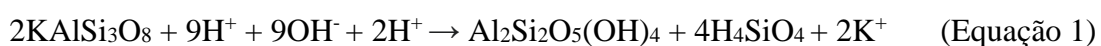
A porosidade, por controlar a percolação e a infiltração da água, assim como a penetração de ar e raízes no solo, afeta a erodibilidade do solo, fazendo com que solos com porosidade elevada apresentem taxas elevadas de infiltração e baixas de *runoff*, isto é, baixa erodibilidade (HOLZ *et al.*, 2015). Em geral, a porosidade do solo possui relação inversamente proporcional com a densidade, ou seja, quando a densidade do solo aumenta, a porosidade diminui. Porém, como a alteração do teor de matéria orgânica também afeta a porosidade do solo, já que este teor modifica a agregação de suas partículas, estes teores de matéria orgânica apresentam correlação positiva com os valores de porosidade do solo (KER *et al.*, 2015).

O pH do solo afeta sua erodibilidade por interferir sobre a estabilidade dos agregados, pois solos ácidos ($\text{pH} < 7$) apresentam complexos coloidais deficientes em elementos químicos que lhe conferem estabilidade, como o cálcio (Ca^{2+}). Este elemento reduz a erodibilidade e aumenta a resistência ao cisalhamento das partículas do solo, pois, além de auxiliar na retenção de carbono, que por sua vez, favorece a formação, a cimentação e a estabilidade dos agregados no solo, se combina ao húmus da matéria orgânica, aumentando a estabilidade dos agregados (TOTSCHKE *et al.*, 2017; MATSUMOTO, *et al.*, 2018; ROWLEY *et al.*, 2020).

O pH também afeta a estabilidade dos agregados de maneira indireta através do complexo de troca catiônica, pois havendo valores elevados de pH (> 7), isto é, o predomínio de cátions na solução (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), há uma maior floculação pela dispersão do oxigênio, que por sua vez, gera maior atividade biológica e a uma maior intensidade de agregação das partículas do solo. Ainda, como solos ácidos ($\text{pH} < 7$) alteram e inviabilizam a disponibilidade de alguns elementos para o solo, fazendo com que a concentração de ferro, manganês e alumínio muitas vezes seja tóxica às plantas e microrganismos (FERGUSON *et al.*, 2013; LAMMEL *et al.*, 2018), a sua erodibilidade aumenta em comparação com solos alcalinos ($\text{pH} > 7$), já que estes seres vivos favorecem à formação e a estabilidade dos agregados do solo (KER *et al.*, 2015; TOTSCHKE *et al.*, 2017; WILPISZESKI *et al.*, 2019).

Já os argilominerais, isto é, os minerais que tiverem sua mineralogia alterada devido a recombinação de íons durante as reações intempéricas, afetam à erodibilidade do solo por influenciarem às propriedades físicas e químicas do solo pelo tamanho pequeno de suas partículas, elevada área superficial e reatividade de sua superfície. Ainda como as condições ambientais determinam os tipos de argilominerais a serem formados, e estas condições, por sua vez, variaram no tempo e no espaço, são formados argilominerais com composição química e estabilidade de agregados distintas entre si, que por sua vez, afeta a erodibilidade (MOGHIMI *et al.*, 2012; KER *et al.*, 2015; KOME *et al.*, 2019).

Nos solos de regiões tropicais com clima quente e úmido, por exemplo, a monossialitização, isto é, à remoção completa de cátions básicos e parcial da sílica, favorecem a formação e a estabilidade da caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$). Este argilomineral, portanto, é formado sob condições climáticas úmidas de fluidos meteóricos de baixa atividade iônica e pH neutro a ácido, principalmente pela decomposição de feldspatos e micas via processos geológicos (equação 1), ou pela transformação de argilominerais do tipo 2:1 (esmectita) através de processos combinados de precipitação-dissolução e reorganização estrutural, onde o intemperismo associado a lixiviação de cátions geram a sua formação (KOME *et al.*, 2019).



Por outro lado, regiões de clima frio ou quente e seco favorecem a formação de illita, que são partículas de mica (muscovita) no tamanho argila (KER *et al.*, 2015). Já climas temperados e com índices pluviométricos baixos tendem a formar vermiculita e esmectitas (montmorilonita, bentonita), sendo a primeira resultado da transformação das micas, e a segunda de folhelhos, argilitos, calcários, micas, vermiculitas, cloritas e de origem neogênica (KER *et al.*, 2015; KOME *et al.*, 2019). Portanto, argilominerais 2:1 se formam em ambiente de temperatura e índices pluviométricos mais baixos ante do tipo 1:1, onde o movimento

reduzido da água dentro do manto de intemperismo, faz com que os argilominerais 2:1 contenham todos ou quase todos os elementos químicos presentes, pois até os elementos mais móveis (sódio, potássio, magnésio e cálcio) não terão uma boa lixiviação.

Tais características fazem com que argilominerais do tipo 2:1 sejam ricos em Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e mais susceptíveis à erosão devido a sua elevada superfície específica, capacidade de troca catiônica e expansividade, que por sua vez, favorece a ruptura dos agregados e a erosão destas partículas (RAMEZANPOUR *et al.*, 2010; KER *et al.*, 2015; KOMÉ *et al.*, 2019). Por outro lado, os do tipo 1:1 (caulinita, haloisita e etc) são ricos em Si^{4+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , não contém cátions alcalinos e alcalinoterrosos em sua configuração estrutural, além de conferir maior estabilidade e menor erodibilidade ao solo por não apresentarem capacidade de expansão e contração com a variação na umidade do solo, uma vez que apresentam baixa dispersibilidade, baixa capacidade de retenção água, bem como elevada inércia química ante os argilominerais 2:1 (KER *et al.*, 2015; KOMÉ *et al.*, 2019).

A cobertura vegetal é outro fator que afeta a erodibilidade do solo, pois a ação mecânica das raízes em conjunto com os fungos e bactérias associados a elas, reorientam o material sólido e promove a agregação e a estabilidade das partículas do solo (VEYLON *et al.*, 2015; TOTSCHE *et al.*, 2017; MAFFRA *et al.*, 2019; GUERRA *et al.*, 2020). Suas folhas interceptam e reduzem o impacto da energia cinética das gotas de chuva, diminuindo a erosão por *splash* e o *runoff*, além de favorecer a percolação e a infiltração da água no solo (FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2017; IGWE *et al.*, 2017a)

A adição de matéria orgânica pela vegetação também favorece a atividade microbiana, que por sua vez, aumenta a permeabilidade, a aeração, a porosidade, a infiltração da água e a estabilidade dos agregados, ou seja, reduz a erodibilidade do solo por favorecer a agregação das partículas, pois à medida em que a vegetação se desenvolve, excreta substâncias com poder cimentante que favorecem esta agregação e a estabilidade do solo (GYSSELS *et al.*, 2005; GOULD *et al.*, 2016; TOTSCHE *et al.*, 2017; GMACH *et al.*, 2020).

Em países tropicais a erosão hídrica é ainda mais recorrente devido a seus solos serem propensos à erosão bem como submetidos a chuvas intensas e concentradas (HOLZ *et al.*, 2015; KER *et al.*, 2015; LABRIÈRE *et al.*, 2015). Tais aspectos fazem do Brasil um 'hotspot' global da erosão dos solos, já que este país possui uma diversidade geológica e pedológica recoberta por diferentes coberturas vegetais e tipos de usos, inclusive atividades agrícolas (ANACHE *et al.*, 2018; COLMAN *et al.*, 2019), submetida a diversas condições climáticas (GUERRA *et al.*, 2014; ALMAGRO *et al.*, 2017).

Estas condições climáticas, que também atua na formação do solo, pois através de sua variação, por exemplo, há também variações na temperatura e na umidade do solo, na intensidade do intemperismo, na quantidade e no tipo de mineral, no teor de matéria orgânica, na ação dos organismos e outros processos que atuam ativamente no solo ao longo do tempo, provocam reações que adicionam, removem e transportam materiais e solutos em superfície e ou em subsuperfície (KER *et al.*, 2015; PERRON, 2017; TRIPATHY; RAHA, 2019).

Portanto, se associam aos processos erosivos e intempéricos, já que há uma relação entre a denudação química do manto de alteração e a renovação das camadas superficiais dos solos pela erosão, devido a ação geoquímica das águas intempéricas sobre as rochas eliminar quantidades significantes de matéria dos solos (KER *et al.*, 2015), sendo então, os solos produtos resíduos minerais *in situ* dos processos intempéricos ou sedimentos transportados e prévia ou continuamente intemperizados (POPE, 2013; TUCKER, 2015).

Como as precipitações pluviométricas afetam a decomposição da matéria orgânica, favorecem o crescimento da vegetação, à quantidade de CO₂ no solo e à atividade microbiana, formando solos com perfis profundos, lixiviados, ácidos, ricos em argilominerais e pobres em bases trocáveis, com ocorrência frequente em regiões de clima quente e úmido, como no Cerrado, que por sua vez, têm um dos solos mais antigos do mundo pela intensa lixiviação de seus cátions básicos (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺), devido às chuvas, à dissociação do ácido carbônico das águas e à incorporação de íons H⁺ pela matéria orgânica e organismos do solo (ZINN; LAL, 2013; HUNKE *et al.*, 2014; BORGHETTI *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2019b), sua ocorrência afeta diretamente a dinâmica dos processos erosivos.

Estas precipitações pluviométricas provocam o rompimento dos agregados e o destacamento das partículas do solo devido ao impacto da energia cinética das gotas de chuva, que por sua vez, provoca a erosão por *splash* (FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017; NEARING *et al.*, 2017). Portanto, é a partir do rompimento dos agregados do solo e do destacamento de suas partículas pela erosão por *splash* originada pela ação da água meteórica que há o selamento da sua camada superficial através da formação de crostas, o fechamento dos poros, a redução da infiltração da água em seu interior, o aumento do *runoff* e o desencadeamento dos processos erosivos (GUERRA *et al.*, 2017; FERNÁNDEZ-RAGA *et al.*, 2017).

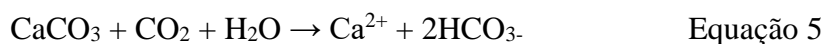
Além disso, as precipitações afetam o volume do *runoff*, a temperatura, a umidade e também a intensidade do intemperismo químico dos minerais contido nas rochas e nos solos, influenciando assim, a denudação química, a composição dos solutos e as taxas de alteração das bacias hidrográficas, pois em conjunto com o CO₂ e outros gases existentes na atmosfera e nos solos promovem a ocorrência de reações químicas congruentes e incongruentes que

alteram os minerais das rochas e dos solos (dissolução, hidrólise e etc), sendo os produtos destes processos transportados via lixiviação ou *runoff* em direção aos aquíferos, rios e oceanos (KUMP *et al.*, 2000; POPE, 2013; PERRON, 2017).

A disponibilidade de CO₂ na atmosfera e nos solos, por exemplo, ao reagir com a água meteórica, reduz o seu pH e a torna ácida (equação 2, 3, 4), o que, conseqüentemente, favorece o desencadeamento da erosão química e mecânica dos elementos dispostos na paisagem, pois os processos erosivos e a perda geoquímica de elementos ionizados e removidos do manto de alteração pela ação da água é intensificada com o enfraquecimento das rochas e dos solos pelo intemperismo, já que reduzem a resistência mecânica e a estabilidade química destes elementos e afeta as taxas e os mecanismos de erosão, as formas de relevo e a evolução da paisagem, através do aporte de sedimentos e elementos químicos gerado por movimentos gravitacionais, processos erosivos e pela denudação química ao longo das bacias hidrográficas (POPE, 2013; TUCKER, 2015; RUBIRA *et al.*, 2019).



Em relação a dissolução, quando sob paisagens cársticas, por exemplo, que correspondem a um sistema físico associado a processos e fenômenos (dissolução, transporte e deposição de matéria) que favorecem a transformação geoquímica de rochas solúveis e a transferência de sua massa em solução aquosa ao longo do tempo geológico (PARISE *et al.*, 2018; VERESS, 2020), as moléculas de CO₂ atmosférico e do solo reagem com as moléculas de água da chuva (H₂O) e se transformam em ácido carbônico (H₂CO₃), que por conseguinte, libera íons de bicarbonato (HCO₃) e prótons de hidrogênio (H⁺) que são consumidos por meio de reação química com o carbonato de cálcio (CaCO₃), gerando moléculas de bicarbonato (HCO₃-) em solução (equação 5 e 6) (KAUFMAN *et al.*, 2016).



Estas moléculas de bicarbonato (HCO₃-), solúveis na água, são carregadas para fora do sistema, enquanto novas moléculas de CO₂ passam do ar para a solução aquosa, até que se alcance o equilíbrio termodinâmico, ou seja, estas reações de dissolução só cessam quando a água se encontra saturada de carbonatos dissolvidos, ou então quando capacidade de dissolução da água se esgota, fazendo com que haja o predomínio dos processos físicos, como a erosão mecânica, na atuação da evolução da paisagem (WAELE, 2017; VERESS, 2020).

Portanto, os relevos carsticos, que correspondem a aproximadamente 20% do globo terrestre e se caracterizam por ocorrerem predominantemente em rochas calcárias e por possuírem drenagem subterrânea e diversas feições endocársticas (subterrâneas) e exocársticas (superficiais), como dolinas, lapiás, poljés e espeleotemas, resultam de processos intempéricos associados às condições climáticas e também litológicas, já que a interação entre a água da chuva, o CO₂ atmosférico, do solo e de camadas profundas da litosfera, com rochas suscetíveis ao ataque de ácidos, principalmente o calcário, o mármore e a dolomita, intensificam o processos de dissolução, que ao longo do tempo, formam feições cársticas em várias escalas (HARTMANN *et al.*, 2014; KAUFMAN *et al.*, 2016; PARISE *et al.*, 2018).

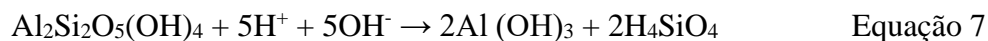
Entre os vários tipos de rochas carbonáticas, destacam-se os calcários, os dolomitos e os mármore, que por sua vez, são constituídas por mais de 50% de minerais de carbonato de cálcio, como a calcita (CaCO₃) e a dolomita (CaMg (CO₃)₂), sendo a primeira de maior solubilidade à ácidos em comparação com a segunda. Ainda, a pureza das rochas, isto é, a maior ou menor proporção de outros minerais (sulfetos, sulfatos, fosfatos, óxidos, silicatos e argilominerais) também afeta a solubilidade destas rochas (KAUFMANN *et al.*, 2016).

Destá maneira, a água percola os planos de acamamento sedimentar, as laminações composicionais, os veios minerais, as fraturas e falhas de origem tectônica e descontinuidades estruturais das rochas, alargando-as e dissolvendo-as gradativamente, aumentando assim, o escoamento hídrico ao meio subterrâneo. Logo, há um aumento progressivo da permeabilidade hídrica que gera complexas redes de fissuras e canais articulados a condutos maiores, que por sua vez, atuam como drenos subterrâneos de água que possibilitam a formação das cavernas e outras feições endocársticas (PARISE *et al.*, 2018; VERESS, 2020).

As precipitações pluviométricas também permitem a ocorrência de reação químicas de hidrólise, onde principais reagentes destas reações, isto é, o H⁺ e o OH⁻ originado da quebra ou ionização das moléculas de água, são influenciados pela dissolução do CO₂ das águas das chuvas, sendo a sua atuação mais intensa com o aumento da concentração de prótons. A presença protônica na água, por sua vez, é oriunda da dissociação do CO₂ atmosférico, como também, da hidrólise do Al e do Fe durante o intemperismo e de ácidos orgânicos existentes na biosfera. Em síntese, a hidrólise é uma reação química que destrói a estrutura dos minerais através da quebra das ligações químicas entre os elementos químicos que constituem o mineral atingido, liberando-os nas águas em forma de cátions e ânions.

Após a sua liberação à solução aquosa, estes cátions e ânions são recombinados ou removidos do manto de intemperismo, originando novos minerais. Uma das reações de hidrólise ocorre na transformação da caulinita em um hidróxido de alumínio, a gibbsita (Al

(OH)₃) (equação 7), que por sua vez, é um dos produtos finais do intemperismo químico, comum em locais com condições elevadas de temperatura e precipitação durante longos períodos de tempo, como nos solos do Planalto Central (Cerrado) (KER *et al.*, 2015).



Logo, os subprodutos dos processos intempéricos e dos processos erosivos apresentam relação com as características das águas fluviais, pois a ação da água da chuva nos solos e nas rochas favorecem o aporte de sedimentos e elementos químicos aos canais fluviais via lixiviação ou *runoff*, alterando a turbidez, o pH, a quantidade de sólidos dissolvidos e outras características físico-químicas das águas (KHATRI; TYAGI, 2014; HOLZ *et al.*, 2015; GIRARDI *et al.*, 2016; ISSAKA; ASHRAF, 2017; LINTERN *et al.*, 2017; LEE *et al.*, 2019).

Portanto, a mensuração dos processos hidrossedimentológicos e erosivos das UC's da região do Vão do Paranã, em Goiás, e das características físico-químicas das águas dos rios que aportam para suas cavernas, são importantes para compreender a dinâmica destes processos e suas relações com as características das águas fluviais, já que as características fisiográficas das bacias destas UC's afetam a erodibilidade do solo, e às das águas fluviais, no entanto, podem se associar a esta erodibilidade e ao intemperismo dos elementos da paisagem que integram as bacias destas UC's (KER *et al.*, 2015; LINTERN *et al.*, 2017).

4.2. Unidades de Conservação e bacia hidrográficas como unidades de análise em estudos ambientais

O aumento da degradação ambiental e das mudanças climáticas ocasionadas pela ação humana está intensificando a alteração dos ecossistemas terrestres, aquáticos e marinhos em todo o mundo, aumentando as temperaturas, a mortalidade em massa de espécies, o derretimento de geleiras, os períodos de seca, de processos erosivos, incêndios florestais e etc (PRICHARD *et al.*, 2017; POESEN, 2018; SHARMA *et al.*, 2019).

Apesar de recorrente nos últimos anos (SHUMAN, 2012), a intensidade destas alterações está tornando cada vez mais frágeis à degradação dos ecossistemas, aumentando a necessidade da compreensão destas causas, assim como tomadas de decisões voltadas ao seu cessamento e/ou mitigação (ANDERSON; MAMMIDES, 2020; TURNER *et al.*, 2020).

A importância da questão ambiental advém desde as descobertas científicas que evidenciavam a degradação ambiental no século XIX, fazendo com que o período pós-segunda Guerra Mundial emergisse de movimentos ambientalista associados a proteção ambiental através de alicerces que asseguraram a ideia da criação de áreas protegidas (McCORMICK, 1992; STEFFEN *et al.*, 2015; ARAÚJO, 2020), tanto que na atualidade, estas áreas cobrem cerca de 14,7% da área terrestre mundial, desempenhando papel

estratégico no que tange a proteção da diversidade biológica, cultural, do patrimônio natural, arquitetônico e o direitos dos povos (ANDRADE, IADANZA, 2016; JONES *et al.*, 2018).

Porém, foi somente na segunda metade do século XIX que a criação destas áreas se disseminou como estratégia de proteção ambiental, a princípio, ligada ao interesse na preservação de áreas terrestres e aquáticas detentoras de características excepcionais - beleza, grandiosidade, raridade etc, incluindo a flora e fauna (DRUMMOND *et al.*, 2010).

Em 1872, a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos da América, foi um marco para a temática, pois foi a primeira área protegida no mundo, criada em resposta a um processo de apropriação da terra, de dilapidação dos recursos naturais, de concentração de renda e de poder desencadeado no país após meados do século XIX, com o objetivo de preservar a beleza cênica do local e seus atributos naturais, através de um viés ambientalista radical voltado a uma gestão preservacionista, ou seja, que concebe a natureza como intocável, com valores estéticos e espirituais, além de mitificada e com o mínimo de interferência humana possível, sendo então, permitido apenas seu uso indireto e à ausência máxima da presença humana (ANDRADE, IADANZA, 2016; YONK; LOFTHOUSE, 2020).

A partir da criação deste parque eclodiram iniciativas e propostas que contribuíram para ampliar a discussão e o movimento de criação de áreas protegidas em diferentes países, como no Canadá em 1885, na Austrália, África do Sul e no México em 1898, na Argentina em 1903 e no Brasil em 1937, sendo esta área, portanto, determinante na política de conservação ambiental e nas definições das categorias de Unidade de Conservação estabelecidas pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), em esfera mundial, e através do SNUC, especificamente no caso do Brasil (FONSECA *et al.*, 2010; LOPES, 2013; LOPES; VIALÔGO, 2013; GUERRA; COELHO, 2015).

Apesar de registros históricos evidenciaram a preocupação desde o período colonial com os dispositivos de proteção de alguns recursos naturais, como leis de proteção florestal, decretos que coíbiam o corte de espécies madeireiras nobres e etc, o primeiro parque criado no Brasil com o objetivo explícito de proteção do ambiente foi de caráter estadual: o Parque Estadual da Cidade, atualmente Parque Estadual da Capital, criado em 10 de fevereiro de 1896, na cidade de São Paulo (DRUMMOND *et al.*, 2010; TOZZO; MARCHI, 2014).

Porém, apesar do Código Florestal brasileiro (1934) prever as primeiras tipologias de áreas protegidas no Brasil, com terminologias, áreas de preservação permanente e áreas passíveis de exploração, como os parques nacionais, as florestas nacionais e as florestas protetoras de mananciais e encostas (DRUMMOND *et al.*, 2010; PECCATIELLO, 2011; TOZZO; MARCHI, 2014), os esforços de criação de parques inspirados na iniciativa norte-

americana e o estabelecimento destas áreas ocorreu somente em 1937 com o primeiro parque nacional, o Parque Nacional de Itatiaia, e em 1939, com Parques de Iguazu, da Serra dos Órgãos e das Sete Quedas (GUERRA; COELHO, 2015; ANDRADE, IADANZA, 2016).

Mais tarde, em 1965 o novo Código Florestal, pela Lei no 4.771 do dia 15 de setembro, as Áreas de Preservação Permanente (APP) foram criadas como uma categoria de área protegida, considerada, inclusive, um prenúncio das florestas nacionais. Associada a este novo código Florestal de 1965, o Código de Fauna (Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967) incluiu a criação de áreas protegidas de uso indireto (parques nacionais, estaduais, municipais e reservas biológicas), que não permitiam o uso dos recursos naturais, e as de uso direto (florestas nacionais e parques de caça), que permitiam a exploração direta dos recursos naturais (DRUMMOND; BARROS-PLATIAU, 2006; TOZZO; MARCHI, 2014).

A Lei no 6.902, de 27 de abril de 1981 instituiu as estações ecológicas e as áreas de proteção ambiental, enquanto o Decreto 89.336, de 31 de janeiro de 1984, criou duas categorias a mais: as reservas ecológicas e as áreas de relevante interesse ecológico. Em 1987 surgiram as reservas extrativistas, com base na Portaria 627 do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), porém, reconhecida somente 1990. Já em 1996, as áreas particulares protegidas por iniciativa dos proprietários denominada reserva particular do patrimônio natural (DRUMMOND; BARROS-PLATIAU, 2006; TOZZO; MARCHI, 2014).

Ainda, neste ano, a Lei 6.938/1981 e seu subsequente Decreto 99.274/1990, buscaram proteger e implementar o planejamento e gestão ambiental a partir das bacias hidrográficas e das UC's, onde o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), pelo artigo 7º incentiva a instituição e o fortalecimento dos comitês de bacias hidrográficas, e o seu artigo 1º, item III, protege as áreas representativas de ecossistemas mediante a implantação de unidades de conservação e preservação ecológica.

Desta maneira, até 1990 houve a criação de uma pluralidade de categorias de áreas protegidas, fazendo com que em 1995 o Brasil apresentasse cerca de 34 Parques Nacionais, 23 Reservas Biológicas Federais, 30 Estações Ecológicas, 38 Florestas Nacionais, 15 Áreas de Proteção Ambiental, 4 Reservas Extrativistas e 6 Reservas Ecológicas (LOPES; VIALÔGO, 2013). Concomitante, em escala internacional, predominava o consenso sobre a importância da proteção da biodiversidade e das paisagens nativas, fazendo necessário uma sistematização em relação as leis, diretrizes e também o gerenciamento destas áreas.

Para isso, a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, chamada Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), regulamentada pelo Decreto nº 4.340 de 2002,

estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão de áreas protegidas através de UC's no Brasil, padronizando e organizando as categorias de manejo (BRASIL, 2000).

Portanto, o SNUC definiu critérios categóricos e normas específicas para criação e a gestão das tipologias de áreas protegidas no Brasil, haja vista que até então, estas estavam dispersas em outros instrumentos legais, concebendo-as como espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, que apresentam importância estratégica relevante para conservação e preservação do meio biótico e abiótico, sendo então, submetido a legislações específicas com objetivos e limites definidos em regime especial de administração (DRUMMOND *et al.*, 2012; GUERRA; COELHO, 2015; BARRETO; DRUMMOND, 2017).

Assim, a criação do SNUC possibilitou que as UC's do Brasil, exceto as Reservas de Patrimônio Particular Natural (RPPN), se adequassem aos critérios internacionais da IUCN, que por sua vez, corresponde a instituição responsável por definir e padronizar as categorias de áreas protegidas (FONSECA *et al.*, 2010; PÁDUA, 2011), sendo assim, um instrumento legal que elencou e definiu as diferentes categorias de unidades de conservação existentes no território nacional, sistematizou as diversas categorias de UC's em duas categorias, dispendo sobre os temas que lhe cabem (LOPES; VIALÔGO, 2013; GUERRA; COELHO, 2015).

Os objetivos almejados com a instituição das UC's via SNUC se associam a conservação da biodiversidade em seus três níveis fundamentais (diversidade genética, de espécies e de ecossistemas), ao uso sustentável dos recursos naturais, a participação da sociedade e a distribuição equitativa dos benefícios auferidos por intermédio da criação, implementação e gestão das UCs, sendo então de suma importância a garantia de um ambiente ecologicamente equilibrado para as futuras gerações frente a exploração global desenfreada dos recursos naturais, principalmente com a preservação de áreas que garantem a conservação e a proteção do ambiente ante a degradação antrópica (BRASIL, 2000).

Estas preocupações são evidentes nos objetivos específicos do artigo 4º do SNUC, que busca manter a diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais; proteger espécies ameaçadas de extinção; preservar e restaurar a diversidade de ecossistemas naturais; promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais; promover a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento; proteger paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica; proteger características relevantes de natureza geológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural; proteger e recuperar recursos hídricos e edáficos; recuperar ou restaurar ecossistemas degradados e etc (BRASIL, 2000).

Conforme o SNUC, as UC's se distinguem conforme o seu regime de uso (proteção ou conservação) e domínio (privado ou público), que conseqüentemente, resulta em diferentes formas de gestão (Tabela 1). Tal regulamentação é composta por Unidades de Conservação em esferas federais, estaduais, municipais e particulares, distribuídas em doze categorias de manejo que se diferenciam quanto à forma de proteção e tipo de uso (BRASIL, 2000).

Tabela 1 - Objetivo, uso e categorias dos respectivos grupos de UC's estabelecidos pelo SNUC

GRUPO	PROTEÇÃO INTEGRAL	USO SUSTENTÁVEL
OBJETIVO BÁSICO	Preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais	Compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais
USO	Indireto: aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais	Direto: aquele que envolve coleta e uso, comercial ou não, dos recursos naturais
CATEGORIAS	Estação Ecológica (ESEC) Reserva Biológica (REBIO) Parque Nacional (PARNA) Monumento Natural (MONA) Refúgio de Vida Silvestre (RVS)	Área de Proteção Ambiental (APA) Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta Nacional (FLONA) Reserva Extrativista (RESEX) Reserva de Fauna (REFAU) Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)

Fonte: Adaptado de Brasil (2000).

Portanto, esta classificação em graus variáveis de preservação, estabelecidos segundo o tipo de proteção legal específico de cada área e a classificação jurídica estabelecida para cada uma, estabelece uma proteção que varia da intocabilidade ao uso diário e relativamente intenso, permitindo o enquadramento dos critérios definidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (UICN) e aos padrões e normas internacionais referente as categorias de manejo, além de facilitar a aplicação e definição de estratégias voltadas à captação de recursos, à realização de pesquisas, ao intercâmbio de informações e experiências, ao diálogo com agências internacionais, à gestão de áreas transfronteiriças e etc (ANTUNES, 2011; LOPES; VIALÔGO, 2013; BARRETO; DRUMMOND, 2017).

Desta maneira, as UC's de proteção integral objetivam-se em preservação o ambiente admitindo somente o uso indireto de seus recursos naturais, exceto em casos previstos pela própria lei que estabeleceu o SNUC, enquanto as de uso sustentável são se destinam a compatibilizar a conservação e com uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

Em geral, as unidades de proteção integral, cuja regulamentação está disposta nos 9º ao 13º artigos da Lei do SNUC (2000), são áreas de domínio público que buscam preservar os ecossistemas nas seguintes categorias de UC's: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre (BRASIL, 2000).

Os Parques, por exemplo, são áreas com relevância ecológica e beleza cênica, que servem tanto para estudos e pesquisas científicas como para lazer, turismo e educação

ambiental (BRASIL, 2000), sendo o Parque Estadual de Terra Ronca, no nordeste goiano, um exemplo desta categoria de UC de proteção integral

Já as UC's de uso sustentável, como a Área de Proteção Ambiental, a Área de Relevante Interesse Ecológico, a Floresta Nacional, a Reserva Extrativista, a Reserva de Fauna, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável e a Reserva Particular do Patrimônio Natural, buscam compatibilizar a conservação ambiental e o uso sustentável dos recursos naturais, não restringindo seu caráter público como nas de proteção integral (BRASIL, 2000).

Áreas de Proteção Ambiental são áreas públicas ou particulares já habitadas, criadas com a finalidade disciplinar a ocupação e o uso dos recursos ambientais, proteger a diversidade biológica e assegurar o bem estar das populações. Um exemplo desta categoria de UC é a APA da Serra Geral de Goiás, em São Domingos e Guarani de Goiás.

Já as Reservas Extrativistas são áreas utilizadas por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência se baseia no extrativismo, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte. Estas áreas têm como objetivo proteger os meios de vida e a cultura das populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da UC. Nestas áreas a visitação pública é permitida desde que em compatibilidade com o plano de manejo, enquanto pesquisa científica requerem autorização do órgão responsável (BRASIL, 2000). Alguns exemplos desta categoria de UC são a Reserva Extrativista de Recanto das Araras de Terra Ronca, nos municípios de São Domingos e Guarani de Goiás.

O gerenciamento de todas as categorias destas UC's, conforme Brasil (2000), fica por conta das esferas governamentais e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que por sua vez, corresponde a uma autarquia associada ao Ministério do Meio Ambiente, ficando assim, as UC's federais a cargo desta autarquia, e as estaduais e municipais a cargo das secretarias estaduais e aos órgãos correspondentes.

Apesar do Brasil possuir uma das legislações ambientais mais avançadas do mundo e mais de 2.251 UC's, que recobrem cerca 1,5 milhões de km² (18%) do seu território, muito destas áreas recebem pouco investimento em pesquisa, fiscalização e manutenção técnico/administrativa (FERNANDES *et al.*, 2017; MATTAR *et al.*, 2018). Isto faz com que na prática, as UC's não tenham uma gestão adequada, perdendo assim, a eficácia de sua implantação, sendo inclusive, bastante recorrente dentro destes territórios protegidos, elevadas taxas de desmatamento, a extinção de espécies da fauna e flora, assim como o não cumprimento da lei, evidenciando a baixa efetividade destas áreas e o não cumprimento dos objetivos ensejados no ato de suas criações (JONES *et al.*, 2018; THOMAZ *et al.*, 2020).

Tanto que, mesmo constando no inciso XVII do artigo 2º que as ações voltadas ao planejamento e zoneamento que norteiam o uso e manejo dos recursos ambientais das UC's devem constar no Plano de Manejo, a falta de investimento, profissionais, estrutura e vontade política tornam esta prática rara, tanto que 92% das UC's do país não possuem Plano de Manejo, e às que têm não o seguem (PACHECO *et al.*, 2018; MAGNUSSON *et al.*, 2018).

Cada UC deve ter um plano de manejo elaborado pelo seu gestor ou proprietário no prazo máximo de cinco anos a partir da data de sua criação, através de um documento técnico que abranja toda a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e corredores ecológicos, além considerar medidas que promovam sua integração com a vida econômica e social da vizinhança, através da participação da população (BRASIL, 2000).

Este um documento regula o manejo e os procedimentos que asseguram a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas, através do zoneamento e de normas que devem presidir o uso destas UC's e de seus recursos naturais, garantindo a manutenção e a integridade ambiental destas áreas, sendo assim, um otimizador dos objetivos das UC's e o principal instrumento de gestão destas áreas (ANTUNES, 2011; SANTANA *et al.*, 2020).

Ainda, estabelecem critérios conforme as condições locais das UC sobre as situações associadas à visitação, aos estudos de capacidade de carga, à pontos de apoio para gestores e visitantes, à criação de corredores ecológicos e etc, além de realizar inventários e diagnósticos quanto aos aspectos de fauna e flora, distinguir zonas de menor e maior vulnerabilidade, considerando a manutenção do fluxo gênico e as relações ecossistêmicas, bem como a relação da unidade com a sociedade, esteja ela dentro ou fora da UC (BRASIL, 2000).

Portanto, a não existência de plano de manejo nas UC's, associada a falta de estrutura e a pouca execução dos princípios do direito ambiental impedem a efetiva gestão destas áreas protegidas, tornando-as meras abstrações, e requerendo ações voltadas a mudança na postura frente a problemática ambiental, o entendimento da importância da preservação dos recursos naturais para a garantia da qualidade de vida das gerações futuras e atuais, como também, uma fiscalização adequada com punição severa aos atos ilegais, para assim, preservar de fato o ambiente e atingir os objetivos das UCs (ANTUNES, 2011).

O contexto evolutivo da sociedade mostra que a preocupação ambiental aumentou, e que as UC's são fundamentais para que os índices de proteção sejam progressivos, principalmente com o planejamento e da gestão destas áreas com ações voltadas ao desenvolvimento sustentável, independentemente de seu domínio e uso (BRASIL, 2000).

Estas ações de planejamento se assemelham a análise e gerenciamento preconizado às bacias hidrográficas, que por sua vez, são palco das ações e degradações ocasionadas pela

humanidade que recebem todos seus efeitos, sendo por isto, muito utilizada como uma unidade territorial de planejamento e gestão ambiental dentro da perspectiva geográfica e em estudos correlatos (RODRIGUEZ *et al.*, 2011; CARVALHO, 2014; CARVALHO, 2020).

O planejamento de bacias hidrográficas visando o planejamento ambiental integrado, por exemplo, foi adotado no Plano de Recursos Hídricos (PRH), que é um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), bem como no Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), que é um instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) regulamentado pelo Decreto Federal 4.297/2002.

Já na Geografia, que tem como um de seus objetos de estudo o espaço, seus recortes espaciais são definidos com a identificação de um conjunto de objetos inter-relacionados por uma determinada lógica, como por exemplo, àquelas presentes nas bacias hidrográficas, sendo estas, portanto, um recorte espacial de análise utilizado no ordenamento territorial e na gestão ambientais aplicado nesta ciência, haja vista que são unidades sistêmicas, com escalas úteis ao planejamento onde ocorre a integração das águas com o meio físico, o biótico e social (TUCCI, 1993; LIMA, 2005; CAMPOS, 2006; SOUZA, 2013).

Com isso, enquanto as UC's são ferramentas estratégicas de gestão territorial, às bacias hidrográfica, numa escala mais ampla, estão embutidas nestes territórios, tornando ambos unidades de análise importantes na integração dos aspectos associados a gestão e conservação ambiental, especialmente quando passíveis de ações que promovam o desenvolvimento sustentável, isto é, aquelas que procuram integrar e harmonizar o crescimento econômico, à justiça e o bem-estar social, à conservação ambiental e à utilização racional dos recursos naturais. Tais características as tornam unidades capazes de presidir e regulamentar o uso e ocupação do solo bem como disciplinar o uso de seus recursos naturais (PINA, 2016; FRANCH-PARDO *et al.*, 2017).

Logo, pesquisas associadas a variação do uso e cobertura do solo, à avaliação e monitoramento de processos erosivos, às características das águas fluviais bem como mapeamentos de diferentes temáticas ambientais, têm as bacias hidrográficas e as UC's como recortes espaciais importante nesta avaliação (SÁNCHEZ, 2013; NUNES, 2015; ROSA, 2016), sendo tais recortes, enquanto unidades espaciais de gestão e planejamento, otimizadores de recursos operacionais voltado às questões ambientais (PINA, 2016).

4.3. Modelagem em estudos ambientais

A modelagem é uma ferramenta integradora que permite a geração de representações simplificadas da estrutura e do funcionamento de determinado sistema real. Em geral, são um

conjunto estruturado de objetos e atributos com limites, partes componentes com funções internas e externas, que otimiza a compreensão do contexto observado, não correspondendo, portanto, à realidade em si, mas sim à uma aproximação abstrata que pode servir de referência do que é produzido, pois não abarca todos as interações físicas, bióticas e socioeconômicas (CHORLEY; KENNEDY, 1997; HANNON; RUTH, 2001; GRAY; GRAY, 2017).

Embora sejam aproximações subjetivas da realidade, modelos obscurecerem detalhes acidentais e realçam aspectos reais relevantes a partir de informações organizadas na forma de análises, mapas, gráficos e tabelas que ajudam na compreensão das propriedades e no entendimento da dinâmica de sistemas ambientais, pois, ao descrever fenômenos via representações de eventos sequencias com técnicas matemático-computacionais que geram modelos insumos (entrada) à serem comparados a materiais de respostas (saída), possibilitam sua predição comportamental (HAGGETT; CHORLEY, 1967; ROSMAN, 2001).

Portanto, os modelos partem do princípio de que os eventos reais formulam várias questões cujos elementos chaves necessitam ser identificados para formar uma versão abstrata destes eventos, sendo então, posteriormente, identificado e descrito as variáveis que compõe sua estrutura, para enfim, ser realizada conclusões, predições e comparações com os eventos reais que conduzem e/ou indicam a correção/aceitação/revisão deste modelo (Figura 15).

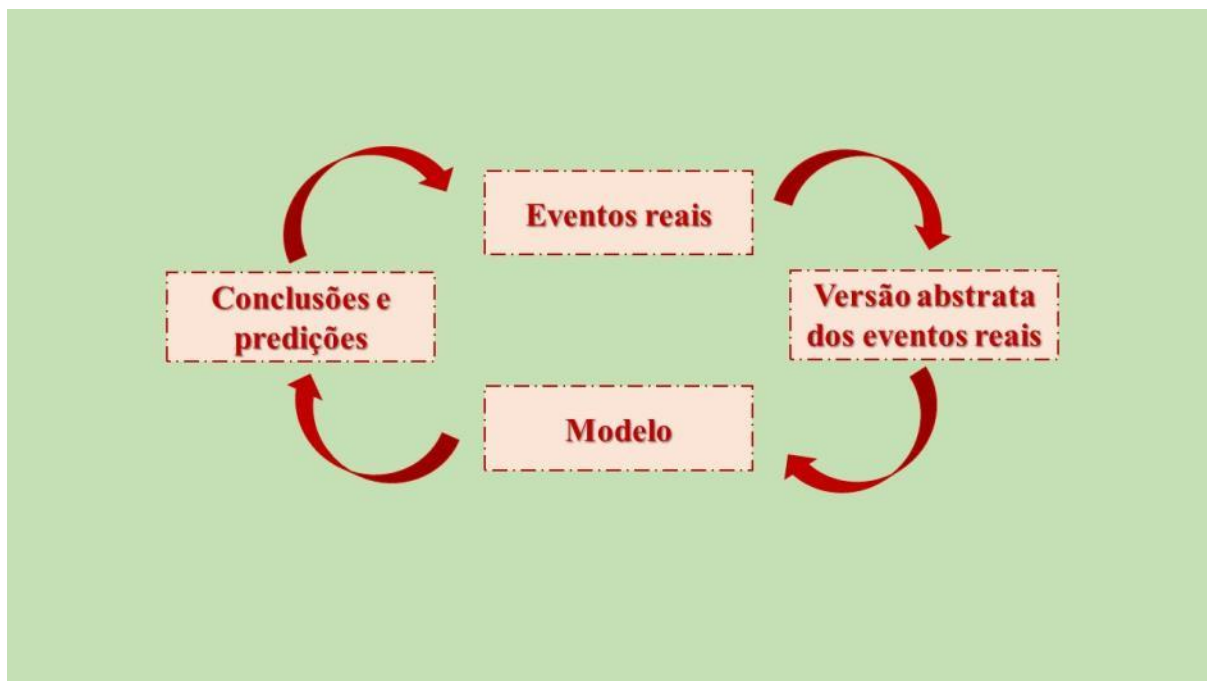


Figura 15 - Processo cíclico de construção de modelos (HANNON; RUTH, 2001). Adaptado.

Por sua vez, além dos modelos serem classificados de acordo com o tipo de variáveis necessária para a execução da modelagem (determinísticos ou estocásticos), da relação entre elas (conceitual ou empírico), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), da

existência de relações espaciais (pontuais ou distribuídos) e quanto a sua dependência temporal (estáticos ou dinâmicos), eles se caracterizam por serem seletivos, estruturados, sugestivos, simples, analógicos e podem ser reaplicados (HAGGETT; CHORLEY, 1967; MOORE *et al.*, 1993; TUCCI, 1998; CHRISTOFOLETTI, 1999; THOMPSON, 1999).

O número de variáveis utilizadas no processo de modelagem, por exemplo, é uma característica muito importante que afeta sua funcionalidade, pois, em geral, a redução deste número na execução de determinado modelo tende a acentuar a melhora dos resultados a serem representados e, portanto, a sua funcionalidade (MOORE *et al.*, 1988) (Figura 16).

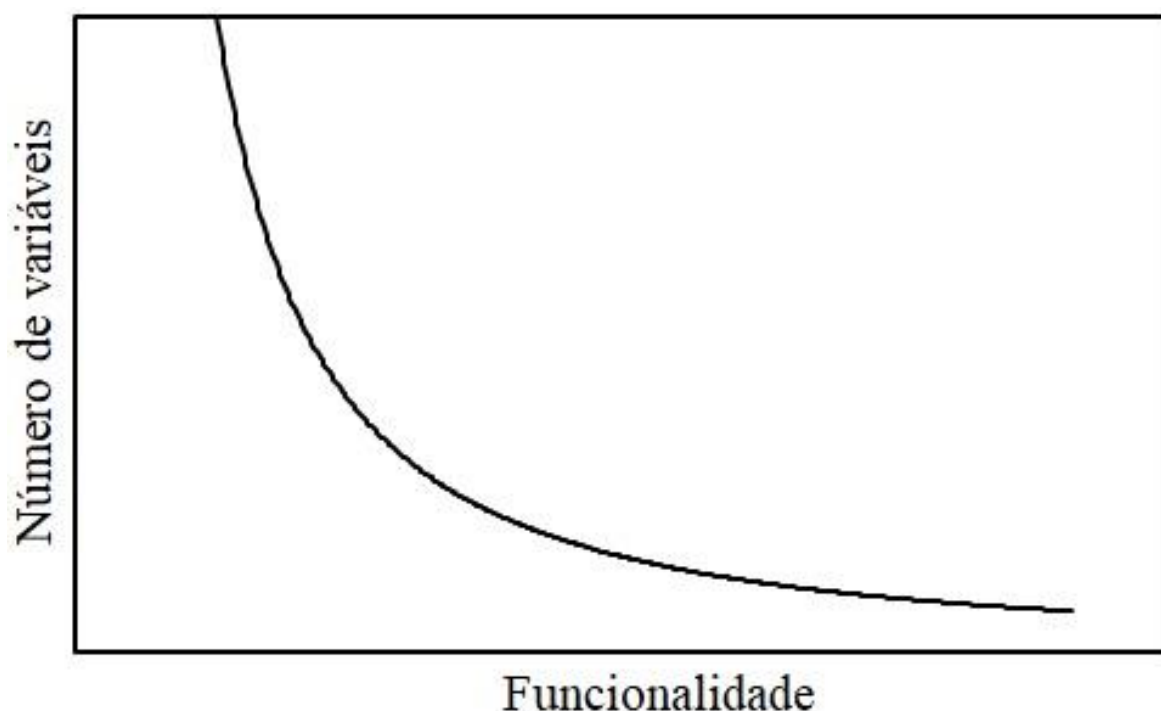


Figura 16 - Relação hipotética entre a funcionalidade e o número de variáveis do modelo. Adaptado (MOORE *et al.*, 1988).

Portanto, o número elevado de variáveis, o comportamento não determinístico dos fenômenos, à interação de componentes socioeconômicos e biofísicos, à necessidade do mapeamento prévio de padrões mutáveis do uso e cobertura do solo, dados de campo, de mapas fisiográficos, de técnicas de sensoriamento remoto e dados estatísticos, além de tornarem a elaboração de modelos complexa, torna sua abordagem interdisciplinar, fazendo com que especialistas de diversas áreas do conhecimento, como sociólogos, ecólogos, biólogos, economistas, tecnólogos, geógrafos, geólogos e antropólogos, trabalhem com o mesmo objeto de estudo (RIDDICK *et al.*, 2016; BILLIOT; MITCHELL, 2019).

Estas características também tornam estes modelos uma ferramenta de grande utilidade para o meio técnico, científico e governamental, como áreas de conhecimento da Ciência da Computação, das Engenharias, da Economia, das Ciências Biológicas e da Física,

pois apresentam informações que interagem e auxiliam nos processos de tomada de decisões; na definição de problemas e conceitos de maneira mais objetiva e precisa; na análise de dados e a sua comunicação com os resultados; na realização de simulação de processos; e também por muitas vezes serem a única alternativa viável financeiramente e metodologicamente para alcançar seus objetivos (SCHLÜTER *et al.*, 2019; CIAN *et al.*, 2020; PANTELI *et al.*, 2020).

Apesar da modelagem contribuir com a análise das características e mudanças dos sistemas ambientais, pois permite a compreensão das interações sistêmicas e otimiza as previsões, os modelos possuem limitações associada às variáveis envolvidas e à correspondência entre seus parâmetros; à redução da escala dos objetos e dos fenômenos pela representação do mundo real em meio computacional; à acuidade e ajustagem das suas previsões; e à atribuição dos valores de seus parâmetros e sua correspondência com aqueles do mundo real, sendo este, portanto, um desafio da representação dos fenômenos ambientais e sua fidedignidade com a realidade (CHRISTOFOLETTI, 1999; ELSAWAH *et al.*, 2020).

No entanto, a percepção em nível planetário da degradação ambiental e de suas consequências a partir da segunda metade do século XIX, e a intensificação das mudanças ambientais na atualidade devido as ações humanas estão exigindo cada vez mais a necessidade de respostas por parte de pesquisadores, empresários e governantes na busca da compreensão do funcionamento dos sistemas naturais (biofísicos), dos processos dos sistemas sócio-econômicos (antrópicos) e de suas interações, bem como na viabilização de intervenções de baixo impacto ambiental através de estudos e métodos de reduzem os danos ambientais (ALLOUCHE *et al.*, 2017; JANG *et al.*, 2020; NEHAI *et al.*, 2020).

Ao considerar o ambiente como um sistema, ou seja, um entidade com expressão espacial delimitada conforme sua variabilidade taxonômica e a distribuição de seus fenômenos, que por sua vez, são estruturados por funções internas e externas consistentes e conectadas por suas partes e associadas a sistemas e eventos externos que trocam massa e energia, o processo de modelagem se torna a forma mais realista de representação dos fenômenos ambientais (WESSELING *et al.*, 1996; BURROUGH, 1998; CHRISTOFOLETTI, 1999). Isso se dá porque ela utiliza a saída da primeira etapa como entrada na segunda, a saída da segunda como entrada da terceira e assim por diante, gerando assim, diagnósticos e prognósticos ambientais (COVILLE *et al.*, 2020; EMETERE; AKINLABI, 2020).

Portanto, além das análises e previsões das inúmeras situações ambientais simuladas e geradas (situações de riscos, de potenciais de uso, de necessidades de proteção, de impacto, de ordenação geoeconômica, de zoneamento ambiental e etc) pela modelagem permitir a caracterização ambiental voltada a utilização racional de seus recursos físicos, bióticos e

socioeconômicos, e tornar sua aplicação em estudos e projetos voltados à gestão e ao gerenciamento ambiental cada vez mais recorrente, ele requer por parte do modelador o entendimento prévio e mínimo desta ferramenta para que sua utilização se dê de modo adequado e responsável, pois pode gerar diversas consequências deletérias (ARAÚJO; PETERSON, 2012; DICKEY-COLLAS *et al.*, 2014; PINDYCK, 2017; KNOKE *et al.*, 2020).

Sendo os fenômenos ambientais complexos, com comportamentos não-lineares, propriedades e comportamentos estocásticos e com múltiplas escalas espaço-temporais, a estruturação de seus dados particulares destinados a representar seus sistemas e permitir seu estudo através de mapas, equações matemáticas, e base de dados georreferenciadas, por exemplo, é útil para o estudo dos sistemas ambientais. Portanto, contribui na compreensão de fenômenos e em previsões (simulações) que permitem avaliar impactos em diversos tipos de cenários, pois o uso de modelos estocásticos e determinísticos contribuí para o conhecimento dos sistemas ambientais e no planejamento e gestão do uso dos recursos naturais em escala em várias escalas (local, regional e global) (EMETERE; AKINLABI, 2020).

Ainda, como os processos ambientais são dinâmicos passíveis de eventos sequenciais (dinâmicos) que se realizam trocas de energia/massa responsáveis pelas suas variabilidade espaço-temporais onde cada subsistema apresenta diferentes etapas de evolução, suas representações em modelos ambientais pode ser otimizada e transformada numa importante ferramenta com a utilização modelos digitais e pela análise espacial via geoprocessamento e SIG (NAGAMANI; NETHAJI MARIAPPAN, 2017; GAO *et al.*, 2019; GUI *et al.*, 2020).

Estas ferramentas combinam uma gama de parâmetros ambientais capazes de reportar resultado de alta capacidade na avaliação de dados temáticos, permitindo assim, avaliar, determinar e interpretar as informações ambientais relacionadas ao espaço geográfico das bacias hidrográficas, além de representar fenômenos em múltiplas escalas, com diferentes resoluções espaço-temporais, durante eventos contínuos ou discretos e sob diferentes relações de proximidade, simulando assim, impactos no ambiente que podem auxiliar na determinação dos limites de vulnerabilidade causados pelo uso dos recursos naturais, além de gerar, gerar resultados fidedignos com as mudanças que ocorrem na biosfera (GRAY; GRAY, 2017; SKIDMORE, 2017; EMETERE; AKINLABI, 2020).

Dessa forma, tecnologias computacionais, a matemática aplicada e o conhecimento dos processos físicos favoreceram o desenvolvimento de novas metodologias que permitem novas formas de compreender problemas ambientais extremamente complexos no que tange ao contexto multiescalar espaço-temporal e a quantificação de variáveis antes não quantificáveis (SUN *et al.*, 2019; AL-QURAIISHI; NEGM, 2020; NIYAZI *et al.*, 2020).

Esta visão holística busca preservar os recursos naturais, identificar problemas, limitações e potencialidades ambientais em uma área, podendo assim, auxiliar e dar subsídio à implementação de um planejamento racional do uso e ocupação do solo. Entretanto, para que resulte em melhorias significativas e à baixos custos, necessita de uma avaliação ambiental precisa que tenha como objetivo otimizar a previsão da área de estudo e frente às ações a serem implementadas (GRAY; GRAY, 2017; EMETERE; AKINLABI, 2020).

Neste contexto, os modelos que estimam a perda de solo por processos erosivos, por exemplo, vêm sendo aplicado com eficiência, seja no planejamento conservacionista (preventivo), ou na avaliação e no controle em bacias hidrográficas, pois incorporam ou não diferentes tipos de eventos que atuam em diversas escalas espaciais (parcelas, encostas, microbacias, regionais) e temporais (eventos isolados, médias mensais ou anuais, dezenas, centenas ou milhares de anos), sendo esta aplicação mais intensificada nos últimos devido principalmente a possibilidade de processamento de dados espaciais georreferenciados de boa precisão (IGWE *et al.*, 2017b; PANAGOS; KATSOYIANNIS, 2019; SALUMBO, 2020).

O uso do SIG aplicado e a imagens de satélites de alta resolução, por exemplo, além de reduzir as incertezas quanto as variáveis e escalas aplicadas, diminui os custos e o tempo de monitoramento hidráulico-hidrológico que a confiabilidade de alguns modelos exige, intensificando assim, o uso de modelos nestes processos, que por sua vez, auxilia no entendimento e na predição de taxas de escoamento superficial voltados a melhorias de seu controle; na compreensão dos condicionantes destes processo; na avaliação dos impactos diretos e indiretos sobre o solo e as águas em escala de detalhe (grande); na identificação de estratégias de controle; e na implementação de práticas conservacionistas para voltadas a mitigação dos efeitos *onsite* e *offsite* da erosão (POESEN, 2018; SALUMBO, 2020).

Portanto, o avanço de geotecnologias favoreceu o desenvolvimento de pesquisas e modelagem associada a erosão através de ferramentas disponíveis nos diversos SIG's, que por sua vez, são aplicadas na avaliação espacial diagnostica e prognostica destes processos em determinadas áreas, tornando-os contínuos e capazes de descrever matematicamente o desprendimento, o transporte e a deposição de partículas, além de uma importante ferramenta no planejamento eficaz de estratégias e ações voltadas a conservação do solo, e no subsídio de decisões voltadas ao controle da degradação do solo (GRAY; GRAY, 2017; PANAGOS; KATSOYIANNIS, 2019; EMETERE; AKINLABI, 2020; LOUREIRO *et al.*, 2020).

Sobre a classificação dos modelos, estes são categorizados segundo os objetivos a serem alcançadas, à base conceitual utilizada e à escala espaço-temporal. Conforme a base conceitual, que por sua vez, considera os processos envolvidos e os algoritmos utilizados, os

modelos podem ser conceituais, isto é, que objetivam em representar o funcionamento das partes e de um determinado sistema ainda que de forma simplificada; empíricos ou estatísticos, ou seja, àqueles que consideram as relações estatísticas entre os dados, os parâmetros e as variáveis consideradas relevantes na compreensão do fenômeno; ou de base física, que por sua vez, são os modelos que se baseiam no fluxo de energia para que um dado fenômeno possa ocorrer (CHRISTOFOLETTI, 1999; BLANCO; LAL, 2010).

Embora não exista um modelo cem por cento físico, pois as equações que o executam resultam de suposições e abordagens empíricas/conceituais, modelos físicos são eficazes na identificação de áreas de produção de sedimentos e escoamento superficial em bacias hidrográficas com mais acurácia ante os demais, pois a quantidade de parâmetros requerida otimiza o ajuste dos dados e os resultados das simulações (SALUMBO, 2020).

Portanto, a diversidade de modelos que realizam a previsão e a simulação de processos antrópicos e biofísicos e suas interações no ambiente, como a erosão do solo e a produção de sedimentos, ocorre pela complexidade dos fenômenos, os critérios e relações entre as variáveis e os dados utilizados, sendo alguns dos softwares que fazem estas análises e predições o ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Response Simulation*), EUROSEM (*EUROpean Soil Erosion Model*), USLE (*Universal Soil Loss Equation*), MUSLE (*Modified. Universal Soil Loss Equation*), RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*), KINEROS2 (*KINematic EROsion Simulation 2*), LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*), WEEP (*Water Erosion Prediction Project*), WESP (*Watershed Erosion Simulation Program*), e o SWAT (*Soil And Water Assessment Tool*).

A USLE, os modelos derivados dela (MUSLE e a RUSLE) e o SWAT, por exemplo, são modelos ambientais utilizados em trabalhos que realizam avaliações, predições e representações do comportamento de uma bacia hidrográfica, como os efeitos dos agentes ambientais e das alterações antrópicas que afetam a dinâmica dos processos hidrológicos, a perda de solo, o escoamento superficial, subterrâneo, e por sua vez, a produção de sedimentos (ARNOLD *et al.*, 2012; IGWE *et al.*, 2017b; KUMAR *et al.*, 2019; SALUMBO, 2020).

4.4. Modelagem dos processos erosivos

Nos últimos anos, a ciência tem realizado um grande esforço na promoção de técnicas de monitoramento e modelagem de processos erosivos em bacias hidrográficas, possibilitando a integração de informações e a representação adequada deste processo desde o destacamento, transporte e deposição das partículas, até a relação entre os componentes do ambiente (áreas fonte, redes de transporte, depósitos, rede fluvial e etc) (IGWE *et al.*, 2017b).

Desta maneira, a análise dos impactos *onsite* e *offsite* deste processo depende de informações de estudos que vão desde a escala de parcelas, até àquelas associadas a encostas e bacias hidrográficas, requerendo assim, o envolvimento de profissionais de diversas áreas, como por exemplo, a pedologia, geomorfologia, hidrologia, a geografia e etc.

Logo, a modelagem dos processos erosivos contribui substancialmente para otimizar o planejamento econômico e ambiental dos recursos naturais, permitindo a obtenção dos valores e a variação espaço-temporal da taxa de erosão média em inúmeras áreas e bacias hidrográficas, sendo então, estes modelos matemáticos, ferramentas extremamente úteis para descrever e compreender a dinâmica erosiva na superfície terrestre (IGWE *et al.*, 2017b).

Estes modelos matemáticos de estimativa de perda de solo se diferenciam em termos de complexidade, dos processos considerados e também dos dados requeridos. A escolha do modelo mais apropriado à demanda deve ser baseada no objetivo de uso, nas características da área de estudo e na disponibilidade de dados (GANASRI; RAMESH, 2016), pois não há o melhor modelo para todas as aplicações, e sim modelos idealizados e aprimorados conforme os objetivos estabelecidos, sendo então, a mais adequada aquela que considera o contexto geográfico da área, as condições do objeto de estudo, os objetivos a serem alcançados e a disponibilidade de dados (MINELLA *et al.*, 2010; IGWE *et al.*, 2017b).

Com isso, os modelos dos processos erosivos são agrupados conforme seus objetivos, bases conceituais utilizada e escala espaço-temporal, que possibilitam sua aplicação a inúmeros tipos de interesses, como por exemplo: na determinação da fragilidade ambiental à erosão hídrica; na determinação das taxas médias de perda de solo de longo período em áreas agrícolas; na determinação do balanço de sedimentos; na diferença entre erosão e deposição; no controle da produção de sedimentos; na interpretação das relações entre os processos erosivos nas encostas com os processos de transporte na calha fluvial; na determinação da taxa de emissão de sedimentos (relação entre a perda de solo e a produção de sedimentos); no impacto na qualidade da água, pela presença de sedimentos, contaminantes associados (nutrientes, pesticidas, metais pesados e patógenos) e etc.

4.4.1. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

O modelo da *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), criado para avaliar e quantificar a perda de solo por processos erosivos com base na mensuração dos sedimentos produzidos e transportados ao longo das encostas, advém da revisão da *Universal Soil Loss Equation* (USLE), que por sua vez, surgiu na década de 1960 de um trabalho do *Soil Conservation Service* (SCS) e do *Agricultural Research Service* (ARS) em parceria com a

Purdue University, onde se estimou temporalmente a quantidade de perda de solo em parcelas experimentais nos Estados Unidos (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD *et al.*, 1991).

A ocorrência espacial generalizada destes processos associada ao desenvolvimento tecnológico nos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e no Sensoriamento Remoto (SR), fizeram com que novas variáveis e métodos de levantamento de dados no modelo original da USLE dinamizassem a aplicação de seu modelo revisado (RUSLE), além de otimizar o entendimento da distribuição espacial e a magnitude do risco da erosão à custos razoáveis e com melhor precisão, seja em escalas regionais ou grandes bacias (IGWE *et al.*, 2017b; GOMES *et al.*, 2019; PANDITHARATHNE *et al.*, 2019; MAQSOOM *et al.*, 2020).

Apesar de originar da revisão da USLE, a RUSLE utiliza os mesmos parâmetros já que as principais modificações se associam à redução da escala de estudo e ao agrupamento dos fatores comprimento de rampa (L) e declividade (S), que antes, na USLE, eram calculados separadamente (Tabela 2) (ALEWELL *et al.*, 2019; DJOUKBALA *et al.*, 2019).

Tabela 2- Diferenças entre a USLE e RUSLE.

USLE (<i>Universal Soil Loss Equation</i>)	RUSLE (<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>)
Não exige a entrada de dados sofisticados/numerosos	Usa algoritmos para o calculo;
Mede as taxas de perdas de solo em longo prazo;	Mensura perdas de solo ao longo do tempo;
Desenvolvido para vertentes com comprimentos e inclinação relativamente moderadas;	Utiliza algoritmos para calcular comprimento de vertente e declividade (LS) refletindo a erosão laminar e em sulcos;
	Calcula o fator topográfico (LS) para vertentes de diversas formas;
Não foi projetada para solos tropicais.	Desenvolvimento de um termo de erodibilidade variável sazonalmente;
	Utiliza subfatores para obter o valor de (C).

Fonte: Elaborado pelo autor. Fonte: IGWE *et al.*, (2017b).

Portanto, apesar dos fatores da RUSLE continuarem a serem os mesmo da USLE, a inserção destas novas características permitiu combinações mais complexas que proporcionam uma reprodução mais real e integrada do ambiente (RENARD *et al.*, 1997; ULLAH *et al.*, 2018; CHUENCHUM *et al.*, 2020; GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020), pois sua fórmula, exposta na equação 8 e esquematizada na figura 17, integram parâmetros físicos e antrópicos influentes nas variações espaciais na taxa de erosão hídrica sobre o

terreno, como i) a erosividade das chuvas, isto é, sua capacidade em provocar desprendimento e arrasto de solo; ii) a erodibilidade do solo, que quantifica sua susceptibilidade à erosão; iii) o comprimento e a declividade das encostas; iv) o tipo de uso e cobertura do solo; v) e as práticas conservacionistas, onde:

$$A = R. K. LS. C. P \quad (\text{Equação 8})$$

Sendo,

A - Perda do solo por unidade de área e tempo [T/(ha.ano)];

R - Fator erosividade da chuva, que quantifica a energia do impacto das gotas de chuva juntamente com a taxa de arraste do solo resultante do *runoff* [MJ.mm/(ha.h.ano)];

K - Fator erodibilidade do solo, representa a susceptibilidade de diferentes solos serem erodidos de acordo com suas características físicas e químicas [T.ha.h/ha.MJ.mm];

L - Fator comprimento de rampa (adimensional);

S - Fator declividade (adimensional);

C - Fator uso e cobertura do solo (adimensional);

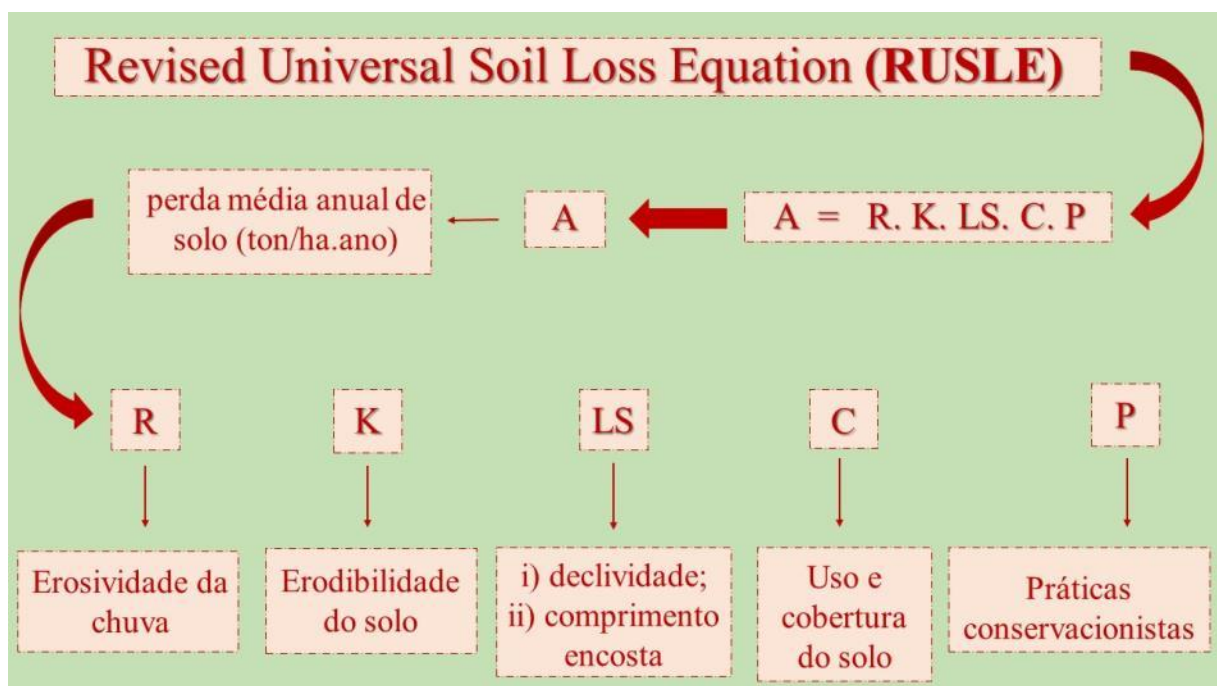


Figura 17 – Esquematização da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). Elaborado pelo autor.

4.4.1.1. Fator Erosividade (R)

A erosividade é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva em causar erosão, pois o potencial erosivo das chuvas apresenta relação com às características físicas das chuvas como quantidade, intensidade, intensidade máxima em 30 min, diâmetro das gotas, velocidade terminal e energia cinética, pois este processo se inicia pelo impacto da gota de chuva sobre o solo, que por sua vez, rompe os agregados via erosão por *splash*, sela e forma

crostas na camada superficial, reduz a taxa de infiltração, aumenta a formação de poças (*ponds*), o volume do *runoff* e a taxa de perda de solo (FERNANDEZ-RAGA *et al.*, 2017).

Portanto, a precipitação pluviométrica é a força motriz nos processos erosivos pois influencia diretamente em suas diferentes fases, desde o desprendimento das partículas à quebra de agregados e o transporte deste material pelo *runoff*, apresentando, de maneira geral, correlação positiva com a energia cinética e a intensidade máxima em 30 minutos já que a este fator é influenciado principalmente pela intensidade da chuva e pelo tamanho de suas gotas (WISCHMEIER; SMITH, 1978; GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020).

Para analisar tal fator e estimar seus valores, entretanto, deve-se considerar a intensidade e a energia do impacto de suas gotas de cada evento chuvoso num determinando tempo, que por sua vez, é obtida pelo conhecimento do potencial erosivo da chuva através do índice de erosividade (*EI30*), dado pela equação a seguir:

$$EI30 = Ec \times I30 \quad (\text{Equação 9})$$

Onde *EI30* corresponde ao índice de erosividade ($\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$); *Ec* corresponde a energia cinética da chuva ($\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) e *I30* a intensidade máxima em 30 min, ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$).

No que diz respeito a energia cinética da chuva (*Ec*), esta pode ser obtida através da equação a seguir:

$$Ec = 0,119 + 0,0873 \log l \quad (\text{Equação 10})$$

Onde *Ec* corresponde à energia cinética da chuva ($\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$), e *l* a intensidade da chuva ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$). Devido a insuficiência de informações pluviométricas, uma alternativa para supri-la é a utilizar, por exemplo, dados de precipitação média mensal e anual.

No Brasil, o *EI30* vem sendo utilizado como parâmetro de avaliação da erosividade e na determinação das linhas isoerosivas através de mapas de erosividade ou mapas isoerodentes em ambiente SIG. Porém, alguns estudos não têm demonstrado a correlação da perda de solo com o índice *EI30*, chegando, inclusive, a subestimar a erosividade das chuvas em regiões tropicais, evidenciando a necessidade da formulação de índices que considerem as singularidades e particularidades inerentes do clima tropical (TRINDADE *et al.*, 2016).

4.4.1.2. Fator erodibilidade (K)

Alguns solos, mesmo condições ambientais iguais, como declive, precipitação, cobertura vegetal e práticas de manejo, apresentam erodibilidade distinta devido às suas propriedades inerentes, podendo então, este fator ser definido à suscetibilidade à erosão que o solo apresenta conforme suas propriedades (GUERRA *et al.*, 2017; GUERRA *et al.*, 2020).

Entre estas propriedades inerentes do solo que afetam sua erodibilidade, estão àquelas que afetam a velocidade de infiltração, a permeabilidade e a capacidade total de

armazenamento de água, a resistência à dispersão, ao salpicamento, à abrasão e ao transporte pela chuva e pelo *runoff* (PAL; SHIT, 2017; GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020).

Normalmente, esta erodibilidade é obtida por métodos diretos ou indiretos. O primeiro se dá com o uso de chuvas naturais ou simuladas e requer longas séries temporais. Já os métodos indiretos são efetuados com base nas propriedades físicas e químicas dos solos, sendo um dos métodos mais difundidos o nomograma de Wischmeier e Smith (1978), que por sua vez, requer dados referentes a textura do solo, o teor de matéria orgânica, a estrutura e a sua permeabilidade do solo (equação 11).

$$K = \frac{2,1 M^{1,14} 10^{-4} \cdot (12 - A) + 3,25 (B-2) + 2,5 (C - 3)}{100} \quad (\text{Equação 11}).$$

Onde:

K - erodibilidade do solo (t.ha.h/MJ.mm.ha);

A - Matéria orgânica (teor de carbono orgânico total multiplicado por 1.72) (%);

B - Classe de estrutura do solo;

C - Classe de permeabilidade do solo;

M - (% silte + % areia muito fina) x (100 - % argila)

Após Wischmeier *et al.*, (1971), vários métodos foram propostos, como àquele de Denardin (1990), que adaptado para os solos do Brasil, é obtido pela equação a seguir:

$$K = (7,48 \cdot 10^{-6} M + 4,48059 \cdot 10^{-3} P) - (6,31175 \cdot 10^{-2} DMP + 1,039657 \cdot 10^{-6} R) \quad (\text{Equação 12})$$

Onde:

M - (areia fina + silte) . [(areia fina + silte) + (areia grossa)] (g/kg);

P - Permeabilidade do solo: 1(muito baixa); 2(baixa), 3(baixa/moderada), 4 (moderada), 5 (moderada/rápida) e 6 (rápida);

DMP - diâmetro médio ponderado das partículas de solo (mm);

R - [areia grossa. ($\frac{\text{teor de matéria orgânica}}{100}$)]

O DMP (g/kg), por sua vez, é obtido através da equação a seguir:

$$DMP = \frac{[0,65 \cdot \text{areia grossa}) + (0,15 \cdot \text{areia fina}) + (0,0117 \cdot \text{silte}) + 0,00024 \cdot \text{argila)]}}{100} \quad (\text{Equação 13}).$$

4.4.1.3. Fator topográfico (LS)

O fator topográfico é composto pela extensão (*Length* - L) e declividade (*Slope* - S) das vertentes, que por sua vez, influenciam a velocidade e o volume do *runoff*, e por conseguinte a intensidade dos processos erosivos (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A disponibilidade e a precisão dos dados topográficos determinam a confiabilidade do fator de comprimento e gradiente de declive (LS), tanto que a avaliação conjunta destes parâmetros ocorre devido à falta de uma avaliação criteriosa sobre as influencias destas

variáveis na perda de solo, sendo este método, portanto, aquela que considerada a heterogeneidade das formas côncavas, planas ou convexas das vertentes, que por sua vez, reduz a chance dos valores de perdas de solo serem subestimados ou superestimado devido as formas das vertentes (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; EFTHIMIOU *et al.*, 2020).

Enquanto o fator L representa a relação entre a perda de solo num determinado comprimento de rampa, e depende do tamanho do pixel e da inclinação da vertente, o fator S expressa os efeitos da declividade (gradiente de inclinação) do terreno e depende apenas da inclinação. Estes fatores, no entanto, podem ser obtidos através de cartas topográficas ou através de Modelos Digitais de Elevação (MDE), que por sua vez, aumenta a precisão da obtenção dos dados, permite a contabilização de paisagens topograficamente mais complexas e a realização de uma análise otimizada do terreno, especialmente quando estes modelos são de alta resolução (BENAVIDEZ *et al.*, 2018; CHUENCHUM *et al.*, 2020; LU *et al.*, 2020).

De maneira geral, têm-se que quanto maior o comprimento (L) e a inclinação do terreno (S), maior a quantidade e a taxa de *runoff* acumulado, e por conseguinte, maior a perda de solo via erosão (CHAUHAN *et al.*, 2020; GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020).

Conforme Wischmeier e Smith (1978), o fator declividade e comprimento de rampa podem ser determinado experimentalmente ou estimado pela equação:

$$LS = \left(\frac{L}{22,13}\right)^m \cdot (65,41\text{sen}^2\alpha + 4,56\text{sen}\alpha + 0,065) \quad (\text{Equação 14})$$

Onde:

L - Comprimento da encosta (m);

α - Ângulo de declive da encosta (°);

m - Parâmetro de ajuste variável em razão da declividade, onde valor de 0,5 para declive maior ou igual a 5%, 0,4 para declividade de 3,5 a 4,5%, 0,3 para declividade entre 1 a 3% e de 0,2 para declividade menor que 1%.

4.4.1.4. Fator uso e manejo do solo (C)

O Fator C (uso e manejo do solo) representa o grau de proteção média à erosão que é promovida pelo tipo de cobertura solo (lavoura, pastagem, preparo convencional, cultivo mínimo, etc), sendo, em síntese, a relação existente entre as perdas de solo por processos erosivos em um terreno com cobertura vegetal ou cultivado com as perdas em um terreno continuamente desprotegido (ZHANG *et al.*, 2011; GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020).

Apesar dos valores de perdas de solo pelos processos erosivos em áreas descobertas puder ser estimada pelo fator R (erosividade), K (erodibilidade) e LS (topografia), quando estimado em áreas com tipos de uso e cobertura variados, como áreas sob cultivo, estes

valores tendem a serem menores pois a cobertura vegetal apresenta correlação negativa com a perda de solo pelo fato proteger o solo ao reduzir impacto e à energia das gotas das chuvas, à compactação do solo, à erosão por *splash*, à velocidade e o volume do *runoff* e também à dinâmica hidráulica no interior do solo, sendo então, o uso e cobertura do solo um dos indicadores mais sensíveis à perda de solo (GUERRA *et al.*, 2017; IGWE *et al.*, 2017a).

Tal comportamento faz com que a ausência de práticas conservacionistas, uma das medidas preventivas mais importantes na prevenção de erosão, aumente a compactação do solo, exacerbe os processos erosivos carreamento de sedimentos às porções baixas do terreno, reduza a fertilidade do solo e ocasione o assoreamento dos rios, principalmente em áreas com forte sazonalidade pluviométricas, já que a cobertura vegetal tende a reduzir a ocorrência da erosão por *splash* e atenuar o transporte de partículas no escoamento superficial e subsuperficial sobre o relevo (Fator LS) (BENAVIDEZ *et al.*, 2018; GOMES *et al.*, 2019).

Portanto, o fator C representa demonstra como os tipos uso e cobertura do solo, de cultura e manejo fazem tornam variáveis as taxas de perda de solo ante áquelas de áreas em pousio, sendo a sua obtenção comumente realizada pela elaboração de mapas de uso e cobertura do solo a partir de imagens satelitárias de alta resolução espacial, cujas técnicas de interpretação visual associada a trabalhos de campo permitem sua formulação (PANAGOS *et al.*, 2015a; ESTRADA-CARMONA *et al.*, 2017; YAN *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2020).

Apesar da literatura fornecer dados sobre os valores do fator C, a classificação do uso e cobertura do solo de um país para o outro pode ser diferente, como por exemplo, as diferentes classificações dos tipos de florestas existentes no mundo (pinheiros, tropicais e etc) (BENAVIDEZ *et al.*, 2018). Mesmom assim, Bertoni e Lombardi Neto (2012) determinaram com dados experimentais do Brasil valores de perdas de solo por erosão laminar em função dos fatores uso e manejo do solo (C) e prática conservacionista (P), considerando valores de C próximo a zero com boa proteção contra erosão e próximo à um com proteção insuficiente.

4.4.1.5. Fator práticas conservacionistas (P)

O fator ‘práticas conservacionistas (P)’ resulta das alterações do preparo do solo, da cobertura vegetal e da sequência das culturas plantadas, isto é, a razão existente entre a perda de solo que acontece numa dada área sob prática conservacionista e aquela que se dá em áreas de cultivos no sentido máximo do declive do terreno (morro abaixo) (RENARD *et al.*, 1997; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; PANAGOS *et al.*, 2015b).

Este fator, portanto, é usado principalmente para avaliar os efeitos do cultivo em aclave e declive, em contorno, ou em faixas, ou ainda do terraceamentos nas taxas de perda de solo, que por sua vez, condicionam modificações no fluxo superficial e subsuperficial do

runoff e na dinâmica hidrológica do solo, apresentando, por sua vez, máxima eficácia na conservação do solo quanto menor for o seu valor (TAYE *et al.*, 2017; KEBEDE *et al.*, 2020). No caso da impossibilidade na obtenção do valor deste fator, adota-se, de maneira geral, valor de $P=1$ como sendo uma constante, devido ao fato deste valor representar a pior situação de perdas de solo em função de práticas conservacionistas.

Considerando que qualquer terreno inclinado cultivado é propenso às precipitações pluviométricas erosivas cuja vegetação muitas vezes apresenta capacidade insuficiente de frear a erosão (SHANSHAN *et al.*, 2018), é necessário a adoção de práticas conservacionistas que aumentam a proteção do solo e, por conseguinte, reduzam a velocidade e o volume do *runoff*, à ocorrência de processos erosivos bem como o desencadeamento de seus efeitos ambientes *onsite* e *offsite* (WEI *et al.*, 2016; XIONG *et al.*, 2018; MAJORO *et al.*, 2020).

Em geral, vários métodos quantificam o fator P conforme os objetivos das pesquisas e a disponibilidade de dados, sendo seus valores obtidos em literaturas pretéritas atribuídas à classes de cobertura do solo, à coleta de dados e valores empíricos validados em fórmulas em diferentes contextos ambientais e usos do solo (MEDEIROS *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; YAO *et al.*, 2016; ZENG *et al.*, 2017), ou então como subfator do fator C ou um fator CP (fator C e P) combinado (BHANDARI *et al.*, 2015; FUJACO *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2016).

Desta forma, o fator P será sempre aplicado em áreas sob cultivo, sendo então, um ponderador do fator C em situações especiais de uso e manejo do solo que condiciona efeitos na perda de solo via práticas de manejo, que pode auxiliar na otimização de ações que orientem os planos de desenvolvimento e conservação do solo voltados ao controle da erosão do solo em diferentes condições de uso, cobertura e manejo (BENAVIDEZ *et al.*, 2018).

4.5. Modelagem dos processos hidrossedimentológicos

A estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas são realizadas com ferramentas que se baseiam na estimativa de perda de solo, através da simulação de chuvas em parcelas ou então pela aplicação de modelos hidrossedimentológicos computacionais.

Estes modelos hidrossedimentológicos são particularizações mais abrangentes de modelos hidrológicos, que permitem a compreensão da dinâmica dos fenômenos sedimentológicos através do equacionamento de processos que envolvem a produção e o transporte de sedimentos ao longo de bacias hidrográficas. Portanto, correspondem a modelos matemáticos simulatórios que operam conforme um sistema de equações e procedimentos compostos por diversas variáveis (precipitação, vazão, carga de sedimentos e etc) e parâmetros (albedo, condutividade hidráulica, declividade e etc) (SANTOS; SRINIVASAN, 2012; BLAINSKI *et al.*, 2017; ZANIN *et al.*, 2018).

A utilização destes modelos é vantajosa devido ao seu baixo custo, já que, de maneira geral, a execução de um programa computacional requer custos inferiores ante àqueles referentes à investigação experimental real, que por sua vez, apresenta maiores dimensões, complexidade e por sua vez, maiores custos operacionais. Estes modelos permitem elaborar cenários, alterar configurações de parâmetros de entrada para obter condições virtuais e, por sua vez, visualizar antecipadamente consequências futuras na área estudada causada por fatores específicos que podem ser inseridos hipoteticamente.

Ainda, sua aplicação é particularmente importante devido à escassez de dados hidrológicos de períodos contínuos e pela elevada extensão temporal necessária para o desenvolvimento de estudos hidrológicos, sendo então, uma ferramenta que preenche lacunas informacionais aplicada ao planejamento e gestão dos recursos hídricos, além também de realizar a análise da consistência e indicar a previsão dos dados de vazão; realizar dimensionamento e a previsão de cenários de planejamento; indicar os feitos resultantes da modificação do uso do solo e etc (FILHO *et al.*, 2012; MELLO *et al.*, 2016).

Quando devidamente calibrados e validados conforme uma série de dados associadas a produção de sedimentos, por exemplo, estes modelos permitem o conhecimento de dados temporais de vazões e da produção de sedimentos em bacias hidrográficas. Entretanto, o sucesso de sua utilização depende da qualidade do monitoramento, pois são os dados obtidos em campo que são utilizados na calibração do modelo para representa-lo com o máximo de verossimilhança com a realidade. Logo, o grande desafio para a modelagem hidrossedimentológica consiste na a interação entre as variáveis que afetam o ciclo hidrossedimentológico, sendo então, necessário vários dados para representar seus processos.

Considerando que os resultados investigados podem ser especializados mediante o acoplamento com os Sistemas de Informações, aplicados em escala de bacia hidrográfica e estimados a longo prazo por ser tratar de um modelo contínuo, que por sua vez, contribui para a realização de estudos espaço-temporais associados aos erosivos e hidrossedimentológicos, foram escolhidos o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para esta pesquisa.

4.5.1. Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo hidrológico de base física que foi desenvolvido pela *USDA Agricultural Research Service* (USDA-ARS) e a *Texas A&M AgriLife Research* a partir de correções do simulador de recursos hídricos (SWRRB – *Simulator for Water Resources in Rural Basins*), com o objetivo realizar previsões sobre o impacto das práticas de manejo no solo e na água, na produção de sedimentos e nutrientes em

bacias hidrográficas, através da simulação de processos físicos espacialmente semi-distribuídos e temporalmente contínuos que incidem no escoamento superficial e subterrâneo (GASSMAN *et al.*, 2007; ARNOLD *et al.*, 2012; SHAH, 2019; WANG *et al.*, 2019).

Operando em um passo de tempo diário, embora possibilite a utilização de subintervalos, este modelo hidrossedimentológico, portanto, é uma ferramenta que simula os processos de vazões e produção de sedimentos, sendo uma alternativa para o subsídio técnico e prevenção dos efeitos do uso e manejo do solo e das chuvas nestes processos ao longo de bacias hidrográficas de vários tamanhos (BRIGHENTI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019).

Desde a sua criação, o *SWAT* teve a capacidade de sua aplicação temporal e espacial expandida, tornando a sua modelagem uma ferramenta útil na identificação de bacias hidrográficas vulneráveis a contaminação da drenagem, à avaliação do impacto das mudanças do uso do solo no fluxo e na qualidade da água, à identificação de áreas geradoras de sedimentos, à avaliação da sensibilidade dos processos hidrológicos e sedimentológicos frente as mudanças climáticas, à avaliação do impacto de eventos extremos nos processos erosivos, na produção de sedimentos, no transporte de agroquímicos e etc (DIAS *et al.*, 2018; AGA *et al.*, 2020; AAWAR; KHARE, 2020; SANTOS *et al.*, 2020; TAN *et al.*, 2020).

Apesar deste modelo se destacar aplicado em bacias hidrográficas diversas com resultados satisfatórios na avaliação de aspectos quantitativos associados ao escoamento, processos erosivos, perdas de sedimentos e nutrientes de áreas agricultáveis, qualidade da água e na alteração do comportamento hidrológico local frente a alterações no uso e cobertura do solo (LAMBA *et al.*, 2016; GOLMOHAMMADI *et al.*, 2017; BRIGHENTI *et al.*, 2019), no Brasil ele é aplicado em bacias de diversas escalas na avaliação de impacto de mudanças no uso do solo; potencial de produção e transporte de sedimentos; disponibilidade hídrica; impactos hidrológicos decorrentes de mudanças climáticas e etc (DIAS *et al.*, 2018; HERNANDES *et al.*, 2018; LOPES *et al.*, 2020; LUCAS-BORJA *et al.*, 2020).

Para sua execução, o *SWAT* requer dados de entradas como o Modelo Digital de Elevação (MDE), o mapa pedológico, de uso e ocupação do solo e também os dados climáticos (precipitação, temperatura, umidade relativa, evapotranspiração, radiação solar), podendo ainda, ser incluído dados sobre as características das culturas plantadas, os tipos de ocupações agrícolas e práticas de manejo do solo (Figura 18). Portanto, o *SWAT* utiliza uma base física ao invés de para descrever as relações das variáveis de entrada e saída.

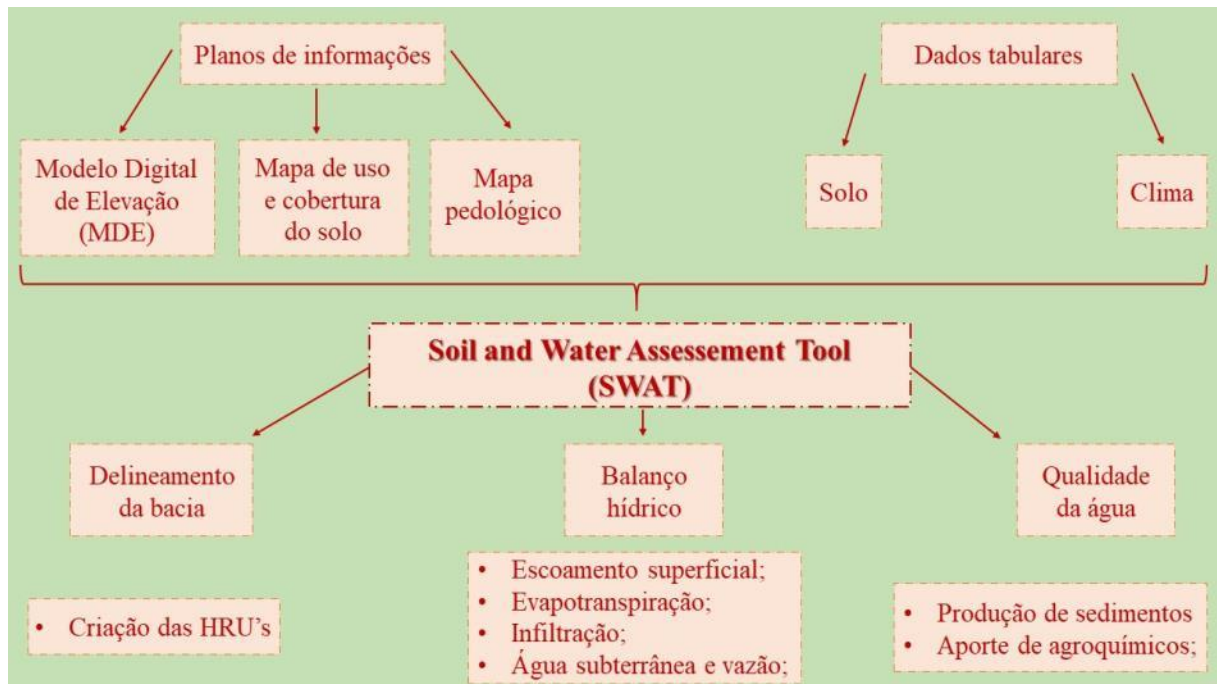


Figura 18 - Soil and Water Assessment Tool (SWAT). Elaborado pelo autor.

Durante sua execução, o *SWAT* divide as bacias hidrográficas em sub-bacias ou Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's) automaticamente após a designação de um nível de sensibilidade a ser eliminado de áreas com declividade, tipo e uso do solo inferiores ao valor definido, permitindo assim, a delimitação de áreas homogêneas com estas características, que ao serem subdividas em HRU's e apresentarem características resumidas, aumentam o detalhamento espacial nas análises processuais (ARNOLD *et al.*, 2012).

Portanto, o *SWAT* considera que não existe interação entre as HRU's de uma dada sub-bacia, ou seja, as cargas transportadas de cada HRU's (escoamento de sedimentos, nutrientes, etc) transportados pelo escoamento superficial são calculadas separadamente e depois somadas para determinar as cargas totais da sub-bacia, pois as relações espaciais especificadas pelo modelo se dão apenas nos no nível da sub-bacia (ARNOLD *et al.*, 2012).

Logo, o processamento do *SWAT* se dá com o cálculo dos fluxos em cada HRU, sendo posteriormente, os resultados destas HRU's direcionadas às calhas dos rios que integram a rede de drenagem da bacia hidrográfica, permitindo assim, a precisão e a descrição física dos processos locais (ARNOLD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2019).

A partir destas classificações o *SWAT* simula os processos de escoamento superficial e subsuperficial, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, percolação e produção de sedimentos, além também realizar previsões associadas aos impactos das práticas de manejo do solo nos corpos d'água a curto, médio e longo prazo (SHAH, 2019; WANG *et al.*, 2019).

Portanto, o *SWAT* distingue os fenômenos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica em duas partes: a primeira associada à fase terrestre do ciclo hidrológico, onde são definidas as quantidades de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas carregadas para a calha principal do rio em cada sub-bacia; e a segunda referente a fase aquática, onde são simulados os processos referentes ao movimento da água e sedimentos na rede de drenagem até um determinado exutório (ARNOLD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2019).

As simulações terrestres, por sua vez, são baseadas em equações associadas ao ciclo hidrológico. Enquanto a erosão e a produção de sedimentos estimadas para cada HRU são obtidas com base na *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) (SADEGHI *et al.*, 2014), o escoamento superficial das precipitações diárias, por exemplo, é quantificado com base no uso, no tipo e nas condições da umidade antecedente do solo, que por sua vez, são obtidos utilizando o método CN do *Soil Conservation Service* (SCS) ou o método da infiltração de Green & Ampt. O primeiro considera a diferença entre a quantidade de chuva e a quantidade do *runoff*, e o segundo dados sub-diários de precipitação, a quantidade máxima interceptada pela vegetação e o índice de área foliar, sendo a infiltração produto da umidade e da hidrologia do solo (ARNOLD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2019).

O cálculo da vazão e da velocidade do escoamento nos rios no *SWAT* é obtido com a equação de Manning, e a propagação da água pelo método de Williams (1969) (método de acumulação variada) ou Muskingum, que por sua vez, se baseiam no modelo da onda cinemática e na equação da continuidade. Enquanto a equação da Manning estima a vazão e a velocidade do fluxo no canal ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) através da razão da área seccional da vazão no canal (m^2), do raio hidráulico do canal para uma determinada profundidade (m) e da declividade ao longo do comprimento do canal ($\text{m}.\text{m}^{-1}$) pelo coeficiente de rugosidade “n”, a propagação do volume de água que sai no canal (m^3) pela equação de Williams (1969) é obtida com o Coeficiente de Armazenamento (SC) e com o volume de água no período estudado (m^3).

Já o cálculo da taxa de sedimento encaminhado aos canais considera a simultaneidade dos processos de deposição e degradação pela velocidade de pico dos canais ($\text{m}.\text{s}^{-1}$), que por sua vez, é determinada por uma modificação do Método Racional, isto é, a obtenção da taxa de pico do escoamento superficial ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) pela razão entre a fração da chuva diária que durante o tempo de concentração, o escoamento superficial (mm), a área da bacia (km^2), o tempo de concentração (T_c) na bacia (horas) e o fator de conversão de unidades. Para tanto, o valor de T_c é obtido como uma função das características topográficas (declividade, comprimento encosta), do coeficiente de rugosidade de Manning, do comprimento (m) e da velocidade média canal ($\text{m}.\text{s}^{-1}$) (ARNOLD *et al.*, 2012; SHAH, 2019; WANG *et al.*, 2019).

Assim, quando a concentração de sedimentos no canal é superior a quantidade máxima de sedimentos calculada há o processo de deposição, que por sua vez, é obtido com a quantidade de sedimentos depositados (ton), a concentração de sedimentos no início do processo (ton.m^{-3}), a concentração máxima de sedimentos que transportada pela água (ton.m^{-3}) e o volume de água que passa no segmento (m^3) (ARNOLD *et al.*, 2012; SHAH, 2019).

Porém, quando a concentração de sedimentos no canal é menor que a quantidade máxima de sedimentos calculada, há o domínio dos processos de degradação, sendo a quantificação de sedimentos degradada (ton), obtida com a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton.m^{-3}), a concentração de sedimentos no início do processo (ton.m^{-3}), o volume de água que passa no segmento (m^3) e os fatores cobertura e erodibilidade do canal ($\text{cm.h}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$) (ARNOLD *et al.*, 2012).

Portanto, uma das facilidades da utilização do SWAT é a sua interface acoplável aos principais *softwares* de geoprocessamento, que permite integrar diversos bancos de dados, elaborar e editar cenários climatológicos e de uso do solo terras, além de analisar e representar espaço-temporalmente as variáveis simuladas. Porém, por se tratar de um modelo integra um conjunto de bases físicas e equações que representam de forma simplificada o movimento da água, sedimentos e nutrientes no ambiente, os dados inseridos para obter estes processos devem ser calibrados e validados a partir de dados observados (BRESSIANI *et al.*, 2015).

Como este modelo foi desenvolvido com um extenso banco de dados fisiográficos dos Estados Unidos da América, quando aplicado em regiões com escassez de dados e com características divergentes da realidade norte-americana, a calibração de seus parâmetros é imprescindível, já que esta calibração é um processo que minimiza a diferença entre os parâmetros observados e aqueles obtidos nos produtos de saída do modelo até que sejam estatisticamente semelhantes e apresentem uma boa aceitação, através de procedimentos manuais (tentativas e erros,) ou então de forma automática via métodos matemáticos otimizados (Figura 19) (ABBASPOUR *et al.*, 2017; BROUZIYNE *et al.*, 2017).

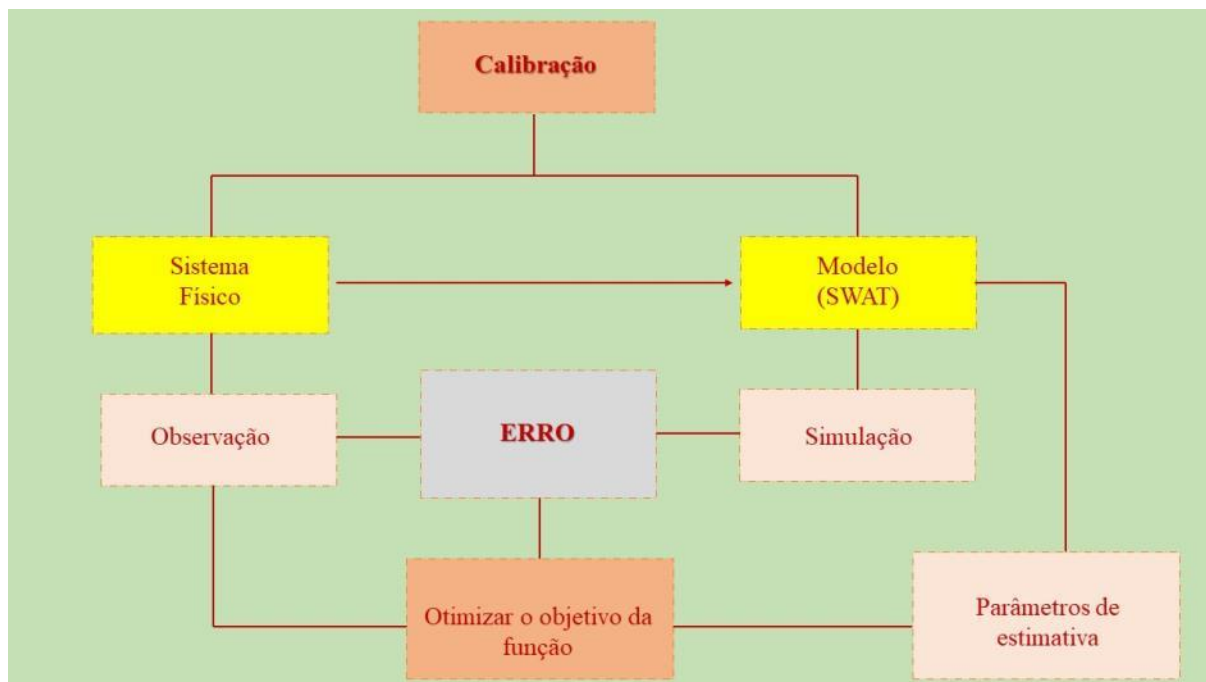


Figura 19 – Conceitualização da calibração do modelo. Fonte: ABBASPOUR *et al.*, 2017. Adaptado.

Uma calibração má executada, por exemplo, acarreta em falhas na potencialidade do produto gerado pelo modelo hidrológico, podendo, por exemplo, tanto subestimar ou, então, superestimar os valores das vazões (ABBASPOUR *et al.*, 2017; TUO *et al.*, 2018).

O primeiro na calibração e validação dos parâmetros é a análise de suas sensibilidade, que pela previsão dos resultados de saída do modelo hidrológico, permite uma racionalização destas etapas, pois sua análise permite indicar os parâmetros mais importantes numa determinada bacia, isto é, aqueles com maior influência qualitativa e quantitativa (maior sensibilidade) sobre os produtos gerados e aqueles que de menor sensibilidade) (SONG *et al.*, 2015; ZADEH *et al.*, 2017; NAZARI-SHARABIAN *et al.*, 2019).

O *Calibration and Uncertainty Procedures (SWAT-CUP)*, por exemplo, é uma ferramenta de domínio público que auxilia na análise de sensibilidade, calibração e validação do SWAT através de uma abordagem semi-automática que agrupa a calibração manual e a automática (KHALID *et al.*, 2018). O SWAT-CUP incorpora arquivos diretamente do SWAT no formato texto (txt), catalisa e otimiza os processos da modelagem hidrológica, como o ajuste dos dados da vazão simulada e aqueles observados, além de possuir algoritmos otimizadores como SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting Algorithm*), GLUE (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*) e PARASOL (*Parameter Solution*) e o LH-OAT (*Latin Hipercube simulations e One factor at a time sampling*) (ABBASPOUR *et al.*, 2017).

Esta ferramenta, portanto, permite realizar uma análise sensível simultânea à calibração, onde o usuário define uma função objetivo a ser aplicada a cada parâmetro e em

cada simulação, onde, em geral, têm-se que quanto maior a variação nos valores da função, maior a sensibilidade dos parâmetros (ABBASPOUR *et al.*, 2017), conforme sugerido por Van Griensven *et al.*, (2006) em relação aos valores de análise de sensibilidade.

Posterior a análise de sensibilidade dos parâmetros, a qualidade dos resultados dos modelos é avaliada pela calibração e validação do modelo, onde são comparados os dados que foram simulados com os dados reais, garantindo assim, uma representatividade segunda da resposta do modelo frente as previsões (ARNOLD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2019).

Sobre a calibração, esta pode ser feita pelo método automático, que é àquele que utiliza algoritmos que permitem comparar os valores calculados até se alcançar o valor ótimo da função e obter um bom ajuste dos parâmetros selecionados dentro de uma faixa de valores estabelecida, ou então pelo método manual, onde é feita a alteração e o teste destes parâmetros por vez até que um ajuste aceitável seja alcançado e os valores simulados sejam próximos aos observados, requerendo assim, a experiência do pesquisador com o modelo e o conhecimento da área estudada já que este método é mais complexo e mais demorado ante o automática, que ao contrário, consegue integrar um grande número de parâmetros pela modelagem inversa (ARNOLD *et al.*, 2012; RUSLI *et al.*, 2016; BROUZIYNE *et al.*, 2017).

Por fim, a última etapa de verificação deste modelo é a validação dos ajustes realizados nos parâmetros, que por sua vez, se resume em executar o modelo com os valores dos parâmetros determinados na calibração para um período de dados diferente ao utilizado na calibração, ou seja, executar do modelo com os parâmetros calibrados comparando as previsões gerados pelo modelo aos dados observados, não considerados nesta calibração (ARNOLD *et al.*, 2012; ABBASPOUR *et al.*, 2017). Portanto, a validação da modelagem hidrológica ocorre com a utilização dos dados de entrada para outros períodos não utilizados, a fim de se obter uma exatidão do modelo, onde os parâmetros validados não podem ser ajustados conforme os modelos dos dados pois a validação se objetiva em avaliar a capacidade do modelo para prever períodos e áreas externas da calibração.

Após as fases de validação e atendido os critérios mínimos de qualidade, se o modelo atingir um desempenho satisfatório, é possível aplica-lo para realizar simulações conforme os distintos cenários. Logo, as avaliações dos resultados do *SWAT* são realizadas com a calibração e validação dos parâmetros, que por sua vez, permitem a comparação e adequação dos dados simulados com os reais (ARNOLD *et al.*, 2012; SHAH, 2019; WANG *et al.*, 2019).

5. METODOLOGIA

5.1. Parâmetros físico-químicos das águas fluviais dos sistemas de cavernas do PETeR

As leituras e obtenção dos valores dos parâmetros físico-químicas das águas dos rios que integram os sistemas de cavernas do PETeR foram realizadas nas seções transversais antes e depois das cavernas das UC's estudadas (Figura 20 e Tabela 3).

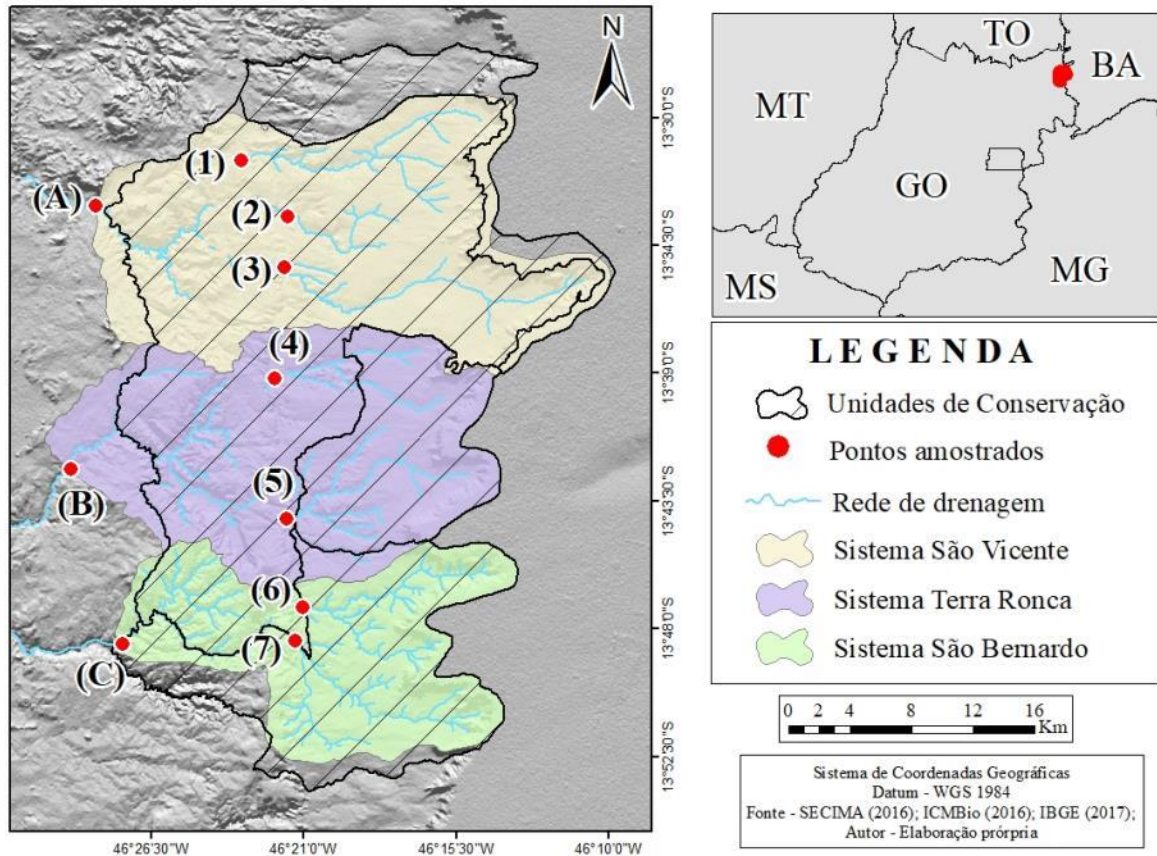


Figura 20 - Mapa de localização das seções transversais amostradas. Os números são às seções antes das cavernas, e as letras às seções após as cavernas das UC's estudadas.

Tabela 3 - Seções transversais amostradas, organizados por sistemas de cavernas e de drenagem.

Bacias Hidrográficas	Sistemas de cavernas	Seções transversais amostradas	
		oeste do PETeR jusante das ressurgências (pós-carste)	leste do PETeR motante dos sumidouros (pré-carste)
do médio e alto curso do Rio São Vicente	Sistema São Vicente	(A) do Rio São Vicente	1 - do Ribeirão Angélica 2 - do Córrego Bezerra 3 - do Rio São Vicente
		(B) de Terra Ronca	4 - do Rio São Mateus 5 - do Rio da Lapa
		(C) do Rio São Bernardo	6 - do Ribeirão Palmeiras 7 - do Rio São Bernardo

Os parâmetros físico-químicos obtidos foram: pH, total de sólidos dissolvidos, turbidez, condutividade elétrica e potencial de Óxi-Redução. Estes parâmetros, no entanto, foram selecionados por se relacionaram com a mineralização das águas, que por sua vez, se

associam à perda geoquímica via dissolução e lixiviação, bem como a quantidade de carga de sedimentos suspensos ocasionado pelas influências litológicas e pelas flutuações climáticas.

A obtenção destes parâmetros foi realizada conforme o manual de operação do equipamento, que corresponde a um medidor multiparâmetros (HI9829 HANNA Instruments®) do Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física (LABOGEF), do Instituto de Estudos Socioambientais (IESA) da Universidade Federal de Goiás (UFG).

Os critérios de escolha destes pontos se deram pela obtenção da autorização das coletas, bem como pelas suas respectivas posições geográficas, que permitiram, por exemplo, o fácil acesso bem como a melhor representação da variabilidade litológica e pedológica da região, conforme os dados da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2008).

Já os períodos de realização dos trabalhos de campo para a obtenção das leituras de seus parâmetros físico-químicos, foram realizados em dois momentos distintos: primeiro durante o período de estiagem de 2019 (setembro) e segundo durante o período chuvoso de 2020 (março) (Figura 21). As amostragens nestes períodos se justificam pela área de estudo integrar uma região de clima tropical sazonal, com duas estações climáticas anuais contrastantes, que por sua vez, permite a obtenção de valores representativos.



Figura 21 - Seção transversal do Sistema Terra Ronca. (A): Período chuvoso; (B): Período de estiagem. Foto: LIMA (2019).

5.2. Elaboração dos dados de entrada dos modelos

Para a obtenção da base dados a serem inseridas nos modelos da *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) e do *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), foi realizada a obtenção e refinamento de dados associados aos aspectos pedológicos e ao uso e ocupação do solo para as cada UC estudada e para as bacias hidrográficas associadas as seções transversais antes e depois das cavernas. Ainda, foram obtidos os dados de vazão, precipitação, irradiação solar, umidade relativa do ar e temperaturas máximas e mínimas destas áreas, que por sua vez, estão detalhados a seguir.

5.2.1. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

5.2.1.1. Erosividade da chuva (Fator R)

Para o cálculo da erosividade da chuva, se faz necessário registros de dados pluviográficos referentes a intensidade da chuva. Porém, estes registros são escassos ou quase sempre inexistentes, impossibilitando assim, o acesso a estes dados através deste meio. Diante disso, foram criados vários métodos para mensurar a erosividade das chuvas considerando, por exemplo, as condições climáticas de cada região estudada.

Nesta pesquisa, foi utilizado o método de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), desenvolvido através de uma série temporal de 33 anos de dados pluviométricos, para obter o índice de erosão média mensal (EI_m), sendo este, por sua vez expresso na equação a seguir:

$$EI_m = 68,730 (p^2 / P)^{0,841} \quad \text{Equação 15}$$

onde ‘p’ corresponde a precipitação média mensal (mm), e ‘P’ a precipitação média anual (mm).

A partir dos dados da estação pluviométrica geograficamente mais próxima a área de estudo, ou seja, a estação convencional do município de Posse (EM. 83332), no estado de Goiás, foi obtido os dados de intensidade de chuva entre os anos de 1982 a 2019, e por sua vez, os dados de erosão média mensal (EI_m) da localidade (Tabela 4).

Tabela 4 - Dados pluviométricos da estação convencional do município de Posse de 1982 a 2019.

MÊS	PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (mm)	EROSIVIDADE MÉDIA (Lombardi Neto; Moldenhauer, 1992) (MJ/ mm/ha ⁻¹ /h ⁻¹)
Janeiro	210,5	1272,3
Fevereiro	194,9	1117,8
Março	233,8	1518,6
Abril	109,0	420,5
Mai	24,8	34,9
Junho	1,8	0,4
Julho	1,2	0,2
Agosto	7,1	4,3
Setembro	19,0	22,4
Outubro	105,8	400,2
Novembro	212,4	1291,5
Dezembro	257,9	1790,7
Total	1378,3	7873,9

Fonte - Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2020.

5.2.1.2. Mapeamento pedológico (Fator K)

Para obter um mapa com bom nível de detalhamento frente ao número e limite de classes de solos, reuniu-se materiais cartográficos e relatórios já existentes em diversas escalas, para posteriormente, atualizar a nomenclatura das classes mapeadas de acordo com o mais recente do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (SANTOS, 2018b).

Entre os mapeamentos utilizados na observação e compilação dos solos, foi utilizado os materiais provenientes do projeto RADAMBRASIL (1982), Folha Brasília “SD-23”, em escala de 1:250.000, mas compilados e representados em 1:1.000.000; e o trabalho do Zoneamento Agroecológico Econômico de Goiás (2014) em escala de 1:500.000.

Estes mapeamentos, especialmente o projeto RADAMBRASIL (1982), embora possuam tabelas com análises químicas e físicas das classes de solos, apresentam distorções associadas à localização das classes e a formação dos polígonos (Figura 22), causando o deslocamento do limite de alguns solos, recorrente em produtos cartográfico de escala reduzida, bem como necessário seu ajuste para a realização da pesquisa.

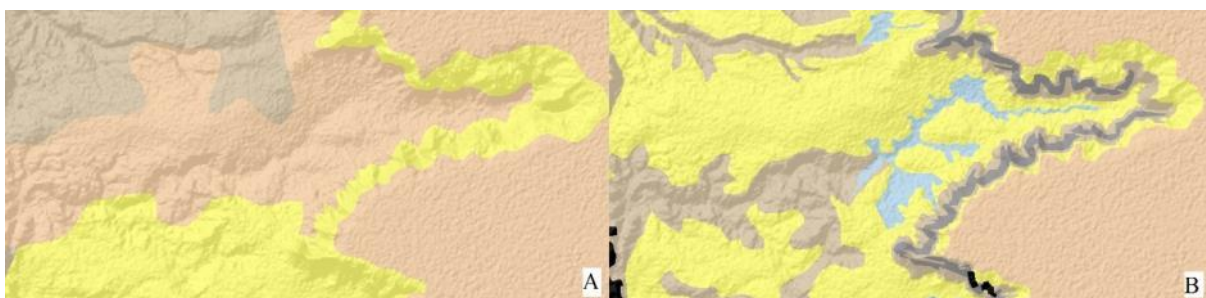


Figura 22 - Exemplo do mapeamento de solos antes do processo de refinamento (A) e depois de passar pelo processo de refinamento (B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Esta falta de precisão torna inviável uma boa eficácia de procedimentos associados a tabulação cruzada entre as áreas e os tratamentos estatísticos, fazendo com que a obtenção de um melhor detalhamento dos contornos poligonais fosse necessária através de técnicas baseadas no Mapeamento Digital de Solos (MDS), como a estipulação das relações entre os distintos atributos morfométricos (hipsometria, declividade, curvatura plana e do perfil das vertentes, e etc) com o conjunto de coberturas pedológicas já mapeadas, e ao acompanhamento de campo, que por sua vez, otimizam o ajuste da cartografia, os trabalhos de gabinete e campo, além de reduzir reduzem os custos e o tempo de trabalho (McBRATNEY *et al.*, 2003; LAGACHERIE; MCBRATNEY, 2007; CATEN *et al.*, 2012; NUNES, 2015).

O MDE empregado na análise foi disponibilizado na plataforma TOPODATA (gerenciado pelo Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE), que por sua vez, é gerado a partir do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), fornecendo um MDE com cobertura global de alta qualidade e níveis de resolução de aproximadamente 30 metros.

Portanto, a sobreposição dos dados já disponíveis com àqueles extraídos do MDE (variáveis morfométricas e morfográficas) permitiram reajusta os limites das classes de solos que constam nos mapas originais, não trazendo ganho de informação em relação aos mapas primários, mas sim, um considerável ajuste dos limites de cada classe de solo identificada no mapeamento anterior, semelhante aos procedimentos de Nunes (2015) e Rosa (2016).

A redefinição dos limites dos Gleissolos Háplicos, por exemplo, que ocorre em áreas onde a adição de sedimentos é reduzida pela baixa capacidade de transporte a montante, pela ausência de áreas produtoras de sedimentos ou devido ao canal se localizar em meio as partes elevadas, se deu com análise do gradiente altimétrico ao longo do canal de drenagem, à curvatura do perfil e à declividade das vertentes, além da análise das características geológicas e dos demais solos da área, que aplicadas a uma transparência com a declividade e sombra do MDE, foi permitiu delimitar precisamente os ambientes destas e outras solos (Figura 23).

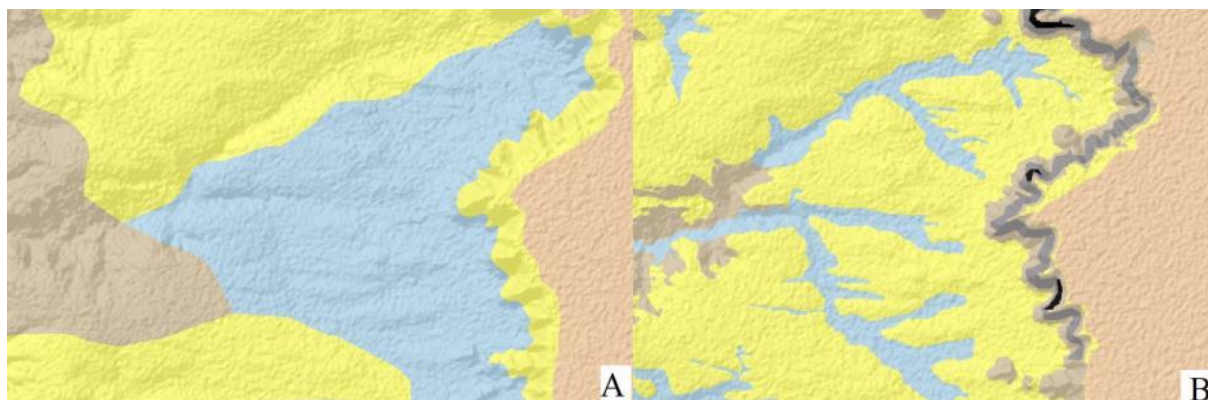


Figura 23 – Exemplo do deslocamento dos polígonos da classe dos Gleissolos Háplicos na cor azul (A) e o respectivo ajuste em seu detalhamento (B) na área que integra as UC's estudadas. Fonte: Elaborado pelo autor.

Na figura 23 também é possível notar houve o reajuste dos polígonos associados aos Neossolos Quartzarênicos, que na ocasião correspondem a materiais colúvionares advindos do recuo da escarpa da Serra Geral de Goiás, assentados em relevo com declividades plana (0-3%) e suave ondulada (3-8%) embutidos a interflúvios e abaixo das escarpas erosivas.

Sobre os polígonos associados a classe dos Latossolos Vermelho-Amarelos e aqueles associados aos Cambissolo Háplico e Neossolo Litólico, estes foram reajustados com a utilização do gradiente altimétrico do terreno associado ao modelo de declividade, que por sua vez, permitiu a delimitação precisa das rupturas de declive.

Nota-se que em ‘A’ na figura 24 (declividade), a continuidade do relevo tabular e as discontinuidades altimétricas em ‘B’ desta mesma figura se associam aos limites dos Latossolos Vermelhos-Amarelos contidas em ‘B’ da figura 25, que por sua vez, corresponde ao produto do procedimento de ajuste realizado, enquanto o ‘A’ desta mesma figura contém o mesmo recorte espacial, porém, com os limites das classes anteriores a este procedimento.

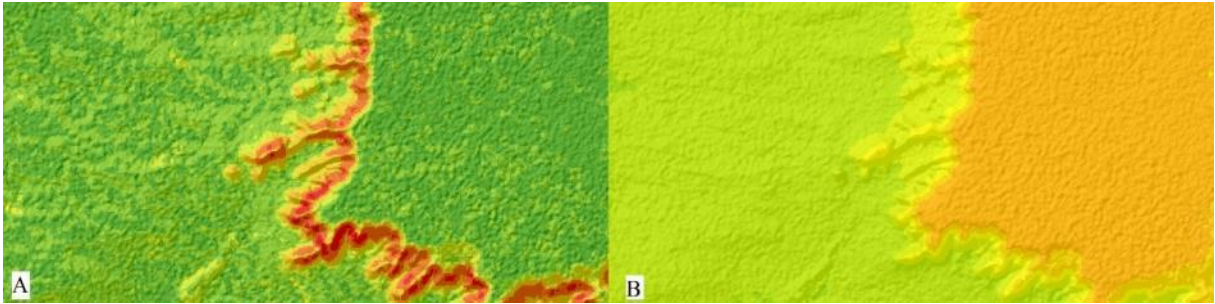


Figura 24 - Modelo de declividade (A) e hipsometria (B) utilizados no processo de refinamento da classe dos Latossolos Vermelhos-Amarelos. Fonte: Elaborado pelo autor.

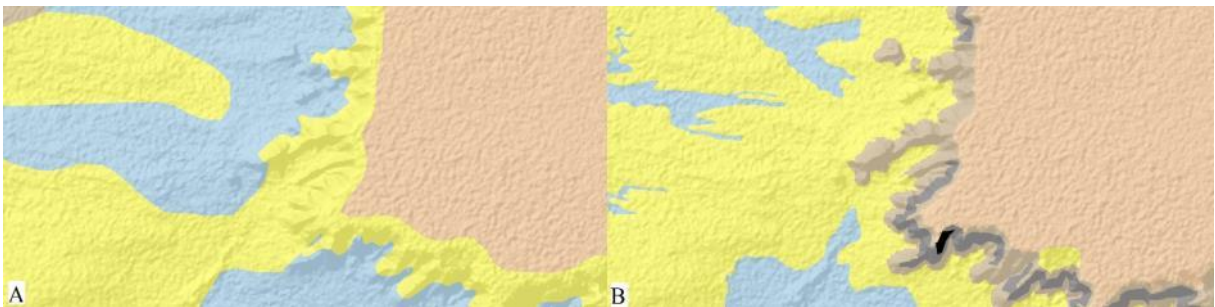


Figura 25 - Detalhe do mapeamento dos polígonos associados a classe dos Latossolo Vermelho-Amarelo, Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos antes do processo de refinamento (A) e depois de passar pelo processo de refinamento (B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Desta maneira, enquanto a classe dos Latossolos Vermelhos-Amarelos predominam sob a *cuesta* do Chapadão do Oeste Baiano, em superfícies retilíneas e convexas com declividade plana (0-3%) e suave ondulada (3-8%) associada a amplos interflúvios, enquanto os Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos ocorrem em declividades forte-onduladas (20 e 45%) de grande dissecação do relevo, como nos morros e colinas, no carste regional e nas escarpas da Serra Geral de Goiás, evidenciando assim, que estas classes tendem a obedecer as condições impostas pelo relevo para a ocorrência dos respectivos tipos de solo

De forma semelhante, também foi realizada a redefinição dos limites dos afloramentos rochosos, que por sua vez, se encontram dispostas predominantemente em relevo com declividades superiores a 45%, em escarpas íngremes que apresentam tonalidade roxo/azulada nas imagens multiespectrais (satélite Sentinel-2 com 10m de resolução) obtidas na plataforma digital da *United States Geological Survey* (USGS) (Figura 26).

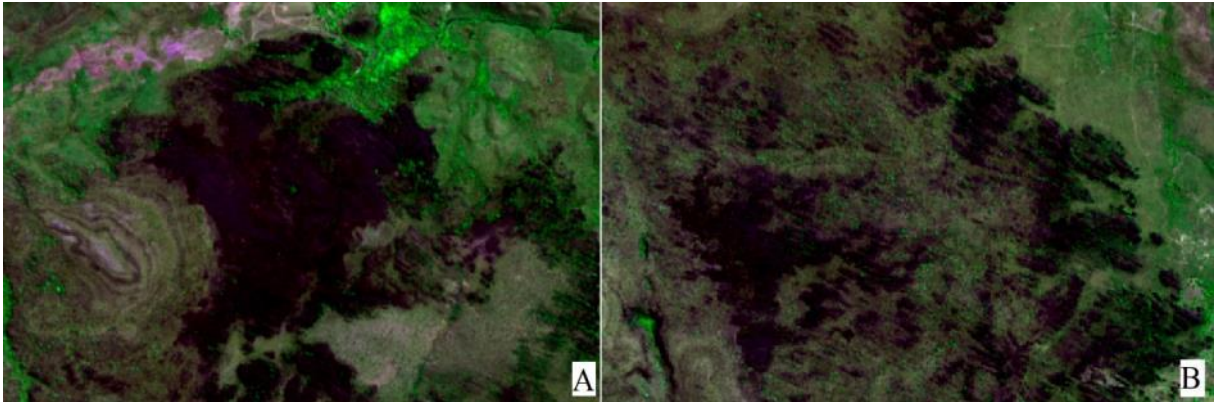


Figura 26 - Diferentes áreas nas UC's estudadas onde as imagens do satélite Sentinel-2 evidenciam a ocorrência de afloramentos rochosos em tonalidades escuras roxo/azuladas (A e B). Fonte: Elaborado pelo autor.

Posterior a estes procedimentos, foi realizado o ajuste do detalhamento do mapa pedológico da área de estudo, disponibilizado na figura a seguir:

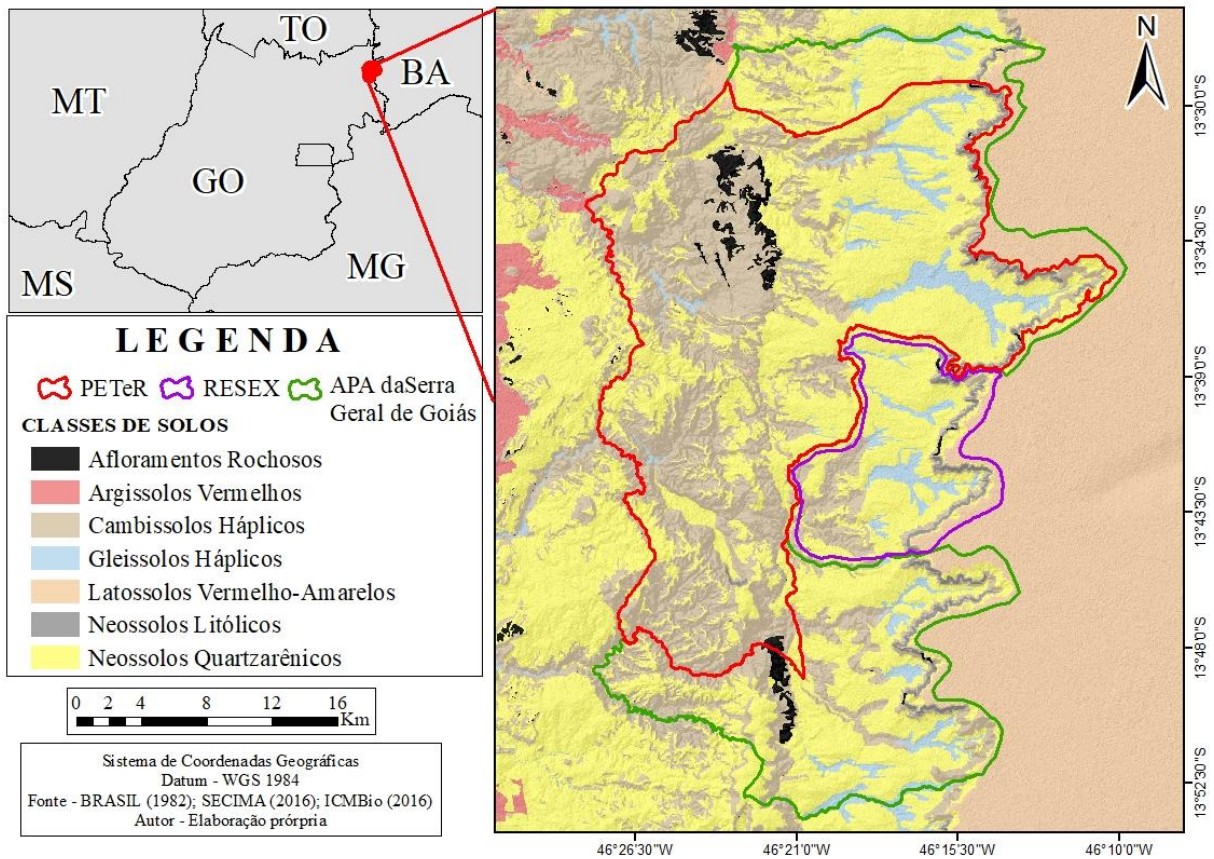


Figura 27 - Mapa pedológico ajustado da área de estudo. Fonte: BRASIL (1982). Adaptado.

Já na tabela 5 estão dispostos os valores referentes à porcentagem de ocorrência dos diferentes tipos de solos existentes nas UC's, enquanto nas tabelas 6 e 8 estão os valores obtidos nas bacias hidrográficas antes e depois das cavernas destas UC's.

Tabela 5 - Diferentes tipos de solos existentes nas UC's

Classes de solo	Unidades de Conservação (UC's)					
	PETeR		APA da Serra Geral		RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
Afloramento rochoso	12,3	2,2	4,0	1,3	0,7	0,6
Argissolos Vermelhos	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cambissolos Háplicos	258,0	45,3	77,3	24,5	27,6	22,3
Gleissolos Háplicos	30,6	5,4	19,7	6,2	11,9	9,6
Latossolos Vermelho-Amarelo	1,2	0,2	38,9	12,3	4,8	3,9
Neossolos Litólicos	7,0	1,2	6,1	1,9	5,0	4,0
Neossolos Quartzarênicos	261,0	45,8	170,0	53,8	74,0	59,7
ÁREA TOTAL	570	100,0	316,0	100	124,0	100,0

Tabela 6 - Tipos de solos existentes nas bacias hidrográficas associadas as cavernas

Classes de solo	BACIAS HIDROGRÁFICAS													
	(1) Ribeirão Angélica		(2) Córrego Bezerra		(3) Rio São Vicente		(4) Rio São Mateus		(5) Rio da Lapa		(6) Ribeirão Palmeiras		(7) Rio São Bernardo	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
Afloramento rochoso	1,4	1,6	0,8	1,8	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	3,3	3,7
Argissolos Vermelhos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cambissolos Háplicos	17,5	20,2	6,0	13,8	16,6	15,4	10,5	17,6	35,6	30,2	15,3	23,4	22,5	25,2
Gleissolos Háplicos	9,7	11,2	3,9	9,0	14,7	13,6	3,4	5,8	8,8	7,5	4,7	7,2	5,8	6,5
Latossolos Vermelho-Amarelo	7,4	8,5	0,0	0,0	12,0	11,1	3,0	5,1	8,6	7,3	11,1	17,1	3,7	4,2
Neossolos Litólicos	2,5	2,9	0,0	0,0	4,5	4,2	2,1	3,5	2,8	2,4	4,2	6,4	0,9	1,0
Neossolos Quartzarênicos	48,3	55,6	32,7	75,4	60,0	55,6	40,5	67,6	62,0	52,5	29,8	45,7	53,0	59,4
ÁREA TOTAL	86,9	100,0	43,3	100,0	108,0	100,0	59,8	100,0	118,0	100,0	65,3	100,0	89,2	100,0

Tabela 7 - Tipos de solos existentes nas bacias hidrográficas após as cavernas

Classes de solo	BACIAS HIDROGRÁFICAS					
	Sistema São Vicente (A)		Sistema Terra Ronca (B)		Sistema São Bernardo (C)	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
Afloramento rochoso	9,3	5,9	0,1	0,0	1,5	2,1
Argissolos Vermelhos	0,9	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Cambissolos Háplicos	101,5	63,9	87,7	50,1	54,6	74,0
Gleissolos Háplicos	1,4	0,9	1,8	1,0	0,0	0,0
Latossolos Vermelho-Amarelo	0,4	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
Neossolos Litólicos	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0
Neossolos Quartzarênicos	45,5	28,6	85,0	85,1	17,7	23,9
ÁREA TOTAL	159,0	100,0	175,0	136,7	73,8	100,0

Já na tabela 8 estão os valores do Fator K adotados para cada classe de solo, que por sua vez, foi obtido em diferentes literaturas que estudaram os mesmos tipos de solos.

Tabela 8 – Valores e referência dos valores do Fator K para cada tipo de solo adotado na pesquisa.

Solos (SIBCs)	Solos WRB	Erodibilidade	Referência	
Argissolo Vermelho	Acrisol	0,035	(BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010)	
		0,044	(DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)	
		0,055		
		Média	0,045	Média
		Desvio Padrão	0,048	Desvio Padrão
Latossolo Vermelho-Amarelo	Ferralsol	0,039	(DEMARCHI; ZIMBACK (2014)	
		0,052		
		0,022	(BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010)	
		Média	0,038	Média
		Desvio Padrão	0,015	Desvio Padrão
Neossolo Quartzarênico	Arenosols	0,035	(DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)	
		0,072		
		0,080		
		0,042		
		Média	0,065	Média
		Desvio Padrão	0,022	Desvio Padrão
Neossolo Litólico	Leptsols	0,018	(HERNANI <i>et al.</i> , 2015)	
		0,018	(DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)	
		0,048		
		0,052	(FARINASSO <i>et al.</i> , 2006)	
		Média	0,034	Média
		Desvio Padrão	0,019	Desvio Padrão
Gleissolo Háptico	Gleysol	0,047	(DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)	
		0,02		
		0,001	(CABRAL <i>et al.</i> , 2005)	
		Média	0,023	Média
		Desvio Padrão	0,023	Desvio Padrão
Cambissolo Háptico	Cambisol	0,035	(SILVA <i>et al.</i> , 2009)	
		0,036	(CORRÊA <i>et al.</i> , 2015)	
		0,036	Média	
		Desvio Padrão	0,001	Desvio Padrão
Afloramentos Rochosos	Afloramentos Rochosos	-1	(SOUZA; SOBREIRA, 2017)	

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.2.1.3. Mapeamento da cobertura e uso do solo

A elaboração do mapa de cobertura e uso do solo teve como objetivo obter suas condições atuais através do reconhecimento no ano de 2020, assim como a averiguação dos diferentes alvos existentes, como as fitofisionomias do Cerrado conforme a nomenclatura fitogeográfica proposta por Ribeiro e Walter (1998), as áreas agrícolas, de pastagem, agricultura e solo exposto, sendo estas classificações baseadas pela visualização de imagens satelitárias, validação em campo e consultas a estudos elaborados na região (ROSA, 2016).

Para isso, foram adquiridas imagens do satélite Sentinel – 2, de resolução espacial de 10 metros e disponibilizadas na plataforma digital da *United States Geological Surve* (USGS), na composição colorida RGB 483 e realce linear de 2%, devidamente adequadas ao recorte da

área que integra as UC's abordadas neste estudo, correspondentes a data do dia 12 de setembro de 2019 por este ser o dia do início do primeiro trabalho de campo desta pesquisa.

Além disso, esta data no mês de setembro está temporalmente inserida no período em que há baixa incidência pluviométrica (período de estiagem) na área de estudo, auxiliando assim, na otimização do mapeamento de cobertura e uso do solo, pois a baixa ocorrência e cobertura de nuvens na região neste período não dificulta a detecção dos alvos e gera confusões espectrais decorrente das mudanças na produção de biomassa ao longo do ano.

Sobre à definição e distinção dos alvos, foram adotados os procedimentos propostos por Florenzano *et al.* (2008), pelo Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013) e aquele elaborado na área de estudo por Rosa (2016). Em geral, foi considerado uma precisão mínima de 85% para definição das classes de cobertura e uso da terra em nível II, tendo como fonte de dados aqueles dos sensores remotos gerados pela composição multiespectral das bandas 483 dispostas em RGB (vermelho, verde e azul) do satélite Sentinel - 2, e validações em campo.

Posto isto, foi realizada, através do *software* ArcGis 10.3, o método máxima verossimilhança com a subsequente segmentação em polígonos das imagens em questão, que por sua vez, subdivide as imagens em partes constituídas a partir de propriedades dos pixels como nível de cinza e textura (HUSSAIN, 1991), permitindo, posteriormente, o reajuste e a classificação de cada um, de forma supervisionada, conforme as classes que se sucedem a seguir: solo exposto, agricultura; pastagem; campo limpo; campo sujo; campo úmido; cerrado denso; cerrado ralo; cerrado típico; cerradão; mata seca, mata de galeria (Figura 28).



Figura 28 - Processo de segmentação em polígono das imagens (A), e o seu respectivo reajuste e classificação conforme as classes de cobertura e uso do solo (B).

Desta maneira, foi definido e adotada as chaves de interpretação para a cobertura e uso do solo da área de estudo, sendo a sua realização através do método qualitativo de inspeção visual, a fim de otimizar o tamanho, a forma, a borda, a textura e a cor dos polígonos a serem classificados, conforme será destacado nos parágrafos a seguir.

Em geral, às áreas de pastagem se apresentaram constituída por cores claras, com textura rugosa quando não plantada e lisa quando plantada, além de, muitas vezes, apresentarem formas geométricas bem definidas formadas pela ação humana quando

produzem piquetes para a delimitação de propriedades rurais, que por sua vez, podem ou não apresentar práticas agrícolas consorciado espaço-temporalmente (Figura 29).

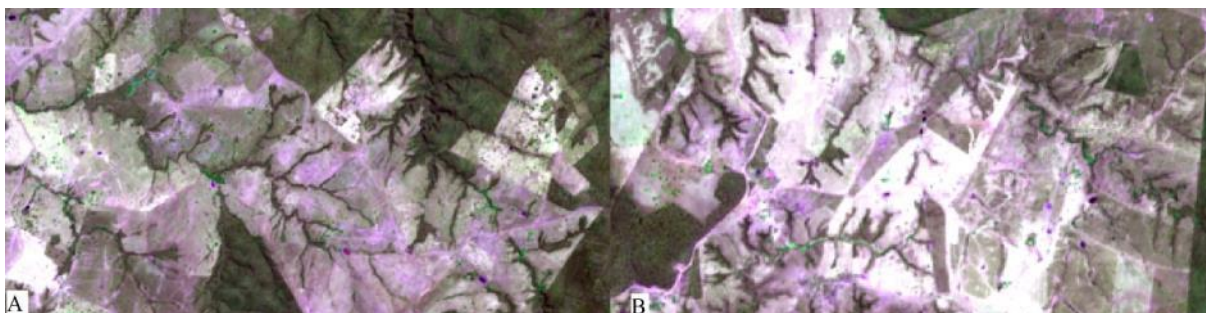


Figura 29 – Chave de classificação para a classe de Pastagem na área de estudo.

Semelhante as pastagens, as áreas agrícolas apresentam coloração claras, com variações quando em preparo do solo para o plantio de culturas anuais (soja, feijão, algodão) e ou quando em sob a produção de culturas. Ainda, apresentam também formas geométricas predominantemente definidas, bem como textura lisa a pouco rugosa (Figura 30).

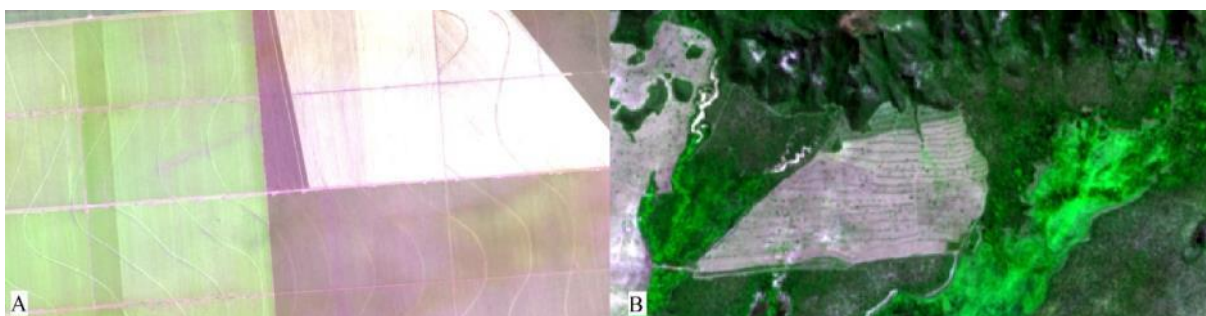


Figura 30 – Chave de classificação para a classe de Agricultura na área de estudo.

Já a classe dos solos expostos ocorre em colorações roseadas, de textura lisa e pouco rugosas, muitas vezes percebidas como claras e abruptas transições descontínuas na paisagem, sendo, podendo ou não ser consequência das ações antrópicas (Figura 31).

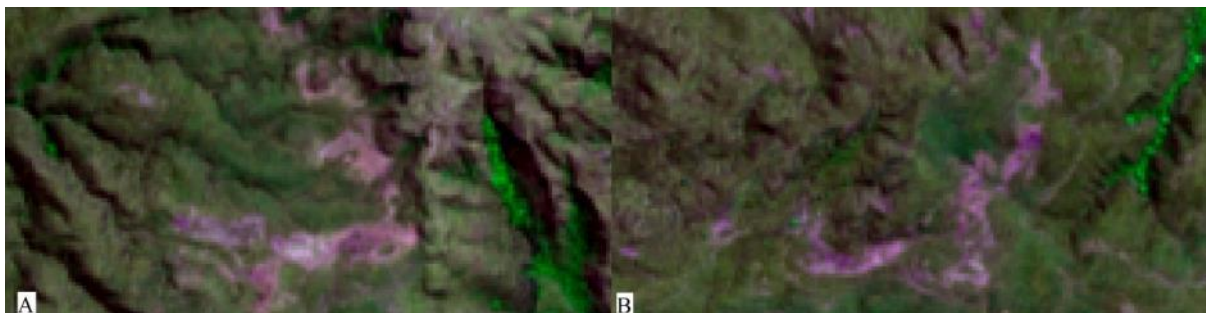


Figura 31 - Chave de classificação para a classe de Solo Exposto na área de estudo.

A fitofisionomia denominada Campo Úmido se apresenta em coloração escura, predominantemente associada a ambientes de agradação, como por exemplo, nas planícies aluviais próximas aos canais fluviais (Figura 32).

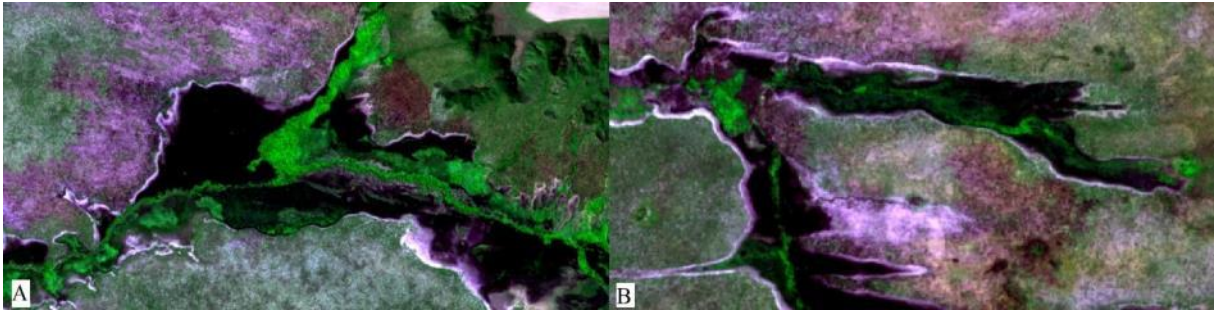


Figura 32 - Chave de classificação para a classe de Campo Úmido na área de estudo.

Já o Campo Sujo apresenta, em geral, coloração verde e esbranquiçada devido a vegetação predominantemente arbustivo-herbáceo, tendo como características uma textura predominantemente lisa e pouco rugosa, que, quando submetidas a ocorrência de queimas (Figura 33), apresentam coloração um pouco mais escura.

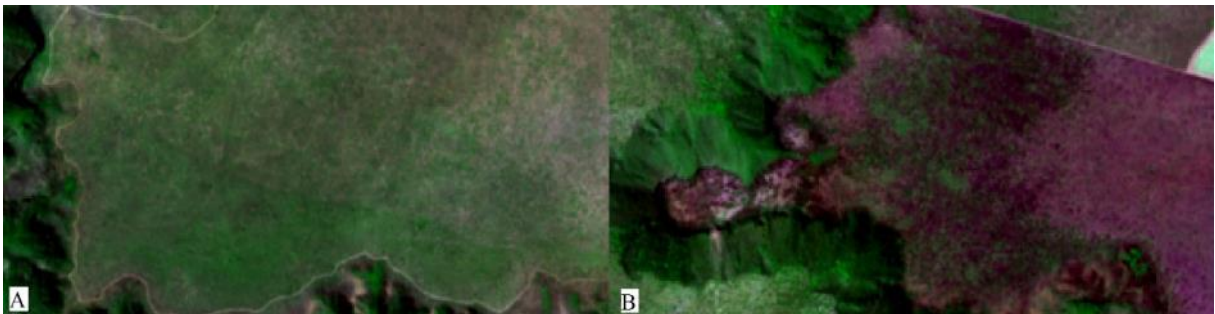


Figura 33 - Chave de classificação para a classe de Campo Sujo na área de estudo.

Em geral, apresenta cor clara, de textura lisa devido a ocorrência predominante de herbáceas, a escassez de arbustos e ausência de árvore, estando na área de estudo associadas a posições topográficas com diferentes variações no grau de umidade, próxima a encostas, à borda das Matas de Galeria a classe dos Neossolos Litólicos (Figura 34).

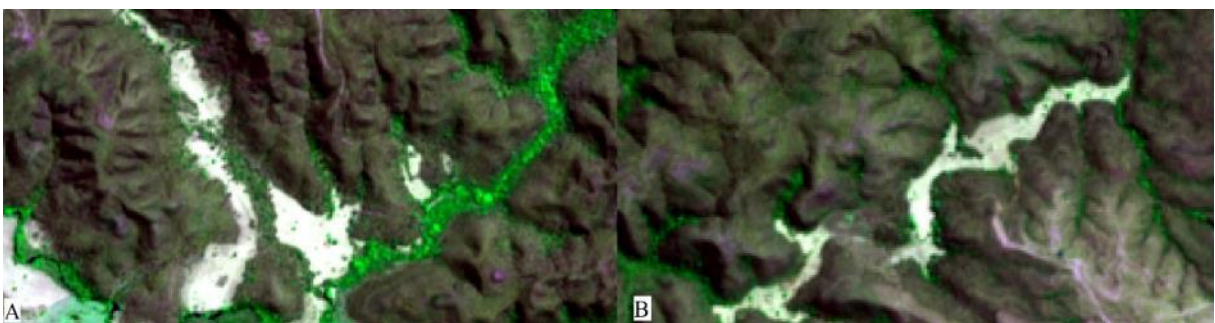


Figura 34 - Chave de classificação para a classe de Campo Limpo na área de estudo.

O Cerrado Típico apresenta textura pouco rugosa e coloração verde e esbranquiçada, possivelmente pelo espaçamento entre as árvores e arbustos que o integram (Figura 35).

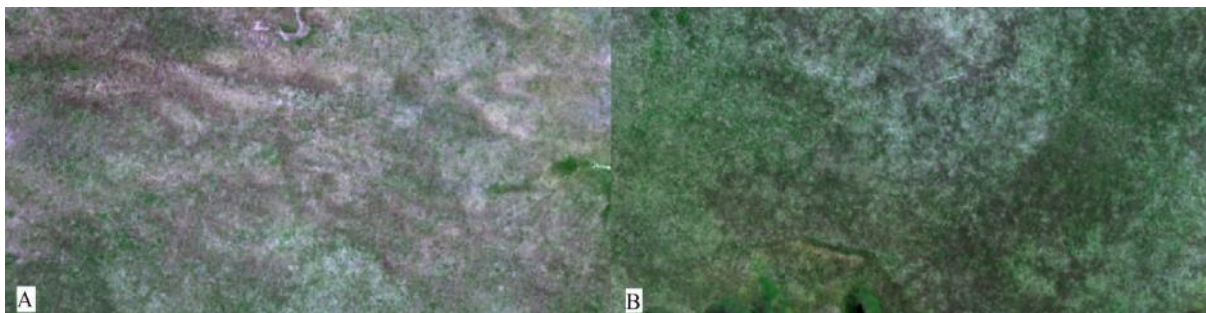


Figura 35 - Chave de classificação para a classe de Campo Limpo na área de estudo.

O Cerrado Ralo apresenta coloração verde e textura lisa a pouco rugosa, além de uma vegetação arbóreo-arbustiva com cobertura média de 20% e altura de três metros (Figura 36).

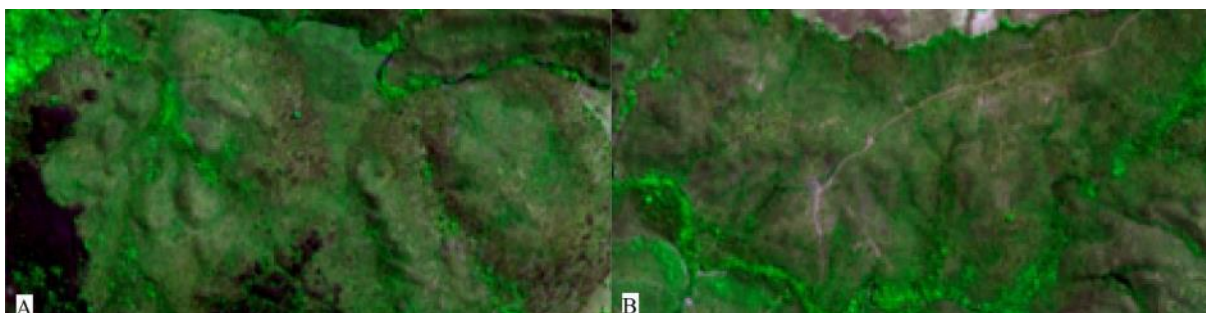


Figura 36 - Chave de classificação para a classe de Cerrado Ralo na área de estudo.

O Cerrado Denso apresenta coloração verde escuro e textura lisa a rugosa, devido a esta fitofisionomia ser predominantemente arbórea, com cobertura vegetal entre 50% e 70%, além de uma altura média de até oito metros (Figura 37).



Figura 37 - Chave de classificação para a classe de Cerrado Denso na área de estudo.

Já o Cerradão, que apresenta uma coloração verde claro, é uma fitofisionomia arbórea de composição espaçada e aberta ante aos demais tipos de Cerrado (típico, ralo e denso), que por sua vez, apresenta uma textura predominantemente lisa e leve rugosidade quando ocorre em declivosos na área de estudo (Figura 38).

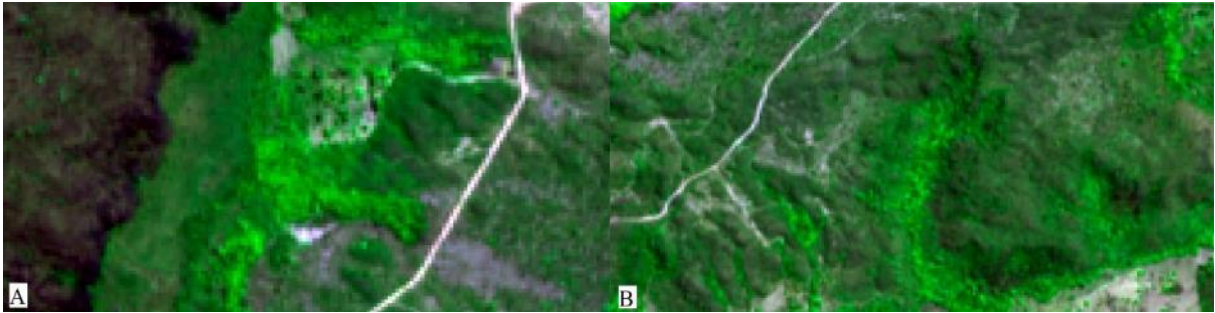


Figura 38 - Chave de classificação para a classe de Cerradão na área de estudo.

As Matas Secas se apresentam em tonalidades de cores escuras, próximas ao vinho bordô, estando posicionadas na paisagem predominantemente em altitudes elevadas, com grande correspondência ao carste e há afloramentos rochosos, se destacando nas imagens pelo seu sombreamento e pela textura lisa a ligeiramente rugosa (Figura 39).

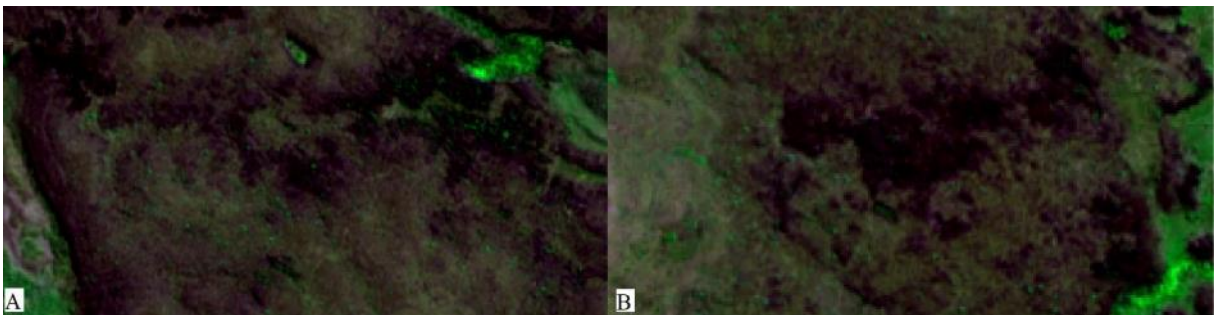


Figura 39 - Chave de classificação para a classe de Mata Seca na área de estudo.

Já a Mata de Galeria exhibe coloração verde e textura muito rugosa pela descontinuidade de seus dosséis arbóreos, ocorrendo na borda dos canais fluviais (Figura 40).

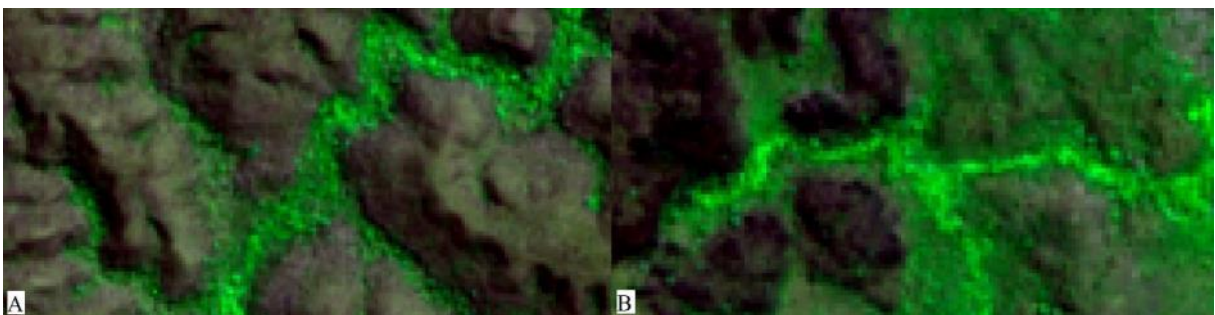


Figura 40 - Chave de classificação para a classe de Mata Seca na área de estudo.

Posterior a aplicação destes procedimentos e a definição destas chaves para a classificação dos tipos cobertura e uso do solo, foi elaborado o mapa de cobertura e uso do solo da área de estudo, que por sua vez, está disponível na figura a seguir.

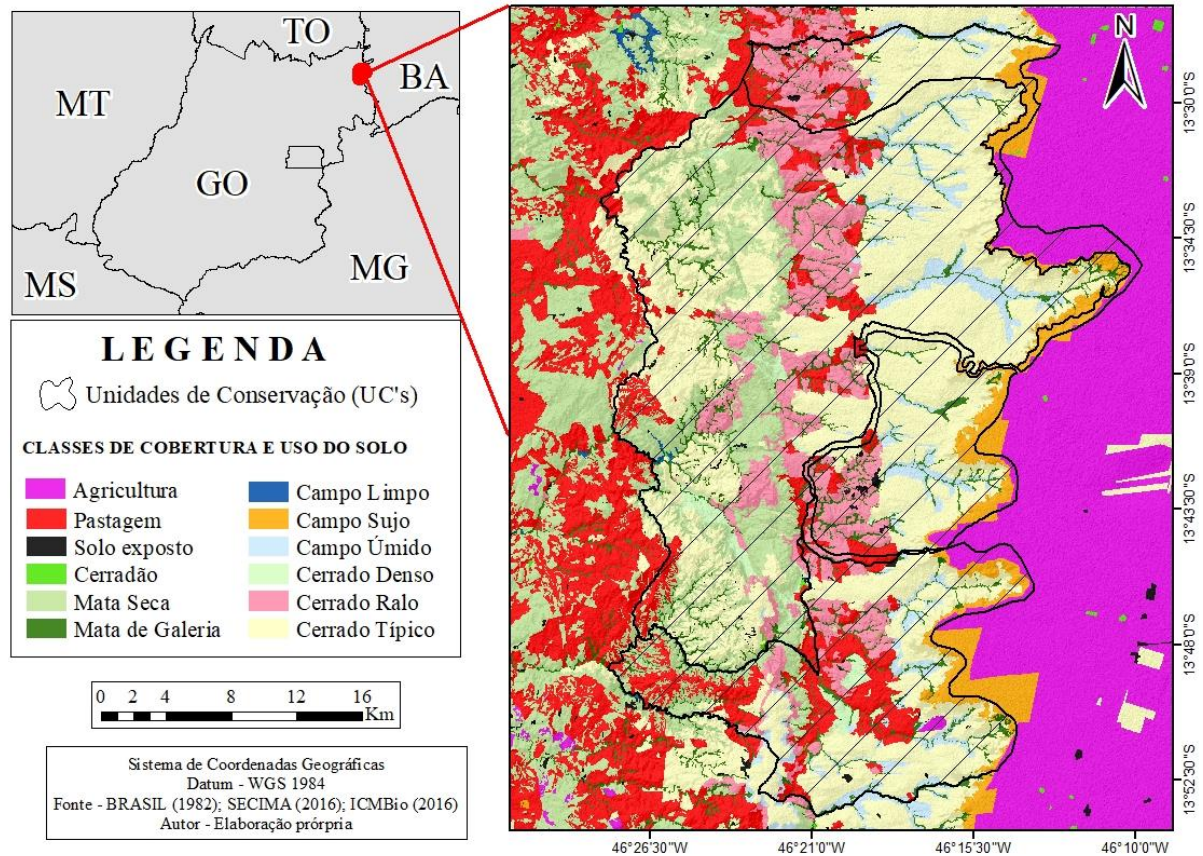


Figura 41 - Mapa de cobertura e uso do solo da área de estudo. Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores de cada classe de cobertura e uso do solo no território de cada UC estudada, assim como naquelas bacias hidrográficas antes e depois das cavernas destas UC's, estão disponíveis na tabela 9, 10 e 11, respectivamente:

Tabela 9 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais em cada UC estudada.

Classes de cobertura e uso do solo		Unidades de Conservação (UC's)											
		PETeR				APA da Serra Geral				RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca			
		Área (km ²)		Área relativa		Área (km ²)		Área relativa		Área (km ²)		Área relativa	
Vegetação Remanescente	Cerrado Ralo	75,4		13,2		39,3		12,5		18,9		15,3	
	Cerrado Denso	13,0		2,3		5,7		1,8		0,2		0,2	
	Cerrado Típico	269,9		47,3		107,8		34,1		69,3		55,8	
	Cerradão	0,4		0,1		0,2		0,1		0,0		0,0	
	Campo Limpo	0,6	529,0	0,1	92,8	0,0	235,4	0,0	74,5	0,0	114,0	0,0	91,9
	Campo Sujo	7,8		1,4		26,4		8,4		8,4		6,8	
	Campo Úmido	25,9		4,5		18,8		6,0		8,1		6,5	
	Mata de Galeria	29,0		5,1		18,5		5,9		9,1		7,3	
	Mata Seca	107,0		18,8		18,7		5,9		0,0		0,0	
Uso antrópico	Pastagem	39,5		6,9		53,7		17,0		7,0		5,7	
	Agricultura	0,0	41,0	0,0	7,2	25,5	80,6	8,0	25,5	1,8	10,1	1,4	8,1
	Solo exposto	1,5		0,3		1,4		0,5		1,2		1,0	
ÁREA TOTAL		570,0	570,0	100,0	100,0	316,0	316,0	100,0	100,0	124,0	124,0	100,0	100,0

Tabela 10 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais nas bacias associadas as cavernas.

Classes de cobertura e uso do solo		BACIAS HIDROGRÁFICAS																	
		(1) Ribeirão Angélica		(2) Córrego Bezerra		(3) Rio São Vicente		(4) Rio São Mateus		(3) Rio da Lapa		(2) Ribeirão Palmeiras		(1) Rio São Bernardo					
		Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa	Área (km²)	Área relativa				
Vegetação Remanescente	Cerrado Ralo	10,2	11,8	11,7	26,9	7,0	6,5	7,6	12,7	25,8	21,9	7,9	12,1	5,9	6,6				
	Cerrado Denso	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,3	0,6	1,5	1,3	0,1	0,1	5,3	6,0				
	Cerrado Típico	46,7	53,9	21,7	50,2	57,9	53,6	37,4	62,4	45,1	38,2	24,7	37,8	35,1	39,4				
	Cerrado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1				
	Campo Limpo	0,0	90,0	0,0	41,0	0,0	88,4	0,0	55,8	0,0	93,2	0,0	86,0	0,0	66,8				
	Campo Sujado	6,2	7,1	0,0	0,0	13,4	12,4	5,5	9,3	7,1	6,0	10,6	16,3	4,6	5,1				
	Campo Úmido	9,4	10,8	3,6	8,4	12,4	11,5	1,0	1,7	7,6	6,4	5,1	7,8	6,3	7,1				
Mata de Galeria	Mata de Galeria	3,8	4,4	2,4	5,5	4,8	4,4	3,9	6,5	8,0	6,8	3,8	5,9	5,7	6,4				
	Mata Seca	1,7	2,0	1,1	2,5	0,0	0,0	0,0	0,1	6,2	5,3	0,1	0,2	3,8	4,2				
	Pastagem	5,4	6,2	2,2	5,2	3,9	3,6	3,8	6,3	11,0	9,4	6,6	10,0	19,8	22,2				
Uso antrópico	Agricultura	3,1	3,6	0,0	2,3	8,5	7,9	0,3	4,1	3,9	3,3	14,0	6,3	2,3	2,6				
	Solo exposto	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	1,6	1,4	0,0	0,1	0,4	0,4				
ÁREA TOTAL		86,7	100,0	43,3	100,0	108,0	100,0	59,8	100,0	118,0	100,0	65,3	100,0	89,2	100,0				

Tabela 11 - Classes de cobertura e uso do solo e respectivos percentuais nas bacias após as cavernas.

Classes de cobertura e uso do solo		Pós-carste Sist. S. Vicente				Pós-carste Sist. Terra Ronca				Pós-carste Sist. S. Bernardo			
		Área (km ²)		Área relativa		Área (km ²)		Área relativa		Área (km ²)		Área relativa	
Vegetação Remanescente	Cerrado Ralo	13,0		8,2		19,7		11,3		4,5		6,1	
	Cerrado Denso	1,8		1,1		7,7		4,4		1,2		1,6	
	Cerrado Típico	74,0		46,6		53,3		30,5		22,0		29,8	
	Cerradão	0,0		0,0		0,1		0,1		0,2		0,2	
	Campo Limpo	0,0	137,8	0,0	86,7	0,8	151,2	0,5	86,4	0,0	59,1	0,0	80,1
	Campo Sujo	0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0	
	Campo Úmido	0,0		0,0		0,3		0,1		0,1		0,1	
	Mata de Galeria	7,0		4,4		6,8		3,9		5,1		6,9	
	Mata Seca	42,0		26,4		62,5		35,7		26,0		35,2	
Uso antrópico	Pastagem	21,0		13,2		23,1		13,2		14,4		19,5	
	Agricultura	0,1	21,2	0,0	13,3	0,1	23,8	0,0	13,6	0,0	14,7	0,0	19,9
	Solo exposto	0,1		0,1		0,7		0,4		0,3		0,5	
ÁREA TOTAL		159,0	159,0	100,0	100,0	175,0	175,0	100,0	100,0	73,8	73,8	100,0	100,0

5.2.1.4. Fator uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P)

Neste estudo, os fatores antrópicos da RUSLE (C e P) foram integrados já que estes devem ser trabalhados separadamente somente quando o objetivo do trabalho é definir formas mais adequadas de produção agrícola voltada a redução dos impactos sobre o meio físico. Logo, como esta pesquisa tem o viés a quantificar a perda de solo por erosão, estas variáveis foram interrelacionadas e classificadas conforme a tabela a seguir.

Tabela 12 - Valores e referência dos valores do Fator CP para cada tipo de uso e cobertura do solo adotado na pesquisa.

Uso e cobertura do solo	Fator CP	Referência
Massa de Água	0	(PARANHAS FILHO <i>et al.</i> , 2003)
Queimada	0,01	
Campo Sujo	0,001	Adaptado (TOMAZONI <i>et al.</i> , 2005)
Campo Limpo	0,001	
Campo Úmido	0,001	
Cerrado Ralo	0,001	
Cerrado Típico	0,001	
Cerrado Rupestre	0,001	
Parque de Cerrado	0,001	
Reflorestamento	0,003	
Vereda	0,001	
Solo Exposto	1	
Mata de Galeria	0,0001	
Agricultura	0,05	SILVA (2008)
Cerradão	0,0005	
Mata Seca	0,0005	
Pastagem	0,008	

5.2.1.5. Fator L (comprimento de rampa) e S (declividade)

O fator topográfico (LS) foi obtido a partir do *software* ArcMap (10.3), através da inserção do modelo digital de elevação (MDE) originado do Projeto TOPODATA e disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que permitiu a realização de procedimentos matriciais em mapas no formato raster em ambiente SIG.

Estes procedimentos seguiram aquilo que foi proposto por Van Remortel *et al.*, (2004) e descrito por Zhang *et al.*, (2017), que por sua vez, correspondem a execução das seguintes equações em ambiente SIG:

$$LS = L * S \quad (\text{Equação 16})$$

$$L = (\lambda 22.13)^m \quad (\text{Equação 17})$$

$$m = \beta (1 + \beta) \quad (\text{Equação 18})$$

$$\beta = (\text{sen } \theta) [3 * (\text{sen } \theta) 0.8 + 0.56] \quad (\text{Equação 19})$$

$$S = 10.8 * \text{sen } \theta + 0,003, \text{ quando } \theta < 9\% \quad (\text{Equação 20})$$

$$S = 16.8 * \text{sen } \theta - 0.5, \text{ quando } \theta > 9\% \quad (\text{Equação 21})$$

Onde λ é o comprimento da declividade (%); “m” o expoente da variação comprimento-declividade; “ β ” o fator que varia com a declividade do terreno; e “ θ ” o ângulo de inclinação McCool *et al.* (1987). Tais procedimentos resultaram no mapa a seguir:

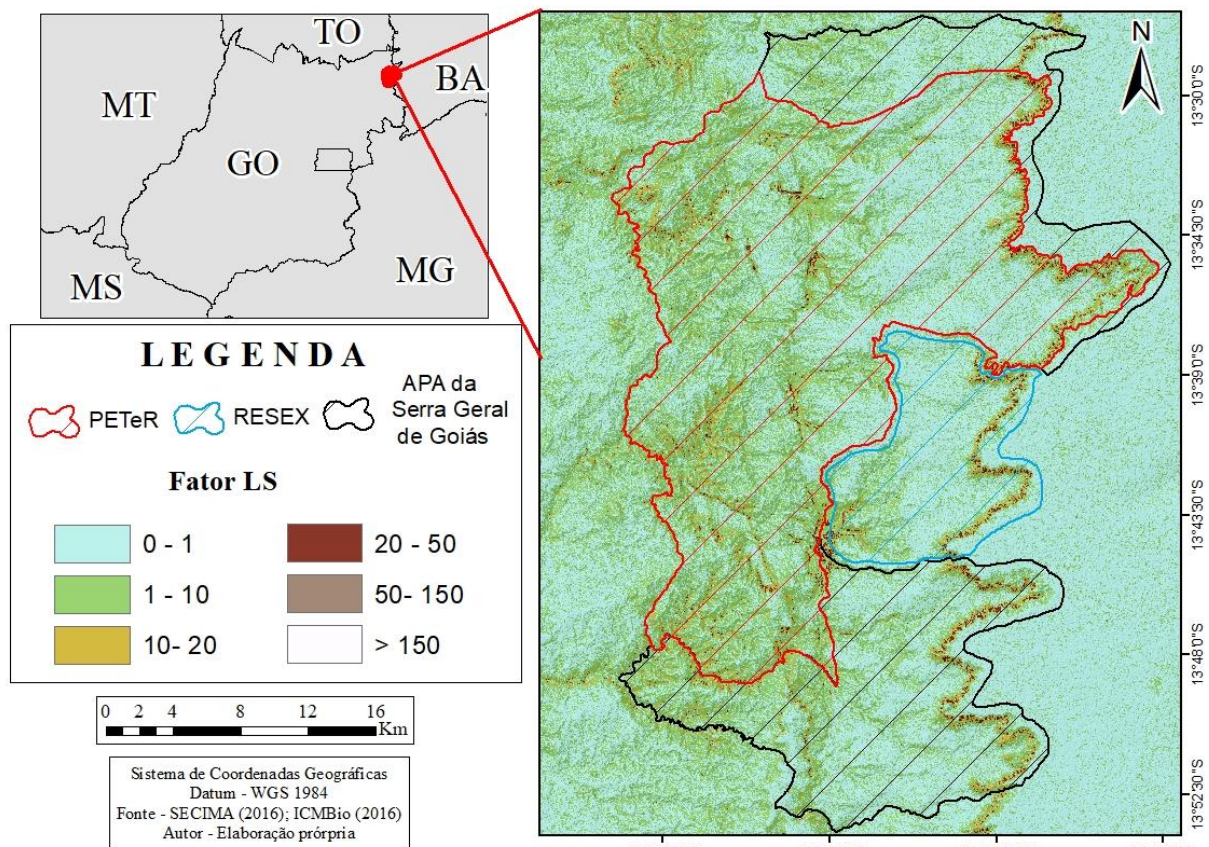


Figura 42 – Mapa do Fator Topográfico (LS) para a área de estudo. Elaboração própria (2020).

Já a tabela com os dados do Fator LS para cada UC's, e para cada bacia hidrográfica antes e depois das cavernas destas áreas protegidas, estão disponíveis nas tabelas 13, 14 e 15, respectivamente.

Tabela 13 - Valores do Fator LS em cada UC estudada.

Fator LS	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO					
	PETeR		APA da Serra Geral de Goiás		RESEX de Recanto das Araras de	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1	276,8	48,6	183,0	57,9	76,0	61,3
1 a 10	256,1	44,9	115,9	36,7	39,0	31,5
10 a 20	29,4	5,2	12,9	4,1	6,0	4,8
20 a 50	7,0	1,2	4,1	1,3	3,0	2,4
50 a 150	0,6	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
> 150	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ÁREA TOTAL	570,0	100,0	316,0	100,0	124,0	100,0

Tabela 14 - Valores do Fator LS nas bacias hidrográficas associadas as cavernas.

Fator LS	BACIAS HIDROGRÁFICAS													
	(1) Ribeirão Angélica		(2) Córrego Bezerra		(3) Rio São Vicente		(4) Rio São Mateus		(5) Rio da Lapa		(6) Ribeirão Palmeiras		(7) Rio São Bernardo	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1	54,5	62,7	28,9	66,7	69,0	63,9	37,8	63,2	67,6	57,2	37,6	57,6	52,6	59,0
1 a 10	27,7	31,9	13,9	32,1	31,4	29,1	19,1	31,9	41,8	35,4	22,0	33,7	31,7	35,5
10 a 20	3,2	3,7	0,5	1,1	5,4	5,0	2,0	3,4	5,4	4,6	3,6	5,6	3,8	4,3
20 a 50	1,4	1,6	0,0	0,1	2,1	2,0	0,9	1,5	3,0	2,5	1,9	3,0	1,1	1,2
50 a 150	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0
> 150	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ÁREA TOTAL	86,9	100,0	43,3	100,0	108,0	100,0	59,8	100,0	118,0	100,0	65,3	100,0	89,2	100,0

Tabela 15 - Valores do Fator LS nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Fator LS	BACIAS HIDROGRÁFICAS					
	Sistema São Vicente (A)		Sistema Terra Ronca (B)		Sistema São Bernardo (C)	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1	66,0	41,5	76,4	43,7	22,6	30,6
1 a 10	84,0	52,8	87,4	50,0	43,2	58,5
10 a 20	7,0	4,4	9,7	5,5	7,0	9,5
20 a 50	2,0	1,3	1,4	0,8	0,9	1,2
50 a 150	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2
> 150	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ÁREA TOTAL	159,0	100,0	175,0	100,0	73,8	100,0

5.2.2. Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

O modelo SWAT foi executado na plataforma QGIS 3.0, implementado a partir da interface QSWAT3, versão 1.1.1. Os dados de entrada para a modelagem hídrossedimentológica correspondem a unidade de resposta hidrológica (HRU) e aos dados climatológicos.

5.2.2.1. Criação das HRU's

Para o SWAT dividir as bacias hidrográficas em sub-bacias e Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's) é necessário o fornecimento dos exutório das sub-bacias, dos dados referentes ao uso e cobertura do solo, do tipo de solo e da declividade da área de estudo. Para essa simulação foi utilizada a mesma base de dados da modelagem do RUSLE. Os exutório foram aqueles apresentados no mapa da Figura 20, a base de solos aquela apresentada na Figura 27, a base de uso e cobertura do solo aquela apresentada na figura 41 e o MDE é o do projeto TOPODATA.

Os dados de uso e cobertura do solo e de tipo de solos foram reclassificados conforme a formatação e codificação adotado pelo *software*. A base de uso e cobertura do solo segue a segunda versão da base de dados da cobertura da terra (GLCC – *Global Land Cover Classification*) (LOVELAND *et al.*, 2000), enquanto os solos foram reclassificados para a nomenclatura da FAO (1997), conforme a tabela de correspondência entre classes de solos do Sistema Brasileiro de Classificação de solos e o da FAO (SANTOS *et al.*, 2018b). Assim, grosso modo, a base de dados usada no SWAT segue a mesma padronização da RUSLE para os solos (Tabelas 5, 6, 7 e 8) e para o uso e cobertura do solo (Tabelas 9, 10 e 11), exceto que se especificou as fitofisionomias do cerrado no SWAT, usando-se apenas Savana.

Como as unidades de análise devem coincidir com as outras partes da pesquisa, optou-se pelas sub-bacias, sendo que a elas foram atribuídas às características das HRU's com maior representatividade espacial, permitindo assim, o mapeamento das mesmas unidades de análise para a fim de manter a comparabilidade dos resultados entre os métodos.

5.2.2.2. Base de dados do clima

A modelagem climatológica foi executada usando os dados de 18 estações disponíveis nas adjacências da área de estudo, cujos dados diários do Sistema de Reanálise de Previsão de Clima (CFSR, do inglês *Climate Forecast System Reanalysis*) foram carregados a partir do *site* Global Weather Data for SWAT (18 estações) entre 1979 a 2014. Esses dados foram carregados no *software* a partir do módulo WGen (Weather Generator, em português,

Gerador de Clima). Ainda, estes dados correspondem a pluviosidade, temperatura máxima, mínima e média, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa.

5.2.2.3. Simulação hidrossedimentológica

A modelagem hidrossedimentológica foi executada tendo como variáveis de saída o volume de sedimento que entram na rede de drenagem (SED-IN) e que saem (SED-OUT), que é gerado diariamente (ton.dia^{-1}) e atribuído em uma tabela para todo o período simulado (entre 2000 e 2019).

6. RESULTADOS

6.1. Parâmetros físico-químicos das águas fluviais

6.1.1. Carga dissolvida (mg/L)

Os valores de carga dissolvida das águas dos rios obtidos durante o período de estiagem foram menores ante aqueles obtidos no período chuvoso, já que todos os valores deste parâmetro aumentaram do primeiro período para o segundo, ficando tais valores entre 1 e 35 mg/L no período de estiagem, e entre 3 e 70 mg/L no período chuvoso (Tabela 16). O menor valor de carga dissolvida, por exemplo, foi obtido durante o período de estiagem na seção transversal do Ribeirão Palmeiras (1 mg/L), enquanto o maior foi obtido durante o período chuvoso na seção transversal do Sistema Terra Ronca (70 mg/L) (Tabela 16).

Tabela 16 – Valores de carga dissolvida (mg/L) nas águas das seções transversais amostradas.

Valores de Carga dissolvida (mg/L)		
Seção transversal	2019	2020
	(Período de estiagem)	(Período chuvoso)
do Ribeirão Angélica (1)	2	8
do Córrego Bezerra (2)	5	6
do Rio São Vicente (3)	2	3
do Rio São Mateus (4)	2	4
do Rio da Lapa (5)	3	12
do Ribeirão Palmeiras (6)	1	3
do Rio São Bernardo (7)	6	10
do Sistema São Vicente (A)	23	50
do Sistema Terra Ronca (B)	35	70
do Sistema São Bernardo (C)	20	25

Ainda, é possível observar que os valores de carga dissolvida nas seções após as cavernas foram maiores do que aqueles obtidos nas seções transversais antes das cavernas, pois os valores nas primeiras variaram entre 23 e 70 mg/L e os da segunda entre 1 e 12 mg/L (Tabela 16). De toda maneira, os valores aferidos estiveram abaixo daqueles recomendados pela Resolução do CONAMA nº 396/08 (BRASIL, 2008) e pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Esta variação espaço-temporal nos valores de carga dissolvida fica evidente nos dados contidos na Figura 43, onde é possível observar deslocamento de todos os símbolos para a esquerda (período chuvoso), bem como o posicionamento dos losangos para a parte superior da figura (seções transversais depois das cavernas), isto é, acima dos círculos (seções transversais antes das cavernas), que por sua vez, se encontram posicionados na porção inferior desta. Essa variação indica que o esperado efeito de redução da concentração da carga

dissolvida adição da água da chuva não foi observado e, muito pelo contrário, houve, sim, o incremento de mais íons durante o período chuvoso.

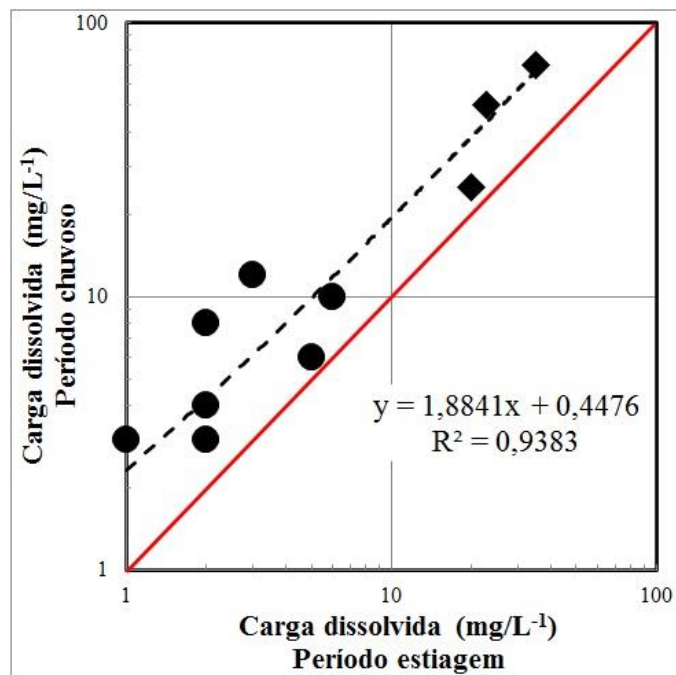


Figura 43 – Dispersão dos valores de carga dissolvida (mg/L) nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação da carga dissolvida das seções antes das cavernas (círculos) para as seções transversais após as cavernas (losangos).

6.1.2. Turbidez (FNU)

Os valores de turbidez (FNU) das águas dos rios obtidos nas seções transversais amostradas durante o período de estiagem e chuvoso exibiram, de maneira geral, águas cristalinas em ambas às estações climáticas, visto o predomínio de valores baixos de turbidez mesmo durante o período chuvoso (Tabela 17). Durante o período de estiagem, por exemplo, os valores de turbidez variaram entre 1 e 4,5 FNU, enquanto no período chuvoso, com exceção das seções transversais antes das cavernas, que foram atingidas por chuvas isoladas momentos antes da amostragem em 2020, que por sua vez, resultaram numa elevação significativa da turbidez das águas, seus valores variaram entre 3,6 a 7 FNU (Tabela 17).

Tabela 17 – Valores de turbidez (FNU) das águas nas seções transversais amostradas.

Valores de turbidez (FNU)		
Seção transversal	2019	2020
	(Período de estiagem)	(Período chuvoso)
do Ribeirão Angélica (1)	1,5	7
do Córrego Bezerra (2)	4	5
do Rio São Vicente (3)	1	4
do Rio São Mateus (4)	1,5	3,5
do Rio da Lapa (5)	2,8	4
do Ribeirão Palmeiras (6)	1,9	3,3
do Rio São Bernardo (7)	2	3,6
do Sistema São Vicente (A)	4,5	620
do Sistema Terra Ronca (B)	4,3	35
do Sistema São Bernardo (C)	4	210

Além disso, nota-se que os menores valores de turbidez foram registrados no período de estiagem enquanto os maiores foram obtidos durante o período chuvoso, como já seria esperado (Tabela 17). O menor valor deste parâmetro, por exemplo, foi obtido durante o período de estiagem na seção do Rio São Vicente (1 FNU), enquanto o maior, ao contrário, foi obtido durante o período chuvoso na seção transversal do Sistema São Vicente (620 FNU).

Além disso, enquanto os valores de turbidez oscilaram entre 1 e 4,5 FNU no período de estiagem, no período chuvoso esta oscilação foi bem maior, ficando entre 3,3 e 620 FNU nas seções amostradas. Além disso, é possível observar que houve um aumento dos valores de turbidez das seções transversais antes das cavernas para as seções após as cavernas, independentemente da estação amostrada, pois os menores valores deste parâmetro ocorreram nas primeiras seções em comparação com àqueles obtidos nas águas das segundas seções transversais (Tabela 17).

Os dados também revelam que todos os valores obtidos, exceto àqueles das seções pós-carste do Sistema São Vicente (A) e São Bernardo (C) durante o período chuvoso (Tabela 17), estiveram abaixo dos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) e pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Estas variações espaço-temporais também podem ser visualizadas nos dados da Figura 44, onde o deslocamento de todos os símbolos para a esquerda (período chuvoso) evidenciam que os valores deste parâmetro foram menores ante àqueles obtidos no período de estiagem, enquanto o deslocamento dos losangos (seções transversais antes das cavernas) para a porção superior da figura mostram sua superioridade ante aqueles obtidos nas seções transversais após as cavernas (círculos), que por sua vez, se estão na porção inferior desta.

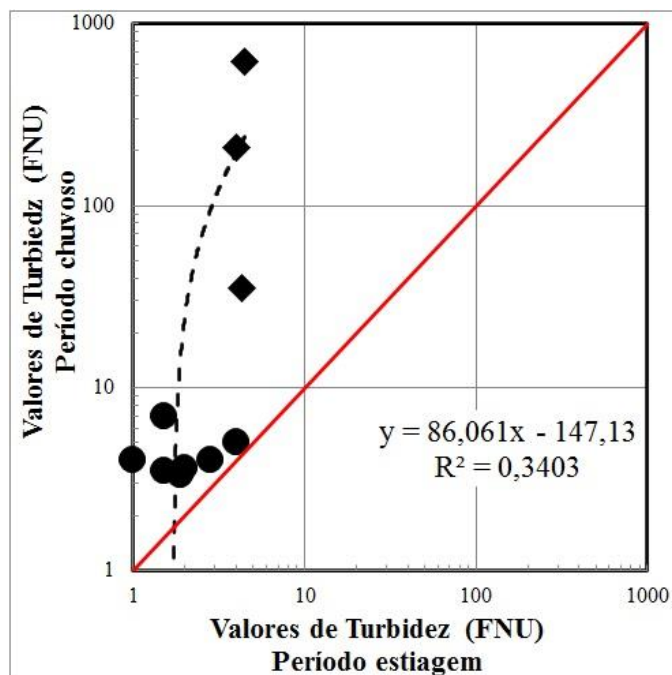


Figura 44 – Dispersão dos valores de turbidez (FNU) nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação da turbidez das seções transversais antes das cavernas (círculos) para as seções transversais após as cavernas (losangos).

6.1.3. Potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores do potencial hidrogeniônico (pH) das águas dos rios obtidos nas seções transversais durante o período de estiagem foram menores do que os obtidos no período chuvoso (Tabela 18). Enquanto estes valores oscilaram entre 5,3 e 7,4 o período de estiagem, no período chuvoso sua variação ficou entre 6,1 e 8. Ainda, o menor valor deste parâmetro ocorreu no período de estiagem na seção transversal do Ribeirão Palmeiras (5,3), e o maior na seção transversal do Sistema Terra Ronca (8,03) durante o período chuvoso.

Tabela 18 – Valores do potencial hidrogeniônico (pH) das águas nas seções transversais amostradas.

Seção transversal	Valores do potencial hidrogeniônico (pH)	
	2019 (Período de estiagem)	2020 (Período chuvoso)
do Ribeirão Angélica (1)	5,6	6,5
do Córrego Bezerra (2)	6,1	6,3
do Rio São Vicente (3)	5,5	6,2
do Rio São Mateus (4)	5,7	6,6
do Rio da Lapa (5)	6,2	6,8
do Ribeirão Palmeiras (6)	5,3	6,1
do Rio São Bernardo (7)	6,6	6,8
do Sistema São Vicente (A)	7,6	7,7
do Sistema Terra Ronca (B)	7,4	8,0
do Sistema São Bernardo (C)	7,2	7,5

Nota-se que os maiores valores de pH foram registrados nas seções transversais após as cavernas, que por sua vez, variaram entre 7,2 e 8, enquanto os menores, ao contrário, foram

obtidos nas seções transversais antes das cavernas e oscilaram entre 5,3 e 6,8 (Tabela 18). Estes dados, portanto, mostram que todos os valores obtidos nas seções transversais amostradas, exceto àqueles das seções transversais do Ribeirão Angélica (7), do Rio São Vicente (5), do Rio Mateus (4) e do Ribeirão Palmeiras (2) durante o período de estiagem, estiveram dentro dos limites preconizados pela resolução do CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) e pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Esta variação espaço-temporal nos valores do pH é evidenciada nos dados contidos na Figura 45, onde é possível observar o deslocamento de todos os símbolos para a esquerda (período chuvoso), bem como o posicionamento dos losangos para a parte superior (seções transversais após as cavernas), isto é, acima dos círculos (seções transversais antes das cavernas), que por sua vez, se encontram posicionados na porção inferior desta figura.

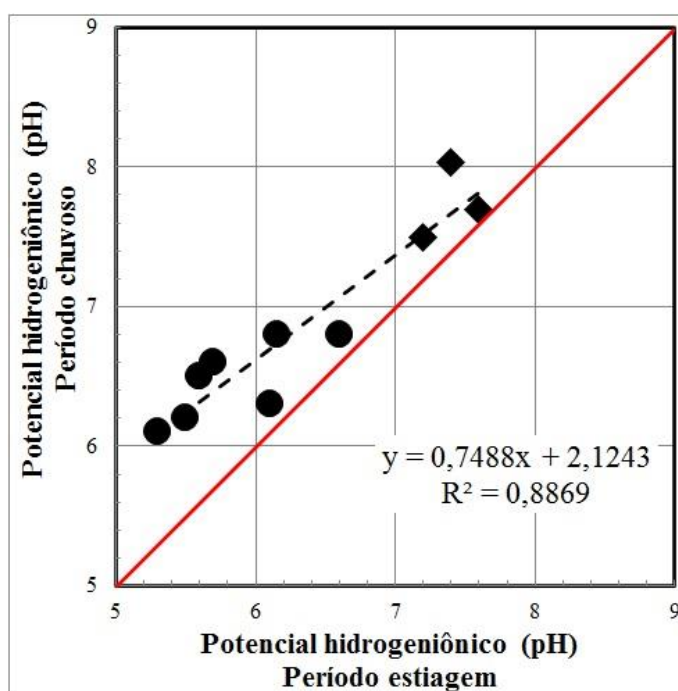


Figura 45 – Dispersão dos valores do pH nos períodos amostrados. A linha tracejada é a tendência de elevação deste parâmetro das seções antes das cavernas (círculos) para as seções após as cavernas (losangos).

6.1.4. Condutividade Elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)

Os valores de condutividade elétrica foram menores no período de estiagem e maiores no período chuvoso, já que no primeiro período estes valores oscilaram entre 3 e 69 $\mu\text{s}/\text{cm}$, e entre 4 e 140 $\mu\text{s}/\text{cm}$ no segundo (Tabela 19). Ainda, os menores valores foram obtidos durante o período de estiagem nas seções transversais do Rio São Mateus e do Rio São Vicente (3 $\mu\text{s}/\text{cm}$), enquanto o maior foi obtido durante o período chuvoso na seção transversal do Sistema Terra Ronca (120 $\mu\text{s}/\text{cm}$) (Tabela 19).

Os dados da tabela 19 também mostram que os valores deste parâmetro foram maiores nas seções após as cavernas e menores nas seções antes das cavernas, oscilando entre 3 e 23 $\mu\text{s}/\text{cm}$ nas primeiras seções, e entre 37 e 140 $\mu\text{s}/\text{cm}$ nas demais.

Tabela 19 – Valores de Condutividade Elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) nas seções transversais amostradas.

Valores de Condutividade Elétrica (CE)		
Seção transversal	2019	2020
	(Período de estiagem)	(Período chuvoso)
do Ribeirão Angélica (1)	6	17
do Córrego Bezerra (2)	10	12
do Rio São Vicente (3)	3	4
do Rio São Mateus (4)	3	8
do Rio da Lapa (5)	6	23
do Ribeirão Palmeiras (6)	4	5
do Rio São Bernardo (7)	12	21
do Sistema São Vicente (A)	43	97
do Sistema Terra Ronca (B)	69	140
do Sistema São Bernardo (C)	37	50

É possível observar o deslocamento de todos os símbolos para a esquerda (período chuvoso) da figura, bem como o posicionamento dos losangos para a parte superior desta (seções transversais após as cavernas), isto é, acima dos círculos (seções transversais antes das cavernas), que por sua vez, se encontram posicionados abaixo da mesma (Figura 46).

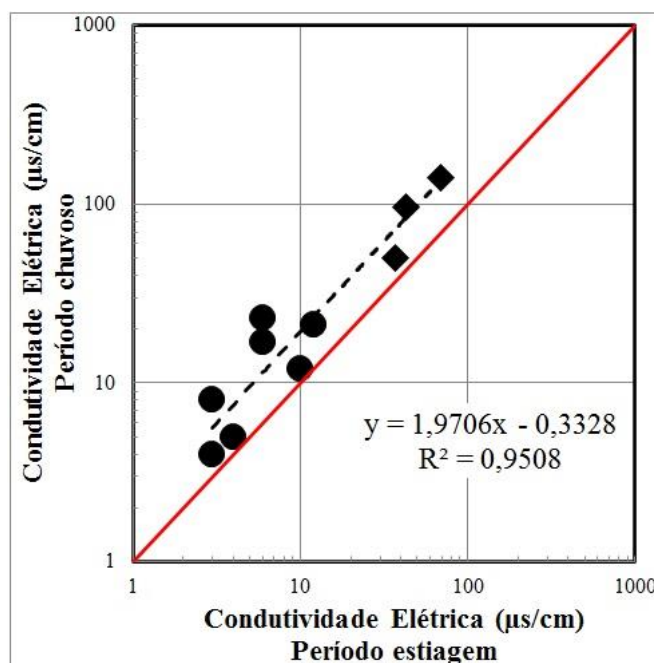


Figura 46 – Dispersão dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) nos períodos amostrados. A linha tracejada é sua tendência de elevação das seções antes das cavernas (círculos) para as seções após as cavernas (losangos).

6.2. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

Conforme os métodos e procedimentos descritos anteriormente referentes à elaboração da modelagem dos processos erosivos através da RUSLE, foi obtido o mapa com a distribuição espacial da perda de solos na área estudada (Figura 47). Em geral, a área total protegida pelas UC's apresentou uma taxa média de perda de solo equivalente a 2,67 (ton/ha), podendo ser observado na figura 47 que esta área é composta predominantemente por classes que estão entre 0 e 5 (ton/ha) (92%), enquanto aquelas classes acima de 5 (ton/ha) correspondem a apenas 8% da área total protegida.

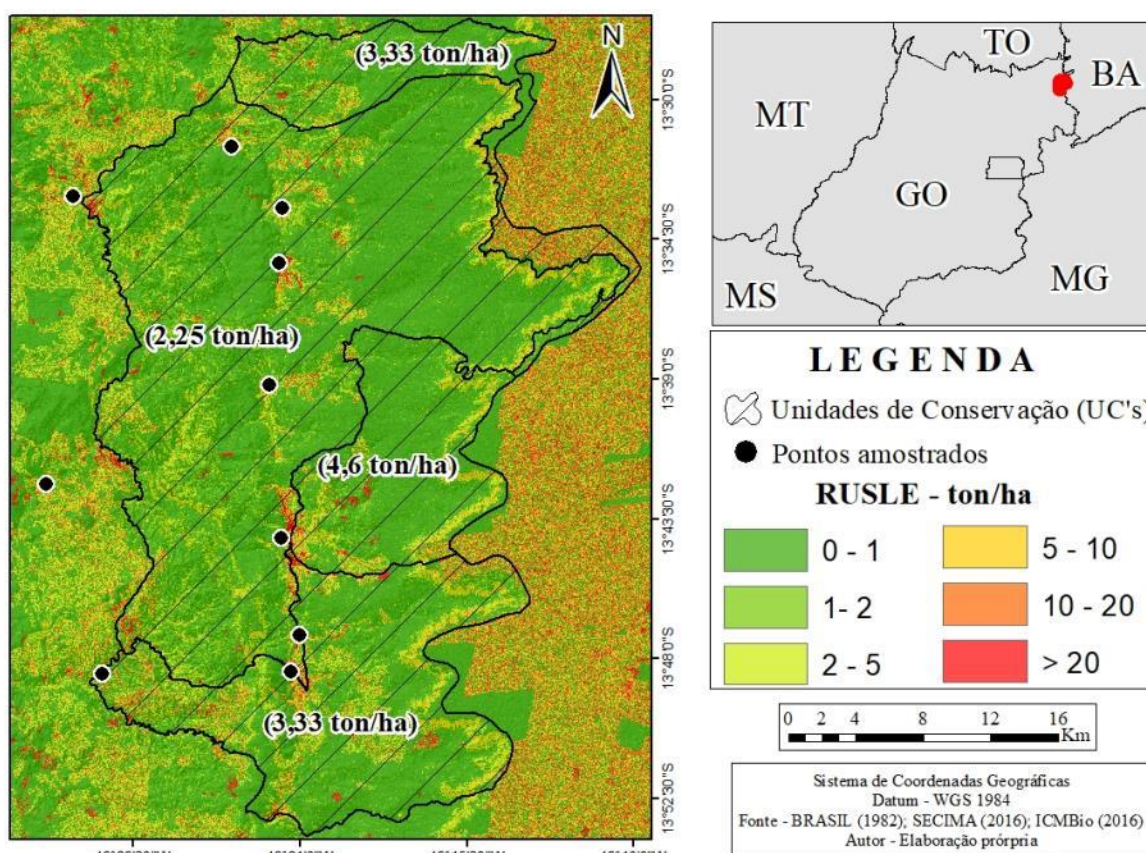


Figura 47 – Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas UC's estudadas.

Ainda, é possível observar que a área protegida pelas UC's de Uso Sustentável apresentou as maiores taxas médias de perda de solo, já que a área da RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca foi a UC que apresentou a maior média de taxa de perda de solo (4,6 ton/ha), e a da APA da Serra Geral aquela que apresentou a segunda maior, equivalente 3,33 ton/ha. Já o PETeR, ao contrário, foi a UC estudada que apresentou a menor média de taxa de perda de solo ante as demais (2,25 ton/ha) (Tabela 20).

A APA da Serra Geral de Goiás, que apresentou o segundo maior valor médio de perda de solo, contém 13% de seu território composto por classes acima de 5 (ton/ha), enquanto os outros 87% são áreas entre as classes 0 e 5 (ton/ha). Já o PETeR, que apresentou

a menor média de perda anual média de solo, contém 5% de seu território nas classes acima de 5 (ton/ha), e 90% por aquelas classes entre 0 e 5 (ton/ha). Por fim, a RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca, que têm 83% da totalidade de sua área inserida entre as classes de 0 a 5 (ton/ha), apresentou 7% de seu território nas classes acima de 5 (ton/ha).

Tabela 20 – Valores da taxa de perda de solo em cada UC estudada.

Perda de solo (RUSLE)	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO					
	PETeR		APA da Serra Geral de Goiás		RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1 (ton/ha)	415,4	72,8	210,5	66,5	94,4	76,0
1 a 2 (ton/ha)	69,7	12,2	29,1	9,2	9,8	7,9
2 a 5 (ton/ha)	56,8	10,0	36,0	11,4	11,3	9,1
5 a 10 (ton/ha)	17,6	3,1	21,5	6,8	5,7	4,6
10 a 20 (ton/ha)	6,3	1,1	13,3	4,2	1,6	1,3
> 20 (ton/ha)	4,6	0,8	5,9	1,9	1,4	1,1
ÁREA TOTAL	570	100	316	100	124	100

Em geral, a área das bacias hidrográficas antes das cavernas apresentou uma média de perda de solo de 2,65 (ton/ha), onde se nota que esta área é composta predominantemente por classes entre 0 e 5 (ton/ha) (92%), enquanto aquelas classes acima de 5 (ton/ha) correspondem a apenas 8% do total desta área (Figura 48).

Analisando individualmente a perda de solo nas bacias hidrográficas associadas a estas cavernas (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7), foi possível identificar que aquela associada ao Rio da Lapa (3) é a que apresenta a maior média de taxa de perda de solo (9,3 ton/ha), enquanto a bacia associada ao Córrego Bezerra (2) foi a bacia hidrográfica com a menor taxa média de perda de solo ante as demais (0,5 ton/ha) (Figura 48).

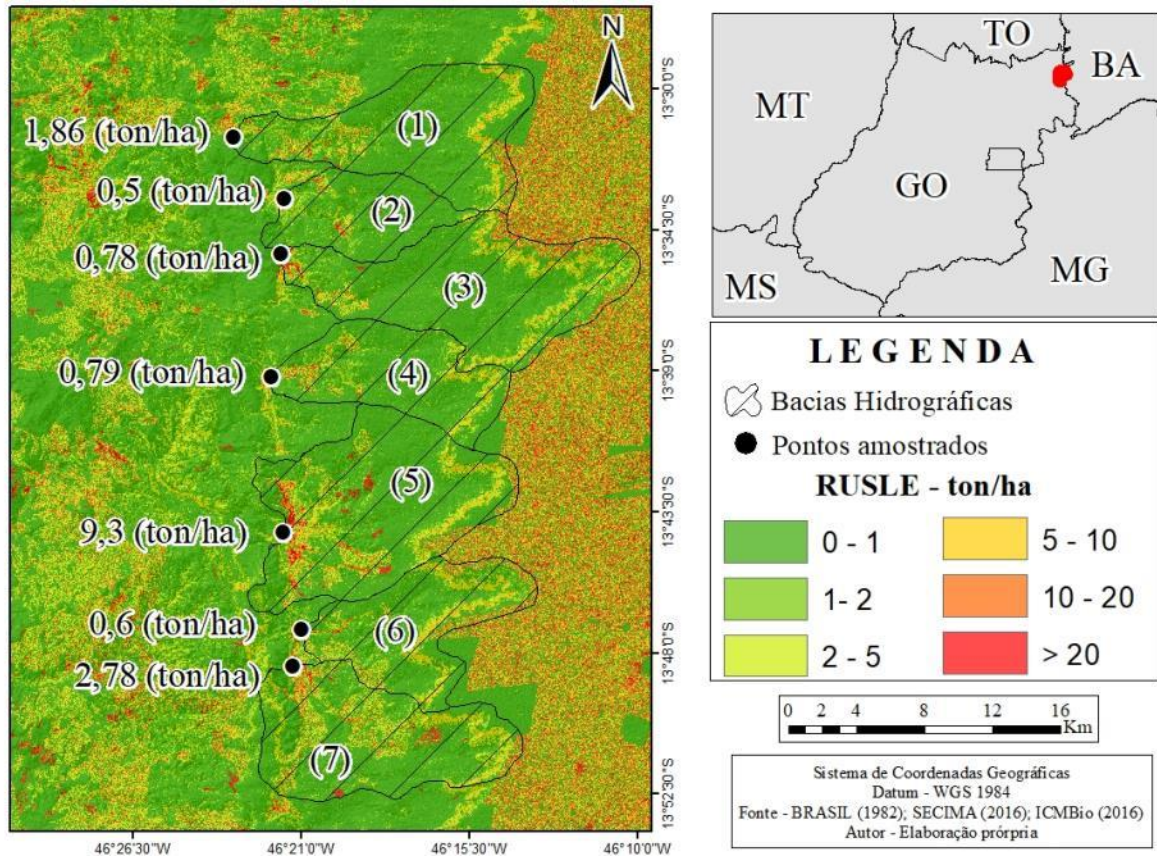


Figura 48 – Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas associadas a cavernas.

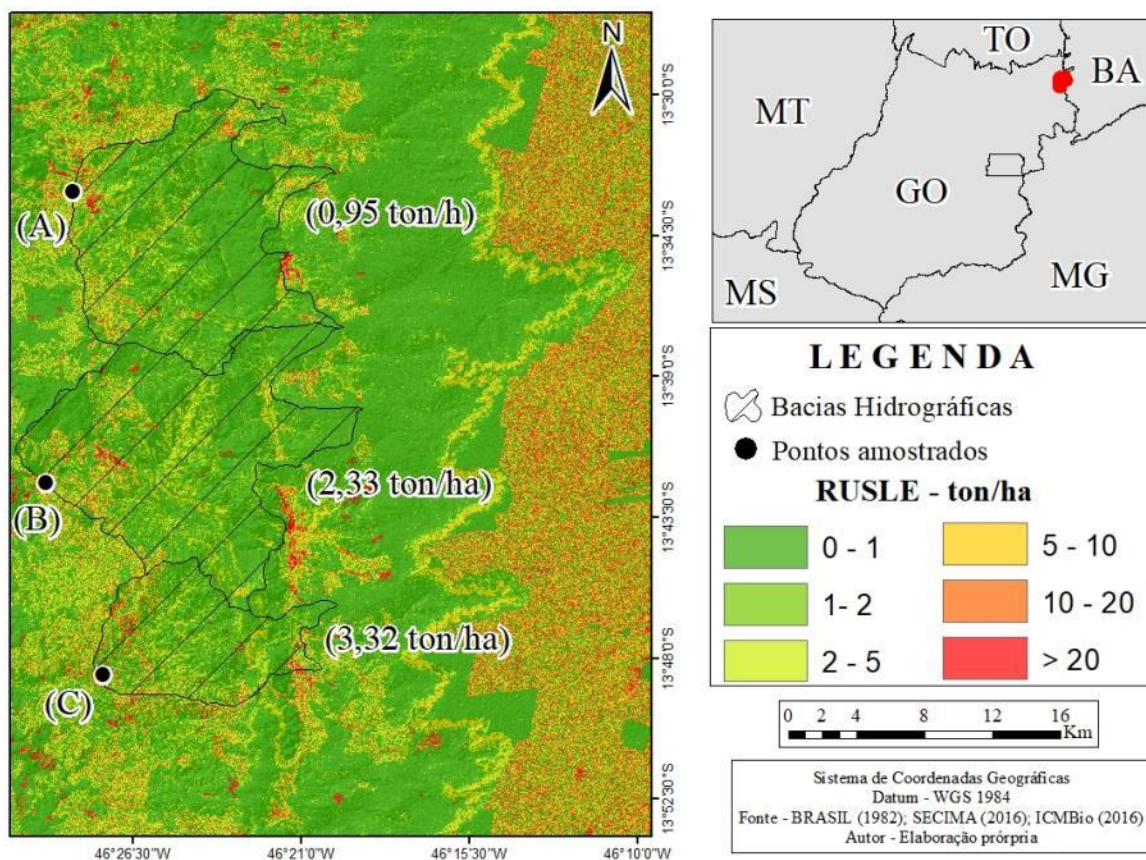
Nota-se que, de maneira geral, todas as áreas das bacias hidrográficas são constituídas por no mínimo 87% de sua área por classes de 0 a 5 (ton/ha). A bacia hidrográfica associada ao Córrego Bezerra (1), por exemplo, possui a maior porcentagem de áreas com classe de perda de solo entre 0 e 5 (ton/ha) ante as demais bacias (97,4%), enquanto apenas 2,6 % de sua totalidade é composta pelas classes acima de 5 (ton/ha).

Por outro lado, apesar da bacia hidrográfica associada ao Rio da Lapa (3) ter apresentado a maior média de taxa de perda, sua área é constituída pela segunda menor porcentagem de áreas entre as classes 0 e 5 (ton/ha) (89,6%), atrás apenas daquela associada ao Ribeirão Palmeiras (6) (87,7%), sendo assim, 10,4% de sua totalidade constituída por áreas classificadas entre as classes acima de 5 (ton/ha).

Tabela 21 – Valores da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas associadas as cavernas.

Perda de solo (RUSLE)	BACIAS HIDROGRÁFICAS													
	(1) Ribeirão Angélica		(2) Córrego Bezerra		(3) Rio São Vicente		(4) Rio São Mateus		(5) Rio da Lapa		(6) Ribeirão Palmeiras		(7) Rio São Bernardo	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1 (ton/ha)	67,3	77,7	36,6	84,6	80,7	74,6	47,1	78,7	84,4	71,6	43,3	66,3	60,4	67,7
1 a 2 (ton/ha)	6,6	7,6	3,3	7,6	7,6	7,0	4,9	8,1	9,9	8,4	5,8	8,9	7,3	8,2
2 a 5 (ton/ha)	7,1	8,2	2,3	5,2	10,1	9,3	4,9	8,2	11,3	9,6	8,2	12,5	11,9	13,4
5 a 10 (ton/ha)	3,7	4,3	0,6	1,5	5,6	5,2	2,1	3,6	6,3	5,3	5,4	8,3	5,8	6,5
10 a 20 (ton/ha)	1,5	1,7	0,3	0,7	2,9	2,7	0,6	1,1	3,1	2,6	2,2	3,3	2,4	2,7
> 20 (ton/ha)	0,5	0,6	0,2	0,4	1,4	1,3	0,2	0,3	2,9	2,5	0,5	0,7	1,4	1,6
ÁREA TOTAL	86,7	100	43,3	100	108	100	59,8	100	118	100	65,3	100	89,2	100

A média da taxa de perda de solo na área das bacias após as cavernas (A, B e C) foi de 1,73 (ton/ha), sendo 92% desta área composta pelas classes entre 0 e 5 (ton/ha), e o restante (8%) por aquelas classes acima com valores acima de 5 (ton/ha). Individualmente, a bacia do Sistema São Bernardo (C) apresentou a maior média de taxa perda de solo (3,32 ton/ha). Já a bacia do Sistema São Vicente foi a que apresentou a menor média de taxa perda de solo ante as demais (0,95 ton/ha), enquanto a bacia associada ao Sistema Terra Ronca apresentou valor médio intermediário (2,33 ton/ha) (Figura 49).

**Figura 49** – Distribuição espacial da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas após as cavernas.

As áreas destas bacias hidrográficas após as cavernas são constituídas por no mínimo 89% de classes entre 0 e 5 (ton/ha) (Tabela 22). A bacia hidrográfica associada ao Sistema

São Bernardo (A), por exemplo, que apresentou a maior média de taxa de perda de solo, possui a menor porcentagem de áreas com classe de perda de solo entre 0 e 5 (ton/ha) ante as demais bacias após as cavernas (89%), apresentando ainda, a maior porcentagem de áreas compostas pelas classes acima de 5 (ton/ha) (11%) (Tabela 22).

Tabela 22 – Valores da taxa de perda de solo nas bacias hidrográficas após as cavernas.

Perda de solo (RUSLE)	BACIAS HIDROGRÁFICAS					
	Sistema São Vicente (A)		Sistema Terra Ronca (B)		Sistema São Bernardo (C)	
	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa	Área (km ²)	Área relativa
0 a 1 (ton/ha)	109,1	68,8	121,3	69,3	41,5	56,2
1 a 2 (ton/ha)	21,8	13,8	23,0	13,1	13,4	18,1
2 a 5 (ton/ha)	17,8	11,2	19,1	10,9	10,9	14,8
5 a 10 (ton/ha)	5,9	3,7	7,0	4,0	4,2	5,7
10 a 20 (ton/ha)	2,6	1,6	3,2	1,8	2,5	3,4
> 20 (ton/ha)	1,3	0,8	1,4	0,8	1,3	1,8
ÁREA TOTAL	159	100	175	100	73,8	100

Já o Sistema São Vicente (A), que apresentou a menor média de taxa de perda de solo ante os demais, é aquele que possui a maior porcentagem de áreas classificadas entre as classes 0 e 5 (ton/ha) (93,8%), porém, não aquele com a menor porcentagem de áreas classificadas entre as classes acima de 5 (ton/ha), que por sua vez, é de 6,6% na bacia hidrográfica associada ao Sistema Terra Ronca (B) (Tabela 22).

6.3. Modelagem Hidrossedimentológica - Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

Conforme os métodos e procedimentos descritos anteriormente referentes à modelagem hidrossedimentológica usando o SWAT, a distribuição espacial e temporal (sazonal) de transporte de sedimentos pelos canais fluviais da área estudada também segue uma tendência, tanto para entrada, quanto para a saída de sedimentos.

As bacias hidrográficas a montante do carte regional tem taxa média de produção de sedimento (*input*) de 423.463 ton.ano⁻¹, variando entre 73.377 e 611.990 ton.ano⁻¹ (Tabela 23). Esses sedimentos são retirados dessas bacias a uma taxa média (*output*) 380.398 ton.ano⁻¹, variando entre 70.185 e 545.438 ton.ano⁻¹ (Tabela 23). Com isso, o sedimento acumulado anualmente nessas bacias fica, em média, em torno de 43.000 ton.ano⁻¹, cerca de apenas 10% de todo o sedimento produzido (Tabela 23).

Tabela 23 - Valores modelados para o volume de sedimento transportado em cada bacia e sistema cárstico.

Transporte de sedimentos (SWAT)		Bacias Hidrográficas									
		Ribeirão Angélica (1)	Córrego Bezerra (2)	Rio São Vicente (3)	Rio São Mateus (4)	Rio da Lapa (5)	Rib. Palmeiras (6)	Rio São Bernardo (7)	Sistema São Vicente (A)	Sistema Terra Ronca (B)	Sistema São Vicente (C)
Entrada de sedimentos (ton.ano ⁻¹)	Média 20 anos	523,676	73,377	611,99	394,948	586,8	417,448	355,986	1,792,748	1,678,924	704,82
	Desvio padrão	226,468	30,783	257,065	170,497	254,6	153,797	131,803	695,55	669,406	262,64
Saída de sedimentos (ton.ano ⁻¹)	Média 20 anos	477,2	70,185	545,438	364,057	505,3	386,371	314,267	89,142	66,694	54,893
	Desvio padrão	207,924	29,537	230,853	158,271	219,7	143,767	117,21	29,53	22,386	13,392
Débito de sedimentos (ton.ano ⁻¹)	Média 20 anos	46,476	3,191	66,552	30,89	81,55	31,076	41,719	1,703,605	1,612,230	649,926

Os trechos que drenam os três sistemas cársticos, São Vicente (A), Terra Ronca (B) e São Bernardo (C), tem taxas de entrada de sedimento, respectivamente de 1.792.748 ton.ano⁻¹, 1.678.924 ton.ano⁻¹ e 704.820 ton.ano⁻¹, os três maiores valores de toda a simulação, enquanto a saída de sedimentos tem os menores valores 89.142 ton.ano⁻¹, 66.692 ton.ano⁻¹ e 54.893 ton.ano⁻¹, também respectivamente (Tabela 23). Esses valores evidenciam que os sistemas carsticos tendem a acumular sedimentos, quase que em totalidade (~95%), ao longo da rede de drenagem (Tabela 23).

Os maiores valores de taxa de entrada de sedimentos, seja ela mensal ou anual (A e C da figura 50), por exemplo, ocorreram nos canais fluviais associados as bacias hidrográficas do Sistema Terra Ronca (B) e São Vicente (A), enquanto, os menores, por sua vez, foram registrados naqueles associados as bacias hidrográficas antes das cavernas, especialmente nos canais das bacias hidrográficas do Córrego Bezerra (2) e do Rio São Bernardo (7).

Por outro lado, os maiores valores de saída de sedimentos (B e D da figura 50), que também ocorreram nos canais fluviais das bacias hidrográficas que integram a UC de proteção integral (1 e 3), foram registrados predominantemente nas bacias pertencentes as UC's de proteção sustentável, como por exemplo, naqueles canais associados a bacia do Rio da Lapa

(5), do Rio São Mateus (4) e do Ribeirão Palmeiras (6). Já os menores valores, apesar de também ter sido registrado nos canais fluviais da bacia hidrográfica do Córrego Bezerra (2), ocorreram predominantemente naqueles canais associados as bacias hidrográficas após as cavernas, como por exemplo, nos canais fluviais do Sistema Terra Ronca (B) e do Sistema São Bernardo (A), que por sua vez, têm suas águas advindas de UC's de uso sustentável.

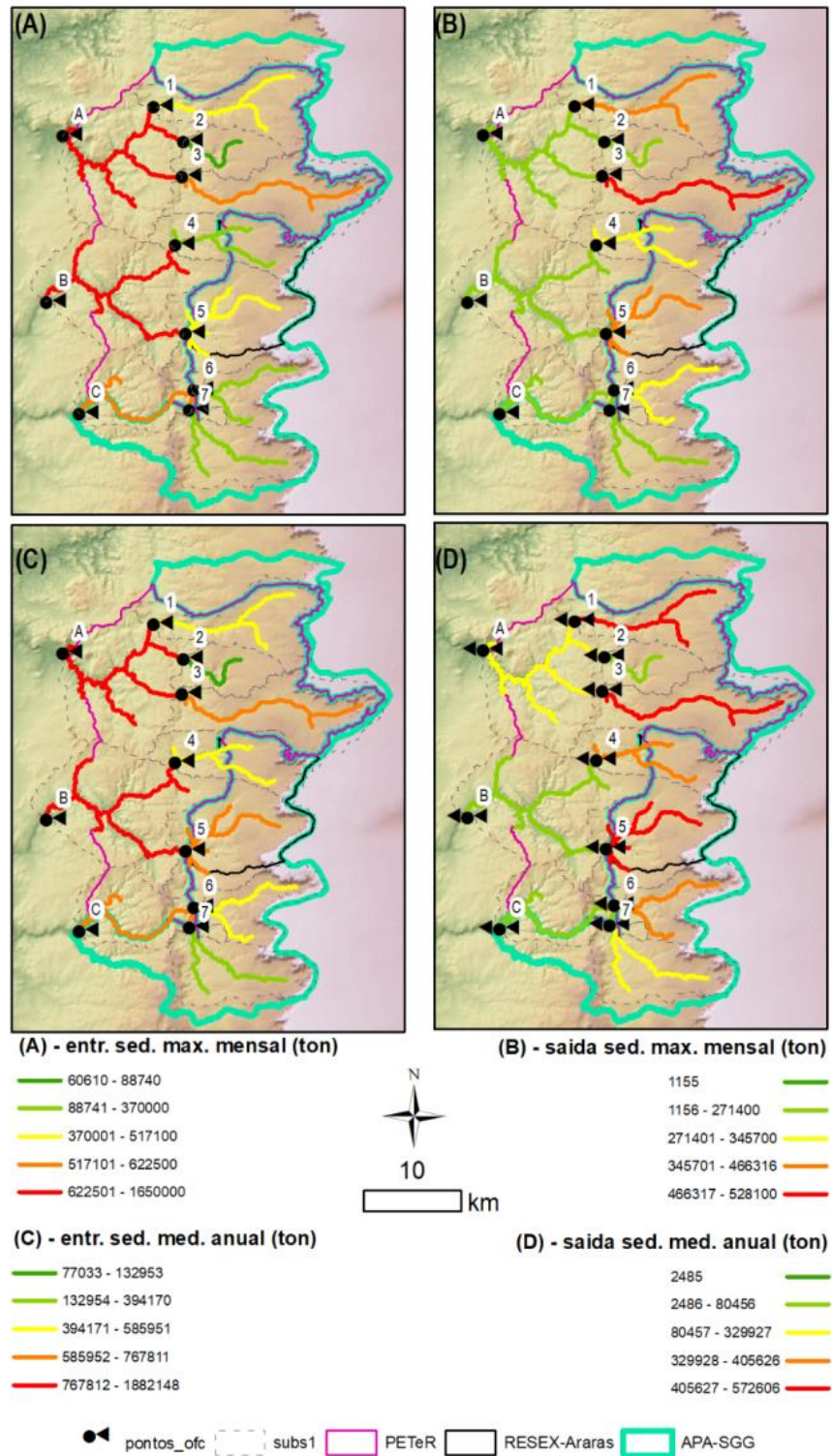


Figura 50 - Distribuição espacial das taxas de transporte de sedimento fluvial na área de estudo.

Analisando a variação temporal da produção de sedimentos em uma bacia de cabeceira (Ribeirão Angélica), observa-se que a entrada e saída de sedimento das bacias hidrográficas são simultâneas, indicando que o débito de sedimentos é constante e proporcional (Figura 51). A figura 51, por exemplo, que demonstra o comportamento temporal da taxa de transporte de sedimento fluvial na bacia do Ribeirão Angélica (1) (antes da caverna), isto é, o comportamento padrão identificado na maioria das demais bacias hidrográficas associada as cavernas das UC's estudadas, permite identificar que os valores da taxa de transporte de sedimento que entra nestas bacias (linha azul) são similares a taxa de transporte de sedimento que saem e são aportados em direção as cavernas (linha vermelha).

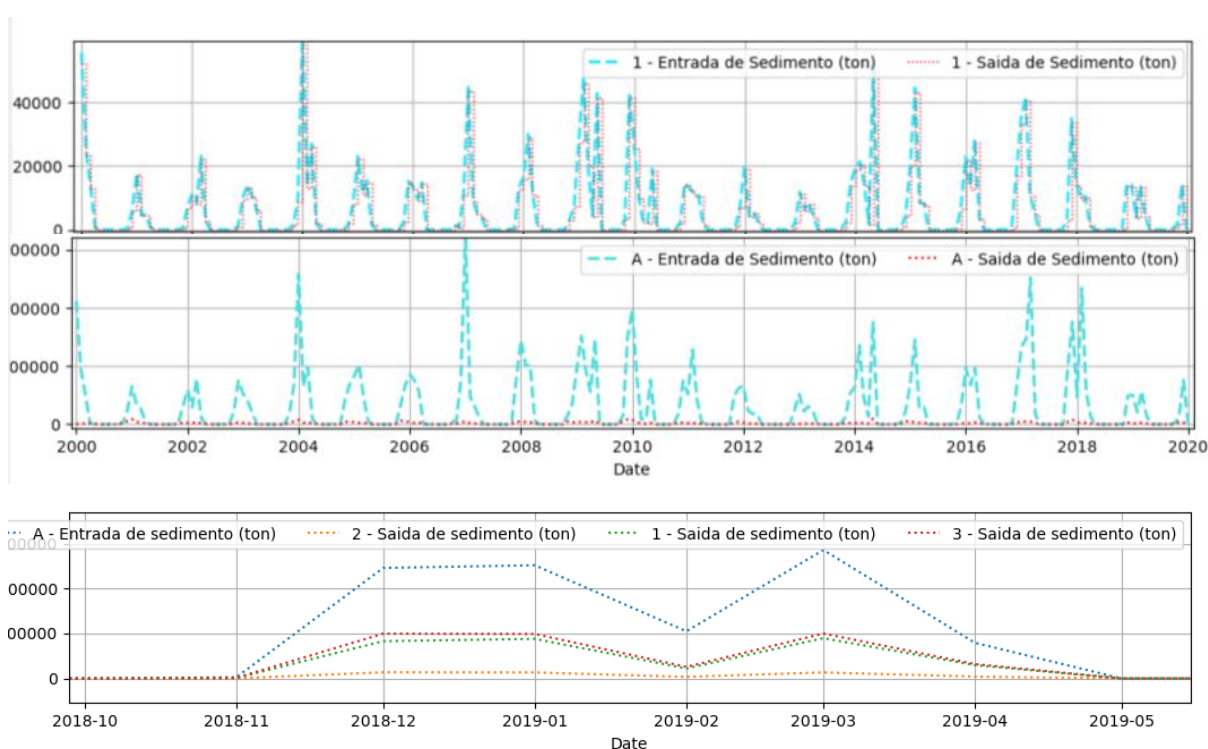


Figura 51 - Comportamento temporal da taxa de transporte de sedimento fluvial na bacia hidrográfica do Ribeirão Angélica (1) (gráfico superior). Comportamento temporal da taxa de transporte de sedimento fluvial na bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A) (gráfico central). Entrada mensal de sedimentos no Sistema Cárstico de São Vicente (A) e fornecimento por seus canais afluentes (1, 2 e 3) para o ano hidrológico de 2019 (gráfico inferior).

Por outro lado, analisando um trecho de sistema cárstico (Terra Ronca), evidencia-se que a acumulação independe da variação temporal da entrada de sedimentos, a acumulação sempre muito mais elevada do que a entrada (Figura 51). A análise integrada do comportamento temporal nas bacias que vertem para os sistemas carsticos e os próprios sistemas evidencia que os picos mais elevados de entrada de sedimento no carste, como é o caso do Sistema Cárstico de São Vicente para o ano hidrológico de 2019 (Figura 51).

Este padrão é evidente na figura 52, que por sua vez, apresenta a distribuição acumulada em 20 anos da taxa de transporte de sedimento em todas as bacias estudadas.

Nota-se que, com exceção da bacia hidrográfica associada ao Córrego Bezerra (2), que por sua vez, não possui suas nascentes e cabeceiras localizadas na escarpa da Serra Geral de Goiás, mais sim nos patamares aplainados existentes entre esta serra e o carste regional, há uma similaridade entre o comportamento dos valores de entrada e saída de sedimentos tanto entre as bacias hidrográficas antes das cavernas (1, 3, 4, 5, 6 e 7), como também entre aquelas bacias localizadas após as cavernas das UC's estudadas (A, B e C).

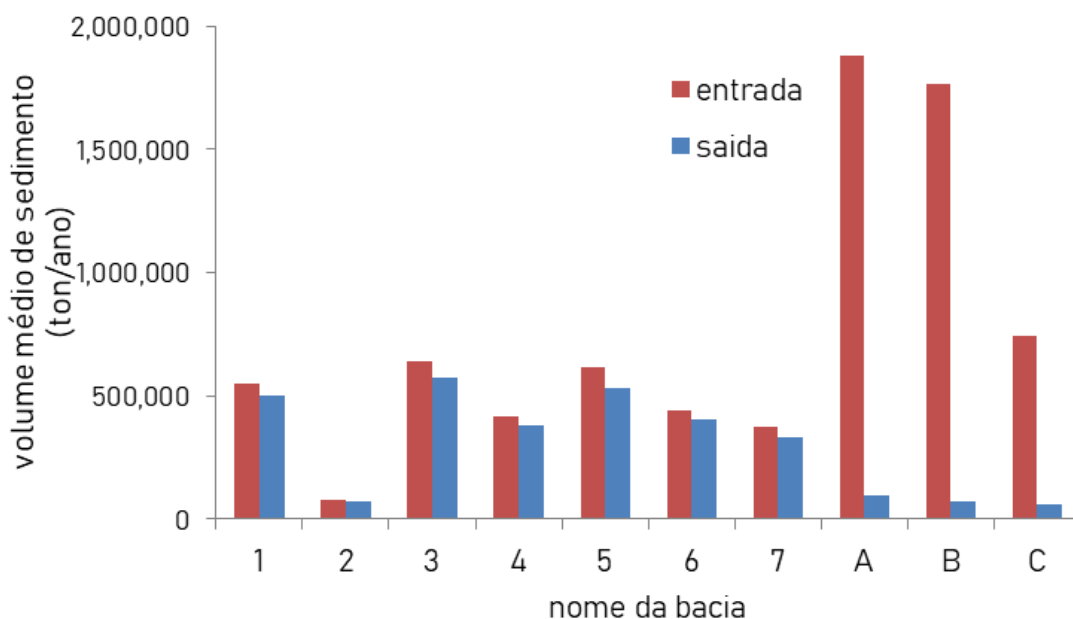


Figura 52 – Volume anual médio de sedimento transportado (entrada e saída) nas bacias analisadas (média calculado para 20 anos).

Os maiores valores desta taxa, que por sua vez, se encontram associadas às bacias hidrográficas após as cavernas (A, B e C), apresentam uma discrepância bastante significativa com os valores das taxas de saída de sedimentos, seja entre as bacias antes ou depois das cavernas, demonstrando assim, que o fato de os valores de entrada serem muito superiores aos valores de saída, pode resultar em uma retenção de sedimentos no interior das cavernas.

Tais comportamentos, portanto, evidenciam um desbalanço espacial entre as taxas de entrada e saída de sedimentos nas bacias hidrográficas antes e depois das cavernas, haja vista que as bacias a montante destas feições representam importantes fontes geradoras (saída) de sedimentos em direção as bacias a jusante das cavernas, que por sua vez, correspondem a bacias hidrográficas com alta capacidade de receber e baixa de transportar sedimentos.

7. DISCUSSÃO

7.1. Variação espacial dos parâmetros físico-químicos

A dispersão dos valores dos parâmetros físico-químicos das águas dos rios obtidas nas seções transversais antes e depois das cavernas também pode estar vinculada as características fisiográficas da região, como também as diferentes categorias de UC's existentes na área de estudo, pois, em geral, houve um comportamento padrão de elevação destes parâmetros das seções transversais antes das cavernas em direção às seções após as cavernas, bem como o predomínio dos maiores valores nas seções transversais que são alimentadas por bacias hidrográficas que integram o territórios das UC's de uso sustentável.

O fato das seções transversais após as cavernas se localizarem depois da rede de drenagem atravessar as rochas carbonáticas do Grupo Bambuí, na Serra do Calcário, que por sua vez, são susceptíveis ao ataque de ácidos (KAUFMANN *et al.*, 2016), e das águas das seções transversais antes das cavernas serem ligeiramente ácidas, pois advém de áreas onde predominam afloramentos de arenitos do Grupo Urucuia (FONSECA *et al.*, 2019), intensificam a espeleogênese e o intemperismo químico das rochas carbonáticas via solubilização e dissolução (HARTMANN *et al.*, 2014).

Logo, a quantidade de materiais sólidos dissolvido na água, que depende entre outros diversos fatores, da composição química dos solos e das rochas com as quais mantém contato (LINTERN *et al.*, 2017), aumentam significativamente os valores de carga dissolvida em conjunto com a liberação de íons de OH⁻, que por sua vez, eleva os valores do pH, da condutividade elétrica e da turbidez das águas nestas seções transversais após as cavernas.

Estes valores também podem estar associados a distribuição de rochas areníticas do Grupo Urucuia nas bacias hidrográficas associadas a estas seções. O fato das águas da região advirem predominantemente de arenitos quartzosos cimentados por sílica, que por sua vez, são pouco solúveis, bastante lixiviados e apresentam baixa ou nenhuma quantidade de cálcio (Ca²⁺), pois resultam de longos ciclos de fracionamento químico e mecânico (ZINN; LAL, 2013; MARTÍN-GARCÍA *et al.*, 2014), às tornam naturalmente ácidas, com uma mínima contribuição de carga dissolvida, turbidez e condutividade elétrica nas seções transversais antes das cavernas (GUYOT, 1996; FONSECA *et al.*, 2019).

Ainda, a variação espacial dos valores destes parâmetros pode resultar do tamanho da área de drenagem e do tipo de formação litológica. Como as seções após as cavernas se localizam no exutório das bacias, apresentam área de contribuição maior em comparação com

as seções antes das cavernas, favorecendo assim, um aporte maior de sedimentos às águas e a respetiva elevação dos valores dos parâmetros físico-químicos.

Concomitantemente, nas bacias hidrográficas associadas a estas seções, predominam argilitos, folhelhos e siltitos da Formação Serra de Santa Helena do Grupo Bambuí (> 50%) (Figura 2 na página 13), que por sua vez, são sedimentos finos. Ao serem intemperizados e se manterem em suspensão nas águas, estes sedimentos elevam os valores dos parâmetros físico-químicos, tornando-os maiores nestas seções ante as àquelas antes das cavernas, que ao contrário, integram bacias constituídas majoritariamente por arenitos (Figura 2 na página 13).

O fato das nascentes dos rios amostrados se localizarem, com exceção do Ribeirão Angélica (1), do Córrego Bezerra (2) e do Rio São Vicente (3), em UC's de Uso Sustentável, e só depois de adentrarem nos sumidouros das cavernas, integrarem o território do PETeR (Proteção Integral), também pode favorecer o aporte de sedimento antes das cavernas e refletir nas seções à jusante (após as cavernas), corroborando assim, para aumentar os valores dos parâmetros nestas últimas seções (A, B e C) (Figura 43, 44, 45 e 46 nas páginas 85, 87, 88 e 89, respectivamente.).

Os rios de três das quatro bacias hidrográficas antes das cavernas que apresentaram os maiores valores de taxa de erosão (4, 5 e 7), por exemplo, desaguam nas seções transversais que apresentaram os maiores valores desta taxa entre as bacias após as cavernas (B e C) (Figura 48 e 49 nas páginas 92 e 93, respectivamente). Em contrapartida, os rios de duas das três bacias hidrográficas antes das cavernas com os menores valores de taxa de erosão (2 e 3) (Figura 48 na página 92), desaguam na seção transversal inserida na bacia com o menor valor de taxa de erosão ante as demais bacias hidrográficas após as cavernas (A) (Figura 49 na página 93).

Portanto, o aporte de sedimento nestas áreas em função da variação da categoria de UC associado ao predomínio de rochas carbonáticas pode favorecer o aumento dos valores de turbidez das águas nestas seções, que ao se dissolverem, elevam os valores de pH, de descarga dissolvida e de condutividade elétrica, fazendo assim, com estes valores sejam maiores nas seções transversais após as cavernas ante os das seções transversais antes das cavernas. Ainda, os elevados valores destes parâmetros nas seções após as cavernas também podem ser favorecidos pelo carreamento de sedimentos aos rios devido a menor proteção oferecida pela deciduidade da Floresta Estacional existente no PETeR (PENNINGTON *et al.*, 2018), que por sua vez, resguarda porções significativas deste tipo de vegetação sobre afloramentos calcários.

Também é possível identificar a influência da categoria de UC sobre os parâmetros das águas ao observar que os menores valores ocorreram predominantemente nas seções

transversais que compõe o Sistema São Vicente (1, 2, 3 e A), isto é, na bacia cujas águas advêm de rios com nascentes inseridas integralmente dentro do PETeR (Proteção Integral).

Provavelmente, o fato das bacias hidrográficas associadas as seções transversais deste sistema possuírem as maiores quantidades relativas de vegetação remanescente, devido ao caráter mais restritivo desta UC, favorece a ocorrência de baixas taxas de perda de solo (tabela 10, figura 48 e 49), reduzindo assim, o aporte de sedimento às águas e os valores dos parâmetros físico-químicos naquelas que integram este sistema.

Ainda, apesar das bacias hidrográficas associadas as seções B e C estarem inseridas no território do PETeR, as nascentes de seus rios se localizam fora desta UC de proteção integral, ou seja, exfiltram no território da RESEX e na APA da Serra Geral. Como estas UC's apresentam as maiores taxas de perda de solo, estes sedimentos aportados podem aumentar os valores dos parâmetros físico-químicos das águas nas seções transversais associadas à estas bacias, reforçando assim, a influência da categoria de UC's sobre a variação espacial destes parâmetros nas bacias hidrográficas antes e depois das cavernas.

Além disso, mesmo as bacias hidrográficas associadas as seções transversais após as cavernas pertencendo majoritariamente ao território do PETeR (Proteção Integral), elas possuem áreas fora das UC's (em propriedades privadas). Esta variação territorial, portanto, condiciona variações nos tipos de cobertura e uso do solo, além de alteração nos valores de taxa de perda de solo. Logo, afetam a dinâmica e o aporte de sedimentos às águas fluviais, aumentando os valores dos parâmetros físico-químicos nas seções transversais destas bacias.

A bacia hidrográfica associada a seção transversal do Sistema São Bernardo (A), por exemplo, possui 7,2% de sua área fora das UC's. Esta área, mesmo sendo a menor em comparação a área fora das UC's das bacias associadas aos demais sistemas (B e C), possui 63% de sua totalidade sob uso antrópico e apresenta a maior taxa de perda de solo ante as demais (3,35 ton/ha). Já a área da bacia hidrográfica associada a seção transversal do Sistema São Vicente (C) que não integra nenhuma UC's, é de 13%, e apesar de ser pouco significativo ante a totalidade da bacia, tem mais da metade de sua área recoberta por uso antrópico (53%), apresentando uma taxa de perda de solo superior à obtida na totalidade da bacia (2,8 ton/ha).

Como estas áreas se apresentam majoritariamente sob uso antrópico e com valores elevados de taxa de perda de solo, favorecem o aporte de sedimentos às águas fluviais, que conseqüentemente, eleva os valores dos parâmetros físico-químicos em suas seções transversais em comparação com àquelas associadas aos sumidouros das cavernas. Tais características evidenciam a influência das características fisiográficas sob os parâmetros físico-químicos, haja vista o comportamento e a relação destes parâmetros com os aspectos

pedológicos, litológicos e a cobertura do solo, estando esta última, por sua vez, associado principalmente as variações territoriais decorrentes das diferentes categorias de UC's.

7.2. Variação temporal dos parâmetros físico-químicos

Ainda, a dispersão dos valores obtidos dos parâmetros físico-químicos das águas dos rios obtidos nas seções transversais amostradas pode estar vinculada à sazonalidade climática da região, pois houve um comportamento padrão de elevação de todos os parâmetros estudados do período de estiagem para o período chuvoso.

Em relação aos valores médios de pH, TDS e condutividade elétrica, a ausência de chuvas no período de estiagem, o predomínio de rochas do Grupo Bambuí e os teores naturalmente ácidos das águas do Cerrado e da região do PETeR (GUYOT, 1996; FONSECA *et al.*, 2019), podem explicar os baixos valores destes parâmetros neste período. A ausência de chuvas, que por sua vez, potencializa a denudação química do carste do regional que se desenvolve sobre as rochas do Grupo Bambuí, reduz a adição de íons de Ca^{2+} , OH^- e matéria dissolvida à água dos rios. Consequentemente, a uma redução nos teores já ácidos das águas e nos valores de TDS e condutividade elétrica pois a água meteórica atua como veículo para solventes realizarem a denudação (PERRON *et al.*, 2017).

Ainda, como a quantidade de CO_2 na água afeta seu poder de dissolução (KAUFMANN *et al.*, 2016), e a sua origem advém principalmente da atmosfera e do solo (HARTMANN *et al.*, 2014), à ausência de chuvas e de água no interior solo durante este período reduz o poder de dissolução da água sobre as rochas existentes nos sistemas de cavernas. Logo, os valores destes parâmetros na água dos rios neste período se tornam baixos.

Sobre a turbidez, os baixos valores deste parâmetro nas seções transversais amostradas no período de estiagem também podem resultar da ausência de chuva, já que a sazonalidade do clima tropical úmido regional, que promove longos períodos sem chuva neste período (Figura 13 e tabela 4 nas páginas 24 e 65, respectivamente), faz com que as vazões nos rios sejam mínimas, impossibilitando a suspensão de sedimentos (ZHANG *et al.*, 2019a).

Logo, a remoção detrítica das vertentes e a ausência de fases de ascensão da vazão dos rios pela ausência de chuvas não alimenta a matéria suspensa, reduzindo a turbidez das águas (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017). Portanto, a escassez de chuvas torna os processos erosivos mínimos no interior das bacias, que aliada aos débitos fluviais de vazante, reduz a quantidade de sólidos em suspensão e os valores de turbidez (NGABIRANO *et al.*, 2016).

Em contrapartida, chuvas isoladas no período chuvoso acentuaram significativamente os valores de turbidez, resultando, por exemplo, nos dois valores máximos

obtidos nas seções transversais amostradas durante o período chuvoso, isto é, de 620 FNU na seção transversal do Sistema São Vicente (A), e de 210 FNU na seção transversal do Sistema São Bernardo (C). Portanto, estes valores resultam de chuvas isoladas que atingiram as bacias destas seções, aumentando assim, a vazão dos rios, o volume de escoamento superficial e os valores de turbidez das águas a ponto torna-los até 6 maiores do que os limites preconizados pela Resolução do CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) (Tabela 17 na página 86).

A passagem destas chuvas isoladas nestas bacias, portanto, elevou repentinamente a concentração de sedimentos suspensos, similar ao visto por Girardi *et al.* (2016). Enquanto estas chuvas alimentaram parcialmente algumas bacias, outras não tiveram volume d'água adicionado, tornando a produção e o transporte de sedimentos proporcionais ao volume de precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas.

Esta alteração horária da turbidez devido às chuvas isoladas, portanto, evidencia que as variações foram acentuadas dentro do período chuvoso, mas pequena entre as estações, apesar da tendência de aumento em direção ao período chuvoso. Ao mesmo tempo, a área de estudo possui uma variabilidade elevada destes parâmetros, visto a intensa variação horária ocasionada pelos eventos de chuva. Essa variabilidade ocorre devido as bacias possuírem áreas de drenagem pequenas, já que a distribuição temporal das chuvas afeta a distribuição temporal do escoamento superficial em pequenas bacias (MEYBECK; MOATAR, 2015). As áreas de drenagem das seções transversais estudadas não excedem 200 km², demonstrando assim, que a variabilidade da concentração de sedimentos suspensos é maior quanto menor as bacias hidrográficas (MEYBECK *et al.*, 2003; FAQUIM *et al.*, 2017).

Sendo assim, é evidente que a sazonalidade climática regional influencia temporalmente os valores dos parâmetros físico-químicos das águas, principalmente quando as características fisiográficas da região, como a litologia e a cobertura vegetal, por exemplo, favorecem a ocorrência de processos que refletem sobre estes valores.

7.3. Variação espacial das taxas de perda de solo

Os resultados obtidos de taxa de perda de solo em cada categoria de UC e em cada bacia hidrográfica antes e depois das cavernas, evidenciam comportamentos espaciais específicos que podem ser reflexos, por exemplo, das condições fisiográficas da região, bem como do tipo de uso e manejo do solo decorrente das variações nas categorias de UC's.

A RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca e a APA da Serra Geral, por exemplo, que apresentaram as maiores taxas médias de perda de solo (4,6 e 3,33 ton/ha, respectivamente), são UC's de uso sustentável, isto é, que permitem uma exploração maior

dos recursos naturais de seus territórios, podendo, portanto, gerar uma maior pressão sob o uso do solo e, por conseguinte, aumentar os processos erosivos e a taxa de perda de solo.

Os dados de cobertura e uso do solo reforçam esta hipótese já que mostram que estas UC's resguardam a menor quantidade de vegetação remanescente (79%) e a maior de área antrópica (pastagem, agricultura e solo exposto) (21%) ante a área do PETeR, que contém a maior quantidade de vegetação remanescente (93%), a menor de área antrópica (7%) e a menor média de taxa de perda de solo (2,25 ton/ha) (Tabela 9 na página 77). Ainda, a APA da Serra Geral, por exemplo, é a UC com a maior área relativa sob uso antrópico (Pastagem, Agricultura e solo Exposto) em seu território (25,5%), principalmente pastagem (16,98%) (Tabela 9), e apresenta a segunda maior taxa de perda de solo (Figura 47 na página 90).

Além disso, a área protegida pelas três UC's é constituída predominantemente por neossolos quartzarênicos (>50%), isto, solos naturalmente frágeis e de maior erodibilidade (K) ante aos demais devido as suas características intrínsecas (textura, disponibilidade de nutrientes, drenagem acidez e estrutura) (Tabela 5 na página 70) (CASTRO; HERNANI, 2015). Estes solos, por ocorrerem em maior quantidade no território das UC's de uso sustentável (Tabela 5), podem acentuar a frequência dos processos erosivos e os valores de taxa de erosão nestas áreas ante o PETeR. A RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca, por exemplo, por ter a maior quantidade desta classe de solo em seu território ante as demais UC's (59,7%), pode contribuir para que apresente a maior taxa de erosão.

Já as bacias do Rio da Lapa (5), que integra o território da APA da Serra Geral e da RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca, e a do Rio São Bernardo (7), que integra a APA da Serra Geral, apresentam duas das três maiores taxa de erosão ante todas as demais, enquanto a bacia do Córrego Bezerra (2), que integra o território do PETeR (Proteção Integral), apresenta o menor valor de taxa de perda de solo (Figura 48 na página 92).

Logo, as cavernas alimentadas pelas bacias hidrográficas que integram o território das UC's de uso sustentável, como a do Rio São Bernardo (1), do Ribeirão Palmeiras (2), do Rio da Lapa (3) e do Rio São Mateus (4), apresentam maior vulnerabilidade ambiental frente a perda de solo, ao entulhamento e assoreamento de suas áreas ante aquelas cavernas que são alimentadas por bacias que estão inseridas integralmente no território do PETeR.

Apesar do trabalho de Faquim *et al.*, (2017) ter indicado que as bacias hidrográficas associadas a estas cavernas apresentarem, de maneira geral, capacidade moderada a baixa de transportar sedimentos, os autores indicaram àquelas inseridas na bacia hidrográfica do Rio São Mateus, isto é, as cavernas do Rio São Bernardo, do Ribeirão Palmeiras, do Rio da Lapa e do Rio São Mateus são as que apresentam, predominantemente, os maiores potenciais

de aporte de sedimento, principalmente pela maior quantidade de sub-bacias com potencial de sedimentos elevado e pela variação na categoria de UC's. Tal resultado, portanto, corrobora com os valores de taxa de perda de solo obtidos aqui nesta pesquisa, pois os maiores valores desta taxa também ocorreram nas bacias hidrográficas associadas a estas mesmas cavernas (4, 5, 6 e 7), que por sua vez, integram majoritariamente áreas de UC's de Uso Sustentável.

Esta influência também pode ser identificada nos valores da taxa de perda de solo nas bacias após as cavernas (A, B e C), pois o menor valor ocorreu na bacia cujas águas advém de rios que possuem suas nascentes inseridas no PETeR (A) (Figura 49 página 93).

Por outro lado, as bacias B e C, apesar de estarem parcialmente inseridas no território do PETeR, tem a nascente de seus rios localizadas fora desta UC, isto é, na RESEX e na APA da Serra Geral, o que por sua vez, pode favorecer maiores taxa de erosão nestas bacias, reforçando assim, a influência das categorias de UC's na perda de solo, seja para as bacias hidrográficas antes das cavernas ou então para as bacias hidrográficas depois das cavernas.

Tais influencias, somada ao fato destas bacias serem constituídas predominantemente pelas rochas solúveis do Grupo Bambuí (>92%), pode afetar os valores das taxas de erosão, já que os maiores valores destas taxas, por exemplo, ocorreram na área das bacias que possuem a maior quantidade destas rochas (B e C) (94,4%), enquanto o menor ocorreu naquela com a menor quantidade (A) (94%). Ainda, como as bacias hidrográficas A, B e C também estão inseridas fora da abrangência das UC's, e as porções destas áreas, por sua vez, são recobertas predominantemente por coberturas associadas ao uso antrópico (>50%), favorecem valores elevados de taxa de perda de solo em comparação as bacias hidrográficas antes das cavernas.

Portanto, é evidente que, tanto os aspectos fisiográficos como àqueles associados ao uso e cobertura do solo, resultante especialmente dos aspectos territoriais decorrentes, por exemplo, das diferentes categorias de UC's, influenciam a variação espacial de perda de solo.

7.4. Variação espacial das taxas de transporte de sedimento fluvial

Os resultados das taxas de transporte de sedimento fluvial em cada categoria de UC e em cada bacia hidrográfica antes e depois das cavernas evidenciam comportamentos espaciais distintos que podem resultar das variações das características fisiográficas da região, bem como do tipo de uso e manejo do solo resultante das variações nas categorias de UC's.

Os canais fluviais que drenam a RESEX de Recanto das Araras de Terra Ronca e a APA da Serra Geral, além apresentarem valores máximos da taxa média de saída de sedimento fluvial, não apresentam valores inferiores ao limite intermediário (canais amarelos na Figura 50 da página 96). Ainda, os canais que recebem os sedimentos dos rios que drenam

estas UC's, isto é, aqueles da bacia do Sistema Terra Ronca (B) e do Sistema São Bernardo (C), apresentam, assim como aqueles da bacia hidrográfica do Córrego Bezerra (2), apresentam as menores taxas médias de saída de sedimento, sendo assim, mais propensos a deposição de sedimentos no interior de seus sistemas cársticos.

Esta propensão se acentua ainda mais se consideramos que os canais da bacia hidrográfica do Sistema Terra Ronca (B) e do Sistema São Bernardo (C) apresentam taxa média máxima (canais vermelhos na Figura 50 da página 96) e próxima a média máxima (canais alaranjados na Figura 50), respectivamente, de entrada de sedimentos em seus canais fluviais, e que as UC's nas quais eles drenam permitem uma exploração maior dos recursos naturais de seus territórios, que por sua vez, podem acentuar a os processos erosivos, a perda de solo e o aporte de sedimento à estes canais fluviais.

Outro fator que pode acentuar o aporte de sedimento aos canais fluviais a estas bacias hidrográficas é o fato daquelas que convergem para elas, isto é, a bacia hidrográfica do Rio São Bernardo (1) e do Ribeirão Palmeiras (2) no caso da bacia do Sistema São Bernardo (C), e a do Rio da Lapa (3) e do Rio São Mateus (4) para a bacia hidrográfica do Sistema Terra Ronca (B), apresentarem, em sua maioria, os maiores valores médios da taxa de entrada de sedimento fluvial em comparação com àquelas que convergem para a bacia do Sistema São Vicente (C), que inclusive, recebe sedimentos da bacia hidrográfica com a menor taxa de entrada de sedimentos ante os demais: a bacia hidrográfica do Córrego Bezerra (2).

Além disso, conforme Aleixo *et al.*, (2019), os rios que compõe as bacias à montante do Sistema Terra Ronca (B) e do Sistema São Bernardo (B) apresentam perfil longitudinais com gradiente elevado, o que por sua vez, não atenuam a transferência sedimentar, ou seja, favorecem a denudação e a transferência da carga sedimentar de montante para jusante, e conseqüentemente, os valores de taxa média de entrada de sedimentos nestas bacias hidrográficas localizadas após as cavernas destes sistemas.

Ainda, como as UC's que resguardam as nascentes dos rios que aportam para as bacias hidrográficas do Sistema Terra Ronca (B) e do Sistema São Bernardo (C) possuem a menor quantidade de vegetação remanescente (79%) e a maior de área antrópica (pastagem, agricultura e solo exposto) (21%) ante a área do PETeR, que por sua vez, compõe quase a totalidade das bacias que integram o Sistema São Vicente (1, 2, 3 e C), é possível um aumento na perda de solo (conforme o calculado para RUSLE) e, conseqüentemente, no aporte de sedimento aos canais destes sistemas.

Deve-se destacar também que todas as cabeceiras e nascentes dos rios que compõe o Sistema Terra Ronca (B) e São Bernardo (C) advém da escarpa da Serra Geral de Goiás, que

por sua vez, é composta predominantemente por sedimentos arenosos inconsolidados do Grupo Urucia. Tais características geram uma morfodinâmica intensa devido à erosão regressiva associada à sua evolução da serra, bem como a elevada susceptibilidade litopedológica à processos erosivos e gravitacionais da região (CHEREM; VARAJÃO, 2013; ZANCOPE *et al.*, 2013; FAQUIM *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.*, 2017; ROSA *et al.*, 2017), intensificando assim, o aporte de sedimentos aos rios que compõe as bacias destes sistemas.

Ademais, o fato das bacias hidrográficas que convergem para a bacia do Sistema Terra Ronca (B) e São Bernardo (C) apresentarem predominantemente os maiores valores da taxa de perda de solo (RUSLE) também podem corroborar para que estas bacias hidrográficas após as cavernas apresentem taxas médias de entrada de sedimento fluvial elevadas.

Já no Sistema São Vicente (A), o fato de uma bacia hidrográfica que o compõe, isto é, a bacia hidrográfica do Córrego Bezerra (2), não possuir suas nascentes e cabeceiras na escarpa da Serra Geral de Goiás, e ter o seu nível de base controlado principalmente pelas rochas cristalinas do Complexo Almas-Cavalcante, que por sua vez, são mais resistentes que os arenitos do Grupo Urucia localizados a montante, geram trechos horizontalizados com o leito do rio entalhado, o que conseqüentemente, reduz o gradiente e a energia do canal, bem como o transporte de sedimentos à caverna e a bacia localizada à jusante (LATRUBESSE; CARVALHO, 2006; ALEIXO *et al.*, 2019), além também, de favorecer a deposição de sedimentos nestes trechos e a redução do aporte de sedimento nestas planícies aluviais.

Apesar destas características reduzirem a taxa média de entrada e saída de sedimentos na bacia do Córrego Bezerra (2) e, conseqüentemente, naquelas bacias posicionadas à jusante, isto é, a bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A), esta última bacia ainda apresenta taxa média de entrada de sedimento fluvial máxima. Possivelmente, este comportamento se dá devido as cabeceiras dos demais rios que aportam para esta bacia estarem localizadas na escarpa da Serra Geral de Goiás, que como discutido anteriormente, apresenta alta capacidade de produzir sedimentos às bacias localizadas a jusante desta serra.

A bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A) destaca-se ante as demais bacias após as cavernas (B e C) por apresentar a maior taxa média de saída de sedimento fluvial. Apesar de, em geral, estas bacias apresentarem uma taxa média de saída de sedimento fluvial baixa, haja vista que duas das três bacias apresentaram valores próximos ao mínimo (verde) e o valor máximo foi apenas intermediário (amarelo), esta bacia apresenta o maior valor desta taxa não só pelas taxas máximas de entrada de sedimento, como visto anteriormente, mas também pelos valores máximos da taxa de saída de sedimento fluvial nas bacias localizadas à montante, como a do Ribeirão Angélica (1) e do Rio São Vicente (3).

Apesar da nascente destes rios estarem dentro do território do PETeR (Proteção Integral), onde há o predomínio de vegetação remanescente, as ações e alterações humanas são mais restritivas no território através da cobertura e uso do solo, por exemplo, suas cabeceiras advém dos arenitos do Grupo Urucuia na escarpa da Serra Geral de Goiás, que como explicado anteriormente, geram uma morfodinâmica intensa devido aos processos erosivos e gravitacionais associados a sua evolução ou não, que por sua vez, favorecem o aporte de sedimentos aos canais fluviais as bacias hidrográficas localizadas à jusante.

Logo, o elevado aporte de sedimento destas bacias em direção à bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A), associado também elevada taxa de entrada de sedimento fluvial desta última, fazem com que, mesmo as bacias hidrográficas após as cavernas tenham um caráter deposicional e de retenção de sedimentos, esta bacia hidrográfica especificamente ainda apresente o maior valor de taxa média de saída de sedimentos fluvial.

Essas taxas máximas mensais também ajudam a explicar o fato da bacia hidrográfica do Sistema São Bernardo (C) apresentar o menor valor da taxa de entrada média de sedimento fluvial entre as demais bacias após as cavernas. Como as bacias que convergem para esta bacia, isto é, a bacia hidrográfica do Rio São Bernardo (7) e Ribeirão Palmeiras (6) apresentam, em conjunto com o Córrego Bezerra (2) e o Rio São Mateus (4), as menores taxas máximas mensais de entrada e saída de sedimento fluvial, reduzem o aporte e a taxa média de entrada de sedimento para a bacia hidrográfica localizada à jusante.

Deve-se destacar também que os maiores valores da taxa máxima mensal de entrada e saída de sedimento fluvial ocorreu nos canais que compõe a bacia hidrográfica do Rio São Vicente (3), e que, por sua vez, converge para a bacia hidrográfica do Sistema São Vicente (A), sendo então, mais um fator que favorece tanto a ocorrência de valores máximos de taxa média de entrada de sedimento fluvial nesta bacia, como o maior de saída de sedimento.

O fato da bacia do Rio São Vicente (3) também a apresentar a ocorrência de mais de 71 feições erosivas e gravitacionais ao longo da escarpa da Serra Geral de Goiás no limite de sua bacia, conforme destacou Bernardes (2020), também justifica, não apenas os valores máximos de taxa média de entrada e saída de sedimento fluvial na bacia hidrográfica à jusante (A), como também os valores elevados de taxa de entrada e saída mensal nesta bacia.

Por outro lado, as bacias hidrográficas antes das cavernas, exceto aquela associada ao Córrego Bezerra (2), possuem as nascentes e cabeceiras de seus rios na escarpa da Serra Geral de Goiás, o que, por sua vez, pode ser o fator responsável pela similaridade entre o comportamento dos valores de entrada e saída de sedimentos entre estas bacias hidrográficas

(1, 3, 4, 5, 6 e 7), porém, com o predomínio dos maiores valores associados a taxa média de entrada em comparação com às de saída de sedimento fluvial (Figura 52 na página 98).

Tais comportamento, portanto, corroboram para que as taxas médias de saída de sedimentos fluvial nas bacias hidrográficas antes das cavernas apresentam o predomínio de valores próximos ao máximo, e as bacias hidrográficas à jusante, conseqüentemente, valores próximos à máxima no que tange a taxa média de entrada de sedimento fluvial. Além disso, são responsáveis por gerar as discrepâncias encontradas entre os valores das taxas médias de entrada de sedimento entre as bacias hidrográficas antes das cavernas e depois das cavernas e, por conseguinte, um desbalanço espacial entre os valores das taxas médias de transporte de sedimento fluvial nestas bacias hidrográficas estudadas.

Ainda, o comportamento destas taxas de transporte também pode apresentar relação com a variação espacial dos valores dos parâmetros físico-químicos das águas dos rios que foram obtidas nas seções transversais antes e depois das cavernas, já que a configuração do sistema físico-natural da região, com suas condições lito-pedológicas e topográficas associadas a escarpa da Serra Geral de Goiás, fazem com que as bacias hidrográficas à montante das cavernas produzam sedimentos que são aportados para as bacias hidrográficas à jusante destas cavernas, apresentando, portanto, tendência de serem no interior do carste.

Logo, as águas advindas das bacias à montante, ao atravessar estas cavernas, provocam a remobilização e a dissolução destes sedimentos, que por sua vez, tendem a acentuar os valores dos parâmetros físico-químicos das águas nas seções transversais associadas às bacias hidrográficas após as cavernas.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo mostram que os valores dos parâmetros físico-químicos das águas, da taxa de perda de solo e de transferência de sedimentos apresentaram relação com os aspectos fisiográficos e aos diferentes tipos de cobertura e uso do solo decorrente, principalmente, das variações territoriais associadas as categorias de UC's.

Enquanto as UC's de uso sustentável apresentaram os maiores valores de taxa de perda de solo, de transporte de sedimentos e se associaram predominantemente as seções transversais com os maiores valores dos parâmetros físico-químicos, a UC de proteção integral (PETeR), ao contrário, esteve associada a menor taxa de perda de solo, de transporte de sedimento e predominantemente as seções transversais com os menores valores dos parâmetros físico-químicos das águas.

A legislação menos restritiva do uso do território das UC's de uso sustentável, a menor quantidade de vegetação remanescente, a maior de área antrópica bem como o predomínio de solos de erodibilidade elevada, são fatores que possivelmente influenciam a dinâmica dos processos erosivos e, por sua vez, acentuam a taxa de perda de solo e de transporte de sedimentos nestas áreas. Em contrapartida, na UC de proteção integral (PETeR), a legislação mais rigorosa referente ao uso e ocupação do solo, a maior quantidade de vegetação remanescente, a menor de área antrópica, bem como a menor quantidade de solos de erodibilidade elevada ante as UC's de uso de uso sustentável, faz com que esta área tenha uma menor taxa de perda de solo e de transporte de sedimento.

Os parâmetros físico-químicos das águas também estiveram associados com as características fisiográficas da região e com as diferentes categorias de UC's existentes na área de estudo, sendo os maiores valores obtidos nas águas das seções antes das cavernas e os menores naquelas após as cavernas, bem como predominantemente nas seções transversais associadas a bacias hidrográficas que integram o território das UC's de uso sustentável.

Sobre os aspectos fisiográficos, os afloramentos rochosos da região, distribuídos em faixas paralelas ordenadas de leste a oeste, fazem com os cursos fluviais que integram as bacias estudadas escoam sobre uma formação geológica por vez. Logo, a cada posição na bacia, a interação água-rocha afeta as características físico-químicas das águas. Próximo ao carste onde se desenvolvem as cavernas, estes rios drenam sobre terrenos quartzarênicos do Grupo Urucuaia (Cretáceo) e formações superficiais neogênicas, sob relevo aplainado e com incisão fluvial incipiente. Ao penetrar nas cavernas, desenvolvida sobre as rochas pelíticas e carbonáticas do Grupo Bambuí (Neoproterozóico), à água destes rios percorrem um relevo

serrano com incisão fluvial preeminente, onde os processos carsticos e espeleogenéticos aumentam significativamente estes parâmetros e favorecem maiores taxas de perda de solo.

Ainda, o clima tropical úmido da região do PETeR possui uma sazonalidade severa, que por sua vez, concentra cerca de 90% das precipitações no período chuvoso. Os resultados dos parâmetros obtidos mostram que a sazonalidade os afeta consideravelmente entre as estações climáticas, com a tendência de elevação do período de estiagem para o período chuvoso. Ainda, os eventos de precipitação no período chuvoso alteraram consideravelmente a turbidez das águas, tornado estes valores máximos após a ocorrência destes eventos.

Portanto, o desencadeamento de processos erosivos associado as características fisiográficas e de cobertura e uso do solo nas bacias hidrográficas, são os principais responsáveis pela determinação dos valores das taxas de transporte de sedimentos nestas bacias, assim como dos parâmetros físico-químicos das águas de seus rios. De maneira geral, nas bacias hidrográficas com baixas taxa de perda de solo, a taxa de transporte de sedimento e os valores dos parâmetros físico-químicos tendem a serem predominantemente menores ante àquelas bacias com valores elevados de taxas de erosão.

Desta maneira, a execução dos modelos dos processos erosivos e hidrossedimentológicos, associada a mensuração e análise espaço-temporal dos parâmetros físico-químicos das águas, se mostraram como importantes ferramentas para alcançar o entendimento da dinâmica destes processos e de suas relações com as características fisiográficas das bacias hidrográficas, haja vista que neste caso, os valores obtidos através destas ferramentas apresentam correlações entre si, ora mais intensa ora menos intensa. Sendo assim, tais ferramentas podem ser utilizadas em áreas submetidas a práticas que sofram ou que venham a sofrer ações que alterem suas condições ambientais, bem como naquelas onde se busca conhecer, conservar e preservar os recursos ambientais, pois podem subsidiar o planejamento e a gestão ambiental a serem executado nestas áreas.

Neste sentido, os resultados permitem concluir que: (i) as UC's são importantes para disciplinar o uso do solo e controlar a taxa de sua perda nestas áreas; (ii) as categorias de UC's influenciaram a taxa de perda de solo, as taxas de transferência de sedimentos e, por sua vez, os parâmetros físico-químicos as águas; (iii) estas variações são controladas pelos aspectos fisiográficos e de cobertura e uso do solo nas bacias; (iv) as cavernas e o sistema de caverna drenado por rios que escoam exclusivamente no território do PETeR são menos vulneráveis aos processos erosivos e, por sua vez, ao assoreamento e entulhamento de suas áreas; (v) os modelos ambientais utilizados se mostraram como importantes ferramentas para a predição dos processos erosivos e hidrossedimentológicos nas UC's estudadas.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASPOUR, K.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R. A Guideline for Successful Calibration and Uncertainty Analysis for Soil and Water Assessment: A Review of Papers from the 2016 International SWAT Conference. **Water**, v. 10, n. 1, p. 6, 22 dez. 2017.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services — A global review. **Geoderma**, [s.l.], v. 262, p. 101-111, jan. 2016.
- AGA, A. O.; MELESSE, A. M.; CHANE, B. An Alternative Empirical Model to Estimate Watershed Sediment Yield Based on Hydrology and Geomorphology of the Basin in Data-Scarce Rift Valley Lake Regions, Ethiopia. **Geosciences**, v. 10, n. 1, p. 31, 15 jan. 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Estudos hidrogeológicos e de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia e proposição de modelo de gestão integrada compartilhada**: resumo executivo. Brasília: ANA, 2017. 100 p.
- AGUIAR JUNIOR, P. R. F.; BARROS, J. R. Geoturismo no nordeste goiano: uma alternativa à geração de renda e a importância do inventariado. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, vol. 6, no 13, p. 287–98, 2019.
- AIBA. **Anuário Agropecuário do Oeste da Bahia Safra 2016/2017**; AIBA: Barreiras, Brasil, 2017; p. 53.
- ALMEIDA, F. F. M. ; HASUI, Y.; NEVES, B. B. B.; FUCK, R. A. Brazilian structural provinces: an introduction. **Earth-Science Reviews**, [S.L.], v. 17, n. 1-2, p. 1-29, abr. 1981.
- AL-QURAIISHI, A. M. F.; NEGM, A. M. Updates, Conclusions, and Recommendations for Environmental Remote Sensing and GIS in Iraq. In: AL-QURAIISHI, A. M. F.; NEGM, A. M. (Eds.). **Environmental Remote Sensing and GIS in Iraq**. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 517–529.
- ALAOUI, A.; ROGGER, M.; PETH, S.; BLÖSCHL, G. Does soil compaction increase floods? A review. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 557, p. 631-642, fev. 2018.
- ALEIXO, Y. M.; ZANCOPÉ, M. H. C.; CHEREM, L. F. S. O Papel do Perfil Longitudinal na atenuação do Potencial de Transporte de Sedimentos em Bacias Hidrográficas: o caso do Parque Estadual de Terra Ronca (GO), Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 5, 2019.
- ALEWELL, C; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203–225, set. 2019.
- ALLOUCHE, N.; MAANAN, M.; GONTARA, M.; ROLLO, N.; JMAL, I.; BOURI, S. A global risk approach to assessing groundwater vulnerability. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 88, p. 168-182, fev. 2017.
- ALMAGRO, A.; OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; HAGEMANN, S. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 1-12, 15 ago. 2017.
- ALMEIDA, L.; RESENDE, L.; RODRIGUES, A. P.; CAMPOS, J. E. G. **Hidrogeologia do Estado de Goiás e Distrito Federal**. Superintendência de Geologia de Mineração, Governo de Estado de Goiás, 230 p., 2006.

- AMUNDSON, R.; BERHE, A. B.; HOPMANS, J. W.; OLSON, C.; SZTEIN, E. A.; SPARKS, D. L. Soil and human security in the 21st century. **Science**, v. 348, n. 6235, p.1261071-1261071, 2015.
- ANACHE, J. A. A. FLANAGAN, D. C.; SRIVASTAVA, A.; WENDLAND, E. C. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science Of The Total Environment**, v. 622-623, p.140-151, 2018.
- ANDERSON, E.; MAMMIDES, C. The role of protected areas in mitigating human impact in the world's last wilderness areas. **Ambio**, v. 49, n. 2, p. 434–441, 1 fev. 2020.
- ANDRADE, M. P.; IADANZA, E. E. S. Unidades de Conservação no Brasil: algumas considerações e desafios. **Revista de Extensão e Estudos Rurais**, v. 5, n. 1, 5 dez. 2016.
- ANTUNES, P. B. **Direito ambiental**. São Paulo: Lumen Juris, 2011.
- ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527–1539, jul. 2012.
- ARAÚJO, M. S. **Estado, “questão ambiental” e conflitos socioambientais**. São Cristóvão: Editora UFS, 2020. 264 p.
- ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. H. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.
- ARIHILAM, N. H.; ARIHILAM, E. C. Impact and control of anthropogenic pollution on the ecosystem – A review. **Journal of Bioscience and Biotechnology Discovery**, [s.l.], v. 4, n. 3, p.54-59, 30 jun. 2019.
- ATOMA, H.; SURYABHAGAVAN, K. V.; BALAKRISHNAN, M. Soil erosion assessment using RUSLE model and GIS in Huluka watershed, Central Ethiopia. **Sustainable Water Resources Management**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 1-17, 30 jan. 2020.
- AAWAR, T.; KHARE, D. Assessment of climate change impacts on streamflow through hydrological model using SWAT model: a case study of Afghanistan. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 6, n. 3, p. 1427–1437, set. 2020.
- BAER, S. G.; BIRGÉ, H. E. Soil ecosystem services: an overview. **Managing Soil Health for Sustainable Agriculture Volume 1**, [S.L.], p.17-38, 6 ago. 2018.
- BARBOSA, N. S.; LEAL, L. R. B.; MELLO, J. C.; PEIXINHO, M. A. L.; SANTOS, C. B. S.; SANTOS, R. L.; BARBOSA, N. S. Modelo hidrogeológico conceitual do sistema aquífero Urucuia centro-ocidental, Brasil. **Águas Subterrâneas**, [s.l.], v. 31, n. 1, p.1-19, 10 jan. 2017.
- BARRETO, C. G.; DRUMMOND, J. A. L. Strategic planning in Brazilian protected areas: Uses and adjustments. **Journal of Environmental Management**, v. 200, p. 79–87, set. 2017.
- BELLOCCHI, G.; DIODATO, N. Rainfall Erosivity in Soil Erosion Processes. **Water**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 722-726, 6 mar. 2020.
- BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing it's global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6059–6086, 27 nov. 2018.
- BERBERT-BORN, M. L. C.; TRAJANO, E.; CALUX, A. S.; BARBOSA, E. P.; RIBEIRO, L. C. B.; NETO, F. M.; SÁNCHEZ, L. H.; SÁNCHEZ, S. S.; NERI, A. C.; LOBO, H. A. S. O

carste, um tipo particular de ambiente. In: SÁNCHEZ, L. E.; LOBO, H. A. S. (Org.). **Guia de boas práticas ambientais na mineração de calcário em áreas cársticas**. Campinas: Sociedade Brasileira de Espeleologia, 2016. p. 14-27.

BERNARDES, N. **Mapeamento de feições erosivas e movimentos de massa na Serra Geral de Goiás (GO/BA)**. 2020. 15 f. Programa de Iniciação Científica (PIBIC) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2020.

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

BEST, J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 1, p.7-21, 2019.

BHANDARI, K. P.; ARYAL, J.; DARNSAWASDI, R. A geospatial approach to assessing soil erosion in a watershed by integrating socio-economic determinants and the RUSLE model. **Natural Hazards**, v. 75, n. 1, p. 321–342, jan. 2015.

BICHUETTE, M. E.; SIMÕES, L. B.; ZEPON, T.; VON SCHIMONSKY, D. M.; GALLÃO, J. E. Richness and taxonomic distinctness of cave invertebrates from the northeastern state of Goiás, central Brazil: a vulnerable and singular area. **Subterranean Biology**, v. 29, p. 1–33, 3 jan. 2019.

BILLIOT, S.; MITCHELL, F. M. Conceptual interdisciplinary model of exposure to environmental changes to address indigenous health and well-being. **Public Health**, v. 176, p. 142–148, nov. 2019.

BLAINSKI, E.; PORRAS, E. A. A.; GARBOSSA, L. H. P., PINHEIRO, A. Simulação de cenários de uso e ocupação das terras na bacia hidrográfica do Rio Camboriú utilizando o modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre/RS, v.23, n.33, p.1-12, 2017.

BLANCO, H.; LAL, R. Modeling Water and Wind Erosion. In: BLANCO, H.; LAL, R. **Principles of soil conservation and management**. Columbus: Springer Science Business Media B.V., 2010. p. 81-107.

BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. South American Savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. **Savanna Woody Plants and Large Herbivores** [S.L.]: John Wiley & Sons Ltd, 2019. p. 77-122, 2019.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; MODUGNO, S.; SCHÜTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; OOST, K. V.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p.1-13, 2017.

BOTTER, G.; BASSO, S.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; RINALDO, A. Resilience of river flow regimes. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 110, n. 32, p.12925-12930, 22 jul. 2013.

BOTTER, M.; BURLANDO, P.; FATICHI, S. Anthropogenic and catchment characteristic signatures in the water quality of Swiss rivers: a quantitative assessment. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s.l.], v. 23, n. 4, p.1885-1904, 8 abr. 2019.

BOUFALA, M.; HMAIDF, A. El; CHADLI, K.; ESSAHLAOU, A.; OUALI, A. E; LAHJOUJ, A. Assessment of the risk of soil erosion using RUSLE method and SWAT model at the M'dez Watershed, Middle Atlas, Morocco. **E3S Web Of Conferences**, [S.L.], v. 150, p. 1-15, 2020.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto Radambrasil**: levantamento de recursos naturais, Folha SD 23 Brasília. Rio de Janeiro, 1982. v. 29. (6 mapas: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra, avaliação do relevo).

BRASIL. **Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 – Criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)**. 2000. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 24 out. 2020.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA no 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa da União**, Brasília, DF, 07 abr. 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n.º 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União, Brasília**, 14 de dezembro de 2011.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Serviço Geológico do Brasil – CPRM. **Projeto rede integrada de monitoramento de águas subterrâneas**: relatório diagnóstico Sistema Aquífero Urucuia, Bacia Sanfranciscana (Villar; Mourão). Belo Horizonte: CPRM, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013**. Brasília: MMA, 2015.

BRAUSMANN, A; BRETSCHEGER, L. Economic development on a finite planet with stochastic soil degradation. **European Economic Review**, [s.l.], v. 108, p. 1-19, set. 2018.

BRESSIANI, D. A.; BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNADES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MEDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9–35, 31 maio 2015.

BRIAK, H.; MRABET, R.; MOUSSADEK, R.; ABOUMARIA, K. Use of a calibrated SWAT model to evaluate the effects of agricultural BMPs on sediments of the Kalaya river basin (North of Morocco). **International Soil and Water Conservation Research**, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 176-183, jun. 2019.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; SRINIVASAN, R.; CHAFFE, P. L. B. Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: a review. **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 64, n. 12, p. 1415-1423, 13 ago. 2019.

BROUZIYNE, Y.; ABOUABDILLAH, A.; BOUABID, R.; BENAABIDATE, L.; OUESLATI, O. SWAT manual calibration and parameters sensitivity analysis in a semi-arid watershed in North-western Morocco. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 10, n. 19, p. 427, out. 2017.

BUENO, R. M. **Interpretação paleoambiental de paleossolos do Grupo Urucuia (cretáceo superior)**. 2012. 86 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

BURROUGH, P. A. Dynamic modeling and geocomputation. In: LONGLEY, P. A.; BROOKS, S. M.; MC DONNELL, R.; MACMILLAN, B. **Geocomputation: a primer**. London: John Wiley & Sons, 1998. p. 165-191.

- CAMPOS J. E. G.; DARDENNE M. A. Origem e evolução tectônica da bacia Sanfranciscana. **Revista Brasileira de Geociências**, n. 27, v. 3. p. 283-294. 1997.
- CAMPOS, H. L. Gestão de bacia hidrográfica: pressupostos básicos. *In*: SÁ, A. J.; CORRÊA, A. C. B. **Regionalização e análise regional**: perspectivas e abordagens contemporâneas. Recife: Editora Universitária, p. 91-111, 2006.
- CAMPOS, L. F. B.; GUIMARÃES, E. M. Petrografia, química mineral e geoquímica de filossilicatos como indicadores da proveniência dos sedimentos neoproterozoicos das formações Serra de Santa Helena e Serra da Saudade (Grupo Bambuí). **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 3, p.1-19, 2018.
- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. **Acta Geográfica**, Boa Vista, v. 8, n. 16, p.40-55, jan. 2014.
- CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, V.1, n.36, p. 26-43, 2014.
- CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, V.1, n.42, p. 140-161, 2020.
- CASTRO, S. S.; HERNANI, L. C. **Solos frágeis: caracterização, manejo e sustentabilidade**. Brasília: Embrapa, 2015.
- CATEN, A. T.; DALMOLIN, R. S. D.; MENDONÇA-SANTOS, M. L.; GIASSON, E. Mapeamento digital de classes de solos: características da abordagem brasileira. **Ciência Rural**, [S.L.], v. 42, n. 11, p. 1989-1997, nov. 2012.
- CAXITO, F. A.; HALVERSON, G. P.; UHLEIN, A.; STEVENSON, R. DIAS, T. G.; UHLEIN, J. G. Marinoan glaciation in east central Brazil. **Precambrian Research**, v. 200-203, p.38-58, 2012.
- CHAUHAN, N.; KUMAR, V.; PALIWAL, R.; KAKKAR, R. Quantifying the risks of soil erosion using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and GIS technology for Ghaggar River Basin – A case of Lower Shivaliks. **Mukt Shabd Journal**, [S.L.], v. 4, n. 7, p. 1906-1924, 2020.
- CHEREM, L. F. S.; VARAJÃO, C. A. C. O papel da lito-estrutura do carste na morfodinâmica cenozóica da Serra Geral de Goiás (GO/TO/BA): aproximações iniciais. **Revista Geonorte**, v. 5, n. 19, p. 180–184, 8 jan. 2014.
- CHORLEY, R. J.; KENNEDY, B. A. **Physical Geography: a system approach**. Londres: Editora Prentice Hall Inc, 1971.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Editora Edgard Blticher, 1999.
- CHUENCHUM, P.; XU, M.; TANG, W. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield in the Lancang–Mekong River Using the Modified Revised Universal Soil Loss Equation and GIS Techniques. **Water**, v. 12, n. 1, p. 135, 31 dez. 2019.
- CIAN, E.; DASGUPTA, S.; HOF, A. F.; VAN SLUISVELD, M. A.E.; KÖHLER, J.; PFLUGER, B.; VAN VUUREN, D. P. Actors, decision-making, and institutions in quantitative system modelling. **Technological Forecasting And Social Change**, [S.L.], v. 151, p. 119480-119490, fev. 2020.

- COELHO NETTO, A. L. C.; SATO, A. M.; AVELAR, A. S.; VIANNA, L. G.G.; ARAÚJO, I. S.; FERREIRA, D. L. C.; LIMA, P. H.; SILVA, A. P. A.; SILVA, R. P. January 2011: the extreme landslide disaster in Brazil. **Landslide Science And Practice**, [S.L.], p. 377-384, 2013.
- COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1465 - 1475, 2020.
- COLMAN, C. B.; OLIVEIRA, P. T. S.; ALMAGRO, A.; SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, D. B. B. Effects of Climate and Land-Cover Changes on Soil Erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability**, [s.l.], v. 11, n. 24, p. 7053, 10 dez. 2019.
- COVILLE, R.; ENDRENY, T.; NOWAK, D. J. Modeling the Impact of Urban Trees on Hydrology. In: LEVIA D.F., CARLYLE-MOSES D.E., IIDA S., MICHALZIK B., NANKO K., TISCHER A. (Eds.). **Forest-Water Interactions**. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 240p. 459–487.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Mapa Geológico do estado de Goiás**. Goiânia: 2008.
- DARDENNE, M. A. Síntese sobre a estratigrafia do Grupo Bambuí no Brasil Central. In: CBG, Congr. Bras. Geol., 30, Recife, **Anais**. 1978 v. 2, p. 507-610.
- DELPHIN, C. F. M. Terra Ronca. **Revista UFG**, Goiânia, v. 9, p.169-183, dez. 2010.
- DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.
- DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUENO, M. L.; MIRANDA, P. S. M.; NEVES, D. M. Inserting Tropical Dry Forests into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p.1-7, 2018.
- DIAS, V. S.; LUZ, M. P.; MEDERO, G. M.; NASCIMENTO, D. T. F.; OLIVEIRA, W. N.; MERELLES, L. R. O. Historical Streamflow Series Analysis Applied to Furnas HPP Reservoir Watershed Using the SWAT Model. **Water**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 458-471, 2018.
- DICKEY-COLLAS, M.; PAYNE, M. R.; TRENKEL, V. M.; NASH, R. D. M. Hazard warning: model misuse ahead. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 8, p. 2300–2306, 1 out. 2014.
- DIONIZIO, E.; COSTA, M. Influence of Land Use and Land Cover on Hydraulic and Physical Soil Properties at the Cerrado Agricultural Frontier. **Agriculture**, v. 9, n. 1, p.1-14, 2019.
- DJOUKBALA, O.; HASBAIA, M.; BENSELAMA, O.; MAZOUR, M. Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE and RUSLE in a Mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (N-W of Algeria). **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 2, p. 725–743, jun. 2019.
- DRUMMOND, J. A.; BARROS-PLATIAU, A. F. Brazilian environmental laws and policies: 1934-2002: a critical overview. **Law & Policy**, v. 28, n. 1, Jan. 2006.
- DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A.; OLIVEIRA, D. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. In: GANEM, R. S. (Org.) **Conservação da Biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Brasília: Edições Câmara, 2010. (Série memória e análise de leis, n. 2). p. 341-386.

- DRUMMOND, J. A. L.; FRANCO, J. K. A.; OLIVEIRA, D. An assessment of Brazilian conservation units - a second look. **Novos Cadernos NAEA**, [S.l.], v. 15, n. 1, 2012.
- DUTTA, S.; SEN, D. Application of SWAT model for predicting soil erosion and sediment yield. **Sustainable Water Resources Management**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 447-468, 2017.
- DWIVEDI, A. K. Researches in water pollution: a review. **International Research Journal of Natural and Applied Sciences**, [s.l.], v. 4, n. 1, p.118-142, jan. 2017.
- EFTHIMIOU, N.; LYKOUDI, E.; PSOMIADIS, E. Inherent relationship of the USLE, RUSLE topographic factor algorithms and its impact on soil erosion modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 11, p. 1879–1893, 17 ago. 2020.
- ELSAWAH, S.; FILATOVA, T.; JAKEMAN, A. J.; KETTNER, A. J.; ZELLNER, M. L.; ATHANASIADIS, I. N.; HAMILTON, S. H.; AXTELL, R. L.; BROWN, D. G.; GILLIGAN, J. M. Eight grand challenges in socio-environmental systems modeling. **Socio-Environmental Systems Modelling**, [S.L.], v. 2, p. 1-34, 1 jan. 2020.
- EMETERE, M. E.; AKINLABI, E. T. Introduction to Environmental Modeling. In: EMETERE, M. E.; AKINLABI, E. T. (Eds.). **Introduction to Environmental Data Analysis and Modeling**. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 58p. 1–27.
- ESTRADA-CARMONA, N.; HARPER, E. B.; DECLERCK, F.; FREMIER, A. K. Quantifying model uncertainty to improve watershed-level ecosystem service quantification: a global sensitivity analysis of the RUSLE. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, n. 1, p. 40–50, 1 jan. 2017.
- EVANS, A. E.; MATEO-SAGASTA, J.; QADIR, M.; BOELEE, E.; IPPOLITO, A. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 36, p.20-27, fev. 2019.
- FAO. Food and Agriculture Organization. **Soil Map of the World. Technical paper 20**. ISRIC: Wageningen. 1997. 146p.
- FAQUIM, A. C. S.; ZANCOPE, M. H. C.; CHEREM, L. F. S. Potencial de transferência de sedimentos das bacias contribuintes do sistema cárstico Terra Ronca. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 37, n. 3, p.448-465, dez. 2017.
- FERGUSON, B.; LIN, M.; GRESSHOFF, P. M. Regulation of legume nodulation by acidic growth conditions. **Plant Signaling & Behavior**, [s.l.], v. 8, n. 3, p.1-5, mar. 2013.
- FERNANDES, G. W.; VALE, M. M.; OVERBECK, G. E.; BUSTAMANTE, M. M.C.; GRELE, C. E.V.; BERGALLO, H. G.; MAGNUSSON, W. E.; AKAMA, A.; ALVES, S. S.; AMORIM, A. Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 15, n. 3, p. 239-243, 2017.
- FERNÁNDEZ-RAGA, M.; PALENCIAA, C.; KEESSTRAB, S.; JORDÁND, A.; FRAILEA, R.; ANGULO-MARTÍNEZ, M.; CERDÀB, A. Splash erosion: A review with unanswered questions. **Earth-science Reviews**, v. 171, p.463-477, 2017.
- FILHO, G. M. M.; ANDRADE, R. S.; ZUKOWSKI JUNIOR, J. C.; MAGALHAES FILHO, L. N. L. Modelos Hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 35–47, 14 jan. 2013.
- FLORENZANO, T. M. G. Sensoriamento Remoto para a Geomorfologia. In FLORENZANO, T. M. G. (Org.). **Geomorfologia: Conceitos e Tecnologias Atuais**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2008. p. 36 - 65.

FLORINSKY, I. V. Influence of Topography on Soil Properties. In: **Digital Terrain Analysis in Soil Science and Geology**. [S.L.] Elsevier, 2016. p. 265 - 270.

FONSECA, P. O. R. M.; LAMAS, I.; KASECKER, T. O papel das unidades de conservação. **Scientific American**, New York, v. 39, p. 18-23, 2010.

FONSECA, B. M.; FEIJO, L. M.; MENDONÇA-GALVAO, L. Soft-bodied benthic algae in pristine Brazilian streams: from acid to karst. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 3, p.517-529, 2019.

FRANCH-PARDO, I.; NAPOLETANO, B.M.; BOCCO, G.; BARRASA, S.; CANCER-POMARET, L. The Role of Geographical Landscape Studies for Sustainable Territorial Planning. **Sustainability**, [s.l.], v. 9, n. 11, p.1-23, 17 nov. 2017.

FUJACO, M. A. G.; LEITE, M. G. P.; NEVES, Al. H. C. J. A gis-based tool for estimating soil loss in agricultural river basins. **REM - International Engineering Journal**, v. 69, n. 4, p. 417-424, dez. 2016.

GANASRI, B. P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, [S.L.], v. 7, n. 6, p. 953-961, nov. 2016.

GAO, F.; YUE, P.; ZHANG, C.; WANG, M. Coupling components and services for integrated environmental modelling. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 118, p. 14-22, ago. 2019.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H. M.; ARNOLD, J. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GEEKIYANAGE, N.; GOODALE, U. M.; CAO, K.; KITAJIMA, K. Plant ecology of tropical and subtropical karst ecosystems. **Biotropica**, v. 51, n. 5, p.626-640, 2019.

GHOSAL, K.; BHATTACHARYA, S. D. A Review of RUSLE Model. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 48, n. 4, p. 689 - 707, abr. 2020.

GIANINETTO, M.; AIELLO, M.; POLINELLI, F.; FRASSY, F.; RULLI, M. C.; RAVAZZANI, G.; BOCCHIOLA, D.; CHIARELLI, D. D.; SONCINI, A.; VEZZOLI, R. D-RUSLE: a dynamic model to estimate potential soil erosion with satellite time series in the italian alps. **European Journal Of Remote Sensing**, [S.L.], v. 52, n. 4, p. 34-53, 2019.

GIRARDI, R.; PINHEIRO, A.; TORRES, E.; VANDER KAUFMANN, V.; GARBOSSA, L. H. P. Evolution of physicochemical species concentration in streams based on heavy rainfall event data obtained for high-frequency monitoring. **Rbrh**, v. 21, n. 4, p.653-665, 2016.

GMACH, M. R.; CHERUBIN, R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, [s.l.], v. 77, n. 3, p.1-10, 2020.

GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L, LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S. M.; TOULMIN, C. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. **Science**, v. 327, n. 5967, p.812-818, 2010.

GOLDSCHIEDER, N. A holistic approach to groundwater protection and ecosystem services in karst terrains. **Carbonates and Evaporites**, v. 34, n. 4, p. 1241-1249, dez. 2019.

GREEN, S. M. et al. Soil functions and ecosystem services research in the Chinese karst Critical Zone. **Chemical Geology**, v. 527, p. 119107, nov. 2019.

- GOLMOHAMMADI, G.; RUDRA, R.; DICKINSON, T.; GOEL, P.; VELIZ, M. Predicting the temporal variation of flow contributing areas using SWAT. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 547, p. 375-386, abr. 2017.
- GOMES, L.; SIMÕES, S. J. C.; DALLA NORA, E. L. SOUSA-NETO, E. R.; FORTI, M.C.; OMETTO, J. P. H. B. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: Increased Soil and Nutrient Losses and Decreased Agricultural Productivity. **Land**, [s.l.], v. 8, n. 1, p.1-26, 2019.
- GOULD, I. J.; QUINTON, J. N.; WEIGELT, A.; DEYN, G. B.; BARDGETT, R. D. Plant diversity and root traits benefit physical properties key to soil function in grasslands. **Ecology Letters**, [s.l.], v. 19, n. 9, p.1140-1149, 26 jul. 2016.
- GOVERS, G.; MERCKX, R.; WESEMAEL, B. V.; OOST, K. V. Soil conservation in the 21st century: why we need smart agricultural intensification. **Soil**, [s.l.], v. 3, n. 1, p.45-59, 1 mar. 2017.
- GREGORY, A. S.; RITZ, K.; MCGRATH, S. P.; QUINTON, J. N.; GOULDING, K. W. T.; JONES, R. J. A.; HARRIS, J. A.; BOL, R.; WALLACE, P.; PILGRIM, E. S. A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK. **Soil Use and Management**, [s.l.], v. 31, p.1-15, out. 2015.
- GRAY, W. G.; GRAY, G. A. **Introduction to environmental modeling**. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2017.
- GUACANEME, C.; BABINSKI, M.; PAULA-SANTOS, G. M.; PEDROSA-SOARES, A. C. C, O, and Sr isotopic variations in Neoproterozoic-Cambrian carbonate rocks from Sete Lagoas Formation (Bambuú Group), in the Southern São Francisco Basin, Brazil. **Brazilian Journal of Geology**, [s.l.], v. 47, n. 3, p.521-543, 21 ago. 2017.
- GUERRA, A. J. T.; FULLEN, M. A.; JORGE, M. C. O.; ALEXANDRE, S. T. Erosão e Conservação de Solos no Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências - Ufrj**, [s.l.], v. 371, n. 1, p. 81-91, 9 abr. 2014.
- GUERRA, A. J. T.; COELHO, M. C. N. **Unidades de Conservação: abordagens e características geográficas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2015.
- GUERRA, A. J. T.; FULLEN, A.; JORGE, M. C. O.; BEZERRA, J. F. R.; SHOKR, M. S. Slope processes, mass movements and soil erosion: a review. **Pedosphere**, v. 27, p. 27-41, 2017.
- GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. C. O.; RANGEL, L. A.; BEZERRA, J. F. R.; LOUREIRO, H. A. S.; GARRITANO, F. N. Erosão dos solos, diferentes abordagens e técnicas aplicadas em voçorocas e erosão em trilhas. **William Morris Davis - Revista de Geomorfologia**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 75-117, 2020.
- GUI, C. F.; FAN, C.; WANG, L.; ZHAO, S. Evaluation of Environmental Quality Based on Remote Sensing Data in the Coastal Lands of Eastern China. **Journal Of Coastal Research**, [S.L.], p. 1-8, 2020.
- GUIMARÃES, J. T., ALKMIM, F.F.; CRUZ, S.C.P. Supergrupos Espinhaço e São Francisco. In: BARBOSA, J.S.F. (ed.). **Geologia da Bahia**. v. 2. Salvador: CBPM, 2012. p. 33-86.
- GUYOT, J. P. Balanço hidrogeoquímico. **Goiás 94 & 95: expedições espeleológicas franco-brasileiras**. GBPE, GREGEO, GSBM, p. 52-57, 1996.
- GYSSSELS, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 29, n. 2, p.189-217, 2005.

- HAGGETT, P.; CHORLEY, R. J. Models, paradigms and the new Geography. In: CHORLEY, R. J.; HAGGETT, P. (Ed.). **Models in Geography**. Londres: Methuen e Co., 1967. p. 19-41.
- HAJIGHOLIZADEH, M.; MELESSE, A.; FUENTES, H. Erosion and Sediment Transport Modelling in Shallow Waters: a review on approaches, models and applications. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 15, n. 3, p. 518-542, 14 mar. 2018.
- HANCOCK, G. R.; LOWRY, J.B.; DEVER, C.; BRAGGINS, M. Does introduced fauna influence soil erosion? A field and modelling assessment. **Science of The Total Environment**, v. 518-519, p.189-200, 2015.
- HANNON, B.; RUTH, M. **Dynamic Modeling**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2001.
- HARTMANN, A.; GOLDSCHIEDER, N.; WAGENER, T.; LANGE, J.; WEILER, M. Karst water resources in a changing world: review of hydrological modeling approaches: Review of hydrological modeling approaches. **Reviews Of Geophysics**, [s.l.], v. 52, n. 3, p. 218-242, 7 ago. 2014.
- HASUI, Y. Cráton do São Francisco. In: HASUI, Y.; CARNEIRO, C. D. R., ALMEIDA, F. F. M., BARTORELLI, A., **Geologia do Brasil**. São Paulo:Beca Editora, 2012. p. 200-228.
- HEILBRON, M; CORDANI, U. G; ALKMIM, F. The São Francisco Craton and Its Margins.: Tectonic Genealogy of a Miniature Continent. In: HEILBRON, M; CORDANI, G U; ALKMIM, F F. **São Francisco Craton, Eastern Brazil**. [s.l.]: Springer, 2017. p. 3-13.
- HERNANDES, T. A. D.; SCARPARE, F. V.; SEABRA, J. E. A. Assessment of impacts on basin stream flow derived from medium-term sugarcane expansion scenarios in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.L.], v. 259, p. 11-18, maio 2018.
- HIMANSHU, S. K.; PANDEY, A.; YADAV, B.; GUPTA, A. Evaluation of best management practices for sediment and nutrient loss control using SWAT model. **Soil And Tillage Research**, [S.L.], v. 192, p. 42-58, set. 2019
- HOLZ, D. J.; WILLIARD, K. W.J.; EDWARDS, P. J.; SCHOONOVER, J. E. J. Soil Erosion in Humid Regions: A Review. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, [s.l.], v. 154, n. 1, p.48-59, abr. 2015.
- HU, S.; NIU, Z.; CHEN, Y.; LI, L.; ZHANG, H. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 319–327, 2017.
- HUNKE, P.; MUELLER, E. N.; SCHRÖDER, B.; ZEILHOFER, P. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. **Ecohydrology**, v. 8, n. 6, p.1154 -1180, 2014.
- HUSSAIN, Z. **Digital image processing: practical applications of parallel processing techniques**. New York: E. Horwood, 1991.
- IBGE. **Zoneamento geoambiental e agroecológico do Estado de Goiás: região nordeste**. Rio de Janeiro, 1995.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (ED.). **Manual técnico de uso da terra**. 3ª edição ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2013.
- IGWE, P.U.; EZEUKWU, J.C.; EDOKA, N.E.; EJIE, O.C.; IFI, G.I. A Review of Vegetation Cover as a Natural Factor to Soil Erosion. **International Journal of Rural Development, Environment and Health Research**, v. 1, n. 4, p.21-28, 2017a.

- IGWE, P.U.; ONUIGBO, A. A.; CHINEDU, O.C.; EZEAKU, I.I.; MUONEKE, M. M. Soil Erosion: a review of models and applications. **International Journal Of Advanced Engineering Research And Science**, [S.L.], v. 4, n. 12, p. 138-150, 2017b.
- ISSAKA, S.; ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology, And Landscapes**, v. 1, n. 1, p.1-11, 2017.
- JANG, W. S.; ENGEL, B.; YEUM, C. M. Integrated environmental modeling for efficient aquifer vulnerability assessment using machine learning. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 124, p. 104602-104616, fev. 2020.
- JONES, K. R.; VENTER, O.; FULLER, R. A.; ALLAN, J. R.; MAXWELL, S. L.; NEGRET, P. J.; WATSON, J. E. M. One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**, v. 360, n. 6390, p. 788–791, 18 maio 2018.
- KALHOR, K.; GHASEMIZADEH, R.; RAJIC, L.; ALSHAWABKEH, A. Assessment of groundwater quality and remediation in karst aquifers: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, [s.l.], v. 8, p.104-121, 2019.
- KARLSEN, C. S.; FLINDT, M. R.; SØNDERUP, M. J.; MARTIN, H. MADSEN, M. H.; EGEMOSE, S. Impact of Land Use and Runoff on Stream Quality. **Sustainability**, v. 11, n. 19, p.1-12, 2019.
- KAUFMANN, G.; GABROVŠEK, F.; ROMANOV, D. Dissolution and precipitation of fractures in soluble rock. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, p.1-30, 17 ago. 2016.
- KEBEDE, B.; TSUNEKAWA, A.; HAREGEWEYN, N.; ADGO, E.; EBABU, K.; MESHESHA, D. T.; TSUBO, M.; MASUNAGA, T.; FENTA, A. A. Determining C- and P-factors of RUSLE for different land uses and management practices across agro-ecologies: case studies from the Upper Blue Nile basin, Ethiopia. **Physical Geography**, p. 1–23, 22 maio 2020.
- KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E. G. R.; VIDAL-TORRADO, P. **Pedologia: Fundamentos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. 343 p.
- KHALID, K.; ALI, M. F.; RAHMAN, N. F. A.; OTHMAN, Z.; BACHOK, M. F. Calibration Assessment of the Distributed Hydrologic Model Using SWAT-CUP. In: YACOB, N. A. et al. (Eds.). **Regional Conference on Science, Technology and Social Sciences (RCSTSS 2016)**. Singapore: Springer Singapore, 2018. p. 241–250.
- KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, [s.l.], v. 8, n. 1, p.23-39, 2 set. 2014.
- KIANG, C. H.; SILVA, F. P. Contribuição ao arcabouço geológico do Sistema Aquífero Urucuia. **Geociências**, v. 34, n. 4, p. 872–882, 2015.
- KNOKE, T.; GOSLING, E.; PAUL, C. Use and misuse of the net present value in environmental studies. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 174, p. 106664-106679, ago. 2020.
- KOME, G. K.; ENANG, R. K.; TABI, F. O.; YERIMA, B. O. K. Influence of Clay Minerals on Some Soil Fertility Attributes: A Review. **Open Journal of Soil Science**, [s.l.], v. 09, n. 09, p.155-188, 2019.
- KOPITTKKE, P. M.; MENZIES, N. W.; WANG, P.; MCKENNA, B.A.; LOMBI, E. Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment International**, [S.L.], v. 132, p.105078-105086, nov. 2019.

- KUMAR, T.; JHARIYA, D. C.; PANDEY, H. K. Comparative study of different models for soil erosion and sediment yield in Pairi watershed, Chhattisgarh, India. **Geocarto International**, [S.L.], v. 35, n. 11, p. 1245-1266, 26 mar. 2019
- KUZYAKOV, Y.; ZAMANIAN, K. Reviews and syntheses: Agropedogenesis - humankind as the sixth soil-forming factor and attractors of agricultural soil degradation. **Biogeosciences**, v. 16, n. 24, p. 4783–4803, 2019.
- KOVAČIČ, G. The Protection of Karst Aquifers: The Example of the Bistrica Karst Spring (SW Slovenia). **Acta Carsologica**, v. 32, n. 2, p. 219-234, 2016.
- KUMP, L. R.; BRANTLEY, S. L.; ARTHUR, M. A. Chemical Weathering, Atmospheric CO₂, and Climate. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, [s.l.], v. 28, n. 1, p.611-667, maio 2000.
- LABRIÈRE, N.; LOCATELLI, B.; LAUMONIER, Y.; VINCENT FREYCON, V.; BERNOUX, M. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 203, p.127-139, 2015.
- LACERDA FILHO, J. M., (Coord). GOIÁS (Estado). Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. **Geologia do estado de Goiás e Distrito Federal**. Goiânia: 2008.
- LAGACHERIE, P.; MCBRATNEY, A. B. Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for digital soil mapping. In: LAGACHERIE, P.; MCBRATNEY, A. B.; VOLTZ, M. **Digital soil mapping: an introductory perspective**. Amsterdam: Elsevier, 2007, p. 3-22.
- LAIZÉ, C. L. R.; MEREDITH, C. B.; DUNBAR, M. J.; HANNAH, D. M. Climate and basin drivers of seasonal river water temperature dynamics. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 6, p.3231-3247, 2017.
- LAL, R. Soil Erosion and Gaseous Emissions. **Applied Sciences**, [s.l.], v. 10, n. 8, p. 1-13, 17 abr. 2020.
- LAMBA, J.; THOMPSON, A. M.; KARTHIKEYAN, K.G.; PANUSKA, J. C.; GOOD, L. W. Effect of best management practice implementation on sediment and phosphorus load reductions at subwatershed and watershed scale using SWAT model. **International Journal Of Sediment Research**, [S.L.], v. 31, n. 4, p. 386-394, dez. 2016.
- LAMMEL, D. R.; BARTH, G.; OVASKAINEN, O.; CRUZ, L. M.; ZANATTA, J. A.; RYO, M.; SOUZA, E. M.; PEDROSA, F. O. Direct and indirect effects of a pH gradient bring insights into the mechanisms driving prokaryotic Community structures. **Microbiome**, [s.l.], v. 6, n. 1, p.1-13, 11 jun. 2018.
- LANG, Y.; SONG, W. Trade-off Analysis of Ecosystem Services in a Mountainous Karst Area, China. **Water**, v. 10, n. 3, p.300-321, 2018.
- LATRUBESSE, E. M.; CARVALHO, T. M. Geomorfologia do Estado de Goiás e Distrito Federal. Goiânia, Superintendencia de Geologia e Mineração. **Geomorfologia do estado de Goiás e Distrito Federal**. Goiânia: 2006.
- LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H.; FLORIAN WITTMANN, F.; DIAS, M. S.; DAGOSTA, F. C. P.; Bayer, M. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, p.1-8, 2019.

- LAUREANO, F. V.; KARMANN, I. Sedimentos clásticos em sistemas de cavernas e suas contribuições em estudos geomorfológicos: uma revisão. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 1, 14 dez. 2013.
- LAUREANO, F. V.; KARMANN, I.; GRANGER, D. E.; AULER, A. S.; ALMEIDA, R. P.; CRUZ, F. W.; STRÍCKS, N. M.; NOVELLO, V. F. Two million years of river and cave aggradation in NE Brazil: Implications for speleogenesis and landscape evolution. **Geomorphology**, v. 273, p. 63–77, nov. 2016.
- LEE, J. Y.; RAZA, M.; KWON, K. D. Land use and land cover changes in the Haean Basin of Korea: Impacts on soil erosion. **Episodes**, [s.l.], v. 42, n. 1, p.17-32, 2019.
- LIMA, A. G. A bacia hidrográfica como recorte de estudos em geografia humana. **Geografia**, Londrina, V. 14, n. 2, p. 173-183, jul/dez. 2005.
- LINTERN, A.; WEBB, J. A.; RYU, D.; LIU, S.; BENDE-MICHL, U.; WATERS, D.; LEAHY, P.; WILSON, P.; WESTERN, A. W. Key factors influencing differences in stream water quality across space. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, [s.l.], v. 5, n. 1, p.1-31, 2017.
- LIU, H.; BLAGODATSKY, S.; GIESE, M.; LIU, F.; XU, J.; CADISCH, G. Impact of herbicide application on soil erosion and induced carbon loss in a rubber plantation of Southwest China. **Catena**, [S.L.], v. 145, p. 180-192, out. 2016.
- LIU, B. L.; ZHANG, M.; BUSSMANN, W. R.; LIU, H. M.; LIU, Y.Y.; PENG, Y.; ZU, K. L.; ZHAO, Y. M.; LIU, Z. B.; YU, S. X. Species richness and conservation gap analysis of karst areas: A case study of vascular plants from Guizhou, China. **Global Ecology and Conservation**, v. 16, p. 1-12, 2018.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em campinas (SP). **Bragantia**, [S.L.], v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.
- LOPES, E. R. N. Aspectos ambientais e históricos do sistema nacional de unidades de conservação: 12 anos de implantação. **Nature and Conservation**, New York, v. 6, n. 2, p. 6-17, 2013.
- LOPES, J. G.; VIALÔGO, T. M. Unidades de Conservação no Brasil. **Revista JurisFIB**, v. 4, n. 4, 2013.
- LOPES, T. R.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N.; ZOLIN, C. A.; FRAGA JUNIOR, L. S.; MOURA, L. B.; OLIVEIRA, R. K.; SANTOS, O. N. A. Hydrological modeling for the Piracicaba River basin to support water management and ecosystem services. **Journal Of South American Earth Sciences**, [S.L.], v. 103, p. 102752-102770, nov. 2020.
- LOUREIRO, H. A. S.; GUERRA, A. J. T.; ANDRADE, A. G. Contribuição ao estudo de voçorocas a partir do uso experimental de Laser Scanner Terrestre e Vant. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 4, 1 out. 2020.
- LOVELAND, T. R.; REED, B. C.; BROWN, J. F.; OHLEN, D. O.; ZHU, Z.; YANG, L.; MERCHANT, J. W. Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. **International Journal Of Remote Sensing**, [S.L.], v. 21, n. 6-7, p. 1303-1330, jan. 2000.
- LU, S.; LIU, B.; HU, Y.; FU, S.; CAO, Q.; SHI, Y. Soil erosion topographic factor (LS): Accuracy calculated from different data sources. **CATENA**, v. 187, p. 104334, abr. 2020.

- LUCAS-BORJA, M. E.; CARRÀ, B. G.; NUNES, J. P.; BERNARD-JANNIN, L.; ZEMA, D. A.; ZIMBONE, S. M. Impacts of land-use and climate changes on surface runoff in a tropical forest watershed (Brazil). **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 65, n. 11, p. 1956-1973, 10 jul. 2020.
- MAFFRA, C.; SOUSA, R.; SUTILI, F.; PINHEIRO, R. The Effect of Roots on the Shear Strength of Texturally Distinct Soils. **Floresta e Ambiente**, [s.l.], v. 26, n. 3, p.1-11, 2019.
- MAJORO, F.; WALI, U. G.; MUNZYANEZA, O.; NARAMABUYE, F. X.; MUKAMWAMBALI, C. On-site and Off-site Effects of Soil Erosion: Causal Analysis and Remedial Measures in Agricultural Land - a Review. **Rwanda Journal of Engineering, Science, Technology and Environment**, v. 3, n. 2, 14 jul. 2020.
- MAGNUSSON, W. E.; GRELLE, C. E. V.; MARQUES, M. C. M.; ROCHA, C. F. D.; DIAS, B.; FONTANA, C. S.; OVERBECK, G. E.; VALE, M. M.; TOMAS, W. M. Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. **Frontiers In Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 6, p. 1-5, 2018.
- MAQSOOM, A.; ASLAM, B.; HASSA, U.; KAZMI, Z. A.; SODANGI, M.; TUFAIL, R. F.; FAROOQ, D. Geospatial Assessment of Soil Erosion Intensity and Sediment Yield Using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Model. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 6, p. 356 - 371, 27 maio 2020.
- MARCUZZO, F. F. N.; CARDOSO, M. R. D.; FARIA, T. G. Chuvas no Cerrado da região Centro-Oeste do Brasil: análise histórica e tendência futura. **Ateliê Geográfico**, v. 6, p.112 - 130, 2012.
- MARTÍN-GARCÍA, J. M.; MÁRQUEZ, R.; DELGADO, G.; SÁNCHEZ-MARAÑÓN, M.; DELGADO, R. Relationships between quartz weathering and soil type (Entisol, Inceptisol and Alfisol) in Sierra Nevada (southeast Spain). **European Journal Of Soil Science**, [S.L.], v. 66, n. 1, p. 179-193, 9 dez. 2014.
- MARTIN-ORTEGA, J. **Water ecosystem services: a global perspective**. New York: Cambridge University Press, 2015.
- MATTAR, E. P. L.; BARROS, T. T. V.; CUNHA, B. B.; SOUZA, J. F.; SILVA, A. M. C. Federal Conservation Units in Brazil: the situation of biomes and regions. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 25, n. 2, p. 1-10, 2018.
- MATSUMOTO, S.; OGATA, S.; SHIMADA, H.; SASAOKA, T.; HAMANAKA, A.; KUSUMA, G. J. Effects of pH-Induced Changes in Soil Physical Characteristics on the Development of Soil Water Erosion. **Geosciences**, v. 8, n. 4, p.134-147, 2018.
- MCBRATNEY, A. B.; MENDONÇA SANTOS, M. L.; MINASNY, B. On digital soil mapping. **Geoderma**, v. 117, n. 1-2, p. 3-52, nov. 2003.
- MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D.. Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions Of The Asae**, [S.L.], v. 30, n. 5, p. 1387-1396, 1987.
- McCORMICK, J. **Rumo ao paraíso: a história dos movimentos ambientalistas**. Rio de Janeiro: Relume-Dumará, 1992.
- MCMAHON, A.; MOORE, R. D. Influence of turbidity and aeration on the albedo of mountain streams. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 31, n. 25, p.4477-4491, 19 nov. 2017.

- MEDEIROS, G. O. R. GIAROLLA, A.; SAMPAIO, G.; MARINHO, M. A. Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1 – 18, dez 2016.
- MEYBECK, M.; LAROCHE, L.; DURR, H. H.; SYVITSKI, J. P. M. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. **Global And Planetary Change**, v. 39, n. 1-2, p.65-93, 2003.
- MEYBECK, M.; MOATAR, F. Daily variability of suspended particulate concentrations and yields and their effect on river particulates chemistry. **Proceedings Of The International Association Of Hydrological Sciences**, v. 367, p.12 - 28, 2015.
- MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; PINTO, L. C.; BESKOW, S.; CURI, N. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciência e Agrotecnologia**, [S.L.], v. 40, n. 1, p. 7-25, fev. 2016.
- MERRITT, M.; MALDANER, M. E.; ALMEIDA, A. M. R. What Are Biodiversity Hotspots? **Frontiers for Young Minds**, v. 7, p.1-7, 2019.
- MILLS, D. B.; CANFIELD, D. E. Oxygen and animal evolution: did a rise of atmospheric oxygen ‘‘trigger’’ the origin of animals? **Bioessays**, [s.l.], v. 36, n. 12, p. 1145-1155, 2014.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; CASSOL, E. A. Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2010. p. 105-122.
- MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. New York: John Wiley & Sons, 2015.
- MOGHIMI, A. H.; HAMDAN, J.; SHAMSHUDDIN, J.; SAMSURI, A. W.; ABTAHI, A. Mineralogy and aggregate stability of soils in the arid region of Southeastern Iran. **African Journal of Agricultural Research**, [s.l.], v. 7, n. 11, p.1639-1649, 19 mar. 2012.
- MOORE, I. D.; O’LOUGHLIN, E. M.; BURCH, G. J. A Counter-Based Topographic Model for Hydrological and Ecological Applications. **Earth Surface and Processes and Landforms**, v. 13, p. 305-320, 1988.
- MOORE, D. I.; TURNER, A. K., WILSON, J. P., BAND, L. E. GIS and Land-Surface_Subsurface Process Modeling. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental Modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. p. 198-230.
- MORAES, J. M. (org.). **Geodiversidade do estado de Goiás e do Distrito Federal**. Goiânia: CPRM, 2014. 92 p.
- MOREIRA, H. G. B.; CHEREM, L. F. S.; PÔSSAS, I. B. Relações da distribuição de feições gravitacionais e feições erosivas na Cuesta da Serra Geral com processos naturais e antrópicos: resultados preliminares. In: **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**. [S. L.] Instituto de Geociências - UNICAMP, 2017. p. 6491–6495.
- MOREIRA, H. G. B. ; CHEREM, L. F. S. Mapeamento geomorfológico de detalhe dos depósitos inconsolidados no limite leste do Vão do Paranã, nordeste do estado de Goiás. In: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 12, Crato. **Anais...**, 2018.
- NAGAMANI, K.; NETHAJI MARIAPPAN, V. E. Remote Sensing, GIS and Crop Simulation Models - A Review. **International Journal of Current Research in Biosciences and Plant Biology**, v. 4, n. 08, p. 80–92, 10 ago. 2017.

- NAWAZ, M. F.; GUILHEM, B.; SADAFET, G. Factors affecting redox reactions in hydromorphic soils: a review. **Pakistan Journal of Agricultural Sciences**, [s.l.], v. 51, n. 3, p.517-523, 2014.
- NAZARI-SHARABIAN, M.; TAHERIYOUN, M.; KARAKOUZIAN, M. Sensitivity analysis of the DEM resolution and effective parameters of runoff yield in the SWAT model: a case study. **Journal Of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, [S.L.], v. 69, n. 1, p. 39-54, 6 dez. 2019.
- NEARING, M. A.; YIN, S. Q.; BORRELLI, P.; POLYAKOV, V. O. Rainfall erosivity: An historical review. **Catena**, [s.l.], v. 157, p. 357-362, out. 2017.
- NEHAI, S. A.; GUETTOUCHE, M. S.; SAADOUD, D. Regional modeling of soil sensitivity to water erosion in JIJEL region (Algeria) using MCA and GIS. **Applied Geomatics**, [S.L.], p. 1-16, 10 jun. 2020.
- NGABIRANO, H.; BYAMUGISHA, D.; NTAMBI, E. Effects of Seasonal Variations in Physical Parameters on Quality of Gravity Flow Water in Kyanamira Sub-County, Kabale District, Uganda. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 8, n. 13, p.1297-1309, 2016.
- NGUYEN, V. B.; NGUYEN, Q. B.; ZHANG, Y. W.; LIM, C. Y. H.; KHOO, B. C. Effect of particle size on erosion characteristics. **Wear**, v. 348-349, p.126-137, 2016.
- NIYAZI, B. A.; MASOUD, M. H.; AHMED, M.; BASAHI, J. M.; RASHED, M. A. Runoff assessment and modeling in arid regions by integration of watershed and hydrologic models with GIS techniques. **Journal Of African Earth Sciences**, [S.L.], v. 172, p. 103966-103982, dez. 2020.
- NÓBREGA, R. L. B.; GUZHA, A. C.; TORRES, G. N.; KOVACS, K.; LAMPARTER, G.; AMORIM, R. S. S.; COUTO, E.; GEROLD, G. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **Plos One**, [S.L.], v. 12, n. 6, p. 1-22, 2017.
- NUNES, E. D. **Modelagem de processos erosivos hídricos lineares no município de Mineiros - GO**. 2015. 242 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.
- OBALUM, S. E.; CHIBUIKE, G.U.; PETH, S.; OUYANG, Y. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 4, p.1-19, 21 mar. 2017.
- OLIVEIRA, A. M.; FARIAS, V.; COELHO, R.C.S.; RODRIGUES, L.G; MIRANDA, P. R. A. Potencial espeleológico da Reserva Extrativista Recanto das Araras – RESEX em São Domingos - GO. In: RASTEIRO, M.A.; SALLUN FILHO, W. (orgs.) CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA, 33, 2015. Eldorado. **Anais**. Campinas: SBE, 2015. p.413-421.
- OLIVEIRA, S. N.; JÚNIOR, O. A. C.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F.; MCMANUS, C. M. Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 17, n. 2, p.411-423, 2016.
- OLIVEIRA, S. N.; JÚNIOR, O. A. C.; GOMES, R. A. T.; RENATO FONTES GUIMARÃES, R. F.; MCMANUS, C. M. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy**, v. 61, p.40-52, 2017.

- OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p.101-115, 2017.
- PACHECO, A. A.; NEVES, A. C. O.; FERNANDES, G. W. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018.
- PÁDUA, M. T. J. Do sistema nacional de unidades de conservação. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. (Org.). **Dez anos do sistema nacional de unidades de conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: MMA, 2011. p. 21-36.
- PAL, S. C.; SHIT, M. Application of RUSLE model for soil loss estimation of Jaipanda watershed, West Bengal. **Spatial Information Research**, v. 25, n. 3, p. 399 - 409, 2017.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38–50, nov. 2015a.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ZANDEN, E. H. V. D.; POESEN, J.; ALEWELL, C. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 51, p. 23-34, ago. 2015b.
- PANAGOS, P.; KATSOYIANNIS, A. Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. **Environmental Research**, v. 172, p. 470–474, maio 2019.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; ROBINSON, D. FAO calls for actions to reduce global soil erosion. **Mitigation And Adaptation Strategies For Global Change**, [S.L.], v. 25, n. 5, p. 789-790, 4 nov. 2019
- PANDITHARATHNE, D. L. D. et al. Application of Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle) Model to Assess Soil Erosion in “Kalu Ganga” River Basin in Sri Lanka. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2019, p. 1–15, 1 dez. 2019.
- PANG, D.; WANG, G.; LIU, Y., CAO, J.; WAN, L.; WU, X.; ZHOU, J. The Impacts of Vegetation Types and Soil Properties on Soil Microbial Activity and Metabolic Diversity in Subtropical Forests. **Forests**, [s.l.], v. 10, n. 6, p.1-16, 11 jun. 2019.
- PANTELI, C.; KYLILI, A.; FOKAIDES, P. A. Building information modelling applications in smart buildings: from design to commissioning and beyond a critical review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 265, p. 121766-121779, ago. 2020.
- PARISE, M.; GABROVSEK, F.; KAUFMANN, G.; RAVBAR, N. Recent advances in karst research: from theory to fieldwork and applications. **Geological Society, London, Special Publications**, v. 466, n. 1, p.1-24, 2018.
- PAULA, C. C. P. **Dinâmica e diversidade das comunidades microbianas em cavernas tropicais do Brasil Central**. 2018. 151 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.
- PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, p. 71-82, 2011.

- PENNINGTON, R. T.; LEHMANN, C. E. R.; ROWLAND, L. M. Tropical savannas and dry forests. **Current Biology**, v. 28, n. 9, p.541-545, 2018.
- PEREIRA, L. S. RODRIGUES, A. M.; JORGE, M. C. O.; GUERRA, A. J. T.; FULLEN, M. A. Processos hidro-erosivos em solos degradados em relevo de baixa declividade. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, n. 2, p. 299-316, 2016
- PERRET, J. F. Synthèse des réseaux explorés par notre collectif sur le karst de São Domingos, Etat de Goiás. **Spelunca**, n. 92, p. 20-30, 2003.
- PETTERSSSEN, S. **Introducción a la meteorología**. Madrid: Espasa-Calpe, S.A., 1976.
- PERREAULT, L. M.; YAGER, E. M.; AALTO, R. Effects of gradient, distance, curvature and aspect on steep burned and unburned hillslope soil erosion and deposition. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, n. 7, p. 1033–1048, 15 jun. 2017.
- PERRON, J. T. Climate and the Pace of Erosional Landscape Evolution. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, [s.l.], v. 45, n. 1, p.561-591, 30 ago. 2017.
- PINA, J. H. A. **Bacias hidrográficas e unidades de conservação no Brasil: um estudo sobre as dificuldades e perspectivas para uma gestão integrada**. 2016. 162 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.
- PINDYCK, R. S. The Use and Misuse of Models for Climate Policy. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 11, n. 1, p. 100–114, 1 jan. 2017.
- POESEN, J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, n. 1, p. 64–84, jan. 2018.
- PONCIANO, T. A. **Dinâmica da estrutura da paisagem da microrregião do Vão do Paranã (GO)**. 2017. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.
- POPE, G. A. Overview of Weathering and Soils Geomorphology. In: SHRODER. J. F. **Treatise on Geomorphology**, San Diego: Academic Press, 2013. p.1-11,
- PRICHARD, S. J.; STEVENS-RUMANN, C. S.; HESSBURG, P. F. Tamm Review: Shifting global fire regimes: Lessons from reburns and research needs. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 217–233, jul. 2017
- RAMEZANPOUR, H.; ESMAEILNEJAD, L.; AKBARZADEH, A. Influence of soil physical and mineralogical properties on erosion variations in Marlylands of Southern Guilan Province, Iran. **International Journal of Physical Sciences**, [s.l.], v. 5, p.365-378, 2010.
- RANGEL, L.; JORGE, M. C; GUERRA, A. J. T.; FULLEN, M. Soil Erosion and Land Degradation on Trail Systems in Mountainous Areas: Two Case Studies from South-East Brazil. **Soil Systems**, [s.l.], v. 3, n. 3, p.56-70, 25 ago. 2019.
- RAUSCH, L. L.; HOLLY, K.; GIBBS, H. K.; SCHELLY, I.; JUNIOR, A. B.; DOUGLAS, C.; MORTON, D. C.; FILHO, A. C.; STRASSBURG, B.; WALKER, N.; NOOJIPADY, P.; BARRETO, P.; MEYER, D. Soy expansion in Brazil's Cerrado. **Conservation Letters**, p.1-10, 2019.
- REIS, H. L. S.; SUSS, J. F. Mixed carbonate–siliciclastic sedimentation in forebulge grabens: An example from the Ediacaran Bambuí Group, São Francisco Basin, Brazil. **Sedimentary Geology**, [s.l.], v. 339, p.83-103, jun. 2016.
- REIS, H. L.S.; SUSS, J. F.; FONSECA, R. C.S.; ALKMIM, F. F. Ediacaran forebulge grabens of the southern São Francisco basin, SE Brazil: craton interior dynamics during west

gondwana assembly: Craton interior dynamics during West Gondwana assembly. **Precambrian Research**, [s.l.], v. 302, p. 150-170, nov. 2017.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. I. RUSLE: Revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, n. 1, p. 30–33, 1 jan. 1991.

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)**. Washington: Department of Agriculture Handbook, 1997.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Brasília, Embrapa Cerrados. 1998. p. 87 - 166.

RIDDICK, A.; HUGHES, A.; KESSLER, H.; GILES, J. Introduction to integrated environmental modelling to solve real world problems: methods, vision and challenges. **Geological Society, London, Special Publications**, [S.L.], v. 408, n. 1, p. 1-5, 30 set. 2016.

RIENZI, E. A.; FOX, J. F.; GROVE, J. H.; MATOCHA, C. J. Interrill erosion in soils with different land uses: The kinetic energy wetting effect on temporal particle size distribution. **Catena**, [s.l.], v. 107, p.130-138, ago. 2013.

ROBINSON, D. A.; SEATON, F.; SHARPS, K.; THOMAS, A.; ROBERTS, F. P.; PLOEG, M. V.; JONES, L.; STOLTE, J.; BELLACASA, M. P.; HARRISON, P.; AND EMMETT, B. Soil Resources, the Delivery of Ecosystem Services and Value. **Oxford Research Encyclopedia Of Environmental Science**, p.1-43, 2017.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental de bacias hidrográficas desde a visão da geoecologia da paisagem. In: FIGUEIRÓ, A. S.; FOLETO, E (org.). **Diálogos em geografia física**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 2011.

ROSA, L. E. **Interfaces entre unidades de conservação e bacias hidrográficas na região de Terra Ronca**. 2016. 146 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.

ROSA, L. E.; NUNES, E. D.; CHEREM, L. F. S. Indicadores naturais e antrópicos da dinâmica dos movimentos de massa do município de Posse (GO). **Ateliê Geográfico**, v. 11, n. 1, p. 127-141, 2017.

ROSMAN, P. C. C. Fundamentos do processo de modelagem. In: SILVA, R. C. V. **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2001. p. 7-16.

ROWLEY, M. C.; GRAND, S.; ADATTE, T.; VERRECCHIA, E. P. A cascading influence of calcium carbonate on the biogeochemistry and pedogenic trajectories of subalpine soils, Switzerland. **Geoderma**, [s.l.], v. 361, p.1-12, mar. 2020.

RUBIRA, F. G.; BARREIROS, A. M.; VILLELA, F. N.J.; PEREZ FILHO, A. Sistemas pedogeomorfológicos na interpretação da evolução de paisagens quaternárias em climas tropicais úmidos. **Mercator**, Fortaleza, v. 18, p.1-16, 2019.

RUSLI, N.; MAJID, M. R.; YUSOP, Z.; TAN, M. L.; HASHIM, S.; BOHARI, S. N. Integrating manual calibration and auto-calibration of SWAT model in Muar Watershed, Johor. **2016 7Th Ieee Control And System Graduate Research Colloquium (Icsgre)**, [S.L.], p. 197-202, ago. 2016.

- SADEGHI, S.H.R.; GHOLAMI, L.; DARVISHAN, A. K.; SAEIDI, P. A review of the application of the MUSLE model worldwide. **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 59, n. 2, p. 365-375, 20 fev. 2014.
- SALGADO, A. A. R.; ASSIS, W. L.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P.; CARMO, F. F.; SORDI, M. M.; OLIVEIRA, F. S. Semi-humid: the landscape of central brazil. In: SALGADO, A. A. R.; SANTOS L. J. C.; PAISANI, J. C. **The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape**, [s.l.]: Springer. p. 93-117, 2019.
- SALUMBO, A.M. O. A Review of Soil Erosion Estimation Methods. **Agricultural Sciences**, [S.L.], v. 11, n. 08, p. 667-691, 2020.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental, conceitos e métodos**. 2ª edição. Editora Oficina de Textos. São Paulo: 2013.
- SANCHEZ, E. A. M. **Microbialitos e microfósseis da Formação Sete Lagoas, Neoproterozóico, Brasil: implicações geomicrobiológicas em um contexto de mudanças climáticas e evolutivas**. 2015. 298 f. (Tese de Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.
- SANCHEZ, E. A. M.; FAIRCHILD, T. R. Reavaliação de fósseis do Grupo Bambuí: implicações paleobiológicas para o neoproterozoico tardio do Brasil. **Geonomos**, p.1-11, 2018.
- SANTANA, V. V.; SANTOS, P.R.; BARBOSA, M. V. Contribuições do Plano de Manejo e do Conselho Gestor em Unidades de Conservação. **Meio Ambiente (Brasil)**, [S.L.], v. 2, n. 2, p. 18-29, 2020.
- SANTOS, L.; SRINIVASAN, V. S. Modelagem hidrossedimentológica no Semi-Árido Paraibano utilizando o modelo WEPP e o efeito de escala sobre os seus parâmetros. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre/RS, v.17, n.01, p.53-63, 2012.
- SANTOS, D. M.; SANCHEZ, E. A. M.; SANTUCCI, R. M. Morphological and petrographic analysis of newly identified stromatolitic occurrences in the Lagoa do Jacaré Formation, Bambuí Group, State of Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 21, n. 3, p.195-207, 2018a.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5ª edição revista e ampliada ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018b.
- SANTOS, F. M.; OLIVEIRA, R. P.; MAUAD, F. F. Evaluating a parsimonious watershed model versus SWAT to estimate streamflow, soil loss and river contamination in two case studies in Tietê river basin, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 29, p. 100685, jun. 2020.
- SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA; J. C.; FELFILI, J. M. **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- SCHLÜTER, M.; MÜLLER, B.; FRANK, K. The potential of models and modeling for social-ecological systems research: the reference frame models. **Ecology And Society**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 1-12, 2019.
- SCHWILCH, G.; BERNETA, L.; FLESKENS, L.; GIANNAKIS, E.; LEVENTON, J.; MARAÑÓNE, T.; MILLS, J.; SHORT, C.; STOLTEG, J.; DELDENH, H.; VERZANDVOORTI, S. Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats: A proposed framework. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 67, p.586-597, ago. 2016.

SENSOY, H; KARA, O. Slope shape effect on runoff and soil erosion under natural rainfall conditions. **Iforest - Biogeosciences And Forestry**, [s.l.], v. 7, n. 2, p.110-114, 2 abr. 2014.

SHAH, M. I. Hydrological Modeling with Soil and Water Assessment Tool (SWAT): An Overview. **International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology**, v. 8, n. 1, p. 175–179, 31 jan. 2019.

SHANSHAN, W.; BAOYANG, S.; CHAODONG, L.; ZHANBIN, L.; BO, M. Runoff and Soil Erosion on Slope Cropland: a review. **Journal Of Resources And Ecology**, [S.L.], v. 9, n. 5, p. 461-470, set. 2018.

SHARMA, S.; BLAGRAVE, K.; MAGNUSON, J. J.; O'REILLY, C. M.; OLIVER, S.; BATT, R. D.; MAGEE, M. R.; STRAILE, D.; WEYHENMEYER, G. A.; WINSLOW, L.; WOOLWAY, R. J. Widespread loss of lake ice around the Northern Hemisphere in a warming world. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 3, p. 227–231, mar. 2019.

SHUMAN, B. Patterns, processes, and impacts of abrupt climate change in a warm world: the past 11,700 years. **WIREs Climate Change**, v. 3, n. 1, p. 19–43, 2012.

SIAL, A. N.; DARDENNE, M. A.; MISI, A.; PEDREIRA, A. J.; GAUCHER, C.; FERREIRA, V. P.; SILVA FILHO, M.A.; UHLEIN, A.; PEDROSA-SOARES, A. C.; SANTOS, R.V. The São Francisco Palaeocontinent. In: GAUCHER, C.; SIAL, A. N.; HALVERSON, G. P.; FRIMMEL, H. E. **Neoproterozoic-Cambrian tectonics, global change and evolution: a focus on South Western Gondwana**. Amsterdam: Elsevier, 2010. p. 31-69.

SIDDIQUE, M. N. A.; SULTANA, J.; ABDULLAH, J. Aggregate Stability: An Indicator of Quality and Resistivity of Arable Soil. **Asian Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [s.l.], v. 1, n. 2, p.1-7, 2017.

SILVA, F.A.M.; ASSAD, E.D.; STEINKE, E. T. Clima do Bioma Cerrado. In: ALBUQUERQUE, A. C. S.; SILVA, A. G. G. **Agricultura Tropical: Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 93-148.

SKIDMORE, A. **Environmental Modelling with GIS and Remote Sensing**. 1. ed. London: CRC Press, 2017.

SONG, X.; ZHANG, J.; ZHAN, C.; XUAN, Y.; YE, M.; XU, C. Global sensitivity analysis in hydrological modeling: review of concepts, methods, theoretical framework, and applications. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 523, p. 739-757, abr. 2015.

SOTERRONI, A. C.; FERNANDO M. RAMOS, F. M.; MOSNIER, A.; FARGIONE, J.; ANDRADE, P. R.; BAUMGARTEN, L.; PIRKER, J.; OBERSTEINER, M.; KRAXNER, F.; CÂMARA, G.; CARVALHO, A. X. Y.; POLASKY, S. Expanding the Soy Moratorium to Brazil's Cerrado. **Science Advances**, [s.l.], v. 5, n. 7, p.1-9, jul. 2019.

SOUZA, J. O. Dos sistemas ambientais ao sistema fluvial - uma revisão de conceitos. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 46, p. 224–233, 2013.

SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M.N.; MUSTARD, J.F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p.3405-3413, 2016.

SPERLING, E. A.; FRIEDER, C. A.; RAMAN, A. V.; GIRGUIS, P. R.; LEVIN, L. A.; KNOLL, A. H. Oxygen, ecology, and the Cambrian radiation of animals. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 110, n. 33, p. 13446-13451, 29 jul. 2013.

- STEVAUX, J.; LATRUBESSE, E. M. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.
- STEFFEN, W.; BROADGATE, W.; DEUTSCH, L.; GAFFNEY, O.; LUDWIG, C. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration: **The Anthropocene Review**, v. 2, n. 1, p. 81–98, abr. 2015.
- STOESSEL, F.; SONDEREGGER, T.; BAYER, P.; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of soil compaction in Life Cycle Assessment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 630, p. 913-921, jul. 2018.
- SUN, Z.; DI, L.; GAIGALAS, J. SUIIS: Simplify the use of geospatial web services in environmental modelling. **Environmental Modelling & Software**, v. 119, p. 228–241, 2019.
- SUN, Y.; ZHANG, Y.; LI, S.; ZHANG, N.; WANG, J. Research Progress on Soil and Water Loss and Soil and Water Conservation in Karst Areas. **E3S Web of Conferences**, v. 145, p. 1 - 4, 2020.
- TAN, M. L.; GASSMAN, P. W.; YANG, X.; HAYWOOD, J. A review of SWAT applications, performance and future needs for simulation of hydro-climatic extremes. **Advances In Water Resources**, [S.L.], v. 143, p. 103662-103673, set. 2020.
- TAYE, G.; VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; VAN WESEMAEL, B.; TESFAYE, S.; TEKA, D.; NYSSSEN, J.; DECKERS, J.; HAREGEWEYN, N. Determining RUSLE P- and C-factors for stone bunds and trenches in rangeland and cropland, North Ethiopia. **Land Degradation & Development**, [S.L.], v. 29, n. 3, p. 812-824, 20 out. 2017.
- THOMAZ, S. M.; BARBOSA, L. G.; DUARTE, M. C. S.; PANOSSO, R. Opinion: the future of nature conservation in brazil. **Inland Waters**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 295-303, 2 abr. 2020.
- THOMPSON, S. A. **Hydrology for water management**. Rotterdam: Balkema, 1999.
- TOTSCHKE, K. U.; AMELUNG, W.; GERZABEK, M. H.; GUGGENBERGER, G.; KLUMPP, E.; KNIEF, C.; LEHNDORFF, E.; MIKUTTA, R.; PETH, S.; PRECHTEL, A.; RAY, N.; KOGEL-KNABNER, I. Microaggregates in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, [s.l.], v. 181, n. 1, p.104-136, 11 ago. 2017.
- TOZZO, R. A.; MARCHI, E. C. Unidades de conservação no Brasil: uma visão conceitual, histórica e legislativa / Storage units in Brazil: a conceptual, historical and legislative vision. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 7, n. 3, p. 508–523, 17 dez. 2014.
- TRINDADE, A. L. F.; OLIBEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1918–1928, dez. 2016.
- TRIPATHY, B.; RAHA, S. Formation Of Soil. **Thematics Journal Of Geography**, [s.l.], v. 8, p.144-150, 2019.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH-Edusp, 1993.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998.
- TUCKER, G. E. Landscape Evolution. In: SCHUBERT, G. **Treatise on Geophysics**. Boulder: Elsevier, 2015. p. 3-77.
- TUO, Y.; MARCOLINI, G.; DISSE, M.; CHIOGNA, G. Calibration of snow parameters in SWAT: comparison of three approaches in the upper adige river basin (Italy). **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 63, n. 4, p. 657-678, 8 mar. 2018.

TURNER, M. G.; CALDER, W. J.; CUMMING, G. S.; HUGHES, T. P.; JENTSCH, A.; LADEAU, S. L.; LENTON, T. M.; SHUMAN, B. N.; TURETSKY, M. R.; RATAJCAZ, Z.; WILLIAMS, J. W.; WILLIAMS, A. P.; CARPENTER, S. Climate change, ecosystems and abrupt change: science priorities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, p. 20190105, 16 mar. 2020.

UHLEIN, A.; FONSECA, M. A.; SEER, H. J.; DARDENNE, M. A. Tectônica da Faixa de Dobramentos Brasília – setores setentrional e meridional. **Geonomos**, p.1-14, 1 dez. 2012.

UHLEIN, G. J.; UHLEIN, A.; STEVENSON, R.; HALVERSON, G. P.; CAXITO, F. A.; COX, G. M. Early to late Ediacaran conglomeratic wedges from a complete foreland basin cycle in the southwest São Francisco Craton, Bambuí Group, Brazil. **Precambrian Research**, v. 299, p.101-116, 2017.

ULLAH, S.; ALI, M.; IGBAL, M.; JAVID, M.; IMRAN, M. Geospatial assessment of soil erosion intensity and sediment yield: a case study of Potohar Region, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 19, p. 705, out. 2018.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERDÀ, A. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. **Science of The Total Environment**, v. 583, p. 382–392, abr. 2017.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, [S.L.], v. 30, n. 9-10, p. 1043-1053, nov. 2004.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, n. 1–4, p. 10–23, jun. 2006.

VERESS, M. Karst Types and Their Karstification. **Journal Of Earth Science**, [S.L.], v. 31, n. 3, p. 621-634, jun. 2020

VEYLON, G.; GHESTEM M, STOKES A, BERNARD, A. Quantification of mechanical and hydric components of soil reinforcement by plant roots. **Canadian Geotechnical Journal**, [s.l.], v. 52, n. 11, p.1839-1849, nov. 2015.

WAELE, J. D. Karst Processes and Landforms. In: RICHARDSON, D.; CASTREE, N.; GOODCHILD, M. F.; KOBAYASHI, A.; LIU, W.; MARSTON, R. A. **International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology**. Oxford, UK: John Wiley & Sons, 2017. p. 1–13.

WANG, L.; SHI, Z.H. Size Selectivity of Eroded Sediment Associated with Soil Texture on Steep Slopes. **Soil Science Society of America Journal**, [s.l.], v. 79, n. 3, p.917-929, 2015.

WANG, R.; ZHANG, S.; YANG, J.; PU, L.; YANG, C.; YU, L.; CHANG, L.; BU, K. Integrated Use of GCM, RS, and GIS for the Assessment of Hillslope and Gully Erosion in the Mushi River Sub-Catchment, Northeast China. **Sustainability**, v. 8, n. 4, p. 1 – 20, 2016.

WANG, Y.; JIANG, R.; XIE, J.; ZHAO, Y.; YAN, D.; YANG, S. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: A Systemic Review. **Journal of Coastal Research**, v. 93, n. sp1, p. 22, 23 set. 2019.

WEI, W.; CHEN, D.; WANG, L.; DARYANTO, S.; CHEN, L.; YU, Y.; LU, Y.; SUN, G.; FENG, T. Global synthesis of the classifications, distributions, benefits and issues of terracing. **Earth-Science Reviews**, v. 159, p. 388–403, ago. 2016.

- WESSELING, C. G.; KARSSENBERG, D. J.; A BURROUGH, P.; VAN DEURSEN, W. P. A. Integrating dynamic environmental models in GIS: the development of a dynamic modelling language. **Transactions In Gis**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 40-48, jan. 1996.
- WIDÉN, J.; MUNKHAMMAR, J. **Solar Radiation Theory**. Uppsala: Uppsala University, 2019.
- 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.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning**. Washington: Department of Agriculture.,USA, 1978.
- WILLIAMS, J.R. Flood Routing with varying travel time or variable storage coefficients. **Transactions of the American Society Agricultural Engineers**. v.12, p.100-103. 1969.
- WILLGOOSE, G. **Principles of Soilscape and Landscape Evolution**. Cambridge: Cambridge University Press, 2018. 334 p.
- WILPISZESKI, R. L.; AUFRECHT, J. A.; RETTERER, S. T.; SULLIVAN, M. B.; GRAHAM, D. E.; PIERCE, E. M.; ZABLOCKI, O. D.; PALUMBO, A. V.; ELIAS, D. A. Soil Aggregate Microbial Communities: Towards Understanding Microbiome Interactions at Biologically Relevant Scales. **Applied and Environmental Microbiology**, [s.l.], v. 85, n. 14, p.1-18, 10 maio 2019.
- XIAO, L.; YANG, X.; CAI, H. The Indirect Roles of Roads in Soil Erosion Evolution in Jiangxi Province, China: a large-scale perspective: A Large-Scale Perspective. **Sustainability**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 1-13, 18 jan. 2017.
- XIONG, M.; SUN, R.; CHEN, L. Effects of soil conservation techniques on water erosion control: A global analysis. **Science of The Total Environment**, v. 645, p. 753–760, 2018.
- XIONG, M.; SUN, R.; CHEN, L. A global comparison of soil erosion associated with land use and climate type. **Geoderma**, [S.L.], v. 343, p. 31-39, jun. 2019.
- WOHL, E.; BARROS, A.; BRUNSELL, N.; CHAPPELL, N. A.; COE, M.; GIAMBELLUCA, T.; GOLDSMITH, S.; HARMON, R.; HENDRICKX, J. M. H.; JUVIK, J. The hydrology of the humid tropics. **Nature Climate Change**, [S.L.], v. 2, n. 9, p. 655-662, 15 jul. 2012.
- XU, T.; WENG, B.; YAN, D.; WANG, K., LI, X.; BI, W.; LI, M.; CHENG, X.; LIU, Y. Wetlands of International Importance: Status, Threats, and Future Protection. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s.l.], v. 16, n. 10, p.1-23, 22 maio 2019.
- YAN, H.; WANG, L.; WANG. T. W.; WANG, Z.; SHI, Z. H. A synthesized approach for estimating the C-factor of RUSLE for a mixed-landscape watershed: A case study in the Gongshui watershed, southern China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 301, p. 1 - 13, out. 2020.
- YANG, X.; ZHANG, X.; LV, D.; YIN, S.; ZHANG, M.; ZHU, Q.; YU, Q.; LIU, B. Remote sensing estimation of the soil erosion cover-management factor for China's Loess Plateau. **Land Degradation & Development**, v. 31, n. 15, p. 1942–1955, set. 2020.
- YAO, H.; SHI, C.; SHAO, W.; BAI, J.; YANG, H. Changes and influencing factors of the sediment load in the Xiliugou basin of the upper Yellow River, China. **CATENA**, v. 142, p. 1–10, jul. 2016.

- YONK, R. M.; LOFTHOUSE, J. K. A review on the manufacturing of a national icon: Institutions and incentives in the management of Yellowstone National Park. **International Journal of Geoh Heritage and Parks**, v. 8, n. 2, p. 87–95, jun. 2020.
- YOUNOS, T.; SCHREIBER, M.; KOSIČ FICCO, K. **Karst Water Environment: Advances in Research, Management and Policy**. Cham: Springer International Publishing, 2019.
- ZADEH, F. K.; NOSSENT, J.; SARRAZIN, F.; PIANOSI, F.; VAN GRIENSVEN, A.; WAGENER, T.; BAUWENS, W. Comparison of variance-based and moment-independent global sensitivity analysis approaches by application to the SWAT model. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 91, p. 210-222, maio 2017.
- ZANATTO, V. G. **Avaliação da efetividade de gestão de três unidades de conservação do nordeste goiano**. 2018. 155 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- ZANATTO, V.; STEINKE, V.; VIEIRA, A. Impactos do geoturismo na caverna Terra Ronca, Goiás, Brasil. **Got - Journal Of Geography And Spatial Planning**, n. 16, p.391-414, 2019.
- ZANIN, P. R.; BONUMÁ, N. B.; CORSEUIL, C. W. Modelagem hidrossedimentológica com o SWAT usando calibração multilocal em bacias embutidas com reservatórios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre/RS, v.23, n.54, p.1-26, 2018.
- ZANCOPE, M. H. C.; MOMOLI, R. S.; BAYER, M. **Movimentos de massa nas nascentes do Rio São Vicente, Parque Estadual de Terra Ronca**. Relatório Técnico: UFG/IESA/LABOGEF, 2013.
- ZENG, C.; WANG, S.; BAI, X. LI, Y.; TIAN, Y.; LI, Y.; WU, L.; LUO, G. Soil erosion evolution and spatial correlation analysis in a typical karst geomorphology using RUSLE with GIS. **Solid Earth**, v. 8, n. 4, p. 721–736, 3 jul. 2017.
- ZHANG, W.;ZHANG, Z.; LIU, F.; QIAO, Z.; HU, S. **Estimation of the USLE cover and management factor C using satellite remote sensing: A review**. 2011 19th International Conference on Geoinformatics. **Anais...** In: 2011 19TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEOINFORMATICS. jun. 2011.
- ZHANG, X. C. J.; WANG, Z. L. Interrill soil erosion processes on steep slopes. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 652–664, maio 2017.
- ZHANG, H.; WEI, J.; YANG, O.; BAARTMAN, J. E.M.; GAI, L.; YANG, X.; LI, S.; YU, J.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma**, [S.L.], v. 308, p. 36-45, dez. 2017.
- ZHANG, X. F.; YAN, H. C.; YUE, Y.; XU, Q. X. Quantifying natural and anthropogenic impacts on runoff and sediment load: An investigation on the middle and lower reaches of the Jinsha River Basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 25, p.1-19, 2019a.
- ZHANG, Y. Y.; WU, W.; LIU, H. Factors affecting variations of soil pH in different horizons in hilly regions. **Plos One**, [s.l.], v. 14, n. 6, p.1-13, 19 jun. 2019b
- ZINN, Y. L.; LAL, R. Principles of soil management in neotropical Savannas. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (org.) **Principles of Sustainable Soil Management in Agroecosystems**, Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 57- 83.