

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

APLICAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO SWAT NA
MICROBACIA DO RIBEIRÃO FERRO-CARVÃO, MG

Polyana Pereira
Engenheira Agrícola

2023

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**APLICAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO SWAT NA
MICROBACIA DO RIBEIRÃO FERRO-CARVÃO, MG**

Polyana Pereira

Orientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Coorientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

2023

P436a Pereira, Polyana
Aplicação do modelo hidrológico SWAT na microbacia do ribeirão
Ferro-Carvão, MG / Polyana Pereira. -- Jaboticabal, 2023
90 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra
Coorientador: Fernando Antônio Leal Pacheco

1. Bacias hidrográficas. 2. Ciclo hidrológico. 3. Balanço hidrológico.
4. Geomorfologia ambiental. 5. Mapas de zoneamento. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: APLICAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO SWAT NA MICROBACIA DO RIBEIRÃO FERRO-CARVÃO, MG

AUTORA: POLYANA PEREIRA

ORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

COORIENTADOR: FERNANDO ANTÔNIO LEAL PACHECO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Agronomia (Ciência do Solo), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. FERNANDO ANTÔNIO LEAL PACHECO (Participação Virtual)
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD) / Vila Real/Portugal

Profa. Dra. ADRIANA MONTEIRO DA COSTA (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Adriana Monteiro
da
Costa:02793480614
Data: 2023.07.07 16:54:15
-0100

Prof. Dr. ALEXANDRE BARCELLOS DALRI (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas DECEX / FCAV UNESP Jaboticabal

Jaboticabal, 07 de julho de 2023

DADOS CURRÍCULARES DO AUTOR

POLYANA PEREIRA – Natural de Campinas, nascida em 19 de abril de 1992, formou-se em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras (UFLA) no ano de 2021. Mestre do programa de pós-graduação em Agronomia, Ciência do Solo com linha de pesquisa e participação em projetos dedicados à análise dos impactos causados por rejeitos em situações de rompimento de barragens. Durante a graduação, desempenhou o papel de monitora na disciplina de Cálculo I do Departamento de Ciências Exatas. Sob orientação do professor Dr. João José Marques, trabalhou na iniciação científica (bolsas FAPEMIG e CNPq) em projetos de mapeamento digital de solos, fertilidade do solo e efeitos tóxicos de elementos traços (Hg e Pb) com procedimentos analíticos em diversos laboratórios. Contribuiu significativamente para o desenvolvimento do aplicativo JM Ground, dedicado ao mapeamento digital dos solos da Bacia do Alto Rio Grande, disponível na plataforma Android. Sob orientação da professora Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra, trabalha no projeto de análise dos impactos de rejeitos em rompimentos de barragens com modelagem SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).

Apoio Financeiro

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Não é na ciência que está a felicidade, mas na aquisição da ciência”.

Edgar Allan Poe

Dedico,

A Olívia,

minha parceira, minha amiga e minha filha.

A minha mãe Maria Nadilce e minha avó Aracy.

SUMÁRIO

RESUMO.....	i
ABSTRACT	ii
CAPÍTULO 1 – Considerações gerais.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
2.1. Bacias Hidrográficas	12
2.2. Balanço Hídrico	14
2.3. Modelos Hidrológicos	16
2.4. O Modelo SWAT	18
2.5. O rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Minas Gerais.....	20
CAPÍTULO 2 – Zoneamento geomorfológico de risco em bacias hidrográficas: análise das alteração ocorridas no uso do solo pós-rompimento da barragem de rejeitos na microbacia do Ferro-Carvão, Brumadinho – MG.....	28
CAPÍTULO 3 – Aplicação do modelo hidrológico SWAT na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG.	64

Aplicação do modelo hidrológico SWAT na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

RESUMO

O impacto humano no clima durante séculos tem desempenhado um papel importante nas mudanças da paisagem, incluindo aquelas decorrentes da cobertura do solo e variáveis hidrográficas. A avaliação da pressão antropogênica é de fundamental importância na adoção de práticas que visam minimizar a deterioração do solo, uma vez que o uso e ocupação das terras juntamente com as características topográficas e climáticas irão determinar o balanço hídrico e as áreas de vulnerabilidade nas subunidades da bacia hidrográfica. A utilização de bacias hidrográficas como unidade de estudo sobre impactos causados ao solo é de extrema importância, uma vez que constituem unidades de gerenciamento do uso e conservação dos recursos naturais, principalmente com as atuais mudanças associadas ao aumento da erosão do solo e ao transporte de sedimentos e poluentes para os rios. Nesta pesquisa, propõe-se uma metodologia para avaliar de forma quantitativa o estresse hidrológico causado por alterações no uso do solo da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho (MG), com ênfase no estudo de vazões. Como complemento, busca-se compreender a dinâmica geomorfológica da microbacia e determinar o zoneamento de áreas de risco geomorfológico a partir da análise das características morfométricas e de uso do solo. Os resultados obtidos, relacionados aos recursos hídricos e ao uso do solo, poderão servir de subsídio para a elaboração de políticas públicas eficientes de planejamento e gestão dos recursos naturais na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Palavras-chave: bacias hidrográficas, unidade de resposta hidrológica, modelo SWAT.

Application of the SWAT Hydrological Model in the Ferro-Carvão watershed, MG.

ABSTRACT

Human impact on climate over centuries has played an important role in landscape changes, including those due to land cover and hydrographic variables. The assessment of anthropogenic pressure is of fundamental importance in the adoption of practices that aim to minimize soil deterioration, since the land use and the topographical and climatic characteristics will determine the water balance and the areas of vulnerability in the sub-regions of the watershed units. The land use on watersheds, as a unit of study for soil impacts, is of extreme importance, as they constitute units for managing the land use and the conservation of natural resources, especially in current changes associated with increased soil erosion and the transport of sediments and pollutants into rivers. In this research, a methodology is proposed to quantitatively assess the hydrological stress caused by changes in land use in the catchment of Ribeirão Ferro-Carvão, in Brumadinho (MG), with an emphasis on flow studies. In addition, there is an effort to understand the geomorphological dynamics of the micro-watershed and determine the zoning of geomorphological risk areas through the analysis of morphometric and land use characteristics. The results obtained related to water resources and land use can guide the development of efficient public policies for planning and managing natural resources in the Ribeirão Ferro-Carvão micro-watershed.

Keywords: Watersheds, hydrological response unit, SWAT model

CAPÍTULO 1 – Considerações gerais

1. INTRODUÇÃO

Durante a história, a humanidade tem explorado o solo com pouco planejamento, contrariando os princípios de sustentabilidade dos recursos naturais. As desastrosas consequências das atividades humanas levantam preocupações ambientais entre gestores e outras partes interessadas. A compreensão dos impactos ambientais em um ecossistema viabiliza o desenvolvimento e a interpretação de cenários realistas de gestão, bem como o planejamento de estratégias eficazes de mitigação (Martin *et al.*, 2021).

A bacia hidrográfica é uma unidade de estudo essencial para o conhecimento da relação solo-superfície e dos processos relacionados à produção de água e sedimentos. O planejamento do uso do solo em uma bacia hidrográfica influencia o meio ambiente e os valores sociais-econômicos de uma região, uma vez que a atividade humana é intrinsecamente interligada aos sistemas ambientais (Pissarra; Politano; Ferraudo, 2004; Vitousek *et al.*, 1997). Conhecer o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica permite determinar a sua vulnerabilidade ambiental e gerenciar de forma eficiente o manejo dos recursos hídricos.

A compreensão quantitativa do ciclo da água se inicia em 1674, na bacia hidrográfica do rio Sena na França, com medições de precipitação, escoamento, evaporação e até capilaridade (Perrault, 1674, 1996; Kirchner *et al.*, 2017). Desde então, o estudo do balanço hídrico em bacias hidrográficas, onde a variação no armazenamento de água equivale à diferença entre as entradas de precipitação e as saídas de vazão e evapotranspiração, evoluiu para se tornar uma ferramenta essencial nas geociências.

Segundo Blainski, Acosta e Nogueira (2017), os modelos hidrológicos atendem a necessidade de compreensão dos processos hidrossedimentológicos com alto potencial para a simulação de cenários de mudanças climáticas, de alterações do uso do solo e de intervenções antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais. Do ponto de vista agrícola, a simulação hidrológica é uma importante ferramenta para a

avaliação dos impactos produzidos por diferentes usos do solo na quantidade e qualidade da água do recurso hídrico.

A modelagem hidrológica surgiu na década de 40 e, ao longo do tempo, tem sido amplamente utilizada para a compreensão dos fenômenos físicos envolvidos e para prever cenários futuros (Louzada; Ribeiro, 2019; Moraes *et al.*, 2003). Um modelo matemático tem sido definido como um grupo de funções integradas a uma plataforma de simulação, seja este mais simples ou mais complexo. Todavia, possuem graus de simplificação, com o intuito de reduzir necessidades computacionais e acomodar somente uma representação detalhada do processo considerado mais relevante nas suas aplicações (Connolly *et al.*, 1998).

A principal vantagem da aplicação de modelos reside na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes e de forma rápida, muitos deles ainda não explorados em experimentos reais. Outra importante vantagem na utilização da simulação de cenários está associada a seu baixo custo, uma vez que os gastos associados à execução de um programa computacional são consideravelmente menores que os custos relativos à investigação experimental, referentes às pesquisas de campo (Pessoa *et al.*, 1997).

Dentre as diversas opções, o modelo hidrológico *SWAT - Soil and Water Assessment Tool* (Arnold *et al.*, 1998), desenvolvido pelo serviço de pesquisa agrícola dos Estados Unidos, se destaca por possuir interface agradável e acoplada ao sistema de informação geográfica (SIG) e por ser facilmente vinculado a ferramentas de calibração e sensibilidade (Devia *et al.*, 2015; Simões *et al.* 2021). O SWAT é um modelo semidistribuído de simulações contínuas no tempo (anual, mensal, diário e sub-diário) com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subsuperficial, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (Boithias, *et al.*, 2017; Brighenti *et al.*, 2019; Srinivasan; Arnold, 1994).

No Brasil, as pesquisas que envolvem a utilização de modelos hidrológicos distribuídos ainda são limitadas devido a grande quantidade de informações necessárias para descrever a variabilidade espacial e temporal dos sistemas naturais, bem como a falta de dados detalhados relacionados as variáveis de entrada nos modelos (Pessoa *et al.*, 1997). Este trabalho tem como objetivo principal a aplicação

de um modelo para a simulação de dados hidrológicos, com foco especial no estudo de vazões, considerando diferentes cenários de uso e ocupação do solo na microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, localizada no município de Brumadinho, MG.

A microbacia foi severamente impactada pelo rompimento das barragens B1, B4 e B4-A integradas no traçado da mina de minério de ferro Córrego do Feijão, de propriedade da empresa Vale S.A, em 25 de janeiro de 2019. O rompimento da barragem resultou na liberação de aproximadamente 11,7 Mm³ de rejeitos, que se espalharam e soterraram o leito do ribeirão Ferro-Carvão até a sua confluência com o rio Paraopeba, cerca de 10 km a jusante.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica é uma unidade fundamental no trabalho de conservação ambiental, pois nela são encontradas as relações tetraedrais (clima-solos-organismos-aspectos sociais) (Resende *et al.*, 2014). O conceito de bacia hidrográfica envolve um conjunto de superfícies vertentes e uma rede de drenagem composta por canais de escoamento interrelacionados que confluem até resultar em um leito único no seu exutório (Silveira, 2001; Tucci, 2004). Para Souza *et al.* (2002), as bacias hidrográficas são compartimentos naturais e seus componentes coexistem em uma dinâmica e permanente interação, possibilitando assimilar os impactos das interferências antrópicas e as respectivas respostas do ecossistema.

Lima e Zakia (2000) definem as bacias hidrográficas como sistemas naturais abertos e dinâmicos, com trocas constantes de energia e matéria. Para Lima (1986), a bacia hidrográfica pode ser descrita em termos de variáveis com interrelações bem definidas, que oscilam ao longo de um padrão ou de uma média, de forma que qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, não alterará o estado de equilíbrio transacional ou dinâmico. Desta forma, a relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos de uma

bacia hidrográfica possui um papel importante nos processos do ciclo hidrológico (Tonello, 2005).

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (declividade, forma, área, solo, geologia e rede de drenagem), do tipo de cobertura vegetal existente e das ações antrópicas nela desenvolvidas (Goldenfum, 2001; Lima, 1986; Resende *et al.*, 2014). Segundo Villela e Mattos (1975), as características físicas de uma bacia hidrográfica constituem elementos de grande importância para a avaliação de seu comportamento hidrológico, pois o padrão de drenagem é influenciado pela natureza e disposição das camadas rochosas (controle estrutural), pela resistência litológica variável (controle litológico), pelas diferenças de declive e pela evolução geomorfológica da região (Trajano *et al.*, 2012).

Sob o ponto de vista quantitativo, a morfometria é o estudo matemático das formações e configurações da superfície de uma bacia hidrográfica, apresentando-se em parâmetros comumente organizados em três grandes grupos: os que expressam características do relevo, os que indicam características geométricas e os que indicam características da rede de drenagem (Campanharo, 2010; Trajano *et al.*, 2012). Historicamente, os parâmetros morfométricos foram apresentados por Zernitz (1932), Horton (1946), Freitas (1952), Strahler (1952, 1957), Schumm (1956), Tolentino *et al.* (1968), Christofletti (1969, 1970, 1977, 1978, 1980), dentre outros. De acordo com Alves e Castro (2003), a análise combinada de parâmetros morfométricos possibilita a discriminação de áreas homogêneas, oferecendo uma compreensão mais profunda da dinâmica fluvial da bacia hidrográfica, bem como das relações existentes entre ela e os diversos componentes do meio físico e biótico (Faria *et al.*, 2009). A análise morfométrica pode ser utilizada para apontar áreas de maior suscetibilidade a processos erosivos e para a prevenção de eventos hidrometeorológicos, configurando um importante instrumento na gestão de espaços urbanos e rurais (Santos, 2004). Em suma, constituem indicadores das condições dos ecossistemas, desempenhando um papel fundamental na prevenção da degradação desses ambientes (Lindner *et al.*, 2007).

A bacia hidrográfica é frequentemente utilizada como referencial geográfico para a adoção de práticas de planejamento dos recursos naturais (Ross; Prette, 1998).

Segundo Jenkins *et. al.* (1994), é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas, pois possui grande sensibilidade a mudanças no solo (cobertura e práticas de manejo) e a alterações na quantidade e qualidade da água.

No processo de ocupação humana das bacias hidrográficas, a questão ambiental é colocada lado a lado com o desenvolvimento socioeconômico. Para que se consiga uma gestão eficiente dos recursos hídricos, que proporcione uma oferta em custos e qualidade adequados à sociedade, é necessária a discussão sobre a importância e a necessidade de um desenvolvimento harmônico compatibilizado com a proteção ambiental, com ênfase às ações preventivas de combate a degradação ambiental e à inclusão de medidas de disciplinamento do uso do solo (Ross; Prette, 1998). O zoneamento ambiental estabelece um cenário prospectivo de organização do uso do solo em bacias hidrográficas, pois considera-se as reais potencialidades da área, representadas pelos fatores indutores e restritivos à ocupação.

A integração dos conhecimentos existentes sobre clima, solo, vegetação e topografia, é uma necessidade fundamental para a previsão da qualidade e quantidade da água em bacias hidrográficas sob a influência humana. A bacia hidrográfica particiona a água coletada em diferentes caminhos de fluxo (Wagener *et al.*, 2007) Essa partição pode ser expressa formalmente por meio da equação do balanço hídrico, que se manifesta em características ou assinaturas comportamentais da bacia hidrográfica (Jothityangkoon; Sivapalan, 2009; Wagener *et al.*, 2007).

2.2. Balanço Hídrico

O balanço hídrico é um conceito útil utilizado para descrever o fluxo de água para dentro e para fora de um sistema (Sutcliffe, 2004). Em sistemas fechados, a equação do balanço hídrico emprega o princípio da conservação de massa, onde a variação do armazenamento ao longo de um intervalo de tempo específico representa o balanço entre as entradas e saídas de água do volume de controle. Esta abordagem é uma ferramenta essencial em diversas áreas de estudo, permitindo a interação entre os efeitos climáticos, como a precipitação e a evapotranspiração potencial, e os efeitos edáficos, relacionados ao conhecimento do armazenamento de água (Amorim

Neto, 1989). Segundo Pereira *et al.* (1997), são basicamente seis os elementos de entrada para o balanço hídrico (chuva, orvalho, escoamento superficial, drenagem lateral, ascensão capilar e irrigação) e quatro os elementos de saídas (evapo(transpi)ração, escoamento superficial, drenagem lateral e drenagem profunda).

Os processos hidrológicos correspondem as formas de circulação da água no ambiente. Ao quantificar os componentes do balanço hídrico à escala da bacia hidrográfica, pode-se compreender as relações de dependência e a variabilidade da relevância dos processos hidrológicos atuantes e dominantes, bem como as variações temporais e espaciais promovidas por modificações nas características físicas e/ou condições climáticas. De acordo com Woods (2005), os fenômenos hidrológicos possuem variações significativas no tempo e no espaço, que ocorrem de forma natural ou por ação antrópica (desmatamento, mudanças no uso do solo, urbanização etc.).

A quantidade de água que participa do ciclo hidrológico de uma bacia depende do tamanho de sua área, do regime de precipitação e das perdas devidas à evapotranspiração e à infiltração (Christofolletti, 1980). Uma bacia hidrográfica coleta a precipitação que cai sobre sua superfície e particiona a água em duas direções de fluxo: longitudinal (escoamento superficial e subsuperficial) e vertical (infiltração e evaporação). A água não interceptada pela cobertura vegetal ou que não infiltrou no solo, escoam nos caminhos de maior declividade, resultando no escoamento superficial. A água que infiltra no solo se redistribui ao longo do perfil no processo de percolação, podendo atingir regiões profundas e recarregar o lençol freático, constituindo o escoamento subterrâneo, ou formar fluxos laterais subsuperficiais em áreas declivosas. Na evaporação, a água acumulada nas camadas superiores do solo ou retirada pelas raízes e transpirada pelas folhas, retorna à atmosfera (da Silva *et al.*, 2011; Tucci; Clarke, 1997).

Para Mendiando e Tucci (1997), a análise do ciclo hidrológico requer uma investigação detalhada de seus componentes, considerando a dinâmica de sua ocorrência e as características do sistema envolvido. O equilíbrio hídrico de uma bacia hidrográfica pode ser definido calculando a entrada, a saída e as mudanças no armazenamento de água. Segundo Salati *et al.* (1999), o equilíbrio dinâmico do ciclo da água é definido por uma interação contínua da litosfera com a atmosfera e a biosfera. Desta forma, a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos que escoam

pelo canal principal em condições naturais são influenciadas pelo clima e pelas características físicas e biológicas do ecossistema que as compõem.

Tundisi (2003) salienta que, à medida que a economia se torna mais complexa e diversificada, a dependência dos recursos hídricos cresce de tal forma que um ciclo hidrosocial de grande dimensão superpõe-se ao ciclo hidrológico. Este ciclo hidrosocial é uma adaptação do homem às diferentes características do ciclo hidrológico e suas alterações, gerando impactos ecológicos e econômicos. Desta forma, qualquer atividade humana que altere os componentes do balanço hídrico acaba por influir na qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

A fim de investigar a importância das diferentes variáveis hidrológicas em bacias hidrográficas, modelos de balanço hídrico foram desenvolvidos em várias escalas de tempo e em vários graus de complexidade (Xu; Singh, 1998). Compreender o papel das interações entre clima, solo, vegetação e topografia no controle do balanço hídrico de longo prazo é fundamental para a previsão da qualidade e quantidade da água em bacias hidrográficas não calibradas, especialmente sob a influência humana (Jothityangkoon; Sivapalan, 2009; Kutzbach *et al.*, 1998).

2.3. Modelos Hidrológicos

A bacia hidrográfica é um sistema cuja forma, rede de drenagem, solos e vegetação são resultantes de processos adaptativos ecológicos e geomórficos, integrando todos os aspectos do ciclo hidrológico dentro de uma área claramente definida (Sivapalan, 2005; Wagener *et al.*, 2004). Um modelo hidrológico é a representação do balanço hídrico dentro de um determinado volume de controle, de forma que a taxa de variação do armazenamento de água é igual a diferença entre suas taxas de entrada e saída no volume de controle (Maidment, 1996). Segundo Tucci (1998), a modelagem hidrológica é uma ferramenta para a análise do comportamento de bacias hidrográficas, podendo prever situações futuras e simular situações passadas, servindo de subsídio para a tomada de decisão em questões ambientais.

Para Fenicia *et al.* (2011), a arquitetura geral do modelo é uma hipótese chave, pois permite a melhor quantificação da incerteza proveniente do sistema e de seus componentes. As incertezas dos modelos hidrológicos podem surgir em virtude da variabilidade dos parâmetros, da formulação do modelo e das variáveis de entrada (Mendiondo; Tucci, 1997). A quantidade e a qualidade dos dados hidrológicos, a dificuldade de formular matematicamente alguns processos, o desconhecimento do comportamento espacial de parâmetros, a simplificação do comportamento espacial de variáveis e fenômenos e a não linearidade dos processos hidrológicos são limitações básicas apresentadas por modelos hidrológicos (Tucci, 1998).

Modelos hidrológicos lidam com fenômenos contínuos e dinâmicos que, no campo conceitual, são analisados através da simulação do movimento da água e de seus constituintes por meio de equações que representam leis físicas (Mendes, 1996). Desta forma, a partir de um modelo conceitual, idealizado com base nos dados de observação do sistema real, conhecimentos sobre os sistemas ambientais podem ser representados matematicamente, tal como um método para prever o manejo desses ecossistemas ou um meio de testar hipóteses (Beven, 1989; Grayson *et al.*, 1992).

Segundo Chow, Maidment e Mays (1988), os conceitos e suposições de três parâmetros-chave (aleatoriedade, espaço e tempo) classificam os modelos hidrológicos em oito tipos diferentes. Nas práticas atuais de modelagem hidrológica, baseadas em sistemas de informações geográficas (SIG), os modelos determinísticos são amplamente utilizados em função da disponibilidade de vários pacotes de modelagem (Sui; Maggio, 1999). Os modelos determinísticos ou conceituais, comumente conhecidos como modelos chuva-vazão, objetivam a representação do sistema físico natural (processos do ciclo hidrológico), de modo que séries de vazão possam ser fornecidas a partir de dados de entrada, tais como precipitação e evaporação, condições iniciais de umidade do solo, cobertura vegetal, entre outros (Almeida; Serra, 2017).

Acerca da existência de relações espaciais, os modelos podem ser categorizados como concentrados e distribuídos. Nos modelos concentrados, presume-se que a bacia é uma unidade homogênea e, portanto, valores médios representativos são atribuídos a toda a área para cada parâmetro do modelo durante o seu desenvolvimento. Diferentemente, modelos distribuídos permitem que toda a

área seja subdividida em unidades irregulares ou regulares, consideradas como homogêneas, reconhecendo assim a distribuição espacial das variáveis e dos parâmetros em consideração (Almeida; Serra, 2017; Paudel *et al.*, 2011).

Além das duas categorias, existem os modelos semidistribuídos, que discretizam a bacia em subáreas ou subbacias homogêneas, considerando fatores como topografia, características físicas da bacia e a área de drenagem como critérios determinantes (Vilaseca *et al.*, 2023). O modelo *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT) é um dos modelos semidistribuídos mais utilizados internacionalmente, conforme documentado por estudos de revisão anteriores e em uma vasta coleção de literatura, que agora abrange quase 6.000 trabalhos (CARD, 2023).

2.4. O Modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), é um modelo semidistribuído aplicado para simular água, sedimentos e o fluxo químico em bacias hidrográficas, considerando múltiplas condições climáticas, tipos de solo, características do canal, uso do solo e diferentes práticas de manejo agrícola (Arnold *et al.*, 1998). A estrutura do modelo hidrológico SWAT é dividida em 7 componentes: hidrologia, clima, vegetação, solos, uso do solo, geologia e geomorfologia.

O SWAT foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agropecuária (*Agriculture Research Service – ARS*) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) no início da década de 90 (Engel *et al.*, 1993), passando por contínua expansão de suas capacidades e por melhorias em seus módulos (Bieger *et al.*, 2017). O modelo buscava prognosticar o impacto dos diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacia hidrográficas agrícolas (Srinivasan; Arnold, 1994). Sendo um modelo de parâmetros distribuídos e contínuos, os processos são simulados sequencialmente dentro do sistema físico, em um intervalo de tempo, fornecendo séries temporais de saída do modelo (Tim, 1996). Dentre seus pontos fortes, destaca-se a disponibilidade de várias ferramentas de interface e *softwares* que suportam o pré e pós-processamento de dados e a construção, parametrização e calibração de modelos SWAT (Gassman *et al.*, 2014).

O SWAT representa a distribuição espacial das propriedades hidrológicas dividindo, primeiramente, a bacia hidrográfica em sub-bacias. Cada sub-bacia é ainda subdividida utilizando o conceito fundamental de unidade de resposta hidrológica (*Hydrologic Response Units* – HRU), que consiste em áreas homogêneas de combinações distintas de topografia-solo-uso do solo. As simulações para cada HRU são subsequentemente agregadas para a sub-bacia por uma média ponderada, aumentando a precisão das simulações e melhorando a descrição física do balanço de água na bacia (Aloui *et al.*, 2023; Neitsch *et al.*, 2005; Neitsch *et al.*, 2011).

Como uma ferramenta de modelagem interdisciplinar robusta e flexível, capaz de simular uma ampla variedade de hipóteses relacionadas a bacias hidrográficas, sua versatilidade tem sido evidenciada em vários artigos. As aplicações SWAT incluem a simulação da qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas (Zettam *et al.*, 2020), previsão de impactos ambientais do uso do solo, práticas de gestão e mudanças climáticas (Pulighe *et al.*, 2021; Son *et al.*, 2022), prevenção e controle da erosão do solo (Ben Khelifa; Mosbahi, 2021), controle da poluição (De Girolamo; Lo Porto, 2020), gestão regional de bacias hidrográficas (Nkwasa *et al.*, 2022), entre outros.

No SWAT, o balanço hídrico é a força propulsora dos processos físicos simulados na bacia, representado pela equação (1):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_p - Q_s - E_v - P_s - Q_r) \quad \text{Equação (1)}$$

Sendo:

SW_t é a quantidade de água no solo da camada da zona radicular simulada no tempo t (mm);

SW_0 é a quantidade inicial de água no solo no dia i (mm);

t é a duração do ciclo hidrológico simulado (dias);

R_p é a quantidade de água precipitada no dia i (mm);

Q_s é a quantidade do escoamento superficial no dia i (mm);

E_v é a quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm);

P_s é a quantidade de água que percola para a camada inferior no dia i (mm);

Q_r é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i devido ao escoamento subsuperficial (mm).

2.5. O rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Minas Gerais

Em 25 de janeiro de 2019, a microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão foi devastada pelo colapso das barragens B1, B4 e B4-A, que compunham as instalações da mina de minério de ferro Córrego do Feijão, de propriedade da empresa Vale S.A. A barragem B1, construída em 1976 e desativada desde 2016, ocupava 27 ha e armazenava rejeitos do processo de beneficiamento a úmido de minério de ferro. As barragens B4 e B4-A, que armazenavam sedimentos, colapsaram em sequência devido ao rompimento da barragem B1.

A ruptura das barragens desencadeou uma avalanche de lama de volume estimado em 12 milhões de metros cúbicos de rejeito. Além da perda trágica de 272 vidas humanas, o desastre também causou impactos e prejuízos ambientais e socioeconômicos. A enxurrada de lama seguiu o curso do ribeirão Ferro-Carvão até sua confluência com o rio Paraopeba, propagando-se ao longo de centenas de quilômetros, atravessando o território de mais de 20 municípios.

Os rejeitos eram predominantemente compostos por lodo, enquanto os sedimentos naturais consistiam em areia de granulação fina a média. A composição mineralógica dos rejeitos incluía hematita, magnetita e óxido de manganês. Já os sedimentos naturais eram compostos por quartzo, caulinita e hematita (Arcadis, 2020).

O rompimento das barragens da Vale na Mina Córrego do Feijão é amplamente reconhecido como um dos maiores desastres socioambientais da história do Brasil. Seus impactos negativos na economia não se limitaram apenas aos municípios da bacia do Rio Paraopeba, mas também afetaram significativamente o estado de Minas Gerais como um todo. Diversos pesquisadores têm se dedicado ao estudo da modelagem relacionada ao transporte de sedimentos no Rio Paraopeba e em seus afluentes. Essas pesquisas levam em consideração uma série de fatores, como a influência da precipitação, vazão e composição dos rejeitos, além das complexas interações entre o rejeito, o sedimento e a água (Costa *et al.*, 2023; da Silva Souza *et al.*, 2021; Mendes *et al.*, 2022; Pacheco *et al.*, 2023, 2022; Parente *et al.*, 2021; Pissarra *et al.*, 2022; Teramoto *et al.*, 2021; Thompson *et al.*, 2020).

Referências

- ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. **Revista da FAE**, v. 20, n. 1, p. 129-137, 2017.
- ALOUI, S.; MAZZONI, A.; ELOMRI, A.; AOUISSI, J.; BOUFEKANE, A.; ZGHIBI, A. A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) studies of Mediterranean catchments: Applications, feasibility, and future directions. **Journal of Environmental Management**, v. 326, p. 116799, 2023.
- ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio do Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-124, 2003.
- AMORIM NETO, M. da S. **Balanço hídrico segundo Thornthwaite & Mather (1955)**. Petrolina: EMBRAPA-CPATSA, 1989. 18 p. (EMBRAPA-CPATSA. Comunicado técnico, 34)
- ARCADIS. **Caracterização geológica dos testemunhos coletados no rio Paraopeba - MG**. 2020.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- BEN KHÉLIFA, W.; MOSBAHI, M. Modeling of rainfall-runoff process using HEC-HMS model for an urban ungauged watershed in Tunisia. **Modeling Earth Systems and Environment**, p. 1-10, 2021.
- BEVEN, K. Changing ideas in hydrology – The case of physically-based models. **Journal of Hydrology**, v. 105, n. 1-2, p. 157-172, 1989.
- BIEGER, K.; ARNOLD, J. G.; RATHJENS, H.; WHITE, M. J.; BOSCH, D. D.; ALLEN, P. M.; VOLK, M.; SRINIVASAN, R. Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the soil and water assessment tool. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 1, p. 115-130, 2017.
- BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 226-237, 2017.
- BOITHIAS, L.; SAUVAGE, S.; LENICA, A.; ROUX, H.; ABBASPOUR, K.C.; LARNIER, K.; DARTUS, D.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. Simulating flash floods at hourly time-step using the SWAT model. **Water**, v. 9, n. 12, p. 929, 2017.
- BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; SRINIVASAN, R.; CHAFFE, P. L. B. Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: a review. **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 12, p. 1415-1423, 2019.
- CAMPANHARO, W. A. **Diagnostico físico da bacia do rio Santa Maria do Doce - ES**. 2010. 66 p. Monografia (Graduação) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. 2010.

CARD. **SWAT Literature Database for Peer-Reviewed Journal Articles**; Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University: Ames, IA, USA; Available online: https://www.card.iastate.edu/swat_articles/ (accessed on 31 June 2023)

CHOW, V.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology**. McGraw-Hill Education, New York. 1988. 572 p.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfológica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, V. 9, n. 18, p. 35-64, 1969.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas no Planalto de Poços de Caldas**. 1970. 375 p. Tese de Livre Docência – Instituto de Geociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1970.

CHRISTOFOLETTI, A. A mecânica do transporte fluvial. **Geomorfologia**, v. 51, p. 1-42, 1977.

CHRISTOFOLETTI, A. A morfologia de bacias de drenagem. **Notícia Geomorfológica**, v. 18, p. 130-132, 1978.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 1980. 188 p.

CONNOLLY, R. D.; SCHIRMER, J.; DUNN, P. K. A daily rainfall disaggregation model. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 92, n. 2, p. 105-117, 1998.

COSTA, R. C. A.; SANTOS, R. M. B.; FERNANDES, L. F. S.; CARVALHO DE MELO, M.; VALERA, C. A.; VALLE JUNIOR, R. F. do; SILVA, M. M. A. P. de M.; PACHECO, F. A. L.; PISSARRA, T. C. T. Hydrologic response to land use and land cover change scenarios: an example from the Paraopeba River basin based on the SWAT model. **Water** v. 15, n. 8, p. 1451, 2023.

DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SRINIVASAN, V. S. Perdas de água e sedimento em diferentes sistemas de manejo no semiárido da Paraíba. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 10, n. 21, p. 161-170, 2011.

DA SILVA SOUZA, T.; DA SILVA FIGUEIRA BARONE, L.; LACERDA, D.; DOS SANTOS VERGILIO, C.; DE OLIVEIRA, B. C. V.; DE ALMEIDA, M. G.; THOMPSON, F.; DE REZENDE, C. E. Cytogenotoxicity of the water and sediment of the Paraopeba River immediately after the iron ore mining dam disaster (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 775, p. 145193, 2021.

DE GIROLAMO, A. M.; LO PORTO, A. Source apportionment of nutrient loads to a Mediterranean River and potential mitigation measures. **Water**, v. 12, n. 2, p. 577, 2020.

DEVIA, G. K.; GANASRI, B. P; DWARAKISH, G. S. A review on hydrological models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001-1007, 2015.

ENGEL, B. A.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.; REWERTS, C.; BROWN, S. J. Nonpoint source (NPS) pollution modeling using models integrated with geographic information systems (GIS). **Water Science and Technology**, v. 28, n. 3-5, p. 685-690, 1993.

FARIA, M. M.; ZACCHI, R. C.; FERREIRA, E. S. Caracterização morfométrica e biológica da bacia hidrográfica do Córrego Serafim, sub-bacia do rio Paraibuna, Juiz de Fora, MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13, 2009, Viçosa, MG. **[Anais...]** Viçosa, MG: Ed. da Universidade Federal de Viçosa, 13., 2009.

FENICIA, F.; KAVETSKI, D.; SAVENIJE, H. H. G. Elements of a flexible approach for conceptual hydrological modeling: 1. Motivation and theoretical development. **Water Resources Research**, v. 47, n. 11, p. 11510, 2011.

FREITAS, R. O. Textura da drenagem e sua aplicação geomorfológica. **Boletim Paulista de Geografia**, n. 11, p. 53-57, 1952.

GASSMAN, P. W.; SADEGHI, A. M.; SRINIVASAN, R.; GASSMAN, P. W. Applications of the SWAT model special section: overview and Insights. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n. 1, p. 1-8, 2014.

GOLDENFUM, J. A. Pequenas bacias hidrográficas: conceitos básicos. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (ed.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 3-14.

GRAYSON, R. B.; MOORE, I. D.; MCMAHON, T. A. Physically based hydrologic modeling: 1. A terrain-based model for investigative purposes. **Water Resources Research**, v. 28, n. 10, p. 2639-2658, 1992.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, p. 807-813, 1945.

JENKINS, A.; PETERS, N. E.; RODHE, A. Hydrology. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. p. 31-54.

JOTHITYANGKOON, C.; SIVAPALAN, M. Framework for exploration of climatic and landscape controls on catchment water balance, with emphasis on inter-annual variability. **Journal of Hydrology**, v. 371, n. 1-4, p. 154-168, 2009.

KIRCHNER, J. W.; FENG, X.; NEAL, C.; JASECHKO, S. Beyond the water balance. **Nature Geoscience**, v. 10, n. 6, p. 396-396, 2017.

KUTZBACH, J.; GALLIMORE, R.; HARRISON, S.; BEHLING, P.; SELIN, R.; LAARIF, F. Climate and biome simulations for the past 21.000 years. **Quaternary Science Reviews**, v. 17, n. 6-7, p. 473-506, 1998.

LIMA, W. d. P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: Esalq/Depto de Silvicultura. 1986. 242 p.

LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.

LINDNER, E. A.; GOMIG, K.; KOBIYAMA, M. Sensoriamento remoto aplicado à caracterização morfométrica e classificação do uso do solo na bacia rio do Peixe/SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Inpe, 2007. p. 3405-3412.

LOUZADA, V. M.; RIBEIRO, C. B. M. Impacts of land-use change on southeast Amazonia basin streamflow. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.

MAIDMENT, D. R. GIS and hydrologic modeling - An assessment of progress. In: **Third International Conference/ Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling**. Santa Fe, New Mexico: NCGIA. 1996.

MARTIN, J. F.; KALCIC, M. M.; ALOYSIUS, N.; APOSTEL, A. M.; BROOKER, M. R.; EVENSON, G.; KAST, J. B.; KUJAWA, H.; MURUMKAR, A.; BECKER, R.; BOLES, C.; CONFESOR, R.; DAGNEW, A.; GUO, T.; LONG, C. M.; MUENICH, R. L.; SCAVIA, D.; REDDER, T.; ROBERTSON, D. M.; WANG, Y. C. Evaluating management options to reduce Lake Erie algal blooms using an ensemble of watershed models. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111710, 2021.

MENDES, C. A. B. Integração de modelos hidrológicos e sistemas de informações geográficas: fundamentos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS. vol. 1, n. 1 (jan./jun. 1996), p. 47-66, 1996.

MENDES, R. G.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO SILVA, M. M. A. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PINHEIRO FERNANDES, A. C.; PISSARRA, T. C. T.; DE MELOD, M. C.; VALERA, C. A.; PACHECO, F. A. L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 306, p. 119341, 2022.

MENDIONDO, E. M.; TUCCI, C. E. M. Escalas hidrológicas I: conceitos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS. vol. 2, n. 1 (jan./jun. 1997), p. 59-79, 1997.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; GUANDIQUE, M. E.; MILDE, L. C.; GROPPPO, J. D.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 61-70, 2003.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool - User's Manual**. Texas: Agricultural Research Service, Texas Agricultural Experiment Station. 2005. 476 p.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool - Theoretical Documentation**. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Experiment Station. 2010. 604 p.

NKWASA, A.; CHAWANDA, C. J.; VAN GRIENSVEN, A. Regionalization of the SWAT+ model for projecting climate change impacts on sediment yield: An application in the Nile basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 42, p. 101152, 2022.

PACHECO, F. A. L.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO SILVA, M. M. A. P.; PISSARRA, T. C. T.; CARVALHO DE MELO, M.; VALERA, C. A.; SANCHES FERNANDES, L. F. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 809, p. 151157, 2022.

PACHECO, F. A. L.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO SILVA, M. M. A. P.; TARLÉ PISSARRA, T. C.; DE SOUZA ROLIM, G.; DE MELO, M. C.; VALERA, C. A.; MOURA, J. P.; SANCHES FERNANDES, L. F. Geochemistry and contamination of sediments and water in rivers affected by the rupture of tailings dams (Brumadinho, Brazil). **Applied Geochemistry**, v. 152, p. 105644, 2023.

PARENTE, C. E. T.; LINO, A. S.; CARVALHO, G. O.; PIZZOCHERO, A. C.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; FREITAS, M. O.; TEIXEIRA, C.; MOURA, R. L.; FERREIRA FILHO, V. J. M.; MALM, O. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and

seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. **Environmental Research**, v. 193, p. 110526, 2021.

PAUDEL, M.; NELSON, E. J.; DOWNER, C. W.; HOTCHKISS, R. Comparing the capability of distributed and lumped hydrologic models for analyzing the effects of land use change. **Journal of Hydroinformatics**, v. 13, n. 3, p. 461-473, 2011.

PEREIRA, A. R.; VILANOVA, N.; SEDIYAMA, C. G. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183 p.

PERRAULT, P. **De l'origine des fontaines**. Paris, Pierre le Petit; Comité National Français des Sciences Hydrologiques. Commission de Terminologie, Série: Textes Fondateurs de l'Hydrologie, no. 2 (s.p.). 1674-1996. 229 p.

PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI, A. J.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M.A. **Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariúna: Embrapa: CNPMA, 1997. 83 p. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 8)

PISSARRA, T. C. T.; COSTA, R. C. A.; DO VALLE JUNIOR, R. F.; DE MELO SILVA, M. M. A. P.; DA COSTA, A. M.; FERNANDES, L. F. S.; DE MELO, M. C.; VALERA, C. A.; PACHECO, F. A. L. Role of mine tailings in the spatio-temporal distribution of phosphorus in river water: the case of B1 Dam break in Brumadinho. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1572, 2022.

PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 297-305, 2004.

PULIGHE, G.; LUPIA, F.; CHEN, H.; YIN, H. Modeling climate change impacts on water balance of a Mediterranean watershed using SWAT+. **Hydrology**, v. 8, n. 4, p. 157, 2021.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. D.; CORRÊA, G. F.; KER, J. C. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. rev. ampl. Lavras: UFLA, 2014. 378 p.

ROSS, J. L. S.; PRETTE, M. E. Del. Recursos hídricos e as bacias hidrográficas: âncoras do planejamento e gestão ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 12, p. 89-121, 1998.

SALATI, E.; LEMOS, H. M. de; SALATI, E. Água e o Desenvolvimento Sustentável. In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. 729 p.

SANTOS, R. F. dos. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 1-184 p.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological society of America bulletin**, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.

SILVEIRA, A. L. D. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. **Hidrologia: ciência e aplicação**, v. 4, p. 35-51, 2001.

SIMÕES, K.; CONDÉ, R. D. C. C.; R., H. L.; CICERELLI, R. E. Application of the SWAT hydrological model in flow and solid discharge simulation as a management tool of the

Indaia River Basin, Alto São Francisco, Minas Gerais. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, 2021.

SIVAPALAN, M. Pattern, process and function: elements of a unified theory of hydrology at the catchment scale. **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. 2005.

SON, N. T.; LE HUONG, H.; LOC, N. D.; PHUONG, T. T. Application of SWAT model to assess land use change and climate variability impacts on hydrology of Nam Rom Catchment in Northwestern Vietnam. **Environment, Development and Sustainability**, v. 24, n. 3, p. 3091-3109, 2022.

SOUZA, E. R. de.; SOUZA, E. R. de.; SOUZA, E. R. de.; SOUZA, E. R. de. **Caracterização e manejo integrado de bacias hidrográficas**. Belo Horizonte: EMATER, 2002. 124 p.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 30, n. 3, p. 453-462, 1994.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological society of America bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142, 1952.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

SUI, D. Z.; MAGGIO, R. C. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 23, n. 1, p. 33-51, 1999.

SUTCLIFFE, J. V. **Hydrology: a question of balance**. IAHS Press, 2004.

TERAMOTO, E. H.; GEMEINER, H.; ZANATTA, M. B. T.; MENEGÁRIO, A. A.; CHANG, H. K. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143917, 2021.

THOMPSON, F.; DE OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; S. CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; DOS SANTOS VERGILIO, C.; LOPES-FERREIRA, M.; LIMA, C.; THOMPSON, C.; DE REZENDE, C. E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of The Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020.

TIM, U. S. Emerging technologies for hydrologic and water quality modeling research. **Transactions of the ASAE**, v. 39, n. 2, p. 465-476, 1996.

TOLENTINO, M.; GANDOLFI, N.; PARAGUASSU, A. B. Estudo morfométrico das bacias hidrográficas do Planalto de São Carlos - SP. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 30, n. 4, p. 42-50, 1968.

TONELLO, K.C. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães, MG**. 2005. 69 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestal) – Universidade Federal de Viçosa. 2005.

TRAJANO, S. R. R. da S. *et al.* **Análise morfométrica de bacia hidrográfica: subsídio à gestão territorial estudo de caso no alto e médio Mamanguape**. Campinas:

Embrapa Gestão Territorial, 2012. 33 p. (Embrapa Gestão Territorial. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2)

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS. vol. 2, n. 1 (jun. 1997), p. 135-152, 1997.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 1. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1998. 669 p.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2004. 943 p.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 31-33, 2003.

VILASECA, F.; NARBONDO, S.; CHRETIES, C.; CASTRO, A.; GORGOGLIONE, A. Simulación del proceso precipitación-escorrentía con paso diario: comparación de los modelos GR4J, SWAT y random forest. **Ribagua**, v. 10, n. 1, p. 31-47, 2023.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; MCDONNELL, J.; HOOPER, R.; LAKSHMI, V.; LIANG, X.; KUMAR, P. Predictions in ungauged basins as a catalyst for multidisciplinary hydrology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 85, n. 44, p. 451-457, 2004.

WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; TROCH, P.; WOODS, R. Catchment classification and hydrologic similarity. **Geography Compass**, v. 1, n. 4, p. 901-931, 2007.

WOODS, R. Hydrologic concepts of variability and scale. In: Anderson, M. (ed.) **Encyclopedia of hydrological sciences**. London: John Wiley, 2005.

XU, C. Y.; SINGH, V. P. A review on monthly water balance models for water resources investigations. **Water Resources Management**, v. 12, n. 1, p. 20-50, 1998.

ZERNITZ, E. R. Drainage patterns and their significance. **The Journal of Geology**, v. 40, n. 6, p. 498-521, 1932.

ZETTAM, A.; TALEB, A.; SAUVAGE, S.; BOITHIAS, L.; BELAIDI, N.; SANCHEZ-PEREZ, J. M. Applications of a SWAT model to evaluate the contribution of the Tafna catchment (north-west Africa) to the nitrate load entering the Mediterranean Sea. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-17, 2020.

CAPÍTULO 2 – Zoneamento geomorfológico de risco em bacias hidrográficas: análise das alterações ocorridas no uso do solo pós-rompimento da barragem de rejeitos na microbacia do Ferro-Carvão, Brumadinho – MG.

Geomorphological risk zoning in watersheds: analysis of changes in land use after the collapse of the tailings dam in the Ferro-Carvão watershed, Brumadinho – MG.

Resumo

A compartimentação da paisagem, determinada pela conformação geomorfológica que indica a evolução da paisagem e as formas que caracterizam a superfície terrestre, pode servir como um instrumento de política de intervenção do governo contra a degradação ambiental ocasionada por ações antrópicas. Este artigo teve como principal objetivo compreender a dinâmica geomorfológica e determinar o zoneamento de áreas de risco geomorfológico a partir da análise das características morfométricas e de uso do solo da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG, visando auxiliar na elaboração de propostas de gestão eficiente para o manejo de áreas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeito B1. A microbacia foi dividida a partir de dados de elevação em 36 unidades de resposta hidrológica (HRU). Na metodologia de zoneamento geomorfológico de risco, foram analisados os parâmetros de uso do solo, características físicas dimensionais e do relevo. A amplitude de valores de cada variável foi calculada e estatisticamente foi dividida em cinco classes associadas as características morfométricas de cada HRU. Dessa forma, foram quantificadas as áreas de maior intensidade de processos erosivos naturais ocasionados pela conformação geomorfológica do terreno, no intuito de indicar as regiões prioritárias para minimizar os riscos relacionados aos fenômenos antrópicos adversos. As HRUs afetadas pelo rejeito estão localizadas ao longo do talvegue principal da microbacia, sendo as unidades 19, 22, 24, 27 e 29 prioritárias para a restauração ecológica. As HRUs 1, 2, 3, 4, 6, 9, 14 e 36 perfazem as regiões que mais requerem intervenção decorrente da possibilidade de ocorrência de risco, tendo em vista a conformação geomorfológica e os processos erosivos intensos. A técnica é de fácil compreensão e pode ser adotada como forma de gestão do território do empreendimento.

Palavras-chave: microbacias hidrográficas, unidade de resposta hidrológica, modelo SWAT.

1. Introdução

O uso do solo é uma atividade socioeconômica proposital e subconsciente do ser humano, que reflete na conformação do terreno e nas interações entre as características dos recursos naturais (Liu et al., 2019; Zhou et al., 2017). Ao influenciar nos ecossistemas terra-água, as mudanças no uso do solo causam um profundo

impacto na evolução do ambiente ecológico, tornando-se um significativo meio de avaliação em gestão de riscos ambientais (Ju et al., 2021). Um sistema de uso do solo adequado não só mantém a integridade estrutural, mas também continuidade funcional e aditividade.

A geomorfologia fornece uma descrição quantitativa da distribuição espacial das formas de relevo e dos processos formadores responsáveis pela evolução da paisagem e das formas que caracterizam a superfície terrestre (Gustavsson et al., 2008). A ação do homem nos processos geomorfológicos, bem como outra atividade que modifique as formas de relevo, pode induzir à movimentação de materiais, alterando a dinâmica de conservação dos serviços ecossistêmicos (Guerra, 2018). Por abarcar conhecimentos imprescindíveis às geociências (Suguio, 2000), a geomorfologia insere-se nos procedimentos de planejamento, manejo e tomada de decisão acerca de potencialidades para o uso do solo, possibilitando reduzir os riscos de impactos ambientais, e ao mesmo tempo, predizendo os efeitos ambientais de determinadas políticas públicas (Haigh, 1989). A partir do estudo das variações das características físicas e de uso do solo em bacias hidrográficas, pode-se obter informações das situações de risco geomorfológico que envolvem, em sua maioria, processos erosivos intensos, problemas de drenagem e deslizamentos de solo.

O zoneamento de risco é um método eficaz de gestão de ecossistemas, fornecendo orientação refinada para avaliação, previsão e gerenciamento de atributos (Li et al., 2023; Tripathi et al., 2003). A partir da análise espacial, zonas de controle podem ser delineadas, como as subdivisões de uma bacia hidrográfica, determinado as diferenças entre as subáreas e as semelhanças dentro de uma subárea (Shi e Zeng, 2014). Desta forma, torna-se possível aplicar políticas de planejamento adequadas à gestão de risco, a fim de prevenir processos perigosos, reduzir vulnerabilidades, mitigar riscos, coordenar operações de resposta a emergências e sensibilizar a comunidade (Cardona, 2013; Panizza, 1996).

A geomorfologia estuda a formação de elementos da superfície terrestre, identificada pela natureza das rochas, pelo clima e por fatores endógenos e exógenos (Christofolletti, 1981a, 1994). Os riscos geomorfológicos englobam um conjunto diversificado de processos, promovidos por agentes da geodinâmica que origina a estrutura das formas de relevo. Os dados geomorfológicos contribuem para a

disseminação de práticas adaptadas ao declive, com intensidade de manejo apropriada, que descendem diretamente dos potenciais e limites da área a ser implementada a atividade econômica (Ángyán et al., 2003; Dramis et al., 2011). Desta forma, o zoneamento geomorfológico de risco oportuniza a melhor gestão da paisagem, bem como o desenvolvimento de planos eficazes para alcançar a neutralidade da degradação gerada pela exploração e utilização de recursos naturais (Qinye e Du, 1990).

O uso de dados geomorfológicos para o zoneamento deve receber consideração em termos de desenvolvimento de políticas públicas e gestão territorial, pois contém informações diretamente aplicáveis em numerosos aspectos da implementação da atividade humana sobre o meio físico (Peña Monné, 1997). Assim, a compartimentação adequada da área é uma etapa básica para compreender o potencial e a capacidade de produção do solo, possibilitando a implementação de medidas gerenciais (Gao et al., 2019; Hu et al., 2020; Pallero et al., 2017; Xiao-tian, 2007). O uso de práticas sustentáveis e o manejo correto de solos naturais ou antropizados podem mitigar significativamente processos de degradação.

Estudos e análises de áreas de risco tiveram um importante crescimento técnico e científico nas últimas décadas em virtude da intensidade dos danos e prejuízos ambientais, sociais e econômicos ocasionados por acidentes no mundo inteiro (Baran et al., 2023; Du et al., 2020; Wang et al., 2023; Yang et al., 2022). Em 25 de janeiro de 2019, uma onda de lama de 11,7 Mm³ devastou aproximadamente 294 ha do município de Brumadinho, desestruturando a paisagem geomorfológica do terreno, principalmente o talvegue principal do ribeirão Ferro-Carvão (Mendes et al., 2022; Pacheco et al., 2022a, 2022b, Pissarra et al., 2022). As barragens B1, B4 e B4-A, integradas no traçado da mina de minério de ferro Córrego do Feijão, se romperam afetando instalações operacionais e administrativas do complexo minerário da Vale S.A., bem como áreas rurais do município. A onda de lama liberada da tragédia soterrou o fundo do vale do ribeirão Ferro-Carvão, alterando profundamente sua morfologia, até atingir a confluência com o rio Paraopeba, 10 km a jusante.

O principal objetivo do presente estudo foi verificar as alterações ocorridas no uso do solo pós-rompimento da barragem de rejeitos B1 e determinar o zoneamento de potenciais riscos geomorfológicos na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, em

Brumadinho, MG. A metodologia considerou os parâmetros relevantes da conformação geomorfológica do terreno, técnicas estatísticas e sistema de informação geográfica. As abordagens adotadas para a avaliação da potencialidade das zonas de risco e os mapas por zoneamento geomorfológico resultantes serão considerados como uma contribuição para a gestão da presente área de estudo.

2. Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da Área de Estudo

A microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão está inserida no município de Brumadinho, na região sudeste do Estado de Minas Gerais, Brasil. O ribeirão é um afluente e os cursos de água menores, que desaguam no talvegue principal, drenam a microbacia. A confluência ao rio Paraopeba, um dos principais tributários do rio São Francisco, ocorre pela margem direita com a referência da montante a jusante (Figura 1).

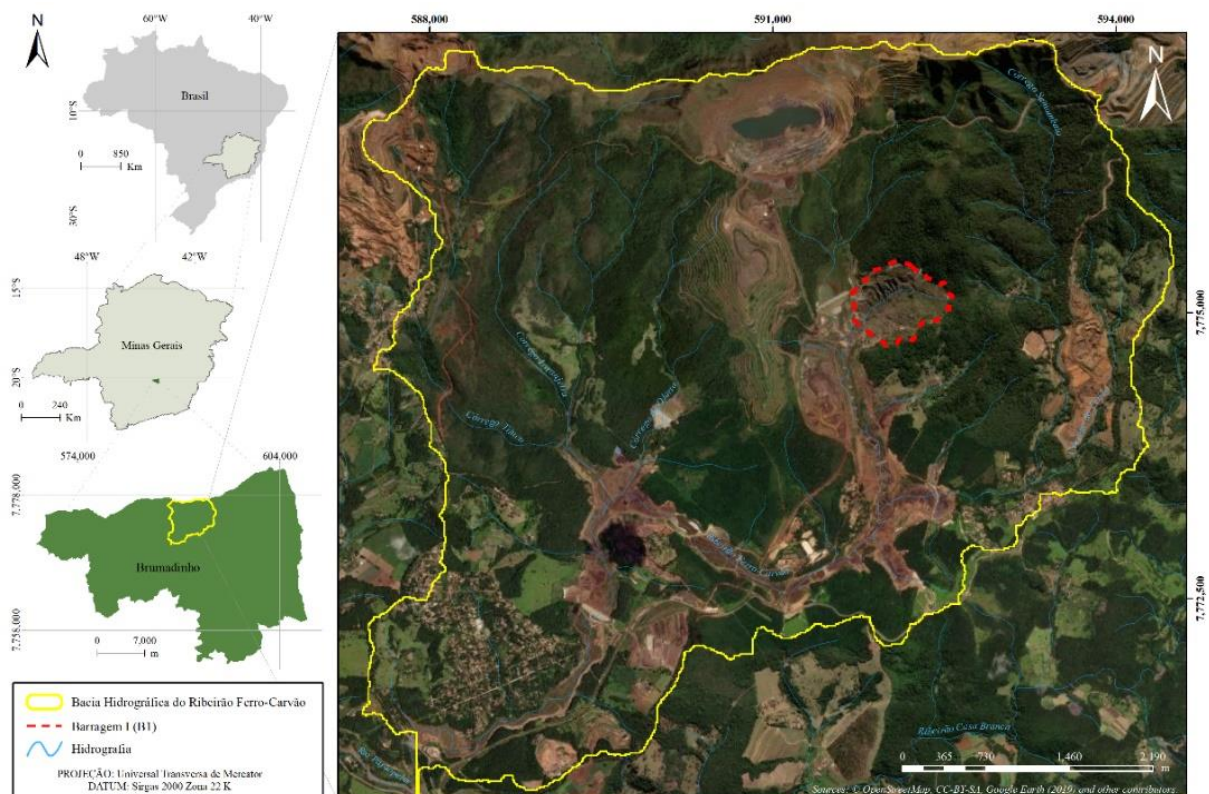


Fig. 1. Mapa de localização da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, MG, Brasil.

O clima da região é comumente denominado subtropical de altitude (Cwb), segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com estações de verão e

inverno bem definidas e temperaturas que variam entre 15° e 18 °C ao longo do ano. A precipitação média anual na microbacia é de 1.608 mm, com períodos secos de maio a agosto e úmidos de novembro a fevereiro (Rima, 2017).

Inserido no contexto geológico do Quadrilátero Ferrífero (Alkmim e Marshak, 1998), o município de Brumadinho apresenta granitos e minérios metálicos relacionados aos Complexos Metamórficos de idade arqueana e a processos hidrotermais (Carneiro, 1992). As rochas encontradas na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão dão origem a solos com elevado teor de óxido de ferro (Porsani et al., 2019). Estão presentes na área classes de Cambissolos Háplicos, com pouca diferenciação textural e Neossolos Litólicos pouco desenvolvidos (IBGE, 2021).

A Floresta Estacional Semidecidual é a cobertura vegetal predominante na microbacia hidrográfica, caracterizada pela diversidade de espécies e árvores (Iannelli e Rigoletto, 2020). Os principais usos da cobertura do solo são: áreas urbanas, culturas temporárias (principalmente a cana-de-açúcar), pastagem para pecuária e áreas de paisagem natural (formações florestais e campestres). A exploração minerária, principal atividade econômica do município, coincide com o início de sua formação histórica e avança gradativamente na região, suprimindo a vegetação florestal nativa e gerando impactos ambientais e socioeconômicos (Coelho, 2020; de Souza Diniz et al., 2014).

2.2. Dados cartográficos

A ferramenta de interface ArcSWAT 2012 para o *software* ArcGIS 10.5 (ESRI) foi utilizada para a elaboração deste trabalho. O processo de delineamento de bacias hidrográficas do programa SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi construído na compilação e entrada do banco de dados de elevação, solo e uso do solo e aplicado na vetorização do divisor topográfico e do fundo do vale principal da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão (Swain et al., 2022; Tripathi et al., 2004), (Tabela 1).

Tabela 1. Banco de dados cartográficos utilizados no presente estudo.

Tipo de dado	Resolução/Data	Descrição/Fonte
Topografia	12,5 m	Modelo digital de elevação ALOS PALSAR https://search.asf.alaska.edu/ Acessado em: 24 Mar. 2021
Rede de drenagem	~ 0,95 m 2018	Google Earth
Tipo de solo	1:250.000 (2021)	Portal da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE) www.visualizador.inde.gov.br Acessado em: 15 Abr. 2022
	30 m (2019 e 2021)	MapBiomas: Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil https://mapbiomas.org Acessado em: 26 Out. 2021
Cobertura e Uso do Solo	0,50 m	Imagem satélite PLEIADES http://www.engosat.com.br/ Acesso em: 14 Mai. 2021
	~ 0,95 m 2022	Google Earth

Para obter os valores de elevação, realizou-se o *download* do mosaico de imagens do Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS PALSAR, com resolução espacial de 12,5 m corrigido e processado. Os dados de elevação foram utilizados para delinear o limite da microbacia hidrográfica, a rede fluvial do talvegue principal, a declividade e a região de cada Unidade de Resposta Hidrológica (HRU).

O processo de zoneamento geomorfológico de risco da microbacia em HRUs foi definido pelo número limiar (*threshold number*) do conjunto de valores de elevação (metros) da área de estudo. O número limiar foi calculado pelo valor em extensão de área a partir do limite entre os valores mínimo e máximo do conjunto de dados de elevação que cada região apresenta considerando a uniformidade geomorfológica do relevo, ou seja, o limite a partir do qual a amplitude altimétrica passa a ser semelhante em cada região segmentada. O limiar de relevo é diferente para cada HRU e corresponde ao valor de elevação do ponto que se constitui no limite usado para extrair dados e identificar as regiões mais homogêneas de acordo com o relevo. Cada região foi identificada como uma HRU conforme a similaridade entre a amplitude altimétrica e a respectiva área superficial.

Após o processo de zoneamento em HRUs, calculou-se cada parâmetro geomorfológico do relevo, do talvegue principal e da rede de drenagem, indicativos da paisagem que servem como indicadores de zonas de risco geomorfológico. A partir

das regiões geomorfológicas da microbacia, realizou-se o agrupamento das zonas de forma articulada, considerando as desigualdades e particularidades territoriais como parte de um conjunto necessário para o desenvolvimento estratégico de gestão que leva em consideração a presença do rejeito oriundo do rompimento da barragem B1.

A rede de drenagem da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão foi vetorizada de forma manual por fotointerpretação de imagens do *software* Google Earth (2018), com resolução espacial fina de aproximadamente 0,95 m (Chen et al., 2021), da área da microbacia na data de 29/06/2018.

A declividade do terreno foi reclassificada em cinco classes como plano (0 - 3%), suave-ondulado (3 - 8%), ondulado (8 - 20%), forte-ondulado (20 - 45%) e montanhoso (> 45%), de acordo com Santos et al. (2018).

Os dados de solo corresponderam ao mapa de pedologia em escala 1:250.000 (versão 2021), adquirido no Portal da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE) (www.visualizador.inde.gov.br). As classes de solo encontradas na microbacia são Neossolos Litólicos Distróficos (RLd), de textura media cascalhenta, Cambissolos Háplicos Tb Distróficos (CXbd) e Cambissolos Háplicos Perféricos (CXj) de textura argilosa e argilosa cascalhenta, respectivamente. Visto que as propriedades do solo interferem diretamente na análise das HRUs (Busico et al., 2020), padronizou-se a inserção dos parâmetros de solo no modelo de modo que a classe RLd possua 3 horizontes e as classes CXbd e CXj 4 horizontes cada.

O mapeamento de uso do solo se deu pela análise temporal e espacial da área de estudo em três cenários pré-determinados. Realizou-se a identificação das feições antropogênicas por fotointerpretação em consórcio com os mapas de Cobertura e Uso do Solo (anos de 2019 e 2022) do Projeto Brasileiro de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura da Terra (MapBiomas), (<https://mapbiomas.org>). Imagens coloridas ortorretificadas do satélite PLEIADES (resolução muito fina de 50 cm), disponibilizadas por cortesia pela agência *Airbus Defense and Space* e fornecidas pela EngeSat (2019), foram utilizadas para a vetorização manual dos cenários nas datas 18/01/2019 e 29/01/2019. Utilizou-se imagens do *software* Google Earth (2022) para a vetorização manual da área na data de 26/06/2022. As manchas poligonais foram classificadas segundo a Tabela 2.

Tabela 2. Uso e cobertura do solo na microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

Símbolo	Uso do Solo	Descrição
MINE	Rejeito depositado	Áreas recobertas pelo rejeito de mineração liberado pelo rompimento da barragem.
FRSE	Formação florestal	Vegetação com predomínio de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo, além de florestas estacionais semidecíduais.
FRST	Formação campestre	Vegetação com predominância de estrato herbáceo (campo sujo, campo limpo e campo rupestre) e áreas de formações savânicas.
PAST	Pastagem	Áreas de pastagem vinculadas a atividade agropecuária.
SUGC	Lavoura temporária	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração.
URML	Área urbanizada	Áreas com significativa densidade de edificações e vias.
URLD	Outras áreas não vegetadas	Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração).
UIDU	Mineração	Áreas referentes a extração mineral de porte industrial havendo clara exposição do solo por ação por atividade antrópica.
WATR	Corpos d'água	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água, artificiais ou não.

2.3. Geomorfologia

Para compreender o funcionamento do curso fluvial principal em cada HRU, foi necessário elaborar o perfil longitudinal de cada talvegue principal, curva que representa a variação da elevação com a distância a jusante de um rio (Hack, 1957), evidenciando o comprimento do fundo do vale. As linhas do limite da microbacia, divisores topográficos e comprimentos de talvegue foram vetorizadas no programa informatizado *SWAT model*, no comando de delineamento de bacias hidrográficas.

O zoneamento geomorfológico totalizou 36 HURs. Em cada uma das HRUs geradas foi determinada uma unidade homogênea, que compreende os atributos únicos de uso e cobertura do solo, solo e declividade.

Para a análise geomorfológica de cada HRU, primeiramente, foram determinadas as características dimensionais: área da bacia (A), perímetro (P), comprimento do talvegue principal (Ct) e amplitude altimétrica (H). Segundo Strahler (1952), a amplitude altimétrica corresponde à diferença altimétrica entre o ponto de maior altitude e o exutório da bacia hidrográfica, indicando assim seu desnível médio.

A partir da rede de drenagem manualmente vetorizada, pode-se calcular o comprimento do curso d'água principal (Cp) e o comprimento da rede de drenagem (Cr) para cada HRU.

Em seguida, conforme descrito por Pissarra et al. (2004), utilizando o comprimento do talvegue principal (Ct), comprimento do curso d'água principal (Cp) e o comprimento da rede de drenagem (Cr), foram determinados os seguintes atributos morfométricos e fisiográficos para cada HRU (Tabela 3): densidade do talvegue (Dt); densidade de drenagem (Dr); coeficiente de manutenção do talvegue (Cmt) e da rede de drenagem (Cmr); razão de relevo do talvegue (Rrt) e da rede de drenagem (Rrr); razão de relevo relativo (Rrl); índice de rugosidade do talvegue (HDt) e da rede de drenagem (HDr); e o coeficiente de rugosidade do talvegue (CRt) e da rede de drenagem (CRr).

Sobre as características do relevo utilizadas neste trabalho, a razão de relevo (Rr) é uma variável indicadora da intensidade de erosão que opera nas vertentes da bacia hidrográfica. Segundo Strahler (1956), quanto maior o valor de Rr, maior será a velocidade da água no sentido do maior comprimento da bacia, pois maior será a quantidade de água a escoar superficialmente. Sobre o índice de rugosidade (HD), valores extremamente altos de HD são observados, geralmente, em vertentes íngremes e de longa extensão (Christofolletti, 1980), evidenciando bacias com maior potencial para a ocorrências de cheias, pois convertem o fluxo de vertente em fluxo fluvial em menor tempo.

Cada HRU foi avaliada por meio das características geomorfológicas calculadas e do coeficiente de rugosidade (CR). O coeficiente CR propicia a estimativa do risco de degradação ambiental, pois segundo Sicco Smit (Rocha, 1997), direciona o uso potencial do solo em cada HRU. Considerando o cálculo da amplitude e o intervalo de domínio entre os valores de CR obtidos para as HRUs avaliadas, definiu-se cinco classes para o coeficiente CR (A, B, C, D e E). Para a Classe A (solos apropriados para a agricultura), determinou-se os valores menores; para a Classe B (solos apropriados para pastagens/pecuária); para a Classe C (solos apropriados para pastagem/reflorestamento); para a Classe D (solos apropriados para reflorestamento); Classe E (solos apropriados para áreas de preservação ambiental) indicado pelos maiores valores. O coeficiente CR traduz irregularidades do terreno e da declividade

acentuada das vertentes de uma superfície geomorfológica. Desta forma, define quantitativamente zonas de maior risco ambiental pois direciona o uso potencial do solo (Rocha, 1997). Quanto maior o valor do CR de uma HRU, mais apta à cobertura vegetal natural e menos indicada para a implementação de sistemas de produção vegetal, animal ou industrial.

Tabela 3. Atributos morfométricos e fisiográficos avaliados nas HRUs da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

Característica morfométrica	Símbolo	Descrição	Fórmula	Fonte
Características do padrão de drenagem				
Densidade do talvegue	Dt	Relação entre o comprimento do talvegue principal (Ct) e a área da bacia (A)	$Dt = Ct/A$ (km/km ²)	Modificado de Horton (1945)
Densidade de drenagem	Dd	Relação entre o comprimento da rede de drenagem (Cr) e a área da bacia (A)	$Dd = Cr/A$ (km/km ²)	Horton (1945)
Coeficiente de manutenção	Cmt Cmr	Função da densidade de drenagem, proporciona uma estimativa da área mínima que é exigida para que o canal de drenagem possa se implementar e desenvolver	$Cmt = (1/Dt) \cdot 1.000$ $Cmr = (1/Dd) \cdot 1.000$	Modificado de Schumm (1956) Schumm (1956)
Características do relevo				
Amplitude altimétrica	H	Diferença de altitudes entre o ponto mais baixo da bacia (foz) e o ponto de maior altitude	(m)	Strahler (1952)
Razão de relevo	Rrt Rrr	Relação entre a amplitude altimétrica (H) e o canal principal da bacia	$Rrt = H/Ct$ (m/m) $Rrr = H/Cp$ (m/m)	Modificado de Schumm (1956) Schumm (1956)
Razão de relevo relativo	Rrl	Relação entre a amplitude altimétrica e o perímetro da bacia	$Rr = H/P$ (m/m)	Strahler (1958)
Índice de rugosidade	HDt HDr	Produto entre a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem	$HD = H \cdot Dt$ $HD = H \cdot Dr$	Modificado de Strahler (1958) Strahler (1958)
Coeficiente de rugosidade	CRt CRr	Produto entre a densidade de drenagem e a declividade média da microbacia (Decliv _{méd})	$CRt = Dt \cdot Decliv_{méd}$ $CRr = Dd \cdot Decliv_{méd}$	Rocha (1997)

Os dados foram tratados com estatística descritiva de forma a auxiliar na descrição das características geomorfológicas das unidades de resposta hidrológica (HRUs). As HRUs foram classificadas em mapas de zoneamento geomorfológico de risco e categorizadas usando uma modificação do método de classificação de quebras naturais de Jenkins. O método Jenkins agrupa dados em grupos que minimizam a variação dentro do grupo e maximizam a variação entre grupos.

3. Resultados e Discussão

3.1. *Cenários para Uso e Cobertura do Solo*

Os três cenários de uso do solo indicam a dinâmica espacial e temporal da paisagem na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, as formas de mudança do uso do solo antes (Cenário i) e depois (Cenários ii e iii) do rompimento da barragem B1. Como cenário inicial (Cenário i), considerou-se o uso do solo da microbacia hidrográfica dias antes do rompimento da barragem de rejeitos (18/01/2019). No segundo cenário (Cenário ii), apresenta-se as alterações no uso do solo da microbacia quanto ao efeito da ação antrópica dias após o rompimento da barragem (29/01/2019). Já no terceiro cenário (Cenário iii), enfoca-se no uso do solo atual, três anos após o evento de rompimento da barragem de rejeitos B1 (26/06/2022).

As áreas percentuais do uso do solo para os cenários propostos são apresentadas na Figura 2.

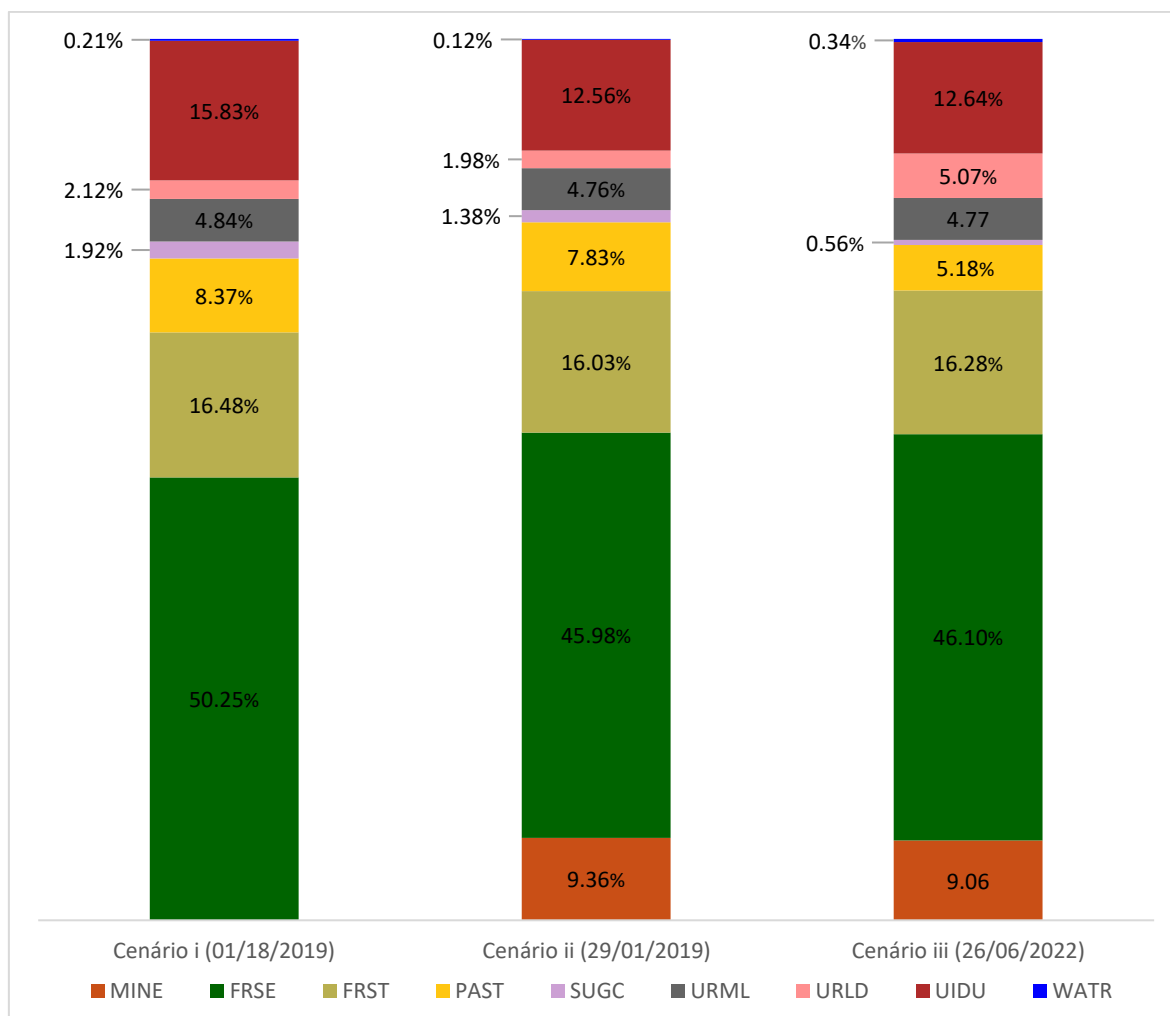


Fig. 2. Proporções de uso e ocupação do solo para os Cenários i, ii e iii. Os termos são identificados como: MINE - Rejeito Depositado; FRSE - Formação Florestal; FRST - Formação Campestre; PAST - Pastagem; SUGC - Lavoura Temporária; URML - Área Urbanizada; URLD - Outras Áreas não Vegetadas; UIDU - Mineração; WATR - Corpos D'água.

No cenário pré-rompimento da barragem (Cenário i), observa-se que a exploração minerária, por meio da extração de minérios de ferro, manganês e quartzo, correspondem a aproximadamente 16 % da área. As áreas de paisagem natural correspondem a mais de 60% da microbacia, enquanto atividades como pastagem e lavoura temporária, caracterizadas por pequenas propriedades rurais (até 90 ha), se somadas, ocupam apenas 10% da área analisada.

A partir do Cenário ii, observa-se que as classes de uso e ocupação do solo mais afetadas pelo rejeito são formação florestal e mineração, com reduções de 139,25 e 106,83 ha, respectivamente. A classe de cursos d'água, embora menos alçada em

redução de área, foi a tipologia que sofreu a maior redução percentual, aproximadamente 42%, seguida pela classe pastagem, com 28% de sua área afetada.

Anos após o evento (Cenário **iii**), as classes agrícolas da microbacia, lavoura e pastagem, reduziram suas áreas em 34 e 59%. Essas áreas, em sua maioria foram destinadas a obras de infraestrutura, referentes a tragédia ou não, e de expansão da mineração em minas próximas a barragem B1, representando um ganho de 3% na tipologia Outras Áreas não Vegetadas. O significativo aumento percentual da classe cursos d'água refere-se as lagoas da estação de tratamento de água do município de Brumadinho, instalada no ribeirão Ferro-Carvão logo após o desastre. Analisando a cobertura percentual do rejeito, observa-se uma pequena redução, entretanto, essa porcentagem corresponde a obras de infraestrutura e as lagoas de tratamento de água.

O rompimento da barragem de rejeitos de minério no agroecossistema da região da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão trouxe uma sobreposição dos principais usos e ocupação do solo: formação florestal e mineração, inferindo diretamente no comprometimento da biodiversidade local.

O zoneamento geomorfológico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão foi definido em 36 unidades de resposta hidrológica (HRUs), conforme apresentado na Figura 3.

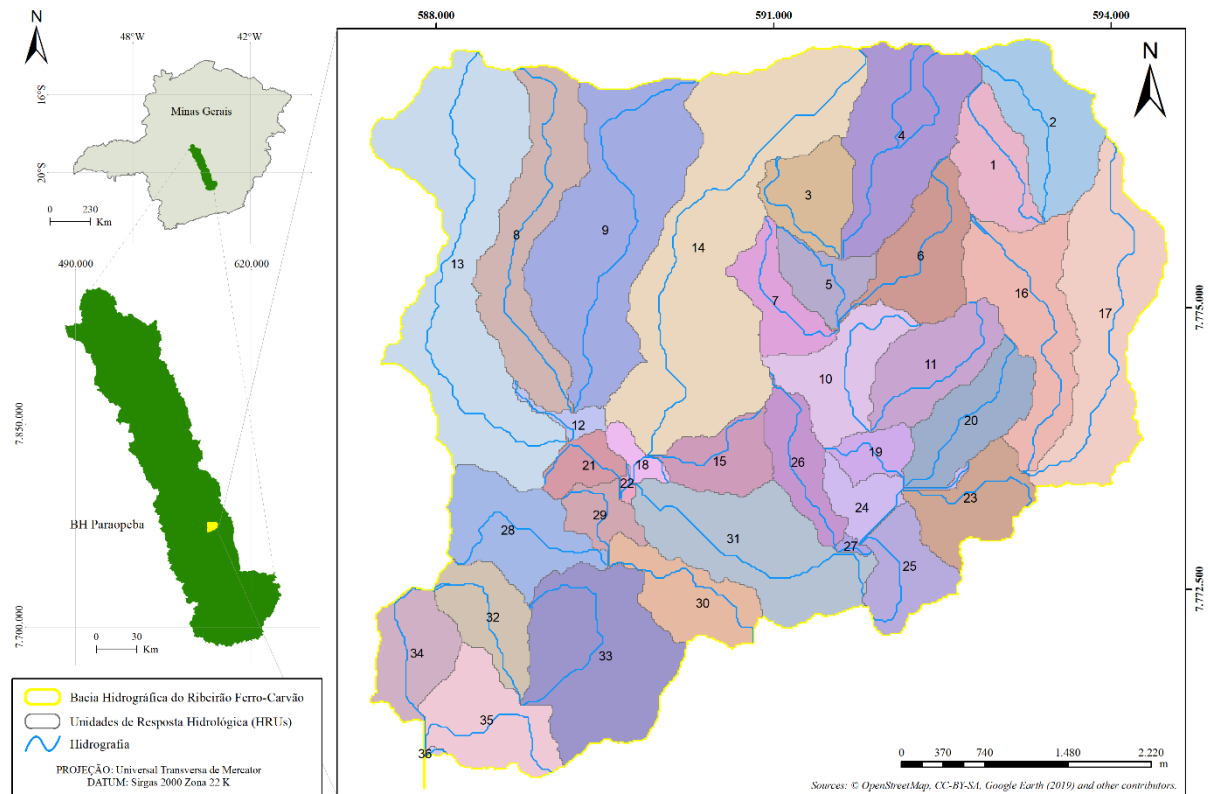


Fig. 3. Mapa temático do zoneamento a partir das Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs) da microbacia do ribeirão Ferro Carvão, MG.

O zoneamento geomorfológico de risco em 36 HRUs foi idealizado para compreender o espaço geográfico da área total da microbacia em setores específicos, conforme a mudança do comprimento do talvegue principal, rede de drenagem, área, perímetro, relevo e do uso do solo de cada HRU. As informações detalhadas sobre as condições de cobertura e uso do solo de cada HRU definem as regiões mais afetadas e garantem a implementação de práticas de manejo e intervenções mais específicas, considerando a degradação do solo.

Os mapas temáticos das classes de solo, declividade e de uso do solo nos três cenários analisados para as HRUs da microbacia do ribeirão Ferro Carvão constam na Figura 4.

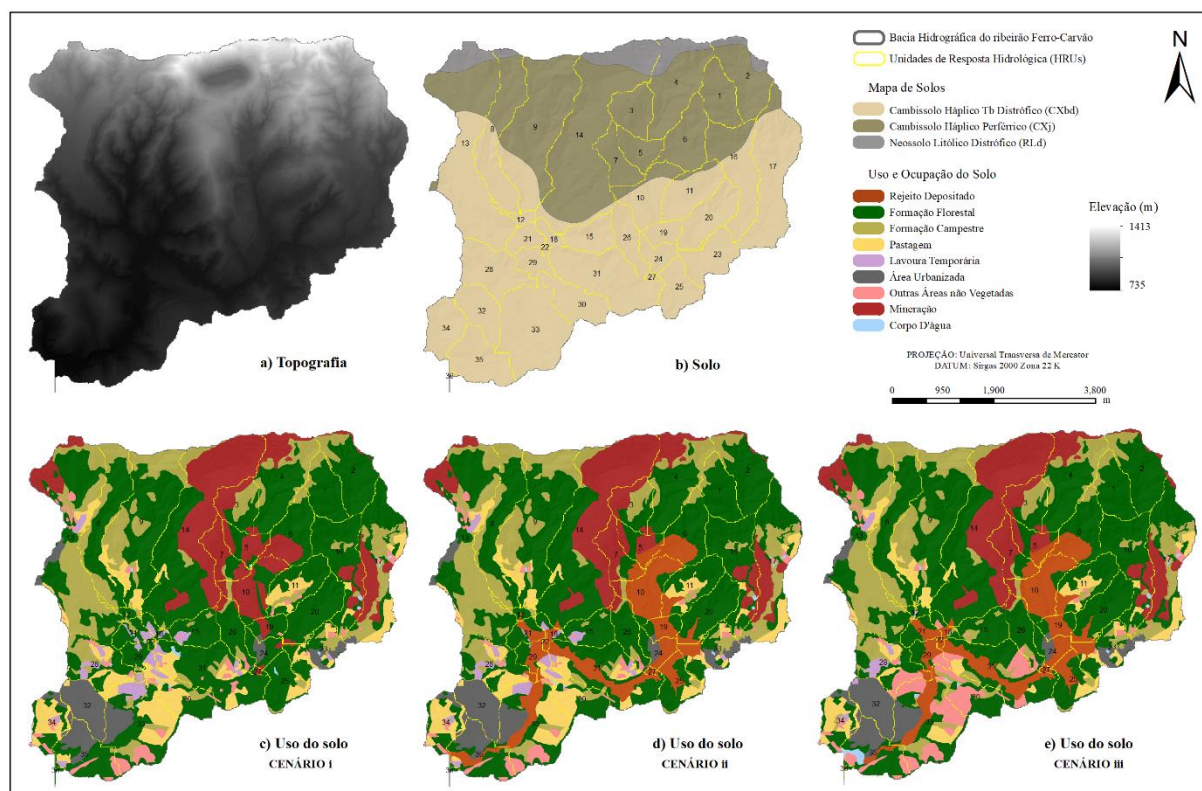


Fig. 4. Mapa temático das classes de solo, declividade e de uso do solo nas HRUs da microbacia do ribeirão Ferro Carvão, MG.

As porcentagens das áreas das classes de solo, declividade e de uso do solo nas HRUs da microbacia do ribeirão Ferro Carvão constam na Tabela 4.

Tabela 4. Porcentagem da área das classes de solo, declividade e de uso do solo nas HRUs da microbacia do ribeirão Ferro Carvão – MG.

HRUs	Cenários	Uso e Cobertura do Solo									Declividade					Solo		
		MINE	FRSE	FRST	PAST	SUGC	URML	URLD	WATR	UIDU	0-3%	3-8%	8-20%	20-45%	>45%	CXbd	CXj	RLd
1	i	-	85.32	14.68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100.00	-
	ii	-	85.32	14.68	-	-	-	-	-	-	0.09	1.48	16.42	67.51	14.49	-	100.00	-
	iii	-	85.32	14.68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	i	-	79.70	16.19	-	-	-	-	-	4.11	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	-	79.70	16.19	-	-	-	-	-	4.11	0.09	1.31	12.64	62.36	23.60	-	83.89	16.11
	iii	-	78.87	16.19	-	-	-	-	-	4.94	-	-	-	-	-	-	-	-
3	i	-	31.07	30.17	-	-	-	-	-	38.76	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	-	31.07	30.17	-	-	-	-	-	38.76	1.33	3.97	29.43	52.02	13.24	-	100.00	-
	iii	-	31.07	30.17	-	-	-	-	-	38.76	-	-	-	-	-	-	-	-
4	i	-	52.19	26.08	-	-	-	-	-	21.73	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	-	52.19	26.08	-	-	-	-	-	21.73	0.38	1.30	14.00	59.32	24.99	-	77.82	22.18
	iii	-	52.19	26.08	-	-	-	-	-	21.73	-	-	-	-	-	-	-	-
5	i	-	36.95	-	-	-	-	-	0.63	62.42	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	23.64	31.67	-	-	-	-	-	-	44.68	6.21	5.72	23.12	58.10	6.84	-	100.00	-
	iii	23.64	31.67	-	-	-	-	-	-	44.68	-	-	-	-	-	-	-	-
6	i	-	61.30	6.20	-	-	-	-	0.04	32.45	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	33.14	60.65	6.20	-	-	-	-	-	-	4.74	3.85	23.04	57.90	10.48	-	100.00	-
	iii	33.14	60.65	6.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	i	-	16.78	3.78	-	-	-	-	-	79.44	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	14.14	16.35	3.78	-	-	-	-	-	65.73	3.04	10.60	47.60	38.63	0.12	-	100.00	-
	iii	14.14	16.35	3.78	-	-	-	-	-	65.73	-	-	-	-	-	-	-	-
8	i	-	58.77	35.52	5.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ii	-	58.77	35.52	5.71	-	-	-	-	-	1.24	6.84	35.49	53.36	3.06	49.46	46.13	4.40
	iii	-	58.66	35.62	5.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	i	-	55.05	36.38	7.78	-	-	0.66	0.13	-	1.08	3.21	20.78	59.39	15.54	20.27	79.73	-

	ii	-	55.05	36.38	7.78	-	-	0.66	0.13	-								
	iii	-	55.03	36.40	7.78	-	-	0.66	0.13	-								
	i	-	25.44	3.96	0.51	-	-	-	0.02	70.06								
10	ii	79.33	11.18	3.96	-	-	-	-	-	5.52	4.36	14.26	56.39	24.99	-	67.30	32.70	-
	iii	79.33	11.18	3.96	-	-	-	-	-	5.52								
	i	-	63.82	8.14	24.57	-	-	3.15	-	0.31								
11	ii	12.04	60.71	4.33	20.38	-	-	2.54	-	-	2.48	8.99	38.93	49.07	0.53	90.05	9.95	-
	iii	12.04	60.71	4.33	20.38	-	-	2.54	-	-								
	i	-	47.21	43.78	9.01	-	-	-	-	-								
12	ii	5.46	46.83	38.71	9.01	-	-	-	-	-	4.82	20.69	45.81	28.68	-	100.00	-	-
	iii	0.76	51.78	34.39	9.01	-	-	-	4.06	-								
	i	-	36.84	41.50	3.91	1.35	3.11	2.76	0.04	10.49								
13	ii	0.01	36.95	41.38	3.91	1.35	3.11	2.76	0.04	10.49	2.85	19.15	46.77	26.75	4.48	57.01	32.47	10.53
	iii	0.05	36.79	41.44	3.91	1.35	3.17	2.76	0.04	10.49								
	i	-	40.86	5.02	0.90	-	-	-	-	53.22								
14	ii	0.32	40.76	4.80	0.90	-	-	-	-	53.22	6.75	5.66	24.54	47.13	15.92	6.01	78.72	15.27
	iii	0.32	40.81	4.75	0.90	-	-	-	-	53.22								
	i	-	84.04	4.18	-	9.54	-	0.97	-	1.28								
15	ii	0.31	83.95	3.96	-	9.54	-	0.97	-	1.28	2.56	6.51	49.84	40.93	0.16	100.00	-	-
	iii	0.31	83.95	13.50	-	-	-	0.97	-	1.28								
	i	-	71.53	4.89	3.14	-	-	1.06	0.83	18.55								
16	ii	-	71.53	4.89	3.14	-	-	1.06	0.83	18.55	6.57	15.95	40.56	31.99	4.92	63.21	36.79	-
	iii	-	71.53	4.89	3.14	-	-	1.06	0.83	18.55								
	i	-	33.41	28.07	13.53	-	1.31	2.22	0.50	20.95								
17	ii	-	33.41	28.07	13.53	-	1.31	2.22	0.50	20.95	5.01	17.16	41.40	33.90	2.53	93.34	6.66	-
	iii	-	35.02	25.52	13.53	-	1.31	2.22	0.50	21.89								
	i	-	66.78	6.29	-	26.93	-	-	-	-								
18	ii	24.50	54.42	0.55	-	20.53	-	-	-	-	5.63	12.03	60.38	21.96	-	100.00	-	-
	iii	24.50	54.97	9.60	-	-	-	10.93	-	-								
	i	-	69.01	-	-	-	4.86	1.76	-	24.37								
19	ii	55.89	39.25	-	-	-	4.86	-	-	-	6.97	22.73	52.78	17.52	-	100.00	-	-
	iii	55.89	39.25	-	-	-	4.86	-	-	-								
	i	-	96.86	0.60	0.38	-	-	-	-	2.15								
20	ii	9.28	89.74	0.60	0.38	-	-	-	-	-	5.71	7.48	45.84	40.70	0.26	100.00	-	-
	iii	9.28	89.74	0.60	0.38	-	-	-	-	-								
	i	-	73.71	9.49	-	16.80	-	-	-	-								
21	ii	33.83	61.97	1.15	-	3.05	-	-	-	-	9.09	22.55	45.63	22.73	-	100.00	-	-
	iii	38.67	60.47	0.23	-	-	-	0.58	0.06	-								
	i	-	66.67	10.26	-	23.08	-	-	-	-								
22	ii	100.00	-	-	-	-	-	-	-	-	33.33	45.13	21.44		-	100.00	-	-
	iii	100.00	-	-	-	-	-	-	-	-								
	i	-	41.61	14.68	18.65	1.35	19.40	3.17	0.64	0.50								
23	ii	12.55	33.28	14.68	14.93	1.35	19.40	3.17	0.64	-	9.22	21.01	57.09	12.68	-	100.00	-	-
	iii	12.55	35.16	12.29	16.79	-	19.40	3.17	0.64	-								
	i	-	68.25	1.18	0.75	-	22.33	-	-	7.49								
24	ii	49.69	26.80	1.18	-	-	22.33	-	-	-	29.16	20.82	39.52	10.50	-	100.00	-	-
	iii	49.69	26.80	1.18	-	-	22.33	-	-	-								
	i	-	77.08	7.25	14.51	-	-	-	1.02	0.13								
25	ii	28.10	50.13	7.25	14.51	-	-	-	-	-	10.32	13.49	53.57	22.62	-	100.00	-	-
	iii	28.10	50.13	7.25	14.51	-	-	-	-	-								
	i	-	76.64	9.07	0.60	0.06	0.57	3.30	-	9.76								
26	ii	2.34	76.46	9.07	0.60	0.06	0.57	3.30	-	7.60	2.25	14.32	48.72	34.61	0.09	99.43	0.57	-
	iii	2.34	74.12	9.07	-	-	0.57	6.30	-	7.60								
	i	-	58.10	-	-	-	0.95	-	-	40.95								
27	ii	86.67	12.38	-	-	-	0.95	-	-	-	13.81	10.48	43.33	30.48	1.90	100.00	-	-
	iii	86.67	12.38	-	-	-	0.95	-	-	-								
	i	-	37.63	23.05	23.52	11.29	0.28	-	4.05	0.18								
28	ii	3.15	37.58	22.24	23.52	9.44	0.28	3.62	0.18	-	6.82	14.20	54.18	24.68	0.13	100.00	-	-
	iii	2.99	36.92	19.85	11.69	11.74	0.41	16.22	0.18	-								
	i	-	65.94	4.32	6.56	22.28	-	0.91	-	-								
29	ii	44.94	34.86	-	6.13	13.17	-	0.91	-	-	10.93	28.57	50.64	9.86	-	100.00	-	-
	iii	41.95	39.39	-	-	-	-	18.66	-	-								
	i	-	39.10	11.45	41.00	4.29	-	2.89	1.26	-								
30	ii	2.48	39.03	10.82	39.30	4.20	-	2.89	1.26	-	9.58	41.02	47.12	2.28	-	100.00	-	-
	iii	2.48	39.24	17.51	0.14	-	-	39.37	1.26	-								
	i	-	66.83	5.85	16.72	4.47	-	5.00	1.01	0.12								
31	ii	27.90	46.76	5.69	13.52	3.00	-	3.14	-	-	9.72	15.38	42.65	32.19	0.05	100.00	-	-
	iii	28.07	46.29	6.00	4.67	-	-	14.97	-	-								
	i	-	1.17	-	3.08	0.33	95.42	-	-	-								
32	ii	-	1.17	-	3.08	0.33	95.42	-	-	-	7.27	17.98	57.56	17.19	-	100.00	-	-
	iii	-	1.17	-	0.56	2.24	95.42	0.61	-	-								
	i	-	31.65	9.52	25.32	7.22	15.53	10.63	0.13	-								
33	ii	15.97	22.89	7.48	23.82	4.11	15.19	10.54	-	-	9.50	16.16	51.22	23.11	-	100.00	-	-
	iii	14.70	23.88	9.51	7.50	-	15.19	28.94	0.30	-								
	i	-	31.23	0.54	45.62	2.76	11.77	8.08	-	-								
34	ii	0.78	30.45	0.54	45.62	2.76	11.77	8.08	-	-	3.15	9.99	45.76	40.68	0.42	100.00	-	-
	iii	-	30.62	3.66	42.34	2.76	11.77	8.25	0.59	-								
	i	-	49.64	0.93	4.06	2.16	33.80	9.40	-	-								
35	ii	13.67	40.44	0.93	1.79	2.16	31.60	9.40	-	-	8.43	12.02	53.37	26.02	0.16	100.00	-	-

	iii	6.23	40.44	1.02	0.35	-	31.60	13.90	6.46	-								
	i	-	95.83	-	-	-	-	-	4.17	-								
36	ii	30.21	69.79	-	-	-	-	-	-	-	25.00	7.29	51.04	16.67	-	100.00	-	-
	iii	-	63.54	30.21	-	-	-	-	6.25	-								

Legenda: HRUs - Unidades de Resposta Hidrológica; MINE - Rejeito Depositado; FRSE - Formação Florestal; FRST - Formação Campestre; PAST - Pastagem; SUGC - Lavoura Temporária; URML - Área Urbanizada; URLD - Outras Áreas não Vegetadas; UIDU - Mineração; WATR - Corpos D'água; CXbd - Cambissolo Háplico Tb Distrófico; CXj - Cambissolo Háplico Perférico; RLD - Neossolo Litólico Distrófico.

Pode-se observar na Figura 4 as classes de solo da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão em terceiro nível categórico, segundo Santos et al. (2018). A área de Cambissolos Háplicos Tb Distróficos estende-se pela parte sul da microbacia, sendo predominante em 55% das 36 HRUs. Os Cambissolos Háplicos Perféricos se entendem pela parte norte, ocupando a área total de 5 HRUs (1, 3, 5, 6 e 7). A classe dos Neossolos Litólicos está presente em regiões com cotas mais elevadas, como as HRUs 2, 4, 8, 13 e 14.

A declividade apresenta uma variação espacial significativa com ligeira tendência de regionalização, aspecto fisiográfico característico da região devido ao contraste entre a Serra dos Três Irmãos (encosta Sul da Serra do Curral) com as terras baixas do Complexo Metamórfico Bonfim Setentrional (Carneiro, 1992). Observa-se a predominância de classes íngremes na parte norte da microbacia, desenvolvendo um padrão de relevo do tipo mar de morros, com elevações arredondadas e altitudes superiores a 1.000 metros. Em termos quantitativos, as classes de relevo ondulado (8 – 20%) e forte ondulado (20 – 45%) correspondem a 42 e 32 % da área total da microbacia, respectivamente.

No Cenário i, as atividades de mineração predominam nas HRUs 7 e 10, ocupando 79 e 70% da área, respectivamente. As HRUs 12 (44%) e 13 (41%) possuem as maiores extensões de formação campestre, enquanto as HRUs 20 e 36 possuem mais de 95% de sua área coberta por formação florestal. A HRU 32 é predominantemente urbana (95%) e as HRUs 34 e 30 possuem grande porcentagem de suas áreas destinadas a pastagem para produção animal.

Ao confrontar os usos do cenário descrito acima com o mapa de uso do solo após o rompimento da barragem (Cenário ii), percebe-se que aproximadamente 9% da área da microbacia foi coberta por rejeito, conflitando diretamente com os usos estabelecidos antes do período do rompimento. Dentre as 27 HRUs atingidas, em diferentes graus, destaca-se a HRU 22, com 100% de sua área ocupada por rejeito, e as HRUs 27 (86%), 19 (56%), 24 (49%), 29 (45%) e 10 (79%), primeira HRU a receber

o rejeito após o rompimento. Já no Cenário iii, pode-se perceber a redução na porcentagem de área de rejeito para algumas HRUs. A HRU 35 reduziu de 13 para 6% a área de rejeito e a HRU 36, localizada na foz para o Rio Paraopeba, converteu a sua porcentagem de rejeito para áreas de regeneração da vegetação (formação natural).

As condições de uso e ocupação do solo analisadas propiciaram uma compreensão das regiões mais degradadas e mais limitantes para o desenvolvimento de sistemas de produção economicamente viáveis. Sendo assim, indica-se que a implementação de práticas de manejo e conservação do solo para restauração ecológica ou de sistemas de produção sustentáveis tenham como prioridade as HRUs 19, 22, 24, 27 e 29, pois possuem grande porcentagem de suas áreas ocupadas por rejeito. Assim como as demais HRUs atingidas, em seus diferentes graus, a restauração do talvegue principal dos cursos d'água e a revegetação de matas ciliares deverá levar em consideração critérios técnicos, sociais e ambientais, se atentando ao potencial de reparação ambiental de cada área. As novas calhas fluviais da bacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão deverão favorecer a manifestação da dinâmica hidrogeomorfológica identificada antes do rompimento, resultando na naturalização da área restaurada. A remoção integral ou parcial do rejeito na área da mancha deverá ocorrer após análise da necessidade ou não de intervenção, considerando a espessura do rejeito, a probabilidade de novos impactos e a integridade da vegetação remanescente. As HRUs 5, 6, 7 e 10, uma vez que compõem as instalações operacionais e administrativas do complexo minerário, poderão ser reestruturadas pela implementação de obras de infraestrutura.

Considerando a fragilidade de cada HRU pelo efeito do depósito de rejeito, o manejo adequado pode intensificar a melhoria das condições ambientais da região, resultando no equilíbrio da biodiversidade e, conseqüentemente, na melhoria do solo. O manejo específico por HRU resultará em uma restauração ecológica mais eficiente associada a conservação e preservação dos recursos naturais.

3.2 Características geomorfológicas

A microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão apresenta uma área de 3.265,16 ha dividida em 36 HRUs espacialmente relacionadas entre si com elevação

máxima de 1.413 m e mínima de 735 m. Cada uma das 36 HRUs gerada pelo processamento de delineamento de HRU do programa SWAT é uma unidade homogênea que compreende os atributos únicos de solo, uso do solo, declividade e comprimento do talvegue principal.

Para o estudo do zoneamento geomorfológico, se fez necessário analisar os parâmetros geomorfológicos e hidrológicos que influenciam o sistema das unidades de resposta hidrológica (HRUs). Esses valores são essenciais para a compreensão das causas e consequências da conformação geomorfológica de cada região e do declive, ocasionando maior ou menor intensidade no processo erosivo. Cada variável espacializada em regiões específicas pode se tornar um potencial indicador de risco geomorfológico.

A análise do perfil longitudinal do talvegue principal de cada HRU pode ser observada na Figura 5. Os cortes verticais permitem a visualização da linha representativa do dreno principal, isto é, do talvegue, e servem para a análise da paisagem a partir do conhecimento das quebras de declive ao longo do canal, bem como outras características da superfície dos corpos d'água.

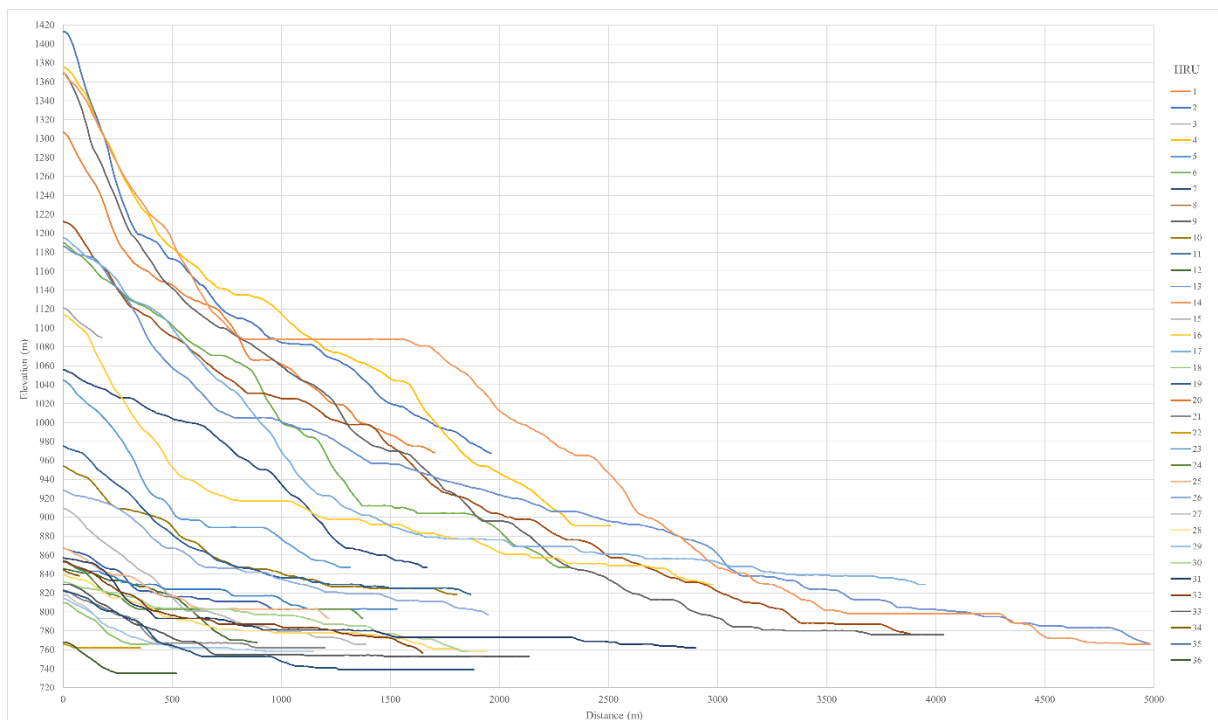


Fig. 5. Perfil longitudinal do talvegue principal de cada HRU do zoneamento geomorfológico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

Os vales fluviais de cada HRU se modificam como consequência dos processos

de erosão, oriundos das encostas e do fundo do vale, do transporte de sedimentos e do processo de sedimentação, exercendo uma função controladora sobre a evolução das vertentes. Segundo Christofolletti (1981a), a curva representativa comum para rios tem a forma parabólica e o perfil típico é concavo, com maiores declividades na direção da nascente e valores cada vez mais suaves em direção à jusante. Assim, da comparação entre o perfil longitudinal de cada HRU (Figura 5), pode-se extrair importantes informações sobre as características geomorfológicas de cada unidade e o grau de evolução em que o sistema fluvial do talvegue se encontra.

Os perfis longitudinais atingem distâncias de até 5.000 metros do ponto mais elevado, localizado no divisor topográfico, ao ponto de menor elevação, localizado na confluência entre os drenos - foz (*outlet points*). Todos os talvegues apresentam irregularidades variadas ao longo de seu perfil, como os *knickpoints*, que provocam fases de rejuvenescimento no canal. As HRUs 14, 4, 5, 6 e 24 possuem trechos retilíneos, que correspondem, respectivamente, as localizações da Cava Córrego do Feijão e das Barragens Menezes II, VI, I, IV e IV-A.

Os canais fluviais mais declivosos se estendem pela parte norte da microbacia, em vertentes mais escarpadas com elevação superior a 1.100 m. As HRUs 2, 4, 14, 9 e 1 apresentam talvegues em fase juvenil, caracterizada pelo intenso processo erosivo e de transporte. A carga detrítica aumenta em quantidade e em grosseria durante a juventude, expondo a vulnerabilidade das áreas a jusante, que poderão ter ampliadas as suas vazões de pico e os seus níveis de inundação. Desta forma, as áreas a montante devem ser preservadas de forma a favorecer a infiltração de água no solo, uma vez que possuem solos pouco profundos e mais susceptíveis à erosão.

As HRUs ao sul da microbacia, com elevação do perfil longitudinal inferior a 880 m, apresentam talvegues com declividade mais suave e, conseqüentemente, mais propensos a sedimentação. A menor declividade do leito provoca diminuição na velocidade do fluxo, reduzindo a sua capacidade de transporte e, conseqüentemente, diminuindo a granulometria da carga detrítica transportada.

As características geomorfológicas das HRUs, determinadas a partir da análise do comprimento do talvegue principal do fundo vale (Ct), constam na Tabela 5. A partir dos atributos morfométricos e fisiográficos, delineou-se o zoneamento geomorfológico de risco da microbacia hidrográfica apresentado na Figura 6.

Tabela 5. Atributos morfométricos e fisiográficos das HRUs a partir da análise do comprimento do talvegue principal (Ct).

HRU	Lat	Long	Elevação	ElevMín	ElevMáx	Area	P	Ct	Dt	Cmt	H	Rrt	Rrl	HDt	CRt
	- DD -	- DD -	— m —	— m —	— m —	- km ² -	- km -	- km -	km/km ²	- m ² -	- m -	- m/m -	- m/m -		
1	-20.108	-44.111	1108.8	967	1308	0,66	4,53	1,70	2,57	389,31	341	0,200	0,075	0,88	0,81
2	-20.105	-44.106	1150.6	967	1414	1,02	5,85	1,96	1,93	518,11	447	0,228	0,076	0,86	0,72
3	-20.111	-44.126	1029.3	891	1123	0,61	4,15	1,43	2,34	426,58	232	0,162	0,056	0,54	0,64
4	-20.106	-44.119	1142.2	891	1412	1,44	7,15	2,51	1,74	575,16	521	0,208	0,073	0,91	0,63
5	-20.118	-44.125	925.1	847	1044	0,42	3,88	1,31	3,13	319,66	197	0,150	0,051	0,62	0,80
6	-20.116	-44.117	999.3	847	1193	0,84	6,55	2,32	2,76	361,77	346	0,149	0,053	0,96	0,75
7	-20.119	-44.129	953.4	847	1056	0,51	4,73	1,67	3,28	304,98	209	0,125	0,044	0,69	0,59
8	-20.114	-44.150	944.2	776	1212	1,44	10,08	3,93	2,72	367,78	436	0,111	0,043	1,19	0,63
9	-20.114	-44.143	945.1	776	1369	2,55	10,58	4,04	1,58	631,22	593	0,147	0,056	0,94	0,50
10	-20.125	-44.124	868.1	818	954	0,79	5,88	1,80	2,28	439,31	136	0,075	0,023	0,31	0,34
11	-20.124	-44.116	881.6	818	979	0,79	5,00	1,87	2,35	425,17	161	0,086	0,032	0,38	0,47
12	-20.129	-44.147	798.5	767	845	0,12	3,18	0,89	7,21	138,71	78	0,088	0,025	0,56	1,03
13	-20.117	-44.156	933.7	767	1214	3,13	14,25	4,97	1,59	630,08	447	0,090	0,031	0,71	0,28
14	-20.115	-44.134	990.7	766	1407	3,66	14,43	4,98	1,36	734,47	641	0,129	0,044	0,87	0,40
15	-20.132	-44.134	823.2	766	913	0,50	4,13	1,39	2,77	361,11	147	0,106	0,036	0,41	0,53
16	-20.121	-44.108	926.7	829	1114	1,28	8,58	2,97	2,32	430,13	285	0,096	0,033	0,66	0,43
17	-20.121	-44.101	920.9	829	1195	1,83	10,25	3,95	2,15	464,06	366	0,093	0,036	0,79	0,39
18	-20.132	-44.141	783.0	762	815	0,14	2,33	0,66	4,63	216,04	53	0,081	0,023	0,25	0,69
19	-20.132	-44.121	829.8	803	867	0,27	3,18	1,04	3,91	255,76	64	0,061	0,020	0,25	0,51
20	-20.129	-44.113	844.5	803	930	0,78	5,30	1,95	2,51	397,99	127	0,065	0,024	0,32	0,46
21	-20.133	-44.146	785.2	762	826	0,27	3,35	1,20	4,42	226,34	64	0,053	0,019	0,28	0,59
22	-20.135	-44.142	763.9	762	770	0,03	1,00	0,35	11,62	86,09	8	0,023	0,008	0,09	0,53
23	-20.136	-44.112	833.5	803	877	0,68	5,20	1,53	2,25	445,40	74	0,048	0,014	0,17	0,27
24	-20.135	-44.121	817.9	793	867	0,33	5,30	1,37	4,14	241,66	74	0,054	0,014	0,31	0,37
25	-20.141	-44.118	828.0	793	868	0,58	4,63	1,22	2,10	476,18	75	0,061	0,016	0,16	0,29
26	-20.132	-44.127	852.8	796	928	0,52	5,05	1,95	3,74	267,16	132	0,068	0,026	0,49	0,65
27	-20.139	-44.123	801.5	793	818	0,03	1,10	0,34	10,48	95,38	25	0,073	0,023	0,26	1,69
28	-20.138	-44.151	804.7	758	859	0,94	5,95	1,94	2,06	485,45	101	0,052	0,017	0,21	0,30
29	-20.137	-44.144	776.0	758	815	0,29	3,58	1,15	3,91	255,63	57	0,050	0,016	0,22	0,43
30	-20.143	-44.136	804.6	758	836	0,69	5,35	1,86	2,69	371,78	78	0,042	0,015	0,21	0,23
31	-20.139	-44.131	801.9	762	874	1,58	7,98	2,90	1,83	545,89	112	0,039	0,014	0,21	0,29
32	-20.145	-44.153	807.7	755	853	0,61	4,58	1,65	2,68	372,79	98	0,059	0,021	0,26	0,35
33	-20.148	-44.144	789.3	753	845	1,74	7,33	2,17	1,25	802,08	92	0,042	0,013	0,11	0,17
34	-20.148	-44.160	785.6	739	853	0,64	4,93	1,73	2,71	369,13	114	0,066	0,023	0,31	0,49
35	-20.153	-44.154	773.9	739	825	0,89	5,35	1,88	2,12	471,80	86	0,046	0,016	0,18	0,32
36	-20.156	-44.158	745.7	735	768	0,02	1,23	0,52	34,60	28,90	33	0,064	0,027	1,14	3,99
Mínimo			745.7	735	768	0,02	1,00	0,34	1,25	28,90	8,0	0,023	0,008	0,09	0,17
Máximo			1150.6	967	1414	3,66	14,43	4,98	34,60	802,08	641,0	0,228	0,076	1,19	3,99
Media			877.0	799.89	995.72	0,91	5,72	1,98	4,10	386,92	195,8	0,091	0,032	0,49	0,63
Mediana			831.7	784.50	895.00	0,67	5,13	1,77	2,63	381,05	120,5	0,074	0,024	0,35	0,50
DP			107.8	57.10	203.37	0,83	3,14	1,16	5,69	172,02	172,1	0,051	0,019	0,32	0,64
CV			12.3	7.14	20.42	91,82	54,88	58,89	138,54	44,46	87,9	55,723	58,743	64,29	101,89

Legenda: HRU - Unidade de resposta hidrológica; Lat - Latitude; Long - Longitude; ElevMín - Elevação mínima; ElevMáx - Elevação máxima; A - Área da bacia hidrográfica; P - Perímetro; Ct - Comprimento do talvegue principal; Dt - Densidade do talvegue; Cmt - Coeficiente de manutenção do talvegue; H - Amplitude altimétrica (H); Rrt - Razão de relevo do talvegue; Rrl - Razão de relevo relativo; HDt - Índice de rugosidade do talvegue; CRt - Coeficiente de rugosidade do talvegue.

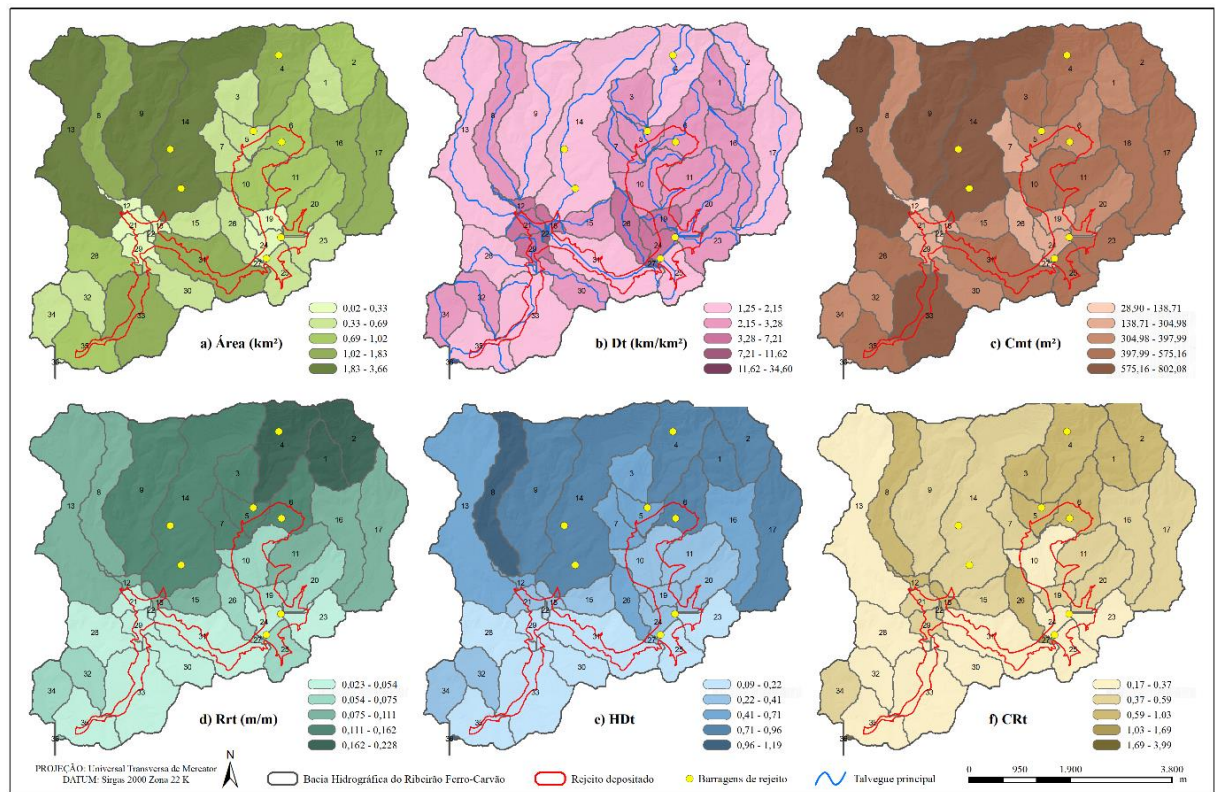


Fig. 6. Zoneamento geomorfológico de risco da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão determinadas a partir da análise do comprimento do talvegue principal do fundo vale (Ct). Os termos são identificados como: Dt - Densidade do talvegue; Cmt - Coeficiente de manutenção do talvegue; Rrt - Razão de relevo do talvegue; HDt - Índice de rugosidade do talvegue; CRt - Coeficiente de rugosidade do talvegue.

No processo de conformação fluvial observado a partir dos dados da distância de cada comprimento do talvegue (Ct - metros), observa-se que nas formas resultantes do escoamento das águas, as HRUs 13 e 14 são as mais extensas. As principais características das HRUs condicionam a esculturação da paisagem, a partir dos aspectos geológicos, formas de relevo e processos geomorfológicos, características hidrológicas, biota e ocupação do solo (Christofolletti, 1981b).

A dinâmica dos rios e as formas topográficas resultantes da ação fluvial, com ênfase nos processos e mecanismos observados no canal fluvial de talvegue, indica a forma de transporte de sedimentos, dentre outros fatores e, consequentemente, o volume a ser carregado nos drenos. Cada talvegue consiste em um dreno principal, alimentado por um certo número de tributários, e em cada HRU existe um vale proporcional ao seu tamanho.

O conjunto de HRUs da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão forma um sistema de vales comunicantes, que se unem ao vale principal em uma elevação superior ao

ponto de confluência com o rio Paraopeba, onde hoje estão instaladas obras de engenharia.

Cada vale escavado na HRU conforma a rede fluvial, intensificando o transporte de sedimentos (cargas detríticas) em três diferentes formas: dissolvidas (constituintes intemperizados das rochas transportados em solução química), em suspensão (devido ao fluxo turbulento do rio, correspondendo à fração mais fina do material do leito) e no leito do rio (partículas maiores de areia, transportadas através de saltação, deslizamento ou rolamento na superfície do leito) (Christofolletti, 1981a).

No processo de erosão fluvial do talvegue, que ocorre no período de intensas chuvas (meses de novembro a abril), o escoamento superficial é mais forte, intensificando a retirada de detritos do fundo do leito e transportando com maior intensidade as partículas de solo. Entretanto, deve-se enaltecer que neste período o processo de erosão nas encostas das HRUs ocorre também com maior intensidade, fazendo com que passem a integrar a camada sedimentar, atuando no curso de água. A inclinação/declividade acentuada do terreno, o processo de desmatamento e ocupação de encostas, somados às chuvas intensas, constituem uma combinação perfeita para acentuar os riscos de deslocamento de encostas.

A frequência das cheias está relacionada com as vazões mais elevadas que anualmente acontecem em cada seção transversal na confluência dos drenos, independente de causar ou não inundação e erosão, devido à alta velocidade do fluxo e deposição dos sedimentos. A velocidade do fluxo superficial condiciona o processo de erosão natural na conformação do vale no transporte e na sedimentação dos drenos. As características físicas dos sedimentos devem ser consideradas, principalmente tamanho, densidade e forma no fluxo superficial e subsuperficial. A existência de quebras de declive no talvegue e as variações da vazão de cada dreno modificam a conformação geomorfológica, que por sua vez, está diretamente relacionada com as variações climáticas e de uso do solo.

As águas fluviais deslocam-se através do talvegue principal, apresentando a direção de escoamento do fundo do vale da bacia hidrográfica. Estando em constante interação com as vertentes, a rede de drenagem é estruturada de forma a canalizar o fluxo de água e detritos que lhe é fornecida, evidenciando as características dos canais de escoamento lateral. É na escala das vertentes que processos como erosão,

escorregamento de encostas, contaminação do solo e da água são analisados.

O processo morfogenético pluvial é um dos mais importantes na esculturação das vertentes, que constituem parte integrante das bacias hidrográficas. Os mecanismos de escoamento da água pluvial e às trajetórias de fluxo determinam a velocidade de escoamento da água nas vertentes e o potencial de lixiviação e transporte de partículas sólidas e substâncias químicas.

Os mapas temáticos da rede de drenagem e da orientação de vertentes constam na Figura 7.

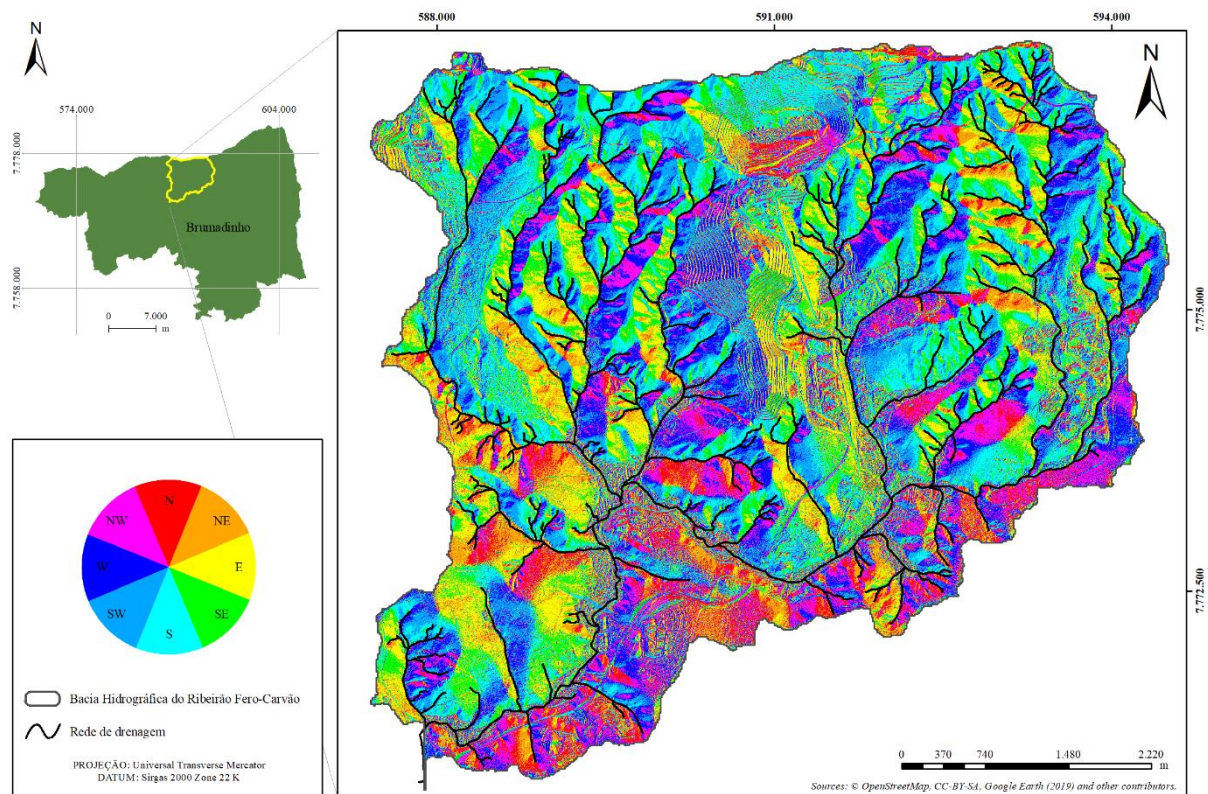


Fig. 7. Mapa temático da rede de drenagem da microbacia do ribeirão Ferro Carvão, MG.

A partir da análise do comprimento da rede de drenagem (Cr) e do comprimento do curso d'água principal (Cp), determinou-se as características geomorfológicas das HRUs apresentadas na Tabela 6. O zoneamento geomorfológico de risco da microbacia hidrográfica foi delineado a partir dos atributos morfométricos e fisiográficos, sendo apresentado na Figura 8.

Tabela 1. Atributos morfométricos e fisiográficos das HRUs a partir da análise do comprimento da rede de drenagem (Cr) e do comprimento do curso d'água principal (Cp).

HRU	Lat	Long	Elevação	ElevMín	ElevMáx	Area	P	Cr	Cp	Dr	Cmr	H	Rrr	Rrl	HDr	CRr
	- DD -	- DD -	- m -	- m -	- m -	km ²	km	km	km	km/km ²	- m ² -	- m -	m/m	m/m		
1	-20.108	-44.111	1108.8	967	1308	0,66	4,53	3,36	1,47	5,06	197,61	341	0,232	0,075	1,73	1,60
2	-20.105	-44.106	1150.6	967	1414	1,02	5,85	6,96	1,97	6,85	146,05	447	0,227	0,076	3,06	2,55
3	-20.111	-44.126	1029.3	891	1123	0,61	4,15	2,99	0,95	4,91	203,84	232	0,245	0,056	1,14	1,33
4	-20.106	-44.119	1142.2	891	1412	1,44	7,15	4,84	2,32	3,35	298,15	521	0,225	0,073	1,75	1,22
5	-20.118	-44.125	925.1	847	1044	0,42	3,88	1,40	1,02	3,33	299,87	197	0,193	0,051	0,66	0,85
6	-20.116	-44.117	999.3	847	1193	0,84	6,55	3,88	1,59	4,61	216,85	346	0,218	0,053	1,60	1,26
7	-20.119	-44.129	953.4	847	1056	0,51	4,73	0,64	0,48	1,26	791,60	209	0,435	0,044	0,26	0,23
8	-20.114	-44.150	944.2	776	1212	1,44	10,08	6,57	3,78	4,55	219,66	436	0,115	0,043	1,98	1,05
9	-20.114	-44.143	945.1	776	1369	2,55	10,58	12,16	3,69	4,77	209,49	593	0,161	0,056	2,83	1,51
10	-20.125	-44.124	868.1	818	954	0,79	5,88	1,74	1,35	2,19	456,28	136	0,101	0,023	0,30	0,33
11	-20.124	-44.116	881.6	818	979	0,79	5,00	3,07	1,70	3,86	258,82	161	0,095	0,032	0,62	0,77
12	-20.129	-44.147	798.5	767	845	0,12	3,18	0,31	0,31	2,53	394,82	78	0,250	0,025	0,20	0,36
13	-20.117	-44.156	933.7	767	1214	3,13	14,25	9,98	4,61	3,18	314,14	447	0,097	0,031	1,42	0,56
14	-20.115	-44.134	990.7	766	1407	3,66	14,43	7,49	3,05	2,05	488,54	641	0,210	0,044	1,31	0,59
15	-20.132	-44.134	823.2	766	913	0,50	4,13	2,39	1,19	4,77	209,71	147	0,124	0,036	0,70	0,92
16	-20.121	-44.108	926.7	829	1114	1,28	8,58	4,64	2,83	3,63	275,75	285	0,101	0,033	1,03	0,67
17	-20.121	-44.101	920.9	829	1195	1,83	10,25	7,17	3,55	3,91	255,67	366	0,103	0,036	1,43	0,70
18	-20.132	-44.141	783.0	762	815	0,14	2,33	0,39	0,26	2,72	367,50	53	0,204	0,023	0,14	0,41
19	-20.132	-44.121	829.8	803	867	0,27	3,18	0,41	0,41	1,55	643,90	64	0,155	0,020	0,10	0,20
20	-20.129	-44.113	844.5	803	930	0,78	5,30	4,54	1,85	5,85	171,07	127	0,069	0,024	0,74	1,07
21	-20.133	-44.146	785.2	762	826	0,27	3,35	0,99	0,50	3,66	273,54	64	0,127	0,019	0,23	0,49
22	-20.135	-44.142	763.9	762	770	0,03	1,00	0,33	0,24	10,76	92,90	8	0,033	0,008	0,09	0,49
23	-20.136	-44.112	833.5	803	877	0,68	5,20	2,12	0,77	3,11	321,23	74	0,096	0,014	0,23	0,37
24	-20.135	-44.121	817.9	793	867	0,33	5,30	1,08	0,75	3,24	308,52	74	0,099	0,014	0,24	0,29
25	-20.141	-44.118	828.0	793	868	0,58	4,63	2,51	1,03	4,32	231,44	75	0,073	0,016	0,32	0,61
26	-20.132	-44.127	852.8	796	928	0,52	5,05	2,05	1,52	3,94	253,73	132	0,087	0,026	0,52	0,68
27	-20.139	-44.123	801.5	793	818	0,03	1,10	0,29	0,17	8,95	111,76	25	0,150	0,023	0,22	1,45
28	-20.138	-44.151	804.7	758	859	0,94	5,95	4,14	1,57	4,39	227,83	101	0,064	0,017	0,44	0,64
29	-20.137	-44.144	776.0	758	815	0,29	3,58	1,48	0,88	5,05	197,86	57	0,065	0,016	0,29	0,55
30	-20.143	-44.136	804.6	758	836	0,69	5,35	0,88	0,81	1,27	787,24	78	0,096	0,015	0,10	0,11
31	-20.139	-44.131	801.9	762	874	1,58	7,98	5,53	2,36	3,49	286,35	112	0,047	0,014	0,39	0,54
32	-20.145	-44.153	807.7	755	853	0,61	4,58	1,03	1,03	1,68	595,34	98	0,095	0,021	0,16	0,22
33	-20.148	-44.144	789.3	753	845	1,74	7,33	3,98	1,82	2,29	437,35	92	0,051	0,013	0,21	0,32
34	-20.148	-44.160	785.6	739	853	0,64	4,93	3,12	1,17	4,88	204,96	114	0,098	0,023	0,56	0,89
35	-20.153	-44.154	773.9	739	825	0,89	5,35	3,39	1,51	3,82	262,03	86	0,057	0,016	0,33	0,57
36	-20.156	-44.158	745.7	735	768	0,02	1,23	0,32	0,32	21,45	46,62	33	0,103	0,027	0,71	2,47
Mínimo			745.7	735	768	0,02	1,00	0,29	0,17	1,26	0,00	8,0	0,033	0,008	0,09	0,11
Máximo			1150.6	967	1414	3,66	14,43	12,16	4,61	21,45	787,24	641,0	0,435	0,076	3,06	2,55
Media			877.0	799.89	995.72	0,91	5,72	3,28	1,52	4,48	285,18	195,8	0,136	0,032	0,78	0,80
Mediana			831.7	784.50	895.00	0,67	5,13	2,75	1,27	3,84	257,25	120,5	0,102	0,024	0,48	0,62
DP			107.8	57.10	203.37	0,83	3,14	2,86	1,12	3,50	159,33	172,1	0,081	0,019	0,76	0,57
CV			12.3	7.14	20.42	91,82	54,88	87,18	73,62	78,03	55,87	87,9	59,608	58,743	97,75	71,64

Legenda: HRU - Unidade de resposta hidrológica; Lat - Latitude; Long - Longitude; ElevMín - Elevação mínima; ElevMáx - Elevação máxima; A - Área da bacia hidrográfica; P - Perímetro; Cr - Comprimento da rede de drenagem; Cp - Comprimento do curso d'água principal; Dr - Densidade da rede de drenagem; Cmr - Coeficiente de manutenção da rede de drenagem; H - Amplitude altimétrica (H); Rrr - Razão de relevo da rede de drenagem; Rrl - Razão de relevo relativo; HDr - Índice de rugosidade da rede de drenagem; CRr - Coeficiente de rugosidade da rede de drenagem.

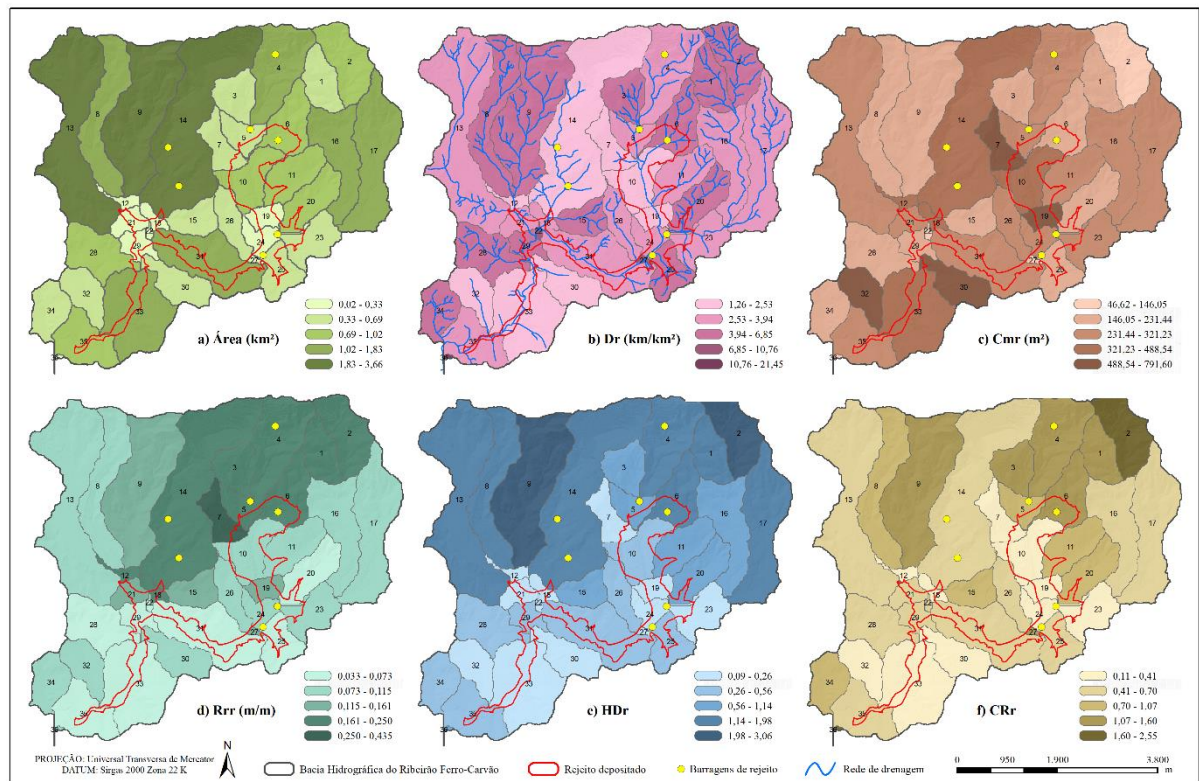


Fig. 8. Zoneamento geomorfológico de risco da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão delineados a partir da análise do comprimento da rede de drenagem (Cr) e do comprimento do curso d'água principal (Cp). Os termos são identificados como: Dr - Densidade da rede de drenagem; Cmr - Coeficiente de manutenção da rede de drenagem; Rrr - Razão de relevo da rede de drenagem; HDr - Índice de rugosidade da rede de drenagem; CRr - Coeficiente de rugosidade da rede de drenagem.

O coeficiente de manutenção (Cm) limita a área mínima necessária para o desenvolvimento e manutenção de um metro de canal de escoamento. Observa-se que as HRUs 7, 19, 30 e 32 possuem os maiores coeficientes de manutenção, consequentemente, são as regiões mais pobres em cursos d'água na microbacia. Em contraponto, as HRUs 36, 22 e 27, com maior densidade de drenagem (Dr), possuem maior capacidade de fazer escoamentos rápidos.

Cada HRU foi classificada, segundo o coeficiente de rugosidade (CR), em seu potencial geomorfológico, definindo as classes de uso do solo mais adequadas para cada região. Os resultados corroboram com pesquisas realizadas por Pissarra et al (2004) e Valle Junior (2008).

As HRUs 2 e 36 não apresentam a adequada aptidão de uso das terras e são consideradas as regiões de maior risco geomorfológico. A HRU 2 apresenta alto valor de razão de relevo (Rr) e índice de rugosidade (HD), corroborando que seu talvegue

possui intenso processo erosivo e grande potencial de transporte de sedimentos, pois converte rapidamente o fluxo da vertente em fluxo fluvial. Desta forma, é indicado que se mantenha a área coberta por vegetação florestal, de forma a não oferecer riscos as áreas a jusante. A HRU 36, localizada no exutório, ponto para onde converge a vazão da microbacia, possui baixa declividade (11%) e elevada densidade de drenagem (Dr). Esta HRU, que foi gravemente atingida pelo rejeito do rompimento da barragem, teve o traçado e o perfil restaurados (em parte canalizado), visando a naturalização da calha fluvial para a reconstituição das funções ecológicas da zona hiporréica.

As HRUs 1, 3, 4, 9 e 14, segundo o zoneamento geomorfológico de risco, são unidades apropriadas para o reflorestamento. Estas unidades, embora já possuam grande porcentagem de suas áreas ocupadas por formação natural, sofrem processos erosivos intensos devido ao relevo. As instalações minerárias instaladas nestas HRUs devem sofrer manutenções preventivas e os sistemas de produção devem optar pelo uso de técnicas de manejo conservacionista, a fim de evitar que desastres ambientais resultem de fenômenos naturais.

Das sete barragens de rejeito da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, cinco estão instaladas em áreas de risco geomorfológico e duas foram soterradas pela onda de lama. As HRUs 4, 5, 6 e 14 se mostram inapropriadas para a instalação de barragens de rejeito, pois apresentam solos rasos e montanhosos, canais fluviais com intenso processo erosivo e de transporte, sendo suscetíveis a erosão do solo e a contaminação química do solo e da água.

Nas Figuras 5 e 8, pode-se observar que, de acordo com a intensidade da declividade e das características geomorfológicas, ocorre uma elevada velocidade da enxurrada nas vertentes das HRUs, fato que geralmente resulta em erosão e transporte, ao passo que uma baixa velocidade provoca sedimentação. As modificações na velocidade de escoamento superficial das águas das chuvas, devido as quebras de declive, ocasionam mudanças significativas na carga sólida transportada na distância de cada talvegue. De um modo geral, a velocidade de escoamento dos cursos d'água não se efetua de maneira homogênea já que ela depende essencialmente da declividade, da forma e da existência ou não de irregularidades no canal.

Quanto maior for a declividade do canal, maior será a velocidade da corrente (Figura 5). Junto do leito e das margens, a velocidade do fluxo é reduzida devido ao atrito da água com as rochas ou sedimentos, atingindo um máximo no interior do canal. O grau de irregularidade de um leito também controla a velocidade. Uma corrente pode fluir rapidamente sobre um canal de fundo liso e regular, no entanto, num meio irregular, cria-se mais atrito entre a água e o fundo, diminuindo a velocidade da corrente.

Para a análise simultânea das medidas múltiplas que indicam a conformação geomorfológica de cada HRU da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, obteve-se a informação de algumas diferenças entre os grupos formados pelas HRUs (Figura 9A) e entre as características morfométricas (Figura 9B).

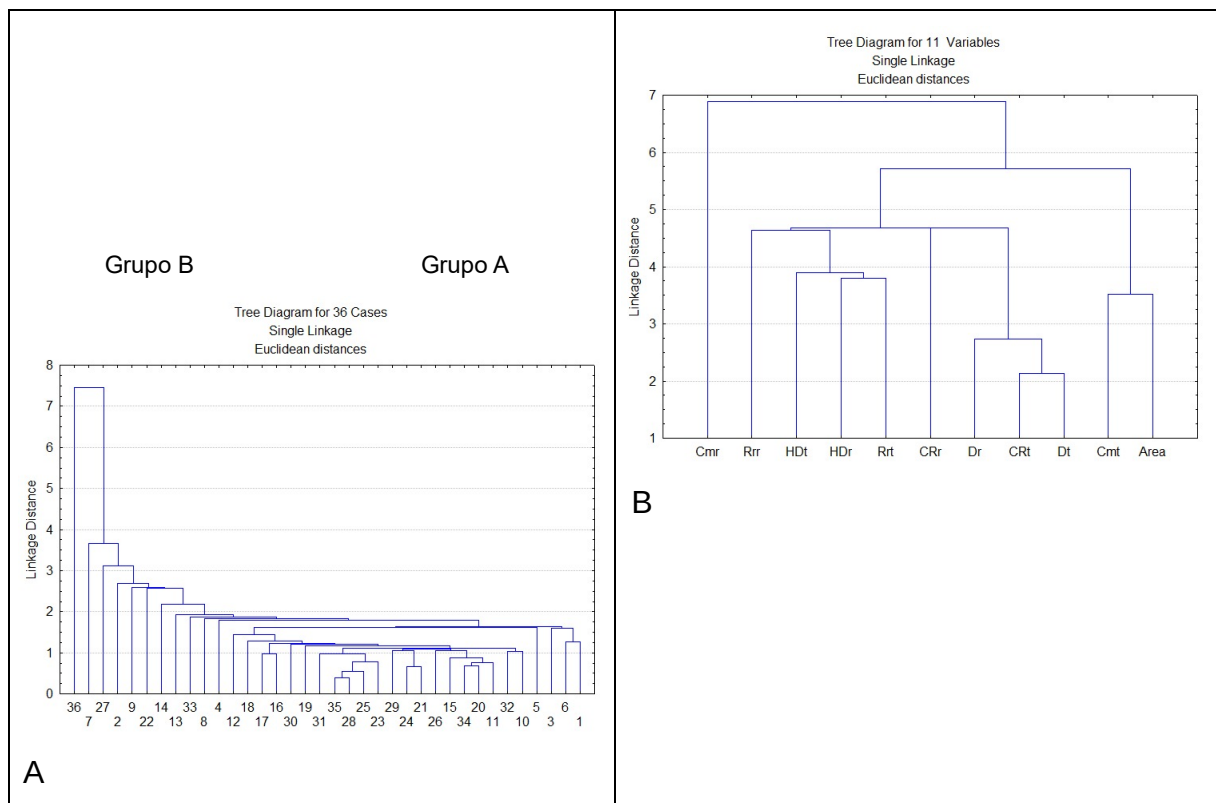


Fig. 9. Agrupamento cluster das HRUs e das características morfométricas.

Face à constatação de diferenças significativas, pode-se identificar as HRUs que pertencem aos agrupamentos hierárquicos realizados por sucessivas fusões entre as unidades. As HRUs 1, 6, 3 e 5 são as mais similares, apresentando o máximo de semelhança entre as características morfométricas, já a HRU 36, apresenta a máxima dissimilaridade de conformação geomorfológica. Os subgrupos foram

posteriormente subdivididos em outros subgrupos similares (Grupo A) e dissimilares (Grupo B). O processo é repetido até que haja tantos subgrupos quantos HRUs.

Quanto as características morfométricas, foram subdivididas em dois subgrupos de tal forma que exista o máximo de semelhança entre as características dos mesmos subgrupos e a máxima dissimilaridade entre elementos de subgrupos distintos. Desta forma, Cmt e área formam um agrupamento; Dt, Crt e Dr; CRr; Rrt, HDR; HDt; Rrr; e a maior dissimilaridade Cmr.

Com o decréscimo da similaridade, os subgrupos são fundidos, formando um único grupo com todos os objetos. Sendo assim, fez-se necessário analisar a projeção das variáveis no plano de cada fator (Fator 2 – 32,79%; Fator 1 – 38,65%).

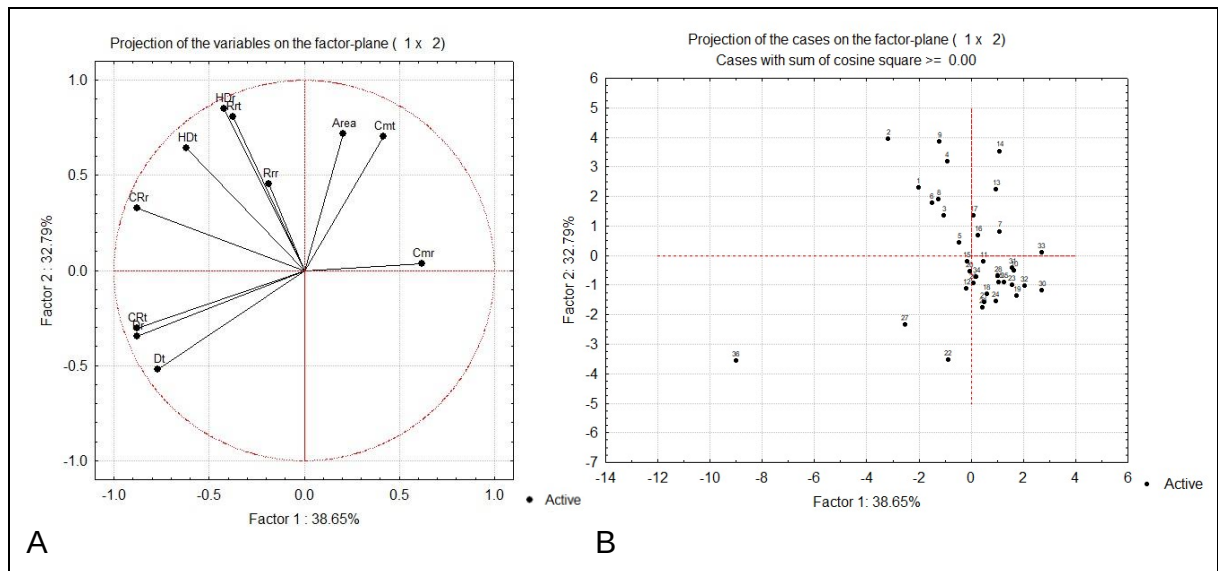


Fig. 10. Análise fatorial das características morfométricas (A) e das HRUs (B).

O fatorial das variáveis analisadas (Figura 10 A, B) que tendem a estar correlacionadas entre si, ocorre entre Area e Cmt e Crt e Dr, que representam o conjunto dessas variáveis. A análise fatorial é uma técnica estatística exploratória, pois define os conjuntos de variáveis altamente correlacionadas e resume as diversas variáveis em um conjunto menor de dimensões com uma perda mínima de informação.

Quando aplicada em estudos que exigem a redução do número de variáveis para favorecer a análise exploratória, ou quando utiliza os fatores para a criação de medidas compostas, dizemos que assume uma perspectiva exploratória. Por outro lado, se o estudo envolve uma base conceitual que permite compreender a relação entre as variáveis, então um fator pode assumir determinado significado. Ele pode

representar um conceito, medido pelo conjunto de variáveis que o compõe, que não seria possível verificar individualmente.

O zoneamento geomorfológico de risco trata-se de uma abordagem integrada do espaço geográfico centrado no comprimento do talvegue e do comprimento dos talvegues e seus tributários em suas características geomorfológicas da conformação da paisagem de cada HRU como unidade de análise. A determinação de zonas semelhantes a partir de métricas que indicam o relevo do talvegue se torna um instrumento estratégico de planejamento, inserido no contexto da avaliação de impactos ambientais, serve de base para a implementação ações de intervenção.

No trabalho, pode-se reconhecer as potencialidades das paisagens de cada HRU. As informações de uso do solo e características geomorfológicas determinaram as zonas de risco. Essas informações, aliadas à legislação ambiental vigente, servem de base para a elaboração do planejamento de ações a serem realizadas, como a determinação de áreas para restauração ecológica e áreas para implementação de novos empreendimentos.

As preocupações em cada HRU vinculam-se ao presente estado de degradação, assim, os problemas tornam-se as questões inerentes à análise geográfica, visto que tais se expressam espacialmente, contemplando questões de ordem tanto ecológica, como social e econômica. O planejamento sob o enfoque geográfico, segundo Christofletti (1994), envolve a questão da espacialidade, referindo-se à implementação de atividades em determinado território. O zoneamento geomorfológico de risco realizado para a área de estudo visou estabelecer categorias de medidas necessárias para a manutenção das funções geoecológicas da paisagem a partir da identificação do estado geomorfológico das unidades de paisagem mapeadas (Ermakov et al., 1988; Mateo Rodriguez et al, 1995).

As características geomorfológicas foram fundamentais para a delimitação da suscetibilidade do terreno a atuação dos processos morfogenéticos, e consequente, para a definição de zonas de risco, expondo as irregularidades do fundo do vale, do terreno e da paisagem da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão. Locais onde ocorrem processos erosivos mais intensos, por observações de características físicas do terreno, não se deve empreender barragens de rejeito. A localização das barragens de rejeito ou de qualquer outro depósito temporário deverá considerar a conformação

geomorfológica das microbacias e o zoneamento geomorfológico de risco. As políticas de gestão para propor um desenvolvimento para a região devem focar nas potencialidades específicas com suas especificidades geomorfológicas. Sendo assim, indica-se que as práticas de manejo e conservação do solo tenham início nas HRUs 1, 2, 3, 4, 6, 9, 24 e 36.

4. Conclusões

O planejamento eficiente para implementar os empreendimentos está intrinsecamente vinculado ao grau de conhecimento sobre a dinâmica geomorfológica de cada região que apresenta distintas características físicas do terreno. De acordo com os resultados desta pesquisa, a metodologia de zoneamento de risco geomorfológico é um instrumento básico para a compreensão dos agentes e processos modeladores do relevo, possibilitando dessa forma inferir sobre as áreas de maior intensidade de risco no intuito de propor intervenções na microbacia.

As zonas de risco geomorfológico (HRUs 1, 2, 3, 4, 6, 9, 14 e 36) caracterizadas pela rede de drenagem estão espacializadas, em sua maioria, na região a montante da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão. Nestas regiões será necessário detalhar os dados e determinar as características morfométricas dos tributários de cada talvegue, modificando a escala espacial e verificando com mais rigor os espaços que devem sofrer intervenção na dinâmica da paisagem, visto que a capacidade de uso do solo pode modificar profundamente as características naturais do meio.

As HRUs 19, 22, 24, 27 e 29 devem ser prioridade na implementação de práticas de manejo e conservação do solo para restauração ecológica a partir critérios técnicos, sociais e ambientais. As atividades empreendedoras devem ser fundamentadas na geomorfologia local para que haja equilíbrio na relação entre os componentes da conformação da paisagem e as funções socioeconômicas.

O conhecimento da dinâmica do relevo associado à escolha da escala de investigação adequada associado a elaboração de leis e diretrizes mais restritivas auxiliam na implementação de ações mais sustentáveis para o desenvolvimento regional.

Author Contributions: Authors contributed equally to the manuscript. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was funded by the contract no. 5500074952/5500074950/5500074953, signed between the Vale S.A. company and the following re-search institutions: Fundação de Apoio Universitário; Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro; and Fundação para o Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. The author Renato Farias do Valle Junior received a productivity grant from the CNPq–Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. For the author integrated in the CITAB research centre, this work was further supported by National Funds of FCT–Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB/04033/2020. The author integrated in the CITAB research centre is also integrated in theInov4Agro–Institute for Innovation, Capacity Building and Sustainability of Agri-food Production. The Inov4Agro is an Associate Laboratory composed of two R&D units (CITAB & Green U Porto). For the author integrated in the CQVR, the research was additionally supported by National Funds of FCT–Portuguese Foundation for Science and Technology, under the projects UIDB/00616/2020 and UIDP/00616/2020.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

Referências

- Alkmim, F.F., Marshak, S., 1998. Transamazonian Orogeny in the Southern São Francisco Craton Region, Minas Gerais, Brazil: Evidence for Paleoproterozoic collision and collapse in the Quadrilátero Ferrífero. *Precambrian Res* 90, 29–58. [https://doi.org/10.1016/S0301-9268\(98\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0301-9268(98)00032-1)
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Ángyán, J., Balázs, K., Podmaniczky, L., Skutai, J., 2003. Integrated Land Use Zonation System in Hungary as a Territorial Base for Agri-Environmental Programs. *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes* 125–141. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05240-2_9
- Baran, A., Tack, F.M.G., Delemazure, A., Wieczorek, J., Tarnawski, M., Birch, G., 2023. Metal contamination in sediments of dam reservoirs: A multi-faceted generic risk assessment. *Chemosphere* 310, 136760. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136760>
- Busico, G., Colombani, N., Fronzi, D., Pellegrini, M., Tazioli, A., Mastrocicco, M., 2020. Evaluating SWAT model performance, considering different soils data input, to quantify actual and future runoff susceptibility in a highly urbanized basin. *J Environ Manage* 266, 110625. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110625>
- Cardona, O. D., 2013. The need for rethinking the concepts of vulnerability and risk from a holistic perspective: a necessary review and criticism for effective risk management. In: *Mapping vulnerability*. Routledge, p. 37-51.
- Carneiro, M.A., 1992. O Complexo metamórfico Bonfim setentrional (Quadrilátero Ferrífero, MG): litoestratigrafia e evolução geológica de um segmento de crosta continental do arqueano. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. <https://doi.org/10.11606/T.44.1992.tde-18112015-104751>
- Chen, W., Xu, Y., Zhang, Z., Yang, L., Pan, X., Jia, Z., 2021. Mapping agricultural plastic greenhouses using Google Earth images and deep learning. *Comput Electron Agric* 191, 106552. <https://doi.org/10.1016/J.COMPAG.2021.106552>

- Christofoletti, A., 1980. Geomorfologia. Edgard Blücher, São Paulo, SP.
- Christofoletti, A., 1981a. Geomorfologia Fluvial - O Canal Fluvial. Edgard Blücher, São Paulo, SP.
- Christofoletti, A., 1981b. A variabilidade espacial e temporal da densidade de drenagem. *Not. Geomorphol.*, v. 21, n. 42, p. 3-22.
- Christofoletti, A., 1994. Aplicabilidade do Conhecimento Geomorfológico nos Projetos de Planejamento. in: CUNHA, S.B. et al. (org) Geomorfologia: uma Atualização de Bases e Conceitos. Bertrand do Brasil, Rio de Janeiro, RJ. pp. 415-440.
- Coelho, T.P., 2020. Minério-dependência em Brumadinho e Mariana. *Lutas Sociais* 22, 252–267. <https://doi.org/10.23925/ls.v22i41.46681>
- de Souza Diniz, J.M.F., Dos Reis, A.A., Acerbi Junior, F.W., Gomide, L.R., 2014. Detecção da expansão da área minerada no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, no período de 1985 a 2011 através de técnicas de sensoriamento remoto. *Boletim de Ciências Geodésicas* 20, 683–700. <https://doi.org/10.1590/S1982-21702014000300039>
- Dramis, F., Guida, D., Cestari, A., 2011. Nature and Aims of Geomorphological Mapping. *Developments in Earth Surface Processes* 15, 39–73. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53446-0.00003-3>
- Du, Z., Ge, L., Ng, A.H.M., Zhu, Q., Horgan, F.G., Zhang, Q., 2020. Risk assessment for tailings dams in Brumadinho of Brazil using InSAR time series approach. *Science of The Total Environment* 717, 137125. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137125>
- ENGESAT - Imagens de Satélites e Geotecnologias. Curitiba, Paraná. Sobre Brumadinho – MG, Dia 25-01-19. 1. Imagem de satélite, color. Satélite PLEIADES fornecidas por AIRBUS Defense & Space. Intervalo de tempo: dia 18 de janeiro de 2019. Lat. -20.1182, Long. -44.201. Available online at: <http://www.engesat.com.br/sobre-brumadinho-mg-dia-25-01-19/>. Accessed 25 June 2021.
- Ermakov, K. v., Butayev, B.S., Spiridonov, V.P., 1988. Application of the effective harmonic oscillator in thermodynamic perturbation theory. *Chem Phys Lett* 144, 497–502. [https://doi.org/10.1016/0009-2614\(88\)87303-2](https://doi.org/10.1016/0009-2614(88)87303-2)
- Gao, L., Ma, C., Wang, Q., Zhou, A., 2019. Sustainable use zoning of land resources considering ecological and geological problems in Pearl River Delta Economic Zone, China. *Scientific Reports* 2019 9:1 9, 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52355-7>
- Guerra, A.J.T.; Marçal, M.S., 2015. Geomorfologia Ambiental. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, RJ.
- Guerra, A.J.T., 2018. Geomorfology and Environmental Planning - Concepts and 18.
- Gustavsson, M., Seijmonsbergen, A.C., Kolstrup, E., 2008. Structure and contents of a new geomorphological GIS database linked to a geomorphological map — With an example from Liden, central Sweden. *Geomorphology* 95, 335–349. <https://doi.org/10.1016/J.GEO MORPH.2007.06.014>
- Hack, J.T., 1957. Studies of longitudinal stream profiles in Virginia and Maryland. US Government Printing Office.
- Haigh M.J., 1989. Review: Geomorphology in Environmental Planning. *Transactions of the Institute of British Geographers, England, UK*, pp. 241-242.
- Horton, R.E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*, 56:275-370.

- Hu, X., Gao, L., Ma, C., Hu, X., 2020. Land use zoning of Weifang North Plain based on ecological function and geo-environmental suitability. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 79, 2697–2719. <https://doi.org/10.1007/S10064-019-01706-9/FIGURES/15>
- Iannelli, C.M.; Rigoletto, I.D.P., 2020. *Brumadinho: da ciência à realidade*. Liber Ars, São Paulo, SP.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Pedologia 1:250.000. Available online at: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/. Accessed 27 Oct 2022.
- INMET – National Institute of Meteorology, Brazil. Meteorological database for teaching and Research (2021). <http://www.inmet.gov.br/Dadoshistoricosanuais>. Accessed 20 Oct 2022.
- Ju, H., Niu, C., Zhang, S., Jiang, W., Zhang, Z., Zhang, X., Yang, Z., Cui, Y., 2021. Spatiotemporal patterns and modifiable areal unit problems of the landscape ecological risk in coastal areas: A case study of the Shandong Peninsula, China. *J Clean Prod* 310, 127522. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127522>
- Li, X., Meng, X., Ji, X., Zhou, J., Pan, C., Gao, N., 2023. Zoning technology for the management of ecological and clean small-watersheds via k-means clustering and entropy-weighted TOPSIS: A case study in Beijing. *J Clean Prod* 397, 136449. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2023.136449>
- Liu, J., Jin, X., Xu, W., Fan, Y., Ren, J., Zhang, X., Zhou, Y., 2019. Spatial coupling differentiation and development zoning trade-off of land space utilization efficiency in eastern China. *Land use policy* 85, 310–327. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2019.03.034>
- Mateo Rodríguez, J.M., de Mauro, C.A., Russo, I.L., dos Santos Silva, C.M., Raquel, B.O.V. O., Arcuri, M.E.P., & Marinho, V.L.F., 1995. Análise da Paisagem como base para uma estratégia de organização geoambiental: Corumbataí (SP). *Geografia*, 88-129.
- Mendes, R.G., do Valle Junior, R.F., de Melo Silva, M.M.A.P., Sanches Fernandes, L.F., Pinheiro Fernandes, A.C., Pissarra, T.C.T., de Melo, M.C., Valera, C.A., Pacheco, F.A.L., 2022. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Pollution* 306, 119341. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119341>
- Pacheco, F.A.L., de Oliveira, M.D., Oliveira, M.S., Libânio, M., do Valle Junior, R.F., de Melo Silva, M.M.A.P., Pissarra, T.C.T., de Melo, M.C., Valera, C.A., Fernandes, L.F.S., 2022a. Water security threats and challenges following the rupture of large tailings dams. *Science of The Total Environment* 834, 155285. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155285>
- Pacheco, F.A.L., do Valle Junior, R.F., de Melo Silva, M.M.A.P., Pissarra, T.C.T., Carvalho de Melo, M., Valera, C.A., Sanches Fernandes, L.F., 2022b. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Science of The Total Environment* 809, 151157. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151157>
- Pallero, C., Scherer, M., Barragán, J.M., 2017. Methodology of delimitation and zoning of transitional systems: Application to the Mampituba river estuary (Brazil). *Ocean Coast Manag* 145, 62–71. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2017.05.010>
- Panizza, M., 1996. *Environmental geomorphology*. Elsevier, Oxford.

- Peña Monné, J.L., 1997. Cartografia geomorfológica básica e aplicada. Geoforma.
- Pissarra, T.C.T., Politano, W., Ferraud, A.S., 2004. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 28, 297–305. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200008>
- Pissarra, T.C.T., Costa, R.C.A., Valle Junior, R.F.D., Silva, M.M.A.P.D.M., Costa, A.M.D., Sanches Fernandes, L.F., de Melo, M.C., Valera, C.A., Pacheco, F. A. L., 2022. Role of mine tailings in the spatio-temporal distribution of phosphorus in river water: the case of B1 Dam break in Brumadinho. *Water*, 14(10):1572. <https://doi.org/10.3390/w14101572>
- Porsani, J.L., Jesus, F.A.N. de, Stangari, M.C., 2019. GPR Survey on an Iron Mining Area after the Collapse of the Tailings Dam I at the Córrego do Feijão Mine in Brumadinho-MG, Brazil. *Remote Sens (Basel)* 11, 860. <https://doi.org/10.3390/rs11070860>
- Qinye, Y., Du, Z., 1990. On Altitudinal Land Use Zonation of the Hengduan Mountain Region in Southwestern China. *GeoJournal* 20, 369–374. <http://www.jstor.org/stable/41144795>
- RIMA – Relatório de Impacto Ambiental. Projeto de Continuidade das Operações da Mina da Jangada de Córrego do Feijão: Municípios de Brumadinho e Sarzedo-MG; Nicho – Engenheiros Consultores, LTDA and Vale, SA: Belo Horizonte, MG, Brazil, 2017. p. 238.
- Rocha, J.S.M., 1997. Manual de projetos ambientais. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.
- Santos, H.G. dos 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., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa, Brasília, DF.
- Schumm, S.A., 1956. Evolution of drainage systems and slopes in bedlands at Perth Amboy, New Jersey. *Geological Society of America Bulletin*, 67:597-646.
- Shi, W., Zeng, W., 2014. Application of k-means clustering to environmental risk zoning of the chemical industrial area. *Front Environ Sci Eng* 8, 117–127. <https://doi.org/10.1007/S11783-013-0581-5/METRICS>
- Strahler, A.N., 1952. Hypsometric analysis of erosional topography. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 63:111-1141. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2)
- Strahler, A.N., 1956 Quantitative Slope Analysis. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 67, 571-596. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[571:QSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[571:QSA]2.0.CO;2)
- Strahler, A.N., 1958. Dimensional analysis applied to fluvially eroded landforms. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 69:279-300. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1958\)69\[279:DAATFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1958)69[279:DAATFE]2.0.CO;2)
- Suguo, K., 2000. A importância da geomorfologia em geociências e áreas afins. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 1. <https://doi.org/10.20502/rbg.v1i1.72>
- Swain, S., Mishra, S.K., Pandey, A., Pandey, A.C., Jain, A., Chauhan, S.K., Badoni, A.K., 2022. Hydrological modelling through SWAT over a Himalayan catchment using high-resolution geospatial inputs. *Environmental Challenges* 8, 100579. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2022.100579>
- Tripathi, M.P., Panda, R.K., Raghuwanshi, N.S., 2003. Identification and Prioritisation of Critical Sub-watersheds for Soil Conservation Management using the SWAT Model. *Biosyst Eng* 85, 365–379. [https://doi.org/10.1016/S1537-5110\(03\)00066-7](https://doi.org/10.1016/S1537-5110(03)00066-7)
- Tripathi, M.P., Panda, R.K., Raghuwanshi, N.S., Singh, R., 2004. Hydrological modelling of a small watershed using generated rainfall in the soil and water assessment tool model. *Hydrol Process* 18, 1811–1821. <https://doi.org/10.1002/HYP.1448>

- Valle Junior, R.F.D., 2008. Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, São Paulo. <http://hdl.handle.net/11449/105297>
- Wang, T., Li, Z., Ge, W., Zhang, H., Zhang, Y., Sun, H., Jiao, Y., 2023. Risk consequence assessment of dam breach in cascade reservoirs considering risk transmission and superposition. *Energy* 265, 126315. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2022.126315>
- Xiao-tian, H., 2007. REVIEW AND PROSPECTS OF LAND USE ZONING RESEARCH. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*.
- Yang, J., Shi, Z., Peng, M., Zheng, H., Soares-Frazão, S., Zhou, J., Shen, D., Zhang, L., 2022. Quantitative risk assessment of two successive landslide dams in 2018 in the Jinsha River, China. *Eng Geol* 304, 106676. <https://doi.org/10.1016/J.ENGGEOL.2022.106676>
- Zhou, D., Xu, J., Lin, Z., 2017. Conflict or coordination? Assessing land use multifunctionalization using production-living-ecology analysis. *Science of The Total Environment* 577, 136–147. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.10.143>

CAPÍTULO 3 – Aplicação do modelo hidrológico SWAT na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

Application of the SWAT Hydrological Model in the Ferro-Carvão watershed, MG.

Resumo

O objetivo principal deste estudo foi modelar processos hídricos a fim de compreender o comportamento hidrológico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho (MG). A metodologia baseou-se na aplicação do modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para a realização de simulações de vazão em cenários de pré e pós rompimento da barragem de rejeitos. O processo de calibração do modelo concentrou-se na otimização de 14 parâmetros relacionados ao escoamento superficial, recarga de aquíferos, percolação e evapotranspiração. Os parâmetros físicos mais sensíveis identificados foram RCHRG_DP, SLSUBBSN e GWQMN, estando diretamente ligados ao escoamento subterrâneo e às características geomorfológicas da região. Como resultado da calibração, observou-se o aumento da quantidade de água infiltrada no solo e a diminuição da vazão total. Fluxo base e escoamento superficial foram identificados como as principais contribuições para os cursos d'água. Foi observado um aumento substancial na recarga para o aquífero profundo, revelando o comportamento de armazenamento de água da microbacia. No entanto, a modelagem quantitativa do cenário pós-rompimento não logrou resultados satisfatórios para a microbacia, dificultando a análise do impacto das mudanças no uso do solo. Mesmo assim, os resultados projetados podem ser úteis no planejamento e na gestão local dos recursos hídricos em diferentes setores da área de estudo.

Palavras-chave: microbacias hidrográficas, unidade de resposta hidrológica, modelo SWAT.

1. Introdução

Nas últimas décadas, as transformações da paisagem tornaram-se gradualmente mais devastadoras. Pesquisadores e gestores públicos precisam cada vez mais de dados significativos e conhecimento científico acerca dos aspectos naturais e culturas das paisagens (Antrop, 2004). As alterações nos recursos naturais, por meio da ação antrópica, impactam no equilíbrio dinâmico da natureza, induzindo respostas hidrológicas que afetam os padrões e a disponibilidade dos recursos hídricos (Burcher et al., 2007). Segundo Odongo et al. (2019), os impactos das mudanças generalizadas no uso e cobertura do solo causadas por forças

antropogênicas e naturais podem superar ou aumentar os impactos das mudanças climáticas.

Ao longo dos anos, incidentes ambientais relacionados ao colapso de barragens de rejeitos são recorrentes em todo o mundo, resultando em impactos significativos nas esferas social, econômica e ambiental, com especial atenção para os ecossistemas aquáticos. Estas tragédias ocorreram em países como China (Liu et al., 2015), Hungria (Ruyters et al., 2011), Romênia (Macklin et al., 2003), Espanha (Grimalt et al., 1999) entre outros. No Brasil, duas grandes tragédias com barragens de rejeito de minério de ferro ocorreram no estado de Minas Gerais em um período de três anos. Em novembro de 2015, o rompimento da barragem de Fundão, pertencente a mineradora Samarco, no município de Mariana, liberou 40 milhões de metros cúbicos de rejeitos, compostos principalmente por Fe e Mn, que seguiram a vazão do Rio Doce por 663 km até chegar ao Oceano Atlântico (Czajkowski et al., 2023; Silva et al., 2022).

O segundo colapso no estado ocorreu em 25 de janeiro de 2019, quando a barragem de rejeitos B1, da mina de minério de ferro Córrego do Feijão, empresa Vale S.A., em Brumadinho, lançou 12 milhões de metros cúbicos de rejeito na calha do ribeirão Ferro-Carvão, sendo posteriormente liberados a jusante, na bacia do rio Paraopeba, afluente do rio São Francisco (Mendes et al., 2022; Teramoto et al., 2021). Os prejuízos causados ao ecossistema tiveram impactos significativos na fauna e na flora locais, além da contaminação do solo por metais pesados (Parente et al., 2021). Cionek et al. (2019) relata a destruição de 269,84 ha, dos quais 133,27 ha correspondiam a vegetação nativa da Mata Atlântica e 70,65 ha de Áreas de Proteção Permanente ao longo de cursos d'água.

Mudanças no uso e cobertura do solo alteram aspectos fundamentais do ciclo hidrológico, impactando no equilíbrio hídrico e na quantidade e qualidade dos recursos hídricos (Souza da Silva et al., 2023). A influência da cobertura do solo na partição da precipitação entre diferentes componentes, como escoamento superficial, fluxo subterrâneo e evapotranspiração, controla as trocas de água com a atmosfera, córregos, lençóis freáticos e solo (Nosetto et al., 2012). A invasão do rejeito no ecossistema, resultante do colapso da barragem, teve um impacto prejudicial significativo na pedosfera e na configuração natural do sistema de drenagem da bacia

hidrográfica. Essas mudanças afetam o *feedback* hidrológico ao alterar a interceptação, infiltração, evapotranspiração e recarga de águas subterrâneas, resultando em variações na quantidade e qualidade do escoamento superficial (Singh et al., 2023).

Estudos de modelagem hidrológica estão intimamente relacionados aos processos espaciais do ciclo hidrológico e a gestão de recursos hídricos. Muitos estudos utilizam modelos hidrológicos como estrutura para examinar os efeitos das mudanças no uso e cobertura do solo nas vazões de bacias hidrográficas (Acharki et al., 2023; Hasan e Wyseure, 2018; Lee et al., 2023; Zare et al., 2022). Assim, torna-se crucial que planejadores e gestores de recursos hídricos e uso do solo compreendam e sejam capazes de quantificar esses impactos em nível de bacia hidrográfica.

Para Kumar et al. (2022), é desafiador quantificar os impactos nas respostas hidrológicas de uma bacia hidrográfica, devido a sua complexa relação com a paisagem, o clima e a hidrologia. Dentre uma ampla gama de modelos, o modelo conceitual semidistribuído *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), desenvolvido por (Arnold et al., 1998), tem sido amplamente adotado para modelagem de vazões e estudos de estimativa de balanço hídrico (Chen et al., 2023; Sharma et al., 2022). O modelo SWAT é capaz de simular processos hidrológicos, a erosão de sedimentos e o transporte de nutrientes, permitindo avaliar o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica. Os parâmetros do modelo incorporam dados de clima, características de uso e cobertura do solo, propriedades do solo e a declividade/topografia da região.

Neste artigo, utilizou-se o modelo hidrológico SWAT para os simular processos hídricos a fim de compreender o comportamento hidrológico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão para cenários de pré e pós rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho, Minas Gerais.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, no município de Brumadinho (região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais) (Fig. 1). O ribeirão é confluyente ao rio Paraopeba pela margem direita, um dos

principais afluentes do sistema hidrográfico do rio São Francisco, o quarto maior rio da América Latina.

A área da microbacia se destaca por estar inserida no contexto geológico do Quadrilátero Ferrífero (Alkmim e Marshak, 1998), região de intensa atividade mineradora de ferro e manganês. A composição litológica é predominantemente formada por terrenos granito-gnáissicos relacionados aos Complexos Metamórficos de idade arqueana. Região de transição entre os domínios morfoclimáticos Cerrado e Floresta Atlântica, sua vegetação exibe uma variada combinação de vegetação arbórea, savânica e herbácea (Jacobi et al., 2008). No uso do solo, as áreas de vegetação natural coexistem com a exploração minerária e atividades agrícolas, como pastagem e culturas temporárias.

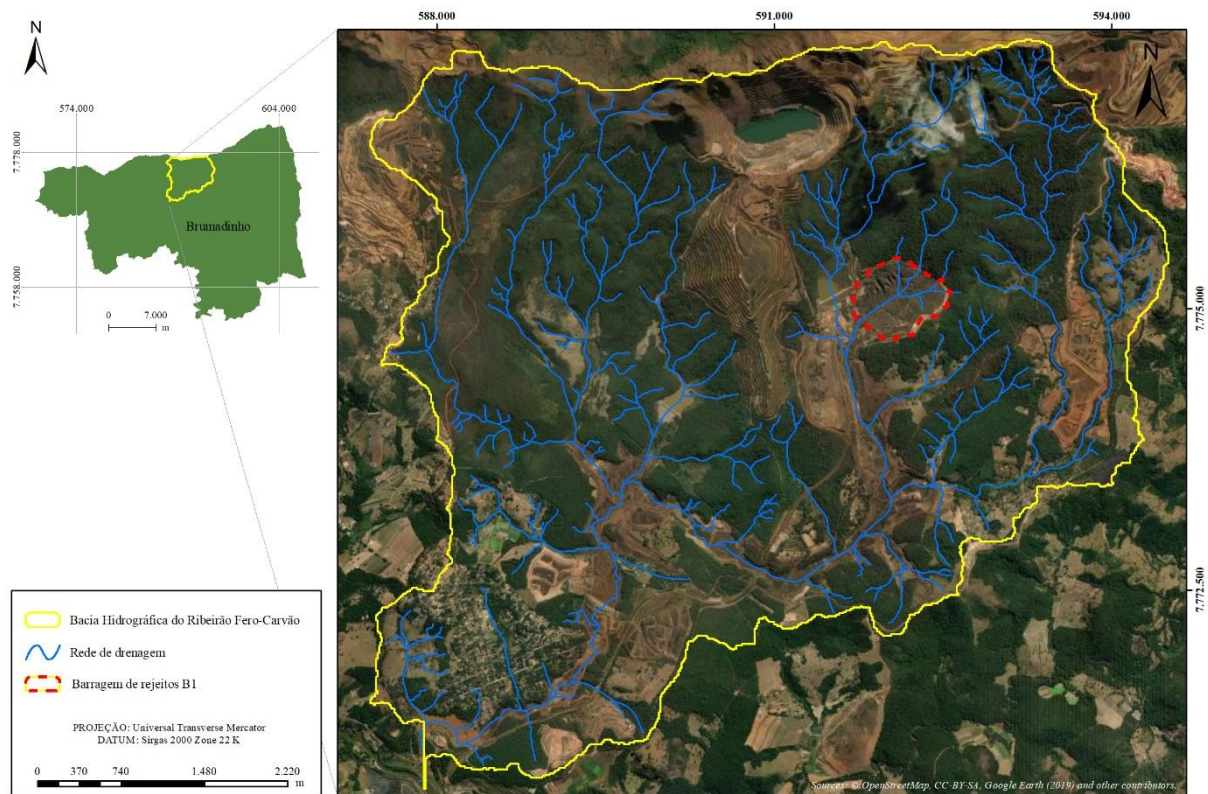


Fig. 1. Mapa de localização da microbacia hidrográfica do ribeirão Ferro-Carvão, MG, Brasil.

2.2. Modelo SWAT e fonte de dados

O SWAT é um modelo ecohidrológico semidistribuído que simula a produção de água, sedimentos e fluxo químico visando contabilizar a complexidade da paisagem dentro dos limites da bacia hidrológica (Arnold et al., 1998; Neitsch et

al., 2011). O modelo é versátil e considera múltiplas condições climáticas, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo na simulação de bacias hidrográficas (Arnold et al., 2013; Almeida Bressiani et al., 2015). Este estudo utiliza a ferramenta de interface ArcSWAT, operada no software ArcGIS 10.5 (ESRI).

Para fins de modelagem, todas as entradas geoespaciais foram reclassificadas e a microbacia foi subdividida pelo modelo SWAT em 36 unidades de resposta hidrográfica (HRUs) espacialmente relacionadas entre si. Cada HRU apresenta uma combinação de características similares de solo, uso do solo e topografia. No âmbito do modelo, as HRUs representam unidades homogêneas, melhorando a precisão das simulações e oferecendo uma representação mais detalhada do balanço hídrico (Arnold et al., 1998).

O ciclo hidrográfico no modelo SWAT é baseado na seguinte equação:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}$$

onde: SW_t e SW_0 denotam, respectivamente, o conteúdo final e inicial de água no solo (mm) para um período de tempo t (dias); R_{day} representa a precipitação (mm); Q_{surf} e Q_{gw} representam o volume do escoamento superficial e do fluxo de água subterrânea (mm), respectivamente; E_a corresponde à evapotranspiração (mm); e W_{seep} representa a água que percola na zona vadosa a partir do perfil do solo (mm).

Os parâmetros para análise dos processos hidrográficos da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão são: precipitação, evaporação e transpiração, evapotranspiração potencial (PET), percolação para aquífero raso, escoamento superficial, escoamento lateral e fluxo de base. A transpiração real das plantas e a evaporação real do solo são estimadas com base em parâmetros de solo e uso do solo e na evapotranspiração potencial.

2.3. Dados climáticos e cartográficos

O clima da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão é classificado como Cwb, segundo a classificação de Köppen-Geiger, subtropical úmido com inverno seco e verão quente (Alvares et al., 2013). A temperatura média no mês é de 20,2 °C e a precipitação média anual é de 1.471 mm (ARCADIS, 2021).

Os parâmetros climáticos de entrada do modelo SWAT foram obtidos a partir

de séries históricas diárias da estação pluviométrica convencional de Belo Horizonte. A estação foi escolhida por sua proximidade geográfica com a microbacia e por seu desempenho na modelagem do balanço hídrico. Os dados meteorológicos abrangem o período de 1º de janeiro de 1997 a 31 de dezembro de 2021, sendo disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<https://bdmep.inmet.gov.br>). A representação gráfica da dinâmica da precipitação e temperatura da estação pluviométrica constam na Figura 2.

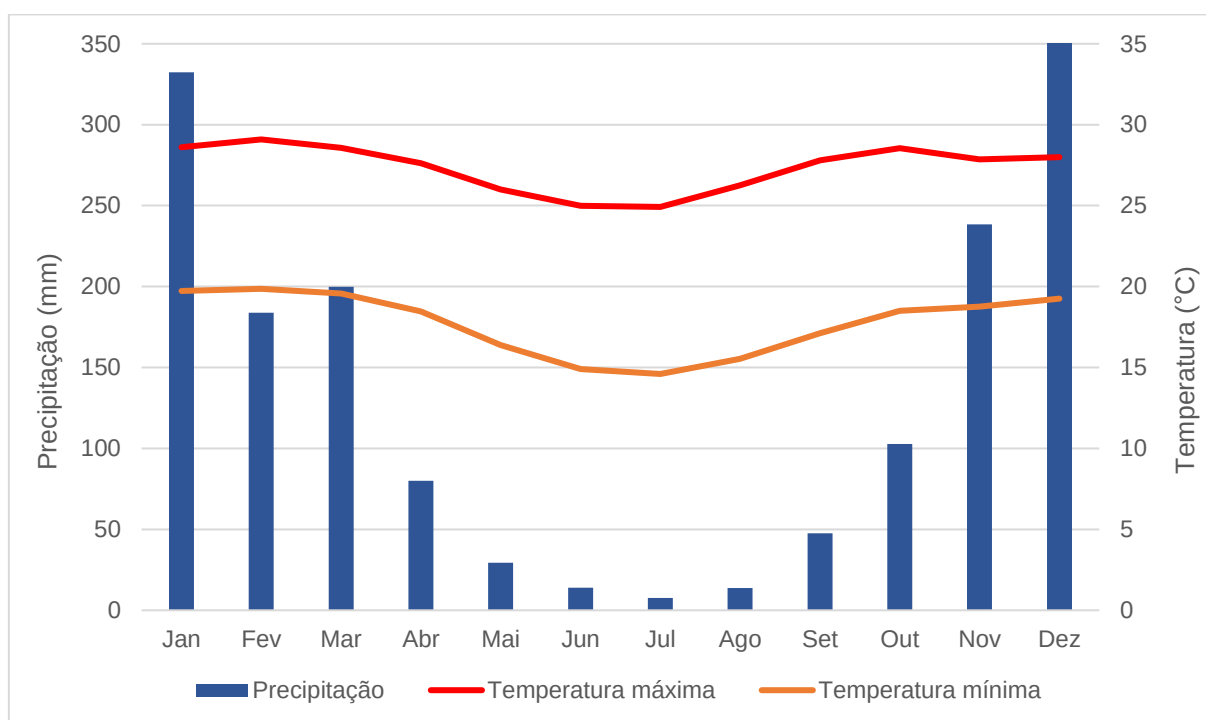


Fig. 2. Precipitação média mensal e temperaturas média mínima e máxima mensal entre 2000-2021 da estação pluviométrica de Belo Horizonte (MG).

Na caracterização do regime de precipitação (Fig. 2), o início do período chuvoso acontece em outubro, com pico nos meses de dezembro e janeiro (354 e 332 mm, respectivamente). No período de abril a setembro, são verificados os meses de recessão hídrica, com precipitação variando entre 8 e 80 mm. As temperaturas médias máximas e mínimas mensais foram de 18 °C e 27 °C, respectivamente.

As variáveis climáticas consideradas na entrada do modelo SWAT compreendem a precipitação (mm), temperatura mínima e máxima (°C), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento (m s^{-1}) e radiação solar (Mj m^{-2}). Utilizou-se o *software WGN Parameters Estimation Tool* no processamento dos valores diários e, para calcular a evapotranspiração no modelo, empregou-se a equação de Penman-

Monteith (Allen et al., 1998; Monteith, 1965).

O modelo digital de elevação (DEM) ALOS PALSAR, baixado do Alaska Service Facility (<https://search.asf.alaska.edu/>) com resolução espacial de 12,5 m, foi utilizado para derivar parâmetros topográficos, delinear a rede fluvial e a microbacia hidrográfica (Fig. 3). A microbacia apresenta uma variação de altitude que se estende de 735 metros a 1.413 metros, sendo que cerca de 76% de sua área é caracterizada por declives que variam de ondulados a fortemente ondulados.

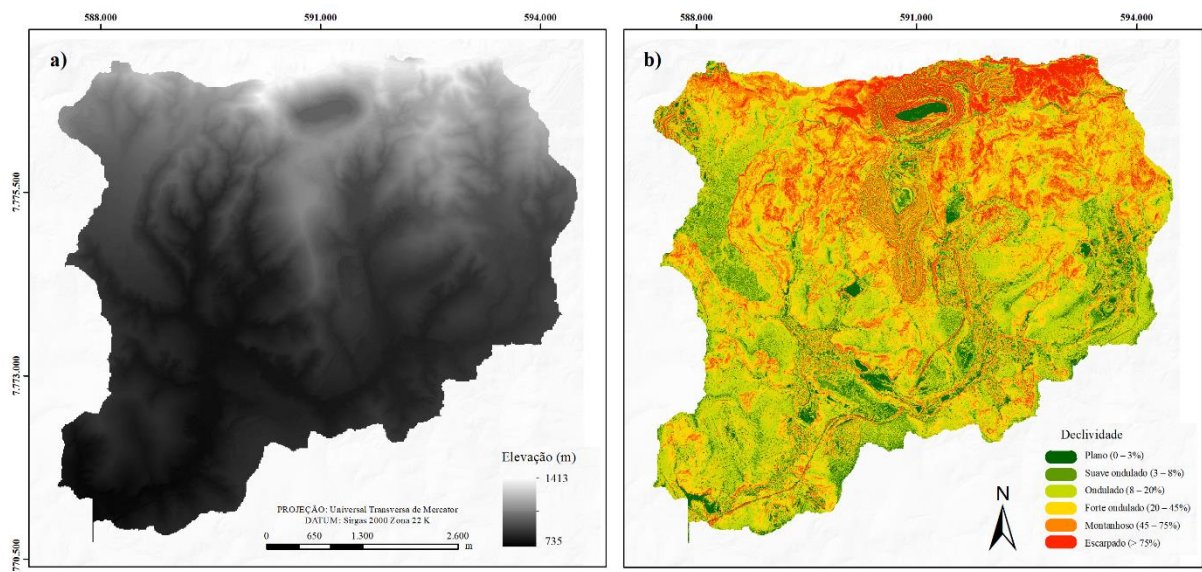


Fig. 3. a) Modelo Digital de Elevação. b) Mapa de declividade da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

2.4. Cenários

Para avaliar as respostas hidrológicas diante das alterações no uso do solo da microbacia, dois cenários de uso e cobertura do solo foram adotados (Fig. 4). Os mapas foram gerados por fotointerpretação de imagens coloridas ortorretificadas do satélite PLEIADES (*Airbus Defense and Space*) com resolução muito fina de 50 cm, fornecidas pela EngeSat (2019).

Os cenários I e II, correspondentes às datas de 18/01/2019 (pré rompimento) e 29/01/2019 (pós rompimento), respectivamente, foram utilizados para avaliar os impactos do rejeito no regime de vazão da microbacia hidrográfica. As classes de uso e cobertura do solo foram reclassificadas em nove categorias, sendo definidas como: Rejeito Depositado (TLNG), Formação Florestal (FRSE), Formação Campestre (FRST), Pastagem (PAST), Lavoura Temporária (SUGC), Área Urbanizada (URML),

Outras Áreas não Vegetadas (URLD), Mineração (UIDU) e Corpos D'água (WATR). As áreas correspondentes a cada uma dessas categorias nos cenários analisados estão apresentadas na Tabela 1.

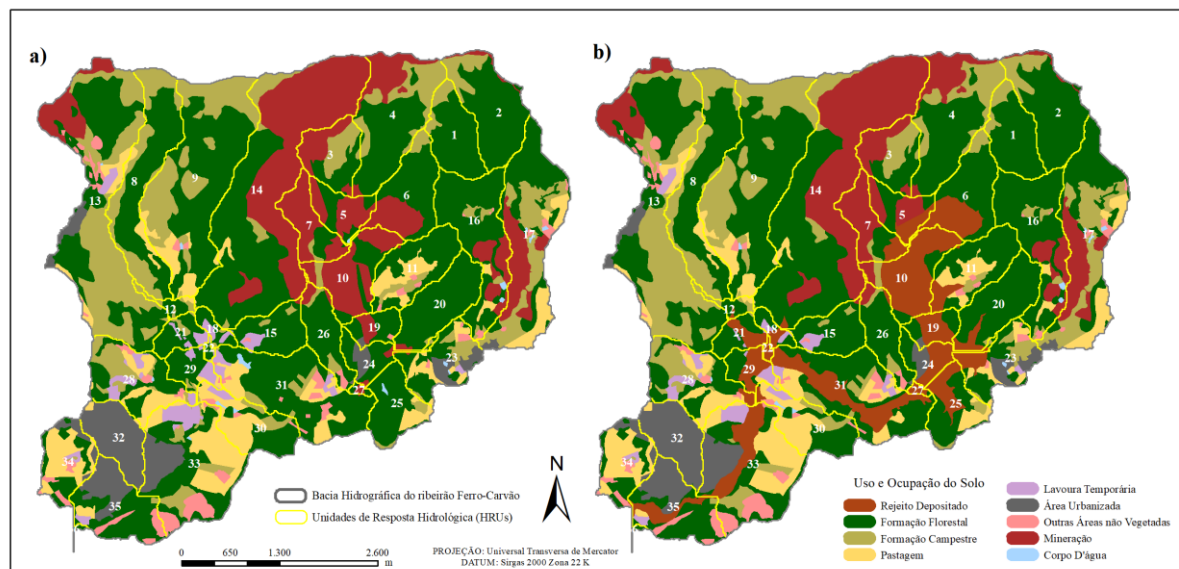


Fig. 4. Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão. a) Cenário I; e b) Cenário II.

Tabela 1. Classes de uso do solo e suas respectivas áreas em porcentagem para a microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Símbolo	Uso do Solo	Cenário I	Cenário II
TLNG	Rejeito Depositado	50,25	9,36
FRSE	Formação Florestal	16,48	45,98
FRST	Formação Campestre	8,37	16,03
PAST	Pastagem	1,92	7,83
SUGC	Lavoura Temporária	4,84	1,38
URML	Área Urbanizada	2,12	4,76
URLD	Outras Áreas não Vegetadas	0,21	1,98
UIDU	Mineração	15,83	0,12
WATR	Corpos D'água	50,25	12,56

Legenda: Cenário I – Pré rompimento da barragem de rejeitos; e Cenário II – Pós rompimento da barragem de rejeitos.

O mapa de solo foi extraído do Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, em escala 1:650.000, disponibilizado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) (<https://dps.ufv.br/software/>). Os solos que compõem a região pertencem a classe

dos Neossolos Litólicos, Cambissolos Háplicos e Latossolos Vermelho-Amarelos (Fig. 5a). A mancha de rejeito depositado foi inserida ao mapa de solos a fim de compor o Cenário II (Fig. 5b).

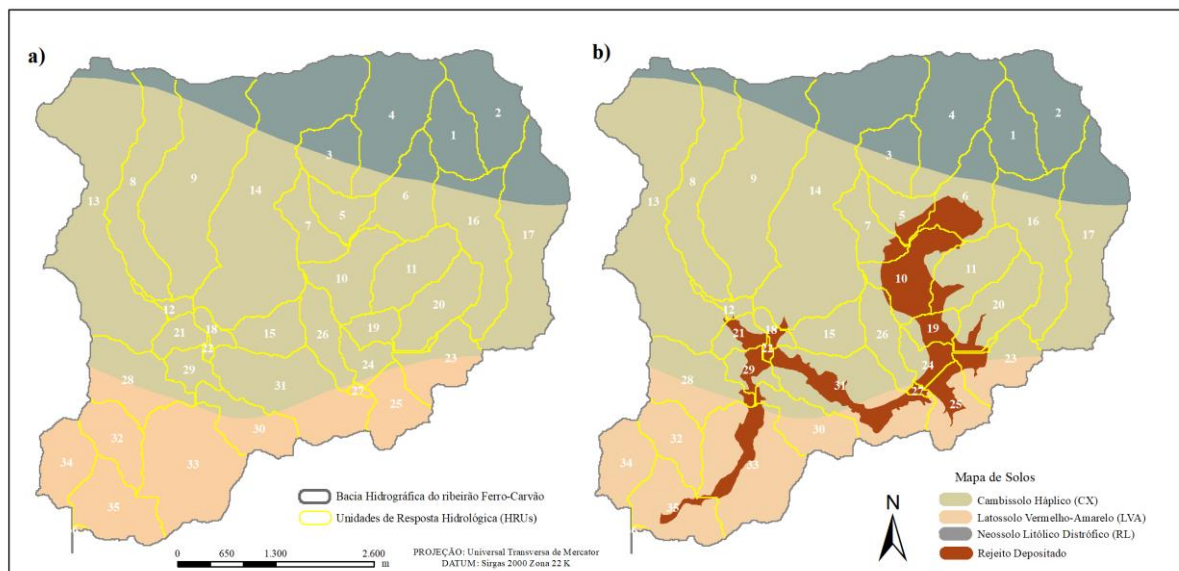


Fig. 5. Mapa de solos da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão. a) Cenário I; e b) Cenário II.

As áreas correspondentes a cada uma das classes de solo utilizadas para os Cenários I e II analisados são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Classes de solo e suas respectivas áreas em porcentagem para a microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Classe de solo	Cenário I	Cenário II
Cambissolo Háplico	61,25	54,40
Latossolo Vermelho-Amarelo	19,31	17,17
Neossolo Litólico	19,44	19,37
Rejeito Depositado	-	9,06

Legenda: Cenário I - Pré-rompimento da barragem de rejeitos; e Cenário II – pós-rompimento da barragem de rejeitos.

Os parâmetros de solo utilizados para alimentar o modelo SWAT (Anexo A) foram obtidos a partir de uma revisão bibliográfica embasada nos trabalhos de Coelho et al. (2017) e Pereira (2009), caracterizados de acordo com os estudos de Baldissera (2005) e Rawls et al. (1982). Já os parâmetros utilizados para a inserção do rejeito no modelo SWAT estão disponíveis no Anexo B deste documento.

2.4.1. Processamento do modelo hidrológico SWAT

Para conduzir a calibração do modelo, análise de sensibilidade e análise de incerteza preditiva, utilizou-se algoritmo *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2), incorporado ao *software* de domínio público SWAT-CUP (*SWAT Calibration Uncertainty Program*), desenvolvido por Abbaspour (2007). O SUFI-2 é reconhecido como uma ferramenta robusta na otimização e quantificação da incerteza do modelo SWAT (Ayik et al., 2023; Martins et al., 2021; Vagheei et al., 2023).

Dados históricos de vazão diária da estação fluviométrica Alberto Flores, Código 40740000, localizada a montante da confluência do rio Paraopeba com o ribeirão Ferro-Carvão, foram utilizados para a calibração e validação do modelo SWAT. Para a calibração, utilizou-se o período de 2000 a 2010 e, para a validação, o período de 2011 a 2021. Os registros de vazão diária da série temporal foram obtidos por meio da plataforma digital Hidroweb, mantida pela Agência Nacional das Águas (ANA) (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>).

Detalhes completos sobre os resultados da calibração e validação do modelo SWAT são encontrados no trabalho conduzido por Costa et al. (2023). A calibração do modelo focou na otimização de 14 parâmetros relacionados ao escoamento superficial, recarga de aquíferos, percolação e evapotranspiração (Tabela 3). Os parâmetros foram classificados de acordo com sua sensibilidade e os três primeiros (RCHRG_DP, SLSUBBSN e GWQMN) apresentaram influência significativa na calibração ($p \leq 0,05$).

Tabela 3. Parâmetros SWAT utilizados no procedimento de calibração de vazão.

Parâmetro	Descrição	Range	Valor
R_CN2.mgt*	Curva Número inicial para a condição de umidade do solo II	- 0,10 – 0,10	- 0,167172
V_ALPHA_BF.gw*	Constante de recessão do escoamento de base (1/dias)	0 – 1	0,853566
V_GW_DELAY.gw	Intervalo de tempo para recarga do aquífero (dias)	0 – 500	500
V_GWQMN.gw*	Profundidade limite da água no aquífero raso necessária para ocorrer o fluxo de retorno (mm H ₂ O)	0 – 5.000	3277,24707
V_REVAPMN.gw*	Profundidade limite em aquífero raso para que ocorra "revap" (mm)	0-500	73,709579
V_GW_REVAP.gw*	Coeficiente de "revap" da água subterrânea	0,02 – 0,2	0,034165

V_RCHRG_DP.gw*	Coeficiente de percolação da água para o aquífero profundo (mm)	0 – 1	0,395725
V_CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva (mm h ⁻¹)	- 0,01 – 500	150,156586
V_ESCO.hru*	Coeficiente de compensação de evaporação de água no solo	0 – 1	0,554175
V_EPCO.hru*	Fator de compensação de absorção de água pelas plantas	0 – 1	0,596485
V_SLSUBBSN.hru*	Comprimento da declividade média (m)	10 – 150	51,052189
R_SOL_AWC.sol	Armazenamento de água no solo (mm. H ₂ O mm. solo ⁻¹)	0 – 1	0
R_SOL_K.sol*	Condutividade hidráulica saturada (mm h ⁻¹)	0 – 2.000	1,235092
V_SURLAG.bsn	Tempo de atraso do escoamento superficial direto	0,05 – 24	24

Legenda: R - Multiplicado pelo valor; V - Substituído por valor; (*) - Representa parâmetros estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$).

No processo de calibração, o parâmetro CN2 foi reduzido, promovendo a diminuição do escoamento superficial e, em contrapartida, o aumento da infiltração de água no solo. A sensibilidade de SLSUBBSN fornece informações sobre as características de drenagem, que influenciam diretamente a resposta da microbacia a diferentes práticas de manejo e condições ambientais (Hasan e Wyseure, 2018b). A condutividade hidráulica efetiva do canal (CH_K2) pode ser considerada alta, enquanto a capacidade de armazenamento de água disponível no solo (SOL_AWC) baixa, sugerindo boa capacidade de drenagem e baixa eficiência de armazenamento de água no solo (Lee et al., 2023).

ALPHA_BF descreveu a taxa de escoamento das águas subterrâneas para o curso d'água em função da recarga (Martins et al., 2021; Wu e Johnston, 2008). O alto valor de ALPHA_BF sugere um comportamento de drenagem rápida, desempenhando um papel vital no fluxo regional da microbacia durante períodos de seca ou recarga hídrica (Zare et al., 2022; Zhao et al., 2018). O intervalo de tempo para a água do perfil do solo entrar no aquífero raso (GW-DELAY) foi aumentado para 500 dias, visando regular o tempo do escoamento subterrâneo. O GWQMN desempenha um papel significativo com o valor calibrado de aproximadamente 3277 para reduzir a vazão superestimada do SWAT, pois o fluxo de base só é autorizado se a quantidade de água armazenada no aquífero raso exceder ao valor limite especificado pelo parâmetro (Ray et al., 2022). Um alto valor de GWQMN é indicativo de maior armazenamento no aquífero raso e menor contribuição da água subterrânea para o

fluxo. A sensibilidade e o ajuste de RCHRG_DP apontam um rápido movimento da água para o aquífero profundo e o valor de GW-REVP sugere uma taxa moderada de movimentação da água do aquífero raso para a zona radicular.

3. Resultados

3.1. Estimativa dos componentes do balanço hídrico

O balanço hídrico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, pré rompimento da barragem de rejeitos B1, antes e após o processo de calibração, são apresentados na Tabela 4. O modelo SWAT determinou o balanço hídrico por meio de uma estimativa indireta que abrange os valores dos processos hidrológicos. A precipitação pluviométrica (1.593,70 mm) e a evapotranspiração (1.165,60 mm) foram obtidas tomando-se a média dos valores anuais da série histórica (2000 a 2021).

Tabela 4. Balanço hídrico médio anual simulado pelo modelo SWAT entre 2000 e 2021, pré rompimento da barragem de rejeitos B1, valores calibrados e não calibrados, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Parâmetros do Balanço Hídrico	Não calibrado	Calibrado
Precipitação	1593,70	1593,70
Evaporação e Transpiração	225,60	384,60
Evapotranspiração potencial	1165,60	1165,60
Ascensão capilar	23,31	39,86
Escoamento superficial	695,67	336,79
Fluxo lateral	104,44	38,31
Fluxo de base	515,58	445,46
Percolação para aquífero raso	567,89	830,35
Recarga para aquífero profundo	28,39	328,57
Vazão total	1315,69	820,56

A calibração dos parâmetros no modelo SWAT resultou em uma significativa redução de 38% na vazão total. Escoamento superficial e fluxo lateral reduziram 52 e 63%, respectivamente. A contribuição do fluxo de base para o curso d'água principal reduziu em 14%, embora a entrada de água no aquífero raso tenha aumentado em 46%, sugerindo uma mudança nas dinâmicas de armazenamento e fluxo de água na microbacia. Notavelmente, a recarga para o aquífero profundo sofreu um aumento

substancial de 1.057%, passando de aproximadamente 28 mm para 328 mm, indicando um aumento significativo na infiltração de água nas camadas mais profundas do solo. Além disso, a evapotranspiração real (ET), escolhida para representar o processo combinado de transferência de água para a atmosfera, abrangendo tanto a evaporação (E) quanto a transpiração (T), sofreu um expressivo aumento de 70%, passando de cerca de 226 mm para 385 mm.

A água na superfície da microbacia concentra-se em um escoamento superficial de 336,79 mm, seguida de uma vazão lateral de 38,31 mm e um fluxo de base de 445,46 mm. Nas águas subterrâneas, 40% da água que percola para o aquífero raso (830,35 mm) está presente na recarga do aquífero profundo (328,57 mm).

As taxas do balanço hídrico expressas em mm na Tabela 5 são uma média anual entre 2000 e 2021, pré rompimento da barragem de rejeitos B1, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, antes e após a calibração. Para a microbacia calibrada, a vazão e a evapotranspiração representaram 51% e 24% da precipitação, respectivamente. Da parcela da precipitação que infiltra no solo, cerca de 21% são direcionadas para a recarga do aquífero profundo, corroborando o comportamento de armazenamento de água da microbacia. A maior quantidade de água que chega ao curso d'água provém da do fluxo de base (54%) e do escoamento superficial (41%), e a vazão restante corresponde a contribuição do fluxo lateral (5%).

Tabela 5. Índices do balanço hídrico simulados pelo modelo SWAT entre 2000 e 2021, pré rompimento da barragem de rejeitos B1, valores calibrados e não calibrados, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Índices do Balanço Hídrico	Não calibrado	Calibrado
Vazão/Precipitação	0.83	0.51
Fluxo lateral/Fluxo total	0.08	0.05
Fluxo de base/Vazão Total	0.39	0.54
Escoamento superficial/Vazão total	0.53	0.41
Percolação/Precipitação	0.36	0.52
Recarga profunda/Precipitação	0.02	0.21
Evapotranspiração/Precipitação	0.14	0.24

A Tabela 6 apresenta o balanço hídrico para as HRUs da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão:

Tabela 6. Balanço hídrico nas HRUs da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, MG.

HRU	SOIL	AREA	SURQ	GWQ	ET	ORGN	BIOM	YLD
		— ha —	— mm —	— mm —	— mm —	— kgh —	— th —	— th —
1	RL	66,30	15,21	1.392,92	111,62	0,07	0,02	0,02
2	RL	102,00	13,93	1.396,43	112,68	0,07	0,02	0,02
3	RL	61,00	1.090,01	252,06	219,34	5,32	0,88	0,2
4	RL	144,00	14,38	1.396,15	111,95	0,07	0,02	0,02
5	CX	42,00	1.168,79	94,64	303,07	6,24	1,47	0,34
6	CX	84,10	555,95	829,95	147,8	0,06	0,05	0,03
7	CX	50,80	1.168,81	79,56	317,72	5,55	1,47	0,34
8	CX	144,00	566,55	815,45	148,06	0,06	0,05	0,03
9	CX	255,00	552,72	834,73	147,38	0,06	0,05	0,03
10	CX	79,20	1.169,28	78,23	318,45	4,51	1,48	0,34
11	CX	79,40	565,37	798,22	165,98	0,06	0,05	0,03
12	CX	12,30	569,55	790,67	168,13	0,06	0,05	0,03
13	CX	313,00	610,64	714,64	208,14	0,08	0,14	0,06
14	CX	366,00	1.167,98	95,16	303,47	2,97	1,46	0,34
15	CX	50,10	565,75	797,70	166,06	0,06	0,05	0,03
16	CX	128,00	565,98	796,91	166,45	0,06	0,05	0,03
17	CX	183,00	566,28	796,42	166,58	0,06	0,05	0,03
18	CX	14,20	569,31	790,97	168,15	0,06	0,05	0,03
19	CX	26,70	569,89	789,67	168,63	0,06	0,05	0,03
20	CX	77,70	566,21	796,96	166,19	0,06	0,05	0,03
21	CX	27,20	569,84	790,12	168,32	0,06	0,05	0,03
22	CX	3,05	573,85	782,43	170,7	0,06	0,05	0,03
23	LVA	68,10	932,46	258,48	364,62	0,08	0,04	0,03
24	CX	33,20	572,9	783,34	170,98	0,06	0,05	0,03
25	LVA	58,20	931,42	260,09	364,25	0,08	0,04	0,03
26	CX	52,00	566,61	795,99	166,63	0,06	0,05	0,03
27	LVA	3,28	930,66	261,55	363,71	0,08	0,04	0,03
28	CX	94,20	569,39	790,77	168,23	0,06	0,05	0,03
29	CX	29,30	572,83	784,32	170,16	0,06	0,05	0,03
30	LVA	69,20	1.011,28	156,76	393	0,08	0,00	0,00
31	CX	158,00	569,1	791,40	167,99	0,06	0,05	0,03
32	LVA	61,50	969,63	124,49	468,65	1,66	0,59	0,07
33	LVA	174,00	931,53	260,33	363,92	0,08	0,04	0,03
34	LVA	64,00	1009,55	159,65	392,1	0,09	0,00	0,00
35	LVA	88,80	931,47	260,57	363,76	0,08	0,04	0,03
36	LVA	1,50	932,75	258,98	363,89	0,08	0,04	0,03

Legenda: HRU - Unidade de Resposta Hidrológica; SOIL - Solo; NR - Neossolo Litólico; CX - Cambissolo Háplico; LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; SURQ - Contribuição do escoamento superficial; GWQ - Contribuição da água subterrânea para o fluxo; ET - Evapotranspiração real; ORGN - N orgânico no escoamento superficial; BIOM - Biomassa anual média; YLD - Rendimento médio anual (peso seco);

3.2. Inserção do rejeito

Os resultados do balanço hídrico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, após o rompimento da barragem de rejeitos B1, estão detalhados na Tabela 7. A inserção do rejeito não alterou a precipitação média durante o período de estudo. A simulação resultou em uma evapotranspiração real (ET) de 304,30 mm e uma vazão de 1244,65 mm. O escoamento superficial e o fluxo de base contribuem, respectivamente, com cerca de 654 e 487 mm para o total da vazão. Nas águas subterrâneas, apenas 2% da precipitação é direcionada para a recarga do aquífero profundo, totalizando 26,80 mm.

Tabela 7. Balanço hídrico médio anual não calibrado simulado pelo modelo SWAT entre 2000 e 2021, pós rompimento da barragem de rejeitos B1, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Parâmetros do Balanço Hídrico	Cenário II
Precipitação	1593,70
Evaporação e Transpiração	304,30
Evapotranspiração potencial	1.232,00
Ascensão capilar	22,07
Escoamento superficial	654,42
Fluxo lateral	103,65
Fluxo de base	486,58
Percolação para aquífero raso	536,02
Recarga para aquífero profundo	26,80
Vazão total	1244,65

Na Tabela 8 são expressas as taxas do balanço hídrico em mm, que representam uma média anual entre 2000 e 2021, pós rompimento da barragem de rejeitos B1, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão. Em termos de balanço hídrico, a vazão e a evapotranspiração real (ET) representaram, respectivamente, 78% e 19% da precipitação total. A maior contribuição para o aporte de água ao curso d'água provém do escoamento superficial, correspondendo a 53%, seguido pelo fluxo de base, que contribui com 39%.

Tabela 8. Índices do balanço hídrico não calibrado simulados pelo modelo SWAT entre 2000 e 2021, pós rompimento da barragem de rejeitos B1, na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão.

Índices do Balanço Hídrico	Cenário II
Vazão/Precipitação	0.78
Fluxo lateral/Fluxo total	0.08
Fluxo de base/Vazão Total	0.39
Escoamento superficial/Vazão total	0.53
Percolação/Precipitação	0.34
Recarga profunda/Precipitação	0.02
Evapotranspiração/Precipitação	0.19

4. Discussão

Segundo Mello e Curi (2012), a investigação dos fluxos preferenciais é de fundamental importância para a compreensão dos processos hidrológicos. Nota-se que a microbacia do ribeirão Ferro-Carvão possui alta capacidade de armazenamento de água, principalmente em aquífero profundo. Destaca-se a predominância do fluxo de base em detrimento do fluxo superficial na regularização da vazão dos cursos d'água, algo benéfico durante períodos chuvosos. Essa predominância indica que tanto o solo quanto o aquífero possuem uma capacidade eficaz de armazenar água de forma rápida, resultando em uma redução significativa do risco de enchentes.

Para Woods (2005), o armazenamento da precipitação é um elemento de conexão entre o particionamento da água e sua liberação, mesmo que este armazenamento seja apenas temporário. Castro e Valente (1983) também enfatizaram que, no processo de divisão, a bacia hidrográfica deve absorver e armazenar grande parte da água precipitada em seu lençol subterrâneo para, gradualmente, cedê-la aos cursos d'água durante os períodos de estiagem. Nesta microbacia, durante o verão, a precipitação excede a evapotranspiração, resultando no armazenamento de água no solo e nos aquíferos. Nos períodos de seca, a microbacia mantém uma resposta mais amortecida às mudanças temporais nos fluxos de água, garantindo a manutenção das vazões dos cursos d'água durante esses períodos de escassez.

No contexto dos parâmetros pedológicos, as propriedades do solo estão diretamente relacionadas com a natureza dinâmica dos processos hidrológicos, influenciando no sistema de partição da água entre os caminhos de fluxo de superfície e subsuperfície na bacia hidrográfica (Mello e Curi, 2012; Pinto et al., 2015). Solos mais arenosos tendem a apresentar maiores taxas de recarga, enquanto solos mais argilosos têm maior capacidade de armazenamento (Kennett-Smith et al., 1994). Na microbacia do ribeirão Ferro-Carvão, a presença de Cambissolos de textura média favorece a percolação da água para o aquífero raso, contribuindo para o fluxo de base. Em relevo menos declivoso encontram-se Latossolos de textura argilosa, que promovem fluxos verticais de água. Terrenos mais planos possibilitam a acumulação e infiltração da precipitação, aumentando a capacidade do reservatório subterrâneo de manter os cursos d'água abastecidos por períodos mais longos

Em ambientes tropicais e subtropicais, a ingerência da vegetação na partição da precipitação em bacias hidrográficas influencia os fluxos de drenagem profunda, escoamento superficial e evapotranspiração, controlando as trocas de água com a atmosfera, cursos d'água, lençóis freáticos e solo (Nosetto et al., 2012; Odongo et al., 2019). A cobertura florestal, em virtude do maior acúmulo de matéria orgânica, cria condições propícias para os fluxos preferenciais no perfil do solo (Mello e Curi, 2012).

A concentração da mancha de rejeito em áreas de declive mais suave reduziu a capacidade de infiltração, o que por sua vez aumentou a contribuição do escoamento superficial para a vazão total da microbacia. O rejeito se depositou em 27 das 36 HRUs simuladas, em seus diferentes níveis. Portanto, a análise em escala macro do balanço hídrico em um cenário pós rompimento pode não ser totalmente representativa da realidade. Além disso, a inserção dos parâmetros do rejeito foi comprometida pela amplitude de inserção dos dados no modelo. Portanto, é essencial considerar a adaptação da amplitude dos parâmetros de inserção no processamento do modelo SWAT, a fim de obter um cenário de balanço hídrico mais realista.

5. Conclusões

O modelo SWAT foi capaz de descrever o comportamento hidrológico da microbacia do ribeirão Ferro-Carvão em um cenário de pré rompimento da barragem de rejeitos. Os dados apresentados mostram as diferenças saída para o modelo

calibrado e não calibrado e ajudam a compreender a influência dos parâmetros no comportamento de vazão.

Os parâmetros físicos mais sensíveis foram RCHRG_DP, SLSUBBSN e GWQMN, que estão diretamente associados ao escoamento subterrâneo e a características geomorfológicas. A microbacia hidrográfica apresenta comportamento de armazenamento de água com significativa contribuição do fluxo de base para a composição da vazão total da microbacia hidrográfica.

O resultado do estudo estabelece uma abordagem quantitativa para avaliar a resposta dos componentes do balanço hídrico na microbacia. Os recursos hídricos projetados podem ser considerados no planejamento e na gestão local da água em diferentes setores da área de estudo, garantindo o direito humano ao acesso à água em qualidade e quantidade.

Este estudo tem várias deficiências que devem ser abordadas em pesquisas futuras. Em virtude da modelagem quantitativa do cenário pós rompimento não ter sido considerada razoavelmente bem-sucedida, não foi possível analisar de forma satisfatória o impacto das mudanças do uso do solo da microbacia. O escopo futuro do estudo é modificar a amplitude do limite de processamento do modelo para estimar os componentes do balanço hídrico e analisar os impactos dos rejeitos após o evento catastrófico ocorrido.

Author Contributions: Authors contributed equally to the manuscript. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was funded by the contract no. 5500074952/5500074950/5500074953, signed between the Vale S.A. company and the following re-search institutions: Fundação de Apoio Universitário; Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro; and Fundação para o Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. The author Renato Farias do Valle Junior received a productivity grant from the CNPq–Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. For the author integrated in the CITAB research centre, this work was further supported by National Funds of FCT–Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB/04033/2020. The author integrated in the CITAB research centre is also integrated in the Inov4Agro–Institute for Innovation, Capacity Building and Sustainability of Agri-food Production. The Inov4Agro is an Associate Laboratory composed of two R&D units (CITAB & Green U Porto). For the author integrated in the CQVR, the research was additionally supported by National Funds of FCT–Portuguese Foundation for Science and Technology, under the projects UIDB/00616/2020 and UIDP/00616/2020.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

Referências

- Abbaspour, K. C., 2007. User manual for SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty analysis programs. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag, Duebendorf, Switzerland, 93.
- Acharki, S., Taia, S., Arjdal, Y., Hack, J., 2023. Hydrological modeling of spatial and temporal variations in streamflow due to multiple climate change scenarios in northwestern Morocco. *Clim Serv* 30, 100388. <https://doi.org/10.1016/J.CLISER.2023.100388>
- Alkmim, F.F., Marshak, S., 1998. Transamazonian Orogeny in the Southern São Francisco Craton Region, Minas Gerais, Brazil: Evidence for Paleoproterozoic collision and collapse in the Quadrilátero Ferrífero. *Precambrian Res* 90, 29–58. [https://doi.org/10.1016/S0301-9268\(98\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0301-9268(98)00032-1)
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56.
- Almeida Bressiani, D., Gassman, P.W., Fernandes, J.G., Hamilton, L., Garbossa, P., Srinivasan, R., Bernardi Bonumá, N., Mendiando, E.M., 2015. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 8, 9–35. <https://doi.org/10.25165/IJABE.V8I3.1765>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Antrop, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc Urban Plan* 67, 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- ARCADIS. Plano de Reparação Socioambiental da Bacia do Rio Paraopeba: Rompimento das Barragens B1, B4 e B4-A Do Complexo Paraopeba II Da Mina Córrego do Feijão Capítulo I—Diagnóstico Pretérito—Volume I. 2021.
- Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B., Neitsch, S.L., 2013. SWAT 2012 Input/Output Documentation.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.1998.TB05961.X>

- Ayik, A., Ijumba, N., Kabiri, C., Goffin, P., 2023. Preliminary assessment of small hydropower potential using the Soil and Water Assessment Tool model: A case study of Central Equatoria State, South Sudan. *Energy Reports* 9, 2229–2246. <https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2023.01.014>
- Baldissera, G. C., 2005. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá-MT. Dissertação (Mestrado). Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.
- Burcher, C.L., Valett, H.M., Benfield, E.F., 2007. The land-cover cascade: relationships coupling land and water. *Ecology*, Vol. 88(1): 228-242 88, 228–242.
- Castro, P. S., Valente, O. F., Coelho, D. T., & Ramalho, R. S., 1983. Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. *Revista árvore*, 7(1), 76-89.
- Chen, S., Huang, J., Huang, J.-C., 2023. Improving daily streamflow simulations for data-scarce watersheds using the coupled SWAT-LSTM approach. *J Hydrol (Amst)* 622, 129734. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2023.129734>
- Cionek, V.M., Alves, G.H.Z., Tófoli, R.M., Rodrigues-Filho, J.L., Dias, R.M., 2019. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. *Biodivers Conserv* 28, 1935–1938. <https://doi.org/10.1007/S10531-019-01762-3/METRICS>
- Coelho, M. R., Vasques, G. D. M., Tassarini, D., De Souza, Z. R., De Oliveira, A. P., & Moreira, F. D. S., 2017. Solos do quadrilátero ferrífero sob diferentes coberturas vegetais e materiais de origem.
- Costa, R.C.A., Santos, R.M.B., Fernandes, L.F.S., Carvalho de Melo, M., Valera, C.A., Valle Junior, R.F. do, Silva, M.M.A.P. de M., Pacheco, F.A.L., Pissarra, T.C.T., 2023. Hydrologic Response to Land Use and Land Cover Change Scenarios: An Example from the Paraopeba River Basin Based on the SWAT Model. *Water* 2023, Vol. 15, Page 1451 15, 1451. <https://doi.org/10.3390/W15081451>
- Czajkowski, M., Meade, N., Seroa da Motta, R., Ortiz, R.A., Welsh, M., Blanc, G.C., 2023. Estimating environmental and cultural/heritage damages of a tailings dam failure: The case of the Fundão dam in Brazil. *J Environ Econ Manage* 121, 102849. <https://doi.org/10.1016/J.JEEM.2023.102849>
- Grimalt, J.O., Ferrer, M., MacPherson, E., 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar. *Science of The Total Environment* 242, 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00372-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00372-1)
- Hasan, M.M., Wyseure, G., 2018a. Impact of climate change on hydropower generation in Rio Jubones Basin, Ecuador. *Water Science and Engineering* 11, 157–166. <https://doi.org/10.1016/J.WSE.2018.07.002>
- Hasan, M.M., Wyseure, G., 2018b. Impact of climate change on hydropower generation in Rio Jubones Basin, Ecuador. *Water Science and Engineering* 11, 157–166. <https://doi.org/10.1016/J.WSE.2018.07.002>
- Jacobi, C.M., Do Carmo, F.F., Vincent, R.D.C., 2008. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas

- mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. *Revista Árvore* 32, 345–353. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000200017>
- Kennett-Smith, A., Cook, P.G., Walker, G.R., 1994. Factors affecting groundwater recharge following clearing in the southwestern Murray Basin. *J Hydrol (Amst)* 154, 85–105. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90213-5](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90213-5)
- Kumar, M., Denis, D.M., Kundu, A., Joshi, N., Suryavanshi, S., 2022. Understanding land use/land cover and climate change impacts on hydrological components of Usri watershed, India. *Appl Water Sci* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1007/S13201-021-01547-6/FIGURES/8>
- Lee, G., Lee, S., Hong, J., Choi, Y., Kim, J., Lim, K.J., Yang, J.E., Jang, W.S., 2023. Applicability evaluation of agricultural Best Management Practices to estimate reduction efficiency of suspended solids. *Catena (Amst)* 225, 107028. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2023.107028>
- Liu, R., Liu, J., Zhang, Z., Borthwick, A., Zhang, K., 2015. Accidental Water Pollution Risk Analysis of Mine Tailings Ponds in Guanting Reservoir Watershed, Zhangjiakou City, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2015, Vol. 12, Pages 15269-15284 12, 15269–15284. <https://doi.org/10.3390/IJERPH121214983>
- Macklin, M.G., Brewer, P.A., Balteanu, D., Coulthard, T.J., Driga, B., Howard, A.J., Zaharia, S., 2003. The long-term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry* 18, 241–257. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00123-3)
- Martins, M.S. de M., Valera, C.A., Zanata, M., Santos, R.M.B., Abdala, V.L., Pacheco, F.A.L., Fernandes, L.F.S., Pissarra, T.C.T., 2021. Potential Impacts of Land Use Changes on Water Resources in a Tropical Headwater Catchment. *Water* 2021, Vol. 13, Page 3249 13, 3249. <https://doi.org/10.3390/W13223249>
- Mello, C.R., Curi, N., 2012. Hydropedology. *Ciência e Agrotecnologia* 36, 137–146. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542012000200001>
- Mendes, R.G., do Valle Junior, R.F., de Melo Silva, M.M.A.P., Sanches Fernandes, L.F., Pinheiro Fernandes, A.C., Pissarra, T.C.T., de Melod, M.C., Valera, C.A., Pacheco, F.A.L., 2022. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Pollution* 306, 119341. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119341>
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment, in: *Symposia of the Society for Experimental Biology*. Cambridge University Press (CUP) Cambridge, pp. 205–234.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. COLLEGE OF AGRICULTURE AND LIFE SCIENCES Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009.

- Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., Brizuela, A.B., Jackson, R.B., 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agric Ecosyst Environ* 154, 2–11. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2011.01.008>
- Odongo, V.O., van Oel, P.R., van der Tol, C., Su, Z., 2019. Impact of land use and land cover transitions and climate on evapotranspiration in the Lake Naivasha Basin, Kenya. *Science of The Total Environment* 682, 19–30. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.04.062>
- Parente, C.E.T., Lino, A.S., Carvalho, G.O., Pizzochero, A.C., Azevedo-Silva, C.E., Freitas, M.O., Teixeira, C., Moura, R.L., Ferreira Filho, V.J.M., Malm, O., 2021. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. *Environ Res* 193, 110526. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>
- Pereira, S.H. de F., 2009. Pedogênese e geoambientes como subsídios à criação do “Parque Estadual Serras do Ouro”, porção sul do Espinhaço-MG.
- Pinto, L.C., Mello, C.R. de, Owens, P.R., Norton, L.D., Curi, N., 2015. Role of Inceptisols in the Hydrology of Mountainous Catchments in Southeastern Brazil. *J Hydrol Eng* 21, 05015017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001275](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001275)
- Rawls, W.J., Brakensiek, C.L., Saxton, K.E., 1982. Estimation of Soil Water Properties. *Transactions of the ASAE* 25, 1316–1320. <https://doi.org/10.13031/2013.33720>
- Ray, A., Pandey, V.P., Thapa, B.R., 2022. An assessment of climate change impacts on water sufficiency: The case of Extended East Rapti watershed, Nepal. *Environ Res* 212, 113434. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.113434>
- Ruyters, S., Mertens, J., Vassilieva, E., Dehandschutter, B., Poffijn, A., Smolders, E., 2011. The red mud accident in Ajka (Hungary): Plant toxicity and trace metal bioavailability in red mud contaminated soil. *Environ Sci Technol* 45, 1616–1622. https://doi.org/10.1021/ES104000M/SUPPL_FILE/ES104000M_SI_001.PDF
- Sharma, A., Patel, P.L., Sharma, P.J., 2022. Influence of climate and land-use changes on the sensitivity of SWAT model parameters and water availability in a semi-arid river basin. *Catena (Amst)* 215, 106298. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106298>
- Silva, G.J. da, Borges, A.C., Moreira, M.C., Rosa, A.P., 2022. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). *J Environ Manage* 317, 115402. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.115402>
- Singh, V., Karan, S.K., Singh, C., Samadder, S.R., 2023. Assessment of the capability of SWAT model to predict surface runoff in open cast coal mining areas. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 40073–40083. <https://doi.org/10.1007/S11356-022-25032-Y/TABLES/3>
- Souza da Silva, L., Ferraz, L.L., Farias de Sousa, L., Mota de Jesus, R., Silva Santos, C.A., Rocha, F.A., 2023. Assessment of changes in land use and occupation on the hydrological regime of a basin in the west of Bahia. *J South Am Earth Sci* 123, 104218. <https://doi.org/10.1016/J.JSAMES.2023.104218>

- Teramoto, E.H., Gemeiner, H., Zanatta, M.B.T., Menegário, A.A., Chang, H.K., 2021. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. *Science of The Total Environment* 757, 143917. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143917>
- Vagheei, H., Laini, A., Vezza, P., Palau-Salvador, G., Boano, F., 2023. Climate change impact on the ecological status of rivers: The case of Albaida Valley (SE Spain). *Science of The Total Environment* 893, 164645. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.164645>
- Woods, R., 2005. Hydrologic Concepts of Variability and Scale. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. <https://doi.org/10.1002/0470848944.HSA002>
- Wu, K., Johnston, C.A., 2008. Hydrologic comparison between a forested and a wetland/lake dominated watershed using SWAT. *Hydrol Process* 22, 1431–1442. <https://doi.org/10.1002/HYP.6695>
- Zare, M., Azam, S., Sauchyn, D., 2022. Evaluation of Soil Water Content Using SWAT for Southern Saskatchewan, Canada. *Water* 2022, Vol. 14, Page 249 14, 249. <https://doi.org/10.3390/W14020249>
- Zhao, F., Wu, Y., Qiu, L., Sun, Y., Sun, L., Li, Q., Niu, J., Wang, G., 2018. Parameter Uncertainty Analysis of the SWAT Model in a Mountain-Loess Transitional Watershed on the Chinese Loess Plateau. *Water* 2018, Vol. 10, Page 690 10, 690. <https://doi.org/10.3390/W10060690>

ANEXO A

Tabela A. Parâmetros de solo utilizados no modelo SWAT.

Classes		SNAM			NLAYERS		HYDGRP		SOL_ZMX		ANION_EXCL		TEXTURE	
CX		Cambissolo Háplico			6		C		1.500		0,40		Média	
LVA		Latossolo Vermelho-Amarelo			7		D		1550		0,48		Argilosa/Argilosa cascalhenta	
RL		Neossolo Litólico			3		A		490		0,45		Franco-arenosa	
REJEITO		Rejeito Depositado			1		D		3.290		0,48		-	
Classes	LAYER	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AW	SOL_K	SOL_CBN	CLAY	SILT	SAND	ROCK	SOL_ALB	USLE_K	SOL_EC	SOL_PH
CX	1	70,00	1,32	0,00	4,30	2,52	26,60	22,30	51,10	1,30	0,00	0,07	0,00	4,30
	2	220,00	1,36	0,00	4,30	1,13	28,50	19,60	51,90	1,80	0,00	0,07	0,00	4,20
	3	430,00	1,36	0,00	4,30	0,65	28,40	19,80	51,80	1,10	0,00	0,08	0,00	4,60
	4	700,00	1,38	0,00	4,30	0,54	30,40	21,50	48,10	1,40	0,00	0,08	0,00	4,70
	5	1.260,00	1,48	0,00	4,30	0,32	26,30	27,10	46,60	3,10	0,00	0,10	0,00	5,00
	6	1.500,00	1,48	0,00	13,20	0,13	18,20	37,10	44,70	0,90	0,00	0,13	0,00	5,10
LVA	1	140,00	1,33	0,00	0,60	2,62	47,20	15,40	37,40	1,30	0,00	0,04	0,00	3,90
	2	280,00	1,30	0,00	0,60	1,74	49,10	13,90	37,00	3,70	0,00	0,03	0,00	4,30
	3	410,00	1,30	0,00	0,60	1,25	55,10	12,90	32,00	2,30	0,00	0,03	0,00	4,50
	4	680,00	1,29	0,00	0,60	0,82	57,00	11,00	32,00	1,30	0,00	0,03	0,00	4,70
	5	1.050,00	1,29	0,00	0,60	0,64	56,90	7,70	35,40	2,40	0,00	0,02	0,00	4,90
	6	1.400,00	1,28	0,00	0,60	0,42	52,80	11,10	36,10	4,90	0,00	0,03	0,00	5,20
	7	1.550,00	1,28	0,00	0,60	0,39	52,80	10,80	36,40	15,70	0,00	0,03	0,00	5,20
RL	1	153,00	1,38	0,00	25,90	2,12	12,67	22,17	65,16	1,00	0,00	0,09	0,00	4,70
	2	240,00	1,38	0,00	25,90	1,48	9,80	24,00	66,20	1,00	0,00	0,11	0,00	4,76
	3	490,00	1,38	0,00	25,90	0,41	8,50	26,50	65,00	1,00	0,00	0,15	0,00	5,03
REJEITO	1	3.290,00	2,50	0,00	0,00	0,05	22,00	48,00	30,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00

ANEXO B

Tabela B. Parâmetros de uso do solo utilizados no modelo SWAT.

Urban Area Database Edit		
Urban Name		Rejeito
FIMP		0,00
FCIMP (fraction)		0,00
CURBDEN (km/ha)		0,00
URBCOEF (1/mm)		0,00
DIRTMX (kg/curb km)		0,00
THALF (days)		0,00
TNCONC (mg N/kg sed)		1.000,00
TPCONC (mg P/kg sed)		591,00
TNO3CONC (mg NO3-N/kg sed)		50,00
Hydrological Parameters		
OV_N – Manning's N (roughness)		0,10
SCS Runoff Curve Numbers		
A		31
B		59
C		72
D		79
URBCN2		98

Obs. A amplitude de inserção dos dados no modelo SWAT não comporta os valores das variáveis Manganês e Ferro nos parâmetros TNO3CONC e TNCONC. Recomenda-se em trabalhos futuros a modificação da amplitude no limite de processamento do modelo.