

Universidade Federal do Triângulo Mineiro

Gabriel Henrique de Morais Fernandes

Deterioração Ambiental no estado natural da bacia do Rio Paraopeba, avaliada com Modelagem  
Caminho de Mínimos Quadrados Parciais.

Uberaba

2023

Gabriel Henrique de Morais Fernandes

Deterioração Ambiental no estado natural da bacia do Rio Paraopeba, avaliada com Modelagem  
Caminho de Mínimos Quadrados Parciais.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como  
requisito parcial para obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior

Uberaba

2023



**GABRIEL HENRIQUE DE MORAIS FERNANDES**

DETERIORAÇÃO AMBIENTAL NO ESTADO NATURAL DA BACIA DO RIO PARAÓPEBA,  
AVALIADA COM MODELAGEM DE CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Uberaba, 27 de janeiro de 2023.

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior  
Orientador - IFTM

Prof. Dr. Ricardo Vicente Ferreira  
Membro Titular - UFTM

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva  
Membro Titular - IFTM



Documento assinado eletronicamente por **Renato Farias do Valle Junior, Usuário Externo**, em 27/01/2023, às 17:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



Documento assinado eletronicamente por **RICARDO VICENTE FERREIRA, Professor do Magistério Superior**, em 27/01/2023, às 17:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva, Usuário Externo**, em 30/01/2023, às 22:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [http://sei.uftm.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](http://sei.uftm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0895460** e o código CRC **B3871EAD**.

Dedico à minha família, base que me instiga a sempre estar buscando o conhecimento.

## AGRADECIMENTOS

Todo caminho, ele tem início, meio e fim, e, aqui não poderia ser diferente. Para alçar este voo, nada seria possível sem aquele que é a inteligência suprema de todas as coisas, Deus, o criador máximo, e responsável por me abraçar, me levantar e me fornecer a energia necessária para lutar. Afinal, não existe vitória sem luta.

Este parágrafo será destinado para aqueles que são minha base terrena, a minha família. Principalmente meus pais, irmãos e tios. Que em minha memória sempre permaneça as boas lembranças de meu pai Eurípedes e minha tia Eunice, que partiram durante a minha jornada, meu pai junto com minha mãe foi o meu maior incentivador, o meu amigo e meu conselheiro, e, sei que esta comigo em pensamentos. Minha mãe Helenice e meus irmãos Victor, Allan e Catarina, foram a minha força diária para continuar e jamais arrefecer em momentos dolorosos.

A lembrança também é uma forma de agradecimento, pois, aquele que não tem amigos, perde uma parte da vida, e, de vocês não posso esquecer, Carlos Mangussi, Guilherme Alves, Jefferson Ribela e Anderson Passos, aqui deixo meu muito obrigado. A vida ficou mais leve com vocês, as brincadeiras contumaz e todo o apoio foram e são fundamentais para a minha caminhada.

A turma V do PPGCTA foi uma família para mim, e me recordo com alegria de todos. Levarei você no meu coração, contem comigo quando precisarem sempre, e, agradeço novamente a Deus por permitir vocês cruzarem meu caminho.

Ao meu orientador Renato Farias, deixo aqui meu agradecimento, por ser de grande estima e valia nos momentos que mais precisei, os seus ensinamentos orquestrado com sua vasta experiência, tornou o caminho mais claro.

Agradeço também a Vale S.A. por me permitir ser bolsista e participar do projeto ENTIRE, todo o conjunto foi de extrema importância para o meu desenvolvimento durante o caminhar.

E, para finalizar, não posso deixar o meu muito obrigado a todos da banca, principalmente por aceitarem e me prestigiarem neste momento. São gigantes por estarem onde estão, e manter a simplicidade e humildade. Compartilhar conhecimento é abrir a porta do futuro e espalhar a energia da sabedoria.

## RESUMO

Em 25 de janeiro de 2019, ocorreu o rompimento da barragem B1 de rejeitos do Córrego do Feijão na cidade de Brumadinho (Minas Gerais, Brasil), onde foi lançado ao ambiente aproximadamente 2,8 Mm<sup>3</sup> de rejeitos. O avanço dos rejeitos atingiu o Córrego do Feijão e o rio Paraopeba, principal fonte de água potável da região. Contudo, vários tributários que deságuam no rio Paraopeba não foram diretamente impactados pelo acidente, mantendo as condições naturais existentes na bacia antes do evento. Para caracterizar a qualidade hídrica desses tributários e associá-la à deterioração natural da bacia, se avaliou através da modelagem de caminho de mínimos quadrados parciais (PLS-PM), as variáveis intervenientes de um conjunto denso de dados espaço-temporais (diários a semanais), coletadas em 7 pontos em confluência com o rio Paraopeba, para o ano hidrológico de 2019. No modelo de Qualidade Hídrica, as variáveis latentes independentes são “Classe de Solos” (compreendendo Latossolos), “Ocupação na conservação do Solo” (compreendendo Floresta, Reflorestamento). As variáveis latentes de caráter ambiental são “Qualidade da Água” (compreendendo Alcalinidade total, Magnésio Total e Oxigênio dissolvido) e “Deterioração Ambiental” (compreendendo Aptidão/Peso). Assim, mostra-se que 51,1% da “Deterioração Ambiental” é predita pela “Qualidade da Água”, na qual a deterioração é inversamente proporcional à qualidade ( $\beta = -0,715$ ), 52,4 % da “Qualidade da Água” é predita pelo “Escoamento Superficial” ( $\beta = -0,724$ ), e 80,9% do “Escoamento Superficial” são preditos pelos “Classe de Solos” ( $\beta = -0,649$ ) e “Ocupação na Conservação do Solo” ( $\beta = -0,273$ ). Este estudo possibilitou identificar e quantificar as variáveis intervenientes na qualidade hídrica e consequente deterioração ambiental natural nos tributários, sendo um método promissor para identificar a condição natural da bacia antes da ocorrência do rompimento da barragem.

**Palavras-chave:** Deterioração ambiental. Qualidade hídrica. Brumadinho (Brasil). Rompimento de barragens. Modelagem por caminho de mínimos quadrados parciais.

## ABSTRACT

On January 25, 2019, the B1 tailings dam of Córrego do Feijão broke in the city of Brumadinho (Minas Gerais, Brazil), where approximately 2.8 Mm<sup>3</sup> of tailings were released into the environment. The advance of the tailings reached the Córrego do Feijão and the Paraopeba River, the main source of drinking water in the region. However, several tributaries that flow into the Paraopeba River were not directly impacted by the accident, maintaining the natural conditions existing in the basin before the event. To characterize the water quality of these tributaries and associate it with the natural deterioration of the basin, we evaluated through partial least squares path modeling (PLS-PM), the intervening variables of a dense set of space-time data (daily to weekly), collected at 7 points in confluence with the Paraopeba River, for the hydrological year 2019. In the Water Quality model, the independent latent variables are "Soil Class" (comprising Latosols), "Occupation in Soil conservation" (comprising Forest, Reforestation). The environmental latent variables are "Water Quality" (comprising Total Alkalinity, Total Magnesium and Dissolved Oxygen) and "Environmental Deterioration" (comprising Fitness/Weight). Thus, it is shown that 51.1% of "Environmental Deterioration" is predicted by "Water Quality", in which deterioration is inversely proportional to quality ( $\beta = -0.715$ ), 52.4 % of "Water Quality" is predicted by "Surface Runoff" ( $\beta = -0.724$ ), and 80.9% of "Surface Runoff" is predicted by "Soil Class" ( $\beta = -0.649$ ) and "Occupancy in Soil Conservation" ( $\beta = -0.273$ ). This study made it possible to identify and quantify the intervening variables in water quality and consequent natural environmental deterioration in the tributaries, being a promising method to identify the natural condition of the basin before the occurrence of the dam breach.

**Keywords:** Environmental deterioration. Water quality. Brumadinho (Brazil). Dam failure. Partial least squares path modeling.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Representação da modelagem PLS - PM.....	23
Figura 2 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba e seus afluentes estudados em destaque. ....	26
Figura 3 – Formações rochosas presentes na Bacia do Rio Paraopeba .....	28
Figura 4 – Mapa de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Paraopeba .....	29
Figura 5 – Mapa de solos na Bacia do Rio Paraopeba .....	30
Figura 6 - Fluxograma do processo de estudo.....	32
Figura 7 – Modelo PLS – PM para Deterioração Ambiental .....	36
Figura 8 – Resultado do Modelo PLS – PM para Deterioração Ambiental. ....	38

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Metodologia de Determinação dos parâmetros morfométricos.....	31
Tabela 2 – Lista de variáveis medidas usadas como dados de origem para a modelagem, Partial Least Squares – Path Modeling (PLS-PM), (Modelo – Deterioração Ambiental).....	34
Tabela 3: Bootstrapping, referente aos efeitos totais das interações classe de solos, ocupação na conservação do solo, escoamento superficial, qualidade hídrica e deterioração ambiental. ....	39
Tabela 4: Bootstrapping, referente aos pesos exteriores das interações classe de solos, ocupação na conservação do solo, escoamento superficial, qualidade hídrica e deterioração ambiental. ....	40

## **LISTA DE SIGLAS**

PLS-PM – Modelagem Caminho de Mínimos Quadrados Parciais (Partial Least Squares – Path Models)

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração

PIB – Produto Interno Bruto

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica

ANA – Agência Nacional das Águas

ANM – Agência Nacional de Mineração

EIA/RIMA – Estudo de Impacto Ambiental

MV – Medidas Variáveis

VL – Variáveis Latentes

COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos

CGGM – Complexo Granito – Gnáissico - Migmatítico

ENTIRE – Análise de Emergência de Impactos de Rejeitos em Ambiente Aquático Restaurado

ASF – Alaska Satellite Facility

SWAT – Soil and Water Assessment Tool

SIG – Sistemas de Informações Geográficas

IQA – Índice de Qualidade da Água

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
2.1 A RELEVÂNCIA SOCIOECONÔMICA DA MINERAÇÃO NO BRASIL .....	15
2.2 OS IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DA MINERAÇÃO .....	16
2.3 ACIDENTES COM BARRAGENS: OS IMPACTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS.....	18
2.4 A IMPORTÂNCIA DA MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS NA VERIFICAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS .....	22
<b>3 METODOLOGIA.....</b>	<b>25</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	25
3.2 PREPARAÇÃO DO BANCO DE DADOS.....	30
3.3 ESTRUTURA CONCEITUAL DO MODELO .....	32
3.4 MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS (PLS-PM).....	35
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>37</b>
4.1 MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS.....	37
4.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS PLS - PM .....	40
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>43</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>44</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A demanda pelos recursos hídricos tem sido crescente em todo o mundo, devido ao crescimento populacional aliado à urbanização e industrialização, e tem favorecido a degradação da qualidade hídrica (Lv et al., 2021). As mudanças climáticas estão associadas às alterações no regime hidrológico, a mudar padrões de precipitações, taxas de evapotranspiração e escoamento, que associado com a poluição e contaminação, interferem na disponibilidade hídrica (Idrizovic et al., 2020). Como possíveis transformações presentes neste cenário, espera-se a ocorrência crescente de crises hídricas em escala global (Vörösmarty et al., 2015). A elevação da demanda hídrica aliado às mudanças climáticas têm favorecido a ocorrência de seca, evidenciando que a água tem se tornado um bem restrito (Mitchell e McDonald, 2015). Na produção minerária, é requerido grandes volumes de água em seus diversos setores da produção, a ocorrer no processo de alteração na sua qualidade, vindo assim a compor os rejeitos, misturas entre líquidos e sólidos, a serem armazenados no local da mina em barragens (Vinaud, 2019; Hamilton et al., 2020). A produção minerária é responsável por gerar uma grande quantidade de resíduos, onde a maior parte são rejeitos, sendo compostos por minerais, produtos químicos e uma elevada quantidade de água, oriunda de tratamentos de processos da mineração (Ojeda-Pereira e Campos-Medina, 2021). A acumulação de detritos de mineração tem sido utilizada como materiais de construção das barragens, abrindo a possibilidade da ocorrência de alteamentos sucessivos das mesmas (Vinaud, 2019).

Fatores ligados à construção e ou a manutenção dos taludes podem favorecer o rompimento das barragens (Vinaud, 2019). O colapso da estrutura é considerado um risco às vidas humanas, mas também aos rios e entorno, ao possibilitar que os rejeitos elevem as concentrações de metais e substâncias tóxicas na água e sedimentos a interferir nos ecossistemas (Burritt e Christ, 2018). No rompimento da barragem de rejeitos B1 do Córrego do Feijão na cidade de Brumadinho (Minas Gerais, Brasil), foi lançado ao ambiente aproximadamente 12 Mm<sup>3</sup> de rejeitos (Rotta, et al., 2020). O avanço dos rejeitos atingiu o Córrego do Feijão e o rio Paraopeba, principal fonte de água potável da região. Porém, a diluição gerada na concentração de ferro, promovido pelas contribuições dos tributários na calha do Paraopeba, nos picos de vazão do rio, tem contribuído para a recuperação do mesmo, pois nos afluentes existe pouca concentração de ferro (Pacheco et al., 2021). Os tributários não sofreram diretamente os impactos do acidente, a possibilitar a manutenção das condições pregressas da região antes do rompimento. Assim sendo, a realização de modelagem dos processos físico-químicos relacionados à deterioração da bacia são necessários para se entender as

relações de causa e efeito entre os fatores intervenientes (Fernandes et al., 2019). Uma ferramenta consistente de estudar a complexa interação entre pressões antrópicas em bacias através das equações estruturais, é a modelagem estatística baseada em Caminho de Mínimos Quadrados Parciais (PLS-PM), a possibilitar medir a relação de causa-efeito entre variáveis latentes (Monecke e Leisch, 2012; Vinzi et al., 2010). Estes modelos são geralmente utilizados nas áreas de ciências sociais, mas também vem sendo abordado em pesquisas de sustentabilidade no setor de construção (Bamgbade et al., 2019; Durdyev et al., 2018), bem como em estudos de impactos ambientais e gestão em bacias (Ferreira et al., 2017; Oliveira et al., 2019).

Assim, neste estudo busca-se diagnosticar as possíveis ameaças à qualidade hídrica, juntos aos tributários que deságuam no rio Paraopeba, e que não sofreram impacto direto dos rejeitos do rompimento da Barragem da mina Córrego do Feijão, em Brumadinho (MG), através da modelagem Caminho de Mínimos Quadrados Parciais (PLS-PM). Sendo possível ter objetivos específicos, e, que a partir dos modelos, possa ser estimado a relação de causa e efeito dos fatores naturais intervenientes da bacia, a servir como parâmetro de comparação da influência da qualidade hídrica associada a deterioração ambiental antes do rompimento.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O capítulo a seguir, detalha os principais conceitos abordados na literatura sobre todo o contexto de estudo apontado no projeto. O primeiro tópico aponta a importância da mineração para a sociedade em geral, enquanto em sequência vem a mostrar os efeitos negativos desta indústria e impactos quando de acidentes em locais de armazenagem de rejeitos (barragens). O último tópico vem mostrar a importância dos estudos utilizando a ferramenta principal de análise aqui utilizada.

Sendo assim, o presente capítulo traz os seguintes tópicos:

- A relevância Socioeconômica da Mineração no Brasil;
- Os impactos Socioambientais da Mineração;
- Acidentes com barragens: os impactos ambientais, sociais e econômicos;
- A importância da Modelagem Caminho de Mínimos Quadrados Parciais na verificação de Impactos Ambientais.

### 2.1 A RELEVÂNCIA SOCIOECONÔMICA DA MINERAÇÃO NO BRASIL

A humanidade sempre se serviu dos minérios para desenvolver as mais diversas atividades. Metais como ouro, prata e cobre, encontrados na forma nativa na natureza sempre despertaram a atenção, e a partir da mineração destes, o mundo foi se desenvolvendo. Na idade média, é possível notar a grande influência destes produtos minérios, com a larga fabricação de lanças, espadas e outros. Atualmente, são imprescindíveis em nosso dia a dia, pois se trata de uma atividade econômica de suma importância, que é grande geradora de empregos, tem-se uma elevada arrecadação de impostos e exportação de produtos, além de que os materiais metálicos e não metálicos que são alcançados através da transformação de minérios, estão presentes em praticamente qualquer atividade da vida moderna, desde a construção civil até mesmo as áreas agrícolas por meio de fertilizantes (BMS, 2019).

A atividade minerária foi assunto comentado até mesmo durante a conferência da “Rio+10”, sendo esta considerada como de extrema relevância para o desenvolvimento social e econômico mundial, pelo fato de produzir substâncias minerais consideradas essenciais a conservação do modelo da vida moderna (FARIAS, 2002).

A mineração em território brasileiro remonta ao período colonial, onde naquela época, a ocupação no interior do país pelos bandeirantes se deu pela busca por tais metais preciosos e, desde

então todo este enquadramento fez com que o Brasil se tornasse um dos maiores produtores de minérios do mundo, tornando esta indústria um grande complexo socioeconômico.

O Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), mostra que a produção mineral no Brasil entre os anos de 2000 a 2008 cresceu aproximadamente U\$ 20 bilhões de dólares, um acréscimo de 250%. Todo este crescimento está ligado ao também elevado índice de expansão mundial, fazendo com que se busque mais produtos derivados de bens minerais (IBRAM, 2018). Por alguns anos, houve decréscimo da produção, devido ao fato da grande crise mundial do ano de 2008, mas por volta de 2011, a recuperação começa a ser evidenciada, atingindo grandes patamares produtivos.

O campo da Indústria Mineral Extrativista, isto se inclui petróleo e gás também, representa nos dias de hoje, algo em torno de 4% do PIB (Produto Interno Bruto) brasileiro, e com participação de 9,4% em todas as exportações nacionais (VINAUD, 2019). Fator relevante desta atividade se torna a grande geração de empregos, seja direto ou indireto. Segundo o IBRAM (2019), no ano de 2018, 180 mil empregos foram gerados através da mineração.

Em um levantamento no ano de 2018, o IBRAM conferiu que a maior quantidade de minério produzido em território brasileiro foi o ferro, que atingiu a impressionante marca de 430 milhões de toneladas. Outra produção expressiva e até certo ponto curiosa é a de água mineral, atingindo 10 bilhões de litros (VINAUD, 2019). Por todo este contexto é possível notar a grande relevância socioeconômica da mineração dentro do Brasil, sendo geradora de empregos e ativamente tendo grande participação no PIB brasileiro, fazendo o país mover linhas econômicas e de expansão.

## 2.2 OS IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DA MINERAÇÃO

A mineração dentre as diversas atividades antrópicas é vista como grande modificadora de ambientes, o que a torna fonte de diversos impactos ambientais. Muitos limitam esses efeitos apenas aos ecossistemas próximos as minas. Mensagem repassada até mesmo pelo setor mineral na tentativa de minimizar a imagem negativa que fica sobre tal processo. Mas é factível que tais consequências não se confinam apenas ao citado anteriormente, pois na maioria das vezes são complexos e amplos do ponto de vista ecológicos, bem como permanentes ao local (MILANEZ, 2017).

A extração de minérios é amplamente caracterizada por minas a céu aberto no Brasil, e quando da instalação destas, já se tem a caracterização de mudança na paisagem, pois é feito

desmatamento da região a ser lavrada e também ocorre a retirada de todo o solo fértil daquele local. A mineração por vezes chega a ser comparada por especialistas ambientais em um processo chamado de “amputação da paisagem”, por decorrência do fato da perda do monte, pico ou serra presente na região, mesmo com as mineradoras utilizando-se das melhores técnicas de gestão ambiental. Essas mudanças provocam alterações até mesmo no microclima, fauna, flora e circulação hidrológica do local. E, em alguns casos, a modificação da paisagem, afeta até mesmo as populações próximas a essas minas, bem quando da ampliação de tal ocorre a desmobilização populacional da região (MILANEZ, 2017).

A indústria mineira é também grande causadora de poluição atmosférica, gerada em grande parte pela poeira e lama carreadas das minas por transportes prestadores de serviços a estas (MILANEZ, 2011). Estas emissões atmosféricas trazem problemas respiratórios a populações residentes nas proximidades das minas, onde o ar deste local contém tanto quanto material particulado de grandes centros urbanos. Tal processo levanta preocupação voltada aos impactos com efeitos nocivos à qualidade ambiental e à saúde populacional.

Quando se olha os impactos da mineração na questão hídrica, é perceptível a ocorrência de três níveis, que são; (I) elevado consumo de água; (II) a extração mineral que pode rebaixar o lençol freático e comprometer a recarga dos aquíferos e (III) contaminação dos corpos hídricos. A água é um dos insumos relevantes para a produção nas minas e também para o funcionamento dos minerodutos, este que é parte integrante do sistema. O segundo nível da fonte impactante, que diz respeito ao rebaixamento do lençol freático, surge quando para a ampliação do processo extrativista mineral, as cavas precisam ir além do corpo hídrico subterrâneo, onde a partir deste momento, a água passa a ser removida para que se alcance os minérios. O rebaixamento deste lençol, envolve posteriormente diversos impactos, tais como a diminuição no fluxo de água de rios, qualidade da água superficial ou subterrânea com alterações consideradas negativas e também a coarctação do volume de água (Elaw, 2010).

Existe também o agravo quanto a qualidade hídrica superficial no ponto à jusante do local de trabalho, que pode ser afetada pelos sedimentos carreados de solo e pelas diversas substâncias que estão presentes aos efluentes da área de mineração, como por exemplo as graxas, óleos e metais pesados (Mechi & Sanches 2010).

Um ponto importante quanto a questão dos recursos hídricos é estar atento a recarga dos aquíferos, principalmente em áreas de mineração de ferro no Estado de Minas Gerais. Muito falado

na região, o termo “canga” é utilizado para conceituar afloramentos ferruginosos, associados a formações ferríferas, onde se encontram as principais atividades voltadas a exploração dos minérios ferrosos no país. Estas áreas apresentam uma concentração enorme de espécies endêmicas, ao passo que estes locais, principalmente devido a sua localização são importantes áreas de recarga de aquíferos subterrâneos (CARMO, 2010). Inúmeros impactos ambientais podem ser notados ao momento de redução desta camada permeável, tal ao ponto de provocar a diminuição da biodiversidade regional, comprometendo conseqüentemente, a capacidade de recarga dos aquíferos, o que pode provocar problemas relacionados ao abastecimento de água das localidades dependentes da região.

Impactos de relevância são observados em torno da contaminação dos cursos de água. Relatos danosos já foram catalogados em locais que extraem carvão vegetal, onde este material sofre processo de absorção por sulfetos metálicos que acabam sendo convertidos em ácidos, após rejeitos destes entrar em contato com a umidade do ar. Tal acontecimento gera o fenômeno recebido por nome de Drenagem Ácida de Mina (DAM), aumentando assim a acidez dos corpos hídricos; fator relevante analisado também é que com a redução do pH, ocorre a solubilização dos metais pesados que estão de entremeio nos resíduos dos minérios (FERNANDES, ALAMINO e ARAÚJO, 2014).

A grande quantidade de água desejada pela atividade minerária, faz com que a sua qualidade seja alterada após todo o processo de mineração, e esta passa a ser armazenada em barragens de rejeito, elemento construtivo passível de rompimento. Inúmeras são as conseqüências do âmbito negativo perante tal desastre, as quais, podem ser citadas: rios contaminados por metais, assoreamento dos cursos de água, alta taxa de mortalidade de peixes, mata ciliares afetadas, podendo serem destruídas e, a possível interrupção do abastecimento público (Zonta e Trocate, 2016).

A mineração é fonte importante para o desenvolvimento da humanidade, mas em troca é grande constituinte de impactar negativamente as áreas ambientais, conforme estudo realizado por Milanez (2017), que voltou a atenção para os problemas socioambientais causados pela atividade minerária. Tais sujeições negativas são agravadas quando do rompimento destas barragens.

### 2.3 ACIDENTES COM BARRAGENS: OS IMPACTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS

Segundo a Vale (2021), as barragens são estruturas projetadas por especialistas, que tem por finalidade servir como reservatório para contenção e/ou acumulação de substâncias líquidas ou até mesmo da mistura de líquidos e sólidos, estes como consequentes do beneficiamento da atividade minerária. Etapa que consiste em separar os materiais valiosos e não valiosos presente nos minerais. Neste processo geralmente se faz da utilização de água e os resíduos são depositados em barragens.

Por esta definição, é possível notar que geralmente se cataloga dois tipos de barragens, as convencionais e as de rejeitos. A primeira faz referência as barragens utilizadas em hidrelétricas ou não, onde utiliza-se da sua disponibilidade para conter água no seu estado ambiente (INBS, 2021). A segunda se diferencia das convencionais devido aos materiais armazenados, pois segundo Feng et al. (2004) os rejeitos são os efluentes líquidos provindos da atividade minerária, onde geralmente possuem um aspecto turvo, com inúmeras partículas de tamanhos pequenos, que estão dispersas e com baixa capacidade para sedimentar-se, o que gera uma elevada turbidez ao líquido, causando por consequência a necessidade de tratamento para lançamento em corpos d'água.

As barragens, se fazem necessária estarem regulamentadas perante a algum órgão ou entidade responsável, para que possam exercer atividades e também serem acompanhadas. Quando estas tem fins para geração de energia através de hidrelétricas, são regulamentadas pela entidade que autorizou o uso do potencial hidráulico, neste caso a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), mas se a utilidade da barragem for apenas para armazenagem de água, a responsável pelo acompanhamento segue para quem outorgou o direito de uso dos recursos hídricos, ou seja, a Agência Nacional de Águas (ANA ou órgão estadual regulador de recursos hídricos). Se a barragem for para utilização na contenção de rejeitos minerários, a responsabilidade cabe à entidade outorgante, geralmente a Agência Nacional de Mineração (ANM) (INBS, 2021).

Nos últimos anos o Brasil presenciou dois grandes desastres voltados ao rompimento de barragens, e por consequência diversos impactos socioambientais foram e são experimentados até os dias de hoje. O primeiro destes acidentes aconteceu em 5 de novembro de 2015, na barragem do Fundão, situada no Complexo Industrial de Germano, localizada na cidade mineira de Mariana. Muitos se recordam como o “Desastre da Samarco”, nome dado devido a empresa responsável pela barragem, no caso a Samarco Mineração S/A, empresa que é controlada pela Vale S/A e BHP Billinton (ROTTA, 2020). O elemento estrutural localizava-se na Bacia do rio Gualaxo do Norte, afluente do rio do Carmo, e este que é afluente do rio Doce.

O colapso da barragem em Mariana extravasou de imediato aproximadamente 40 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos, compostos na maioria de ferro e sílica, além de outros materiais, e outros 16 milhões de m<sup>3</sup> de compostos foram sendo despejados lentamente. O material rejeitado no formato de uma avalanche percorreu um longo caminho, conceituando uma rota de destruição, atingindo o Córrego de Fundão e o Córrego Santarém, o que destruiu suas calhas e cursos naturais. O Subdistrito de Bento Rodrigues foi soterrado, o que causou a morte de 19 pessoas e desalojou diversas famílias. Quando a avalanche de rejeitos atingiu a calha do rio Gualaxo do Norte, a mesma percorreu 55 km até desaguar no rio do Carmo, onde atingiu diversas comunidades rurais e alguns municípios mineiros próximos (RIMA Mariana 2017).

Segundo o Ministério Público Federal (2021) em alguns trechos a onda de rejeitos foi ganhando energia e aumentando os passos da destruição, como por exemplo nas faixas marginais do rio Gualaxo do Norte e rio do Carmo, onde a cobertura vegetal e a camada superficial de vastas áreas ribeirinhas foram arrancadas devido a energia do arraste. Nesta região, foi possível notar também, a ocorrência de deposição de rejeitos de minérios sobre o leito dos rios e áreas marginais, soterrando a vegetação nativa do local, presentes até mesmo em área de preservação permanente, e por conseguinte destruindo habitats e matando animais. Após algum tempo, o lamaçal criado pela onda de rejeitos alcançou o rio Doce, até desaguar no Oceano Atlântico. Nestes caminhos diversos foram os impactos socioambientais, causando até mesmo o desabastecimento de água em vários municípios, todo processo desencadeado pelo maior desastre ambiental do Brasil e um dos maiores do mundo (OLIVEIRA, 2019).

Após pouco mais de 3 anos do ocorrido em Mariana, outro desastre envolvendo rompimento de estrutura de barragens foi evidenciado no Brasil. No dia 25 de Janeiro de 2019, a Barragem 1 (B1) administrada pela Vale S/A se rompeu no município de Brumadinho, na Mina Córrego do Feijão, que se localiza na região metropolitana de Belo Horizonte, no Estado de Minas Gerais. A estrutura de contenção está inserida na bacia hidrográfica do rio Paraopeba, este que é um dos principais tributários rio São Francisco e localizado nas sub-bacias dos ribeirões Casa Branca e Ferro-Carvão.

A tragédia em Brumadinho extravasou mais de 11 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos, percorrendo pouco mais de 8 Km em poucos dias, e causando destruição por todo o caminho no Rio Paraopeba (ROTTA, 2022). Este evento tem um volume menor do que o ocorrido em Mariana, mas a

quantidade de vidas ceifadas é muito maior quando comparado, onde até os dias de hoje se tem 272 mortos 3 pessoas desaparecidas.

Segundo Oliveira (2019), o desastre em Brumadinho provocou diversos impactos socioambientais negativos, onde toda a vegetação e paisagem local foram afetados. Assim como ocorreu em Mariana, eventos como estes provocam problemas nas regiões próximas as margens dos cursos de água, como a alteração nos solos e destruição das matas ciliares. Estudos em Brumadinho pós rompimento mostram mudanças na paisagem em áreas distantes da barragem, inferindo que os danos aos recursos hídricos, solo e economia foram de elevada magnitude. Tanto é que o assoreamento de cursos d'água provocou alterações na vazão dos rios, e a sedimentação nas margens ribeirinhas reduziram áreas aptas para a agricultura e pecuária.

Como se é notado, acidentes como estes, envolvendo rompimento de barragens, mostra impactos inimagináveis, como por exemplo, o ocorrido em Mariana ultrapassou os limites da área de influência do empreendimento estabelecidos no EIA/RIMA (Wanderley *et al.* 2016). Impactos ao meio biológico são notáveis, provocando danos a ictiofauna por meio da perda de áreas berçários e de reprodução, sendo a modificação de habitats um importante fator que contribui para a perda de biodiversidade mundial. Foram constatados a presença de espécies endêmicas em trechos por onde o lamaçal dos rompimentos fez percurso, e com isto a provável extinção de alguns espécimes, até mesmo de alguns animais que não estão oficialmente listadas como ameaçadas, onde todo este conjunto afeta até mesmo os pescadores da região.

Segundo Rodrigues (2019) as alterações das comunidades biológicas se somam aos demais impactos, ocasionando a redução das interações entre predadores e presas, e o consequente aumento de algumas populações, incluindo a proliferação de insetos vetores de doenças, tornando-se possível o desencadeamento da transmissão de doenças na população humana, onde tal processo impacta vidas humanas e também o setor público, acarretando aumento na demanda de serviços públicos de saúde.

As mudanças provocadas no solo impactam indiretamente, pois se observaram um aumento na impermeabilização deste devido também a perda de cobertura vegetal, o que ocasiona uma diminuição na infiltração da água da chuva neste, fazendo ser crescente a possibilidade de ocorrer inundações devido ao menor tempo em que a água precipitada alcança os rios e também em consequência do aumento da vazão. Bezerra *et al.* (2010) alerta um conjunto de fatores que alteram a topografia local e a qualidade da água dos rios, como o desbarrancamento e assoreamento das

margens dos rios. Os solos atingidos pelos resíduos de mineração se fazem necessários de tratamento a posteriori, devido estes rejeitos serem inférteis e com baixos teores de argila.

Tanto em Mariana quanto em Brumadinho houveram impactos econômicos causados pelo rompimento da estrutura da barragem. O nível de desemprego aumentou após o rompimento da barragem do Fundão, atingindo a marca de 19%, e estes problemas econômicos em Mariana não se perfizeram devido exclusivamente a paralisação da atividade mineradora, mas também em prol à queda no preço da *commodity* minério de ferro no mercado internacional (Governo do Estado de Minas Gerais 2016). No município de Brumadinho, 60% da arrecadação provinha a atividade mineradora, sendo responsável pela grande parte da economia local. A empresa gerava uma grande quantidade de empregos entre funcionários e terceirizados, sendo útil para pequenos e grandes mercantes locais (Mendonça 2019). Os dados destacam o fato de que as tragédias, além de ser danoso ao meio ambiente e causar a perda de vidas humanas, também atinge o setor público direta e indiretamente. A população sente com as adversidades causadas por estes acidentes até, pois foram várias casas soterradas pela lama de rejeitos, alterando o estilo de vida destes (Andrade 2018, Fundação Renova 2019).

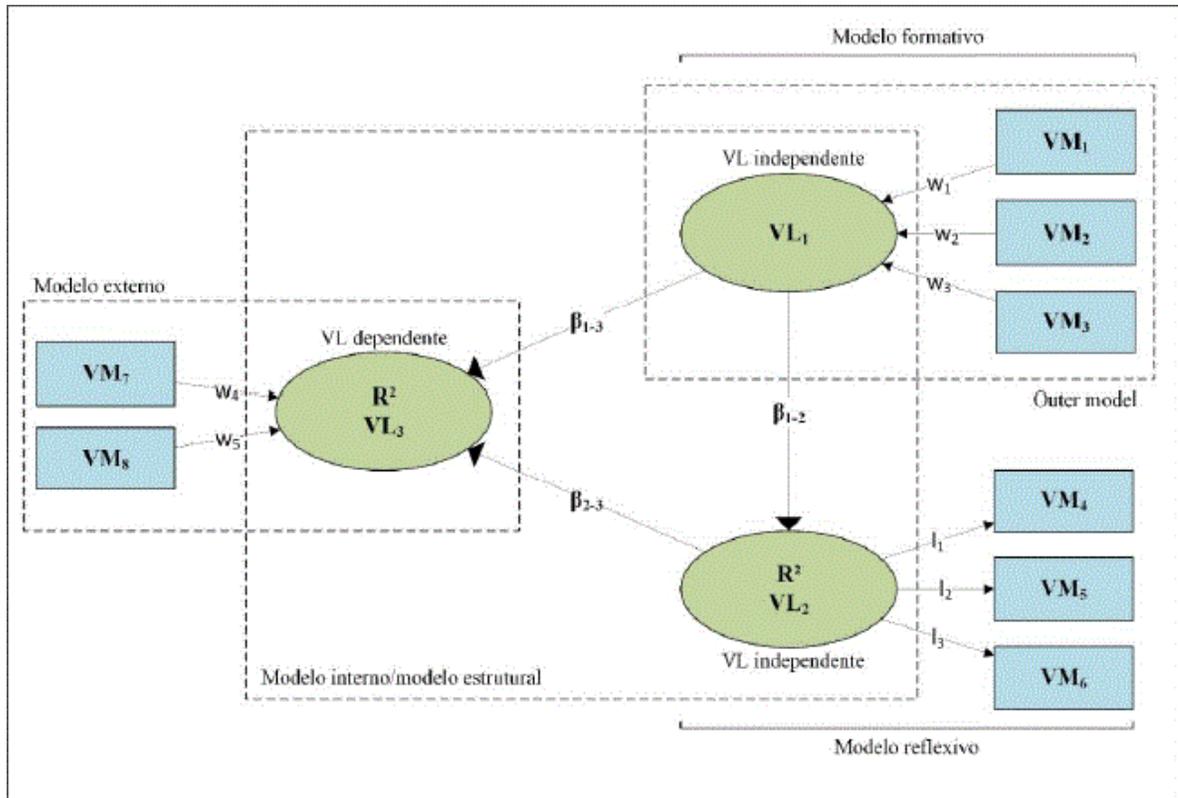
Por todo o conjunto é notável os impactos nas mais diferentes esferas sociais e ambientais, que desastres como estes causam. Desde o primeiro acidente em Mariana, no ano de 2015, diversos estudos vindo sendo realizados nas duas áreas de rompimento, vide Oliveira (2019) que se interessou em verificar os impactos socioambientais provocados por tais catástrofes, e aponta que para evitar ou minimizar futuros acidentes com rompimento, indica-se a construção destas baseadas em tecnologias e estudos que visam o menor risco possível.

#### 2.4 A IMPORTÂNCIA DA MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS NA VERIFICAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

A modelagem caminho de Mínimos Quadrados Parciais (PLS-PM) tem o intuito de modelar caminhos entre blocos de variáveis latentes (VL's), com composição de medidas variáveis (MV's) observadas, sendo primeiramente desenvolvido por Wold (Wold, 1966, 1980). Conforme a Figura 1, neste tipo de modelo, as VL's juntamente com os caminhos formam o modelo interno, enquanto as MV's, representam o modelo externo. Enquanto no modelo interno, as ligações entre VL's são avaliadas através de coeficientes de caminho (representado por  $\beta$ ), no modelo externo as ligações entre VL's e MV's são computadas por meio de pesos ( $w$ ) (Hair Jr et al., 2014). Externamente, o modelo pode ser representado por blocos reflexivos ou formativos, sendo diferenciados pela forma

de relação entre tais. Em um modelo reflexivo as MV's são as consequências das VL's e, no modo formativo as medidas variáveis são colocadas para representarem as variáveis latentes (SANCHES, 2013). A variância das variáveis latentes que são dependentes elucidados pelas variáveis latentes independentes são indicados pelo coeficiente de determinação ( $R^2$ ) através de uma série de retorno de mínimos quadrados ordinárias (GORAI, 2015).

Figura 1- Representação da modelagem PLS - PM.



Fonte: Rodrigues, V.S. (2019).

Em diversos estudos e situação, os dados de análise não se ajustam as condições propostas, e esta ocorrência é demasiadamente observada em modelos mais complexos, menos explorados e /ou também quando se tem um banco de dados com variáveis faltantes ou escassas. Quando se presencia tal fato, a recomendação é aplicar as equações estruturais fundamentadas em modelos PLS-PM (HAIR et al., 2011).

Este método de abordagem de estudo tem sido amplamente utilizado na avaliação de impactos ambientais voltados para a erosão hídrica quando desta ligada ao conflito de uso do solo. É perceptível que esta forma de avaliação é baseada em estatísticas para se fazer valer das análises, e com isso o modelo PLS-PM vem sendo explorado em diversas áreas da ciência, incluindo a

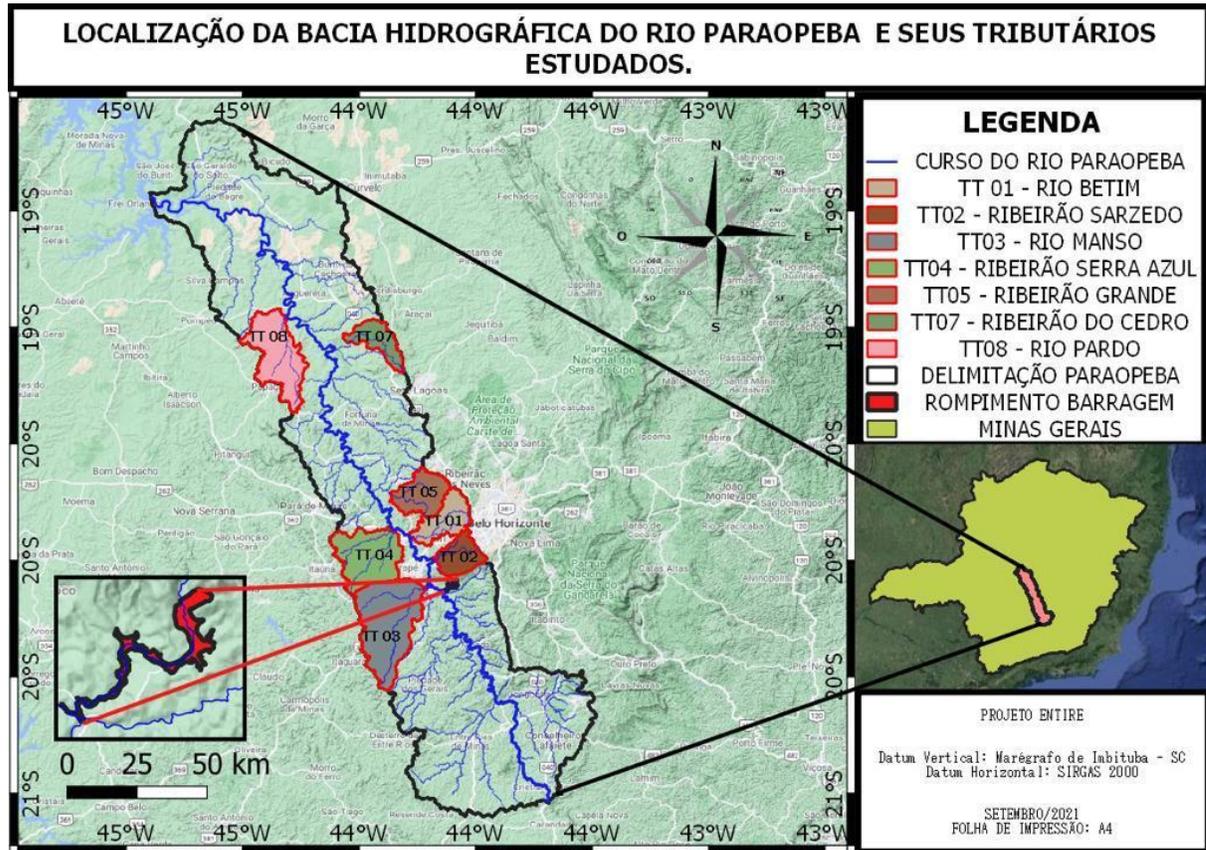
modelagem ambiental voltada para a análise da qualidade ou deterioração ambiental, esta quando ligada em conjunto com a qualidade hídrica. A avaliação deste último prospecto ambiental é relevante para apreciar possíveis problemas que estão em desacordo com a qualidade da água do local, e se, por consequência temos um declínio na condição ambiental local. Este tipo de estudo se torna interessante, pois com análises assertivas, se torna capaz de apontar medidas e precauções na tentativa de inibir ou mitigar os impactos qualitativos.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

A região de estudo se estabelece na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, localizada na região sudeste do Estado de Minas Gerais, na extensão das coordenadas geográficas aproximadas de 20°51'S, 18°35'S, 45°11'W e 43°38'W, ocupando uma área de 13643 km<sup>2</sup> sendo correspondente a 2% da área da Bacia do Rio São Francisco, e a 2,5% da área total do estado mineiro (COBRAPE, 2020). Em um raio médio de 300 metros referindo-se a distância destes para a calha do Rio Paraopeba, foram selecionados os principais afluentes tributários (Figura 2), que são: Ribeirão Grande, Ribeirão Betim, Ribeirão do Cedro e Ribeirão Sarzedo na margem direita, e Rio Manso, Rio Pardo e Ribeirão Serra Azul na margem esquerda. A bacia alberga 48 municípios, entre eles: Belo Vale, Betim, Bonfim, Brumadinho, Cachoeira da Prata, Caetanópolis, Casa Grande, Congonhas, Conselheiro Lafaiete, Contagem, Cristiano Ottoni, Crucilândia, Curvelo, Desterro de Entre Rios, Entre Rios de Minas, Esmeraldas, Felixlândia, Florestal, Fortuna de Minas, Ibirité, Igarapé, Inhaúma, Itatiaiuçu, Itaúna, Itaverava, Jeceaba, Juatuba, Lagoa Dourada, Maravilhas, Mario Campos, Mateus Leme, Moeda, Ouro Branco, Ouro Preto, Papagaios, Pará de Minas, Paraopeba, Pequi, Piedade dos Gerais, Pompéu, Queluzito, Resende Costa, Rio Manso, São Brás do Suaçuí, São Joaquim de Bicas, São José da Varginha, Sarzedo e Sete Lagoas. Destas cidades apresentadas, 35 possuem sedes municipais dentro da referida bacia, e o restante conservam parcialmente na mesma ou fazem parte da região Metropolitana de Belo Horizonte (FEAM, 2011).

Figura 2 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba e seus afluentes estudados em destaque.



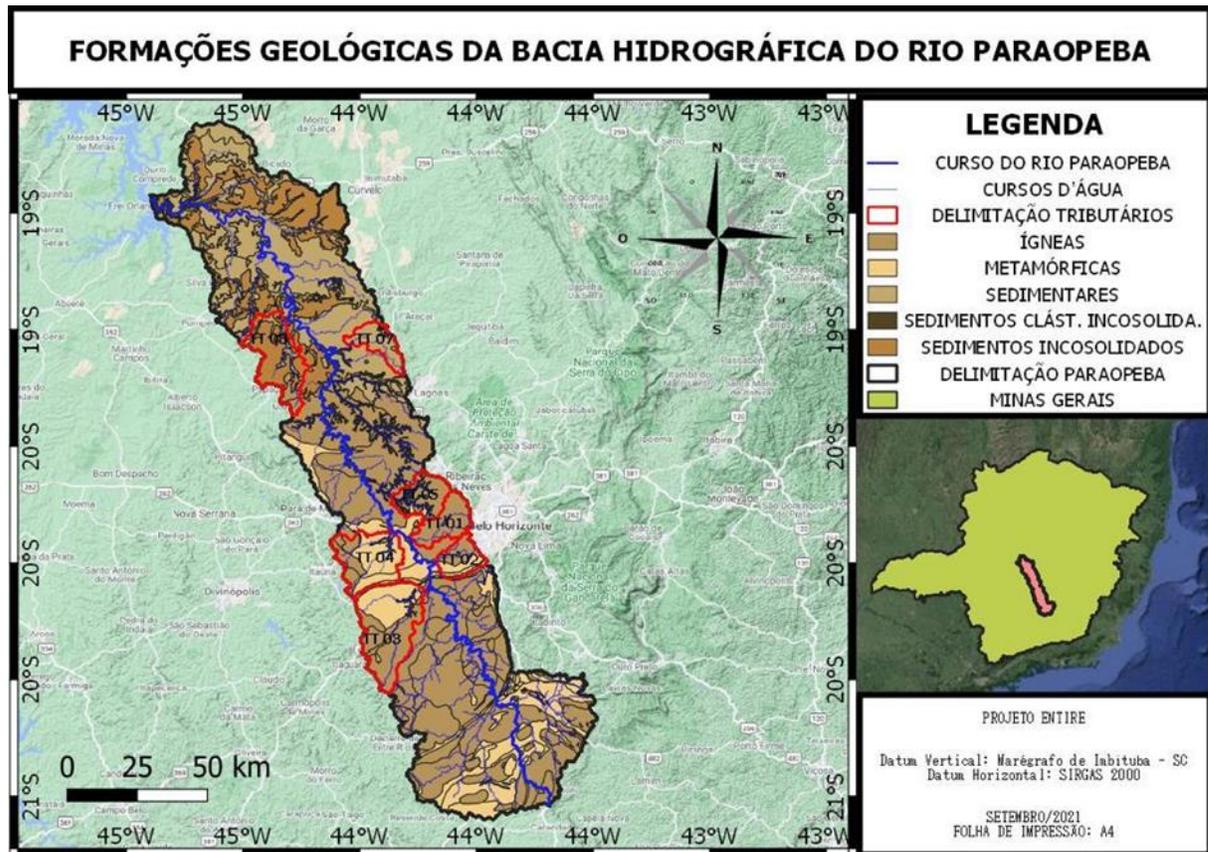
Fonte: Do autor (2022).

De acordo com a Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos – COBRAPE (2020), as características de declividade e hipsométricas da bacia apresentam semelhanças. Em relação a hipsometria, a porção norte da região, presente no Domínio Geomorfológico da Depressão do São Francisco, congrega as menores observações de valores para altitudes topográficas, sendo corrente ao curso do canal principal do Rio Paraopeba. Na parte média da Bacia testemunha-se a Serra do Quadrilátero Ferrífero, marcada por um seccionamento de elevada altitude seguidamente após a afluição do Ribeirão Casa Branca e Rio Veloso. Os pontos de maiores altitudes se verificam ao sul da área de estudo, sendo geomorfologicamente reproduzidos pelo Planalto dos Campos das Vertentes. As baixas declividades na região da Bacia do Rio Paraopeba se estabelecem predominantemente no baixo curso deste e também ao longo do canal do Rio Pardo.

A Bacia do Rio Paraopeba compõe-se de rochas antigas do estado (Figura 2), que compreendem a porção meridional do chamado Cráton do São Francisco, estas que são recobertas por rochas neoproterozóicas inseridas no Grupo Bambuí (rochas sedimentares e

metassedimentares, como quartzitos, siltitos, filitos, itabiritos e calcárias) e que pertencem ao Supergrupo São Francisco (COBRAPE, 2020). Segundo Carvalho et al. (2016), a oeste do rio Paraopeba, predominam rochas do complexo granito-gnáissico-migmatítico (CGGM) e do Supergrupo Rio das Velhas (xistos verdes que são associados a outras rochas metamórficas, sejam de origem sedimentar ou vulcânica), no interflúvio com o Rio Pará. Enquanto ao norte, no interflúvio entre os rios Paraopeba e das Velhas, são conformadas sobre as rochas do Grupo Bambuí. O Quadrilátero Ferrífero, abrange uma porção considerável da Bacia do Rio Paraopeba e, segundo Alkmim (2004), esta região é marcada por um grupo de serras quase ortogonais entre si, e no curso destas se divulgam com alto teor depósitos de minério de ferro. Nas serras e proximidades até os limites do Cráton do São Francisco (porções continentais de litosfera com estabilidade e resistência mecânica) e da bacia sedimentar do São Francisco, é perceptível cinco agrupamentos principais de rochas que, da mais velha para a mais nova, formam horizontes, na sequência (I) Rochas gnáissicas e granitos de maiores idades; (II) Supergrupo Rio das Velhas; (III) Supergrupo Minas, com rochas metamórficas majoritariamente de origem marinha e sedimentares; (IV) Granitos, rochas que são metassedimentares se distribuindo na região do Quadrilátero Ferrífero conhecida como Cinturão Mineiro e (V) Grupo Itacolomi, compreendido por uma camada espessa de quartzitos e metaconglomerados.

Figura 3 – Formações rochosas presentes na Bacia do Rio Paraopeba



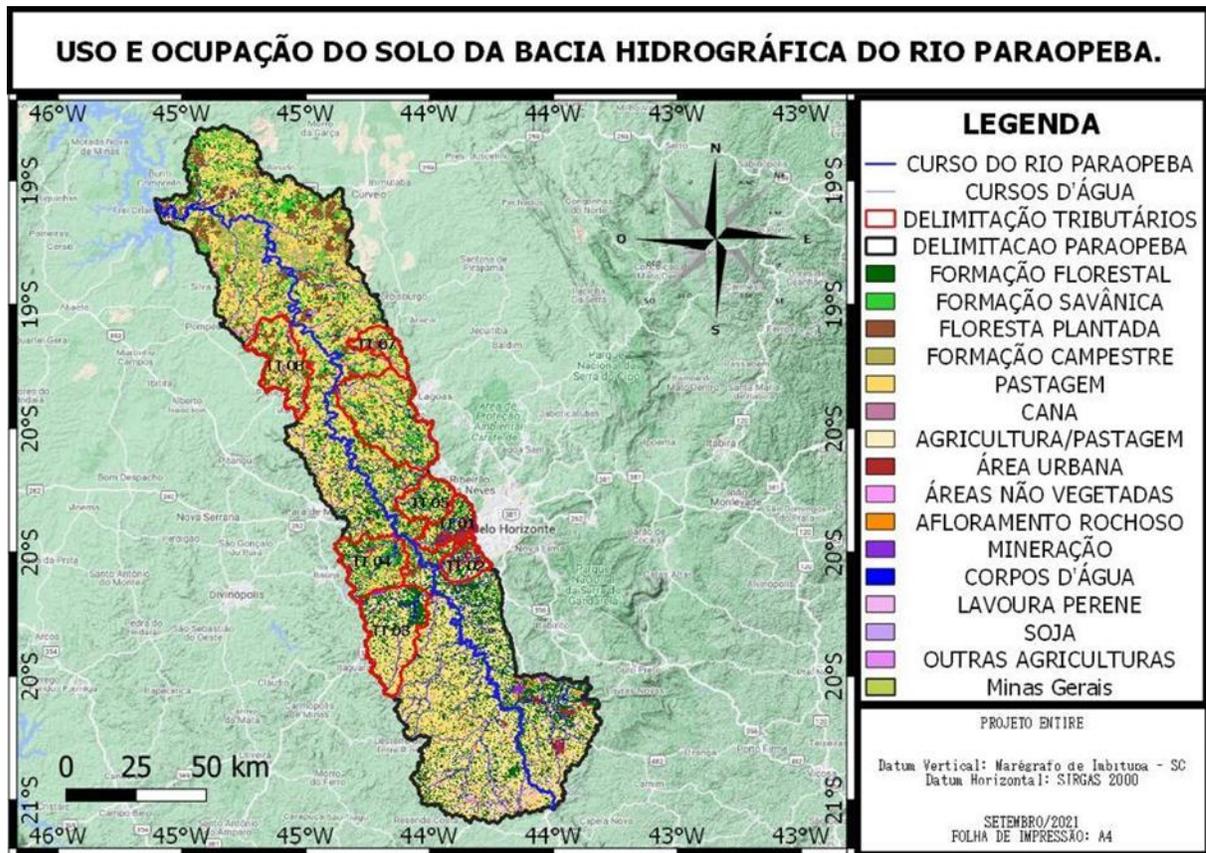
Fonte: Do autor (2022).

Neste estudo é importante conhecer todo o sistema geológico, morfológico e de paisagem da bacia, pois estes são fatores intervenientes mesmo que indiretamente em todo o sistema construído. Os biomas e todas as vegetações presentes na Bacia tem ligação com o clima da região, sendo fundamentais ao balanço hídrico. Outro aspecto importante é a questão socioeconômica regional, tendo relevância também a aquicultura e o turismo. A região é definida na área de transição entre o Cerrado, que está presente na parte mais alta da bacia, e a Mata Atlântica, marcada na porção mais baixa. Com a predominância de 54% da área total para o primeiro bioma, este constitui uma gama variada de vegetações, que se inclui pastagens, florestas nativas e savanas, enquanto que a Mata Atlântica, mostra composições florais diferenciadas, em prol do tipo de solo, características do clima e relevo. Ressaltando que os dois grupos naturais são dependentes de condições regionais (CIBAPAR, 2010).

Em relação ao uso e ocupação do solo, a região de estudo quando da elaboração do Plano Diretor de Recursos Hídricos apresentou 15 classes (Figura 2) para tal diagnóstico e, segundo o COBRAPE (2020), as maiores extensões são ocupadas por pastagens, mosaico de

agricultura/pastagem e formações florestais nativas ou plantadas. Em resumo, a pastagem é a ocupação mais abundante da região, representando 38,8% da área total da bacia, enquanto as classes mistas (agricultura/pastagem) ocupam 28,4%. Áreas florestais apresentam parcela de contribuição com 26% de toda a cobertura do solo local, enquanto as zonas urbanas 2,9%.

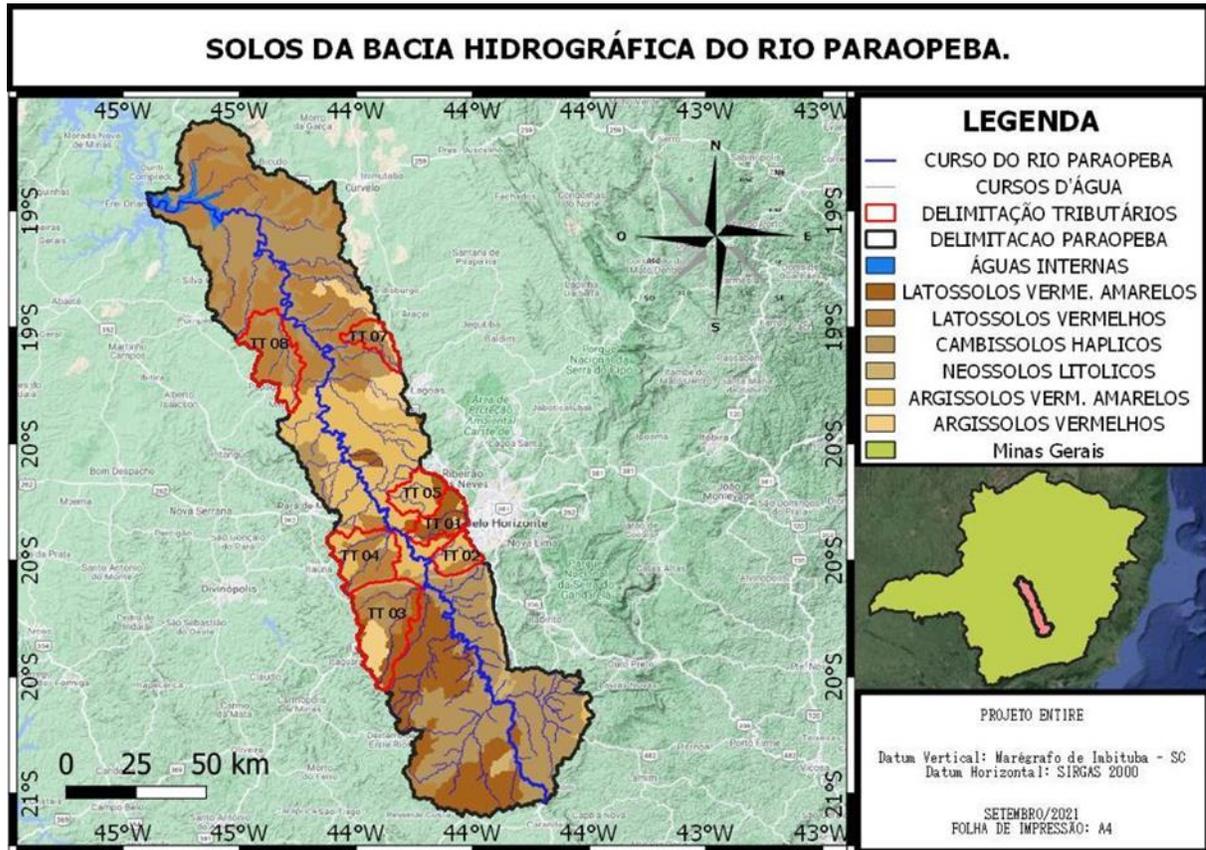
Figura 4 – Mapa de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Paraopeba



Fonte: Do autor (2022).

As classes de solo bem como sua aptidão de uso estão correlacionadas com as formações geológicas existentes. A bacia é composta principalmente por 4 grandes classes, sendo: Argissolo, Cambissolo, Latossolo e Neossolo litólico (Figura 2). Dando destaque aos Latossolos que compõem a maior porção da bacia com 39,68% (Durães, 2010). Segundo COBRAPE (2020), os solos presentes na região são: Latossolo vermelho-amarelo distrófico (LVAd), Latossolo vermelho ácrico (LVw), Latossolo vermelho distrófico (LVd), Cambissolo háplico aluminico (CXa), Cambissolo háplico distrófico (CXbd), Cambissolo háplico perférrico (CXj), Argissolo vermelho-amarelo distrófico (PVAd), Argissolo vermelho distrófico (PVd), Argissolo vermelho eutrófico (PVe), Neossolo litólico distrófico (RLd), Gleissolo háplico tb distrófico (GXbd), Plintossolo pétrico litoplíntico (FFlf).

Figura 5 – Mapa de solos na Bacia do Rio Paraopeba



Fonte: Do autor (2022).

A Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba é classificada em dois subtipos climáticos, segundo a classificação de Köppen e Geiger, são eles, Cwa e Cwb, sendo do tipo tropical de altitude com verões amenos, apresentando temperaturas brandas com média anual inferior a 20° C. Enquanto que no mês mais frio, as variações climáticas se encontram por volta de 15°C a 19°C. A precipitação média anual aponta uma variação de 1200 a 1600 mm. Na parte sul da região é possível diagnosticar um maior número de dias de chuvas, chegando a 130 dias de precipitação anual (IGAM, 2008).

### 3.2 PREPARAÇÃO DO BANCO DE DADOS

Na construção do banco de dados, utilizou-se de informações básicas retiradas de pontos de coleta contidos no relatório do plano emergencial da qualidade hídrica superficial e sedimentos do Paraopeba o qual continha registros diários a semanais, a conter um conjunto de dados denso em parâmetros de água e sedimentos (Arcadis, 2021). Os dados brutos foram disponibilizados mediante projeto “ENTIRE - Análise de Emergência de Impactos de Rejeitos para um Aquático

Restaurado Ambiente”, a partir do convênio realizado entre a empresa Vale e as instituições acadêmicas envolvidas no presente estudo. As amostras coletadas do plano emergencial totalizaram centenas de parâmetros de qualidade de água e dezenas de qualidade de sedimentos.

As análises morfométricas da bacia foram realizadas a partir da subdivisão da área em estudo em 67 compartimentos hidrológicos (CH). Na delimitação dos CH, utilizou-se o modelo digital de elevação do terreno (DEM) Alos Palsar, da Alaska Satellite Facility (ASF) obtido no site <https://search.asf.alaska.edu>, com resolução espacial de 12,5 m, e o programa de modelagem Soil and Water Assessment Tool (SWAT) disponível em <https://swat.tamu.edu/>, com interface do sistema de informação geográfica (SIG), software ArcGis, desenvolvido pelo Environmental Systems Research Institute (ESRI). A partir dos pontos de coleta da qualidade de água, calculou-se os valores médios ponderados dos parâmetros morfométricos presentes nos CH contribuintes em cada ponto cadastrado.

As metodologias de determinação dos parâmetros morfométricos seguiram modelos de apresentação na Tabela 1.

Tabela 1 – Metodologia de Determinação dos parâmetros morfométricos.

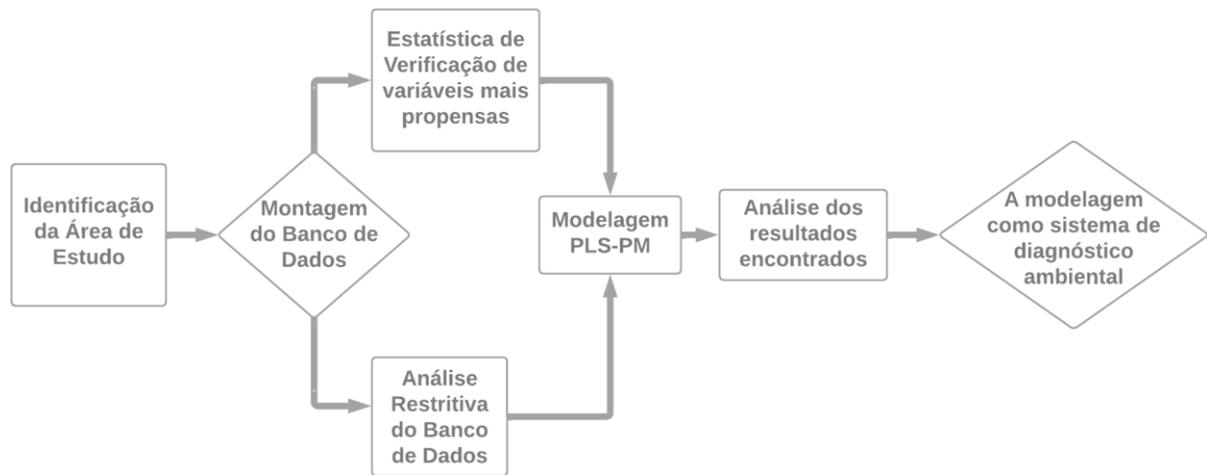
Parâmetro	Equação/unidade	Fonte
Área de drenagem (A)	(km <sup>2</sup> )	Villela e Mattos (1975)
Perímetro (P)	(km)	---
Comprimento da rede de drenagem (Cr)	(km)	Horton (1955)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Cr}{A}$	Horton (1955)
Altitude média	(m)	---
Altitude máxima	(m)	---
Altitude mínima	(m)	---
Amplitude altimétrica	(m)	---
Declividade média (Dm)	(%)	Villela e Mattos (1975)
Coeficiente de Rugosidade (CR)	$CR = (Dm \times Dd)$	Rocha e Kurtz (2001)

**Fonte:** Adaptado pelos autores, 2022.

A aptidão de uso dos solos foi estimada a partir do CR segundo Rocha e Kurtz (2001), donde foi analisado seu CR de cada compartimento hidrológico (CH), sendo calculada a amplitude ( $CR_{m\acute{a}x} - CR_{m\acute{i}n}$ ) e dividido por quatro classes de intervalos de capacidade de uso dos solos, sendo: (Classe 1) Agricultura (peso 1); (Classe 2) Pastagem (peso 2); (Classe 3) Pastagem/Floresta (peso 3) e (Classe 4) Floresta (peso 4). Portanto, classes com maiores pesos de aptidão, são regiões mais suscetíveis a erosão. Os CH com baixo CR são recomendados para a prática agrícola pois possuem relevo com menores declividades, sendo indicado para agricultura. Porém com o CR elevado são típicos de regiões mais declivosas, setores estes recomendados para a ocupação de florestas. Contudo, as regiões com CR intermediário adequam-se a criação de gado (Classe 2) ou a um mosaico com floresta (Classe 3).

Para melhor entendimento de todos os passos para a criação do projeto a Figura 2 detalha através de fluxograma o que foi delineado durante todo este estudo.

Figura 6 - Fluxograma do processo de estudo.



Fonte: Do autor (2022).

### 3.3 ESTRUTURA CONCEITUAL DO MODELO

O presente estudo utilizou-se de inúmeras variáveis medidas a caracterizar a qualidade hídrica, aplicando o Modelo PLS-PM para diferentes anos hidrológicos. Os parâmetros das águas superficiais coletados corresponderam ao ano de 2019, sendo o período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a maio). Os dados coletados foram originados do plano emergencial de qualidade da água superficial e sedimentos do Paraopeba (Arcadis, 2021).

A princípio para a modelagem da condição natural da bacia, utilizou-se de dados coletados nos tributários, os quais não sofreram efeitos diretos da distribuição de rejeitos oriundos do rompimento da barragem. Assim sendo, foram selecionados sete pontos amostrais localizados em tributários do rio Paraopeba que comportam sete sub-bacias (zonas homólogas).

Os principais tipos de solos que caracterizavam as sub-bacias abordados dentro do banco de dados, totalizaram quatro agrupamentos (Cambissolo, Latossolo, Argissolo e Neossolo), sendo reduzidos a uma variável medida (VM) o grupo (Latosolos) que foi associado a variável latente (VL) classe de solos. Para a cobertura dos solos, os dados existentes apresentam oito VM (Floresta, Reflorestamento, Pastagem, Agricultura + Pastagem, Área Urbana, Mineração, Afloramento Rochoso + Não vegetadas, Rios + Lagos), e reduziu-se a dois grupos (Floresta e Reflorestamento) a serem associados com a VL “ocupação na conservação do solo”. O escoamento superficial foi analisado a partir de vinte e um grupos, a envolver parâmetros morfométricos, vazão e precipitação das sub-bacias, sendo reduzido a VM (Precipitação total anual média). Os parâmetros físico-químicos da água superficial coletados (VM) totalizaram cinquenta e um, e foram reduzidos a um grupo de três (alcalinidade total, magnésio total e oxigênio dissolvido) que foram associados à VL qualidade hídrica no modelo. E a deterioração ambiental envolveu a análise de três VM (IQA, IVA e Aptidão/Peso) sendo reduzida a um grupo (Aptidão/Peso) (Tabela 1).

Tabela 2 – Lista de variáveis medidas usadas como dados de origem para a modelagem, Partial Least Squares – Path Modeling (PLS-PM), (Modelo – Deterioração Ambiental).

<b>Variável Latente (VL)</b>	<b>Variável Medida (VM)</b>	<b>Unidade</b>	<b>Descrição</b>
Classe de solos	Latossolo	km <sup>2</sup> /km <sup>2</sup>	Solo
Ocupação na conservação do solo	Floresta	km <sup>2</sup> /km <sup>2</sup>	Cobertura atual do solo, seja de florestas nativas ou plantadas.
	Reflorestamento	km <sup>2</sup> /km <sup>2</sup>	Cobertura atual do solo através da cultura de reflorestamentos.
Escoamento Superficial	Precipitação total anual média	mm/ano	Lâmina total anual média precipitada, obtidos de uma série histórica de 30 anos.
Qualidade Hídrica	Alcalinidade Total	mg/L	Elemento Químico sem limite previsto pelo CONAMA N° 357/2005.
	Magnésio Total	mg/L	Elemento Químico sem limite especificado em qualquer resolução ou portaria.
	Oxigênio Dissolvido	mg/L	Concentração de Oxigênio na água em no mínimo 5,0 mg/L previsto pela CONAMA N° 357/2005.
Deterioração Ambiental	Aptidão/Peso	Admens	Aptidão atribuída através de pesos, variando de 1 a 4 conforme estudo de Rocha e Kurtz (2001).

Fonte: Acervo dos Autores, 2021.

A princípio, a elaboração da modelagem é baseada nos efeitos de “classe de solos” e “ocupação na conservação do solo” incidindo sobre o “escoamento superficial”, onde este último por consequência converge sobre a “qualidade hídrica”, e por fim se tem a resposta sobre a “deterioração ambiental” para o período anual (Figura 2).

### 3.4 MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS (PLS-PM)

No método de Caminho de Mínimos Quadrados Parciais (PLS-PM) objetivam criar uma modelagem de caminho entre variáveis latentes (VL) ou construtos, a elaborar um modelo interno ou estrutural, na mesma proporção que as variáveis medidas (VM) formam o modelo externo (Wold, 1980; Garson, 2016; Henseler et al., 2016). A mensuração entre as variáveis latentes no modelo interno ocorre por intermédio de coeficientes de caminho ( $\beta$ ), onde se calcula o valor esperado de cada VL, mediante o somatório do produto entre coeficientes estruturais e VL's antecedentes. No modelo externo as ligações entre VL e VM são estimadas por meio de pesos ( $w$ ), donde calcula-se o valor medido de cada VL, com base na soma do produto entre VM e respectivos pesos (Hair et al., 2014). Resumidamente, a modelagem respeita o seguinte conceito: o modelo interno é baseado nas relações entre VL, na medida que o externo é conceituado através das ligações que cada VM se perfaz com sua referente VL.

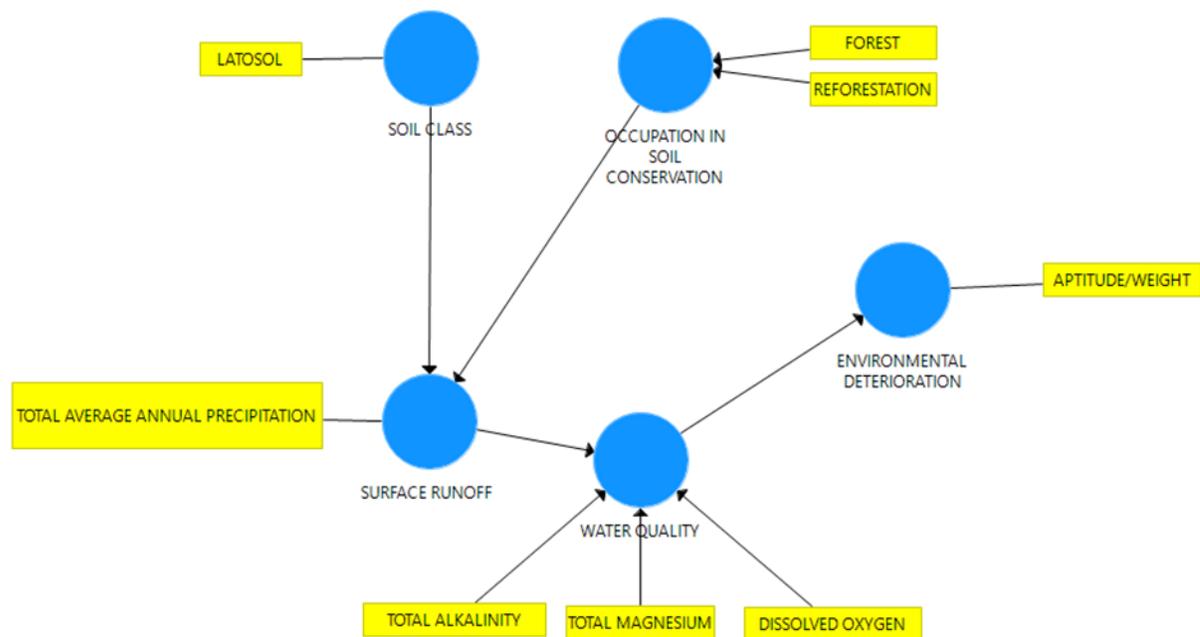
Utilizando-se do banco de dados proposto, as VM foram analisadas e selecionadas com o intuito de se gerar o modelo robusto. Na construção do modelo a relação causa e efeito do escoamento superficial sobre a qualidade hídrica e por conseguinte a deterioração ambiental no ano, (Figura 2), os dados foram agrupados em cinco VL, “Classe de Solos” (contendo latossolos), “Ocupação na conservação do solo” (contendo floresta e reflorestamento), “Escoamento superficial” (contendo precipitação total anual média), “Qualidade hídrica” (contendo alcalinidade, magnésio total e oxigênio dissolvido) e por fim a “Deterioração ambiental” (contendo aptidão/peso).

Todas as variáveis antepostas ao modelo foram observadas quanto à colinearidade dos dados, através da análise de inflação de variância (VIF's), retornando valores abaixo de cinco (Hair Junior et al., 2017). A relação causa e efeito existiu entre as VM e as VL (Figura 2).

Para a modelagem utilizou-se o software Smart-PLS, para a construção da ponderação por meio de caminhos, no claro objetivo de obter o maior valor possível para os coeficientes de determinação ( $R^2$ ). Assim sendo, os coeficientes respondem como as VL endógenas encontram-se interligadas ao modelo preditivo e se correlacionando entre os valores reais e previstos. Os valores de  $R^2$ , podem

ser interpretados com base em uma classificação, onde: a)  $R^2 \leq 0,3$  - Baixo, b)  $30 < R^2 < 60$  - Moderado; e c)  $R^2 \geq 60$  - Alta (Sanchez, 2013). Foram coletados dados em 7 pontos amostrais representando os tributários de estudo na Bacia do Rio Paraopeba, o que totaliza 77 observações para o período anual. Com esta informação, o modelo ao ser construído necessitou possuir entre 58 a 91 observações a garantir um poder estatístico de 80%, para revelar valores de  $R^2$  entre 0,25 a 0,50, a representar 1% de probabilidade de erro. Na solução do modelo foi verificada a interação dos pesos das VM e seus coeficientes de caminhos entre VL. Tais valores de pesos e coeficientes de caminhos apresentam variação de -1 a 1, na qual, quanto mais próximo de 1, seja positivo ou negativo, aponta interações mais robustas, e a proximidade de valores de 0, interações mais fracas (Hair Junior et al., 2017).

Figura 7 – Modelo PLS – PM para Deterioração Ambiental



Fonte: Do autor (2022).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 MODELAGEM CAMINHO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS

As VM foram analisadas quanto à multicolinearidade, donde em alguns parâmetros se verificou a sua presença, gerando eliminação das mesmas, a originar a redução de variáveis a favorecer que a inflação de variância resultante (VIFs) possuísse valores inferiores a cinco (Hair Junior et al., 2017). Os valores dos VIFs das VM variaram entre os valores de 1,0 a 2,669. Tais resultados confirmam não existir colinearidade entre as medidas variáveis (VM), o que possibilita o uso do modelo de forma robusta na avaliação. O modelo PLS-PM, realizado para o período anual do ano de 2019 (Modelo – Qualidade hídrica), relaciona apenas uma VM com a VL “classe de solos”, duas à “ocupação na conservação do solo”, uma à “escoamento superficial”, três à “qualidade hídrica” e apenas uma à “deterioração ambiental” obtendo como resultado o modelo de treinamento (Figura 2). Em relação aos coeficientes de caminho ( $\beta$ ), todos demonstram efeitos causais negativos, inferindo que as VL's exógenas interferem de modo inversamente proporcional às variáveis latentes endógenas.

Os pesos das VM's apresentam-se a maioria de maneira positiva, portanto as VL's crescem diretamente proporcional às suas variáveis de formação, sendo que o único peso negativo é referente ao magnésio total ( $w = -0,647$ ), por demonstrar ser inversamente proporcional a qualidade hídrica. Assim, com a elevação da variável magnésio total menor será a qualidade hídrica. O maior peso constatado ( $w = 1,390$ ) é em relação a VM reflorestamento ligado a VL de “ocupação na conservação do solo” e o menor é o parâmetro de floresta ( $w = 0,573$ ) correlacionado a VL “ocupação na conservação do solo”. As equações (1), (2), (3), (4) e (5) descrevem o modelo externo para “Classe de solos”, “Ocupação na conservação do solo”, “Escoamento Superficial”, “Qualidade Hídrica” e “Deterioração Ambiental” respectivamente, ao passo que as equações (6) e (7) descrevem o modelo interno para Escoamento Superficial e Qualidade Hídrica e entre Qualidade Hídrica e Deterioração Ambiental, respectivamente. Nas VL endógenas “Deterioração” e “Qualidade hídrica” a variação explicada no modelo foi moderada ( $R^2 = 0,511$ ;  $0,524$ ) enquanto no “Escoamento superficial” forte ( $R^2 = 0,809$ ) (Hair et al., 2012; Henseler et al., 2009).

$$(1) - \textit{Classe de Solos} = (\textit{Latossolo} \times 1)$$

$$(2) - \textit{Ocupação na Conservação do Solo} = (\textit{Floresta} \times (0,573) + \textit{Reflorestamento} \times (1,390))$$

$$(3) - \textit{Escoamento Superficial} = (\textit{Precipitação total anual média} \times 1)$$

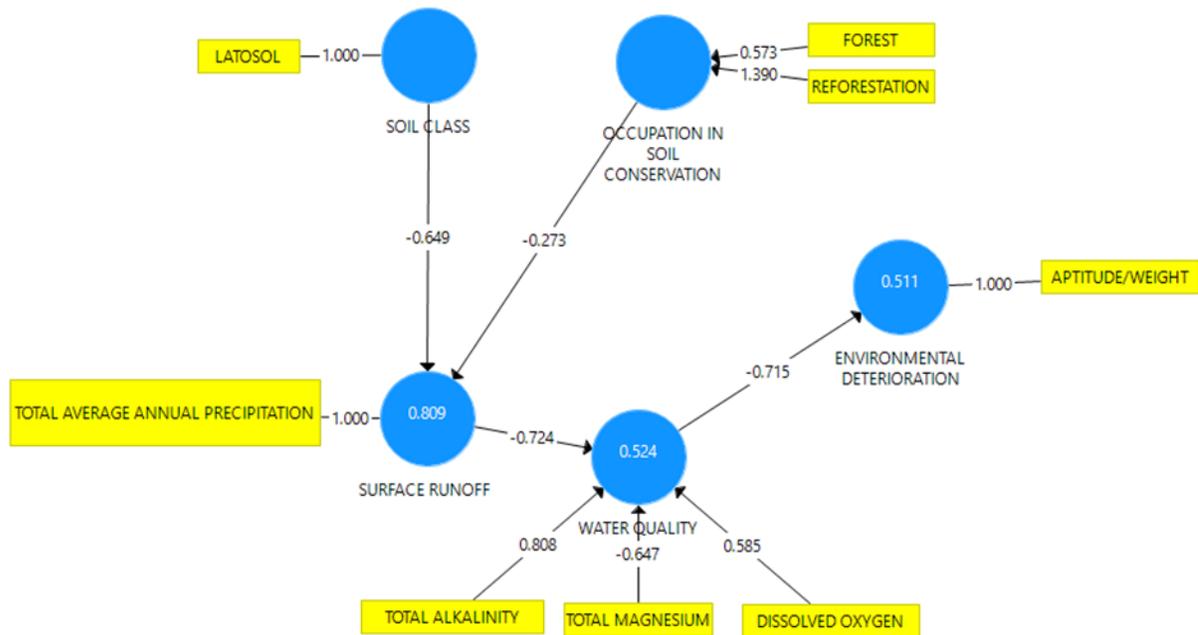
(4) - *Qualidade hídrica* = (*Alcalinidade total* x (0,808) + *Magnésio Total* x (-0,647) + *Oxigênio Dissolvido* x (0,585))

(5) - *Deterioração Ambiental* = (*Aptidão/Peso* x 1)

(6) - *Qualidade Hídrica* = *Escoamento Superficial* x (-0,724)

(7) - *Deterioração Ambiental* = *Qualidade Hídrica* x (-0,715)

Figura 8 – Resultado do Modelo PLS – PM para Deterioração Ambiental.



Fonte: Do autor (2022).

Os valores do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) ultrapassaram 0,5, para um total de 77 observações, e, contendo até quatro setas por construto (VL), é notado se obter um valor de significância ( $p$ ) < 1% em análise estatística significativa entre os tratamentos, mostrando um poder estatístico de 80% (Hair Junior et al., 2017). Isto significa uma correspondência com 80% de chance conclusiva de que há efeito real no modelo. Baseando-se em bootstrapping, foram estimados o grau de significância (valor  $p$ ) para os efeitos totais combinados para  $p < 0,05$  (Tabela 1).

Tabela 3: Bootstrapping, referente aos efeitos totais das interações classe de solos, ocupação na conservação do solo, escoamento superficial, qualidade hídrica e deterioração ambiental.

<b>Interação</b>	<b>Amostra original</b>	<b>Média da amostra</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Valores de P</b>
Ocupação na Conservação dos Solos → Deterioração Ambiental	-0,141	-0,152	0,048	0,0040
Ocupação na Conservação dos Solos → Escoamento Superficial	-0,273	-0,292	0,095	0,0040
Ocupação na Conservação dos Solos → Qualidade Hídrica	0,198	0,195	0,100	0,0470
Classe de Solos → Deterioração Ambiental	-0,336	-0,333	0,075	0,0001
Classe de Solos → Escoamento Superficial	-0,649	-0,631	0,101	0,0001
Classe de Solos → Qualidade Hídrica	0,469	0,424	0,197	0,0180
Escoamento Superficial → Deterioração Ambiental	0,517	0,524	0,062	0,0001
Escoamento Superficial → Qualidade Hídrica	-0,724	-0,671	0,275	0,0090
Qualidade Hídrica → Deterioração Ambiental	-0,715	-0,671	0,269	0,0080

Adaptado pelos autores, 2022.

A relevância de um modelo de medição formativo é validada quanto a sua qualidade através de seu peso externo via bootstrapping. Modelos formativos, tem foco em pesos externos, pois representam os caminhos das variáveis indicadoras constituintes para compor os fatores (Garson, 2016). Os pesos exteriores do modelo tiveram valores significativos para  $p < 0,05$  (Tabela 1).

Tabela 4: Bootstrapping, referente aos pesos exteriores das interações classe de solos, ocupação na conservação do solo, escoamento superficial, qualidade hídrica e deterioração ambiental.

<b>Interação</b>	<b>Amostra original</b>	<b>Média da amostra</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Valores de P</b>
Aptidão/Peso → Deterioração Ambiental	1,000	1,000	0,000	
Oxigênio Dissolvido → Qualidade Hídrica	0,585	0,551	0,247	0,0180
Floresta → Ocupação na Conservação do Solo	0,573	0,571	0,099	0,0001
Latossolo → Classe de Solos	1,000	1,000	0,000	
Reflorestamento → Ocupação na conservação dos Solos	1,390	1,385	0,057	0,0001
Alcalinidade Total → Qualidade Hídrica	0,808	0,752	0,279	0,0040
Precipitação Total Anual Média → Escoamento Superficial	1,000	1,000	0,000	
Magnésio Total → Qualidade Hídrica	-0,647	-0,581	0,287	0,0250

Adaptado pelos autores, 2021.

#### 4.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS PLS - PM

Os coeficientes de caminho ( $\beta$ ) gerados através do modelo, apresentados na Figura 6 revelam na maioria estarem em módulo acima de 0,64, exibindo alta contribuição com a deterioração ambiental. O menor valor de ( $\beta$ ) foi estimado entre a VL “ocupação na conservação do solo” a contribuir de forma inversa a VL “escoamento superficial”, apresentando valor negativo ( $\beta = -0,273$ ). Isto tem sentido, pois quanto maior a ocupação de formações florestais contribuindo na conservação do solo, menor é o escoamento superficial gerado. As florestas nativas contribuem equilibrando o ecossistema, ao associarem o manejo e a função protetora dos recursos naturais abióticos e bióticos, no restabelecimento das condições físico-químicas do solo, através da influência da serapilheira, a favorecer a elevação dos teores de matéria orgânica (Mesquita et al., 2016). Desta forma, o escoamento superficial é diminuído, pois o sistema radicular aliado com a serapilheira, atuam absorvendo a água precipitada das chuvas, transportando-as para as camadas inferiores do solo (Spletzer et al., 2021). A VL “classe de solos” colaboram também de forma inversa com a VL “escoamento superficial” ( $\beta = -0,649$ ), donde a VM “Latossolo”, representa um dos principais solos da bacia 39,68% (Durães, 2010). Assim sendo, o predomínio da classe de solos latossolos, tendem a contribuir com a diminuição do escoamento superficial, por serem profundos

e homogêneos, porosos e estruturados, apresentam uma boa infiltração de água (Reichert, 2009). Portanto, o escoamento superficial se transmite como uma variável endógena, por depender das duas VL “classe de solos” e “ocupação na conservação do solo” e recebe também contribuição da VM “Precipitação total anual média”, oriunda de série histórica de 30 anos de precipitações da região. Pinto et al. (1973) colabora dizendo que o escoamento superficial proveniente das águas precipitadas é considerado o componente preponderante na formação de cheias ou aumento de vazões dos cursos de água. Assim, a VL “Escoamento superficial” contribui negativamente para a “qualidade hídrica” pois o coeficiente de caminho encontrado foi negativo ( $\beta = -0,724$ ). Este fato se explica pois quanto maior for o escoamento superficial, menor poderá ser a qualidade hídrica dos rios, devido à elevação do carreamento de diversos sedimentos.

Desta forma, em consequência do escoamento superficial nas características físico-químicas da água, onde as VM, Alcalinidade Total ( $w = 0,808$ ) e Oxigênio Dissolvido (OD) ( $w = 0,585$ ), apresentam valores positivos, colaboram de forma direta com o aumento da qualidade hídrica, e por outro lado, o magnésio total ( $w = -0,647$ ) responde de forma inversa. Segundo Funasa (2004) a alcalinidade total da água é responsável pela medida da neutralização de ácidos, sendo fundamental no tratamento da mesma, a favorecer maior estabilidade nas variações do pH. Em aquíferos subterrâneos, tal parâmetro é devido principalmente aos carbonatos e bicarbonatos, e em seguida aos íons. Geralmente possuem alcalinidade elevada, as águas que percolam rochas calcárias (calcita =  $\text{CaCO}_3$ ) presentes na formação do Grupo Bambuí (Piveli, 2005). A elevação do OD na água favorece a elevação da qualidade hídrica, onde a entrada de poluentes são os principais fatores que afetam a redução da concentração de OD a gerar a deterioração da qualidade da água (Zhang et al., 2022). As perdas de oxigênio são originadas através da oxidação de íons metálicos como o ferro e manganês, respiração de organismos aquáticos, decomposição de matéria orgânica (oxidação) e outros. Fiorucci e Filho (2005) mostram a importância do elemento como um parâmetro indicador de poluição na água, pois um dos diminuidores de solubilidade de  $\text{O}_2$  (oxigênio) na água é a elevada concentração de sais dissolvidos, estes que são provenientes de atividades antropogênicas potencialmente poluidoras. O único peso negativo ligado a qualidade hídrica é o Magnésio total ( $w = -0,647$ ), elemento presente em muitas rochas sedimentares e responsável pela indicação da dureza da água através da concentração de seus íons ( $\text{Mg}^{2+}$ ) em quantidade elevada, este que é um parâmetro demonstrativo da qualidade de águas de abastecimento doméstico e industrial, característicos de águas duras e muito duras (Pimentel,

2018). Os íons de Magnésio também atuam como responsáveis pelos valores de condutividade elétrica, onde a alta deste parâmetro ocasiona redução da qualidade hídrica, ou seja, este é um contribuinte para o diagnóstico de impactos ambientais que ocorreram na bacia de drenagens, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos dentre outros (Alves et al., 2010). Von Sperling (1996) diz que águas com durezas elevadas têm menor formação de espumas, que por consequência gera um maior consumo de sabão, causando incrustações em tubulações de água quente.

A World Health Organization - WHO (2009) diz que a ingestão de magnésio em excesso pode causar diversos problemas à saúde humana, como disfunções no intestino e insuficiência renal. Porém, a Arcadis (2019) em um relatório de análise publicado no ano de 2019, diz que o parâmetro Magnésio não tem nenhuma relação com a pluma de turbidez ou evidências com o evento provocados pelo rompimento da barragem B1 da Mina do Córrego do Feijão em Brumadinho. Portanto, o Magnésio presente na região tem ligação com os domínios do Grupo Nova Lima, marcado por granitóides, ocorrendo com frequência nas micas dos xistos e granitos (MDGEO, 2020).

A VL “qualidade hídrica” ( $\beta = -0,715$ ), influencia de forma indireta a deterioração ambiental (Figura 6), pois quanto melhor for a qualidade da água, menor será a deterioração ambiental. A VM aptidão/peso está ligada a deterioração ambiental, donde a elevação dos pesos correlaciona-se com o aumento do coeficiente de rugosidade (CR) (Tabela 2), a se correlacionar com risco à erosão. Classificou-se a aptidão através de valores CR dos compartimentos hidrológicos, sendo: os valores máximos (70,01), mínimo (2,02), amplitude (67,99) e intervalos entre classes de aptidão, sendo: (A) Agricultura ( $CR \leq 19,2$ ) (peso 1) ;(B) Pastagem ( $19,03 \geq CR \leq 36,01$ ) (peso 2); (C) Pastagem/Floresta ( $36,02 \geq CR \leq 53,01$ ) (peso 3) e (D) Floresta ( $53,02 \geq CR \leq 70,01$ ) (peso 4). Portanto, classes com maiores pesos de aptidão, são regiões mais suscetíveis a erosão. O uso e ocupação do solo com desrespeito a sua aptidão, juntamente com a falta de estratégias de conservação, tem levado a um rápido aumento da erosão dos solos, alterando a qualidade das águas (Pacheco et al., 2014; Valle Junior et al., 2014; Valera et al. 2016; Pacheco et al., 2018) aliado a mudanças no ecossistema ribeirinho (Valle Junior et al., 2015).

## 5 CONCLUSÃO

Conclui-se que o modelo obtido, permite estimar o estado de deterioração e qualidade hídrica dos tributários selecionados do Rio Paraopeba, possibilitando assim levantar a construção de cenários hipotéticos, onde em tese favorece a análise das condições naturais da bacia antes do rompimento da barragem, o que se torna útil a toda comunidade, abrindo alvos para todos que trabalham e contribui para a restauração ambiental local.

A modelagem PLS-PM foi construída de modo a se obter, os maiores valores de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) possíveis, pois, estes respondem a forma como as variáveis latentes endógenas se encontram interligadas ao modelo preditivo e a correlação entre todos os valores, sejam reais ou previstos, indicando, portanto, a existência de interação causa e efeito. No Modelo de Deterioração Ambiental, para a VL endógena “escoamento superficial”, o modelo se explica de forma forte ( $R^2 = 0,809$ ), enquanto na VL, “qualidade hídrica e “deterioração ambiental”, apresenta-se moderado ( $R^2 = 0,524$  e  $0,511$ ).

No Modelo de “Deterioração ambiental” todos os coeficientes de caminho ( $\beta$ ) demonstram efeitos causais negativos entre as VL “Classe de solos”, “Ocupação na conservação do solo”, “Escoamento superficial” e a “Qualidade hídrica” e entre a “Qualidade” e a “Deterioração”. Os pesos positivos das VM relatam que as VL respondem de forma direta às variáveis de formação, enquanto os negativos de forma inversa. Desta forma, o peso do Magnésio Total foi negativo ( $w = -0,647$ ), sendo inversamente proporcional a “Qualidade hídrica”, enquanto os pesos da Alcalinidade total ( $w = 0,808$ ) e Oxigênio dissolvido ( $w = 0,585$ ) foram diretamente proporcionais à qualidade.

## REFERÊNCIAS

- Alkmim, F. F., 2004. História geológica de Minas Gerais. Departamento de Geologia. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto - MG.
- Alves, M. G., Costa, A. N., Polivanov, H., Silva-Jr, G. C., Costa, M. C. O., 2010. Qualidade das águas de poços rasos provenientes de áreas urbanas e rurais de Campos dos Goytacazes (RJ). *Abas*, 1(1), 11.
- Andrade, T.C.G. (2018). Impactos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão no município de Barra Longa, Minas Gerais. Disponível em: [https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/MMMDB9KGLU/1/teresa\\_andrade\\_\\_\\_mestrado\\_\\_vers\\_o\\_final\\_.pdf](https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/MMMDB9KGLU/1/teresa_andrade___mestrado__vers_o_final_.pdf).
- Arcadis, 2019. Relatório semanal de qualidade da água superficial e sedimentos - Após Evento da Barragem BI do Complexo da Mina Córrego do Feijão. Vale S.A.
- Arcadis, 2021. Relatório mensal da qualidade da água superficial e sedimentos: Fechamento de ciclo: 25/01/2019 a 30/09/2020. Vale S.A. 373 p.
- Bamgbade, J. A., Kamaruddeen, A. M., Nawi, M. N. M., Adeleke, A. Q., Salimon, M. G., Ajibike, W. A., 2019. Analysis of some factors driving ecological sustainability in construction firms. *Journal of Cleaner Production*, 208, 1537-1545. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.229>.
- Bezerra SA, Cantalice JRB, Filho MC, Souza WLS (2010) Características hidráulicas da erosão em sulcos em um cambissolo do semiárido do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 1325-1332. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n4/29.pdf>.
- BMS. A importância da mineração para a sociedade brasileira.** 2019. Disponível em: <https://brasilminingsite.com.br/a-importancia-da-mineracao-para-a-sociedade-brasileira/>. Acesso em: 25 de agosto de 2022.
- Burritt, R. L., Christ, K. L., 2018. Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of Cleaner Production*, 178, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.042>.
- CARMO, F. F. Importância ambiental e estado de conservação dos ecossistemas de cangas no quadrilátero ferrífero e proposta de áreas-alvo para a investigação e proteção da biodiversidade em Minas Gerais.** Belo Horizonte: (MSc), Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

Carvalho, A., Oliveira, L. A. F., Magalhães Jr., A. P., 2016. Condicionantes da dinâmica fluvial e da evolução geomorfológica na bacia hidrográfica do médio e baixo curso do rio Paraopeba, Minas Gerais. XI SINAGEO. Geomorfologia: compartimentação de paisagem, processo e dinâmica. Maringá-Paraná.

Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos – COBRAPE, 2020. Plano diretor da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. 67.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005. Resolução CONAMA N° 357, De 17 De Março De 2005\* (Retificada). Cons. Nac. do Meio Ambiente. 36.

Consórcio Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba - CIBAPAR, 2010. Estudos preliminares para implementação do Plano Diretor das águas da bacia do rio Paraopeba. Betim. 346p.

Durães, M. F., 2010. Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), Brasil (147 pp.).

Durdyev, S., Ismail, S., Ihtiyar, A., Abu Bakar, N.F.S., Darko, A., 2018. A partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM) of barriers to sustainable construction in Malaysia. J. Clean. Prod. 204, 564-572. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.304>.

ELAW – ENVIRONMENTAL LAW ALLIANCE WORLDWIDE. **Guidebook for evaluating mining project EIAs**. Eugene, OR: Environmental Law Alliance Worldwide, 2010.

FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2002.

FENG, D.; ALDRICH, C. Recovery of chromite fines from wastewater streams by column flotation. Hydrometallurgy, vol. 72, p. 319-325, 2004.

FERNANDES, F. R. C.; ALAMINO, R. C. J.; ARAUJO, E. **Recursos minerais e comunidade: impactos humanos, socioambientais e econômicos**. Rio de Janeiro: Cetem/MCTI, 2014.

Fernandes, A., Ferreira, A., Fernandes, L. S., Cortes, R., Pacheco, F., 2019. PLS-PM for ecological integrity mapping: case study of the ave river Basin, Portugal. WIT Transactions on Ecology and the Environment. 239, 145-157. <https://doi.org/10.2495/WS190131>.

Ferreira, A. R. L., Sanches Fernandes, L. F., Cortes, R. M. V., Pacheco, F. A. L., 2017. Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. Sci. Total Environ. 583, 466-477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.106>.

Fiorucci, A. R., Filho, E. B., 2005. A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas. *Quim. e Soc.* 2, 10-15.

Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, 2011. Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba 524.

Fundação Nacional de Saúde – Funasa, 2004. Manual Prático de Análise de água. Ministério da Saúde.

Fundação Renova. (2019). A construção de Bento Rodrigues. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/reassentamentos/bento-rodrigues/>.

Garson, D., 2016. *Partial Least Squares: Regression and Structural Equation Models*. Statistical Associates Publishers, North Carolina State University.

GORAI, A. K. Development of PLS–path model for understanding the role of precursors on ground level ozone concentration in Gulfport, Mississippi, USA. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 6, n. 3, p.389-397, maio 2015.

Governo do Estado de Minas Gerais (2016) Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Acessado em: 02/09/2022.

HAIR, J. F. et al. An assessment of the use of partial least squares structural equation modeling in marketing research. **Journal Of The Academy Of Marketing Science**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.414-433, 7 jun. 2011.

Hair, J. F., Sarstedt, M., Hopkins, L., Kuppelwieser, V. G., 2014. Partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM): An emerging tool in business research. *Eur. Bus. Rev.* 26, 106–121. <https://doi.org/10.1108/EBR-10-2013-0128>.

Hair, J. F., Sarstedt, M., Ringle, C. M., Mena, J. A., 2012. An assessment of the use of partial least squares structural equation modeling in marketing research. *J. Acad. Mark. Sci.* 40, 414-433. <https://doi.org/10.1007/s11747-011-0261-6>.

Hair Junior, F., Hult, G. T. M., Ringle, C., Sarstedt, M., 2017. *A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)*. Sage Publ.

Hamilton, A. K., Laval, B. E., Peticrew, E. L., Albers, S. J., Allchin, M., Baldwin, S. A., Carmack, E. C., Déry, S. J., French, T. D., Granger, B., Graves, K. E., Owens, P. N., Selbie, D. T., Vagle, S., 2020. Seasonal Turbidity Linked to Physical Dynamics in a Deep Lake Following the Catastrophic 2014 Mount Polley Mine Tailings Spill. *Water Resour. Res.* 56, 1–21. <https://doi.org/10.1029/2019WR025790>.

Henseler, J., Hubona, G., Ray, P. A., 2016. Using PLS path modeling in new technology research: Updated guidelines. *Ind. Manag. Data Syst.* 116, 2–20. <https://doi.org/10.1108/IMDS-09-2015-0382>.

Henseler, J., Ringle, C. M., Sinkovics, R. R., 2009. The use of partial least squares path modeling in international marketing. *Advances in International Marketing*, 20, 277-320.

Horton, R. E., 1955. Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. *Nihon Ringakkai Shi/Journal Japanese For. Soc.* 37, 555–558. [https://doi.org/10.11519/jjfs1953.37.8\\_354](https://doi.org/10.11519/jjfs1953.37.8_354).

Idrizovic, D., Pocuca, V., Vujadinovic Mandic, M., Djurovic, N., Matovic, G., Gregoric, E., 2020. Impact of climate change on water resource availability in a mountainous catchment: A case study of the Toplica River catchment, Serbia. *J. Hydrol.* 587, 124992. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124992>.

Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM, 2008. Superficiais da Bacia do rio Doce Relatório Anual 2008.

INBS. **O que é barragem.** 2021. Disponível em :<<https://www.inbs.com.br/o-que-e-barragem/>>. Acesso em: 25 de agosto de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. Relatório Anual de Atividades. Brasília: IBRAM, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. Relatório Anual de Atividades. Brasília: IBRAM, 2019.

LV, T., Wang, L., Xie, H., Zhang, X., Zhang, Y., 2021. Evolutionary overview of water resource management (1990–2019) based on a bibliometric analysis in Web of Science. *Ecol. Inform.* 61, 101218. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101218>.

MDGEO, 2020. Avaliação dos Impactos na Qualidade na Água Subterrânea em Função do Rompimento da Barragem B1 Bloco 2 Novembro | 2020.

Mechi A, Sanches DL (2010) Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo. Acessado em: 25/08/2021.

Mesquita, E. A., Cruz, M. L. B. da, Pinheiro, L.R. do Ó., 2016. Geoprocessamento aplicado ao mapeamento das formas de uso da terra na área de preservação permanente (APP) da Lagoa do Uruaú - Beberibe/CE. *Rev. Geonorte* 2, 1509–1518.

- MILANEZ, B. Grandes minas em Congonhas (MG), mais do mesmo? *In*: FERNANDES, F. R. C.; ENRÍQUEZ, M. A. R. S.; ALAMINO, R. C. J. (Eds.). **Recursos minerais & sustentabilidade territorial**, v. 1, Grandes minas, p. 199-228. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral, 2011.
- MILANEZ, B. Mineração, Ambiente e Sociedade: Impactos complexos e Simplificação da Legislação. **Ipea: Boletim Urbano, Regional e Ambiental**. jan-jun. 2017.
- Mitchell, G., McDonald, A., 2015. Developing resilience to England's future droughts: Time for cap and trade? *J. Environ. Manage.* 149, 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.012>.
- Monecke, A., Leisch, F., 2012. semPLS: structural equation modeling using partial least squares. *Stat. Softw.* 48. <https://doi.org/10.18637/jss.v048.i03>
- MPF. **Grandes Casos**. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/o-desastre>>. Acessado em: 03/09/2022.
- Ojeda-Pereira, I., Campos-Medina, F., 2021. International trends in mining tailings publications: A descriptive bibliometric study. *Resour. Policy* 74. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102272>.
- Oliveira, C. F., do Valle Junior, R. F., Valera, C. A., Rodrigues, V. S., Sanches Fernandes, L. F., Pacheco, F. A. L., 2019. The modeling of pasture conservation and of its impact on stream water quality using Partial Least Squares-Path Modeling. *Sci. Total Environ.* 697, 134081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134081>.
- 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., 2021. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Sci. Total Environ.* 151157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>.
- Pacheco, F. A. L., Sanches Fernandes, L. F., Valle Junior, R. F., Valera, C. A., Pissarra, T. C. T., 2018. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* 5, 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.002>.
- Pacheco, F. A. L., Varandas, S. G. P., Sanches Fernandes, L. F., Valle Junior, R. F., 2014. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Sci. Total Environ.* 485-486, 110-120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.069>.
- Pímentel, L. C. A., 2018. Avaliação da dureza e das concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas do município de Santa Quitéria do Maranhão – MA. Monografia de Graduação. Universidade Federal do Maranhão, São Bernardo (MA), Brasil (33 pp.).

Pinto, N. L., Holtz, A. C. T., Martins, J.A., 1973. Hidrologia de superfície. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher. 179 p.

Piveli, R. P., 2005. Características Químicas das Águas: pH, acidez, alcalinidade e dureza. Qual. das águas e poluição Asp. Fis. 16.

Reichert, J.M., 2009. Solos Florestais 290.

Rima Mariana. (2017). Relatório de Impacto Ambiental-Rima- EIA Integrado do Complexo Germano. Acessado em: 21/08/2022.

Rocha, J. S. M. da, Kurtz, S. M. de J., 2001. Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas. 4a ed. Santa Maria: Edições UFSM CCR/ UFMS, 2001. 302 p.

**RODRIGUES, V. S. A Avaliação da erosão hídrica usando a modelagem de Mínimos Quadrados Parciais: Um estudo em uam área legalmente protegida com conflitos ambientais de uso da terra.** Dissertação. Uberaba/MG, 2019.

Rotta, L. H. S., Alcântara, E., Park, E., Negri, R. G., Lin, Y. N., Bernardo, N., Mendes, T. S. G., Souza Filho, C. R., 2020. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts of the worst human and environmental disaster in Brazil. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 90, 102119. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102119>.

Sanchez, G., 2013. PLS Path Modeling with R. R Packag. Notes 235.

Spletozer, A. G., da Silveira, L. J., Barbosa, R. A., Barbosa, S. G., Dias, H. C. T., 2021. Effect of litter on the surface runoff of a forest fragment in the atlantic forest. Rev. Bras. Ciencias Agrar. 16, 1–7. <https://doi.org/10.5039/AGRARIA.V16I1A8597>.

VALE. **O que são barragens.** 2021. Disponível em: [http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/servicos-para-comunidade/minas gerais/atualizacoes\\_brumadinho/Documents/PT/entenda-as-barragens-da-vale-pt.html](http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/servicos-para-comunidade/minas gerais/atualizacoes_brumadinho/Documents/PT/entenda-as-barragens-da-vale-pt.html).

Valera, C. A., Valle Junior, R. F., Varandas, S. G. P., Sanches Fernandes, L.F., Pacheco, F.A.L., 2016. The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil. Sci. Total Environ. 562, 463–473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.046>.

Valle Junior, R. F., Varandas, S. G. P., Pacheco, F. A. L., Pereira, V. R., Santos, C. F., Cortes, R. M. V., Sanches Fernandes, L. F., 2015. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. Land use policy 43, 48–62. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.015>.

- Valle Junior, R. F., Varandas, S. G. P., Sanches Fernandes, L. F., Pacheco, F. A. L., 2014. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Sci. Total Environ.* 493, 812–827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.068>.
- Villela, S. M., Mattos, A. 1975. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 17, 18, 245p.
- Vinaud, L. U. P., 2019. *Barragens De Rejeito De Mineração Em Minas Gerais: Barragens De Rejeito De Mineração Em Minas Gerais*.
- Vinzi, V. E., Trinchera, L., Amato, S., 2010. Handbook of Partial Least Squares, Handbook of Partial Least Squares. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-32827-8>.
- Von Sperling, M., 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. *Princípios Do Trat. Biológico Águas Residuárias* 1, 243.
- Vörösmarty, C. J., Hoekstra, A. Y., Bunn, S. E., Conway, D., Gupta, J., 2015. What scale for water governance? Fresh water goes global. *Science* (80-. ). 349, 478–479.
- Wanderley LJ, Mansur MS, Milanez B, Pinto RG (2016) Desastre da Samarco/ Vale/ BHP no vale do Rio Doce: aspectos econômicos, políticos e socio ambientais. *Cienc. Cult.* v. 68, n. 3. Disponível em: [cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0009-67252016000300011](http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252016000300011).
- Wold, H., 1980. Model Construction and Evaluation When Theoretical Knowledge Is Scarce. *Eval. Econom. Model.* 47–74. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-416550-2.50007-8>.
- World Health Organization - WHO, 2009. Hardness in drinking-water. Background document for development. World Heal. Organ.
- Zhang, W., Rong, N., Jin, X., Meng, X., Han, S., Zhang, D., Shan, B., 2022. Dissolved oxygen variation in the North China Plain river network region over 2011–2020 and the influencing factors. *Chemosphere* 287, 132354. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132354>.
- ZONTA, M.; TROCATE, C. (Eds.). **Antes fosse mais leve a carga**: reflexões sobre o desastre da Samarco/Vale/BHP. Marabá: Editorial Iguana, 2016, v. 2.