



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO  
DE MESQUITA FILHO” INSTITUTO DE  
GEOCIÊNCIAS E CIÊNCIAS EXATAS



Dissertação de Mestrado

Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente

DIAGNÓSTICO GEOFÍSICO DA PERCOLAÇÃO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA  
EM AQUÍFERO FRATURADO

Fernanda Miranda de Siqueira Büchi

Prof. Dr. César Augusto Moreira

Rio Claro (SP)

2023

Instituto de Geociências e Ciências Exatas  
Campus de Rio Claro

FERNANDA MIRANDA DE SIQUEIRA BÜCHI

DIAGNÓSTICO GEOFÍSICO DA PERCOLAÇÃO DE DRENAGEM  
ÁCIDA DE MINA EM AQUÍFERO FRATURADO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geociências e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. César Augusto Moreira

Rio Claro (SP)

2023

B919d Buchi, Fernanda Miranda de Siqueira  
Diagnóstico geofísico da percolação de drenagem ácida de mina em aquífero fraturado / Fernanda Miranda de Siqueira Buchi. -- Rio Claro, 2023  
122 p. : il., tabs., fotos, mapas  
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro  
Orientador: César Augusto Moreira  
1. Passivo ambiental. 2. Mina de urânio. 3. Pilha de rejeito. 4. Aquífero. 5. Eletroresistividade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

## **IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA**

A importância deste estudo reside em parceria universidade/empresa no intuito de desenvolvimento tecnológico focado em soluções de passivos ambientais de empreendimentos mineiros em fase de descomissionamento.

O presente estudo gerou dados extremamente relevantes para as Indústrias Nucleares do Brasil – INB acerca do contexto hidrogeológico da porção nordeste da UDC, e servirá de embasamento para o planejamento de ações que visem à remediação do processo de drenagem ácida de mina existente no local, além de ser passível de replicação em outras minerações com rejeitos sulfetados.

A partir dos dados obtidos, é esperado que a adoção de medidas mitigatórias seja mais eficaz e capaz de restringir o impacto gerado pelo efluente ácido, de modo a permitir o descomissionamento do empreendimento mineiro e reduzir os danos causados ao meio ambiente.

Ademais, há a perspectiva de redução de gastos por parte da INB em decorrência da resolução do passivo ambiental, visto que são despendidos centenas de milhares de dólares por ano apenas com insumos para o tratamento dos efluentes ácidos.

Em relação aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), das Nações Unidas, o trabalho em questão pode ser enquadrado no ODS 3 (Saúde e bem estar), já que o item 3.9 discorre sobre a redução do número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar, da água e do solo; no ODS 6 (Água potável e saneamento), uma vez que possui correlação com os itens 6.3 e 6.a, que dispõem sobre o tratamento de efluentes e melhoria da qualidade da água; no ODS 9 (Indústria, inovação e infraestrutura), mais especificamente relacionado ao item 9.4, que dispões sobre a modernização da infraestrutura e reabilitação de indústrias com vistas ao desenvolvimento sustentável, a partir da eficiência aumentada no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e ambientalmente corretos; E, por fim, no ODS 12 (Consumo e produção responsáveis), item 12.4, que aborda o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e redução significativa da liberação destes para o ar, água e solo, a fim de minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente.

## **POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH**

The importance of this study lies in the university/company partnership aimed at technological development focused on environmental liabilities solutions of mining projects in the decommissioning phase.

This study generated extremely relevant data for the Brazilian Nuclear Industries (INB) about the hydrogeological context of the northeastern portion of the Uranium Concentrate Unit, and will serve as a basis for planning actions aimed at remedying the existing acid mine drainage process on-site, as well as being replicable in other mines with sulfide waste.

Based on the data obtained, it is expected that the adoption of mitigating measures will be more effective and capable of restricting the impact generated by the acidic effluent, thus allowing for the decommissioning of the mining project and reducing the damage caused to the environment.

Furthermore, there is the prospect of reducing INB's expenses due to the resolution of the environmental liability, as hundreds of thousands of dollars are spent annually on inputs for the treatment of acidic effluents.

Regarding the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), the work in question can be framed in SDG 3 (Good Health and Well-being), as item 3.9 deals with the reduction of deaths and diseases caused by hazardous chemicals, contamination, and pollution of air, water, and soil; in SDG 6 (Clean Water and Sanitation), since it correlates with items 6.3 and 6.a, which deal with effluent treatment and water quality improvement; in SDG 9 (Industry, Innovation and Infrastructure), more specifically related to item 9.4, which addresses the modernization of infrastructure and rehabilitation of industries towards sustainable development, based on increased efficiency in the use of resources and greater adoption of clean and environmentally friendly industrial technologies and processes; and finally, in SDG 12 (Responsible Consumption and Production), item 12.4, which addresses the environmentally sound management of chemicals and all waste throughout their life cycle, in accordance with agreed international frameworks, and significant reduction in their release into the air, water, and soil, in order to minimize their negative impacts on human health and the environment.

FERNANDA MIRANDA DE SIQUEIRA BÜCHI

DIAGNÓSTICO GEOFÍSICO DA PERCOLAÇÃO DE DRENAGEM  
ÁCIDA DE MINA EM AQUÍFERO FRATURADO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geociências e Meio Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. CÉSAR AUGUSTO MOREIRA  
IGCE / UNESP/Rio Claro (SP)

Profa. Dra. LÍVIA PORTES INNOCENTI HELENE  
FATEC-JAHU / Jaú (SP)

Profa. Dra. CAROLINE WAGNER  
UNIPAMPA / Caçapava do Sul (RS)

Conceito: Aprovada.

Rio Claro/SP, 12 de abril de 2023.

À minha avó, Moema, que sempre me inspirou e incentivou a escrever. Ao meu avô, Phila (*in memoriam*), por ter me mostrado a importância da educação e por ser eterna fonte de aprendizado e admiração. Ao meu avô, James (*in memoriam*), pelo primeiro contato com a Geologia. Aos meus pais, Ângela e Andreas, por todo o apoio e amor incondicional. À Cratera, por ser fonte inesgotável de amor e alegria.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. César Augusto Moreira, primeiramente pela paciência, dedicação a seus orientandos e por todos os conselhos tão inspiradores durante a elaboração deste trabalho. Também demonstro minha gratidão pela confiança e admiração pelo profissional que é.

Às Indústrias Nucleares do Brasil – INB/Caldas pelo interesse no tema, permissão e acesso à área de estudo, bem como por todo o apoio que foi concedido durante os trabalhos de campo.

À minha família, por todo o apoio e por me mostrar que sempre vale à pena continuar, mesmo que a caminhada pareça árdua demais.

Aos meus amigos, moradores e agregados da República Marte e Toca (Anna Beatriz Trivelato, André Ponce, Bárbara Panegassi, Caíque Ildebrandt, Christopher Agabiti, Eduardo Akira, Fernanda Giddings, Frederico Ramponi, Geiziane Soares, Helena Oliveira, Júlia Faria, Laura Arantes, Leandro Barberio, Matheus Mistrinel, Nayara Une, Pedro Correia, Rafael Vichiato, Thales Teixeira e tantos outros), por todos os momentos e lembranças que me proporcionaram.

Ao meu namorado e amigo, Marcelo Sacchi, por todo o apoio, paciência e carinho durante a elaboração deste trabalho.

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

A todos vocês, meu muito obrigada!



## RESUMO

As atividades mineiras provocam profundas mudanças ambientais, devido à mobilização de milhares de toneladas de solo e rocha. O material estéril consiste em solo ou rocha ausente de minerais econômicos ou com teores não econômicos, produzido durante a lavra ou beneficiamento de minérios, que pode ser disposto em bacias de decantação, em pilhas ou bota-foras. Tanto a disposição dessas pilhas como sua interação com o ambiente consistem num dos maiores problemas ambientais relacionados à indústria mineira. Um passivo ambiental frequentemente gerado nesses empreendimentos é a drenagem ácida de mina (DAM), devido à exposição de materiais que contêm sulfetos, principalmente pirita, a condições oxidantes. Como resultado, ocorre a geração de águas com baixos valores de pH e que favorecem a dissolução de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, associados às matrizes rochosas. Nesse contexto, está inserida a mina de urânio Osamu Utsumi, localizada no município de Caldas – MG. Desde a década de 1995, a mina está em fase de descomissionamento e enfrenta sérias dificuldades relacionadas à geração de DAM, tanto nos bota-foras quanto na cava. A fim de auxiliar a tomada de decisões que visem a remediação do passivo ambiental, o presente trabalho aplicou o método geofísico da Eletrorresistividade na interface entre uma pilha de rejeitos conhecida como BF-04 e rochas fraturadas a jusante, com o intuito de diagnosticar o fluxo subterrâneo local e averiguar a eventual percolação de drenagem ácida de mina para o aquífero fraturado. Para tanto, foram definidas 9 linhas de aquisição geofísica em arranjo Schlumberger e Dipolo-Dipolo, através da técnica de tomografia elétrica, além da análise de dados hidroquímicos de poços de monitoramento de modo a complementar as interpretações geofísicas referentes ao ambiente hidrológico local. Os resultados foram apresentados em seções 2D e 3D de resistividade e mostram o contraste de zonas saturadas livres de contaminação e zonas afetadas pela DAM, apontadas nos modelos como regiões com valores de resistividade da ordem de  $40\Omega.m$ . As interpretações geofísicas sugerem que há conectividade hidrogeológica entre a pilha de rejeito e o leito rochoso fraturado sotoposto, o que promove a infiltração das águas ácidas para o aquífero regional e dispersão dos efluentes para além das dependências da mina. Os dados hidroquímicos corroboram as interpretações geofísicas, e evidenciam a percolação de efluentes ácidos no sistema fraturado, o que demonstra a necessidade da implementação de ações que tornem a geração de DAM restrita e com características químicas próximas dos padrões naturais, para que seja possível o descomissionamento do empreendimento mineiro.

**Palavras-chave:** passivo ambiental; mina de urânio; pilha de rejeito; aquífero; Eletrorresistividade

## ABSTRACT

Mining activities are known for the deep changes they cause in the environment due to the mobilization of thousands of tons of soil and rock. The sterile material consists of soil or rock without economic minerals or with non-economic contents, produced during the mining or beneficiation of ores, which can be disposed of in decantation basins or in piles. Both the disposal of these piles and their interaction with the environment are one of the biggest environmental problems related to the mining industry. A frequent environmental liability generated in these enterprises is acid mine drainage (AMD), due to the exposure of sulfide-containing materials, mainly pyrite, to oxidizing conditions. As a result, there is production of water with low pH values, which favors the dissolution of toxic chemical elements, such as heavy metals, associated with rocky matrices. In this context, the Osamu Utsumi uranium mine, located in the city of Caldas - MG, is inserted. Since the 1990s, the mine has been decommissioning and faces serious difficulties related to the generation of AMD, both in the tailings piles and pit. In order to assist in decision-making aimed at remediating the environmental liability, the present work applied the geophysical method of Electroresistivity at the interface between a tailing pile known as BF-04 and closely fractured rocks, with the aim of diagnosing the local underground water flow and verify possible percolation of acid mine drainage into the fractured aquifer. For this purpose, nine lines of geophysical acquisition in the Schlumberger and Dipolo-Dipolo arrangements were defined using the electric tomography technique, in addition to the analysis of hydrochemical data from monitoring wells in order to complement the geophysical interpretations related to the local hydrogeological environment. The results were presented in 2D and 3D sections of resistivity and show the contrast between saturated zones free of contamination and zones affected by the AMD, indicated in the models as regions with resistivity values of the order of  $40\Omega.m$ . The geophysical interpretations suggest that there is hydrogeological connectivity between the tailings pile and the fractured bedrock below, which promotes the infiltration of acidic waters into the regional aquifer and the dispersion of effluents beyond the mine facilities. The hydrochemical data corroborates the geophysical interpretations, and show the percolation of acid effluents in the fractured system, which demonstrates the need to implement actions that make the generation of DAM restricted and with chemical characteristics close to natural standards, so that the decommissioning of the mining enterprise is possible.

**Keywords:** environmental liability; uranium mine; tailing pile; aquifer; DC Resistivity

## Lista de Figuras

Figura 1 - Localização da mina de urânio Osamu Utsumi, com ênfase na região avaliada neste projeto.....	21
Figura 2 - Visão geral do complexo industrial da Mina Osamu Utsumi.....	23
Figura 3 - Planta do complexo industrial da Mina Osamu Utsumi. ....	25
Figura 4 - Descarte do "DUCA" na cava da Mina Osamu Utsumi. ....	27
Figura 5 - Distribuição anual da taxa de precipitação do ano de 2019 baseada nas médias mensais. ....	28
Figura 6 - Fisiografia do Maciço Alcalino de Poços de Caldas e localização da Mina Osamu Utsumi. ....	30
Figura 7 - Contexto hidrográfico do Maciço Alcalino de Poços de Caldas, com detalhe para a localização da área avaliada. ....	31
Figura 8 Modificações geradas no relevo pela deposição do BF-04 (A – terreno natural; B – terreno após instalação da pilha de estéril).....	33
Figura 9 - Modelo Digital de Terreno pré-operacional com destaque para hidrografia local original.....	34
Figura 10 - Mapa geológico do Complexo Alcalino de Poços de Caldas, com detalhe para a área de estudos. ....	35
Figura 11 - Modelo esquemático de evolução da caldeira vulcânica (Estágios 1 a 6).....	36
Figura 13 - Sistemas de fraturamento regional do MAPC. ....	38
Figura 12 - Esquema geológico da mina Osamu Utsumi. ....	39
Figura 14 - Seções esquemáticas dos corpos mineralizados A, B e E, respectivamente.....	41
Figura 15 - Visão geral da pilha BF-04 da mina Osamu Utsumi. Na porção direita, está ressaltado o canal de desvio do Córrego da Consulta. ....	42
Figura 16 - Detalhe de blocos rochosos oxidados encontrados no BF-04.....	43
Figura 17 - Mapa topográfico do vale da Consulta antes (a) e depois (b) da construção do BF-04. ....	43

Figura 18 - Desenho esquemático da construção por ponta de aterro. ....	44
Figura 19- (A) - Segregação granulométrica observada ao longo do talude do BF-04; (B) Indicação de matacões na porção superior da pilha de rejeito. ....	45
Figura 20 - (A) - Vista aérea das bacias de captação de água antiga e atual; (B) Bacia de captação de água atual, com manta impermeabilizante; (C e D) Acúmulo de água na antiga BNF. ....	46
Figura 21 - (A) Bacia BNF; (B) Água subterrânea aflorante em meio a matacões na base do BF-04; (C) Moto-bombas centrífugas; (D) Encanamento que transporta as águas ácidas do reservatório BNF para a cava da mina. ....	47
Figura 22 - Mapa potenciométrico da região da pilha de rejeito BF-04.....	48
Figura 23 - Esquema do sistema hidrológico do tipo misto presente na Mina Osamu Utsumi. O material constituinte do BF-04 funciona como um aquífero poroso natural sobreposto ao embasamento cristalino da região (aquífero fraturado).....	49
Figura 24 - Processo de geração de drenagem ácida de mina. ....	54
Figura 25 - (A) - Fraturas não condutivas existentes na cava da Mina Osamu Utsumi; (B) Percolação de água em fratura condutiva existente na antiga BNF; (C) Surgência em fratura condutiva na cava da Mina Osamu Utsumi; (D) Detalhe de surgência na antiga BNF devido à presença de fraturas condutivas.....	57
Figura 26 - A Segunda Lei de Ohm representada através da introdução de uma corrente elétrica em um condutor ôhmico com comprimento L e seção A.....	63
Figura 27 - Princípio do método da Eletroresistividade.....	63
Figura 28 - Esquema do perfil de dados obtidos em um levantamento de tomografia elétrica. ....	66
Figura 29 - Disposição dos pares de eletrodo em arranjo Wenner.....	67
Figura 30 - Disposição dos pares de eletrodos em arranjo Schlumberger.....	68
Figura 31 – Disposição dos pares de eletrodos em arranjo Dipolo-Dipolo.....	68
Figura 32 - Localização das linhas de aquisição (1 a 9) e referência. ....	69
Figura 33 - (A) - Resistímetro Terrameter; (B) - Eletrodo de metal utilizado na aquisição dos dados; (C e D) - Linhas geofísicas montadas para aquisição dos dados. ....	71

Figura 34 - Localização dos poços de monitoramento PM-01, PM-36, PM-41, PM-42 e PM-43. .....	73
Figura 35 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 1 a 3. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse. ....	78
Figura 36 - Localização da linha de aquisição 4. ....	80
Figura 37 - Seção 2D referente à linha de aquisição 4. ....	81
Figura 38 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 4 a 6. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse. ....	82
Figura 39 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 7 a 9. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse. ....	83
Figura 40 - Modelo pseudo-3D de resistividade. ....	84
Figura 41 - Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade. ....	86
Figura 42 - Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade. ....	87
Figura 43 - Configuração das linhas geofísicas e poços de monitoramento existentes na área de estudo. ....	89
Figura 44 - Localização do poço de monitoramento PM-36 e linha geofísica de referência. ..	92
Figura 45 - Desenho esquemático do canal de calcário aberto. ....	96
Figura 46 – Sugestão de locação de poços de monitoramento em regiões de interesse. ....	97

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1 - Coordenadas, cotas topográficas e níveis d'água dos poços de monitoramento existentes no BF-04. ....	90
Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos dos poços de monitoramento localizados no BF-04... ..	92
Tabela 3 - Principais ânions presentes nos poços de monitoramento do BF-04. ....	93
Tabela 4 - Principais metais presentes nos poços de monitoramento do BF-04. ....	93
Tabela 5 - Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo a Resolução nº 430/2011 CONAMA. ....	96

## **Anexos**

ANEXO I – PERFIL CONSTRUTIVO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO EXISTENTES NA UNIDADE DE DESCOMISSIONAMENTO DE CALDAS.....	116
--	-----

## Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	18
2. OBJETIVOS .....	20
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS .....	21
3.1. Localização da área de estudo .....	21
3.2. Histórico da Mina Osamu Utsumi .....	21
3.3. Processo operacional da MOU.....	24
3.4. Clima e fisiografia .....	27
3.5. Geomorfologia .....	29
3.6. Contexto hidrográfico e hidrogeológico .....	30
3.7. Geologia Regional .....	34
3.8. Geologia local e metalogênese.....	39
3.9. Bota-fora 04 e Bacia de captação BNF.....	41
3.9.1. Comportamento hidrológico e hidroquímica do Bota-fora 04 .....	47
4. CONCEITOS FUNDAMENTAIS .....	51
4.1. Drenagem ácida de mina.....	51
4.2. Aquífero fraturado .....	56
5. MATERIAIS E MÉTODOS .....	59
5.1. Justificativas para seleção do método da Eletrorresistividade.....	59
5.2. Fundamentação do método da Eletrorresistividade .....	61
5.2.1. Método da Eletrorresistividade.....	62
5.3. Técnica de aquisição .....	65
5.3.1. Arranjos eletródicos utilizados .....	66
5.3.1.1. Arranjo Wenner .....	66
5.3.1.2. Arranjo Schlumberger.....	67



5.3.1.3.	Arranjo Dipolo-Dipolo .....	68
6.	AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS.....	69
6.1.	Dados geofísicos .....	69
6.2.	Dados hidroquímicos .....	72
7.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	75
7.1.	Modelagem 2D .....	75
7.2.	Modelagem 3D .....	84
7.3.	Dados hidroquímicos .....	88
7.4.	Propostas de remediação.....	94
8.	CONCLUSÕES .....	98
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	100

## 1.INTRODUÇÃO

As atividades mineiras são conhecidas pelas profundas mudanças que provocam no ambiente, uma vez que estão geralmente atreladas a grandes movimentações de solos e rochas. O material estéril proveniente das atividades de lavra e considerado inferior ao teor de corte estabelecido, pode ser disposto em bacias ou pilhas, que podem atuar como aquíferos porosos artificiais (CHAMAS, 1989). Tanto a disposição dessas pilhas quanto sua interação com o ambiente consistem em um dos maiores problemas ambientais relacionados à indústria mineira (SIMATE; NDLOVU, 2014).

As pilhas de rejeito são altamente permeáveis e possuem condições propícias para a formação do fenômeno de drenagem ácida de mina (DAM), quando constituídas por minerais sulfetados e expostas a condições oxidantes em presença de água (BLOWES, 1997). O resultado é a produção de águas com baixos valores de pH, que favorecem a dissolução de elementos químicos tóxicos associados às matrizes rochosas (AKCIL; KOLDAS, 2006). Esses efluentes são enriquecidos principalmente em metais, cuja mobilidade é favorecida em ambientes oxidantes (NORDSTROM *et al.*, 2015). Conseqüentemente, pode ocorrer a lixiviação desses elementos e de outros constituintes das rochas e rejeitos para as águas subterrâneas (SIMATE; NDLOVU, 2014). No caso de uma mina de urânio, a mobilização de elementos radioativos pode contribuir para a deterioração da qualidade da água local.

Apesar de frequente em minas com minerais sulfetados, os mecanismos de geração da DAM não são totalmente compreendidos, o que torna a remediação desse passivo extremamente complexa e com medidas de mitigação dispendiosas, além de ser considerado irreversível em muitos casos (AKCIL; KOLDAS, 2006).

Nas últimas décadas, a aplicação de métodos geofísicos no estudo de passivos ambientais tem sido uma alternativa bastante eficaz, tanto na gestão da água subterrânea como na caracterização, monitoramento e remediação de áreas contaminadas, seja solo ou aquíferos porosos ou mesmo fraturados (KOCH, 2014; JESSOP *et al.*, 2018; MARQUES *et al.*, 2021).

O método da Eletrorresistividade possui grande cobertura espacial e pode ser empregado na detecção de contaminantes inorgânicos no solo e na água subterrânea, além de alta sensibilidade a detecção de compostos orgânicos e inorgânicos em aquíferos. A modelagem geofísica 2D e 3D de dados geoeletricos permite a identificação de maneira confiável de plumas ácidas, além de possibilitar a determinação de suas extensões lateral e vertical (ANTERRIEU *et al.*, 2010; CASAGRANDE *et al.*, 2018; EPOV *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.*, 2020; TARGA *et al.*, 2019). Os métodos geofísicos apresentam a vantagem de investigações em áreas amplas,

de forma rápida e com custos relativamente baixos quando comparados às técnicas diretas convencionais (REYNOLDS, 2011).

A análise de dados hidroquímicos é fundamental no diagnóstico da drenagem ácida de mina, uma vez que possibilita a identificação de possíveis fontes de contaminação, bem como a avaliação da qualidade da água subterrânea e superficial. A análise da composição química da água permite determinar os impactos ambientais e os riscos à saúde humana, através da detecção de elementos como ferro, alumínio e sulfato, comumente encontrados em águas contaminadas pela DAM, além de averiguar o grau de contaminação. Esses dados também podem ser utilizados para monitorar a eficácia das medidas de controle e mitigação adotadas para minimizar os efeitos do passivo ambiental, que visam o cumprimento das legislações ambientais (BLOWES *et al.*, 2003; NORDSTROM, 2011; SAHOO; POWELL, 2016).

A integração dos dados hidroquímicos e geofísicos fornece uma visão mais completa e integrada do processo de geração e migração da DAM, e permite uma melhor compreensão acerca dos processos envolvidos, além da identificação de soluções mais eficazes e viáveis para o gerenciamento e a recuperação ambiental de áreas impactadas.

A mina de urânio Osamu Utsumi (MOU), localizada no município de Caldas – MG, está em fase de descomissionamento desde a década de 1990. O empreendimento enfrenta sérias dificuldades relacionadas à geração de DAM, tanto nas pilhas de rejeito quanto na cava da mina (FRANKLIN, 2007).

As águas subterrâneas da MOU estão contidas em um sistema de aquífero poroso, formado pelas pilhas de rejeito, chamadas de bota-foras (BF), as quais estão sobrepostas ao sistema de aquífero fraturado regional, formado pelo embasamento cristalino (FRANKLIN, 2007). O avanço das escavações e retirada de material do solo provocou alívio de tensões, o que contribuiu para o aumento das descontinuidades estruturais na rocha (CURI, 2014). O fluxo subterrâneo neste ambiente é bastante complexo e essencialmente condicionado a estruturas como falhas e fraturas, com ênfase para sistemas abertos e que permitam a passagem de fluídos, algo que pode ser estimulado artificialmente por detonações para exploração de zona mineralizadas em minas a céu aberto ou subterrâneas.

Nesse contexto, o presente trabalho visa avaliar o fluxo subterrâneo de DAM proveniente do interior da pilha de rejeito construída por aterramento de um vale fluvial, sentido ao aquífero fraturado sotoposto, por meio da análise de dados hidroquímicos e geoelétricos.

## **2.OBJETIVOS**

Este projeto visa avaliar zonas preferenciais de percolação de drenagem ácida de mina provenientes de pilha de rejeito de mineração de urânio para o interior de rochas fraturadas, por meio da integração de dados geofísicos e hidroquímicos, com vistas à compreensão da dinâmica hidrogeológica local e indicação de tratamento *in situ* do passivo ambiental.

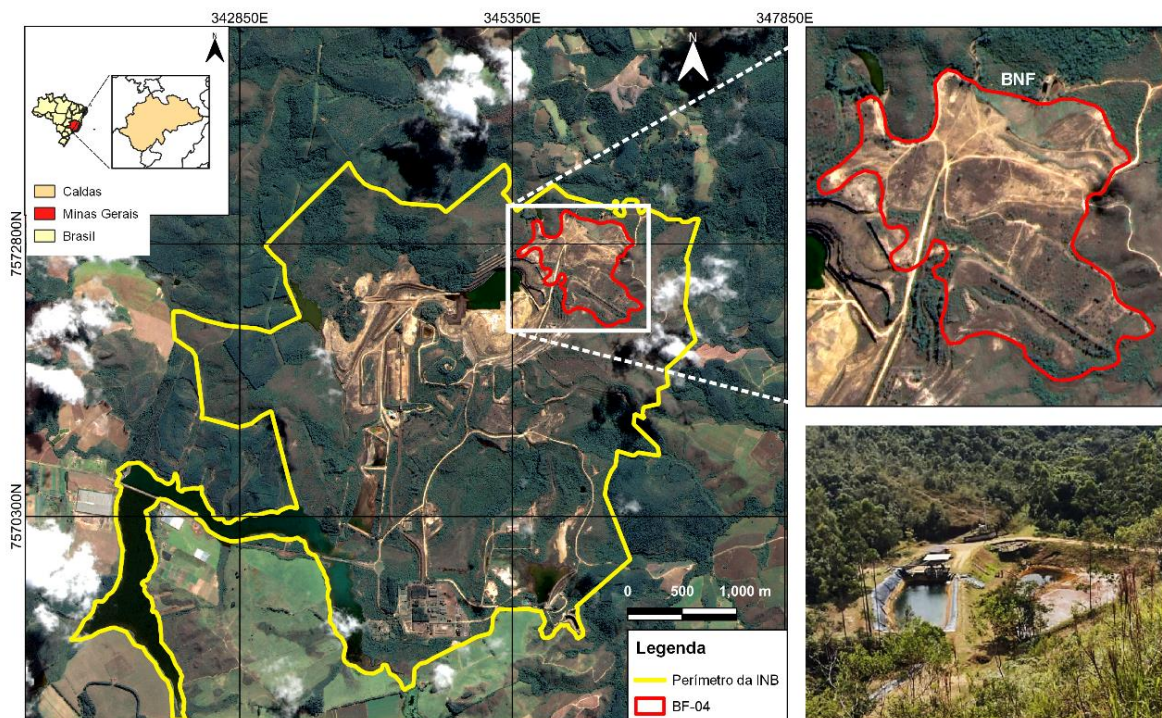
### 3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

#### 3.1. Localização da área de estudo

A área de estudo está localizada na mina de urânio Osamu Utsumi, pertencente às Indústrias Nucleares do Brasil (INB) em sua Unidade de Descomissionamento de Caldas (UDC), inserida na porção centro-sul do Planalto Poços de Caldas, no município de Caldas (Estado de Minas Gerais), e pertencente ao Maciço Alcalino de Poços de Caldas (MAPC), localizado na divisa sudoeste do Estado de Minas Gerais com São Paulo (Figura 1).

O local consiste na interface entre uma pilha de rejeitos (BF-04) e bacia de captação de drenagem ácida de mina (BNF). A pilha de rejeito é composta principalmente por material de capeamento e estéril com concentração abaixo de 170 ppm de  $U_3O_8$  (LEITE, 2010). Na base da pilha, foi instalada uma bacia de captação de água, denominada BNF, que recebe os efluentes ácidos gerados no interior do bota-fora.

**Figura 1 - Localização da mina de urânio Osamu Utsumi, com ênfase na região avaliada neste projeto.**



Fonte: Elaboração própria.

#### 3.2. Histórico da Mina Osamu Utsumi

A descoberta da ocorrência de urânio no Planalto de Poços de Caldas ocorreu em 1948, por técnicos do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), no âmbito de pesquisas

geológicas básicas para estimativas de reservas nacionais. As novas tecnologias criadas nos Estados Unidos da América, na década de 1950, objetivavam o uso de substâncias radioativas como fonte de energia elétrica e nuclear (PRADO, 1994).

Na década de 1960, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), juntamente com a Eletrobrás, começaram a analisar as possíveis vantagens da geração de energia elétrica por meio de combustível radioativo, com vistas à necessidade do aumento da geração elétrica frente à crescente demanda ocasionada pelo desenvolvimento econômico. Os primeiros trabalhos de pesquisa foram realizados em 1964 (PRADO, 1994).

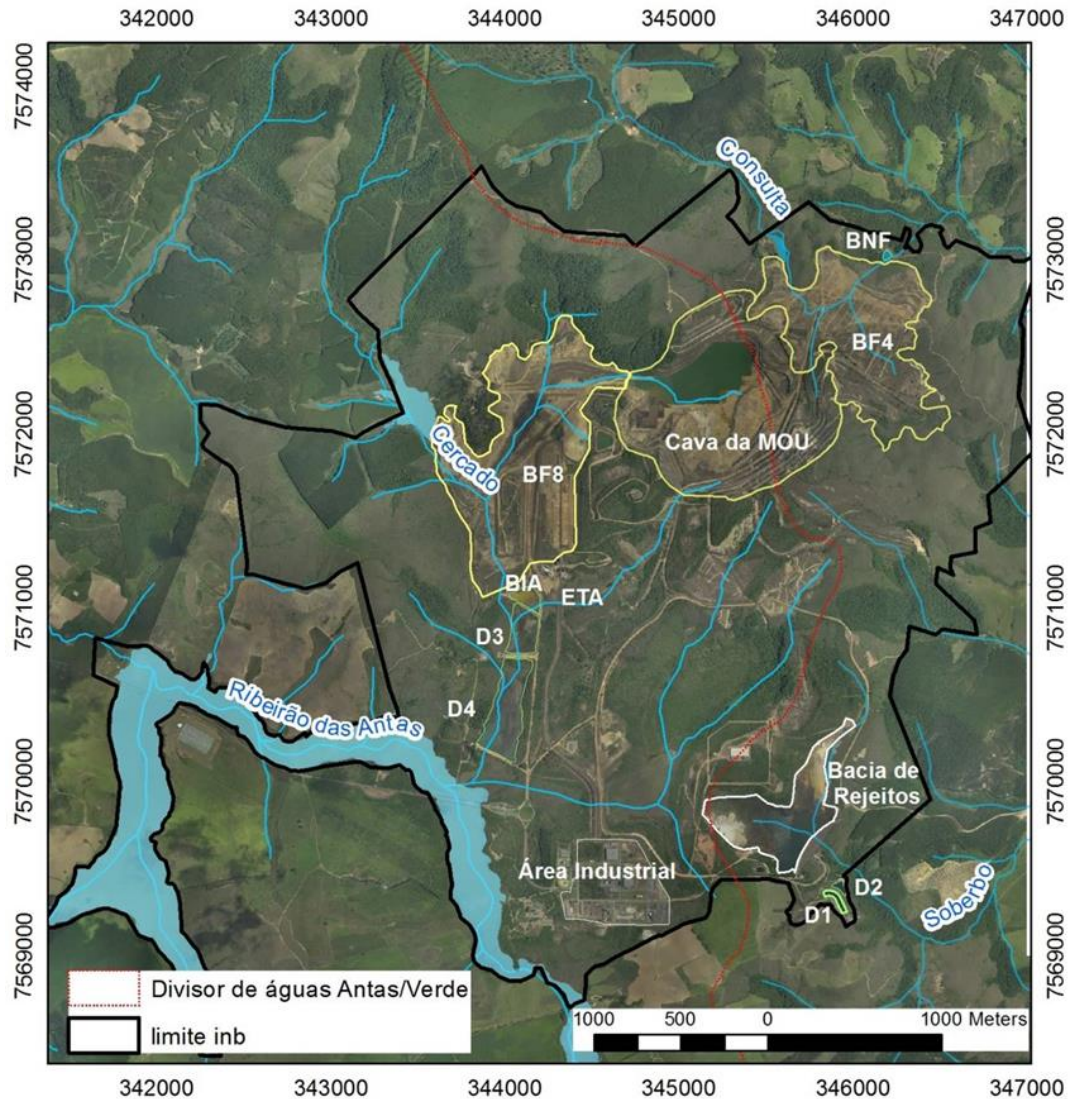
Em 1970, foi tomada a decisão da construção de usinas nucleares voltadas para a geração de energia elétrica por parte do governo, com os projetos Angra I e II. A criação destas usinas no litoral fluminense demandava combustíveis nucleares, o que impulsionou a prospecção de jazidas de urânio no Brasil. Nessa mesma época, foi fundada a Nuclebrás, como resultado da assinatura do Acordo Nuclear Brasil-Alemanha, que visava a transferência de tecnologia alemã no ciclo do combustível e na construção de usinas nucleares (INB, 1986).

A jazida de urânio do Campo do Cercado, localizada no município de Caldas (MG), foi descoberta nesse período de intensa prospecção mineral durante a década de 1970. A reserva contida na área foi calculada em aproximadamente 17.200 toneladas de  $U_3O_8$  (SOUZA *et al.*, 2013). No ano de 1977, as obras para a instalação do complexo mineiro da Mina Osamu Utsumi (MOU) foram iniciadas no local. Tiveram início os processos de decapagem, com remoção de cerca de 5 milhões de  $m^3$  de material. Em 1979, tiveram início as obras civis e a montagem da instalação do complexo mineiro-industrial, denominado CIPC (Complexo Industrial de Poços de Caldas). A abertura oficial e a operação comercial da mina ocorreram apenas em fevereiro de 1982, com lavra a céu aberto (FAGUNDES, 2005; PRADO, 1994; SIQUEIRA, 2013; SOUZA *et al.*, 2013).

O CIPC consiste no primeiro centro de produção de urânio do Brasil, e abrange uma área de aproximadamente  $15 \text{ km}^2$ , constituído de uma mina a céu aberto e seus bota-foras (pilhas de rejeito e estéreis), instalações de tratamento físico de minério, pátio de estocagem de minério, usina de tratamento químico para extração do urânio, estação de tratamento de águas da cava da mina (ETA), tratamento de rejeitos sólidos e líquidos do beneficiamento, barragem de rejeitos, estocagem de insumos, tratamento de água potável e água de processo, fábrica de ácido sulfúrico e barragem de captação de águas, além de instalações administrativas (CIPRIANI, 2002; Figura 2).



Figura 2 - Visão geral do complexo industrial da Mina Osamu Utsumi.



Fonte: Alberti (2007)

A partir de 1983 foram reduzidos os investimentos da Nuclebrás e, conseqüentemente, o ritmo de produção do CIPC. Em 1988 a Nuclebrás foi extinta e foram criadas as Indústrias Nucleares Brasileiras S.A. (INB), órgão responsável pelas atividades do Ciclo do Combustível Nuclear (com controle acionário da CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear), e a Urânio do Brasil S.A., subsidiária da INB, responsável pela produção de concentrado de urânio (PRADO, 1994). Neste período o complexo industrial passa a ser denominado Unidade de Tratamento de Minérios (UTM).

As restrições financeiras sofridas pela UTM, a crise econômica brasileira sucedida na década de 1980 e as incertezas do programa nuclear brasileiro resultaram na paralisação das operações da unidade no final do ano de 1988. Inicialmente prevista para produzir 425 tU/ano

durante 10 anos, a instalação funcionou de modo descontínuo devido a uma série de dificuldades atribuídas à complexidade do minério. O investimento total foi de US\$ 300 milhões e, até 1988, a produção de concentrado de urânio foi de 957 toneladas (119,6 tU/ano), inferior à capacidade nominal da usina (CIPRIANI, 2002; PRADO, 1994).

Em outubro de 1995 houve a paralisação definitiva das atividades de lavra, em função do esgotamento da jazida. Em dezembro do mesmo ano, foram paralisadas as atividades de tratamento químico de minério de urânio (CIPRIANI, 2002).

Desde 1997, a empresa está em fase de descomissionamento e recuperação ambiental (SIQUEIRA, 2013). Desde então, a INB busca obter licenciamento para produção de terras raras a partir da monazita, por meio da utilização de ácido sulfúrico, com vistas ao aproveitamento das instalações da UTM. Entretanto, o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) condicionou o licenciamento destas novas atividades industriais ao início da remediação das áreas da mina, bota-foras e usina da UTM. Somado a isso, a CNEN exigiu a construção de um novo sistema de gerenciamento de rejeitos como condicionante para a licença de novas atividades no local, cujo processo de licenciamento foi iniciado em 2002 (DE PAIVA *et al.*).

Em fevereiro de 2004, o IBAMA e a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) firmaram um Termo de Referência para Elaboração e Apresentação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas com a INB (FLORES, 2006). Em 2012, houve a aprovação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) pelo IBAMA, elaborado a partir de estudos nas áreas de hidrologia, geoquímica, hidroquímica e radioproteção, realizados com o objetivo de definir as obras a serem realizadas e as ações de recuperação ambiental que devem ser desenvolvidas na unidade (INB, 2021).

### **3.3. Processo operacional da MOU**

O processo operacional da UTM-Caldas era dividido em três frentes: mineração, processamento físico e processamento químico. O teor de corte definido foi de 170 ppm de urânio solúvel. O material gerado na decapagem da mina, caracterizado como estéril (valores abaixo de 170 ppm de urânio solúvel), era encaminhado para locais definidos como bota-foras (CIPRIANI, 2002; Figura 3).

O beneficiamento físico consistia na britagem e moagem (a fim de reduzir a granulometria do material lavrado) e espessamento do minério proveniente da mina (ROM – *room of mine*), que depois era transportado e separado em pilhas construídas em função do teor de urânio solúvel. Em seguida, o beneficiamento químico do material, que compreendia a

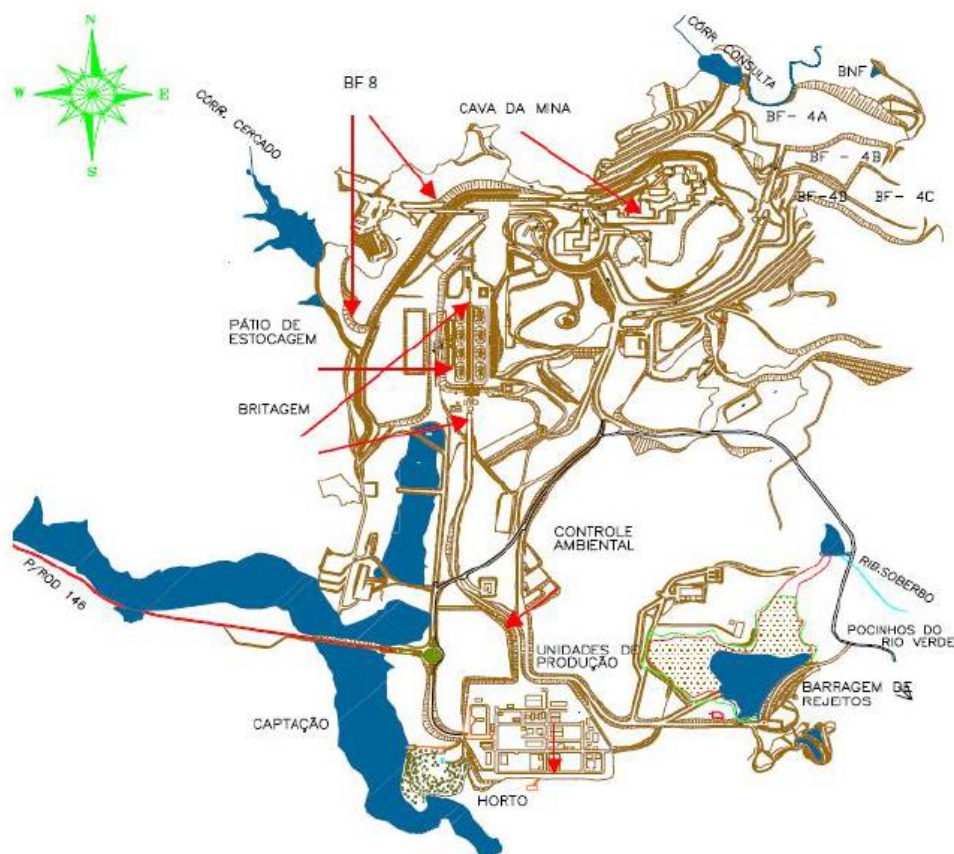


concentração do urânio, era efetuado a partir da adição de solventes em baterias de misturadores-decantadores, com posterior precipitação de um concentrado sob a forma de diuranato de amônia (DUA), conhecido como “*yellow cake*” (CIPRIANI, 2002).

Os efluentes líquidos e sólidos gerados na produção do DUA eram encaminhados para a Unidade de Tratamento de Efluentes Líquidos e para a Unidade de Tratamento de Efluentes Sólidos, respectivamente (CIPRIANI, 2002).

Foram gerados cerca de 44,8 milhões de m<sup>3</sup> de estéreis de rocha e cerca de 2,39 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos do beneficiamento químico durante as atividades de exploração da MOU (FRANKLIN, 2007). Existem oito pilhas de rejeitos (BF) na mina Osamu Utsumi, e as BF-04 e BF-08 são o resultado da exploração do minério de urânio (FERNANDES, 1997). Essas pilhas foram dispostas sobre o vale e leito dos córregos da Consulta e Cercado (SOUZA *et al.*, 2013).

**Figura 3 - Planta do complexo industrial da Mina Osamu Utsumi.**



Fonte: Cipriani (2002).

Dentro do contexto político e histórico no qual a UTM foi implantada, foram observadas, desde o início, medidas para a prevenção e monitoramento das emissões de materiais radioativos para o ambiente, além da contenção de resíduos sólidos e tratamento dos

efluentes líquidos originados nos processos químicos para a produção do concentrado de urânio. Entretanto, não houve a caracterização mineralógica detalhada do corpo mineralizado com vistas à prevenção de passivos ambientais. Consequentemente, o alto potencial de geração de drenagem ácida de mina (DAM) desses materiais foi desconsiderado (FLORES, 2006).

Nesse contexto, a deposição do material considerado estéril/rejeito ocorreu sem a devida adoção de técnicas que minimizassem ou impedissem a instalação da drenagem ácida de mina, que atualmente consiste no principal passivo ambiental da mina Osamu Utsumi. A DAM ocorre quando há a exposição de minerais sulfetados a condições oxidantes com presença de água e oxigênio, o que culmina na geração de ácido sulfúrico (FLORES, 2006; FRANKLIN, 2007).

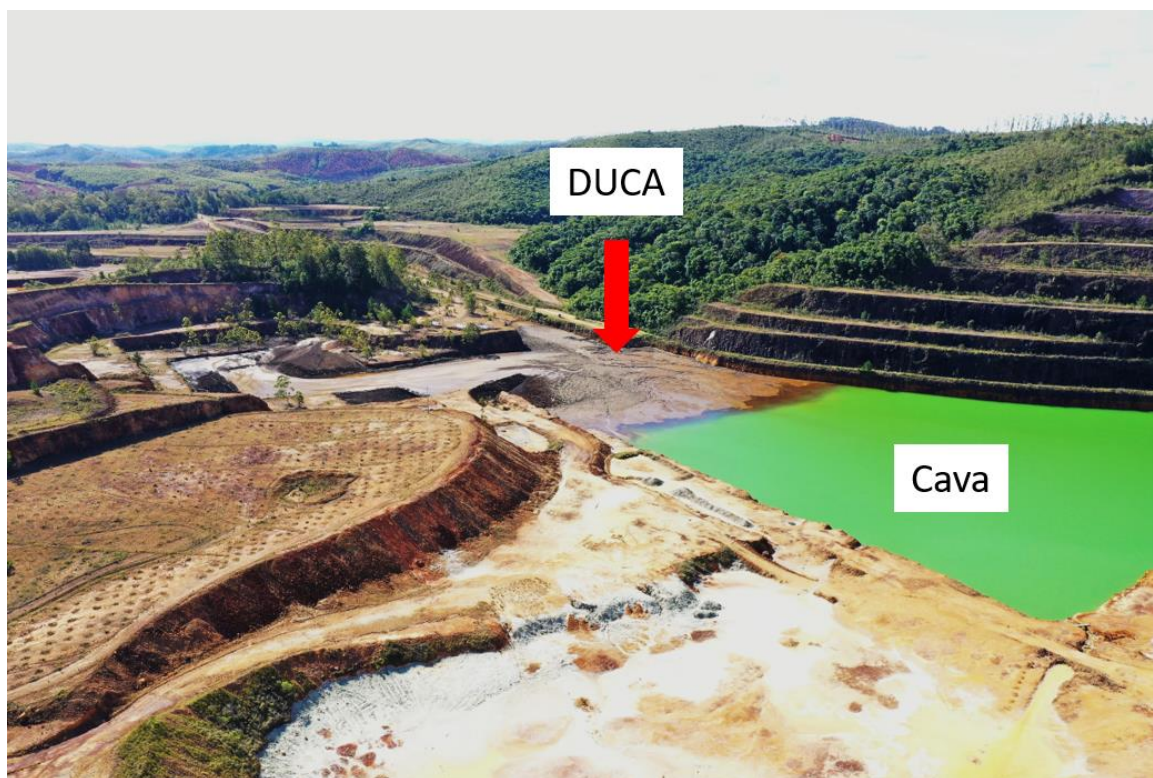
O efluente resultante possui baixo pH, altas concentrações de sulfato e cátions metálicos em concentrações superiores às aquelas normalmente encontradas em ambientes naturais, uma vez que a presença de ácido sulfúrico favorece a dissolução desses compostos (DE MELLO *et al.*, 2014). A pirita ( $\text{FeS}_2$ ) é um mineral abundante e associado a mineralização de urânio na área de estudos. Lançado como material estéril nos bota-foras, este mineral é o principal agente formador de drenagem ácida (FERNANDES *et al.*, 1998).

Inicialmente, as águas ácidas provenientes das pilhas BF-04 e BF-08 eram lançadas diretamente nos córregos da Consulta e do Cercado. Porém, após a constatação dos danos ambientais causados por essas águas, a CNEN passou a exigir que a coleta e tratamento dos efluentes como premissas para o descomissionamento da mina (CIPRIANI, 2002).

Atualmente, a UDC (Unidade de Descomissionamento de Caldas) conta com um sistema de represas e lagos para tratamento dos efluentes gerados durante a operação e das águas ácidas provenientes das pilhas de rejeito atuais (MURTA *et al.* 2008). As águas são coletadas em tanques por fluxo gravitacional e bombeadas para a cava da mina, que representa um grande reservatório de água ácida. Posteriormente, os fluídos são bombeados para a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), na qual é feita a adição de cal hidratada para elevação do pH e floculante para precipitação de radionuclídeos e metais pesados. As águas são lançadas no ambiente após o tratamento (CIPRIANI, 2002; MURTA *et al.*, 2008).

Entretanto, o tratamento químico para neutralização dos efluentes ácidos produz uma lama conhecida localmente como “DUCA”, cuja composição consiste em hidróxidos de metais como Fe, Al, Mn e elementos radioativos, inseridos em uma matriz de sulfato de cálcio. O resíduo é descartado na cava da mina, o que produziu uma nova fonte de contaminação para as águas subterrâneas locais (CIPRIANI, 2002; Figura 4).

**Figura 4 - Descarte do "DUCA" na cava da Mina Osamu Utsumi.**



Fonte: Acervo próprio.

A manutenção do tratamento das drenagens ácidas representa um grande impacto econômico para INB, que, no período entre 1994 e 2001, despendeu US\$ 1,2 milhões apenas com corretivos para o tratamento de 18 milhões de m<sup>3</sup> de efluentes ácidos (CIPRIANI, 2002). A perspectiva é de que a geração de drenagem ácida perdure por séculos, o que demanda medidas permanentes de remediação para o tratamento das águas (MURTA *et al.*, 2008).

### **3.4. Clima e fisiografia**

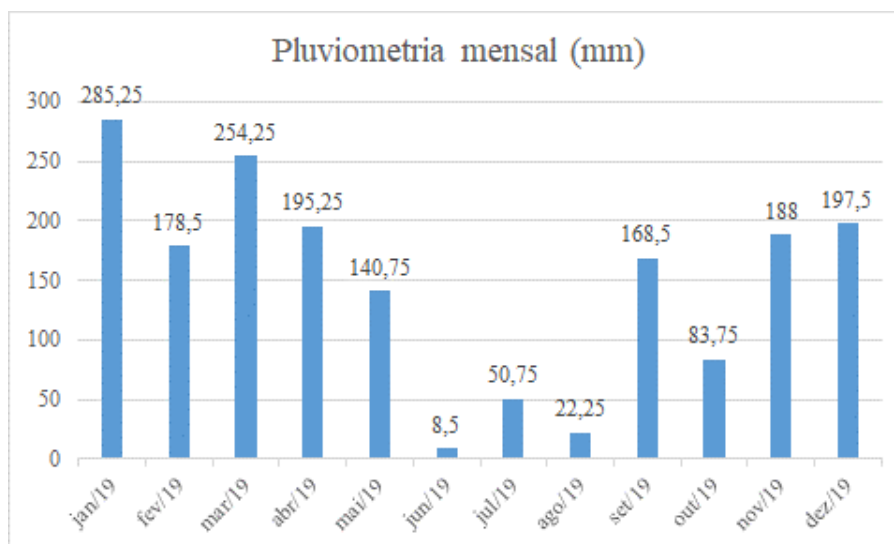
A área de estudos está instalada em uma região de clima tropical de altitude, ou mesotérmico, caracterizado por apresentar pequenas variações térmicas e pluviométricas anuais, segundo a classificação de Köppen (1948). Predominam dois subtipos climáticos na região, o Cwb, que caracteriza clima úmido com inverno seco e verão brando, e o Cwa, que configura inverno seco com verões quentes e estação chuvosa durante o verão, segundo o trabalho de Setzer (1956).

A temperatura média anual é de 18°C, e a mínima pode chegar abaixo de 0°C, com ocorrência de geadas, com máxima de aproximadamente de 30°C. A precipitação anual média

é de 1.700 mm, e 82% deste total ocorre durante os meses de novembro a março (CIPRIANI, 2002; FAGUNDES, 2005).

Na área da UTM estão instaladas estações pluviométricas, algumas das quais coletam dados desde 1976. A precipitação média anual registrada entre os anos de 1976 e 2008 é de aproximadamente 1.629,4 mm, condizente com a taxa de precipitação anual esperada para a região (INB, 2012). A Figura 5 exibe um gráfico referente à taxa de precipitação média mensal do ano de 2019, gerado a partir de dados pluviométricos fornecidos pela INB. A taxa de precipitação anual para o ano de 2019 foi de 1.773,25 mm, pouco acima da média histórica, com destaque para o mês de janeiro, o qual apresenta precipitação de aproximadamente 285,25 mm/mês.

**Figura 5 - Distribuição anual da taxa de precipitação do ano de 2019 baseada nas médias mensais.**



Fonte: INB

Quanto à vegetação, os biótipos que ocorrem no MAPC representam um contexto de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, com destaque para a floresta estacional semidecidual montana e os campos de altitude, esses últimos constituídos de gramíneas rústicas (MORAES e JIMÉNEZ-RUEDA, 2005). O estudo de Rizzini (1979) classifica a vegetação do MAPC como floresta pluvial de altitude, também denominada de floresta atlântica, a qual consiste predominantemente de espécies arbóreas e arbustivas que, segundo Garda (1990), ocorrem disseminadas em pequenas manchas localizadas nas cabeceiras de drenagem ou como matas galeria, nas quais a formação florestal é do tipo estacional latifoliada, subcaducifólia e/ou tropical pluvial, com presença de araucárias em altitudes superiores a 1.500 m.

Na área de influência da UTM, os remanescentes vegetais são bastante reduzidos em número e em tamanho, além de serem descontínuos. Os remanescentes de floresta estacional semidecidual montana ocorrem em áreas de difícil acesso (topos de morros e encostas) e interflúvios, limitados frequentemente à faixa marginal de proteção dos cursos d'água. Nas cabeceiras do ribeirão Soberbo são encontrados exemplares do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia angustifolia*). As formações campestres ocorrem em zonas de solos ácidos, rasos e de baixa fertilidade e ocupam grande parte da região, encontradas em topos de morros, interflúvios e algumas encostas (INB, 2012).

### 3.5. Geomorfologia

O Planalto de Poços de Caldas está inserido no contexto do Planalto Atlântico, mais especificamente no Planalto Sul de Minas, região caracterizada por níveis planálticos intercalados com serranias. É limitado a leste pela Serra da Mantiqueira e, a norte e oeste, pela Zona Cristalina do Norte, que exibe um relevo de transição entre as terras altas do Planalto do Sul de Minas e da Mantiqueira para a região rebaixada da Depressão Periférica Paulista e da Bacia do Paraná (CAVALCANTI *et al.*, 1979; CHRISTOFOLETTI, 1973; ELLERT, 1959).

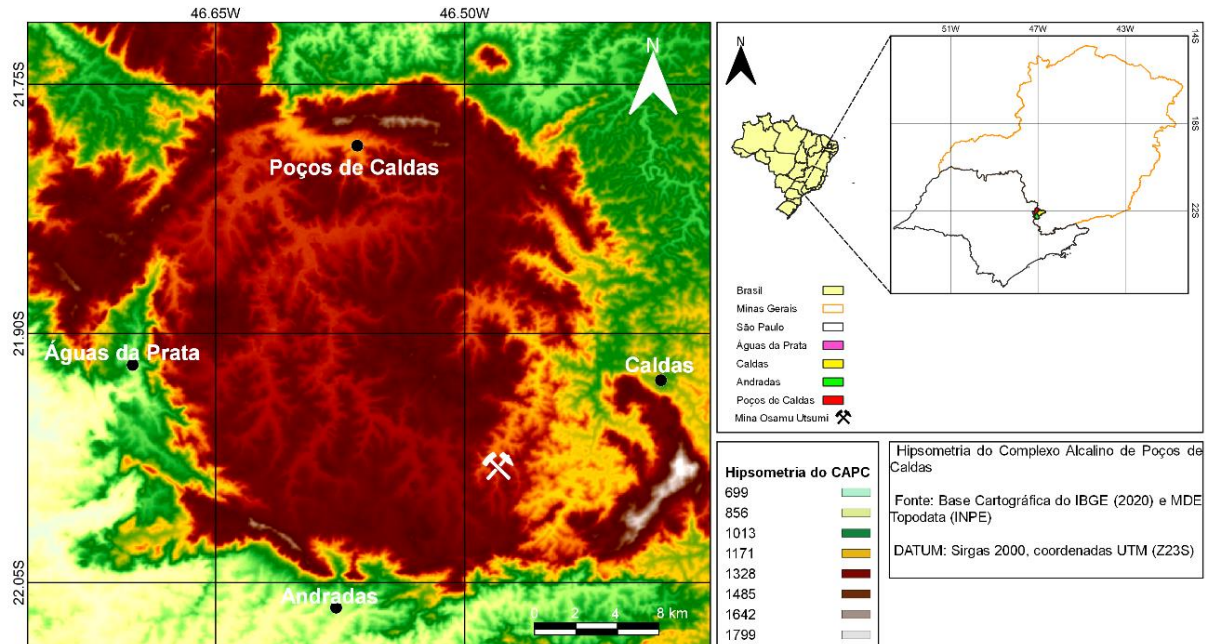
Apresenta forma ligeiramente elíptica com eixo maior de 35 quilômetros no sentido NE-SW e o menor de 30 quilômetros no sentido NW-SE (Figura 6). Morfológicamente, é apresentado como unidade individualizada, delimitado por um anel quase completo devido à ascensão do magma sienítico. O dique anelar é saliente na topografia em três quadrantes: norte, oeste e sul. No quadrante leste, não há expressão morfológica do anel de tinguaito (CHRISTOFOLETTI, 1973). A altitude média em seu interior é de 1.300 m, enquanto a região circundante da estrutura da caldeira possui altitudes em torno de 800 m (ALMEIDA, 1976; PONÇANO *et. al*, 1981). O estudo de Fraenkel *et al.* (1985) aponta que a ação do intemperismo foi facilitada pela alteração hidrotermal e torrencialidade do clima, o que provocou rebaixamento na área interna do planalto e acentuou o formato de caldeira da região.

O relevo do Planalto de Poços de Caldas foi compartimentado por Zaine (2011) em três domínios geomorfológicos distintos, denominados Planalto do Maciço Cristalino, Zonas da Serra Anelar e o Planalto do Maciço Alcalino Interno. O trabalho de Moraes e Jiménez-Rueda (2005) indicam a ocorrência dois grandes grupos de paisagens na região, intituladas planálticas e aluviais. As planálticas apresentam taludes que delimitam porções relativamente planificadas ou homogêneas da superfície, entretanto, também exibem indícios de unidades fisiográficas das planícies aluviais e dos colúvio-alúvios subatuais e recentes soerguidos. As aluviais detêm as



planícies de inundação como unidades fisiográficas típicas e são representadas por terraços fluviais, diques marginais, canais abandonados e lagoas marginais.

**Figura 6 - Fisiografia do Maciço Alcalino de Poços de Caldas e localização da Mina Osamu Utsumi.**



Fonte: Elaboração própria.

Segundo o trabalho de Holmes *et al.* (1992), nos últimos 10 Ma, o relevo do Planalto Poços de Caldas persistiu na paisagem com pouca alteração em sua forma, assim como os mecanismos de intemperismo, conforme evidenciado pelos depósitos de bauxita encontrados na região. A erosão dos interflúvios acompanhou o ritmo de denudação dos vales, com taxa média de redução superficial de aproximadamente 12 m por milhão de ano. Os autores consideram que a evolução da frente de intemperismo químico acompanhou as taxas de exumação do maciço.

Na região de estudos predomina morfologia de terreno acidentada, com vales encaixados sob forte influência do sistema de faturamento regional. O relevo varia de 1.170 m de altitude (na confluência do ribeirão Soberbo com o córrego da Consulta) até 1.490 m de altitude (na serra que faz o limite norte da bacia do córrego do Consulta), com desnível total de 310 m (INB, 2012).

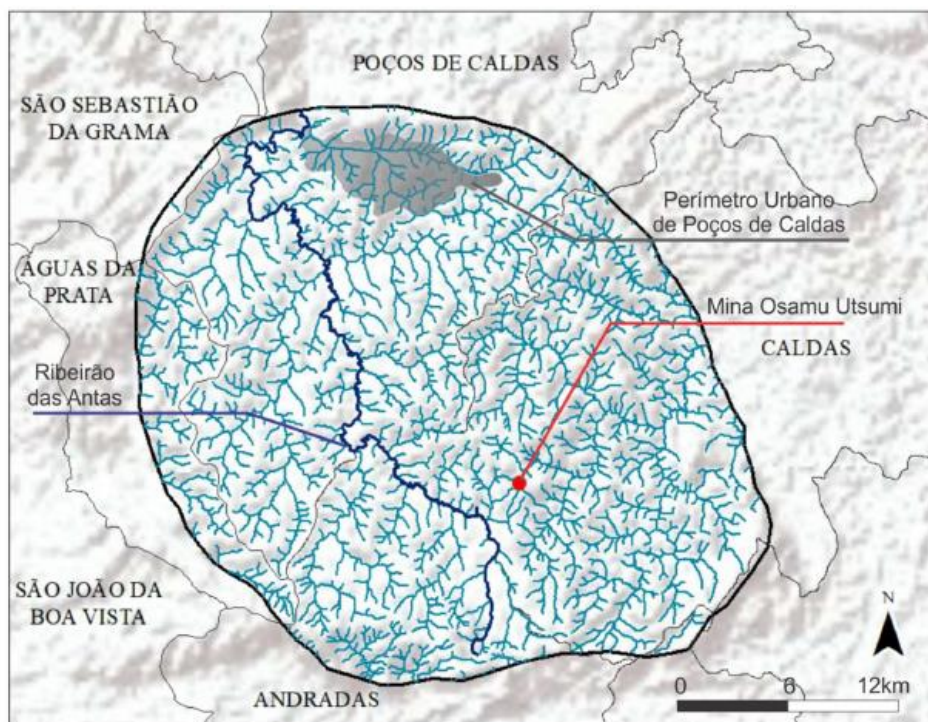
### 3.6.Contexto hidrográfico e hidrogeológico

O Planalto Poços de Caldas possui como principal rede hidrográfica a Sub-bacia do Ribeirão das Antas, cuja área aproximada de 422,96 km<sup>2</sup> é responsável pela drenagem de cerca

de 70% do maciço (CHRISTOFOLETTI, 1973). Essa sub-bacia faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Grande, e está inserida no contexto da Bacia hidrográfica Rio Paraná. Entre os principais rios da região estão o Rio Pardo e seus afluentes, o Ribeirão das Antas, o Rio Verde e o Rio Taquari (Figura 7; GERAIS, 2008). A Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas tem início na região da Represa das Antas, de onde suas águas fluem e recebem os córregos do Cercado, Pitangueiras, das Antas, Cachoeirinha e Aterrado, e se estende até a Represa Bortolan, localizada nas adjacências da área urbana do município de Poços de Caldas (CIPRIANI, 2002).

A rede de drenagem do MAPC é condicionada pelo padrão morfoestrutural da região, com padrão dendrítico ou sub-paralelo, associado ao denso sistema de fraturamento das rochas, cujos canais fluem de sudeste para noroeste. A água que flui através das fraturas é canalizada preferencialmente para noroeste, e é transportada pela bacia hidrográfica do Rio das Antas em direção Poços de Caldas e Águas da Prata (CRUZ; PEIXOTO, 1991).

**Figura 7 - Contexto hidrográfico do Maciço Alcalino de Poços de Caldas, com detalhe para a localização da área avaliada.**



Fonte: Targa (2020).

A área de estudos está situada no divisor de águas das bacias hidrográficas do Ribeirão das Antas e do Rio Verde (FRAENKEL *et al.*, 1985). Na área da UTM, o sistema de drenagens é limitado ao Córrego do Cercado e ao Ribeirão Soberbo e seu afluente, o Córrego da Consulta. O córrego do Cercado deságua na Represa das Antas, construída em 1982 e que tinha como

finalidade o suprimento hídrico do processo minero-industrial da usina de beneficiamento químico do minério de urânio da UTM. Atualmente, a represa recebe efluentes do empreendimento, provenientes do processo de tratamento de drenagem ácida de mina, gerada nas pilhas de estéreis e cava da MOU (INB, 1999).

O pH médio dos canais fluviais na área de estudo é de 6,5 (CRUZ; PEIXOTO, 1991). Dentro das dependências da mina, os valores de pH apresentaram uma média de 3,7 e caracterizam, com a alta concentração de metais, o processo de drenagem ácida (FERNANDES; FRANKLIN, 2001).

O trabalho de Cruz e Peixoto (1991) subdividiu o aquífero de Poços de Caldas em três sistemas distintos, a zona aquífera rasa, que varia de 0 a 150 m e mantém o fluxo de base dos principais córregos da região, além de possuir pH ligeiramente ácido; a zona aquífera intermediária, que varia de 150 a 200 m, apresenta maior quantidade de sólidos dissolvidos e pH que varia de neutro a levemente alcalino; e a zona aquífera profunda, de profundidade superior a 200 m, que configura as fontes de águas termais (40 a 44°C) e está associada ao cruzamento de fraturas profundas e abertas. É constituída por águas meteóricas antigas, com idade de residência superior 30-40 anos e apresenta elevada concentração de sólidos dissolvidos e pH alcalino.

A região de estudo é caracterizada por aquíferos fraturados, nos quais a capacidade de armazenamento e circulação significativa de água fica restrita a zonas do manto de alteração e ao sistema de fraturas das rochas subjacentes. As pilhas de rejeito, por sua vez, caracterizam sistemas de aquíferos granulares/porosos, devido à elevada variabilidade granulométrica que apresentam (FRANKLIN, 2007).

O material removido da cava foi depositado em pilhas de rejeito (bota-foras), localizados nos vales e encostas adjacentes, e se assemelham a aquíferos porosos, nos quais a granulometria grosseira dos rejeitos resulta em uma alta porcentagem de macroporos e, por conseguinte, em uma baixa porcentagem de poros pequenos, o que provê uma alta permeabilidade (CIPRIANI, 2002). Uma vez que a pilha de estéril é construída, passa a ser parte do sistema hidrológico local, e está sujeita à infiltração de águas pluviométricas ou influência de algum corpo hídrico local, além de escoamento superficial (“*run-off*”) sazonal (FRANKLIN, 2007).

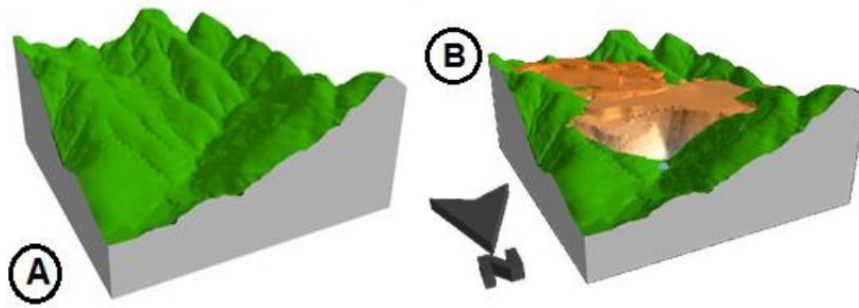
O sistema de aquífero poroso da mina também é constituído pelo manto de intemperismo decorrente da alteração da matriz rochosa aflorante na área, favorecida principalmente pelo clima úmido da região.



Dessa forma, a UDC é caracterizada pela presença de um sistema aquífero misto, representado pelo aquífero poroso/granular (correspondente às pilhas de rejeito e manto de alteração das matrizes rochosas) sobreposto a um sistema de aquífero fraturado, formado pelo embasamento cristalino.

Segundo o trabalho de Holmes *et al.* (1992), a implantação da mina Osamu Ustumi provocou impacto significativo na dinâmica da água subterrânea local, através da modificação da topografia original do terreno, com escavações e recobrimentos de vales, além de consequente rebaixamento da superfície freática local e distúrbios nos padrões de fluxo de águas subterrâneas, a exemplo da construção da pilha de rejeito BF-04 (Figura 8).

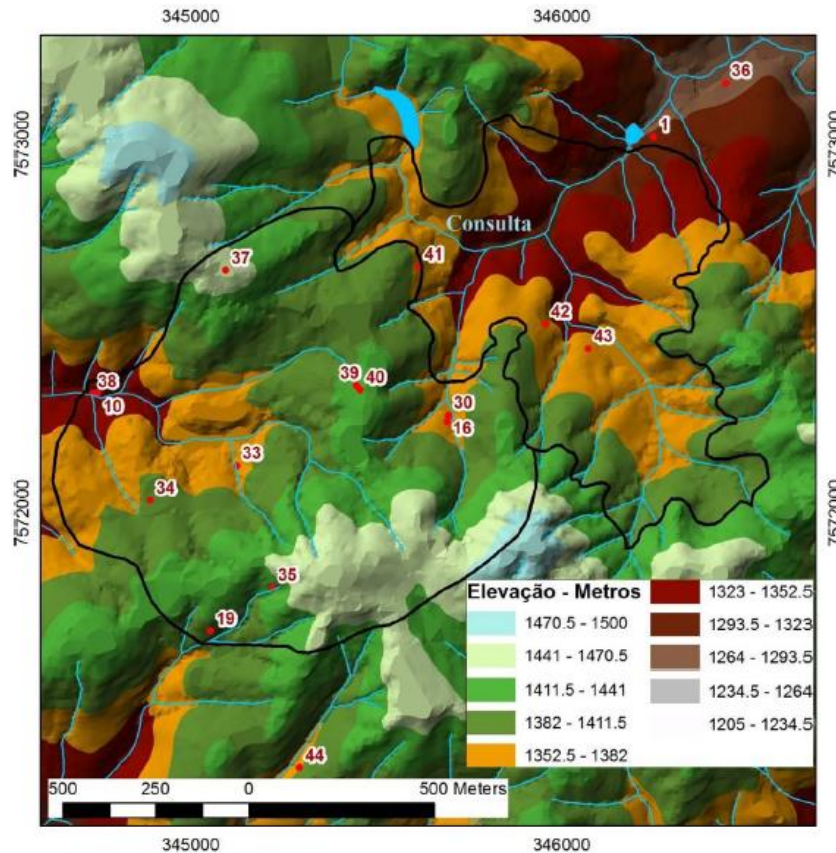
**Figura 8** Modificações geradas no relevo pela deposição do BF-04 (A – terreno natural; B – terreno após instalação da pilha de estéril).



Fonte: Guerzoni *et al.* (2014).

O Modelo Digital de Terreno, elaborado por Alberti (2017), apresenta a configuração da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas antes da implantação da Mina Osamu Utsumi (Figura 9). É possível notar o Córrego da Consulta, destacado na porção nordeste do modelo, com sentido de curso sudoeste/nordeste. Atualmente, o local consiste na pilha de rejeito Bota-fora 04, cuja construção foi feita a partir do preenchimento do vale do referido córrego.

**Figura 9 - Modelo Digital de Terreno pré-operacional com destaque para hidrografia local original.**



Fonte: Alberti (2017).

### 3.7. Geologia Regional

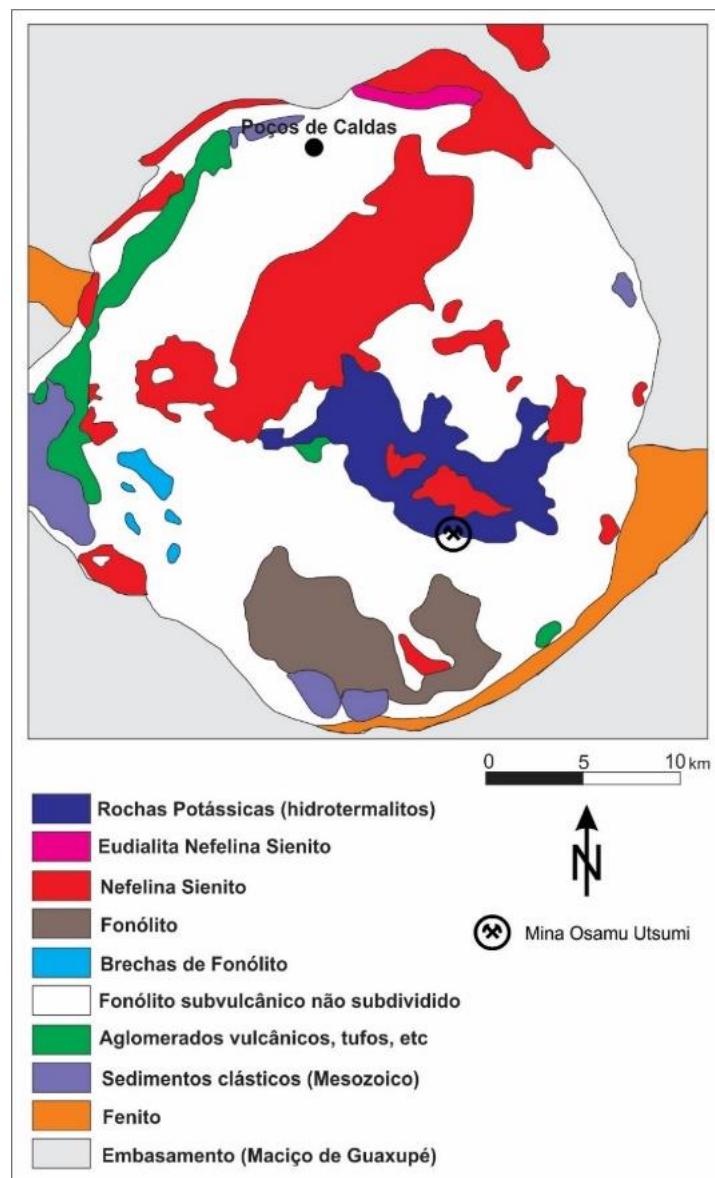
A região sudeste do Brasil possui uma complexa evolução, marcada por sucessões de eventos tectônicos e magmáticos. Dentre esses eventos, são destacadas as ocorrências alcalinas, relacionadas à separação das placas Sul-americana e Africana durante a fragmentação do supercontinente Gondwana (ALMEIDA, 1967; ZANLÁN; OLIVEIRA, 2005). O Maciço Alcalino de Poços de Caldas (MAPC), consequência desse episódio, ocupa uma área de aproximadamente 800 km<sup>2</sup> e é considerado o maior complexo alcalino da América Latina e um dos maiores do mundo. Situado na divisa dos estados de Minas Gerais e São Paulo, abrange parte dos municípios de Poços de Caldas, Caldas, Andradas e Águas da Prata (ELLERT, 1959).

Localizado no setor central da Província Mantiqueira, a sul do Cráton São Francisco e da Faixa Brasília, o maciço está incluído no contexto do Maciço de Guaxupé, nos limites da Bacia Sedimentar do Paraná e da Serra da Mantiqueira (ALMEIDA *et al.*, 1976; CORDANI *et al.*, 2000). Geomorfologicamente, o complexo alcalino está inserido no Planalto do Sul de Minas, um dos planaltos cristalinos que constituem o Planalto Atlântico, caracterizado por setores de planaltos maturamente

dissecados e tectonicamente elevados, separados por regiões serranas (IPT, 1981; PONÇANO, *et al.*, 1981).

O trabalho de Ellert (1959) descreve que as rochas que compõem o MAPC são predominantemente efusivas e hipoabissais (ankaratrilo, lava fonolítica, tinguaito e fonólito, brecha de tinguaito e nefelina sienito), rochas plutônicas (foiaíto, lujaurito e chibinito), além de rochas vulcanoclásticas (brechas, aglomerados vulcânicos e tufos – Figura 10). Os fonólitos são a litologia predominante do maciço e cobrem cerca de 70% da área. De forma subordinada, os nefelinas sienitos, lujauritos e rochas vulcanoclásticas são encontrados mais comumente na porção noroeste do complexo (ELLERT, 1959; TEDESCHI *et al.*, 2005).

**Figura 10 - Mapa geológico do Complexo Alcalino de Poços de Caldas, com detalhe para a área de estudos.**



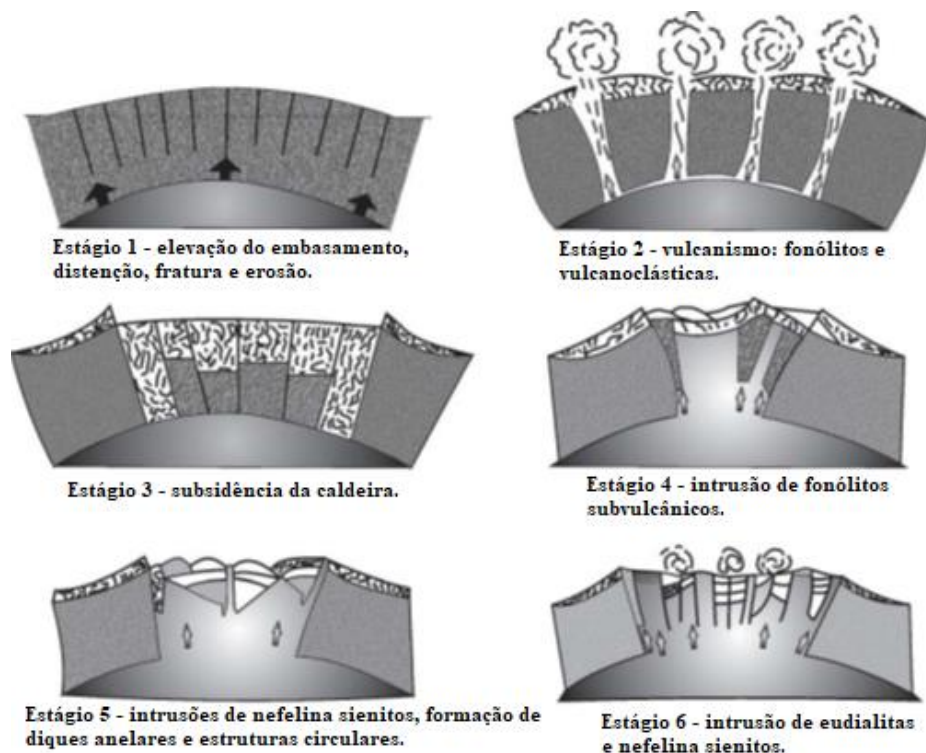
Fonte: Capovilla (2001) modificado de Ellert (1957) e Fraenkel *et al.* (1985), modificado por Casagrande (2019).

Adicionalmente, granitoides, gnaisses e os sienitos do Maciço Pedra Branca pré-cambrianos complementam o conjunto de litotipos encontrados na região (ALVES, 2003). Diabásio, rochas sedimentares areníticas e arenito-carbonáticas de posição estratigráfica indefinida, atribuídas à Formação Botucatu, também afloram na área (ELLERT, 1959).

A ativação tectonomagmática da Plataforma Sul-americana teve início a partir do final do Permiano, e teria atingido a intensidade máxima no Jurássico e Cretáceo, com menor expressividade no Paleógeno (ALMEIDA, 1986). Segundo o trabalho de Loureiro e Santos (1988), o MAPC apresenta uma relação genética com o *trend* de falhas profundas do Arqueano, mascaradas no Ciclo Brasileiro (Neoproterozoico) e reativadas durante o Mesozoico.

Os estudos de Ellert (1959) e Fraekel *et al.* (1985) admitem a origem do maciço a partir de um domeamento, com posterior colapso e formação de estruturas em caldeira, seguido por intrusões de diversas rochas ao longo de fendas. O primeiro autor propõe seis estágios de evolução e, de forma resumida, interpreta o complexo alcalino como expressões de um dique anelar, cuja estrutura foi formada pelo colapso total ou parcial de uma caldeira vulcânica, ocasionado pelo soerguimento do embasamento por meio de falhas escalonadas, seguida de um longo período de atividade vulcano-piroclástica (Figura 11).

**Figura 11 - Modelo esquemático de evolução da caldeira vulcânica (Estágios 1 a 6).**



Fonte: Le Bas (1977), modificado por Chapman *et al.* (1991), Schorscher e Shea (1992) e Holmes *et al.* (1992), modificado por Sardinha (2015).

Segundo o trabalho de Ulbrich e Ulbrich (2002), as idades do maciço variam entre aproximadamente 64 e 83 Ma, com deposição dos fonólitos, tinguaítos e nefelina sienitos numa sequência rápida e contínua, que teria durado não mais que 1-2 Ma, o que sugere que os magmas intermediários foram depositados por volta de 79 Ma, em concordância com as datações de Rb-Sr em nefelina sienitos por volta de  $78 \pm 66.6$  de Shea (1992).

O estudo de Franenkel *et al.* (1985) mapeou dois sistemas principais de falhamentos no MAPC, o primeiro (N60W) relacionado à tectônica regional, reativado, em parte, durante o soerguimento do maciço, e o segundo (N40E), resultante da formação da caldeira. O trabalho de Holmes *et al.* (1992) propõe a existência de um terceiro sistema de falhas sub-circulares, relacionado a intrusões do complexo alcalino. O estudo de Scudino (1992) determinou uma orientação preferencial de N55-60W/90 e N30-45E/90 para o cenário estrutural regional do complexo alcalino de Poços de Caldas, cuja tendência NW estaria relacionada ao embasamento geológico e, a tendência NE, ao sistema vulcânico.

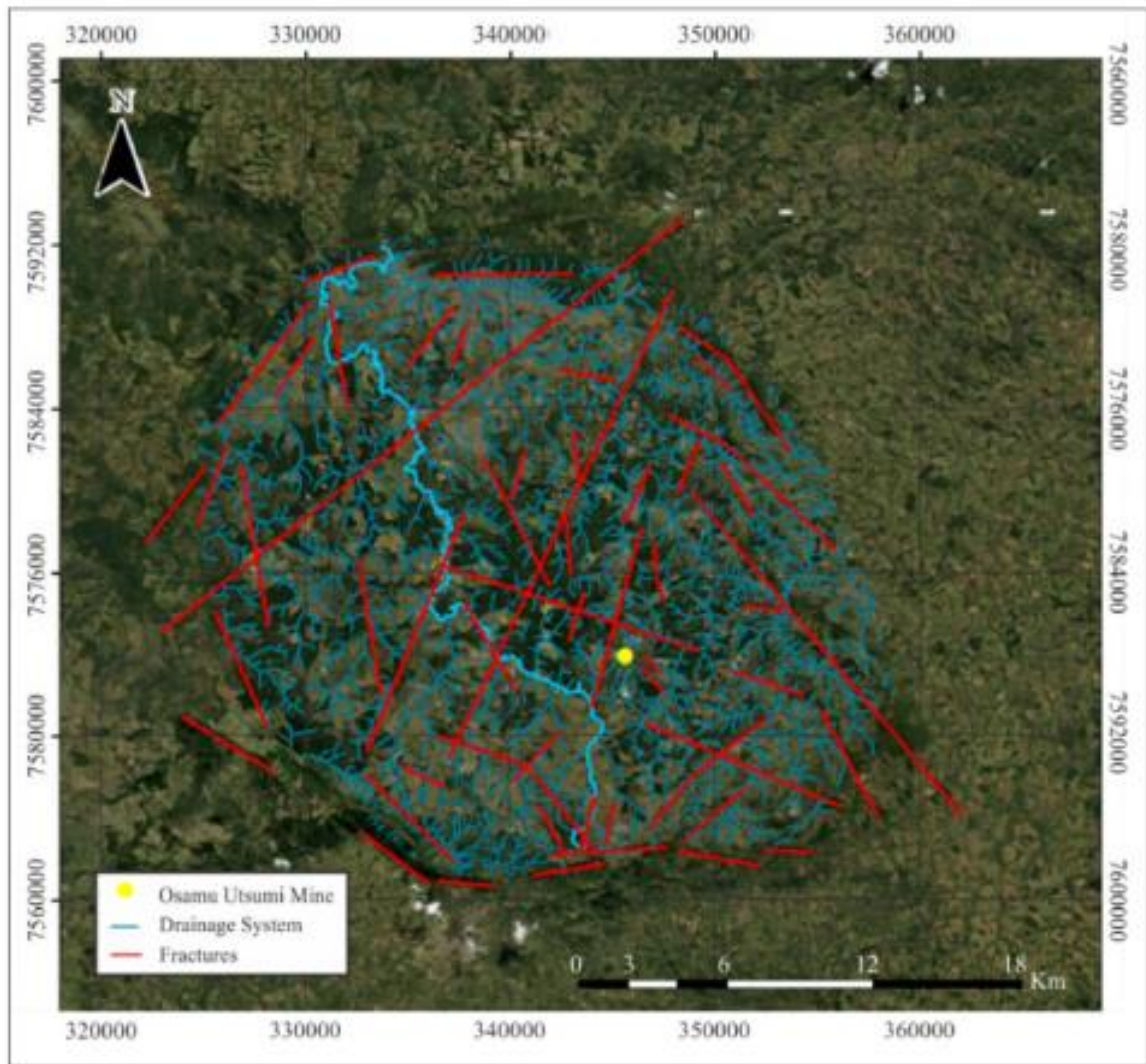
O trabalho de Targa *et al.* (2019) sugere que as fraturas tendem a seguir as bordas circulares do MAPC (Figura 13). Ainda segundo os autores, na porção noroeste do maciço alcalino, nas proximidades da cidade de Poços de Caldas, as fraturas regionais mostram uma tendência para NE-SW. Na porção sudeste, é possível notar uma interseção entre dois sistemas de fratura, com tendências para NE e NW, quase ortogonais entre si.

No interior do maciço existem duas formas de relevo. A primeira, em fase adiantada de peneplanização e, a segunda, limitada pelas duas maiores falhas do maciço, o que indica o rejuvenescimento do relevo. É nesta segunda forma, com topografia mais acidentada, que ocorrem as principais mineralizações de urânio, molibdênio, tório e terras raras (FRAENKEL *et al.*, 1985).

Segundo o trabalho de Garda (1990), cerca de um quarto do MAPC é afetado por alteração hidrotermal, associada às mineralizações de urânio, molibdênio e zircônio do planalto, e são consideradas manifestações tardias (deutéricas), com evidente concentração na estrutura circular centro-leste, salientada pela geomorfologia da região. O estudo de Fraenkel *et al.* (1985) aponta que as mineralizações estão concentradas nas áreas de Cercado (onde está instalada a Mina Osamu Utsumi) e Santo Agostinho, perto do limite das estruturas circulares secundárias que caracterizam o Complexo de Poços de Caldas.



Figura 12 - Sistemas de fraturamento regional do MAPC.



Fonte: Targa *et al.* (2019).

Geoquimicamente, os litotipos são ricos em potássio quando comparados a fonólitos e nefelina sienitos encontrados em outras regiões (ULBRICH, 1984). A hidrotermalização resultou, ainda, em argilização generalizada e zeolitização das rochas. As rochas alteradas apresentam coloração tipicamente bege, e são chamadas regionalmente como “rochas potássicas” (GARDA, 1990).

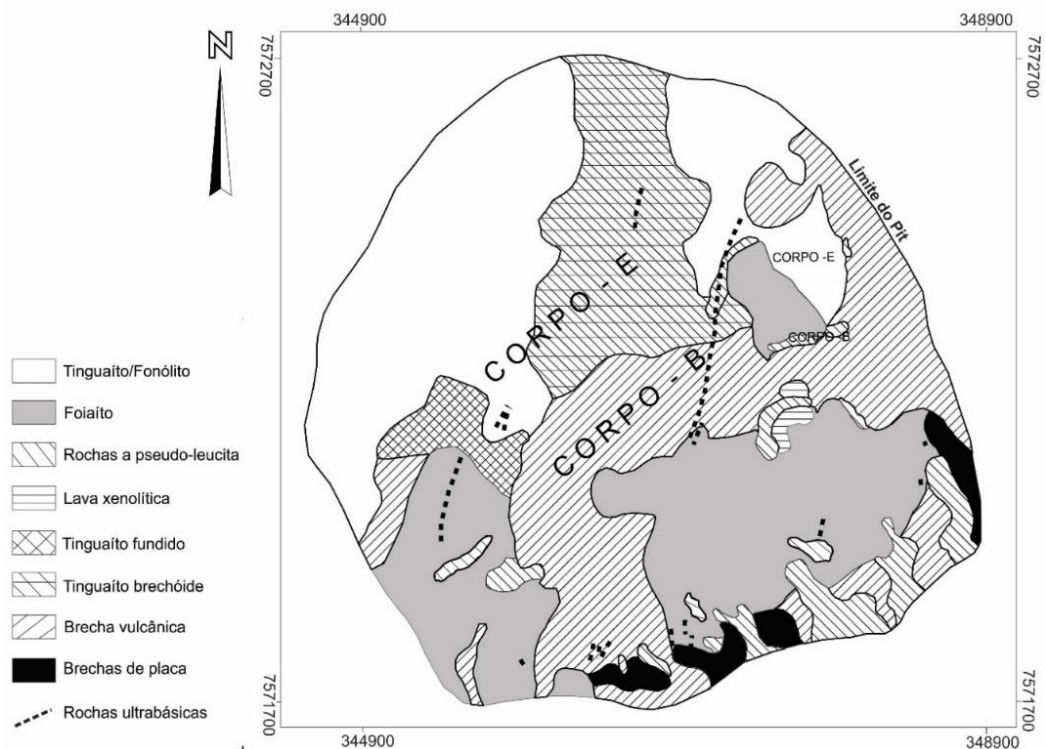
O trabalho de Paradella e Almeida Filho (1976) também apontam que o condicionamento das mineralizações não possui natureza litológica, ligado à rocha potássica, mas estrutural, relacionado às estruturas circulares e falhamentos associados. Segundo os autores, decorrido o processo magmático ou concomitantemente aos seus estágios evolutivos finais, a presença de estruturas circulares internas teria desempenhado papel fundamental no controle das mineralizações. O grande número de falhamentos desenvolvidos no interior e nas

bordas do complexo alcalino teriam criado zonas de fraqueza, através das quais percolaram as soluções mineralizantes.

### 3.8. Geologia local e metalogênese

O arcabouço geológico da Mina Osamu Utsumi é descrito por Magno Júnior (1985), caracterizado por variadas tipologias de rochas da classe dos nefelina sienitos (tinguaítos, fonólitos e foiaítos). Segundo o autor, os litotipos predominantes do local são nefelina sienitos, afetados por processos vulcânicos e hidrotermais que levaram à formação de variedades estruturais, frequentemente encontrados brechados. Suas variedades extrusivas, tinguaítos e fonólitos, por vezes porfiríticos com o feldspato potássico como principal fenocristal, também ocorrem na mina. Outra variedade textural dos nefelina sienitos, os foiaítos, também são encontrados na jazida uranínifera, normalmente como rochas leucocráticas com evidente alteração hidrotermal (Figura 12).

Figura 13 - Esquema geológico da mina Osamu Utsumi.



Fonte: Magno Júnior (1985), adaptado por Casagrande (2019).

O trabalho de Targa *et al.* (2019) apresenta estudos acerca do padrão de fraturamento na cava da mina, e apontam duas zonas preferenciais de fraturas, com atitudes principais de N20E/80NW e N55W/75NE, ou seja, com intersecção quase ortogonal entre si. Também de acordo com os autores, há intensa percolação de água através das fraturas do maciço, com sentido de fluxo preferencial de sudeste para noroeste.

A gênese dos depósitos é associada à intrusão de um corpo sienítico em rochas tinguaiticas e fonólitos (hospedeiras), com processos superimpostos magmáticos de alteração hidrotermal e supérgena ocorridos em fase de reativação vulcânica, que ocasionaram intensa concentração de minérios metálicos (sulfetos), minerais de urânio e molibdênio, além de forte enriquecimento potássico nas rochas da região. Esses processos também resultaram em atividades explosivas que afetaram substancialmente as rochas hospedeiras, o que deu origem a grandes pacotes de brechas de caráter essencialmente vulcânico. Quando comparadas aos sienitos e fonólitos, as brechas são mais enriquecidas em urânio, com altas concentrações em sua matriz (CAPOVILLA, 2001; CIPRIANI, 2002; FRAENKAEL *et al.*, 1985). O estudo de Capovilla (2001) descreve um evento magmático final, marcado pela intrusão de um enxame de diques lamprófiro que cortam todas as litologias presentes na mina.

Processos supergênicos posteriores favoreceram o enriquecimento de urânio secundário e ETR em camada oxidadas, consequência do avanço gradativo da frente de oxidação, o que gerou dois estilos de mineralizações com características físicas e mineralógicas diferentes (CAPOVILLA, 2001; WABER *et al.*, 1992). Entretanto, segundo Schorscher e Shea (1992), apesar da razão Th/U ser relativamente alta, a mineralização de urânio é considerada baixa.

O urânio formado é precipitado sob a forma de  $UO_2$  e  $UO_3$  (GARDA, 1990). A mineralogia principal dos minérios encontrados na jazida é composta por uraninita, pitchblenda, brannerita e monazita, enquanto a assembleia mineralógica de alteração hidrotermal é caracterizada principalmente por feldspato potássico, ilita, caulinita e sericita. Fluorita e pirita também ocorrem de forma disseminada nos litotipos (FRANKLIN, 2007).

Durante as operações da MOU, a mineralização de urânio foi dividida em três corpos distintos, denominados operacionalmente como corpos A, B e E (Figura 14 - BIONDI, 2003; FRANKLIN, 2007; MAGNO JÚNIOR, 1985).

O corpo A, localizado na porção oeste da mina, apresenta teor médio de 700ppm de urânio, e é constituído por brecha vulcânica, composta por fragmentos da rocha encaixante tinguaitica. A matriz apresenta feldspato potássico e sericita como minerais dominantes, provenientes de massas tinguaiticas/fenolíticas, além de expressivas impregnações de pirita,

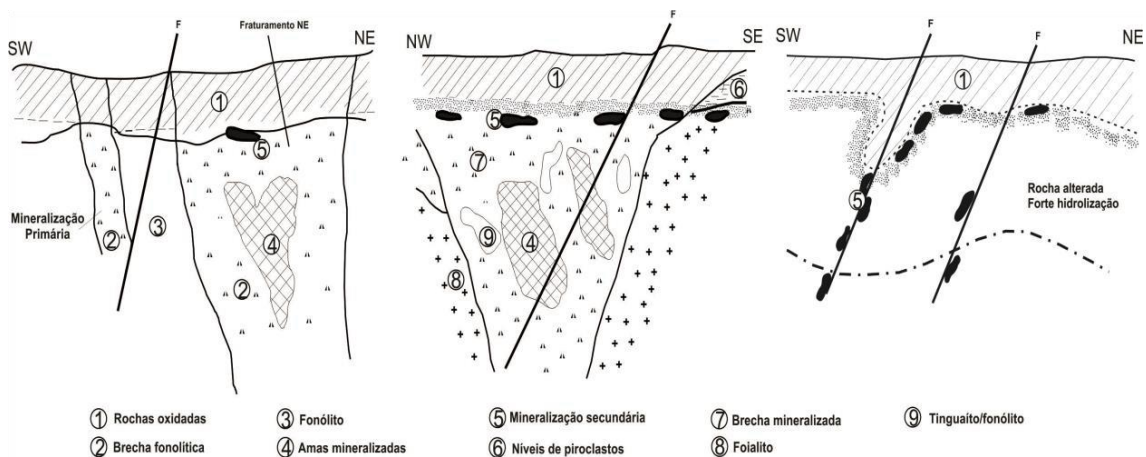


fluorita, minerais de urânio, molibdênio e zircônio (MAGNO JÚNIOR, 1985). Segundo Franklin (2007), a mineralização primária ocorre principalmente dentro e próxima aos “*pipes*” das brechas vulcânicas, enquanto a mineralização secundária é pouco desenvolvida.

O corpo B, com teor médio de 800ppm, é considerado o depósito mais expressivo encontrado na MOU e constitui aproximadamente cerca de 60% da reserva (MAGNO JÚNIOR, 1985). É caracterizado por mineralizações de óxidos negros de urânio associados a fluorita, pirita e minerais de molibdênio. Geneticamente, na parte superior, as mineralizações apresentam caráter secundário, relacionadas à superposição de fenômenos hidrotermais, meteóricos e tectônicos, dispostas de forma subhorizontal. Já na parte inferior, as mineralizações são de caráter primário, de origem hidrotermal, limitadas por intrusão foiaítica (FRANKLIN, 2007).

Por fim, as mineralizações do corpo E também apresentam caráter secundário, com gênese relacionada à superposição de fenômenos hidrotermais, meteóricos e tectônicos, cuja mineralização é distribuída subhorizontalmente. Possui teor médio de 1.200ppm e é constituído por tinguaitos e fonólitos extremamente brechados e alterados pelo hidrotermalismo (FRANKLIN, 2007; MAGNO JÚNIOR, 1985).

**Figura 14 - Seções esquemáticas dos corpos mineralizados A, B e E, respectivamente.**



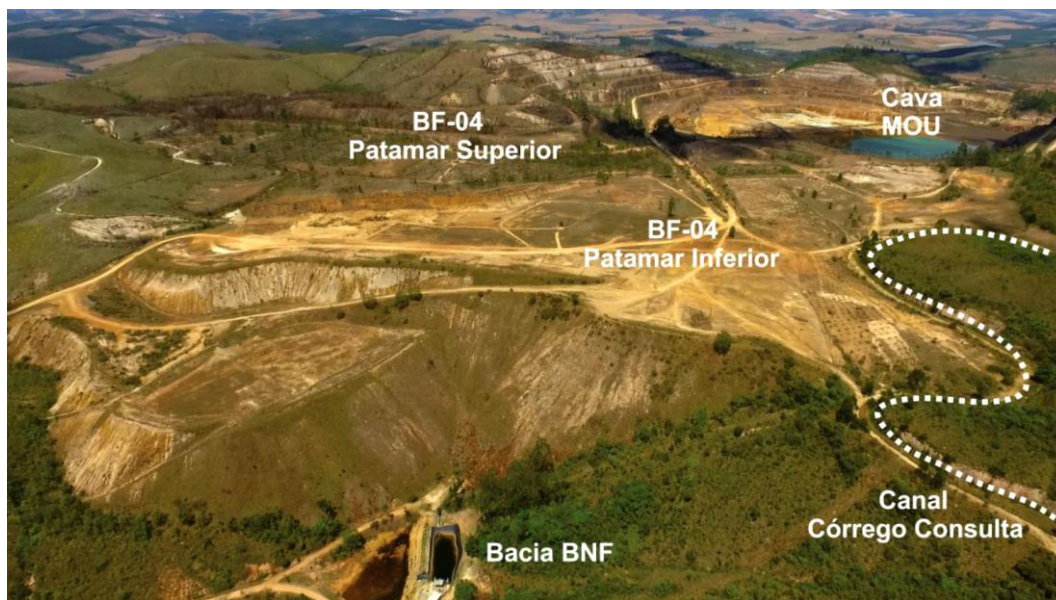
Fonte: Magno Júnior (1985), adaptado por Casagrande (2019).

### 3.9. Bota-fora 04 e Bacia de captação BNF

A pilha de rejeito BF-04, localizada na porção norte da Mina Osamu Utsumi, em área adjacente à cava da referida mina, ocupa uma área de 56,9 ha e contém 12,4 milhões de m<sup>3</sup> de

material estéril, disposto em dois patamares, superior e inferior (Figura 15). Possui cerca de 90 m de talude, com inclinação de 70° (CIPRIANI, 2002).

**Figura 15 - Visão geral da pilha BF-04 da mina Osamu Utsumi. Na porção direita, está ressaltado o canal de desvio do Córrego da Consulta.**



Fonte: Casagrande (2019)

O material utilizado na construção da pilha é proveniente da decapagem e da exploração do corpo de minério B (CIPRIANI, 2002), cuja litologia é composta por brecha vulcânica e fonólito (FRANKLIN, 2007; MAGNO JÚNIOR, 1985; PELISAM, 2020). De acordo com o estudo de Alberti (2017), o material proveniente da decapagem foi depositado no patamar superior da pilha, ao passo que os rejeitos relacionados à triagem do corpo B foram dispostos no patamar inferior do bota-fora.

As análises mineralógicas do BF-04, realizadas por Pelisam (2020) através do método de difratometria de raios-X de pó total, indicam que os componentes majoritários das brechas vulcânicas são feldspatos alcalinos (microclínio/ortoclásio) e filossilicatos potássicos (ilita/sericita), cujas quantidades somadas superam 80% da mineralogia total da rocha. Secundariamente, foram identificados minerais acessórios, como albita e nefelina. A pirita, mineral associado ao processo de geração de DAM, foi detectada em pequena quantidade, cerca de 1,1% do total da rocha, valor divergente do apresentado em Araújo e Souza (1996), que considerava 0,2%. O mineral é de granulometria fina, menor que 100 µm, o que confere reatividade química intermediária ao mesmo (ARAÚJO E SOUZA, 1996; PELISAM, 2020). Leite (2010) também aponta a caulinita, muscovita e gibbsita como componentes majoritários

do bota-fora. Ademais, nas rochas expostas às intempéries, é visível o processo de laterização, evidenciado pela coloração amarelada a avermelhada (Figura 16).

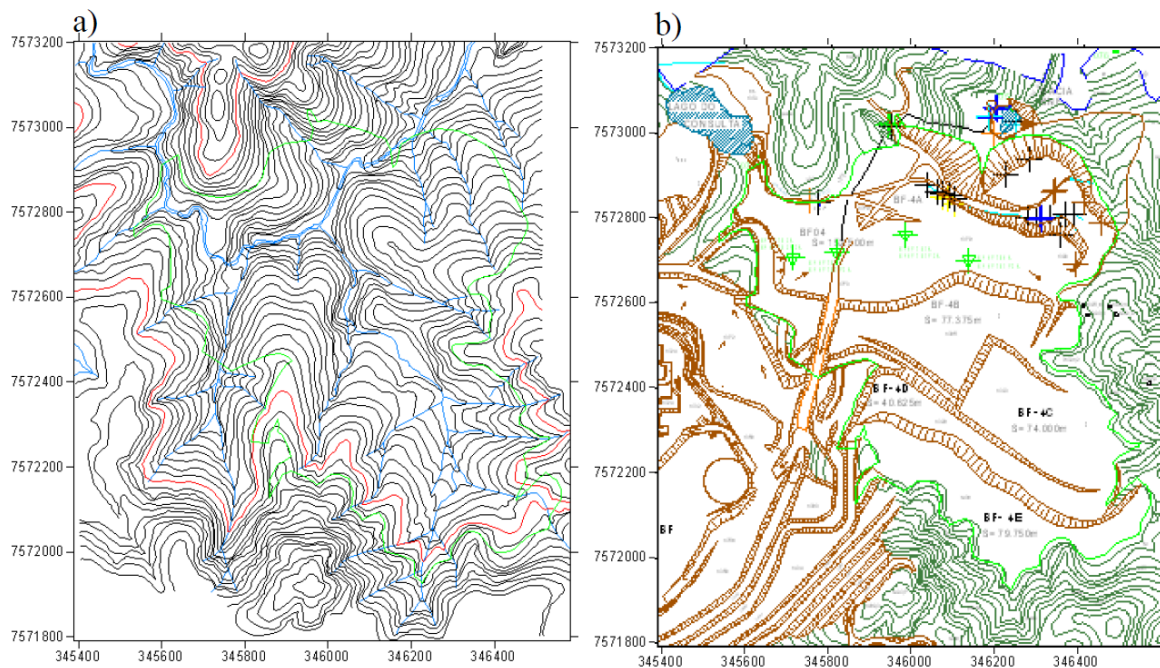
**Figura 16 - Detalhe de blocos rochosos oxidados encontrados no BF-04.**



Fonte: Casagrande (2019)

Os estéreis foram dispostos à céu aberto, através do preenchimento do antigo vale do Córrego da Consulta, cujo leito foi desviado para a lateral do BF-04 com o intuito de canalizar as águas para jusante da pilha (Figura 17; CIPRIANI, 2002). No entanto, o trabalho de Nascimento (2022) indica infiltrações do Córrego para o interior do BF-04.

**Figura 17 - Mapa topográfico do vale da Consulta antes (a) e depois (b) da construção do BF-04.**



Fonte: Franklin (2007).



Outra medida de preparação do terreno antes da deposição dos materiais consistiu na instalação de drenos profundos no fundo do referido vale, constituídos de matações de rochas estéreis recobertos com material de granulometria fina, com o objetivo de dificultar a infiltração de água para o interior das pilhas (FRANKLIN, 2007; URÂNIO DO BRASIL, 1988).

Adicionalmente, após a deposição dos estéreis, uma camada de 20 a 30 cm de espessura de argila compactada foi depositada sobre a superfície do BF-04 para evitar (ou reduzir ao máximo) a infiltração e conseqüente percolação de águas pluviais no interior do bota-fora (WIKMANN, 1998).

A construção da pilha foi efetuada pelo método descendente ou de “avanço de ponta de aterro” que consiste da deposição do material estéril proveniente da lavra diretamente sobre a crista da face do depósito, a partir do descarregamento de caminhões, sem o controle e compactação dos estéreis lançados (Figura 18; FRANKLIN, 2007; NUNES, 2014). Às vistas disso, a variação granulométrica é extremamente alta no interior do bota-fora, cuja segregação ocorre, sobretudo, devido à ação gravitacional, que promove a seleção das partículas, de modo que o material mais fino é concentrado no topo da pilha e partículas mais grosseiras são comumente dispostas na base (IPT, 1984; FRANKLIN, 2007).

**Figura 18 - Desenho esquemático da construção por ponta de aterro.**

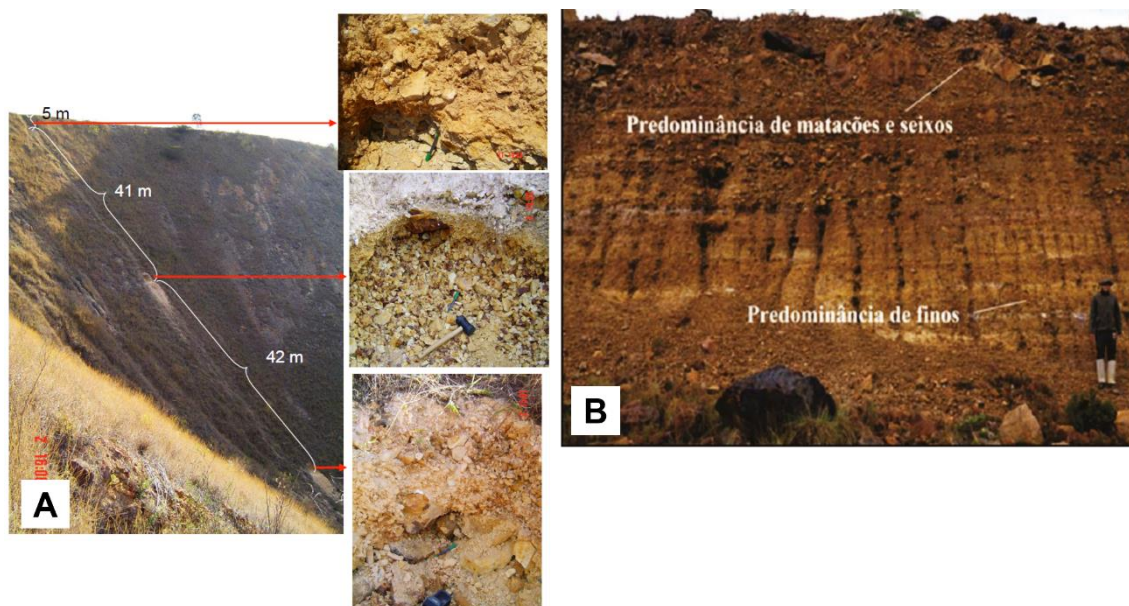


Fonte: Nunes (2014).

O trabalho de Franklin (2007) divide o BF-04 em três zonas com agrupamentos granulométricos distintos, de acordo com amostragens realizadas (Figura 19A). A primeira zona é referente à porção superior da pilha, e apresenta material fino associado; a segunda zona, relacionada à porção intermediária do bota-fora, possui distribuição granulométrica heterogênea, com fragmentos rochosos entre 3 a 15 cm de diâmetro; a terceira zona compreende a base da pilha, caracterizada por material grosseiro. O estudo de Casagrande (2019) também

inclui a existência de níveis de blocos de matacões nas porções mais elevadas do BF-04 (Figura 19B). Esse tipo de configuração favorece a formação de caminhos de fluxos preferenciais de água subterrânea no interior da pilha de rejeito, devido à anisotropia das características físicas do bota-fora derivada da ampla variação granulométrica presente.

**Figura 19- (A) - Segregação granulométrica observada ao longo do talude do BF-04; (B) Indicação de matacões na porção superior da pilha de rejeito.**



Fonte: (A) Franklin (2007); (B) Casagrande (2019).

Uma bacia de captação, denominada Bacia Nestor Figueiredo (BNF) ou Bacia D5, foi instalada na base do BF-04, em 1989, para contenção dos efluentes ácidos gerados no interior da pilha (Figuras 20A e 20B; CIPRIANI, 2002).

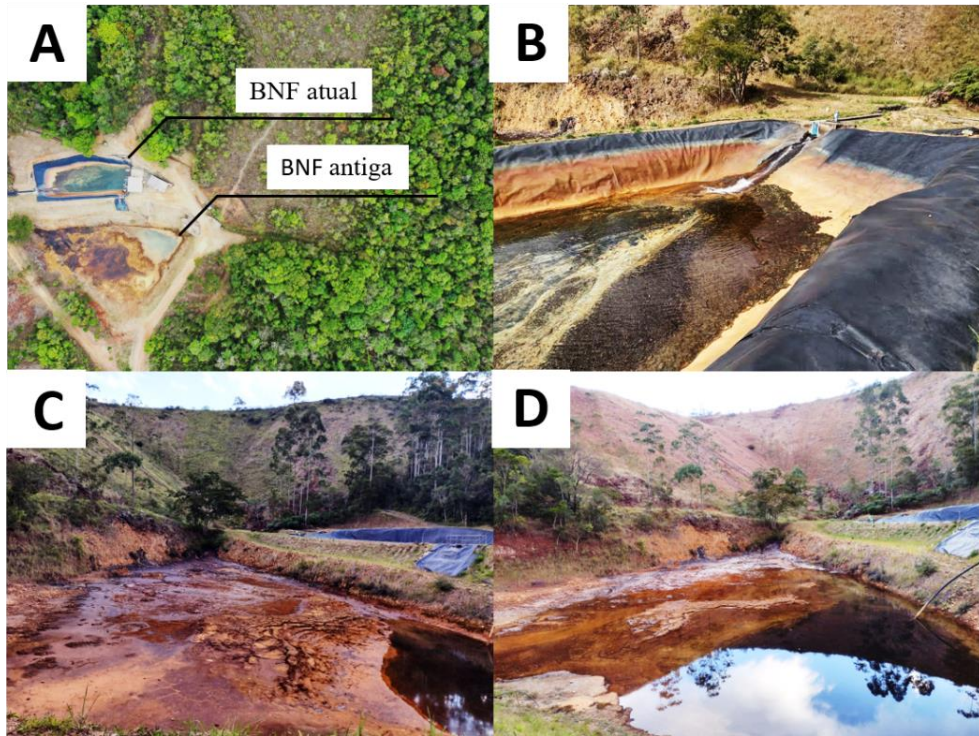
Embora inicialmente não apresentasse impermeabilização, posteriormente foi construída uma nova bacia com manta impermeável, deslocada para a lateral da antiga lagoa, a fim de conter a infiltração das águas ácidas para o solo e aquífero. No entanto, ainda há o acúmulo de água na antiga bacia, que apresenta contribuições provenientes do BF-04 por meio de fraturas e águas pluviais (Figuras 20C e 20D).

Na base do talude principal do BF-04, a água subterrânea afetada pelo processo de DAM aflora em meio a matacões e é canalizada até a bacia BNF por meio de um canal impermeabilizado com manta (Figuras 21A e 21B).

A unidade conta com dois conjuntos de motos-bombas centrífugas, que executam o bombeamento da água retida no barramento para a cava da mina por meio de encanamentos,

onde essas águas são misturadas às águas drenadas pela cava (Figuras 21C e 21D, FRANKLIN, 2007).

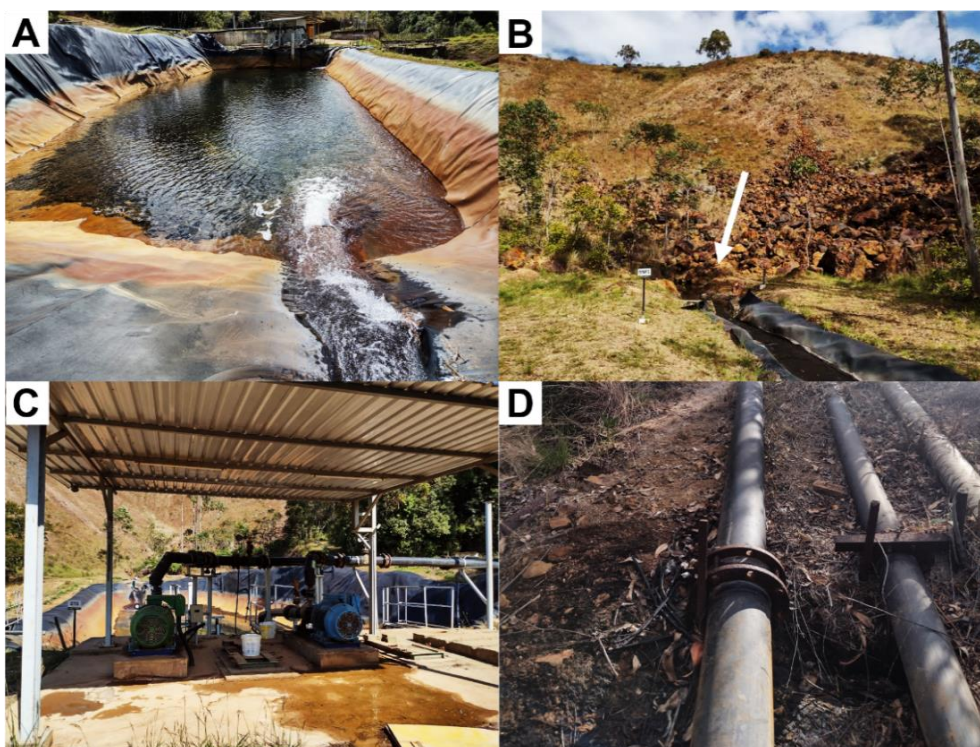
**Figura 20 - (A) - Vista aérea das bacias de captação de água antiga e atual; (B) Bacia de captação de água atual, com manta impermeabilizante; (C e D) Acúmulo de água na antiga BNF.**



Fonte: Acervo próprio.



Figura 21 - (A) Bacia BNF; (B) Água subterrânea aflorante em meio a matações na base do BF-04; (C) Moto-bombas centrífugas; (D) Encanamento que transporta as águas ácidas do reservatório BNF para a cava da mina.



Fonte: Acervo próprio

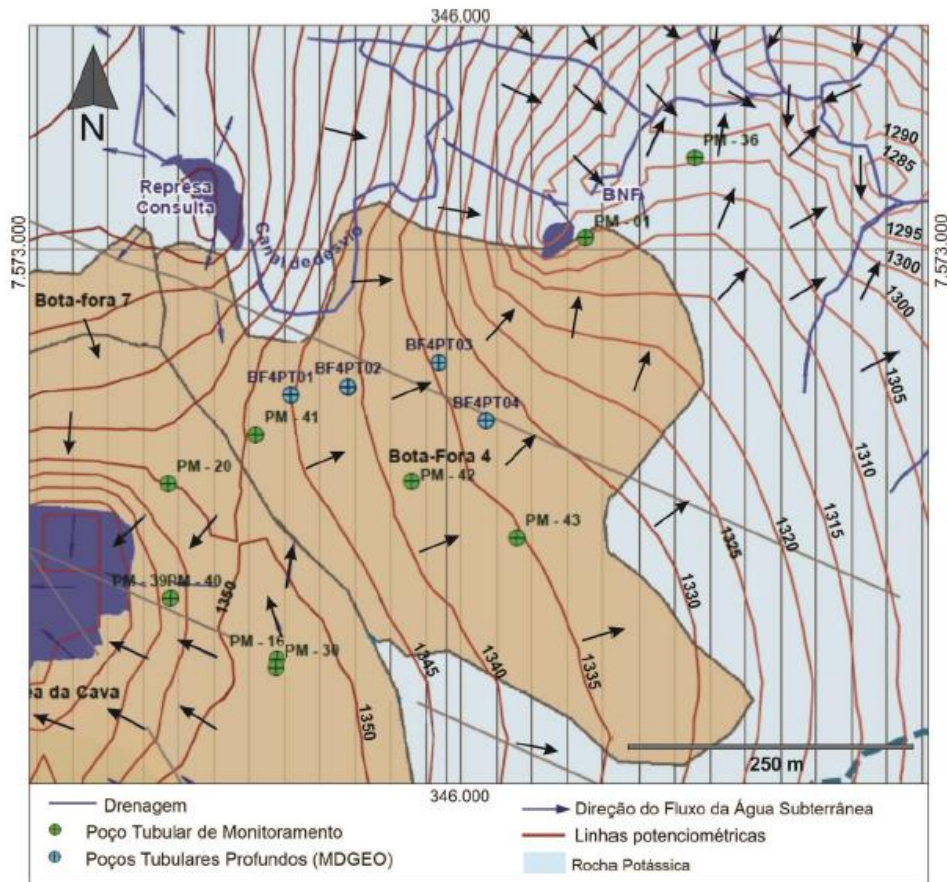
Posteriormente, os efluentes armazenados na cava são bombeados para a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), na qual é feita a adição de cal hidratada para que sejam efetuadas as correções necessárias de pH e precipitação e remoção de metais pesados e radionuclídeos (CIPRIANI, 2002).

É estimado que 2.500.000 m<sup>3</sup> de água sejam tratados ao ano, com consumo de 3.500 t /ano de cal hidratada, além da geração de cerca de 20 toneladas de U<sub>3</sub>O<sub>8</sub> na forma de Diuranato de Cálcio, resultantes do tratamento das águas ácidas (CUNHA *et al.*, 2015).

### 3.9.1. Comportamento hidrológico e hidroquímica do Bota-fora 04

O mapa potenciométrico da região de estudo, gerado a partir da rede de poços de monitoramento, indica que as águas provenientes na pilha de rejeito BF-04 possuem sentido de fluxo para nordeste, em direção à bacia de captação BNF, em concordância com a topografia natural do terreno (Figura 22).

Figura 22 - Mapa potenciométrico da região da pilha de rejeito BF-04.

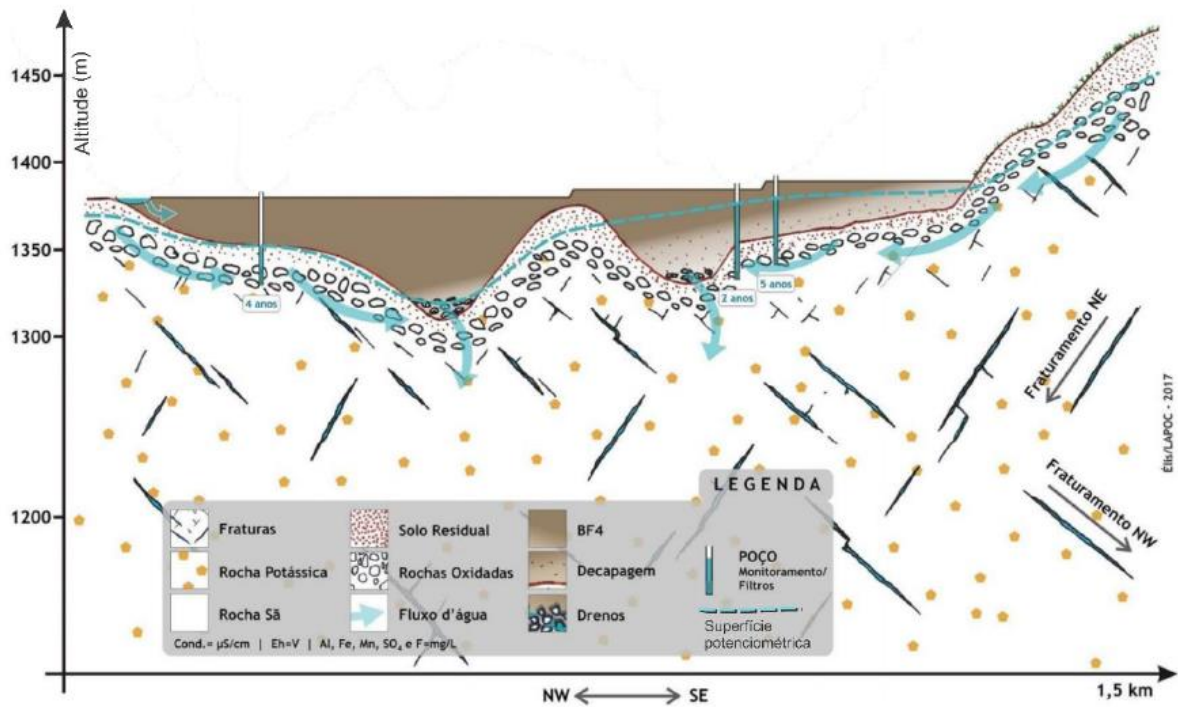


Fonte: INB.

O modelo hidrológico de Alberti (2017) indica que a água subterrânea local acompanha a topografia original da região de estudo e considera o limite do bota-fora com o Córrego da Consulta como zona de infiltração de água para o interior da pilha, uma vez que não houve devida impermeabilização do canal artificial, fato corroborado pelo estudo de Nascimento (2022) (Figura 23).



Figura 23 - Esquema do sistema hidrológico do tipo misto presente na Mina Osamu Utsumi. O material constituinte do BF-04 funciona como um aquífero poroso natural sobreposto ao embasamento cristalino da região (aquífero fraturado).



Fonte: Adaptado de Alberti (2017).

O trabalho de Franklin (2007) faz considerações acerca do comportamento hidráulico do bota-fora 04. Segundo a autora, a condutividade hidráulica saturada medida para o topo da pilha de rejeito e região do talude (aproximadamente 5 metros abaixo do topo) apresenta valores da ordem de  $2,06 \times 10^{-4}$  a  $1,04 \times 10^{-3}$  cm/s e  $9,05 \times 10^{-4}$  cm/s, respectivamente. Entretanto, a concentração de material grosseiro na porção inferior do BF-04 faz com que condutividade hidráulica nessa região seja maior, o que condiciona o fluxo d'água no interior da pilha.

Em relação à porosidade do BF-04, os valores médios correspondem a 45%, e são cerca de 20% mais elevados na região talude em relação ao topo da pilha (FRANKLIN, 2007).

O modelo de fluxo do BF-04, proposto por Guerzoni *et al.* (2014), baseado nos piezômetros presentes na pilha de rejeito, também considera que os níveis d'água acompanham a geometria do bota-fora, e indica que grande parte da pilha está contida na zona vadosa. O saprólito está majoritariamente inserido em condições saturadas, em concordância com o modelo proposto por Alberti (2017). A zona de dreno possui condutividade hidráulica bem maior que a zona saprolítica, o que constitui caminhos preferenciais e estanca parcialmente a água em porções do saprólito, como observado no trabalho de Franklin (2007).

Às vistas do acima exposto, é pressuposto que o declive da base da pilha condicione o fluxo subterrâneo em direção à bacia de captação BNF, com a geração de caminhos preferenciais de fluxo de água subterrânea.

Os trabalhos de Alberti (2017) e Franklin (2007) apresentam considerações a respeito da hidroquímica do BF-04, e corroboram a ideia de que algumas áreas do bota-fora são mais susceptíveis à formação de DAM do que outras, em virtude da heterogeneidade da pilha de rejeito. O piezômetro PZ-03, localizado no patamar inferior do BF-04, apresentou valores de pH iguais a 3,5 e alta concentração de sulfato (22.000 mg/L), características que correspondem a um ambiente impactado pela DAM, enquanto o piezômetro PZ-04, topograficamente localizado um pouco mais acima que o PZ-03, indicou valores de pH da ordem de 6,2 e baixa concentração de sulfato (16,4 mg/L), que indicam águas próximas à neutralidade.

O trabalho de Guerzoni *et al.* (2014) também traz análises acerca dos valores de pH presentes no BF-04, e aponta que distribuição de pH dentro da pilha varia de valores próximos a 3,3 no topo do depósito a valores próximos de 2,6, nas porções mais interiores da pilha. Na zona saturada, o pH é ligeiramente mais elevado, aproximadamente 3,4.

## 4. CONCEITOS FUNDAMENTAIS

### 4.1. Drenagem ácida de mina

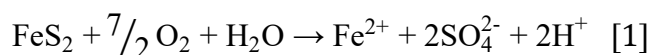
A geração de drenagem ácida de rocha (DAR) é considerada um processo natural, ocasionado pela oxidação de sulfetos devido à interação desses minerais com oxigênio atmosférico e água (FARFÁN *et al.*, 2004; NORDSTROM; ALPERS, 1999; USEPA, 1994).

Entretanto, a implantação de empreendimentos mineiros amplifica e acelera esse processo, uma vez que envolve movimentação de grande quantidade de massa. As atividades de decapeamento, escavação, desmonte e disposição de rochas, comuns na mineração, alteram a permeabilidade do maciço, o que favorece a percolação de água no meio e aumenta a área superficial e exposição do material reativo ao oxigênio, antes inserido em contexto redutor. Diante do exposto, a mineração que envolve minerais sulfetados, é tida como agente propulsor do processo de geração de drenagem ácida, conhecida nesse contexto, como drenagem ácida de mina (DAM) (AKCIL; KOLDAS, 2006; INAP, 2014; USEPA, 1994;).

A DAM pode ser originada tanto em minas à céu aberto quanto em minas subterrâneas, a partir do escoamento e infiltração de águas superficiais em pilhas de estéreis e rejeitos de mineração, bem como na cava da mina, devido à presença de minério residual, e é considerada o principal passivo ambiental enfrentado pela indústria mineira atualmente (EGIEBOR; ONI, 2007; PEPPAS *et al.*, 2000). É caracterizada por baixos valores de pH, devido à formação de ácido sulfúrico, e apresenta elevadas concentrações de íons dissolvidos, uma vez que seus efluentes promovem a dissolução de metais pesados presentes nas matrizes rochosas (AKCIL; KOLDAS, 2006).

A formação da DAM é um processo complexo, que envolve reações químicas, biológicas e eletroquímicas, que variam de acordo com as condições ambientais, geológicas e climáticas específicas (NORDSTROM; ALPERS, 1999). A pirita (FeS<sub>2</sub>) é comumente o mineral causador de drenagens ácidas devido a sua abundância na crosta terrestre e alta capacidade de oxidação (BLOWES, 1997; FRANKLIN, 2007).

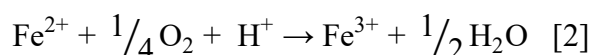
O trabalho de Akcil e Koldas (2006) elucida as principais reações químicas responsáveis pela oxidação da pirita e formação de ácido sulfúrico (Equação 1):



Nesta etapa, o enxofre é oxidado e ocorre a liberação dos íons hidrogênio e sulfato (USEPA, 2014). Segundo o trabalho de Nordstrom e Alpers (1999), o ferro é facilmente lixiviado da pirita, mas tende a permanecer no estado ferroso em presença de soluções ácidas. A velocidade da reação depende essencialmente da superfície do mineral exposta ao oxigênio, bem como da disponibilidade de oxigênio e água e temperatura (SINGER; STUMM, 1970).

Segundo o estudo de Akcil e Koldas (2006), os produtos resultantes da reação promovem o aumento do total de sólidos dissolvidos e da acidez da água, o que induz a geração de efluentes com baixos valores de pH. A presença de sulfato nas drenagens é considerada um forte indício da ocorrência do processo de geração de DAM (SIMATE; NDLOVU, 2014).

De acordo com estes autores, em condições suficientemente oxidantes, dependentes da concentração de oxigênio, com pH e atividade bacteriana apropriados, a próxima etapa de reação química poderá ser estabelecida, a qual consiste na oxidação do ferro ferroso liberado na Equação 1 a ferro férrico, de acordo com a Equação 2:



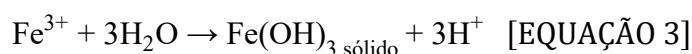
Caso a disponibilidade de oxigênio seja insuficiente, a reação não ocorrerá até que o pH atinja valores próximos de 8,5 (SIMATE; NDLOVU, 2014). A referida equação é considerada por Singer e Stumm (1970) e Skousen *et al.* (1998) como limitante do processo de oxidação da pirita, uma vez que a conversão do ferro ferroso em ferro férrico ocorre lentamente em condições abióticas, além de dependente do pH.

O processo de geração de DAM é atrelado à atividade dos microrganismos neutrófilos *Thiobacillus thioparus* e dos acidófilos *Acidiphilium acidophilum*, *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* e *Lepstospirillum ferrooxidans*, que catalisam o processo de oxidação do  $\text{Fe}^{2+}$  e aceleraram a taxa de produção do íon férrico em até 2 a 3 ordens de magnitude (KELLY; WOOD, 2000; LEDUC *et al.*, 2001; NORDSTROM; ALPERS, 1999). As bactérias fornecem caminhos de reação bioquimicamente induzidos para o processo de oxidação, que demandam menores quantidades de energia (ZDUN, 2001).

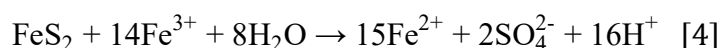
As *Acidithiobacillus Ferrooxidans* são relatadas na literatura como as mais frequentes em sistemas ácidos, com pico de atividade em temperaturas que variam entre 5 e 40 °C e em condições de pH menores que 3,2 (AKCIL; KOLDAS, 2006; EVANGELOU, 1995). O trabalho de Kleinmann *et al.* (1981) aponta que o pH da drenagem gerada pode chegar a valores em torno de 2,5.

Entretanto, o estudo de Batista (2009), desenvolvido na mina da Pirita, na região de Ouro Preto (MG), aponta a presença das bactérias *Burkholderia* e *At. thiooxidans* e ausência das bactérias *At. ferrooxidans* nas amostras de DAM analisadas, o que evidencia que a diversidade de microrganismos nesses sistemas é bastante ampla e depende das características do meio.

Em condições nas quais o pH varia de 2,3 a 3,5, o  $\text{Fe}^{3+}$  é precipitado na forma de hidróxido de ferro e jarosita (sulfato hidratado de ferro e potássio), que leva à redução da concentração do íon na solução ao mesmo tempo em que ocorre a diminuição dos valores de pH (AKCIL; KOLDAS, 2006). A reação é representada pela Equação 3:



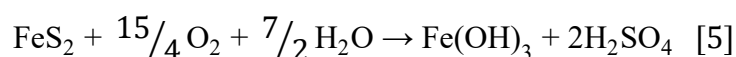
A continuidade da reação é definida pela oxidação da pirita residual existente a partir de ocasionais  $\text{Fe}^{3+}$  gerados na Equação 2 e que não foram precipitados na etapa da Equação 3 (AKCIL; KOLDAS, 2006), conforme a Equação 4:



Em ambientes em que o pH é menor do que 2, o hidróxido de ferro não é estável e, portanto, o íon férrico permanece em solução (DOLD, 2010). Em suma, o  $\text{Fe}^{3+}$  passa a ser o principal agente oxidante da pirita residual disponível no sistema, além de permitir a liberação de  $\text{H}^+$ , o que reduz ainda mais o pH do meio (SINGER; STUMM, 1970).

Segundo Moses *et al.* (1987), o íon férrico é considerado um agente oxidante mais potente que o oxigênio mesmo em circunstâncias de pH neutro, em oposição a outros trabalhos (como FRANKLIN, 2007; SINGER; STUMM, 1970), que consideravam essa capacidade do  $\text{Fe}^{3+}$  apenas em condições ácidas.

A Equação 5 representa a reação geral da oxidação da pirita (oxidação direta) e é dada a partir da soma das equações [1]-[3], cuja fórmula é apresentada a seguir:



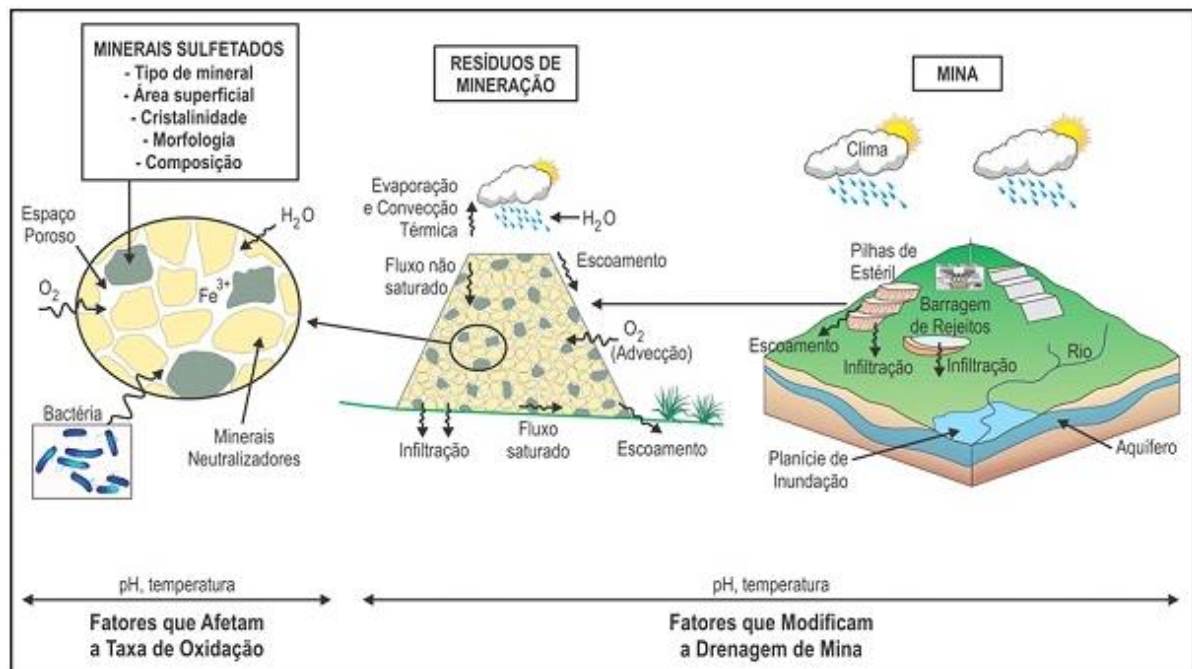
A combinação das equações [2] e [4] forma um processo cíclico rápido, que produz grandes quantidades de ácidos associados à liberação de metais pesados em solução, como chumbo, cobre, níquel, zinco ou prata, a depender da composição do material drenado. Nesse

estágio, a geração de DAM atinge um nível alarmante no que concerne à perspectiva ambiental (EGIEBOR; ONI, 2007).

Apesar da composição das drenagens ácidas ser variável, os efluentes gerados muitas vezes excedem os padrões ambientais regulatórios para metais e acidez em várias ordens de grandeza (ERRINGTON; FERGUSON, 1987).

Caso não seja contida, a DAM pode migrar através de diferentes caminhos de fluxo, como escoamento direto para águas superficiais, percolação através de caminhos subsuperficiais permeáveis rasos (por exemplo, aquíferos porosos) ou infiltração em leitos rochosos (MOLSON *et al.*, 2012). O carreamento dos elementos tóxicos relacionados ao processo de geração da drenagem ácida contamina e acidifica as águas subterrâneas e os cursos de água locais, com prejuízo à saúde de plantas, animais selvagens e peixes (EGIEBOR; ONI, 2007). No caso de uma mina de urânio, a mobilização de elementos radioativos pode ser extremamente danosa para a qualidade da água subterrânea local. A Figura 24 ilustra o processo de geração da DAM e os riscos associados.

**Figura 24 - Processo de geração de drenagem ácida de mina.**



Fonte: modificado de INAP (2009).

Uma vez iniciada, a DAM é um processo difícil de ser contido, e que pode perdurar por décadas ou séculos, mesmo após cessadas as atividades de mineração (INAP, 2014). Esse cenário é particularmente danoso em minas em fase de descomissionamento, a exemplo do que ocorre na Mina Osamu Utsumi, uma vez que a resolução de impactos ambientais é imprescindível para o fechamento do empreendimento mineiro.

Às vistas disso, várias técnicas de remediação foram consideradas ao longo dos anos para o tratamento e controle da DAM. Enquanto alguns desses métodos são direcionados para o tratamento da drenagem resultante, conhecidos como controle de migração e divididos em ativos e passivos, outros são destinados à prevenção da geração da DAM acerca de sua origem, os chamados tratamentos *in situ* (EGIEBOR; ONI, 2007; INAP, 2014; JOHNSON; HALLBERG, 2005).

Em termos gerais, os métodos ativos mais adotados consistem na adição contínua de materiais alcalinos (como hidróxido de cálcio – comumente chamado de cal hidratada) para neutralizar os efluentes gerados e promover a precipitação dos metais e metaloides dissolvidos, além de abordagens que envolvem o emprego de biorreatores, técnicas de adsorção, troca iônica e osmose reversa (JOHNSON; HALLBERG, 2005; LI *et al.*, 2018; LUCAS *et al.*, 2021).

Entretanto, embora os sistemas de coleta e tratamento de efluentes em minas ativas e inativas, quando bem operados e mantidos, possam ser suficientes para evitar os impactos ambientais causados pela DAM, são considerados métodos ineficientes quanto à prevenção da geração de ácido (FILION *et al.*, 1990). Além disso, os custos associados à manutenção dos equipamentos e mão de obra são exorbitantes. Outro problema atrelado a esses sistemas consiste na eliminação dos rejeitos gerados a partir da neutralização química da DAM, que também possuem o potencial de contaminação de solo e água subterrânea (EGIEBOR; ONI, 2007).

As metodologias *in situ* são apontadas como alternativas mais promissoras, uma vez que são soluções permanentes para o problema da geração de DAM e requerem baixa manutenção após o fechamento da mina. Em sua maioria, envolvem a remoção do oxigênio e/ou da água antes que ocorra a interação desses elementos com as zonas sulfetadas (AKCIL; KOLDAS, 2006; EGIEBOR; ONI, 2007). No entanto, grande parte das técnicas aplicadas não apresentaram resultados bem-sucedidos a longo prazo, pois são direcionadas a eliminar apenas uma das vias de reação disponíveis para a formação da drenagem ácida (EGIEBOR; ONI, 2007).

Apesar da vasta gama de estudos desenvolvidos acerca do tratamento e controle da DAM, não existe atualmente nenhuma tecnologia que seja totalmente eficaz para a remediação do passivo (EGIEBOR; ONI, 2007; IGHALO *et al.*, 2022; LI, 2018; SIMATE; NDLOVU, 2014). Os trabalhos de Ighalo *et al.* (2022) e Simate e Ndlovu (2014) apontam que seria necessária a implementação integrada de uma série de métodos e processos existentes para a obtenção de resultados satisfatórios, além da urgente necessidade de pesquisa e elaboração de novas tecnologias aliadas à erradicação da drenagem ácida de mina.

Às vistas disso, enquanto houver limitações para esses processos de tratamento, a remediação da DAM não é totalmente garantida e, portanto, técnicas preventivas devem ser implementadas nas fases iniciais dos projetos de empreendimentos mineiros para impedir a ocorrência da formação de DAM (IGHALO *et al.*, 2022; INAP, 2014).

#### **4.2. Aquífero fraturado**

Aquífero é definido como uma unidade geológica saturada, com permeabilidade e porosidade suficientes para armazenar e transmitir quantidades significativas de água sob gradientes hidráulicos naturais (CLEARY, 2007).

Os aquíferos fraturados são caracterizados por apresentarem porosidade e permeabilidade primárias baixas, com valores de carga hidráulica que variam da ordem de  $10^{-9}$  a  $10^{-4}$  m/s (SINGHAL; GUPTA, 2010). Constituem sistemas complexos, marcados por forte anisotropia e heterogeneidade (FEITOSA *et al.*, 2008), a depender da escala de trabalho adotada (CUSTÓDIO; LLAMAS, 1996).

As principais zonas transmissoras de água nesses sistemas consistem em estruturas secundárias de caráter tectônico ou antrópico, como juntas ou fraturas (FERNANDES, 2007; Figura 25). O estudo de Lassachagne *et al.* (2001) também aponta processos intempéricos como agentes promotores de porosidade secundária nas rochas cristalinas, a partir da formação de mantos de alteração e dissolução de minerais presentes nas matrizes rochosas. O fluxo de água subterrânea nesses ambientes é atrelado à densidade, conectividade e abertura das fraturas (DOMENICO; SCHWARTZ, 1990). A velocidade do fluxo é associada à abertura e rugosidade dessas estruturas (COOK, 2003).

Do ponto de vista socioeconômico, os aquíferos fraturados representam uma valiosa fonte de água doce em muitos lugares do mundo. Entretanto, as atividades antrópicas podem acarretar impactos na qualidade das águas subterrâneas (LEVISON; NOVAKOWSKI, 2008).

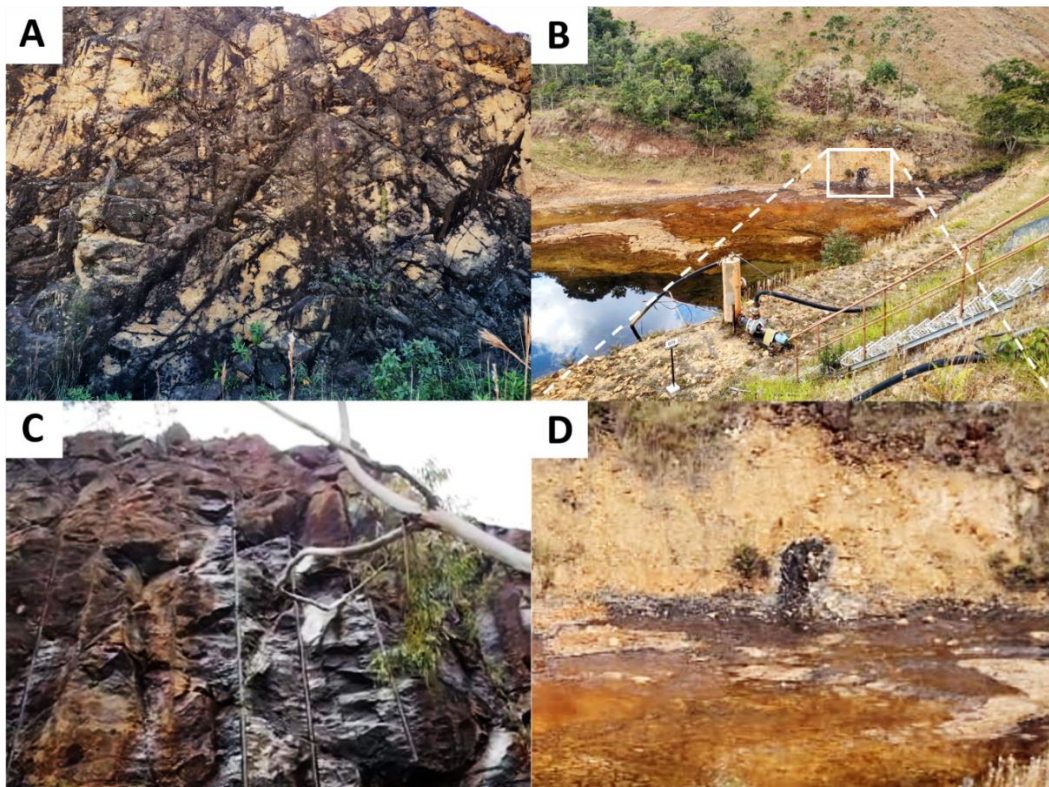


A avaliação e monitoramento do transporte de contaminantes são tarefas desafiadoras nesse tipo de sistema diante da complexidade desses ambientes, derivada de incertezas quanto à geometria da rede de fraturas. A distribuição de fluxo nos aquíferos fraturados também é difícil de ser estimada, uma vez que somente parte das fraturas são condutivas (DAY-LEWIS *et al.*, 2017; NEUMAN, 2005; MOLSON *et al.*, 2012).

Segundo o trabalho de Cook (2003), grande parte da água contida nesses aquíferos é armazenada na matriz da rocha. À medida que a contaminação é mobilizada através de fraturas, ocorre a difusão dos contaminantes para a água relativamente imóvel presente na matriz. Esse processo retarda o avanço da pluma de contaminação e aumenta substancialmente a dificuldade de remediação do aquífero (COOK, 2003; MUTCH *et al.*, 1993).

As reações água-rocha também podem alterar a porosidade das fraturas e da matriz rochosa devido à dissolução de minerais primários e formação de fases secundárias, que promovem mudanças na permeabilidade e afetam o regime de fluxo das águas subterrâneas, através de um sistema de fluxo auto-vedante ou da formação de fluxos preferenciais por meio de canais com maiores permeabilidades (MACQUARRIE; MAYER, 2005).

**Figura 25 - (A) - Fraturas não condutivas existentes na cava da Mina Osamu Utsumi; (B) Percolação de água em fratura condutiva existente na antiga BNF; (C) Surgência em fratura condutiva na cava da Mina Osamu Utsumi; (D) Detalhe de surgência na antiga BNF devido à presença de fraturas condutivas.**



Fonte: Elaboração própria.

De acordo com modelos matemáticos desenvolvidos para avaliar o impacto potencial desses fenômenos na restauração da qualidade da água, a recuperação de aquíferos fraturados demandam em muitos casos, décadas ou até mesmo séculos, a depender da porosidade da matriz rochosa, do espaçamento das fraturas, da identidade química dos contaminantes e do tempo decorrido desde a contaminação (MUTCH *et al.*, 1993).

Até o momento, estudos acerca do comportamento e interação hidrogeoquímica da drenagem ácida de mina em aquíferos fraturados são escassos. No entanto, o trabalho de Molson *et al.* (2012) apresenta uma abordagem numérica que simula o transporte e evolução geoquímica da DAM a partir da infiltração dos efluentes oriundos de uma pilha de rejeitos para o aquífero fraturado sotoposto.

Segundo os autores, à medida que a drenagem ácida infiltra nas redes de fraturas inicialmente não contaminadas, gradientes de concentração são estabelecidos ao longo da interface do contato da matriz rochosa-fratura, o que induz a difusão e conseqüente precipitação de minerais secundários (como gipsita e ferridrita). Ainda de acordo com os mesmos autores, apesar das plumas de contaminação seguirem caminhos preferenciais pela rede de fraturas, também ocorre dispersão em grande escala. O transporte dos componentes aquosos é controlado por advecção nas fraturas, enquanto, na matriz, a difusão é predominante.

## 5.MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1.Justificativas para seleção do método da Eletrorresistividade

O emprego de geofísica, principalmente métodos Geoelétricos em estudos ambientais, tem sido bastante difundido nas últimas décadas. As vantagens das técnicas geofísicas sobre monitoramento convencional de águas subterrâneas são a sua relativa facilidade de aquisição de dados e alta densidade amostral, o que possibilita investigações de grandes áreas de maneira indireta, com rapidez e a custos baixos (BENSON, 1997; CARPENTER, 1990; DEVOS *et al.*, 1997; PATERSON; STANTON-GRAY, 1995).

No caso do estudo de um quadro de contaminação em sistemas aquíferos fraturados, as técnicas geofísicas possibilitam a definição de zonas ou caminhos preferenciais de fluxos, frequentemente desconsiderados pelos métodos convencionais (GANDOLFO, 2007; PATERSON, 1995).

Essas técnicas são baseadas na caracterização de contrastes de propriedades físicas do ambiente geológico em relação à presença de substâncias poluentes, e atuam tanto na detecção e mapeamento de plumas de contaminação como na determinação do contexto estrutural do meio investigado (REYNOLDS, 2011).

As investigações geofísicas são particularmente relevantes no estudo de ambientes afetados pelo fenômeno de geração de drenagem ácida de mina (CUSTIS, 1994; DEVOS *et al.*, 1997; MARTÍNEZ *et al.*, 2014; OLENCHENKO *et al.*, 2000; PATERSON, 1995; YUVAL; OLDENBURG, 1996), dado que permitem a identificação de zonas de águas ácidas e a delimitação das extensões vertical e lateral da pluma de contaminação, bem como sua migração.

O trabalho de Casagrande *et al.* (2018) utiliza os métodos da Eletrorresistividade e Polarização Induzida em conjunto como ferramenta para a detecção de zonas de geração de drenagem ácida de mina na pilha de rejeito BF-04 da Mina Osamu Utsumi. O artigo reafirma a eficiência do emprego de técnicas geoelétricas em pilhas de rejeito de mineração na detecção de zonas saturadas, devido à existência de águas subterrâneas altamente condutivas, o que ocasiona alto contraste do meio. Do mesmo modo, os autores ressaltam a eficácia do método de polarização induzida na determinação de corpos sulfetados nesse tipo de ambiente, tidos como área fonte da geração de DAM. A interpolação dos dados obtidos através dos respectivos métodos permitiu a identificação das zonas geradoras de DAM ( $< 20\Omega.m$ ) no interior da pilha de rejeito.

O estudo de Power *et al.* (2018) traz a análise integrada da utilização dos métodos geoeletricos da Eletroresistividade e Polarização Induzida para caracterização de uma pilha de estereis de mineração de carvão, em Nova Escócia, Canadá. A pilha apresenta cerca de 1% de sulfetos, responsáveis pelo processo de geração de DAM no local. Os resultados obtidos permitiram a identificação de zonas coincidentes e contínuas (isosuperfícies) de baixa resistividade ( $< 30 \Omega.m$ ) e alta cargabilidade normalizada ( $> 0,4 \text{ mS/m}$ ), interpretadas como porções com presença de DAM e regiões de concentrações mais elevadas de minerais sulfetados, respectivamente. O estudo também contou com a integração de dados geológicos, hidrogeológicos e geoquímicos, que aumentaram a confiança das interpretações geoeletricas.

Em uma tentativa de entender a dinâmica hidrogeológica das bancadas da cava da mesma mina, o estudo de Targa *et al.* (2019) integrou dados de levantamentos estruturais e geofísicos. Os autores procuraram identificar os caminhos preferenciais de águas que infiltravam nas frentes de mineração através de fraturas a partir da análise de perfis 2D, gerados pelo método da Eletroresistividade. Os resultados obtidos pelo método geofísico corroboraram aqueles adquiridos durante o levantamento estrutural, e auxiliaram a identificação de planos de fratura associados a zonas de baixa resistividade (saturadas). Os ensaios geofísicos também mostraram forte contraste entre as zonas saturadas, o que permitiu a diferenciação de zonas de águas naturais ( $80 \Omega.m$ ) e águas ácidas ( $< 20\Omega.m$ ).

O trabalho de Moreira *et al.* (2020), também realizado na Mina Osamu Utsumi, apresenta uma análise hidrogeológica conduzida nos sistemas aquíferos formados pelo interior da pilha de rejeitos BF-08, afetada pelo processo de geração de DAM, e rochas subjacentes, através da combinação dos métodos geofísicos da Eletroresistividade e Polarização Induzida. O estudo traz a compreensão acerca da geração e do transporte dos contaminantes. Os resultados contrastaram zonas saturadas não afetadas ( $80\Omega.m$ ) e zonas impactadas pela DAM ( $< 20\Omega.m$ ), além de três zonas no interior da pilha de rejeitos com alto teor de sulfeto. Os modelos geofísicos também indicaram que os rejeitos e o aquífero do leito rochoso fraturado subjacente são conectados hidrologicamente, o que promove a troca de água influenciada pela mina para o aquífero regional.

Outro trabalho relacionado à dinâmica hidrogeológica em pilha de estereis é o de Anterrieu *et al.* (2010). Os autores utilizaram o método da Eletroresistividade em conjunto com métodos de análises químicas e condutividade eletromagnética em profundidades diferentes da pilha de estereis de uma mina polimetálica, em Quebec, Canadá. Os resultados mostraram que as regiões de baixa resistividade ( $< 10\Omega.m$ ) exibidas nos modelos 2D eram justamente as zonas em que havia concentração de pirita, relacionadas à geração de DAM.

O estudo de Poisson *et al.* (2009), conduzido na mesma localidade, apresenta a comparação dos métodos geofísicos de GPR (*Ground Penetration Radar*), Eletrorresistividade e Eletromagnético. Os autores comprovaram a eficiência do método da Eletrorresistividade para caracterizar estruturas e padrões de fluxo preferencial no interior de pilhas de estéril insaturadas.

No que concerne à caracterização de fluxo d'água subterrânea em meio faturado, os trabalhos de Koch *et al.* (2009) e Voytek *et al.* (2016) empregaram o método da Eletrorresistividade para identificar fraturas condutivas do embasamento rochoso e determinar as direções e caminhos preferenciais da água subterrânea.

Às vistas disso, a geofísica é bastante eficaz na caracterização do ambiente geológico, além de auxiliar na tomada de decisões que envolvem a remediação de passivos ambientais.

## **5.2. Fundamentação do método da Eletrorresistividade**

Historicamente, a geofísica possui utilização na caracterização do meio físico em subsuperfície por intermédio de aquisição indireta de dados em ambientes relativamente livres de impacto humano. Como exemplo disso, as determinações de alvos de exploração profunda, como mineralizações econômicas, depósitos de petróleo e gás ou novas fontes de recursos hídricos subterrâneas, são realizadas através de métodos geofísicos ao longo dos anos. Ao mesmo tempo, engenheiros civis, arqueólogos, cientistas do solo e outros têm aplicado os métodos geofísicos tradicionais a fim de detectar, classificar e descrever alvos geológicos ou antropogênicos na subsuperfície rasa (EVERETT, 2013).

Nos últimos anos, a quantidade de área terrestre inalterada pelo impacto humano diminuiu, o que aumentou a importância da administração responsável dos recursos subterrâneos da Terra (EVERETT, 2013). Dessa forma, a aplicação de métodos geofísicos no estudo de passivos ambientais é uma alternativa eficaz, tanto na gestão da água subterrânea como na caracterização, monitoramento e remediação de áreas contaminadas, com a vantagem de realização das investigações em áreas amplas de forma rápida e com custos relativamente baixos quando comparados às técnicas diretas convencionais (REYNOLDS, 2011).

Em ambientes concebidos a partir de pilhas de estéréis e rejeitos de mineração, a aplicação de métodos Geoelétricos é bastante promissora, uma vez que o meio, em geral, apresenta águas subterrâneas altamente condutivas (CAMPBELL; FITTERMANN, 2000), o que permite a compreensão dos processos hidrogeológicos atuantes no meio.

À vista disso, a técnica geofísica de eletrorresistividade foi estabelecida na interface entre a pilha BF-04 e a bacia de captação de DAM (BNF) da mina Osamu Utsumi. Os ensaios

visam compreender a dinâmica hidrogeológica local e regiões que apresentam volumes mais expressivos de DAM, com base na caracterização de contrastes das propriedades intrínsecas dos materiais (resistividade), em decorrência da alteração das propriedades físicas do meio natural pelos contaminantes.

### 5.2.1. Método da Eletroresistividade

O método da Eletroresistividade é baseado no cálculo do parâmetro físico de resistividade elétrica, designada como a capacidade que um condutor tem de se opor à passagem de corrente elétrica e cujos valores são específicos para cada tipo de material. Fatores como textura, forma e distribuição dos poros no solo e na rocha, composição mineralógica, grau de saturação ou umidade, compactação, porosidade, entre outros aspectos condicionam a resistividade dos materiais geológicos (KEAREY *et al.*, 2002; MILSON, 2003).

De acordo com a Primeira Lei de Ohm, a resistência elétrica (R) é definida como a razão entre a diferença de potencial (V) e a corrente elétrica (I), conforme a Equação 6. Ou seja, a diferença de potencial é proporcional à corrente elétrica aplicada e, portanto, a resistência elétrica é constante (HALLIDAY *et al.*, 1993).

$$R (\Omega) = \frac{V (V)}{I (A)} \quad [6]$$

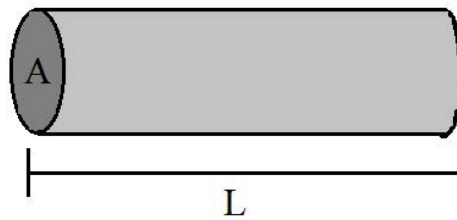
Este parâmetro é proporcional ao comprimento do material (L) e inversamente proporcional a sua área (A), relação estabelecida conforme a Segunda Lei de Ohm, observada na Equação 7 (Figura 26). A constante de proporcionalidade elétrica da equação é denominada resistividade verdadeira ( $\rho$ ).

$$R (\Omega) = \frac{\rho L (m)}{A (m^2)} \quad [7]$$

A combinação das equações 1 e 2 resulta na resistividade elétrica, mensurada em ohm-metro ( $\Omega.m$ ), conforme a Equação 8:

$$\rho (\Omega.m) = \frac{V (V) A (m^2)}{I (A) L (m)} \quad [8]$$

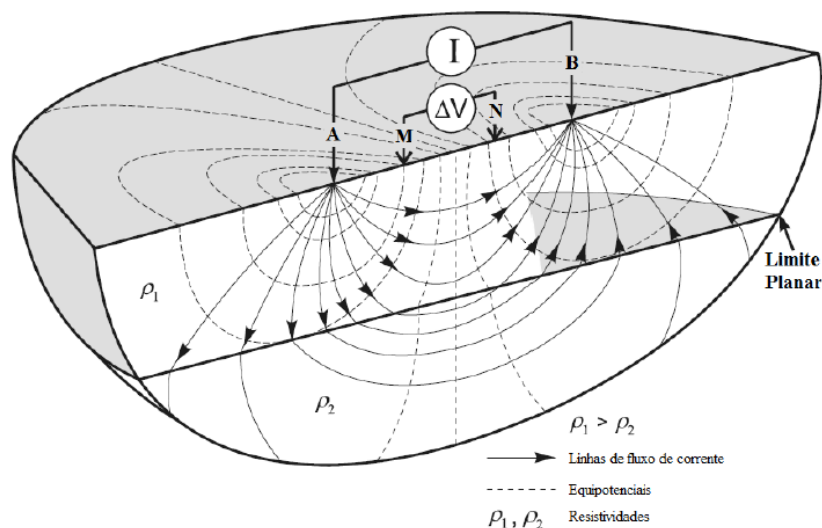
**Figura 26 - A Segunda Lei de Ohm representada através da introdução de uma corrente elétrica em um condutor ôhmico com comprimento  $L$  e seção  $A$ .**



Fonte: KEAREY *et al.*, 2002.

O método da Eletrorresistividade consiste na aplicação de corrente elétrica artificial  $I$  (amperes, A) em subsuperfície, conforme um arranjo geométrico preestabelecido, através de um par de eletrodos (A e B), conectados a um amperímetro por meio de cabos elétricos. A diferença de potencial  $V$  (volts, V) é medida entre um segundo par de eletrodos (M e N), conectados a um voltímetro (Figura 27). Os eletrodos A e B são denominados como eletrodos de corrente, enquanto os eletrodos M e N são convencionados como eletrodos de potencial (KELLER; FRISHKNECHT 1966; TELFORD *et al.*, 1990).

**Figura 27 - Princípio do método da Eletrorresistividade.**



Fonte: Adaptado de Knödel *et al.* (2007).

Em meios homogêneos e isotrópicos, as medidas de resistividade representam a resistividade verdadeira do meio, a qual é constante e independe do espaçamento entre eletrodos. Nesses ambientes, a corrente flui radialmente a partir do par de eletrodos A e B e apresenta distribuição uniforme no hemisfério centrado na fonte, marcada por linhas equipotenciais de voltagem (KEAREY *et al.*, 2002).

No entanto, uma vez que o ambiente geológico é constituído de heterogeneidades intrínsecas, são efetuados os cálculos de resistividade aparente ( $\rho_a$ ), que representa a média ponderada das resistividades verdadeiras de cada um dos materiais presentes nos pacotes rochosos amostrados, e que varia de acordo com a posição dos eletrodos (ORELLANA, 1972). Arranjos diferentes dos eletrodos permitem que a resistividade aparente seja determinada em diferentes profundidades e posições laterais. A distribuição da corrente nesse contexto ocorre de tal forma que um aumento no espaçamento entre os eletrodos causa um aumento da penetração da corrente (EVERETT, 2013).

Para o cálculo da resistividade aparente, é considerado o coeficiente geométrico (K) entre os eletrodos de corrente (A e B) e os de potencial (M e N), que depende unicamente das posições de injeção de corrente e de medida do potencial, ou seja, do arranjo geométrico dos eletrodos (LOWRIE, 2007), dado pela Equação 9, em que AM, AN, BM e BN são as distâncias entre os eletrodos.

$$K = 2\pi \left( \frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)^{-1} \quad [9]$$

Conhecida a distância entre os eletrodos, a intensidade de corrente (I) fornecida pelo circuito emissor e a diferença de potencial ( $\Delta V$ ) obtida no circuito receptor, é possível calcular a resistividade aparente ( $\rho_a$ ), expressa pela Equação 10:

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{I} \quad [10]$$

A resistividade do solo e das rochas é afetada principalmente pela composição mineralógica, porosidade, saturação e teor de sais dissolvidos no líquido intersticial. Dentre esses fatores, os mais importantes são a quantidade de água contida nos poros e a salinidade da água. O aumento nesses valores leva a uma diminuição da resistividade (MUSSET; KHAN, 2000).

Às vistas disso, a condutividade elétrica nas rochas é controlada, em sua maior parte, por processos eletrolíticos, uma vez que, apenas em casos específicos, os minerais condutores ocorrem nas rochas em quantidades suficientes para aumentar sua condutividade global. Portanto, a porosidade é o principal controle da resistividade de rochas e a resistividade geralmente aumenta com a diminuição da porosidade (KEAREY *et al.* 2002).

No caso das rochas ígneas, avaliadas no presente trabalho, em virtude de sua baixa porosidade primária, as moléculas de água circulam, predominantemente, através de pequenas fraturas, cujas dimensões e abundância podem ser suficientes para que ocorra modificações na condutividade elétrica da rocha. (MCNEILL, 1980).



Devido à existência de sulfetos disseminados e meios saturados no interior da pilha de rejeito, além de grande contraste das propriedades físicas entre esses elementos e os litotipos associados, o método de Eletrorresistividade (ER) foi aplicado. A utilização deste método visa a descoberta de direções de fluxos preferenciais existentes dentro do BF-04, além da compreensão dos sistemas hidrogeológicos atuantes na pilha de rejeito e no embasamento cristalino.

### **5.3. Técnica de aquisição**

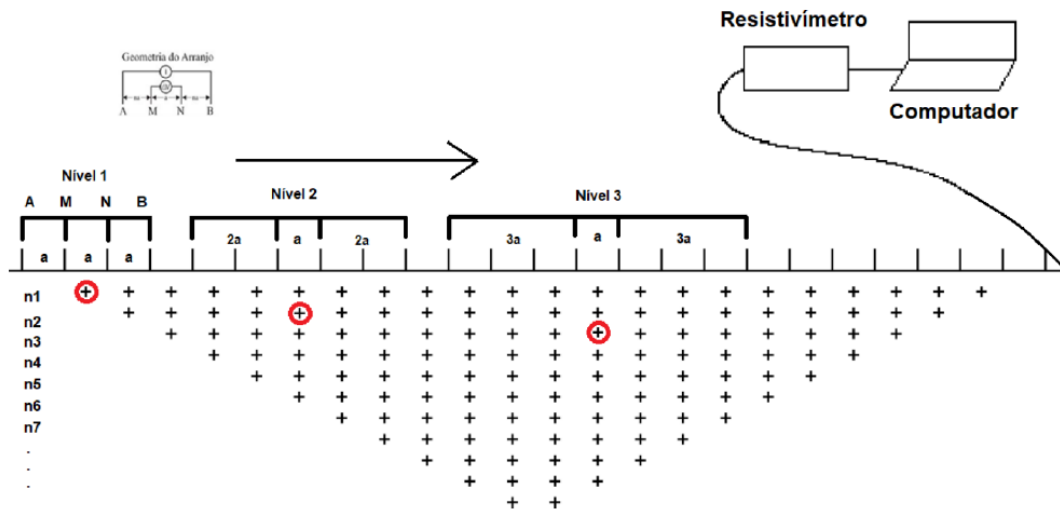
A técnica empregada para a aquisição dos dados foi a tomografia elétrica (TE), que possui notória aplicabilidade para a investigação de estruturas 2D e permite uma boa visualização do contraste lateral das medidas obtidas em relação às condições naturais do meio, a partir do parâmetro físico de resistividade.

Essa técnica permite a utilização de diversos arranjos de eletrodos, como gradiente, polo-dipolo, dipolo-dipolo, Wenner e Schlumberger, entre outros. Os eletrodos (de corrente e de potencial) são mantidos a uma separação pré-definida, e a direção da linha de aquisição permanece a mesma durante o levantamento, enquanto o centro do arranjo varia lateralmente, o que culmina na geração de uma seção horizontal de resistividade por profundidade (KEAREY *et al.*, 2002). A distância entre os eletrodos é dobrada após a leitura da resistividade em um mesmo horizonte, e o processo é sequenciado até que os números apropriados de níveis de leitura (n) sejam obtidos (Figura 28) (REYNOLDS, 2004).

Os eletrodos são dispostos em uma grade regular densa o suficiente para que seja feita a cobertura total da área de levantamento (REYNOLDS, 2002). Para estudos bidimensionais, os eletrodos são dispostos em um arranjo linear e, em investigações tridimensionais, em uma malha de linhas sequenciais (KAUFMAN; ANDERSON, 2010).

A tomografia elétrica é uma técnica adequada a estudos geofísicos rasos, a partir de medições das variações laterais e verticais de resistividade elétrica em subsuperfície. O presente estudo objetiva a identificação de plumas de contaminação e caminhos de fluxo preferenciais pouco profundos, o que justifica a utilização da técnica descrita.

Figura 28 - Esquema do perfil de dados obtidos em um levantamento de tomografia elétrica.



Fonte: Geotomo, 2003.

Os resultados podem ser apresentados por meio de um mapa da resistividade aparente, denominado pseudoseção. A pseudoseção é então invertida para obter uma seção de resistividade bi ou tridimensional (2D ou 3D) do solo (subsuperfície rasa). Finalmente, é obtida uma interpretação geológica da seção de resistividade que incorpora, na medida do possível, qualquer conhecimento prévio baseado em afloramentos e que servirá de suporte à análise de dados geofísicos, além de informações obtidas a partir de estudos laboratoriais sobre a resistividade elétrica dos materiais (LOKE, *et al.*, 2006).

### 5.3.1. Arranjos eletródicos utilizados

O valor da resistividade aparente depende da geometria dos eletrodos em campo, denominado arranjo (fator geométrico  $K$ ). A escolha do arranjo é de suma importância para a obtenção do melhor resultado com base no método selecionado e alvo pretendido, a depender da finalidade da investigação geofísica (REYNOLDS, 2002).

Cada arranjo apresenta especificidades em relação a profundidade de investigação, resolução horizontal e lateral das estruturas, relações sinal/ruídos e facilidade operacional (KNÖDEL *et al.*, 2007).

#### 5.3.1.1. Arranjo Wenner

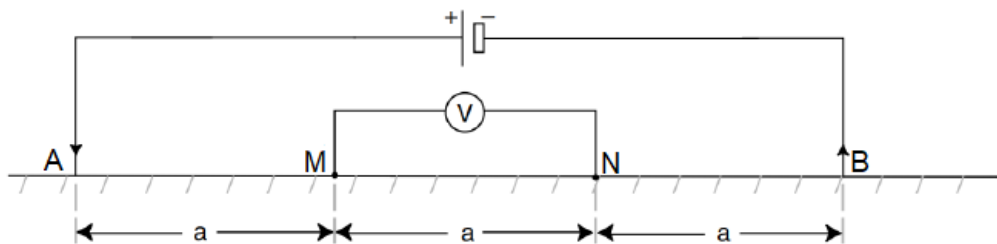
O arranjo Wenner dispõe de quatro eletrodos simetricamente posicionados em relação ao centro do conjunto, espaçados a uma distância equidistante, que permanece proporcionalmente constante durante todo o ensaio (KEAREY *et al.*, 2002).

Os eletrodos de corrente (AB) são posicionados nas extremidades do arranjo, e os de potencial (MN) são dispostos na parte interna, entre os dois primeiros, todos afastados por um mesmo intervalo  $a$  (Figura 29). A aquisição em profundidade decorre do aumento gradual do espaçamento entre os eletrodos, o que possibilita que a corrente elétrica penetre em horizontes mais profundos do terreno avaliado.

A maior vantagem do arranjo Wenner consiste na elevada taxa sinal/ruído que fornece, uma vez que possui o menor fator geométrico entre os arranjos ( $2\pi a$ ), obtido a partir da relação  $AM = MN = NB = a$  (ORLLEANA, 1972). Além disso, é conhecido por ter maior sensibilidade às mudanças verticais na resistividade do subsolo (TELFORD, 1990).

Uma desvantagem do arranjo é a rápida perda de cobertura com a amplificação da profundidade. À medida que o espaçamento entre os eletrodos é aumentado, a cobertura horizontal em subsuperfície diminui significativamente (TELFORD, 1990).

**Figura 29 - Disposição dos pares de eletrodo em arranjo Wenner.**



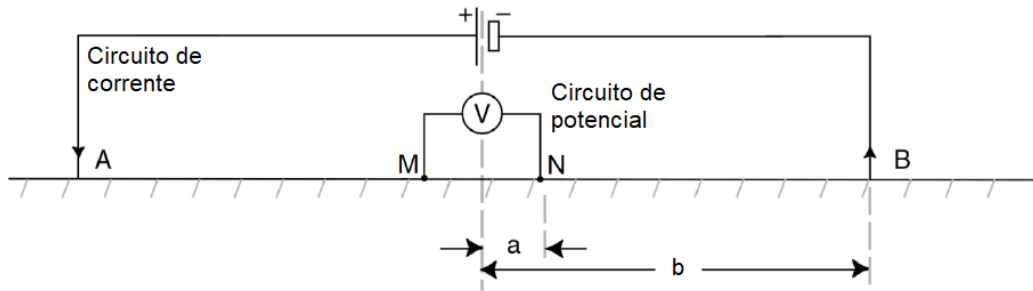
Fonte: Adaptado de Everett (2013).

### 5.3.1.2. Arranjo Schlumberger

No presente estudo, para as linhas de aquisição 1 a 3, localizadas na pilha de rejeito BF-04, o arranjo utilizado foi do tipo Schlumberger, que apresenta boa resolução tanto vertical quanto lateral (TELFORD, 1990), uma vez que o alvo da investigação são plumas de contaminação existentes no interior do bota-fora.

O arranjo consiste em quatro eletrodos dispostos linearmente sobre a superfície do terreno e simetricamente em relação ao centro do arranjo. Os eletrodos de corrente (AB) são posicionados na porção externa do arranjo, separados por uma distância  $b$ , enquanto os eletrodos de potencial (MN) são dispostos na parte interna, afastados por um intervalo  $a$ . Para a evolução em profundidade, a distância  $b$  é ampliada de forma simétrica em relação ao centro do arranjo, e a distância  $a$  é mantida fixa, o que caracteriza uma pequena distância entre os eletrodos MN em relação aos eletrodos AB (Figura 30) (EVERETT, 2013).

**Figura 30 - Disposição dos pares de eletrodos em arranjo Schlumberger.**



Fonte: Adaptado de Everett (2013).

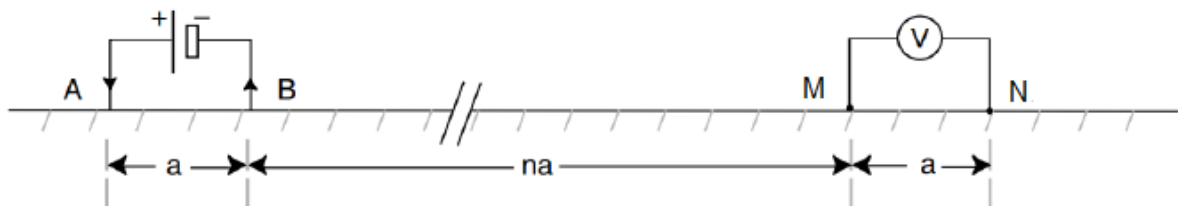
### 5.3.1.3. Arranjo Dipolo-Dipolo

Para as linhas de aquisição 4 a 9 e linha de referência, localizadas na região a jusante do BF-04, o arranjo do tipo dipolo-dipolo foi empregado, uma vez que apresenta boa sensibilidade a mudanças horizontais de resistividade (LOKE; LANE JR, 2004). O arranjo é eficaz na identificação de estruturas verticais, como diques e fraturas (DAHLIN, 2004), fatores que justificam sua utilização no presente estudo, uma vez que o alvo dessas investigações é a identificação de caminhos preferenciais de percolação dos efluentes ácidos por meio de fraturas do embasamento cristalino.

O arranjo consiste em uma disposição tetraédrica, análogo ao arranjo Schlumberger. No entanto, a separação dos eletrodos de corrente (AB) é igual ao intervalo entre os eletrodos de potencial (MN), denominada  $a$ , com separação crescente entre os centros dos dipolos, dada por  $n$  multiplicada por  $a$  (Figura 31) (EVERETT, 2013).

As sondagens dipolares permitem a investigação de profundidades maiores com um arranjo de campo mais curto. Entretanto, o arranjo exige altas correntes no circuito de emissão, necessárias para compensar o sinal reduzido de leitura em grandes aberturas de eletrodos.

**Figura 31 – Disposição dos pares de eletrodos em arranjo Dipolo-Dipolo.**



Fonte: Adaptado de Everett (2013).

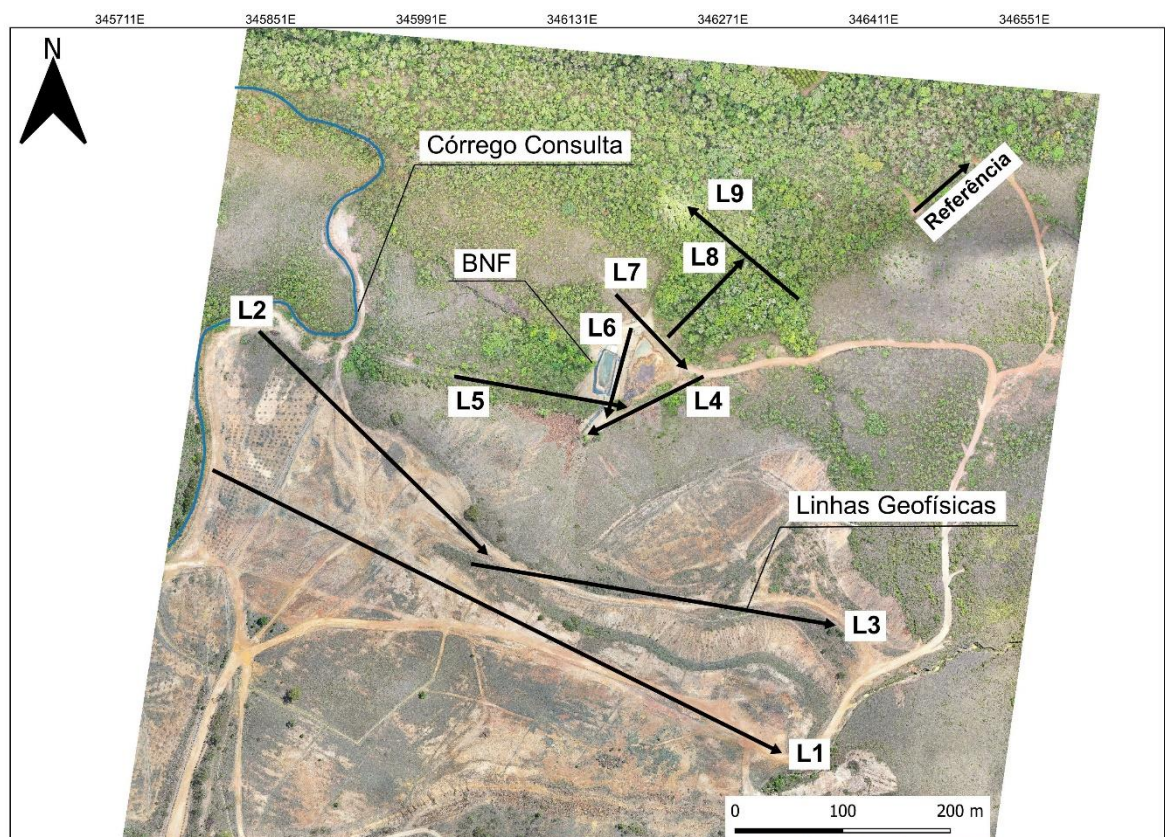
## 6.AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS

### 6.1.Dados geofísicos

Os dados geofísicos foram adquiridos em três campanhas, efetuadas no mês de abril, junho e outubro de 2021, após a ocorrência chuvas pontuais na região. Foram definidas nove linhas de aquisição e uma linha para referência dos valores obtidos (Figura 32).

As linhas 1 a 3 foram posicionadas no patamar superior do BF-04, enquanto as linhas 4 a 9 e referência foram estabelecidas em contato direto com o embasamento rochoso, a jusante do BF-04. O espaçamento entre eletrodos variou de 3 a 5 metros (linhas 1 a 3 e linhas 4 a 9 e referência, respectivamente), conforme a profundidade de investigação estipulada para cada linha.

**Figura 32 - Localização das linhas de aquisição (1 a 9) e referência.**



Fonte: Elaboração própria.

O comprimento das linhas foi variável: a linha 1 possui a maior extensão, com aproximadamente 600 metros e a linha 8 é a de menor extensão, com aproximadamente 100

metros, de forma que os ensaios geofísicos fossem profundos o suficiente para permitir a análise do aquífero fraturado sotoposto à pilha.

O equipamento utilizado em campo foi um medidor de resistividade Terrameter LS da ABEM (84 canais, 250W, com resolução de 1  $\mu$ V e corrente máxima de 2.5A (ABEM, 2012), conectado a uma bateria (Figura 33A). Os eletrodos utilizados foram de metal em arranjo Schlumberger (linhas 1 a 3), a fim de destacar o contato do BF-04 e o embasamento rochoso fraturado subjacente, e Dipolo-Dipolo (linhas 4 a 9), com o intuito de realçar as fraturas do leito rochoso e eventuais caminhos de fluxo (Figura 33B).

A organização das linhas teve início com a disposição do cabo transmissor de corrente elétrica no sentido pré-definido, seguida da cravação dos eletrodos até cerca de 10 cm no solo, o que possibilita um melhor contato do eletrodo com o solo (Figura 33C).

Por fim, os eletrodos foram conectados ao cabo transmissor de corrente elétrica por garras, que permitem o início da leitura pelo resistímetro (Figura 33D). O equipamento possui 250 W de potência, corrente máxima de 2,5 A e resolução de 1  $\mu$ V e permite aquisições automáticas por meio de configuração preliminar. Os parâmetros de configuração para este trabalho foram: 1A de corrente e tempo de aquisição de 1,5 segundo.

Os dados de tomografia elétrica foram tabelados por meio do software Excel (2016 – Microsoft), juntamente com as coordenadas geográficas e altitude de cada ponto. O processamento dos dados adquiridos em campo foi efetuado por meio do software Res2Dinv, versão 3.53 (Geotomo Software), para gerar seções bidimensionais com valores de resistividade de acordo com a distância da origem da linha e profundidade de aquisição. O software executa a interpolação e inversão dos dados de campo a partir do método dos Mínimos Quadrados. Essa técnica suaviza os valores extremos, a fim de obter uma melhor compatibilidade entre o modelo teórico e os dados coletados em campo (REYNOLDS, 2011).

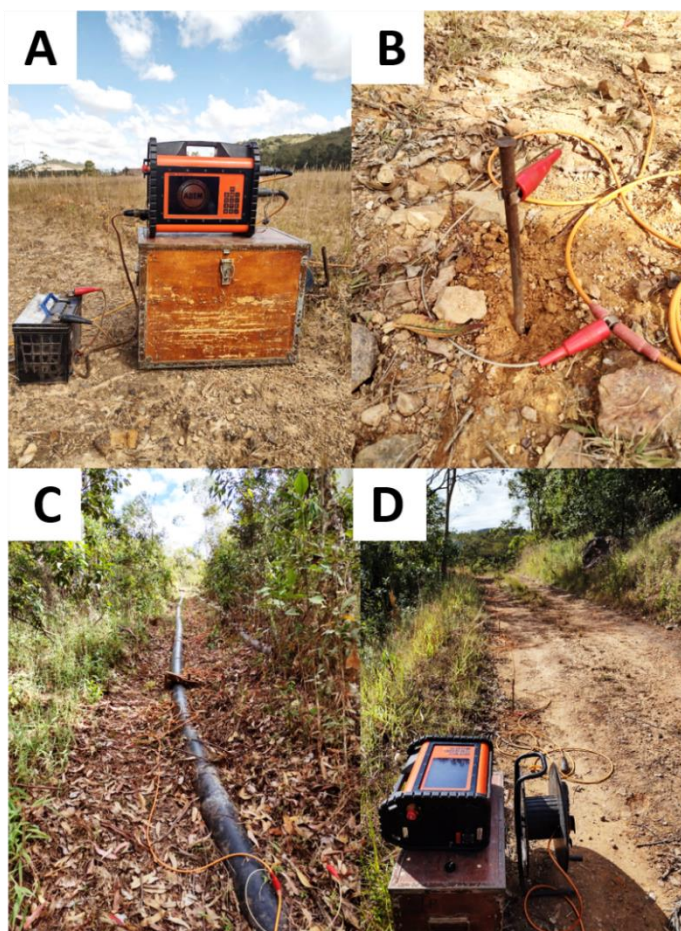
Os modelos de inversão de resistividade exigiram de 5 a 7 iterações para que fossem obtidos resultados confiáveis, conforme indicado em cada seção 2D. A subsuperfície terrestre é reconhecida pelo programa como blocos retangulares que possuem valores constantes para o parâmetro investigado, os quais podem ser posteriormente ajustados com base nas medidas de campo. A diferença entre os valores aparentes, calculados e medidos em campo, e os obtidos pelo modelo de blocos é expressa pelo erro RMS (Root Mean Squared). O elemento “topografia” também é inserido na tabela, para configuração do relevo (LOKE, 2006).

Os dados finais são apresentados sob a forma de seções 2D, a partir da conversão dos valores medidos em um modelo sintético do parâmetro. As representações cromáticas adotadas



no presente trabalho para os dados de resistividade são tonalidades quentes para altos índices de resistividade elétrica e tonalidades frias para menores índices de resistividade elétrica.

**Figura 33 - (A) - Resistímetro Terrameter; (B) - Eletrodo de metal utilizado na aquisição dos dados; (C e D) - Linhas geofísicas montadas para aquisição dos dados.**



Fonte: Acervo próprio.

As etapas para a obtenção dos modelos 3D da pluma de contaminação seguiram os mesmos princípios utilizados na área da prospecção mineral, com a utilização da plataforma Oasis Montaj (Geosoft), na qual os arquivos de planilhas foram carregados e os dados referentes às seções foram interpolados com base no método da krigagem, seguido pela mínima curvatura para que fosse possível a suavização dos valores centrais em detrimento às extremidades. Através disso, a malha amostral utilizada, juntamente com critérios estatísticos, estabelece diferentes blocos para cada ponto do modelo 3D final, que possibilita a geração de mapas de profundidade a partir da secção do modelo em diferentes níveis.

O trabalho de Landim (1998) define krigagem como um processo de valores de variáveis distribuídas no espaço, e/ou no tempo, segundo valores adjacentes enquanto considerados

como interdependentes pelo variograma ou, em outras palavras, um método de estimação por médias móveis. O sistema de krigagem leva em consideração a distância entre as amostras e seu agrupamento. Pode ser utilizada na previsão pontual de uma variável regionalizada em um determinado local do campo geométrico; no cálculo de um valor médio de uma variável regionalizada para um volume maior que o suporte geométrico, como por exemplo no cálculo de teor médio de um bloco na cubagem de uma jazida com base em informações obtidas através de furos de sondagem ou ainda na estimação do *drift*, similar à análise de superfície de tendência (LANDIM, 1998; YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

## **6.2.Dados hidroquímicos**

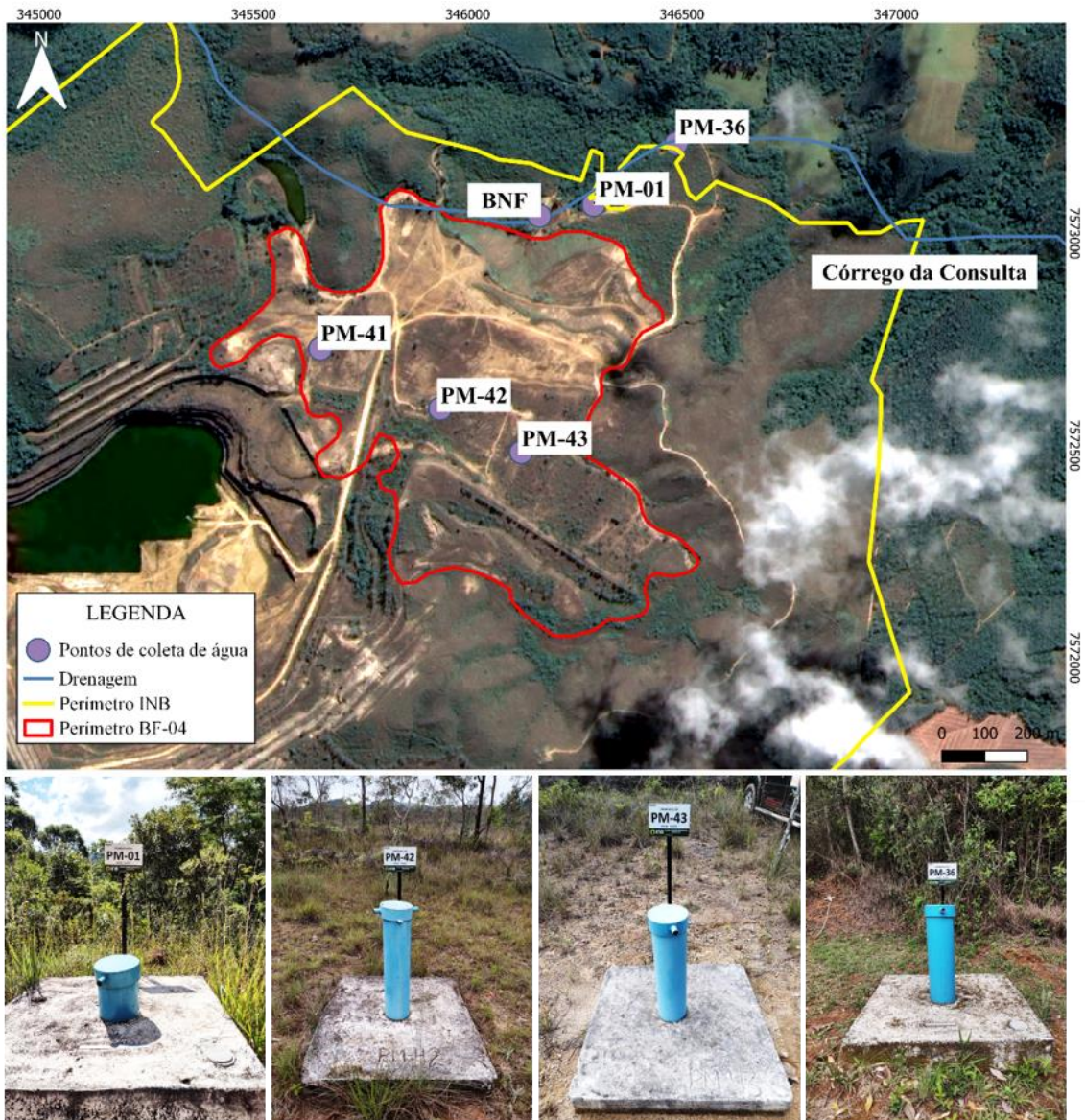
A análise hidroquímica da região avaliada foi efetuada conforme os dados compilados no trabalho de Alberti (2017). As amostras de água subterrânea, coletadas nos anos de 2014 e 2015, foram analisadas para os parâmetros físico-químicos de pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido e turbidez, além de elementos e compostos estáveis (cátions e ânions). Entretanto, a ausência de análises mais recentes pode ser considerada uma limitação do estudo, uma vez que dificulta uma melhor concepção do cenário atual de contaminação, bem como associação com o modelo geofísico estabelecido para a área avaliada. Infelizmente, dados hidroquímicos atuais inexistem.

A área de estudo conta com cinco poços de monitoramento: PM-01, PM-36, PM-41, PM-42 e PM-43, com os dois primeiros instalados na região da bacia de captação BNF, na base da pilha BF-04 e em região a jusante dela, respectivamente, e os três últimos localizados nos patamares inferior e superior do BF-04 (Figura 34).

Os poços de monitoramento foram instalados com base no método de perfuração roto-pneumática, com diâmetro de 8 polegadas no topo dos poços e perfurações subsequentes de 6 polegadas. O revestimento consistiu em tubulação de PVC do tipo geomecânico *standard*, assim como o filtro utilizado. O espaço anelar foi preenchido com pré-filtro, compactolite e bentonita, e a porção superior foi selada com cimento (ALBERTI, 2017).



Figura 34 - Localização dos poços de monitoramento PM-01, PM-36, PM-41, PM-42 e PM-43.



Fonte: Elaboração própria.

As amostras de água subterrânea foram coletadas segundo o método de bombeamento de baixa vazão, em conformidade com a NBR 15.847. As análises químicas foram conduzidas pela equipe da INB em parceria com a CNEN, no Laboratório de Poços de Caldas – LAPOC/CNEN.

Inicialmente, os poços foram submetidos a uma purga prévia, a fim de remover a água estagnada, que não reflete a qualidade da água do aquífero local. Em seguida, foi realizada a amostragem da água subterrânea segundo o método de purga de baixa vazão (vazão menor ou igual a 0,5 L/min), gradual e com o mínimo de rebaixamento do nível de água do poço. Esse procedimento garante que a amostra coletada seja consistente e representativa, e que apresente resultados confiáveis em relação à presença de contaminantes no aquífero.

O método de purga de baixa vazão acelera a estabilização hidráulica do poço, além de atenuar a mistura de água entre zonas distintas, o que garante que apenas a água da seção filtrante seja bombeada. Além disso, durante a amostragem, são monitorados parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade, como pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido e turbidez. A amostragem de água subterrânea é realizada somente após a estabilização desses parâmetros.

Os dados hidroquímicos obtidos a partir das análises dos poços de monitoramento foram utilizados para complementar as interpretações dos modelos geofísicos propostos, de modo a identificar as regiões sujeitas à percolação de efluentes ácidos no aquífero.

## 7.RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 7.1.Modelagem 2D

Os modelos de inversão 2D para resistividade foram gerados com base no processamento dos dados geofísicos, com vistas à identificação de zonas contrastantes de baixa resistividade em subsuperfície e existência de zonas de acúmulo de águas ácidas, além de direções de fluxos preferenciais.

Os modelos de inversão de resistividade representativos da área de estudo são apresentados em escala logarítmica de valores, que variam de  $20\Omega.m$  a  $2000\Omega.m$ . As linhas apresentam extensão e alcance em subsuperfície variáveis. A profundidade máxima atingida pelos ensaios foi de 120 metros, de modo que toda a espessura do estéril e embasamento composto por rochas alcalinas fossem abrangidos durante a aquisição dos dados, visto que a altura máxima do BF-04 é de aproximadamente 70 metros na parte frontal, mais próxima ao talude.

É pressuposto que o declive da base da pilha condicione o fluxo subterrâneo em direção à bacia de captação BNF, com a geração de caminhos preferenciais de fluxo de água subterrânea. Os dados hidroquímicos do poço de monitoramento PM-01 indicaram existência de efluentes ácidos a jusante da região da bacia de captação, o que pode estar atrelado à percolação de contaminantes em meio fraturado.

A presença de DAM no ambiente geológico altera as propriedades elétricas do aquífero e a qualidade da água subterrânea em locais onde há percolação dos efluentes ácidos, o que promove redução dos valores de resistividade devido ao aumento da salinidade, propriedade físico-química característica de DAM (AKCIL; KOLDAS, 2006).

A linha de referência exibe o padrão de resistividade elétrica natural para a área, uma vez que está localizada em local estratégico, distante das pilhas de rejeito e, portanto, sem interferência de contaminantes. A linha apresenta valores superiores a  $1036\Omega.m$  ao longo de toda superfície, que atingem a profundidade de 6 metros, indicativo de solo seco. A partir de 10 metros, é observada uma diminuição dos valores de resistividade, o que indica rocha/solo com moderado grau de saturação. A seção exibe uma zona saturada, localizada na porção esquerda, evidenciada por valores de resistividade da ordem de  $74.6\Omega.m$ .

Os valores de  $20\Omega.m$  a  $74.6\Omega.m$  indicam presença de água com uma quantidade variável de íons dissolvidos, referentes a regiões afetadas pelo processo de geração de DAM, objeto de interesse desse trabalho. Diversos estudos demonstram a assinatura geofísica de baixa

resistividade elétrica ( $< 74.6\Omega.m$ ) do solo e águas subterrâneas impactados pela drenagem ácida de mina (LI *et al.*, 2015; TARGA *et al.*, 2019; MOREIRA *et al.*, 2020). Os valores mais próximos de  $20\Omega.m$  apontam maior quantidade de sais dissolvidos, enquanto valores mais próximos de  $74.6\Omega.m$  denotam menor concentração desses elementos, análogo aos valores de resistividade esperados para águas subterrâneas naturais.

Valores entre  $74.6\Omega.m$  e  $144\Omega.m$  são referentes a locais que apresentam moderado grau de saturação. Intervalos acima de  $144\Omega.m$  indicam baixo grau de saturação tanto o maciço rochoso composto por rochas alcalinas, quanto os estéreis que compõem a pilha de rejeito.

Com base nas interpretações dos modelos de inversão para resistividade, foi possível reconhecer potenciais caminhos de fluxo preferenciais de águas subterrâneas impactadas pela geração de drenagem ácida de mina.

As linhas de aquisição 1 a 3 estão localizadas no patamar superior do BF-04, enquanto as linhas 4 a 9 foram posicionadas a jusante dele, em contato direto com o embasamento rochoso, na região da bacia de captação BNF (linhas 4 a 7) e em área com vegetação nativa (linhas 8 e 9).

As linhas 1, 2 e 3 apresentam um padrão de distribuição dos valores de resistividade muito semelhante, com a presença de uma zona contínua de baixa resistividade ao longo de toda a extensão das linhas geofísicas. A camada pode ser interpretada como uma zona saturada, e tem início na profundidade de 1.380m até a profundidade de 1.340m, com espessura que varia de 10m a 40m. É provável que essa porção saturada rasa esteja relacionada a contribuições de águas meteóricas, decorrente de chuvas recentes no local avaliado (Figura 35).

Essa configuração pode ser explicada devido ao processo de deposição do material somado às características físicas dos materiais rochosos constituintes. A construção do BF-04 ocorreu por avanço de ponta de aterro e, conseqüentemente, sem o controle e compactação do material lançado, o que ocasionou grande heterogeneidade granulométrica dos estéreis que compõem o bota-fora 04 (FRANKLIN, 2007). Por conseguinte, a segregação granulométrica no interior do bota-fora é decorrente, principalmente, da ação gravitacional, de modo que o material mais fino fique concentrado no topo e granulometrias mais grosseiras perfaçam profundidades maiores, como demonstrado nos trabalhos de Anterrieu *et al.* (2010) e Franklin (2007). Às vistas disso, a infiltração de água no topo da pilha ocorre de forma lenta, enquanto há rápida dispersão em maiores profundidades.

Outro fator que influencia o comportamento hidráulico do bota-fora é o grau de compactação dos materiais utilizados na conformação da pilha de rejeito. O trabalho de Anterrieu *et al.* (2010) ressalta que a trajetória de equipamentos pesados sobre a pilha, como

escavadeiras e tratores, acentua a compactação do estéril mais fino, o que resulta em camadas densas e horizontais em meio a trechos mais grosseiros. Esses locais com elevado grau de compactação apresentam redução em relação à dimensão e quantidade de poros condutivos e, conseqüentemente, menor capacidade de dispersão dos efluentes. Essa configuração pode ser observada na porção central da Linha 2, que exhibe uma camada menos resistiva, com valores de resistividade da ordem de  $100\Omega.m$ , localizada entre as cotas de 1.360m a 1.350m, inserida num ambiente de baixa resistividade.

Diante disso, é esperado que a condutividade hidráulica na parte superficial da pilha seja menor em relação à sua base, o que gera caminhos de fluxos preferenciais no interior do bota-fora, corroborado através dos modelos 2D avaliados.

Outra feição observada nas seções 1 a 3 é a existência de uma zona contínua de alta resistividade ( $>300\Omega.m$ ), localizada na base das seções, a uma profundidade de aproximadamente 60m. Essa porção é interpretada como o embasamento cristalino pouco alterado/fraturado, marcado pela mudança de uma zona saturada com alta porosidade para uma região com ausência ou baixa percolação de água.

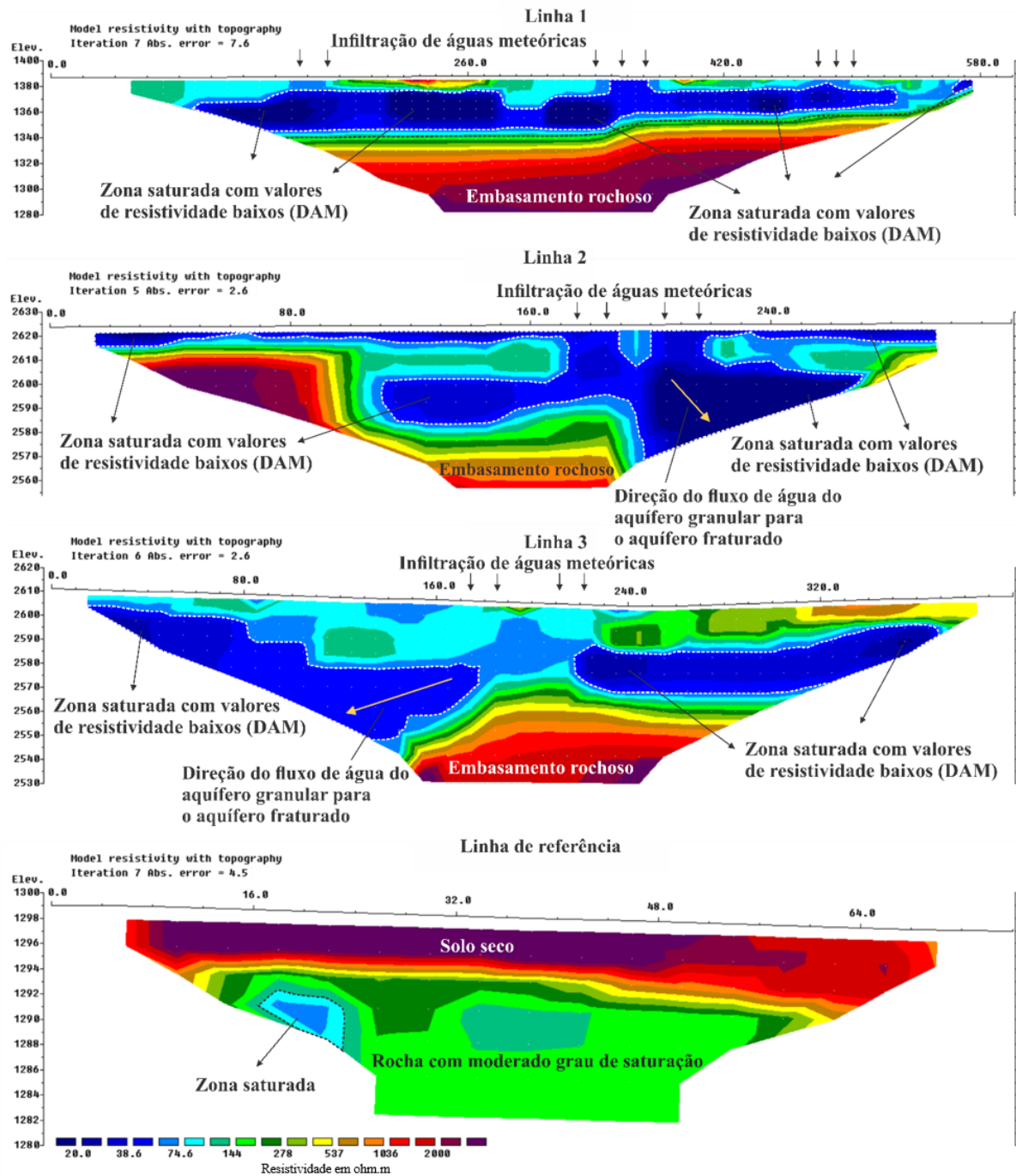
Às vistas disso, é possível afirmar que a zona saturada observada nas seções 1 a 3 está contida no sistema granular (formado pela pilha de rejeito), e é limitada pela interface do contato entre a base da pilha e o embasamento cristalino maciço. Em suma, o embasamento cristalino limita a infiltração de água devido a sua impermeabilidade e condiciona acúmulo da água subterrânea em maiores profundidades.

Nas seções 2 e 3, foram identificadas zonas saturadas com formato verticalizado na porção central do BF-04, a uma profundidade de 30m. Essas zonas parecem possuir continuidade em níveis mais profundos, provavelmente além da interface do contato entre a base da pilha de rejeito com o embasamento cristalino. Essa configuração pode ser interpretada como um aporte de água subterrânea através do sistema de fraturas do embasamento rochoso. A continuidade lateral dessas zonas saturadas é reconhecida nas seções 4 a 9, conectadas a partir do fluxo de água subterrânea por meio de fraturas do embasamento cristalino.

Diante disso, é possível afirmar que existe contribuição da água acumulada na base da pilha para o interior de aquífero fraturado. Em conformidade com o trabalho de Lassachagne *et al.* (2001), a pilha de rejeito atua como o manto de alteração no sistema aquífero poroso, e favorece o transporte dos efluentes até o sistema aquífero fraturado profundo.

Do ponto de vista hidroquímico, no geral, todas as seções apresentaram regiões com valores de resistividade mais baixos, da ordem de  $20\Omega.m$ , provavelmente em decorrência da elevada salinidade ocasionada pela presença de drenagem ácida.

**Figura 35 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 1 a 3. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse.**



Fonte: Elaboração própria.

As seções de tomografia elétrica são descritas abaixo, para a explanação e discussão acerca da compreensão hidrogeológica local a partir do modelo geofísico proposto.

A linha 1 está localizada na parte central do bota-fora 04, com início próximo ao Córrego da Consulta. Em relação às dimensões, possui comprimento de 580m e profundidade máxima de 120m. A análise da Seção 1 permitiu a identificação de uma zona saturada com águas de



elevada salinidade, resultado da interação água-minério, com formato horizontalizado, localizada a cerca de 20m de profundidade, ao longo de toda a extensão da seção. A anomalia tem início na cota de 1380m e atinge a cota de 1340m, com espessura que varia de 40m a 20m, sustentada pelo embasamento cristalino pouco alterado/fraturado, evidenciado por valores de resistividade  $>300\Omega.m$ . De forma geral, a zona saturada apresenta valores de resistividade da ordem de  $40\Omega.m$ . Entretanto, são observados quatro núcleos menos resistivos no interior da zona saturada, com valores de resistividade da ordem de  $20\Omega.m$ , que distam aproximadamente 100m, 210m, 310m e 440m a partir da origem, respectivamente (Figura 35). Esses núcleos menos resistivos estão associados, provavelmente, a regiões com maior concentração de material sulfetado residual.

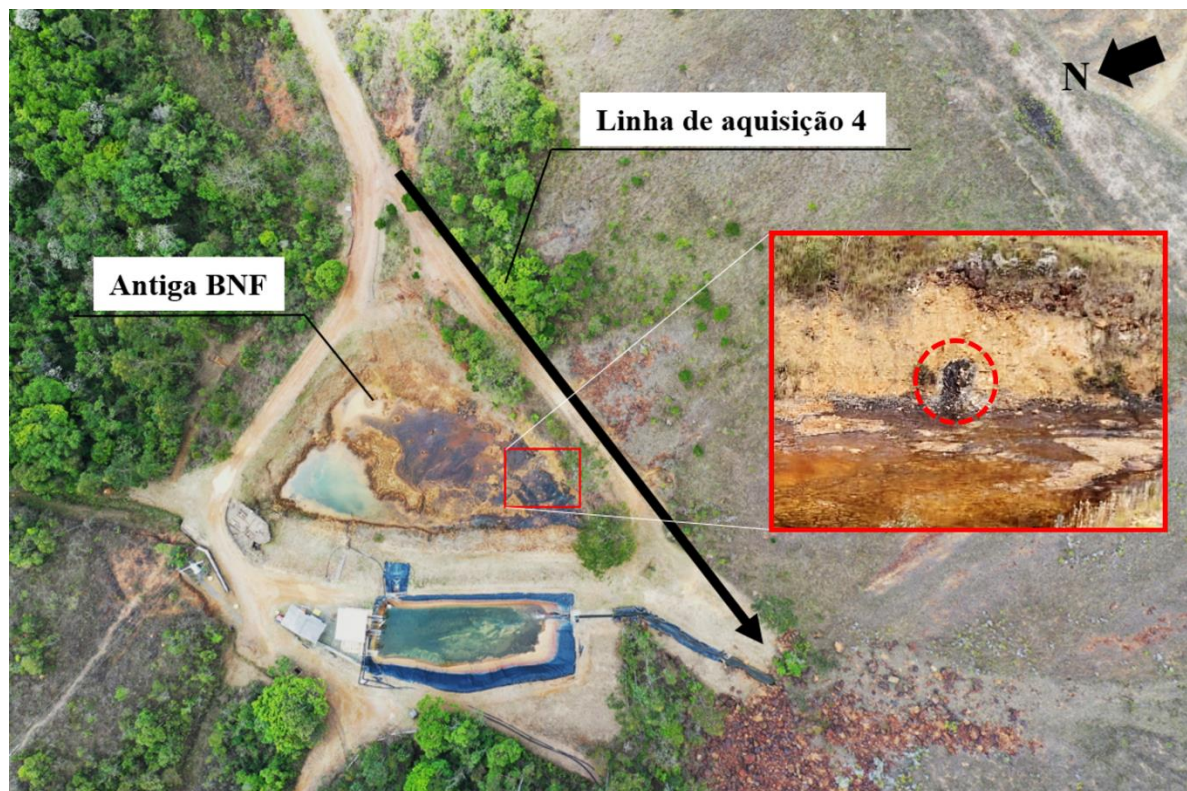
A linha 2 possui comprimento aproximado de 290m e profundidade máxima de 70m. Na Seção 2, as águas subterrâneas que estão contidas no sistema granular (formado pela pilha de rejeito) exibem um formato horizontalizado e são limitadas pela interface do contato entre a base da pilha e o embasamento cristalino, evidenciado por valores de resistividade  $>300\Omega.m$ . Porém, na extremidade direita da seção, são observados valores de resistividade da ordem de  $20\Omega.m$  com formato verticalizado, que parecem possuir continuidade em níveis mais profundos, o que sugere a ocorrência de infiltração e transporte de efluentes ácidos para o aquífero fraturado a partir do sistema aquífero granular, por meio de fraturas (Figura 35).

A linha 3 apresenta comprimento aproximado de 380m e atinge profundidade máxima da ordem de 90m. A Seção 3 apresenta similaridade com o exposto no modelo das linhas 1 e 2. É visível a presença do embasamento, que ocorre como uma zona contínua de alta resistividade ( $>300\Omega.m$ ) a uma profundidade de 60m, o qual condiciona a suspensão da água subterrânea ( $<70\Omega.m$ ). Na extremidade esquerda da seção, é nítida a existência de uma zona saturada salina com formato verticalizado, a uma profundidade inicial de 10m e com valores de resistividade da ordem de  $40\Omega.m$  (Figura 35). Essa zona saturada parece atingir níveis mais profundos, o que indica propagação da água subterrânea por locais de maior permeabilidade, com sentido de fluxo para noroeste, associados à existência de fraturas, como observado na seção anterior.

As linhas 4 a 6 foram posicionadas imediatamente a jusante do BF-04, na região da bacia de captação BNF da mina, que tem como finalidade armazenar as águas que escoam da base da pilha de rejeito e bombeá-las para a central de tratamento de efluentes. É importante ressaltar que, topograficamente, há um desnível de cerca de 70m em relação ao topo do botafora. A região avaliada nas linhas 4 e 5 correspondem ao limite entre a base da pilha de rejeito e o embasamento rochoso.

A linha de aquisição 4 apresenta comprimento de 115m e profundidade de 30m, e está localizada a montante da antiga bacia de captação BNF. A análise da Seção 4 indica que há a migração dos efluentes ácidos através do sistema de fraturas do embasamento cristalino, evidenciada por duas zonas saturadas de formato verticalizado com valores de resistividade da ordem de  $20\Omega.m$ , localizadas na porção central e na extremidade esquerda da seção. Essas zonas mostram a continuidade do fluxo de água subterrânea observado na Seção 3, com sentido para norte e noroeste, respectivamente. Os dados do modelo de inversão são corroborados por evidências de campo, uma vez que foram observadas surgências em fraturas na antiga bacia de captação (Figura 36).

**Figura 36 - Localização da linha de aquisição 4.**

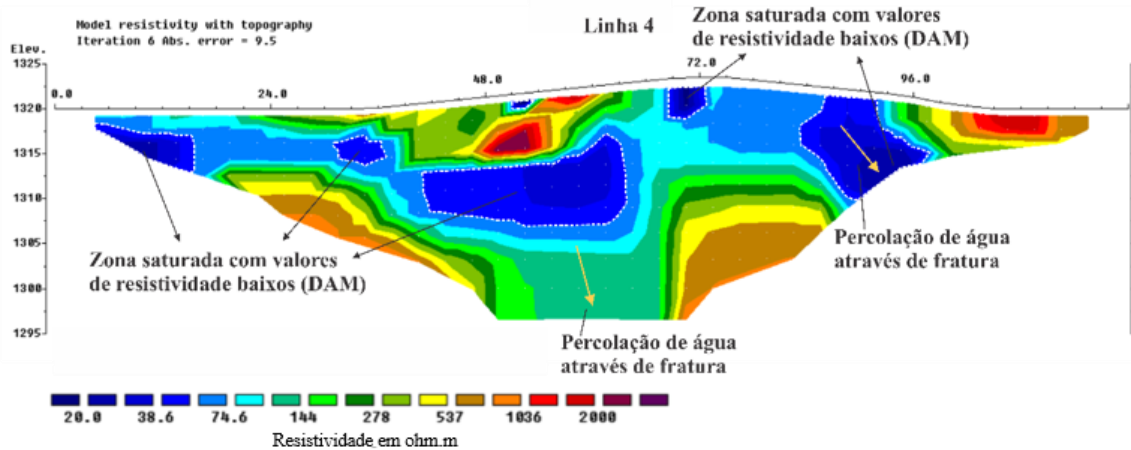


Fonte: Acervo pessoal.

A seção bidimensional referente à linha de aquisição 4 pode ser observada na Figura 37.



Figura 37 - Seção 2D referente à linha de aquisição 4.



Fonte: Elaboração própria.

A linha de aquisição 5 possui 115m de extensão e atinge profundidade de 25m. A Seção referente à linha 5 exibe duas zonas saturadas com águas ácidas ( $<20\Omega.m$ ) localizadas na porção central, que podem ser interpretadas como a continuidade do fluxo de água subterrânea observado na Seção 2, com sentido para nordeste, concordante com o sistema de drenagem natural do local de estudo (Figura 38).

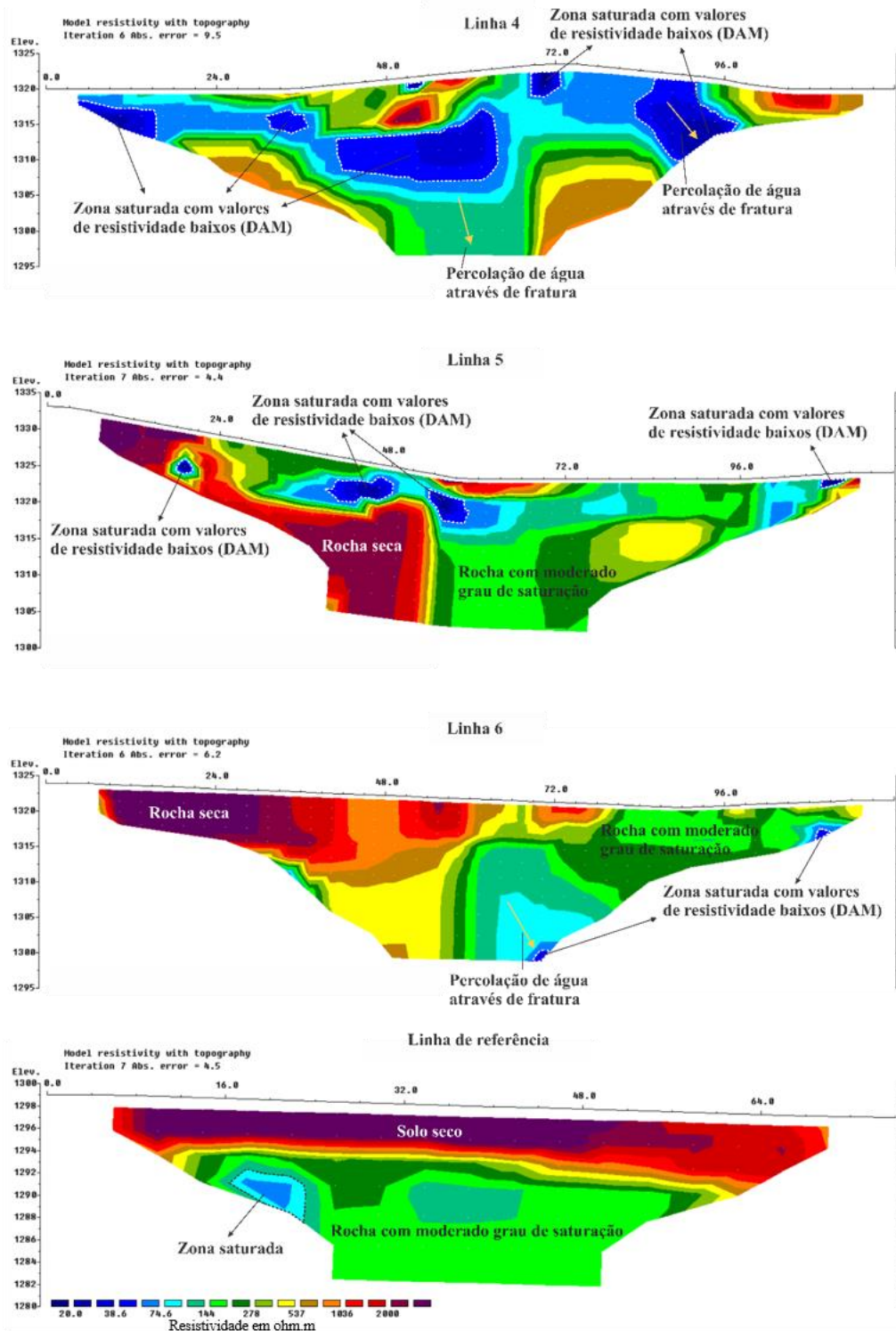
A linha de aquisição 6 possui 115m de extensão e atinge profundidade de 30m. A Seção referente à linha 6 também exibe a mesma configuração das seções acima descritas, onde é possível observar, novamente, percolação de água subterrânea por meio de fraturas do embasamento rochoso, evidenciada por valores de resistividade da ordem de  $80\Omega.m$  e disposição verticalizada, situada na porção central da seção (Figura 38).

A linha de aquisição 7 apresenta aproximadamente 112m de extensão e atinge profundidade de 35m. A linha está posicionada perpendicularmente em relação ao BF-04, a jusante da bacia de captação de água BNF. Na Seção 7, é nítida a existência de duas zonas saturadas com águas salinas, ambas a uma profundidade inicial de 10m e distância de 50m e 70m da origem da linha, evidenciadas por valores de resistividade que variam de  $20\Omega.m$  a  $40\Omega.m$  (Figura 39). Essas zonas podem ser interpretadas como interceptação do fluxo de água subterrânea que percola através do sistema de fraturas do embasamento cristalino, proveniente da pilha de rejeito, e sugerem que há escoamento dos efluentes para jusante da região da bacia de captação BNF.

As linhas 8 e 9 foram dispostas em uma região rebaixada de mata fechada, localizadas a jusante da área da BNF. É importante ressaltar que a linha 8 possui orientação perpendicular em relação às demais aquisições. A análise das Seções 8 e 9 também revela zonas de águas

ácidas (valores de resistividade da ordem de  $20\Omega.m$ ) com formato verticalizado, situadas nas porções centrais das seções, e que atingem níveis mais profundos, o que indica percolação através de fraturas, com continuidade lateral confirmada pela Seção 8 (Figura 39).

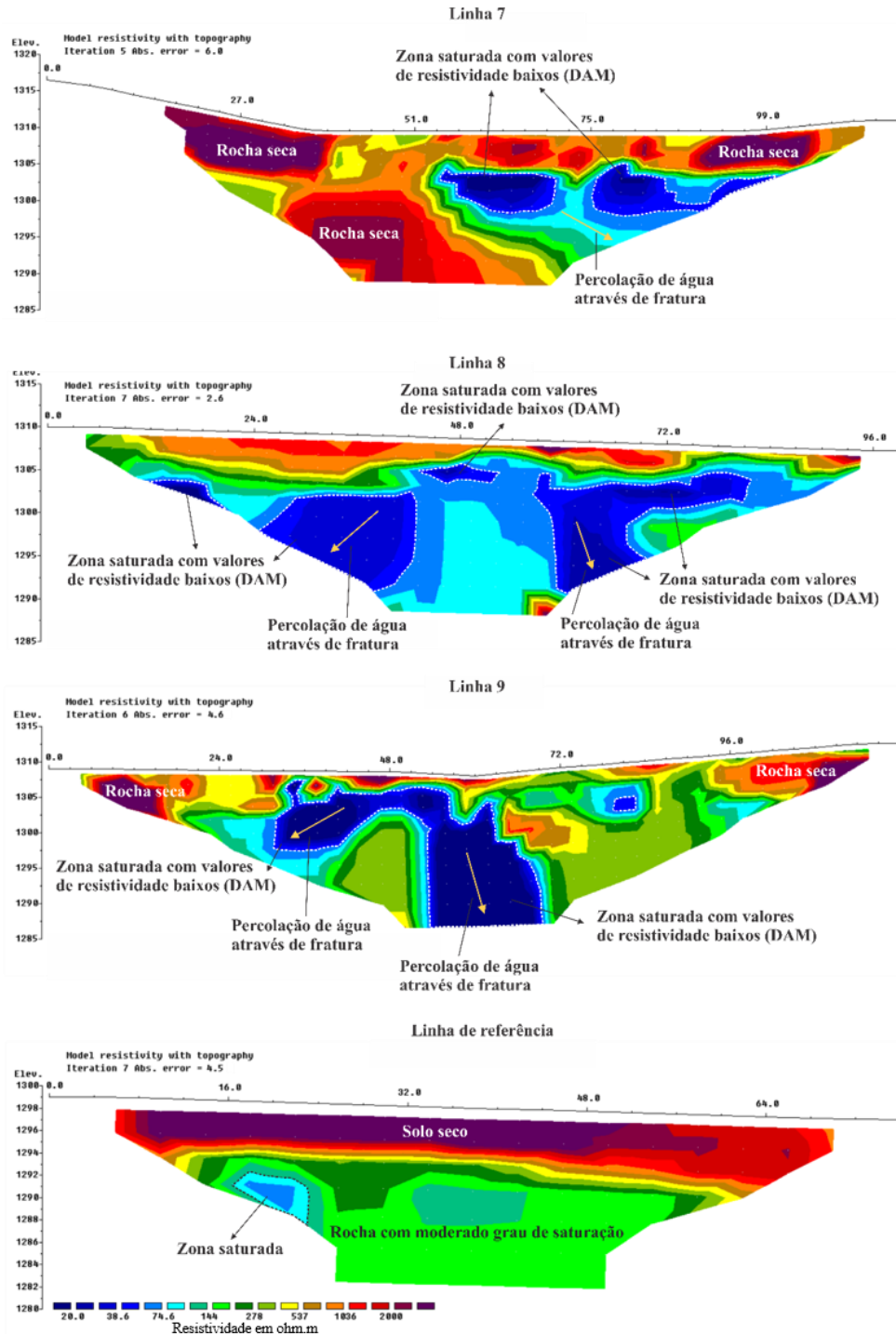
**Figura 38 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 4 a 6. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse.**



Fonte: Elaboração própria.

Portanto, os modelos geofísicos permitiram constatar que apesar de ser efetuada a captação das águas ácidas que afloram na base da pilha BF-04 pela bacia BNF, parte dos efluentes escoam para jusante do sistema, por meio das fraturas do embasamento cristalino, o que corresponde a uma fonte de contaminação para o aquífero fraturado local.

**Figura 39 - Modelos de inversão de resistividade referentes às linhas de aquisição 7 a 9. As linhas tracejadas delimitam as anomalias de interesse.**

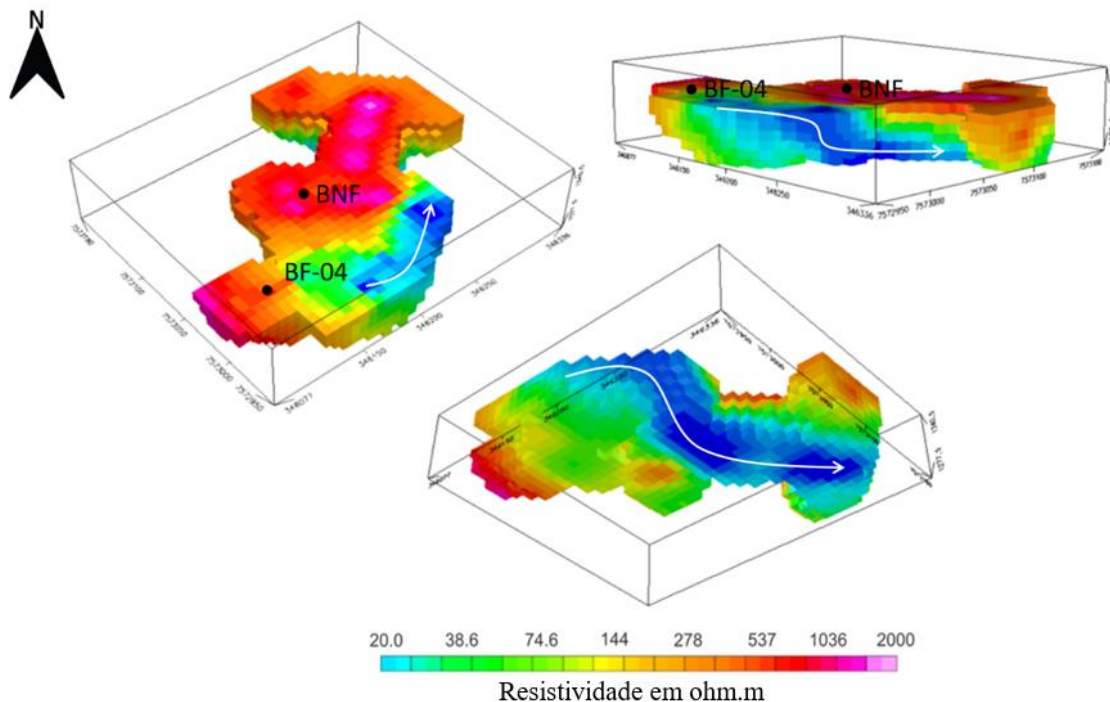


Fonte: Elaboração própria.

## 7.2. Modelagem 3D

A interpolação das seções geofísicas 4 a 9 gerou um modelo pseudo-3D para o parâmetro físico de resistividade representativo da área avaliada, a fim de facilitar sua visualização (Figura 40). A escolha das seções a serem utilizadas foi baseada na altitude das linhas de tomografia elétrica, com vista aos desníveis topográficos existentes na região avaliada, e priorizou a caracterização de fluxos hidrogeológicos que ocorrem no embasamento rochoso.

Figura 40 - Modelo pseudo-3D de resistividade.



Fonte: Elaboração própria.

Posteriormente, as imagens foram suavizadas e foram definidos 11 níveis de visualização em profundidade (*slices* - Figuras 41 e 42). Os níveis em profundidade correspondem às cotas 1.335m (superficial), 1.330m, 1.325m, 1.320m, 1.315m, 1.310m, 1.305m, 1.300m, 1.295m, 1.290m e 1.285m. A superfície do terreno considerada pelo modelo pseudo-3D (cota 1.335 m) é visualizada apenas em parte do domínio, uma vez que as linhas 7 a 9 estão situadas em cotas inferiores, e corresponde à região limítrofe entre a base da pilha de rejeito e o embasamento rochoso.

O modelo torna mais evidente as interpretações das seções 2D e indica a presença de fluxo de água subterrânea impactada pela DAM através do sistema de fraturas do embasamento

crystalino, evidenciado por valores de resistividade da ordem de  $20 \Omega.m$ , com continuidade em níveis mais profundos.

Ao correlacionar as cotas topográficas da área de estudo com a disposição das anomalias de baixa resistividade, foi possível inferir que a água subterrânea apresenta sentido de fluxo de sudoeste para nordeste, em consonância com o sistema de drenagem natural do local avaliado. Os modelos 3D sugerem que a pluma de águas ácidas tem início nas porções intermediárias do BF-04 (na cota de 1335 m), com continuidade em níveis mais profundos, até atingir a base da pilha de rejeitos, e parece fluir sob a antiga bacia de captação BNF (Figura 41).

Nos primeiros 5 níveis de visualização (*slices* 1.335m a 1.315m), as anomalias de baixa resistividade ( $<70 \Omega.m$ ) são observadas na porção sudeste do modelo, próximas ao contato entre a base do BF-04 e o embasamento rochoso, relacionadas à propagação de água subterrânea proveniente da pilha de rejeito por meio de fraturas do embasamento cristalino, com sentido de fluxo para nordeste.

Os próximos 2 níveis sotopostos ao 1.315m (*slices* 1.310m e 1.305m) apresentam um padrão de distribuição dos valores de resistividade muito semelhante ao apresentado nos níveis anteriores, com a presença de anomalias de baixa resistividade ( $<70 \Omega.m$ ) na porção sudeste da região avaliada. Porém, é evidente a redução da resistividade na porção nordeste do modelo, relacionada ao aumento da umidade, marcado por valores da ordem de  $70\Omega.m$  a  $150\Omega.m$ , o que pode ser entendido como favorecimento da percolação de água de sudoeste para nordeste.

A partir dos 35m de profundidade, é possível observar que a zona de baixa resistividade localizada a nordeste do modelo resulta em uma grande área de acúmulo de umidade, que aparenta formar um caminho preferencial com direção de sudoeste para nordeste (em concordância com os mapas topográfico e potenciométrico da área avaliada).

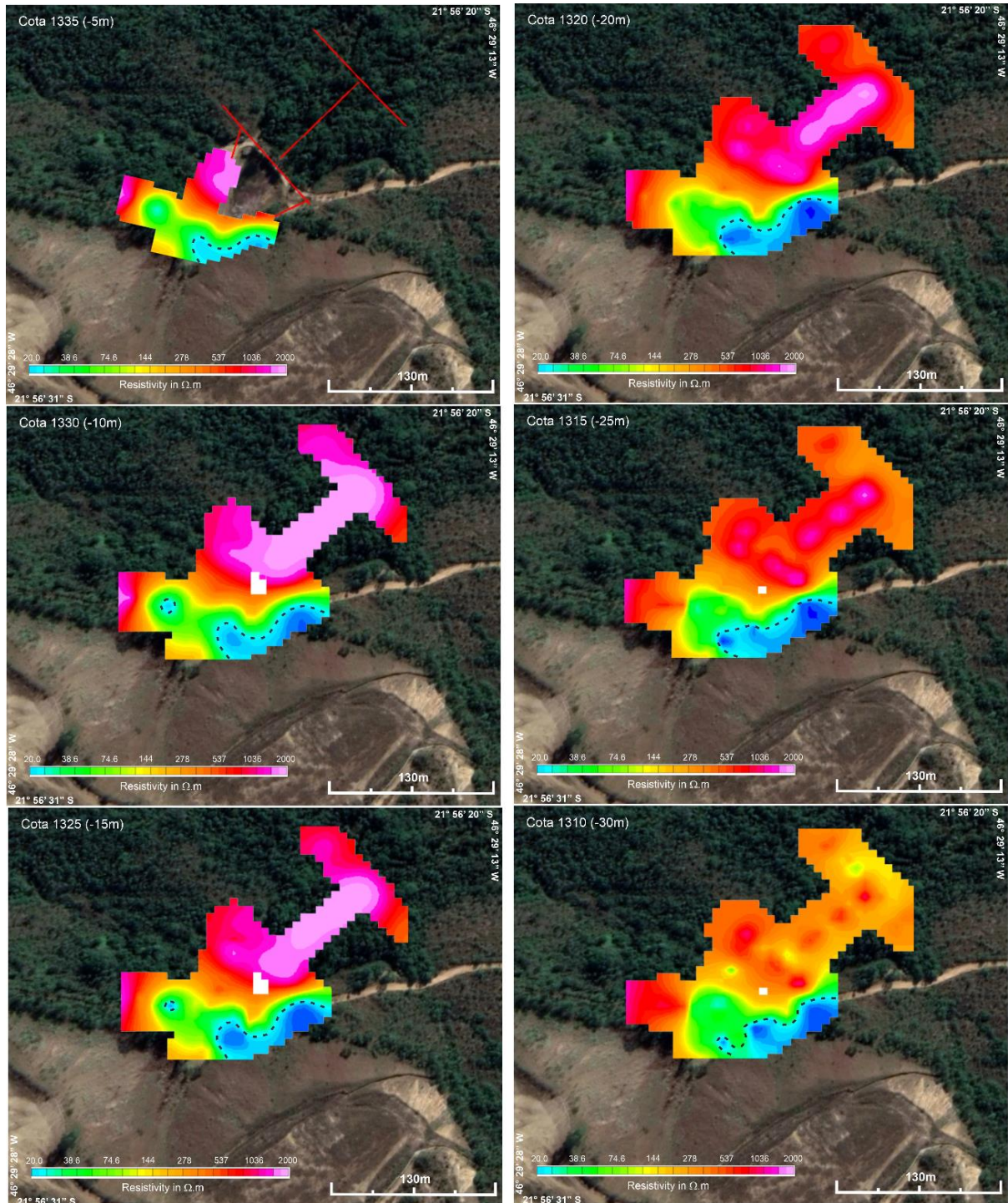
O nível 1.300m revela o claro registro da migração dos efluentes em direção à porção nordeste da área de estudos, com o surgimento de um fluxo de água subterrânea propriamente dito, com direção SW-NE, evidenciado por valores de resistividade da ordem de  $30\Omega.m$ , conforme o indicado pelo esquema de setas do modelo. A direção do fluxo subterrâneo é bem marcada pela dispersão do efluente salino, cujo caminho percorrido é consonante com a topografia da região de estudo.

Os três últimos níveis (*slices* 1.295m, 1.290m e 1.285m) são caracterizados por uma grande área de baixa resistividade ( $<20\Omega.m$ ), relacionadas à propagação da água subterrânea salina por meio de fraturas do maciço rochoso, a partir da pilha de rejeito, com sentido de fluxo SW-NE. A água que percola pelo interior do BF-04 atua como agente de transporte de contaminantes para o aquífero profundo. Como consequência, o efluente contaminado infiltra



nas porções mais profundas do aquífero por meio do sistema local de fraturas e interfere diretamente na qualidade da água subterrânea local.

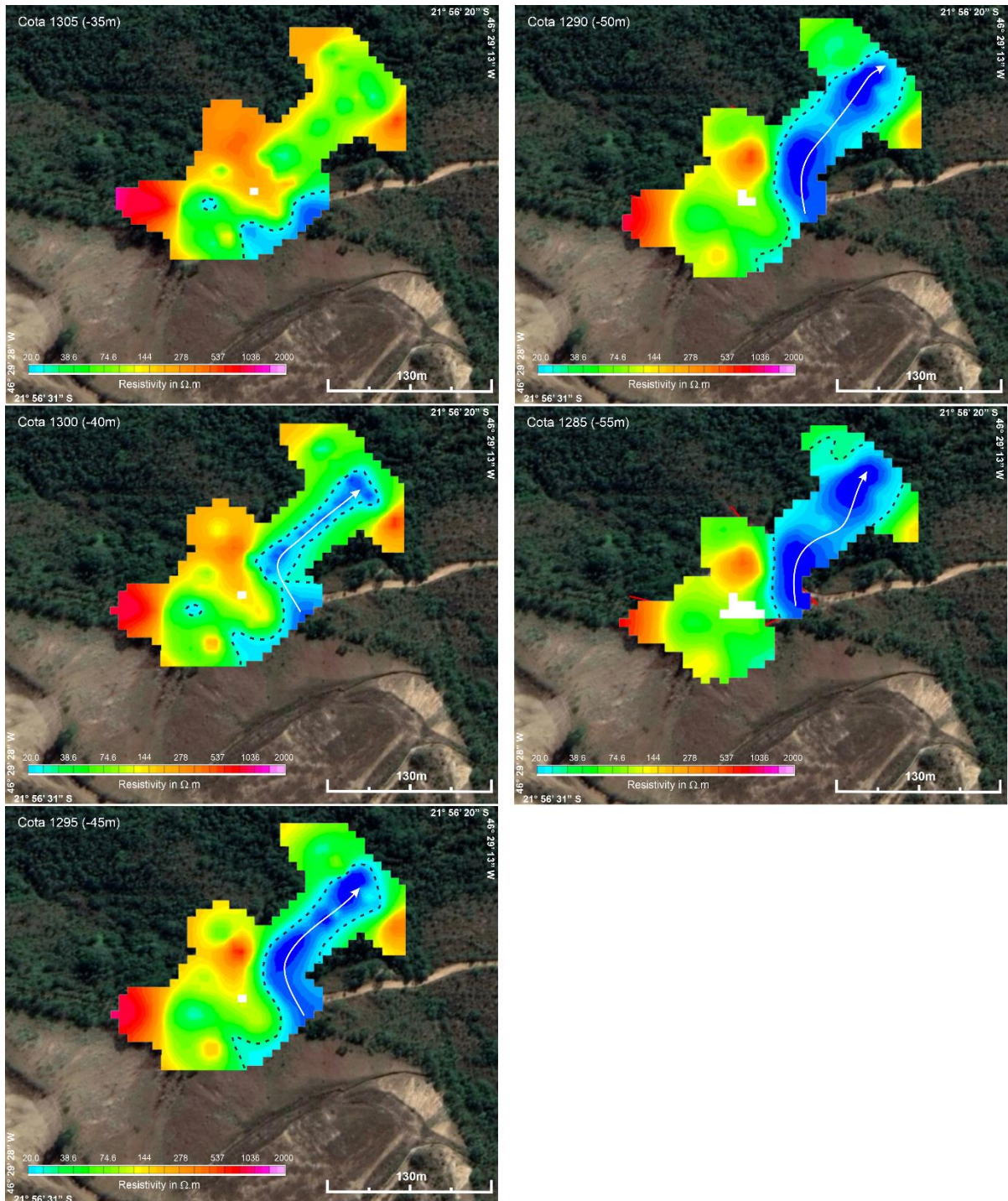
**Figura 41 - Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade.**



Fonte: Elaboração própria.



Figura 42 - Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade.



Fonte: Elaboração própria.

Em suma, com o aumento da profundidade, as anomalias de baixa resistividade apresentam proporções significativamente maiores na região NE do modelo, com destaque para as anomalias observadas nas cotas 1.300m, 1.295m, 1.290m e 1.285m, a jusante da pilha de rejeito e região da BNF, o que corrobora a teoria de infiltração das águas salinas provenientes do BF-04 para o aquífero fraturado regional, através do sistema de fraturas do maciço rochoso.

Com base no acima exposto, é possível constatar o carreamento das águas ácidas para além das dependências da mina, através do sistema de fraturas do aquífero formado pelo embasamento rochoso natural local.

Às vistas disso, é imprescindível que ocorra a implementação de ações que tornem a geração de DAM restrita e com características químicas próximas dos padrões naturais, meta bastante desejável no descomissionamento do empreendimento mineiro.

### **7.3.Dados hidroquímicos**

O índice de qualidade das águas está atrelado à avaliação dos parâmetros físico-químicos, cuja análise possibilita o diagnóstico do grau de contaminação e verificação das possíveis fontes dos contaminantes do aquífero ou corpo hídrico em questão, conforme as diretrizes especificadas na Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008 do CONAMA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2008).

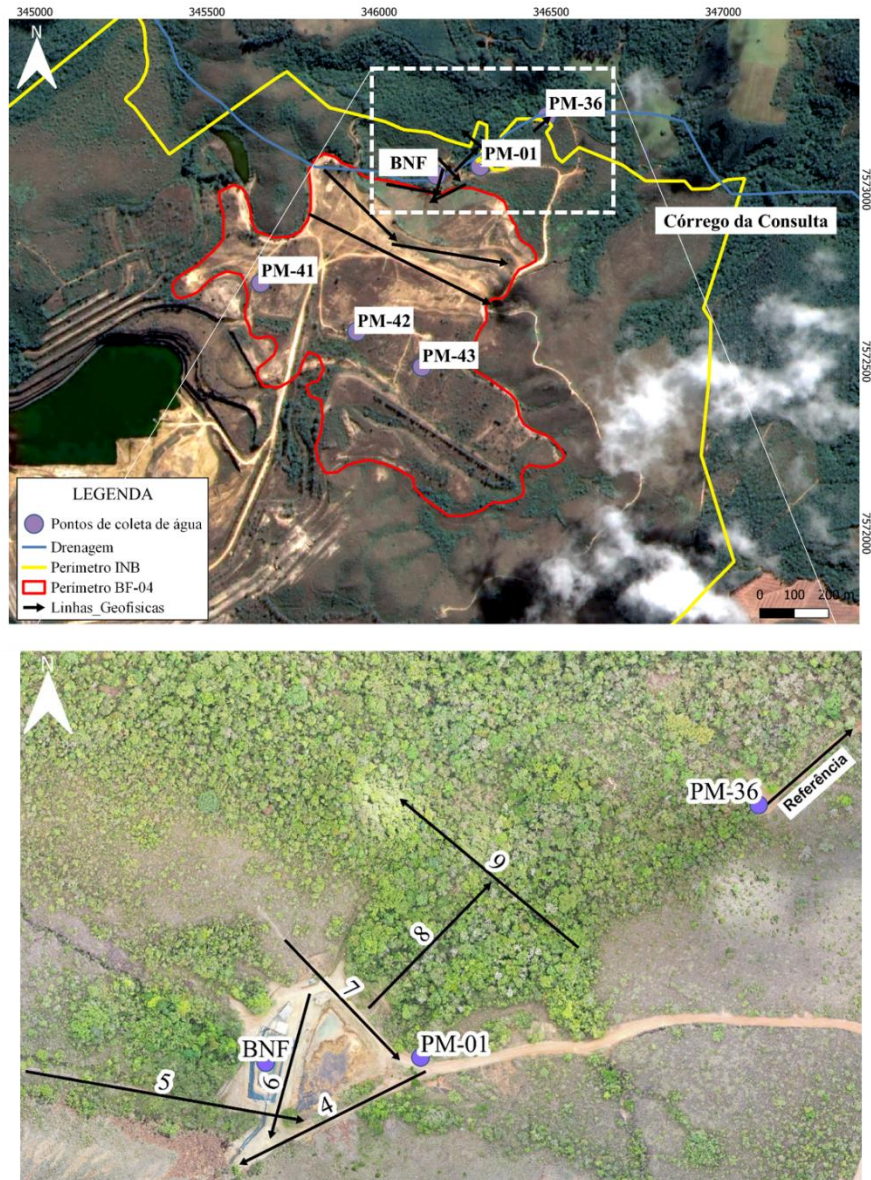
Entretanto, apesar de indispensáveis em estudos ambientais, a instalação dos poços de monitoramento em sistemas aquíferos fraturados frequentemente desconsidera a existência de zonas ou caminhos preferencias de fluxo.

No presente estudo, as informações obtidas pelas amostras de água subterrânea são apenas indicativas da presença de drenagem ácida e, às vistas disso, são utilizadas de forma complementar ao modelo geofísico proposto. A Figura 43 exhibe a configuração das linhas geofísicas em relação aos poços de monitoramento existentes no local de estudo.

É importante ressaltar que a diminuição do pH das águas subterrâneas decorrente da presença de DAM aumenta o potencial de dissolução de elementos químicos presentes nas matrizes rochosas, o que é refletido nas seções geofísicas como a redução dos valores de resistividade devido ao aumento de íons dissolvidos (AKCIL; KOLDAS, 2006).



Figura 43 - Configuração das linhas geofísicas e poços de monitoramento existentes na área de estudo.



Fonte: Elaboração própria.

De acordo com o perfil construtivo dos poços (Anexo I), o PM-01, PM-41 e PM-42 foram instalados no aquífero fraturado, enquanto os poços PM-36 e PM-43 foram instalados no aquífero poroso, formado pelo solo de alteração das rochas da região e material existente no BF-04, respectivamente. Entretanto, ao analisar o nível d'água (N.A.) dos poços, é possível verificar que o poço PM-42 apresenta N.A. raso. Partindo do princípio que a distância entre os poços é muito pequena para que ocorra confinamento do aquífero, é possível inferir que houve algum problema na instalação desse poço e, às vistas disso, as amostras de água coletadas nele são referentes ao aquífero poroso.

Portanto, os dados dos poços PM-01 e PM-41 refletem as condições químicas predominantes do aquífero fraturado (embasamento rochoso), enquanto o PM-36, PM-42 e PM-43 fornecem características químicas a respeito do aquífero poroso (Tabela 1).

**Tabela 1 - Coordenadas, cotas topográficas e níveis d'água dos poços de monitoramento existentes no BF-04.**

Ponto de coleta	Coordenadas (SIRGAS 2000)		Cota topográfica (m)	Profundidade de (m)	Intervalo da seção filtrante (m)	Profundidade do N.A. (m)	Cota do N.A. (m)
	Leste	Norte					
PM-01	346294	7573067	1301	16,00	10,00-14,00	8,40	1292,60
PM-36	346487	7573212	1285	10,00	6,00-10,00	3,67	1281,33
PM-41	345656	7572728	1378	50,00	37,00-50,00	28,61	1349,39
PM-42	345936	7572587	1381	30,00	20,00-30,00	6,90	1374,10
PM-43	346125	7572484	1385	29,00	15,00-28,00	5,17	1379,83

Fonte: INB

Os parâmetros físico-químicos medidos *in situ* na ocasião da amostragem de água nos poços de monitoramento podem ser observados na Tabela 2.

As amostras de água subterrânea coletadas foram analisadas para os parâmetros metais dissolvidos e ânions. Os resultados analíticos obtidos foram comparados aos valores de intervenção da Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009 do CONAMA (CONAMA, 2009), e podem ser observados nas Tabelas 3 e 4.

Em relação aos poços localizados no BF-04, o PM-41, instalado no patamar inferior, indicou águas ácidas (pH em torno de 4,5), baixa concentração de oxigênio dissolvido (<1 mg/L), características de ambiente redutor ( $Eh < 0$ ), alta concentração de íons dissolvidos (>1000 mg/L) e alta condutividade elétrica (>1500 $\mu$ S/cm). Também foram verificados valores de Al, Fe e Mn acima dos valores de intervenção (Tabelas 2 a 4).

As amostras coletadas no PM-42, localizado no patamar superior, indicaram águas levemente acidificadas (pH maior do que 6), moderada concentração de oxigênio dissolvido (>1 mg/L), características de ambiente redutor ( $Eh < 0$ ), moderada concentração de íons dissolvidos (<100 mg/L) e moderada condutividade elétrica (<300 $\mu$ S/cm), com valores de Fe e Mn acima dos valores orientadores (Tabelas 2 a 4).

Os dados obtidos no PM-43, instalado no patamar superior, indicaram pH neutro, baixíssima concentração de oxigênio dissolvido (0,5 mg/L), características de ambiente redutor

( $E_h < 0$ ), baixíssima concentração de íons dissolvidos ( $< 20$  mg/L) e baixa condutividade elétrica ( $< 100 \mu\text{S/cm}$ ), além de valores de Fe e Mn acima dos valores de intervenção (Tabelas 2 a 4).

Em suma, o PM-41 apresentou águas um pouco mais alteradas em comparação com os poços de monitoramento PM-42 e PM-43, com quantidade significativa de íons dissolvidos e alta concentração de sulfato, o que evidencia a migração da contaminação do aquífero poroso, formado pelo BF-04, para o aquífero fraturado regional.

Além disso, é possível inferir que a produção de DAM no patamar superior é menor quando comparada ao quadro de contaminação do patamar inferior, o que pode estar relacionado à construção pilha de rejeito, uma vez que o material de decapagem foi disposto na plataforma superior e o material rochoso, proveniente da triagem do corpo de minério B, foi depositado na plataforma inferior do bota-fora (ALBERTI, 2017).

Em relação à qualidade das águas da BNF, o efluente captado é caracterizado por pH baixo ( $< 4$ ), alta concentração de sulfato (692,10 mg/L), condutividade de  $1.600 \mu\text{S/cm}$  e presença de íons dissolvidos (alumínio – 106,10 mg/L, ferro - 0,29 mg/L, manganês – 69,30 mg/L, entre outros) (ALBERTI, 2017), o que evidencia a clara influência da contaminação proveniente do BF-04 (Tabelas 2 a 4).

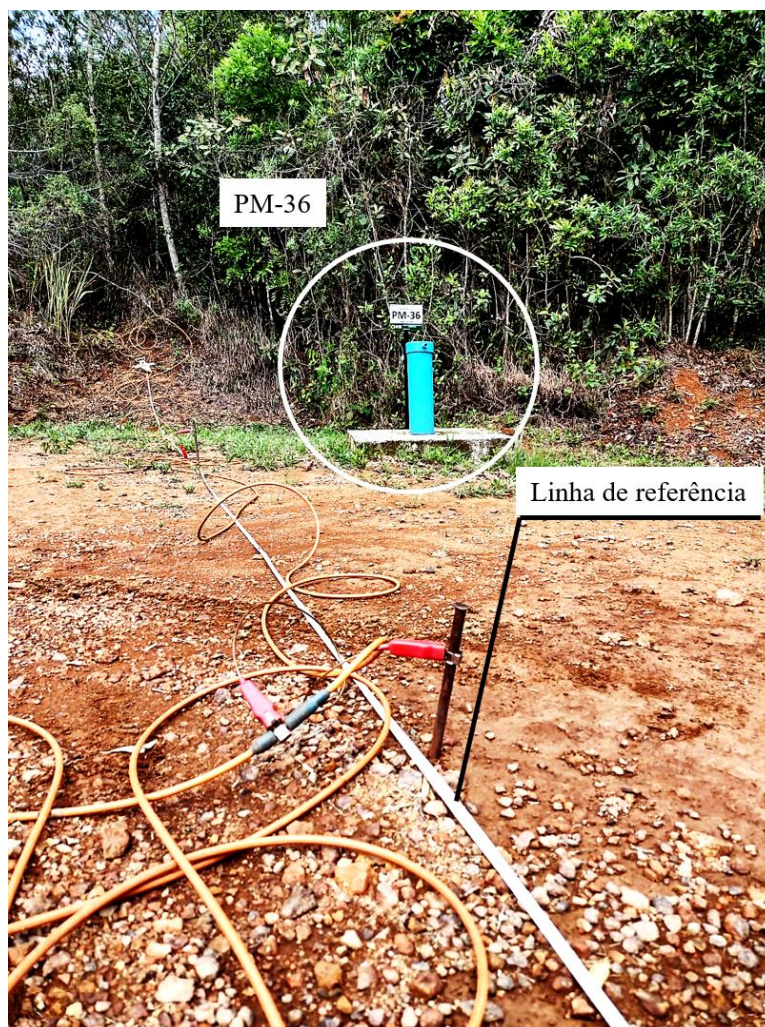
No que concerne aos poços instalados a jusante da pilha de rejeito, os dados apresentados no estudo de Alberti (2017) indicaram que o PM-01 apresentou valores correspondentes à geração de DAM mais acentuada que os demais poços, o que aponta a existência de uma pluma de águas ácidas que percola sob o BF-04, provavelmente em decorrência da contaminação do sistema aquífero fraturado a partir da contribuição proveniente do sistema granular formado pelo bota-fora.

As amostras coletadas no PM-36, instalado com 10 metros de profundidade, na zona de interface do solo residual, apresentaram valores de pH acima de 6, levemente acidificadas, com baixíssima concentração de íons dissolvidos e, conseqüentemente, baixa condutividade elétrica ( $< 50 \mu\text{S/cm}$ ), o que indica ausência de influência da DAM (ALBERTI, 2017; Tabelas 2 a 4).

O PM-36 está instalado próximo à linha de referência, distante do BF-04, e os resultados analíticos das amostras de água subterrânea coletadas no poço são concordantes com as interpretações geofísicas, que também indicaram ausência de DAM no local (Figura 44).



**Figura 44 - Localização do poço de monitoramento PM-36 e linha geofísica de referência.**



Fonte: Elaboração própria.

**Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos dos poços de monitoramento localizados no BF-04.**

Ponto de coleta	PM-01	PM-36	PM-41	PM-42	PM-43	BNF
Profundidade (m)	16,00	10,00	50,00	30,00	29,00	-
Intervalo da seção filtrante (m)	10,00-14,00	6,00-10,00	37,00-50,00	20,00-30,00	15,00-28,00	-
<b>Parâmetros Físico-Químicos</b>						
Data da coleta	18/07/2014	22/07/2014	24/07/2014	30/07/2014	27/07/2014	28/08/2014
pH	3,32	6,19	4,55	6,95	7,16	3,91
Oxigênio dissolvido	0,45	4,79	0,42	1,14	0,37	6,75
Eh	0,28	0,26	-0,14	-0,03	-0,09	0,49
Cond. (µS/cm)	4400,00	39,00	1510,00	278,00	85,00	1600,00

Fonte: Alberti (2017).

Tabela 3 - Principais ânions presentes nos poços de monitoramento do BF-04.

Ponto de coleta	PM-01	PM-36	PM-41	PM-42	PM-43	BNF
Profundidade (m)	16,00	10,00	50,00	30,00	29,00	-
Intervalo da seção filtrante (m)	10,00-14,00	6,00-10,00	37,00-50,00	20,00-30,00	15,00-28,00	-
<b>Ânions (mg/L)</b>						
Data da coleta	09/06/2015	16/06/2015	26/05/2015	28/04/2015	28/05/2015	09/06/2015
Sulfato	4568,50	25,50	903,20	149,60	0,03	692,10
Fluoreto	2,64	0,93	47,05	8,54	1,23	46,60

Fonte: Alberti (2017).

Tabela 4 - Principais metais presentes nos poços de monitoramento do BF-04.

Ponto de coleta	PM-01	PM-36	PM-41	PM-42	PM-43	BNF	*Valores de intervenção (mg/L)
Profundidade (m)	16,00	10,00	50,00	30,00	29,00	-	
Intervalo da seção filtrante (m)	10,00-14,00	6,00-10,00	37,00-50,00	20,00-30,00	15,00-28,00	-	
<b>Metais (mg/L)</b>							
Data da coleta	09/06/2015	16/06/2015	26/05/2015	28/04/2015	28/05/2015	09/06/2015	-
Alumínio	<b>603,30</b>	0,62	<b>76,30</b>	1,95	0,10	<b>106,10</b>	3,50
Ferro	<b>39,60</b>	0,04	<b>88,90</b>	<b>9,49</b>	<b>7,04</b>	0,29	2,45
Manganês	<b>349,50</b>	<b>0,59</b>	<b>89,20</b>	<b>4,53</b>	<b>7,10</b>	<b>69,30</b>	0,40
*Valores de intervenção para águas subterrâneas conforme a Resolução 420/2009 CONAMA.							
**Os valores em negrito estão acima dos valores de intervenção.							

Fonte: Alberti (2017).

De forma geral, o aquífero fraturado é caracterizado por um ambiente com baixo oxigênio dissolvido, fator desfavorável à geração DAM. Entretanto, os dados químicos mostram que o aquífero fraturado apresenta as maiores concentrações de íons dissolvidos e, conseqüentemente, elevados valores de condutividade elétrica, o que corrobora novamente a teoria de que há infiltração dos efluentes gerados no interior da pilha de rejeito BF-04 para o aquífero fraturado sotoposto, por meio de fraturas do embasamento cristalino.

No que concerne à remediação de aquíferos, o tempo de residência das águas subterrâneas é um dos fatores preponderantes em relação à capacidade de eliminação dos contaminantes. Quanto maior o tempo de residência, maior será o tempo para que ocorra a descontaminação por meio de processos naturais de descarga, devido às baixas taxas de recarga (CLARK, 2015; GLEESON *et al.*, 2012; SCANLON *et al.*, 2006).

O trabalho de Alberti (2017) apresenta análises da concentração de trítio ( $^3\text{H}$ ) para as amostras de água subterrânea coletadas nos poços de monitoramento da área de estudo. Os resultados indicam que, para os poços PM-01 e PM-41, relacionados a zonas do aquífero fraturado, o tempo de recarga é estimado em torno de 7,6 e 7,1 anos, respectivamente. Para os poços PM-42 e PM-43, o tempo de recarga obtido foi de 2,0 e 5,2 anos, respectivamente. Por fim, o poço PM-36, instalado na porção do aquífero poroso, apresentou idade de recarga mais recente, em torno de 1,3 anos, o que indica águas de circulação mais rápida, com influência direta das águas superficiais.

Portanto, é possível constatar que a remoção dos contaminantes acontece de forma mais acelerada nas porções relacionadas ao aquífero poroso do que no aquífero fraturado, uma vez que a renovação da água subterrânea ocorre de forma mais rápida nesse sistema. Às vistas disso, é fundamental que o processo de remediação do BF-04 leve em consideração a migração dos efluentes ácidos gerados no interior da pilha de rejeito para o aquífero fraturado.

#### **7.4. Propostas de remediação**

O tratamento de efluentes ácidos consiste na neutralização da acidez e conseqüente precipitação de íons metálicos presentes na solução, de forma a minimizar a concentração das substâncias poluentes abaixo dos valores de intervenção previstos pelo órgão ambiental vigente.

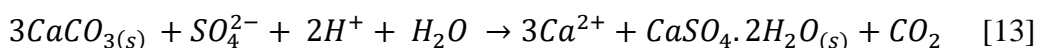
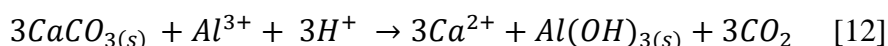
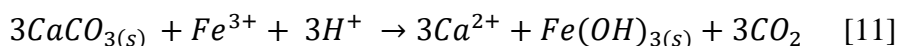
Os sistemas de tratamento *in situ* ou passivos representam uma opção mais atrativa devido aos reduzidos custos de instalação e manutenção quando comparados aos sistemas ativos, que consistem na construção de estações de tratamento de efluentes e sistemas de bombeamento e, quando mantidos por um longo período, são bastante onerosos devido aos custos com insumos, manutenção, potencial humano e energia (IAKOVLEVA *et al.*, 2015). De acordo com o trabalho de Trindade e Soares (2004), no sistema passivo, os contaminantes presentes nos efluentes líquidos são imobilizados em dispositivos estacionários pela ação de agentes neutralizantes.

A escolha do tipo de sistema passivo deve levar em consideração as características físico-químicas do efluente gerado pela DAM, uma vez que as concentrações de ferro e alumínio podem ser consideradas fatores limitantes do tratamento (FRIPP *et al.*, 2000). Às vistas disso, uma medida de remediação viável para o cenário de contaminação existente no BF-04 e seus arredores seria a implantação de um canal de calcário aberto (CCA) nas proximidades da linha 7, a jusante da bacia de captação BNF.

Esses dispositivos consistem em canais superficiais preenchidos com calcário (SKOUSEN; ZIEMKIEWCZ, 1996). A calcita (carbonato de cálcio) e a dolomita (carbonato de magnésio) são largamente aplicadas devido à sua capacidade de tamponamento, além de possuírem baixo custo e oferecerem segurança e facilidade de manuseio quando aplicadas na neutralização da DAM (SKOUSEN *et al.*, 2000). O estudo de Bernier *et al.* (2001) contempla ensaios acerca da dissolução desses minerais em sistemas abertos, e confere vantagens na aplicação da dolomita em detrimento da calcita sob as mesmas condições de temperatura e pressão na reação com ácido sulfúrico, devido à diferença entre as massas molares. Enquanto a calcita apresenta massa molar igual a 100,1g/mol, a dolomita possui 184,4g/mol e, por conseguinte, a calcita é consumida antes da dolomita na reação com ácido sulfúrico.

De acordo com o trabalho de Ziemkiewicz *et al.* (1994), a precipitação de metais sob a forma de hidróxidos, particularmente ferro (Equação 11) e alumínio (Equação 12) e a formação de gipsita (Equação 13) sobre o calcário reduz sua solubilidade e, conseqüentemente, sua eficiência como agente redutor de acidez, devido ao processo de passivação do calcário, que pode ser explicado como a precipitação de hidróxidos e formação de uma camada protetora sobre o calcário (HAMMARSTROM *et al.*, 2003; ZIEMKIEWICZ *et al.*, 1997). Entretanto, mesmo completamente coberto, o calcário ainda gera alguma alcalinidade (EPA, 1999).

As equações de passivação de calcário são apresentadas a seguir:



Os canais com calcário são de construção relativamente simples. A Figura 45 mostra a seção transversal esquemática de um CCA. A implementação do dispositivo deve considerar a existência de desnível topográfico a fim de aproveitar o gradiente de pressão e permitir livre e contínua vazão do efluente, capaz de prevenir o bloqueio dos poros entre as partículas de calcário e a simultânea passivação deste reagente pelos precipitados metálicos (TRINDADE; SOARES, 2004).

Neste sentido, é recomendado que canais abertos de calcário sejam dimensionados para neutralizar pelo menos 90% da acidez em 1 hora de contato ou 100% para 3 horas de contato. Os parâmetros principais considerados na construção de um CCA são:

- vazão (taxa) da água a ser neutralizada;
- declividade do canal;
- acidez.

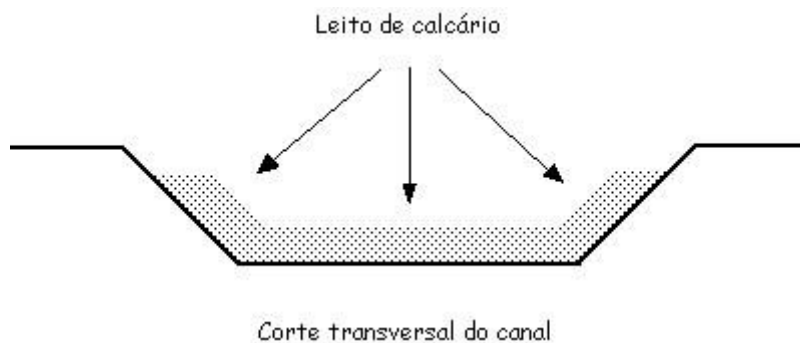
Essas informações determinarão:

- a massa de calcário necessária;



- a seção transversal do canal;
- o comprimento do canal;
- o tempo de residência.

**Figura 45 - Desenho esquemático do canal de calcário aberto.**



Fonte: Trindade e Soares (2004), adaptado de EPA (1999).

Os tratamentos passivos constituem-se em uma etapa final, cujo objetivo é enquadrar o efluente nos padrões exigidos pela legislação. A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 430/2011) que “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” estabelece os parâmetros para lançamento de efluentes para o corpo receptor. Os parâmetros de interesse para DAM (na região avaliada) são mostrados na Tabela 5.

**Tabela 5 - Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo a Resolução n° 430/2011 CONAMA.**

<b>*Valores de intervenção (mg/L)</b>	
Alumínio total	-
Ferro total	15,00
Manganês total	1,00
pH	5,00 – 9,00
*Valores de intervenção para lançamento de efluentes conforme a Resolução 430/2011 CONAMA.	

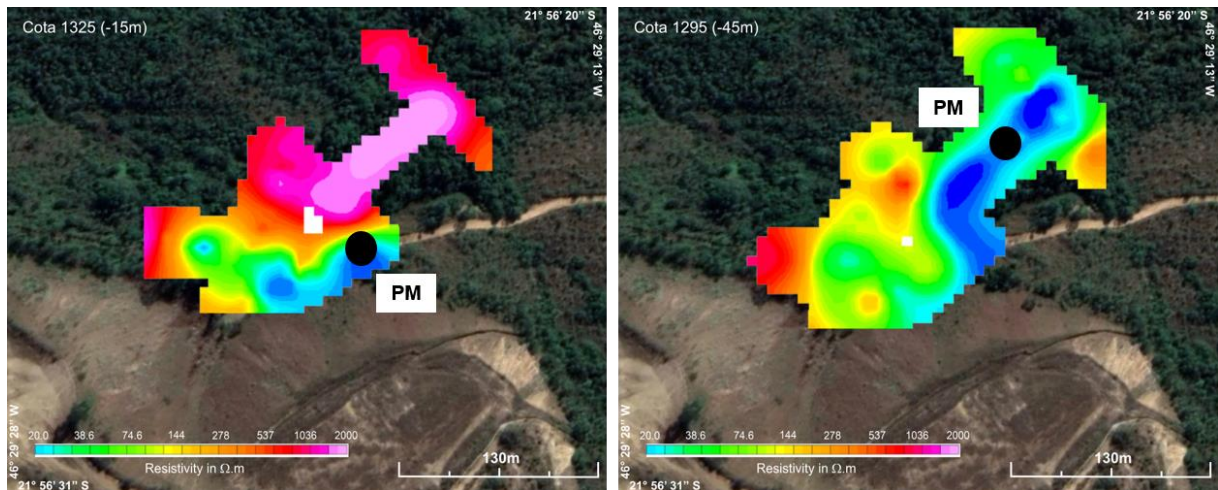
Fonte: CONAMA (2011).

Uma medida de remediação complementar consiste na realização de obras de impermeabilização do canal de desvio do Córrego da Consulta, uma vez que, como citado anteriormente, o trabalho de Nascimento (2022) identificou trechos onde ocorre infiltração do

referido canal de desvio para dentro do BF-04. Essa proposta seria fundamental para a diminuição do volume de DAM gerado no interior da pilha de rejeitos, uma vez que corresponde a uma parcela considerável do aporte hídrico do bota-fora.

Além disso, a instalação de poços de monitoramento em locais estratégicos, como nas zonas de percolação da pluma de contaminação, identificadas nas seções geofísicas, é de suma importância para o constante monitoramento e avaliação dos índices de qualidade da água subterrânea, bem como para estudos acerca da avaliação de fluxo no sistema aquífero fraturado regional (Figura 46).

**Figura 46 – Sugestão de locação de poços de monitoramento em regiões de interesse.**



Fonte: Elaboração própria

## 8. CONCLUSÕES

Os dados hidroquímicos dos poços de monitoramento existentes na região avaliada demonstram que há percolação de efluentes ácidos no sistema fraturado, o que sugere uma possível conectividade hidrogeológica entre o sistema aquífero poroso, formado pela pilha de estéreis, e o sistema aquífero fraturado sotoposto, formado pelas rochas cristalinas.

A utilização da geofísica como ferramenta indireta de investigação no estudo de drenagem ácida de mina em pilha de rejeito foi bastante eficaz. Os resultados do presente estudo permitiram uma boa compreensão acerca da dinâmica hidrogeológica e do fluxo subterrâneo de DAM no interior da pilha de rejeito BF-04 e, principalmente, no aquífero fraturado regional formado pelo embasamento cristalino subjacente. Foi possível distinguir zonas saturadas menos impactadas ( $\sim 80 \Omega.m$ ) daquelas com alto teor de íons, provavelmente relacionadas à DAM ( $< 40 \Omega.m$ ). Além disso, as interpretações geofísicas mostram que há conectividade hidráulica entre o bota-fora e o aquífero fraturado sotoposto, por meio de fraturas do embasamento cristalino, o que favorece as trocas químicas entre eles.

Os modelos 2D e 3D indicam a presença de fluxo de água subterrânea impactada pela DAM para jusante da bacia de captação BNF e conseqüente dispersão dos contaminantes para além das adjacências da mina através do sistema de fraturas do embasamento cristalino. O fluxo proveniente do BF-04 possui sentido SW-NE e atinge níveis mais profundos ( $\sim 1277,5$  m).

A existência de zonas saturadas de forma permanente na pilha proporciona a oxidação constante de sulfetos. Dessa forma, o passivo ambiental é contínuo durante todo o ano, e a pirita presente no material que compõe o bota-fora é um foco permanente de geração de DAM, que perdurará ainda por muitas décadas.

Às vistas disso, é imprescindível a implementação de ações que tornem a geração de DAM restrita e com características químicas próximas dos padrões naturais, meta bastante desejável no descomissionamento do empreendimento mineiro.

Uma possível medida de remediação para o passivo em questão seria a implantação de uma barreira hidráulica com adição de calcário nas proximidades da linha de aquisição 7, a jusante da bacia de captação BNF. A utilização de calcário em canais abertos consiste em uma técnica mais barata, e a durabilidade do sistema varia conforme a cinética da reação de dissolução do calcário e da oxidação da pirita.

Apesar de dados prévios fornecerem um panorama a respeito do comportamento hidroquímico do BF-04, a ausência de dados diretos da região a jusante da pilha de rejeitos é considerada um fator limitante do estudo, uma vez que dificulta uma melhor concepção do cenário atual de contaminação, bem como associação com o modelo geofísico estabelecido para

a área avaliada. Diante do exposto, é recomendado a instalação de novos poços de monitoramento em locais estratégicos, a fim de uma melhor compreensão acerca do comportamento hidrogeológico local e avaliação de fluxo no sistema aquífero fraturado. Também é recomendado que seja efetuada a análise química das águas do Córrego da Consulta, com ponto de coleta a jusante do BF-04, a fim de avaliar possível conexão hidráulica entre o referido córrego e o aquífero fraturado regional, uma vez que as seções geofísicas indicam migração da pluma ácida em direção ao corpo d'água em questão.

## 9.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEM. Terrameter LS – Instruction manual. ABEM Instrument AB, Sundbyberg, 122 p. 2012.
- AKCIL, A.; KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): Causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, v. 14, n. 12, p.1139-1145, 2006.
- ALBERTI, H. L. C. Estudo hidroquímico e isotópico das águas subterrâneas impactadas pela drenagem ácida da mina de urânio – Osamu Utsumi, Planalto de Poços de Caldas (MG). 2017, 194 p. Dissertação de mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.
- ALMEIDA, F. F. M. Origem e evolução da Plataforma Brasileira. Rio de Janeiro, DNPM-DGM. 36p. (Boletim 241), 1967.
- ALMEIDA, F. F. M. Distribuição regional e relações tectônicas do magmatismo pós-paleozóico no Brasil. *Rev. Bras. Geoc.*, 16(4):325-349, 1986.
- ALMEIDA, F. F. M.; HASUI, Y.; BRITO NEVES, B. B. The upper precambrian of South America. *Boletim IG*, v. 7, p. 45-80, 1976.
- ALVES, A. D. Rochas vulcanoclásticas do complexo alcalino de Poços de Caldas. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em mineralogia e petrologia. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo, 2003.
- ANTERRIEU O., CHOUTEAU M., AUBERTIN M. Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine, *Bull Eng Geol Environ* 69:533-548, 2010.
- BATISTA, L., A. Análise das comunidades microbianas presentes em depósitos de minerais sulfetados com ocorrência de drenagens ácidas de minas e em sistemas de biolixiviação. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto, 2009.
- BENSON, A. K., PAYNE, K. L., STUBBEN, M. A. Mapping groundwater contamination using dc resistivity and VLF geophysical methods—A case study. *Geophysics*, 62(1), 80-86, 1997.
- BERNIER, L., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A. M., BUSSIÈRE, B., BIENVENU, L., & CYR, J. Limestone drain design criteria in AMD passive treatment: theory, practice and hydrogeochemistry monitoring at Lorraine Mine Site, Temiscamingue. 2001.

BIONDI, J.C. Processos metalogenéticos e os depósitos minerais brasileiros. São Paulo: Oficina de Textos, 2003.

BLOWES, D. W. The environmental effects of mine wastes. In: *Proceedings of exploration*, p. 887-892, 1997.

BLOWES, D. W., PTACEK, C. J., & JAMBOR, J. L. The geochemistry of acid mine drainage. In *Holland, H.D. and Turekian, K.K. (Eds.), Treatise on geochemistry* (Vol. 5, pp. 149-204). Elsevier. 2003.

CAMPBELL, D. L., FITTERMAN, D. V. Geoelectrical methods for investigating mine dumps. *Proceedings of the 5th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD 2000), Denver, Colorado* (Vol. 2, pp. 1513-1523), 2000.

CAPOVILLA, M. N. G. M. Urânio nos hidrotermalitos potássicos (“rocha potássica”) da Mina Osamu Utsumi, Complexo Alcalino de Poços de Caldas, MG. 2001. 227p. Tese de doutorado em Mineralogia e Petrologia. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo – SP. 2001.

CARPENTER, P. J., KAUFMANN, R. S., PRICE, B. Use of resistivity soundings to determine landfill structure. *Groundwater*, 28(4), 569-575, 1990.

CASAGRANDE, M. F. S. Investigação geofísica em pilha de estéril afetada por processo de drenagem ácida na mina Osamu Utsumi, Poços de Caldas-MG. 2019. Tese de Mestrado - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2019.

CASAGRANDE, M. F. S.; MOREIRA, C. A.; TARGA, D. A.; ALBERTI, H. L. C. Integration of geophysical methods in the study of acid mine drainage in uranium mining waste. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 36, n. 4, p. 1-12, 2018.

CAVALCANTI, I. F. A.; KOUSKY, V.E. Drought in Brazil during Summer and Fall 2001 and associated atmospheric circulation features. *Climanálise*, ano 2, n. 1, p. 1-10, 2002.

CHAMMAS, R. Barragens de Contenção de Rejeitos. Curso de Especialização em Engenharia de Barragens (CEEB), UFOP, Ouro Preto, MG, 1989.

CHRISTOFOLETTI, A. A unidade morfoestrutural do planalto de Poços de Caldas. *Notícias Geomorfológicas*, v. 13, n. 26, p. 77-85, 1973.

CIPRIANI, M. Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio. 2002. 363p. Tese de doutoramento. Universidade Estadual de Campinas. 2002.

CLARK, I. Groundwater geochemistry and isotopes. *CRC press*, 2015.

CLEARY, R, W. Águas subterrâneas, Princeton groundwater, inc. São Paulo, 2007.

COOK, P. G. A guide to regional groundwater flow in fractured rock aquifers. Henley Beach, South Australia: Seaview Press, 2003.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. “Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências”. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Distrito Federal, nº 66, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Distrito Federal, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA”, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Distrito Federal, nº92, 2011.

CORDANI, Umberto G. et al. Crustal evolution of the South American platform. *Tectonic Evolution of South America*, v. 31, p. 19-40, 2000.

CRUZ, W.B.; PEIXOTO, C. A. M. A Evolução química das águas subterrâneas de Poços de Caldas – MG. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 21, cap. 1, p. 23-33,1991.

CUNHA, O., RIBEIRO, A., SCASSIOTI, W., RODRIGUES, F., KATZ, J. Implantação de projeto de descontaminação de urânio de águas ácidas da mina da INB em Caldas – MG com resinas de troca iônica. XXVI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa Poços de Caldas-MG. 2015.

CURI, A. Minas a céu aberto: planejamento de lavra. Oficina de Textos, 2014.



CUSTIS, K. Application of geophysics to acid mine drainage investigations. Volume 1. Literature review and theoretical background, 1994.

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. Hidrologia Subterrânea. 2ª Edição. Tomo I e II, Ediciones Omega, Barcelona, p. 2350, 1996.

DAHLIN, T. The development of DC resistivity imaging techniques. *Computers e Geosciences*, 27, p. 1019-1029. 2001.

DAY-LEWIS, F. D.; SLATER, L. D.; ROBINSON, J.; JOHNSON, C. D.; TERRY, N.; WERKEMA, D. An overview of geophysical technologies appropriate for characterization and monitoring at fractured-rock sites. *Journal of environmental management*, v. 204, p. 709-720, 2017.

DE PAIVA, Rogério Luiz Cunha; DA SILVA, Kátia Moniz; NUNES, Marcos Eduardo Costa. PROCESSOS DE LICENCIAMENTO DE INSTALAÇÕES NUCLEARES NO BRASIL.

DEVOS, K. J., PEHME, P., & GREENHOUSE, J. P. Ground geophysical surveys for mine wastes. *Proceedings of exploration* (Vol. 97, pp. 917-926), 1997.

DOLD, B. Acid rock drainage prediction: A critical review. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 172, p. 120-132, 2017.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. Physical and chemical hydrogeology. New York, 1990.

EGIEBOR, N. O.; ONI, B. Acid rock drainage formation and treatment: a review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, v. 2, n. 1, p. 47-62, 2007.

EGIEBOR, N. O.; ONI, B. Acid rock drainage formation and treatment: a review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, v. 2, n. 1, p. 47-62, 2007.

ELLERT, Reinholt. Contribuição à geologia do maciço alcalino de Poços de Caldas. *Boletim da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras, Universidade de São Paulo*. Geologia, n. 18, p. 5-60, 1959.

EPOV M.I., YURKEVICH N.V., BORTNIKOVA S.B., KARIN Y.G., SAEVA O.P. Analysis of mine waste by geochemical and geophysical methods (a case study of the mine tailing dump of the Salair ore processing plant) *Russ Geol Geophys*, 2017.

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. Coal Remining BMP Guidance Manual, 1999.

ERRINGTON, J.; FERGUSON, K. D. Acid mine drainage in British Columbia: today and tomorrow. 1987.

EVANGELOU, V. P; ZHANG, Y. L. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 25, n. 2, p. 141-199, 1995.

EVERETT, M.E. Near-surface applied geophysics. Cambridge University Press. 403 p. 2013.

FAGUNDES, J.R.T. Balanço hídrico do bota-fora BF-4 da mina Osamu Utsumi, INB, como subsídio para projetos de remediação de drenagem ácida. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, Minas Gerais, 121p, 2005.

FARFÁN, J. R. J. Z.; BARBOSA FILHO, O.; de SOUZA, V. P. Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da indústria mineral. Série tecnologia ambiental, v. 29. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral/Ministério da Ciência e Tecnologia - CETEM/MCT. 58 f., 2004.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C., DEMETRIO, J. G. A. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM, 2008.

FERNANDES, A. J. Tectônica Cenozóica na porção média da Bacia do Rio Piracaia e sua aplicação à hidrogeologia. 1997. Tese de doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

FERNANDES, A. J.; PERROTTA, M. M.; SALVADOR, E. D.; AZEVEDO, S. G.; GIMENEZ FILHO, A.; PAULON, N. Potencial dos aquíferos fraturados do estado de São Paulo: condicionantes geológicos. *Águas Subterrâneas*, v. 21, n. 1, 2007.

FERNANDES, H. M.; FRANKLIN, M. R. Assessment of acid rock drainage pollutants release in the uranium mining site of Poços de Caldas—Brazil. *Journal of Environmental radioactivity*, v. 54, n. 1, p. 5-25, 2001.

FERNANDES, H. M.; FRANKLIN, M. R.; VEIGA, L H. Acid rock drainage and radiological environmental impacts. A study case of the Uranium mining and milling facilities at Poços de Caldas. *Waste Management*, v. 18, n. 3, p. 169-181, 1998.

FILION, M. P.; SIROIS, L. L.; FERGUSON, K. Acid mine drainage research in Canada. In: *Environmental issues and waste management in energy and minerals production*. 1992.

FLORES, JC do C. Fechamento de mina: aspectos técnicos, jurídicos e sócioeconômicos. Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

FRAENKEL, M. O.; SANTOS, R. C.; LOUREIRO, F. E. V. L.; MUNIZ, W. S. Jazida de urânio no Planalto de Poços de Caldas – Minas Gerais. Principais depósitos minerais do Brasil, v. 1, *Recursos Minerais Energéticos*, MME, DNPM e CVRD, Brasília, p. 89-103, 1985.

FRANKLIN, M. R. Modelagem numérica do escoamento hidrológico e dos processos geoquímicos aplicados à previsão da drenagem ácida em uma pilha de estéril da mina de urânio de Poços de Caldas – MG. 2007. 358p. Tese de doutorado em ciências em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ. 2007.

FRIPP, J., SIENKIEWICZ, P. F., & CHAKRAVORKI, H. Acid mine drainage treatment. EMRRP Technical Notes Collection (ERDC TN-EMRRPSR-14). *US Army Engineer Research and Development Center*, Vicksburg, 2000.

GANDOLFO, O. C. B. Um estudo do imageamento geoeletrico na investigação rasa. Dissertação de Doutorado – Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

GARDA, G. M. A alteração hidrotermal no contexto da evolução geológica do Maciço Alcalino de Poços de Caldas, MG-SP. 1990. 262p. Dissertação de mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo – SP. 1990.

GEOMOTO SOFTWARE. RES2DINV, version 3.53, Rapid 2D resistivity e IP inversion using the least-square method - Geoelectrical Imaging 2-D & 3D, Geotomo Software, Penang, Malaysia, 129 f. 2003.

GERAIS, Minas. Instituto Mineiro de Gestão das Águas–Igam. Glossário de Termos: gestão de recursos hídricos e meio ambiente. Belo Horizonte: Igam, 2008.

GLEESON, T., ALLEY, W. M., ALLEN, D. M., SOPHOCLEOUS, M. A., ZHOU, Y., TANIGUCHI, M., VANDERSTEEN, J. Towards sustainable groundwater use: Setting long-term goals, backcasting, and managing adaptively. *Groundwater*, 50(1), 19-26, 2012.

HALLIDAY, D.; RESNICK, R.; WALKER, J. Fundamentos de Física. 4. ed. Wiley e Sons, Inc. 1993.

HAMMARSTROM, J. M., SEAL, R. R., MEIER, A. L., & JACKSON, J. C. Weathering of sulfidic shale and copper mine waste: secondary minerals and metal cycling in Great Smoky Mountains National Park, Tennessee, and North Carolina, USA. *Environmental Geology*, 45, 35-57. 2003.

HOLMES, D. C.; PITTY, A. E.; NOY, D. J. Geomorphological and hydrogeological features of the Poços de Caldas caldera analogue study sites. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 215 – 247, 1992.

IAKOVLEVA, E., MÄKILÄ, E., SALONEN, J., SITARZ, M., WANG, S., & SILLANPÄÄ, M. Acid mine drainage (AMD) treatment: neutralization and toxic elements removal with unmodified and modified limestone. *Ecological Engineering*, v. 81, p. 30-40, 2015.

IGHALO, J. O.; KURNIAWAN, S. B.; IWUOZOR, K. O.; ANIAGOR, C. O.; AJALA, O. J.; OBA, S. N.; IGWEGBE, C. A. A review of treatment Technologies for the Mitigation of the toxic environmental effects of acid mine drainage (AMD). *Process Safety and Environmental Protection*, v. 157, p. 37-58, 2022.

INAP - The International Network for Acid Prevention. Global Acid Rock Drainage Guide. 2014. Disponível em: <<http://www.gardguide.com>>. Acesso em 21 mar. 2022

INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S.A. – INB. A INB no contexto do Programa Nuclear Brasileiro. Relatório Interno. Rio de Janeiro, RJ, 1986.

INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S.A. – INB. Disponível em <<http://www.inb.gov.br>>. Acesso em 21 mai 2021.

INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S.A. – INB. Relatório de Diagnóstico Preliminar da Área Contaminada por Borra de Enxofre. Relatório Interno. Gerência Geral de Engenharia Mineral, Gerência de Meio ambiente e Qualidade, Poços de Caldas, MG, 2012.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT, 1984, Considerações sobre a evolução do bota-fora 4. Relatório no 50, São Paulo, 38p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Mapeamento Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo. Escala 1:500.000, v. 2, 130p. 1981.

JESSOP, M., JARDANI, A., REVIL, A., & KOFOED, V. Magnetometric resistivity: a new approach and its application to the detection of preferential flow paths in mine waste rock dumps. *Geophysical Journal International*, 215(1), 222-239, 2018.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, v. 338, n. 1-2, p. 3-14, 2005.

KAUFMAN, A. A., ANDERSON, B. Principles of electric methods in surface and borehole geophysics. *Elsevier*, 2010.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. – An Introduction to Geophysical Exploration, Blackwell Science Ltd., 262 p. 2002.

KELLER, G. V.; FRISCHKNECHT, F. C. Electrical methods in geophysical prospecting. 1966.

KELLY, D. P. e WOOD, A. P. Reclassification of some species of *Thiobacillus* to newly designated genera *Acidithiobacillus* gen. nov., *Halothiobacillus* gen. nov. and *Thermithiobacillus* gen. nov. *International Journal Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50, 511-516, 2000.

KLEINMANN, R. L. P.; CREARAR, D. A.; PACELLI, R. R. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, p. 300-305, 1981.

KNÖDEL, K.; LANGE, G.; VOIGT, H.J. Environmental geology: handbook of field methods and case studies. *Springer Science e Business Media*, 2007.

KOCH, K., WENNINGER, J., UHLENBROOK, S., BONELL, M. Joint interpretation of hydrological and geophysical data: electrical resistivity tomography results from a process hydrological research site in the Black Forest Mountains, Germany. *Hydrological Processes: An International Journal*, 23(10), 1501-1513, 2009.

KOCH, J. Migration and gamma ray assessment of uranium on a gold tailings disposal facility. 2014.

KOPPEN, W. Climatología. México, Fondo de Cultura Económica. 1984.

LACHASSAGNE, P.; WYNS, R.; BÉRARD, P.; BRUEL, T.; CHÉRY, L.; COUTAND, T.; LE STRAT, P. Exploitation of high-yields in hard-rock aquifers: Downscaling methodology combining GIS and multicriteria analysis to delineate field prospecting zones. *Groundwater*, v. 39, n. 4, p. 568-581, 2001.

- LANDIM, P. M. B. Análise estatística de dados geológicos. Rio Claro: Editora Unesp, 1998.
- LEDUC, L. D., LEDUC, L. G. e FERRONI, G. D. Quantification of bacterial populations indigenous to acidic drainage streams. *Water, Air, and Soil Pollution*, 135, 1-21, 2001.
- LEITE, J. S. M. Previsão de drenagem ácida por meio de testes estáticos do material do bota fora da mina de Osamu Utsumi – Caldas, MG. 2010, 59 p. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Departamento de Geologia, Ouro Preto, 2010.
- LEVISON, J.; NOVAKOWSKI, K. The impact of cattle pasturing on groundwater quality in bedrock aquifers having minimal overburden. *Hydrogeology Journal*, v. 17, n. 3, p. 559-569, 2008.
- LI, S.; LIU, B.; NIE, L.; LIU, Z.; TIAN, M.; WANG, S.; SU, M.; GUO, Q. Detecting and monitoring of water inrush in tunnels and coal mines using direct current resistivity method: A review. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, vol. 7, p. 469-478. 2015.
- LI, Y., LI, W., XIAO, Q., SONG, S., LIU, Y., & NAIDU, R. Acid mine drainage remediation strategies: A review on migration and source controls. *Minerals & Metallurgical Processing*, v. 35, n. 3, p. 148-158, 2018.
- LOKE, M. H., LANE, JR, J. W. Inversion of data from electrical resistivity imaging surveys in water-covered areas. *Exploration Geophysics*, 35(4), 266-271, 2004.
- LOKE, M. H.; CHAMBERS, J. E.; OGILVY, R. D. Inversion of 2D spectral induced polarization imaging data. *Geophysical Prospecting*, v. 54, n. 3, p. 287-301, 2006.
- LOUREIRO, F. V. L.; DOS SANTOS, R. C. The intra-intrusive uranium deposits of Poços de Caldas, Brazil. *Ore Geology Reviews*, v. 3, n. 1-3, p. 227-240, 1988.
- LOWRIE, W. Fundamentals of geophysics. Cambridge university press, 2007.
- LUCAS, H.; STOPIC, S.; XAKALASHE, B.; NDLOVU, S.; FRIEDERICH, B. Synergism red mud-acid mine drainage as a sustainable solution for neutralizing and immobilizing hazardous elements. *Metals*, v. 11, n. 4, p. 620, 2021.
- MACQUARRIE, K. T. B.; MAYER, K. U.; JIN, B.; SPIESSL, S. M. The importance of conceptual models in the reactive transport simulation of oxygen ingress in sparsely fractured crystalline rock. *Journal of contaminant hydrology*, v. 112, n. 1-4, p. 64-76, 2010.

- MAGNO JÚNIOR, L. B. Osamu Utsumi Mine, Geologic Presentation. *Relatório interno NUCLEBRÁS*. Rio de Janeiro, RJ, 1985.
- MARQUES, T., MATIAS, M. S., SILVA, E. F. D., DURÃES, N., & PATINHA, C. Temporal and spatial groundwater contamination assessment using geophysical and hydrochemical methods: The industrial chemical complex of Estarreja (Portugal) case study. *Applied Sciences*, 11(15), 6732, 2021.
- MARTÍNEZ, E. A., TOBÓN, J. I., MORALES, J. G. Coal acid mine drainage treatment using cement kiln dust. *Dyna*, 81(186), 87-93, 2014.
- MCNEILL, J. D. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers, 1980.
- MELLO, J.W.V.; DUARTE, H. A.; LADEIRA, A. C. Q. Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina. *Cadernos temáticos de Química Nova*, 2014.
- MILSON, J. The Geological Field Guide Series, Field Geophysics, 2003.
- MOLSON, J.; AUBERTIN, M.; BUSSIÈRE, B. Reactive transport modelling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone. *Environmental Modelling & Software*, v. 38, p. 259-270, 2012.
- MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 38, n. 1, p. 196-208, 2008.
- MOREIRA, C. A., CASAGRANDE, M. F. S., BÜCHI, F. M. S., TARGA, D. A. Hydrogeological characterization of a waste rock pile and bedrock affected by acid mine drainage from geophysical survey. *SN Applied Sciences*, 2(7), 1-12, 2020.
- MOSES, C. O., NORDSTROM, D. K., HERMAN, J. S., & MILLS, A. L. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 51, n. 6, p. 1561-1571, 1987.
- MURTA, F. C.; LEITE, A.L.; LIMA, H. M. Estudos cinéticos de sistemas de coberturas alcalinas em pilha de estéril para a prevenção de drenagem ácida de mina. 2008.
- MUSSETT, A. E.; KHAN, M. A. Looking into the earth: an introduction to geological geophysics. Cambridge University Press, 2000.



MUTCH, R. D.; SCOTT, J. I.; WILSON, D. J. Cleanup of fractured rock aquifers: implications of matrix diffusion. *Environmental monitoring and assessment*, v. 24, n. 1, p. 45-70, 1993.

NASCIMENTO, M. M. P. F. D. Análise de infiltração de canal de desvio e contribuição na geração de drenagem ácida de mina em pilha de rejeito de mineração de urânio. 2022. Dissertação de mestrado – Tese de Mestrado - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2022.

NEUMAN, S. P. Trends, prospects and challenges in quantifying flow and transport through fractured rocks. *Hydrogeology Journal*, v. 13, n. 1, p. 124-147, 2005.

NORDSTROM, D. K. Acid rock drainage and acid mine drainage. In *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, p. 127-190. 2011.

NORDSTROM D.K., BLOWES D.W., PTACEK C.J. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Appl Geochem* 57:3-16, 2015.

NORDSTROM, D. K.; ALPERS, C. N. Geochemistry of acid mine waters. *The environmental geochemistry of mineral deposits*, v. 6, n. October, p. 133-160, 1999.

NUNES, D. R. Comportamento geotécnico de pilha de estéril formada pelo método de disposição por correia. 2014. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.

OLENCHENKO, V. V., KUCHER, D. O., BORTNIKOVA, S. B., GAS'KOVA, O. L., EDELEV, A. V., GORA, M. P. Vertical and lateral spreading of highly mineralized acid drainage solutions (Ur dump, Salair): electrical resistivity tomography and hydrogeochemical data. *Russian Geology and Geophysics*, 57(4), 617-628, 2016.

ORELLANA, E. Prospeccion Geoelectrica en corriente continua. Paraninfo, Madrid, 571 p. 1972.

PARADELLA W. R. e ALMEIDA FILHO R. Condicionamento das mineralizações radioativas no Planalto de Poços de Caldas, baseado em imagens MSS do LANDSAT. Na. XXIX. *Cong. Brasil.Geol.*, Ouro Preto, 181-190. 1976.

PATERSON, N. Application of geophysical methods to the detection and monitoring of acid mine drainage. *8th EEGS Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and*

*Environmental Problems* (pp. cp-206). European Association of Geoscientists & Engineers, 1995.

PATERSON, N., STANTON-GRAY, R. Application of remote sensing and geophysics to the detection and monitoring of acid mine drainage, 1995.

PELISAM, L. G. T. Extração de elementos terras raras e urânio da pilha de minério bota-fora 4 da mina de Osamu Utsumi, utilizando água desionizada, drenagem ácida de mina e ácido clorídrico. 2020, 113 p. Dissertação de mestrado – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2020.

PEPPAS, A.; KOMNITSAS, K.; HALIKIA, I. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, v. 13, n. 5, p. 563-574, 2000.

POISSON, J., CHOUTEAU, M., AUBERTIN, M., CAMPOS, D. Geophysical experiments to image the shallow internal structure and the moisture distribution of a mine waste rock pile. *Journal of Applied Geophysics*, 67(2), 179-192, 2009.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M.; PRANDINI, F.L. Notícia Explicativa do Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo, IPT, 94 p. (Monografias, 5). 1981.

POWER, C.; TSOURLLOS, P.; RAMASAMY, M.; NIVORLIS, A.; MKANDAWIRE, M. Combined DC resistivity and induced polarization (DC-IP) for mapping the internal composition of a mine waste rock pile in Nova Scotia, Canada. *Journal of Applied Geophysics*, 2018.

PRADO, V. C. S. O Impacto da Produção de Concentrado de urânio sobre a Qualidade da Água dos Rios-Um estudo de caso na área do complexo minero-industrial do planalto de Poços de Caldas. COPPE-UFRJ, Rio de Janeiro, 1994.

REYNOLDS J. M. An Introduction to Applied and Environmental Geophysics. 2nd Edition, Wiley-Blackwell, Londres, 2011.

REYNOLDS, J. M. Environmental geophysics investigations in urban areas. *first break*, 22(9), 2004.

REYNOLDS, J. M. The role of environmental geophysics in the investigation of an acid tar lagoon, Llwyneinion, North Wales, UK. *First Break*, 2002.

RIZZINI, C.T. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos. 1ª ed. São Paulo: HUCITEC, Editora da Universidade de São Paulo, 2º vol., 374p. 1979.

SAHOO, P. K., & POWELL, M. A. A review of the chemistry of acid mine drainage in the context of environmental geochemistry. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(4), 499-541. 2016.

SCANLON, B. R., JOLLY, I., SOPHOCLEOUS, M., & ZHANG, L. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water resources research*, 43(3), 2007.

SCHORSCHER, H. D.; SHEA., M.E. The regional geology of the Poços de Caldas alkaline complex: mineralogy and geochemistry of selected nepheline syenites and phonolites. *J. Geochem. Explor.* v. 45, p. 25-51, 1992.

SCUDINO, P. C. B. Caracterização hidrodinâmica do meio aquífero fraturado na área de Poços de Caldas e adjacências, mediante a análise do conteúdo radioisotópico das águas subterrâneas. Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 146, 1992.

SETZER J. A natureza e as possibilidades do solo no vale do Rio Pardo entre os municípios de Caconde, SP e Poços de Caldas, MG. *Revista Brasileira de Geografia*, Rio de Janeiro, 3:3-37. 1956.

SHEA, M. E. Isotopic geochemical characterization of selected nepheline syenites and phonolites from the Poços de Caldas Alkaline Complex, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 179-214, 1992.

SIMATE, G. S.; NDLOVU, S. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 2, n. 3, p. 1785-1803, 2014.

SINGER, P. C.; STUMM, W. Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science*, v. 167, n. 3921, p. 1121-1123, 1970.

SINGHAL, B. B. S.; GUPTA, R. P. Applied hydrogeology of fractured rocks. Springer Science & Business Media, 2010.

SIQUEIRA, M.M. Desafios na gestão de riscos de radiação. CRV, Curitiba., p.109- 119, 2013.

SKOUSEN, J. G. & ZIEMKIEWICZ, P. F. Acid mine drainage control and treatment. *West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center*, Morgantown, 1996.

SKOUSEN, J. G., ROSE, A., GEIDEL, G., FOREMAN, J., EVANS, R., & HELLIER, W. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. *National Mine Land Reclamation Center*, Morgantown, v. 131, 1998.

SKOUSEN, J. G., SEXSTONE, A., & ZIEMKIEWICZ, P. F. Acid mine drainage control and treatment. *Reclamation of drastically disturbed lands*, 41, 131-168, 2000.

SOUZA, A. M.; SILVEIRA, C. S.; PEREIRA, R. M. Contribuições dos metais provenientes das pilhas de rejeito da Mina Osamu Utsumi a drenagens do Complexo Alcalino de Poços de Caldas, Minas Gerais. *Geochimica Brasiliensis*, 27(1), p. 63-76, 2013.

TARGA, D. A.; MOREIRA, C. A.; CAMARERO, P. L.; CASAGRANDE, M. F. S.; ALBERTI, H. L. C. Structural analysis and geophysical survey for hydrogeological diagnosis in uranium mine, Poços de Caldas (Brazil). *SN Applied Sciences*, v. 1, n. 4, p. 299, 2019.

TEDESCHI, L. R. Hidrogeoquímica e hidrologia do reservatório na cava da mina Osamu Utsumi do Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas, Caldas, MG. 2005, 234 p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Ouro Preto, Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, Ouro Preto, 2005.

TELFORD, W.M.; GELDART, L.P.; SHERIFF, R.E. Applied geophysics, Cambridge University Press, Cambridge, 770p. 1990.

TRINDADE, R. D. B. E., SOARES, P. S. M. Tecnologia de sistemas passivos para o tratamento de drenagem ácida de minas, 2004.

ULBRICH, H.H.G.J et al. Penecontemporaneous syenitic-phonolitic and basic-ultrabasic-carbonatitic rocks at the Poços de Caldas Alkaline Massif, SE Brazil: geologic and geochronologic evidence. *Rev. Bras. Geociênc.*, vol. 32, n. 1, pag. 15-2, 2002.

ULBRICH, H.H.G.J. A petrografia, a estrutura e o quimismo de nefelina sienitos do Maciço Alcalino de Poços de Caldas, MG-SP. 1984, 530 p. Dissertação de mestrado – Universidade de São Paulo – Instituto de Geociências. São Paulo, 1984.

URÂNIO DO BRASIL S.A. Síntese dos trabalhos – Gerência da Mina de Caldas. Relatório Interno, Urânio do Brasil, Poços de Caldas, MG. 1988.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Acid mine drainage prediction. Washington DC: Office of Solid Waste, 51 f., *Technical Document*, 1994.

VOYTEK, E. B., RUSHLOW, C. R., GODSEY, S. E., SINGHA, K. Identifying hydrologic flowpaths on arctic hillslopes using electrical resistivity and self potential. *Geophysics*, 81(1), 2016.

WABER, N. The supergene thorium and rare-earth element deposit at Morro do Ferro, Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 113-157, 1992.

WIKMANN, L. O. Caracterização química e radiológica dos estereis provenientes da mineração de urânio do Planalto de Poços de Caldas. 1998. 98p. Dissertação de mestrado, Piracicaba, SP. 1998.

YAMAMOTO, J. K., LANDIM, P. M. B. Geoestatística: conceitos e aplicações. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2013.

YUVAL, D., OLDENBURG, W. DC resistivity and IP methods in acid mine drainage problems: results from the Copper Cliff mine tailings impoundments. *Journal of Applied Geophysics*, 34(3), 187-198, 1996.

ZAINE, J. E. Método de Fotogeologia aplicado a estudos geológico-geotécnicos: ensaio em Poços de Caldas, MG. Rio Claro, Livre-Docência, UNESP/IGCE, 99p, 2011.

ZALÁN, P. V.; OLIVEIRA, J. A. Origem e evolução estrutural do Sistema de Riftes Cenozóicos do Sudeste do Brasil. *Boletim de Geociências da PETROBRAS*, v. 13, n. 2, p. 269-300, 2005.

ZDUN, T. *Modelling the hydrodynamics of collie mining void 5B*. 2001. Tese de Doutorado. Honours thesis, Center for Water Research, Univ. of Western Australia, Perth, Australia, 2001.

ZIEMKIEWICZ, P. F., SKOUSEN, J. G., & LOVETT, R. Open limestone channels for treating acid mine drainage: a new look at an old idea. *Green Lands*, 24(4), 36-41, 1994.

ZIEMKIEWICZ, P. F., SKOUSEN, J. G., BRANT, D. L., STERNER, P. L., & LOVETT, R. J. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America*. 1997.

ZIEMKIEWICZ, P. F., SKOUSEN, J. G., SIMMONS, J. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine water and the Environment*, 22(3), 118-129, 2003.

**ANEXO I – PERFIS CONSTRUTIVOS DOS POÇOS DE MONITORAMENTO  
EXISTENTES NA UNIDADE DE DESCOMISSIONAMENTO DE CALDAS  
(DISPONIBILIZADOS PELA INB)**



Nome		X	Y	Altitude (m)	Profundidade (m)	Profundidade do Filtro (m)	Profundidade N.A. (m)	Cota N.A. (m)
1	PM-BNF-01-10-16	346294	7573067	1301	16	10 --- 14	8,40	1292,60
36	PM-BNF-36-10-10	346487	7573212	1285	10	06---10	3,67	1281,33
41	PM-BF-41-11-50	345656	7572728	1378	50	37---50	28,61	1349,39
42	PM-BF-42-11-30	345936	7572587	1381	30	20---30	6,90	1374,10
43	PM-BF-43-11-29	346125	7572484	1385	29	15---28	5,17	1379,83

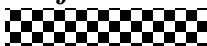



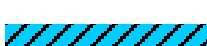


## **LEGENDA**

### **Log Gráfico (Material Perfurado)**

	<i>Solo, argiloso</i>
	<i>Solo, silte arenoso</i>
	<i>Solo, silte argiloso</i>
	<i>Solo, arenoso</i>
	<i>Organossolo</i>

	<i>Silte argiloso</i>
	<i>Argila siltosa</i>
	<i>Rocha alterada</i>
	<i>Rocha sã</i>
	<i>Aterro</i>

### **Perfil de Instalação**

	<i>"Grout" - Mistura de água, cimento e bentonita</i>
	<i>Sedimentos finos do próprio furo</i>
	<i>Selo</i>
	<i>Pré-filtro</i>
	<i>Tubo Geomecânico</i>
	<i>Filtro</i>
	<i>Centralizador</i>

### **Encamisamento de Aço 6"**

	<i>Permanente</i>
---	-------------------

### **Diâmetro de Perfuração**

	<i>10"</i>
	<i>8"</i>
	<i>6"</i>

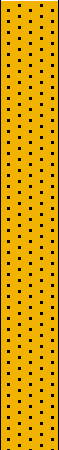

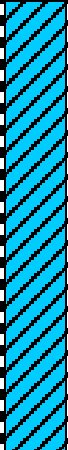



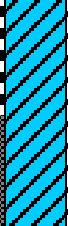

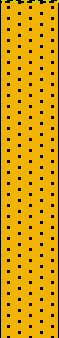

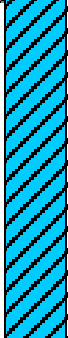



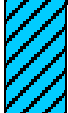
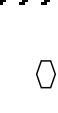



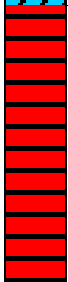



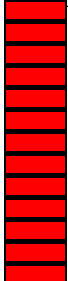

## **ABREVIATURAS**

<b>N.A.</b>	<i>Nível d'Água</i>
<b>Molh.</b>	<i>Molhado</i>
<b>diâm.</b>	<i>Diâmetro</i>





Projeto: 099-515-3023		Data: 27 e 28/07/11		Coord. E: 345656		Inclinação: 90°				
Local: INB - Poços de Caldas, MG		Furo No.: PM-BF-41-11-50		Coord. N: 7572728		Profundidade: 50m.				
BF-4				Cota: 1378		Folha: 01/01				
Profundidade (m)	Descrição	Log. Confico	Perfil de Instalação	Encamisamento	Dímetro de Perfuração	Umidade / Água	N.A.	Vazio	Avanço	Notas de Sondagem
	Material de aterro BF-4, granulometria varia do início do furo com 8". Coloração variada tendendo ao cinza claro. Material amido de cor marrom escuro.								15:07 15:09	
5	Material argiloso de cor cinza claro.								15:16 15:20	
10	Material de cor cinza escuro. Rocha com leve odor de S. Material de cor cinza claro mais para amarelado mas retorta para cinza.								15:36 15:50	Troca de ferramenta de 8" para a de 6"
15									16:00 16:04	
20									16:16 16:20	
25									16:32 16:35	
30	Rocha som cinza								16:47 16:52	Fratura preenchida.
35	Tinguaito								17:06 17:09	
40										
45	Água encontrada									
50	Final do furo 9:28 do dia 28/07								17:27 09:22 09:28	Final do dia 27/7 Início do dia 28/7 - Reinício do furo. Final do furo. Não foi possível medir o N.A. A ferramenta atrapalhou a descida do plu. Sopros no furo para com ar, limpá-lo (9:16).
									10:13	N.A. de 28m da cota do solo.
Material utilizado: 400kg de pedrisco, 50kg de compactolite, 250kg de bentonita, 50kg de cimento, 2 centralizadores, 1 tubo da boca "" com tampa, 2 caps.										

Projeto: 099-515-3023 Local: INB - Poços de Caldas, MG FB-4		Data: 10/03/11 Furo No.: PM-BF-42-11-30				Coord. E: 345936 Coord. N: 7572587 Cota: 1381		Inclinação: 90° Profundidade: 30m Folha: 01/01		
Profundidade (m)	Descrição	Log Gráfico	Perfil de Instalação	Encastamento	Diâmetro de Perfuração	Umidade / Água	N.A.	Vazão	Avanço	Notas de Sondagem
5	Material de aterro cor amarelado com textura argilosa e arenosa.								13:26	Furo com 8" até 18m.
10	Material de aterro muito fragmentado. Rochas fragmentadas, Muito úmido. Água.								13:40 13:45	
15	Material argiloso muito úmido.								13:53 14:40	
20	Material alterado, rocha de cor cinza claro.									Furo de 6".
25	Fatura com água Rocha sã.									
30										
		Materiais utilizados: 18 metros de revestimento de 6", 2 caps (um macho e um fêmea), 400kg de pedrisco, 50kg de compactolite, 50kg de cimento, 1 centralizador.								

Projeto: 099-515-3023		Data: 28/07/11		Coord. E: 346125		Inclinação: 90°				
Local: INB - Poços de Caldas, MG		Furo No.: PM-BF-43-11-29		Coord. N: 7572484		Profundidade: 29m				
Bota fora 4				Cota: 1385		Folha: 01/01				
Profundidade (m)	Descrição	Log Gráfico	Perfil de Instalação	Encamisamento	Dímetro de Perfuração	Umidade / Água	N.A.	Vazão	Avanço	Notas de Sondagem
	Início do furo com 8 polegadas								15:00	
5	Material vermelho escuro argiloso									
10										
15							Presença de umidade		15:40	Feitas várias subidas e descidas para limpar o poço (30 min), havendo perda de ar. 3° tubo
20									17:15	Perfuração sem recuperação de material. Final do trabalho do dia 28/07/11
25									10:35	29/7/2011 - descida do 4° tubo
									14:34	Acoplamento 5° tubo.
30									15:57	O furo fechou na profundidade de 29m. Instalou-se o poço.
Foram usados 75kg de compactolite, 825kg de pré-filtro e 50 kg de cimento.										