

Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente

**ANÁLISE DA GERAÇÃO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA EM PILHA
DE REJEITO SULFETADA A PARTIR DE LEVANTAMENTO
GEOFÍSICO E DADOS HIDROQUÍMICOS**

Débora Andrade Targa

Orientador: Prof. Dr. César Augusto Moreira

Rio Claro - SP

2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Campus de Rio Claro

DÉBORA ANDRADE TARGA

ANÁLISE DA GERAÇÃO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA EM PILHA DE REJEITO
SULFETADA A PARTIR DE LEVANTAMENTO GEOFÍSICO E DADOS
HIDROQUÍMICOS

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto
de Geociências e Ciências Exatas – Campus de
Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista
Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau
de Mestre em Geociências e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. César Augusto Moreira

Rio Claro – SP
2020

T185a	Targa, Débora Andrade Análise da geração de drenagem ácida de mina em pilha de rejeito sulfetada a partir de levantamento geofísico e dados hidroquímicos / Débora Andrade Targa. -- Rio Claro, 2020 107 p. : il., tabs., fotos Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro Orientador: César Augusto Moreira 1. Drenagem Ácida de Mina. 2. Pilha de Rejeito. 3. Resistividade Elétrica. 4. Cargabilidade. 5. Sulfeto. 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.

DÉBORA ANDRADE TARGA

ANÁLISE DA GERAÇÃO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA EM PILHA DE REJEITO
SULFETADA A PARTIR DE LEVANTAMENTO GEOFÍSICO E DADOS
HIDROQUÍMICOS

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto
de Geociências e Ciências Exatas – Campus de
Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista
Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau
de Mestre em Geociências e Meio Ambiente

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. César Augusto Moreira – Orientador
Departamento de Geologia Aplicada/Instituto de Geociências e Ciências Exatas –
UNESP, Campus de Rio Claro

Profa. Dr. Anelise Marlene Schmid
UNIPAMPA, Campus Caçapava do Sul – RS

Prof. Dr. Vagner Roberto Elis
Departamento de Geofísica, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências
Atmosféricas – USP, São Paulo

Resultado: Aprovado

Rio Claro, SP, 18 de junho de 2020

*Para os meus pais, Carlos e Eliane,
por seu amor incondicional*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. César Augusto Moreira por sua dedicação e compromisso com seus orientados, sobretudo pelos conselhos e conversas tão enriquecedoras ao longo destes anos de trabalho. À Indústrias Nucleares do Brasil – INB por colaborar e permitir o desenvolvimento dos trabalhos de campo, com apoio técnico e acesso a dados e à área de estudos.

Aos meus pais, Carlos e Eliane, e à minha irmã Júlia por serem exemplos de amor e família, por acreditarem e apoiarem minhas escolhas de vida. Agradeço ao Bruno por sempre se fazer presente, nos bons e maus momentos, e trazer a calma que falta em mim. Aos amigos e colegas que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Murilo e ao Saul e ao grupo de estudos de drenagem ácida da Unesp de Rio Claro.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP pelo financiamento do projeto intitulado “Estudo da geração de drenagem ácida em pilhas de rejeitos em mineração de Urânio” (Processo nº 2018/14565-3). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico -CNPq pelo apoio financeiro (Prcesso nº 158281/2018-7).

RESUMO

Lavras de mineração como as de óxidos e sulfetos são responsáveis por gerar expressivos volumes de material estéril e rejeito. São diversos os métodos construtivos utilizados para a disposição de pilhas de rejeito, o que as tornam únicas do ponto de vista estrutural com características particulares de seu material constituinte e que interferem na dinâmica hidrogeológica. A preocupação reside na possível presença de minerais reativos, como os sulfetos, vulneráveis às mudanças físico-químicas do meio e que acarretam sérios impactos ambientais, a exemplo da drenagem ácida de mina (DAM). A Mina Osamu Utsumi enfrenta as consequências da geração de DAM em função da disposição mal planejada do rejeito proveniente da exploração de óxido de urânio. O presente trabalho busca, então, elucidar os processos formadores de drenagem ácida e a dinâmica hidrogeológica no interior da pilha de rejeito que compõe o Bota-Fora 08 (BF-08) da Mina Osamu Utsumi a partir de dos métodos geofísicos da Eletroresistividade e da Polarização Induzida, por meio da técnica de tomografia elétrica em arranjo Wenner-Schlumberger. Dados hidroquímicos de poços de monitoramento disponibilizados pelas Indústrias Nucleares do Brasil (INB) também contribuíram para as interpretações geofísicas referentes ao ambiente hidrogeológico local. Os modelos bidimensionais indicaram a presença de regiões com valores de resistividade inferiores a 20 $\Omega.m$ na porção nordeste e sudoeste da pilha de estéril, conectadas a partir do fluxo de água reconhecido na parte central da área de estudo. Esses bolsões foram interpretados como zonas de percolação de drenagem ácida. Foram identificados alinhamentos que mostram uma possível conexão hidráulica entre os aquíferos da pilha de rejeito (poroso) e do topo rochoso (fraturado), o que favorece trocas químicas com circulação de efluentes em ambos os sistemas hidrogeológicos. Os dados referentes a cargabilidade permitiram reconhecer a existência de três zonas com altas concentrações de sulfetos provenientes tanto do rejeito quanto do maciço rochoso. Os modelos pseudo-3D mostram que as zonas mineralizadas localizadas a nordeste e a sudeste são os mais suscetíveis a lixiviação e consequente geração de drenagem ácida em função de sua interação com as zonas saturadas. Os dados hidroquímicos complementam as interpretações geofísicas, com indicação de que no aquífero poroso existem condições químicas favoráveis à geração de drenagem ácida. Em relação ao aquífero fraturado, foi constatado um expressivo volume de sulfato dissolvido, cuja origem é atribuída ao resíduo de Diuranato de Cálcio (DUCA) disposto na cava. Uma vez dissolvido, este infiltra nas fraturas do topo rochoso e é dispersado no meio hidrogeológico, com eventual liberação de íons de urânio (U^{+6}).

Palavras-chave: urânio, sulfeto, drenagem ácida de mina, pilha de rejeito, resistividade elétrica, cargabilidade

ABSTRACT

Ores exploration is responsible for generating a huge volume of waste material, specially oxides and sulfides deposits. There are several techniques and settings to dispose tailings piles, which make them structurally unique and interfere on local hydrogeological dynamics. The concern is about the presence of reactive minerals, like sulfides, due to their vulnerability to physical and chemical changes in the environment and, thus, causing serious environmental impacts, as acid mine drainage (AMD). The Osamu Utsumi Mine faces the consequences of AMD generation due to its poorly planned disposal of waste materials from uranium mining. Therefore, this study aims to elucidate how the key factors work to generate AMD and to establish its hydraulic behavior within tailings pile 08 (BF-08) from Osamu Utsumi Mine. DC Resistivity and Induced Polarization methods combined to Wenner-Schlumberger array have been chosen to survey the geological environment, using the electrical tomography technique. Moreover, hydrochemical data from Indústrias Nucleares do Brasil (INB) improved the geophysical models elaborated to the local hydrogeological setting. The geophysical models indicated some regions with resistivity values lower than 20 $\Omega.m$ at the northeast and southwest portions of the waste rock pile, whose zones are connected by an underground flow observed at the center region of the study area. These saturated areas were diagnosed as impacted by acid drainage flows. The chargeability models showed 03 zones with high sulfite concentration from waste rock materials and the rock mass. The pseudo-3D models showed that the mineralized zones located at the northeast and southeast portions are the most susceptible ones to leaching processes and, hence, acid drainage mine generation due to their interaction with saturated zones. Hydrochemical data corroborated to geophysical interpretations indicating a porous aquifer with favorable conditions to generate AMD. About the fractured aquifer, an expressive volume of sulfate was identified whose origin was attributed to the Calcium Diuranate (DUCA) residue dissolution. Once dissolved, it probably infiltrates into the fractures of rock mass and it is dispersed in the hydrogeological environment, with eventual release of uranium ions (U^{+6}).

Key words: uranium, sulfides, acid mine drainage, tailings pile, electrical resistivity, chargeability.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BF 04	Bota-Fora 04
BF 08	Bota-Fora 08
CIPC	Complexo Mineiro Industrial de Poços de Caldas
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAM	Drenagem Ácida de Mina
DUA	Diuranato de Amônia
DUCA	Diuranato de Cálcio
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente – Minas Gerais
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
INB	Indústrias Nucleares do Brasil
IP	Polarização Induzida
LAPOC	Laboratório de Poços de Caldas
NA	Nível de Água
PRAD	Plano de Recuperação de Áreas Degradadas
RMS	<i>Root Mean Squared</i>
UTM	Unidade de Tratamento de Minérios

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Produção mineral brasileira (em bilhões de dólares).....	16
Figura 2. Porcentagem de metais retida em diferentes tipos de sedimentos e na sua forma solúvel, quando comparados os cenários de sedimentos afetados pela drenagem ácida (pH<5,5) e drenagens naturais (pH>5,5).....	21
Figura 3. Influência do pH, da temperatura e concentração de O ₂ , respectivamente, na atividade relativa da T. ferrooxidans.....	21
Figura 4. Remediações abióticas e biológicas em sistemas ativos e passivos no tratamento de drenagem ácida de mina.	23
Figura 5. Geometria construtiva de pilhas de estéril pelos métodos de end-dumping e push-dumping.	25
Figura 6. Geometria construtiva de pilhas de estéril pelo método de bancadas.....	26
Figura 7. Fatores que contribuem na formação da drenagem ácida de mina e suas interações em pilhas de estéril	28
Figura 8. Localização da área de estudos, do depósito de DUCA e dos poços de monitoramento de água subterrânea próximos ao BF-08. Destaque para a área de estudos em amarelo.....	29
Figura 9. Vista frontal da área de estudos e o antigo vale fluvial aterrado por material rejeito	30
Figura 10. Modelo hidrogeoquímico conceitual do sistema cava da mina e pilha de estéril BF 08.	32
Figura 11. Visão geral do complexo industrial da INB e suas principais instalações e localização das pilhas de rejeito com seus respectivos sistemas de drenagem naturais.....	33
Figura 12. Produção de yellow-cake para a conformação de combustível nuclear, INB-Caldas	35
Figura 13. Descarte de lama ("DUCA") na cava da Mina Osamu Utsumi proveniente do tratamento químico de efluentes.....	36
Figura 14. Passivos ambientais presentes na Mina Osamu Utsumi.	38
Figura 15. Seções esquemáticas dos corpos mineralizados A, B e E, respectivamente.....	40
Figura 16. Bombeamento das águas para a Estação de Tratamento de Efluentes e seu lançamento em bacias de decantação e sistemas de drenagem local.....	43
Figura 17. Principais litologias e estruturas geológicas que compõem o Maciço Alcalino de Poços de Caldas.	45

Figura 18. Sequência evolutiva do Maciço Alcalino de Poços de Caldas segundo modelo geológico de formação de caldeiras.....	46
Figura 19. Principais sistemas hidrográficos que compõem a região do Maciço Alcalino de Poços de Caldas.	48
Figura 20. Definição de resistividade a partir de um bloco com aresta de comprimento L , onde é aplicada uma corrente I e diferença de potencial V entre as faces opostas (A) e seu circuito elétrico equivalente, onde R representa o resistor (b).	53
Figura 21. Propagação de campo elétrico em meio tridimensional por meio de um dispositivo de quatro eletrodos.....	54
Figura 22. Comportamento da tensão ao atingir seu valor máximo e seu decaimento após a interrupção de sua passagem pelo sistema.	56
Figura 23. Esquema de eletrodo não polarizável utilizado em campo	57
Figura 24. Mecanismos de polarização induzida (A) Polarização de membrana e (B) Polarização de eletrodo.....	58
Figura 25. Procedimento de aquisição de dados pela técnica de tomografia elétrica em arranjo Schlumberger.....	59
Figura 26. Arranjo Wenner.	60
Figura 27. Sensibilidade do arranjo Wenner em meio homogêneo.	61
Figura 28. Arranjo Schlumberger.....	61
Figura 29. Sensibilidade do arranjo Schlumberger em meio homogêneo.....	62
Figura 30. Relação entre a concentração iônica e valores de resistividade.....	64
Figura 31. Disposição das linhas para aquisição dos dados geofísicos.....	65
Figura 32. Terrameter LS da ABEM utilizado para aquisição dos dados geofísicos.....	66
Figura 33. Localização dos poços de monitoramento e pontos de coleta de amostras de água.	68
Figura 34. Modelos de inversão de resistividade	71
Figura 35. Contraste entre o acúmulo de água no BF 08 durante período chuvoso (Fevereiro/2019) e a completa drenagem da água para o interior da pilha (Agosto/2019).....	72
Figura 36. Modelos de inversão de cargabilidade	75
Figura 37. Evidência de pirita oxidada na porção nordeste da área de estudo.....	77
Figura 38. Modelos pseudo-3D de resistividade (A) e cargabilidade (B).....	78
Figura 39. Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade e cargabilidade.....	79

Figura 40. Modelos pseudo-3D de isovalores para resistividade (A), indicados pela cor azul escura ($< 20 \Omega.m$) e cargabilidade, representado na cor roxa ($> 10 mV/V$) (B). O mapa de base A corresponde ao nível 1.325 m e o mapa de base B a cota 1.315 m.	83
Figura 41. Integração dos modelos pseudo-3D de isovalores para resistividade ($< 20 \Omega.m$) e cargabilidade ($> 10mV/V$), com indicação da posição dos corpos sulfetados identificados ...	84
Figura 42. Probabilidade de concentrações de U acima de $1\mu g/L$ em função do pH (A) e alcalinidade (B) do meio.....	87
Figura 43. Diagrama Eh x pH e áreas de predominância obtidas para (1) água da chuva, (2) rios e lagos e (3) água subterrânea comparadas às amostras dos poços de monitoramento.....	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais passivos ambientais referentes aos aspectos administrativos e aspectos físicos.....	18
Tabela 2. Produção mineira do Complexo Industrial de Poços de Caldas entre 1977 e 1997.	37
Tabela 3. Relação do volume de estéril e material de decapagem gerados no processo de lavra e a origem predominante do material.	41
Tabela 4. Relação dos teores médios de diferentes elementos analisados nos três corpos mineralizados da mina Osamu Utsumi.....	41
Tabela 5. Aspectos físico-químicos das águas superfícies (A) e dos níveis raso (B), intermediário (C) e profundo (D) do sistema aquífero local.	49
Tabela 6. Parâmetros físico-químicos dos poços de monitoramento no BF 08	85
Tabela 7. Concentração de elementos estáveis nos poços de monitoramento no BF 08.....	85

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	12
2. OBJETIVO.....	15
2.1 Objetivos específicos	15
3. CONCEITOS FUNDAMENTAIS	16
3.1 Passivos Ambientais em Mineração	16
3.2 Drenagem Ácida de Mina (DAM)	19
3.3 Comportamento hidrogeológico em pilhas de estéril e rejeito	24
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	29
4.1 Área de estudo	29
4.2 Mina Osamu Utsumi e seu histórico de operações	32
4.3 Gerenciamento de estéril e rejeito e a questão da drenagem ácida na Mina Osamu Utsumi.....	39
4.4 Contexto geológico e metalogenético	44
4.5 Contexto hidrológico e hidrogeológico	47
4.6 Clima e vegetação	51
5. METODOS GEOELÉTRICOS.....	52
5.1 Eletrorresistividade	52
5.2 Polarização Induzida.....	55
5.3 Técnica de investigação de campo.....	58
5.4 Arranjos de eletrodos	59
5.5 Métodos geoeletricos aplicados no estudo da geração de drenagem ácida de mina..	62
6 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DOS DADOS	65
6.1 Aquisição dos dados geofísicos	65
6.2 Processamento dos dados geofísicos	66
6.3 Aquisição de dados hidroquímicos	67

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
7.1 Modelagem 2D	70
7.2 Modelagem 3D	78
7.3 Dados hidroquímicos	84
8. CONCLUSÕES.....	90
9. BIBLIOGRAFIA.....	92

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Materiais provenientes de desmonte de lavra para exploração de insumos minerais são responsáveis por ocupar uma significativa parcela das áreas destinadas aos complexos mineiros que, no caso de depósitos de óxidos ou sulfetos, a proporção de minério e estéril é da ordem de gramas por toneladas (g/T) (BRODA et al., 2014). São diversas as técnicas e configurações usadas para a disposição de estéril e rejeito, o que as tornam únicas do ponto de vista estrutural com características particulares de seu material constituinte e que interferem na distribuição e fluxo da água em seu interior (DAWOOD e AUBERTIN, 2014).

O expressivo volume de rejeito e estéril e as transformações físicas e químicas em superfície exigem uma gestão e planejamento adequados de disposição para que este seja incorporado ao plano de desenvolvimento da atividade mineira, de modo a evitar imprevistos durante as etapas de descomissionamento e fechamento da mina. Esses fatores podem interferir na dinâmica hidrogeológica, geotécnica e geoquímica da pilha frente às condições físicas e climáticas do ambiente em que está inserida (AUBERTIN, 2013). A preocupação reside na possível presença de minerais reativos, como os sulfetos, vulneráveis às mudanças físico-químicas do meio e que acarretam sérios impactos ambientais, a exemplo da geração de drenagem ácida de mina (DAM).

As pilhas de estéril e rejeito, por estarem em contato com a atmosfera, estão sujeitas à infiltração da água e contam com uma disponibilidade maior de oxigênio em comparação ao maciço confinado em condições naturais, anteriores a sua extração. Diante da existência de minerais sulfetados, as condições oxidantes e úmidas de superfície favorecem a conversão de minerais de sulfeto em sulfato, com geração de ácido sulfúrico e consequente redução do pH (BORMA e SOARES, 2002; SIMATE e NDLOVU, 2014; PABST et al., 2018). Efluentes ácidos são caracterizados pela alta solubilização de elementos químicos, com destaque para metais como ferro, manganês, alumínio e chumbo, condição que promove a ampla dispersão de elementos inicialmente imóveis, com impactos ambientais ao solo, mananciais superficiais e subterrâneos (NORDSTROM et al., 2015; MOYÉ et al., 2017). Ademais, a atividade bacteriana na função de agente catalítico (reações aeróbias de oxidação de sulfetos) também é relevante na geração de drenagem ácida (PARK et al., 2018).

As técnicas de prevenção e mitigação desse tipo de passivo focam no tratamento e/ou exclusão de um dos três componentes desencadeadores de drenagem ácida, a água, os sulfetos

ou oxigênio, na tentativa de controlar ou atenuar o processo (JOHNSON e HALLBERG, 2005; SKOUSEN et al., 2018; PARK et al., 2018).

Contudo, o uso de técnicas de investigação direta pode acarretar altos custos no estudo e monitoramento de áreas impactadas por DAM diante das dimensões da pilha de rejeito e estéril, uma vez que exigem uma alta densidade amostral para a obtenção de resultados representativos em materiais heterogêneos. Como consequência, os procedimentos de remediação podem ser inexequíveis e dificultar a recuperação do passivo ambiental.

Os métodos indiretos de investigação de subsuperfície, como a geofísica, consistem numa abordagem promissora no estudo do interior de pilhas de estéril e rejeito, seja no reconhecimento de zonas de geração de drenagem ácida ou de caminhos preferenciais de fluxo. Diversos trabalhos demonstram a aplicabilidade da geofísica em estudos de áreas contaminadas, com resultados altamente satisfatórios nos mais diversos contextos geológicos/hidrogeológico, baseado no contraste de propriedades físicas entre efluentes e materiais geológicos (EPOV et al., 2017; MARTÍN-CRESPO et al., 2018; POWER et al., 2018). Propriedades físicas como resistividade elétrica, cargabilidade e constante dielétrica são parâmetros condicionados a fatores como mineralogia, hidrogeologia e geoquímica, com amplo contraste estabelecido pela presença de efluentes salinos e acumulações de minerais metálicos (POISSON et al., 2009; REVIL et al., 2012).

A geofísica aplicada à identificação de possíveis zonas impactadas por drenagem ácida possibilita o planejamento de tratamentos mais apropriados e assertivos na remediação dessas áreas contaminadas. Métodos geoeletricos como a Eletrorresistividade e Polarização Induzida revelam contrastes de propriedades físicas relevantes, grande abrangência espacial, alta sensibilidade no reconhecimento de contaminantes inorgânicos em solos e rochas e garantia da integridade física e geotécnica das pilhas por seu caráter não invasivo, fatores que justificam seu uso combinado em estudos de pilhas de estéril e rejeito em minerações (YUVAL e OLDENBURG, 1996; SPITZER e CHOUTEAU, 2003; ANTERRIEU et al., 2010; CASAGRANDE et al., 2018; CASAGRANDE et al., 2020). Modelamento geofísico 2D e 3D e suas respectivas interpretações permitem a identificação de zonas contrastantes relacionadas às águas com alta salinidade, compatíveis com a resposta geoeletrica esperada para zonas saturadas em drenagem ácida (EPOV et al., 2017).

Nesse sentido, o presente estudo visa compreender os mecanismos de formação e migração de drenagem ácida dentro de pilhas de rejeito, com estudo de detalhe da interação entre os fluxos de água e zonas com rejeitos sulfetados. O estudo indireto por meio de geofísica

pode auxiliar no planejamento e otimização de procedimentos de remediação *in situ*, de forma mais precisa e eficaz em termos de custos com tratamento de passivos ambientais.

O local escolhido para o desenvolvimento do estudo consiste em uma mineração de urânio desativada, a Mina Osamu Utsumi, localizada no Município de Caldas-MG. Suas atividades tiveram início em 1981 e foram definitivamente encerradas com o esgotamento da jazida de óxido de urânio em 1995, seguido pelo início do processo de descomissionamento que perdura até os dias atuais. Durante o período em que esteve ativa, a mineração produziu 1.242 toneladas de diuranato de amônio, gerou 44,8 milhões de m³ de estéreis de rocha e cerca de 2,39 milhões de m³ de rejeitos do beneficiamento químico. Além desses resíduos, o complexo mineiro é afetado pela geração de drenagem ácida proveniente das pilhas de estéril, da bacia de rejeitos e da cava da mina, com forte impacto econômico para a Indústrias Nucleares do Brasil (INB), responsável pelo empreendimento.

No período entre 1994 e 2001, o volume de DAM tratado foi de 18 milhões de m³ a um custo de US\$ 1,2 milhão apenas com corretivos dos efluentes ácidos (CIPRIANI, 2002). O problema é que o volume de água a ser tratado só aumenta e existem estudos que estimam que a duração da drenagem ácida seja de no mínimo 200 anos para a bacia de rejeitos e 600 anos para as pilhas de estéril, o que implica em medidas permanentes de remediação para o tratamento das drenagens (FERNANDES e FRANKLIN, 2001).

O tratamento desses efluentes produz um resíduo composto por diuranato de cálcio, localmente conhecido como DUCA, associado a hidróxidos de Ferro, Alumínio e Manganês, e elementos radioativos. O mau gerenciamento desse resíduo pode desencadear outros impactos ambientais até então não considerados nos programas de remediação para contenção dos passivos ambientais. Seu caráter básico, associado às condições físico-químicas de superfície, podem interferir diretamente na mobilidade química de determinados elementos, a exemplo do urânio, cujo íon U⁺⁶ é extremamente móvel em ambientes alcalinos e oxidantes (PARADIS et al., 2019; OUYANG et al., 2020; BIRD et al., 2020). Assim, não só a geração de drenagem ácida de mina, mas também os resíduos gerados em seu tratamento e indevidamente gerenciados, podem acarretar em uma sucessão de impactos ambientais tornando o processo de remediação ainda mais complexo.

2. OBJETIVO

O presente estudo visa avaliar o processo de geração de drenagem ácida de mina a partir de estudos geofísicos e hidroquímicos no interior de uma pilha de rejeito sulfetada localizada em uma mineração de urânio desativada, formada pelo aterramento de um antigo vale fluvial.

2.1 Objetivos específicos

- Revisar os aspectos referentes à geração e migração de drenagem ácida de mina em pilhas de rejeito sulfetadas;
- Analisar dados de resistividade elétrica e cargabilidade obtidos a partir de linhas de tomografia elétrica, com dados hidroquímicos previamente coletados;
- Analisar dados geofísicos sob a ótica dos processos de geração de drenagem ácida de mina.

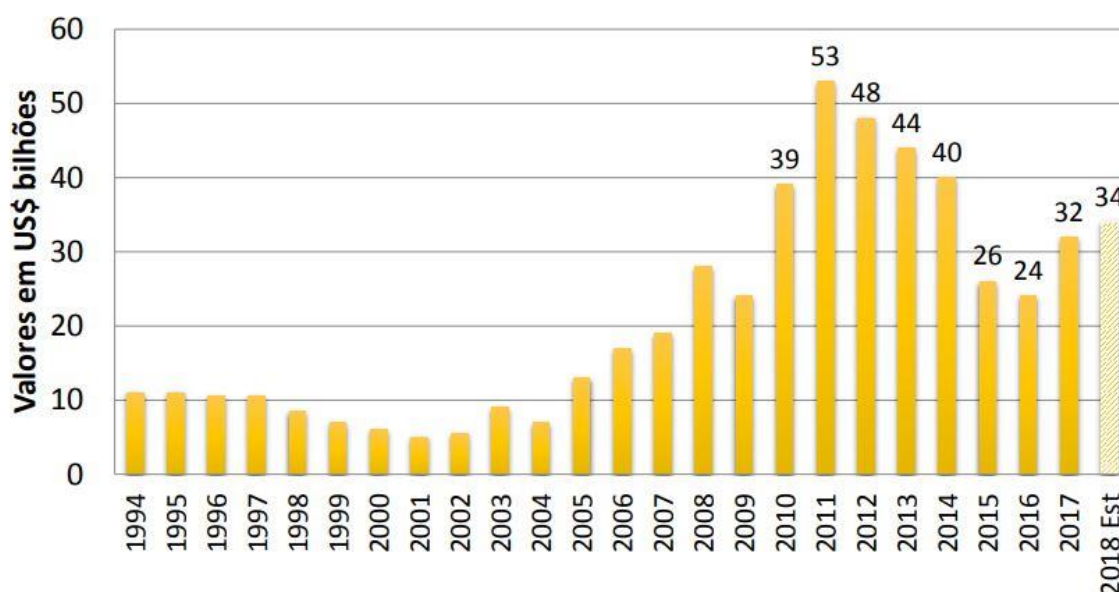
3. CONCEITOS FUNDAMENTAIS

3.1 Passivos Ambientais em Mineração

A indústria mineral brasileira registra ao longo de suas décadas um vigoroso crescimento em função das profundas mudanças socioeconômicas e de infraestrutura nacional. Embora a atividade mineral brasileira tenha sofrido uma redução em suas expectativas a partir de 2011 (Figura 1), em função da crise internacional e as dificuldades econômicas e políticas enfrentadas pelo país, a produção mineral representou uma significativa parcela na circulação de capital por meio de exportações (IBRAM, 2015).

Com o grande desempenho econômico dessa atividade, é pressuposto investimentos em tecnologia nas etapas de exploração e soluções eficazes no processo de recuperação ambiental das áreas degradadas (SANCHEZ, 2007). Contudo, as etapas de descomissionamento e fechamento de mina talvez sejam prioridades secundárias no planejamento de lavra, devido ao aparente entendimento de custos sem retorno financeiro em comparação à lavra e ao beneficiamento. Este raciocínio equivocado pode resultar em consequências desastrosas, como no rompimento de barragens de rejeitos, a exemplo dos casos de Mariana (MG) e Brumadinho (MG) (CARMO et al., 2018; BURRITT e CHRIST, 2018; THOMPSON et al., 2020; OWEN e KEMP, 2019).

Figura 1. Produção mineral brasileira (em bilhões de dólares).



Valores Exclusivos da Indústria Extrativa Mineral, não inclui Petróleo e Gás.

A PMB é a soma de todos os bens minerais produzidos no país calculados em bilhões de dólares, metodologia IBRAM.

Fonte: IBRAM (2018)

A legislação básica que rege a atividade mineira no Brasil é o Código de Mineração (Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967). Até os anos 80, a principal ênfase do Código de Mineração era com a pesquisa e aproveitamento dos recursos minerais. Após a introdução da variável ambiental na década de 1980, essa concepção mudou gradativamente para um cenário em que as etapas de descomissionamento e fechamento da mina são previstas no projeto de mineração, cujas atividades e custos envolvidos devem estar discriminados desde o início de sua implementação (CETEM, 2001).

Com o enrijecimento das leis ambientais na constituição de 1988 e dos procedimentos investigatórios e ações civis públicas por parte do Ministério Público, a gestão ambiental na mineração progrediu no sentido de zelar pelas áreas de importância socioeconômica e impedir retrocessos (SILVA-SÁNCHEZ, 2000; SÁNCHEZ, 2006). Imposições de clientes por certificações e a necessidade de provisões contábeis para recuperação de áreas mineradas e fechamento de minas também favoreceram o cumprimento das leis que regulamentam a gestão ambiental em mineração, além de uma exigência de investidores que financiam a atividade mineira (SÁNCHEZ, 2006).

A principal exigência dos órgãos de fiscalização é o gerenciamento ambiental do empreendimento a partir de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que consiste num roteiro sistemático com informações e especificações técnicas, organizadas em etapas lógicas, que orientam procedimentos de recuperação ambiental de áreas degradadas (ALMEIDA, 2016). O Decreto-Lei nº 97.632/89 determina que a recuperação dessas áreas seja parte obrigatória do Relatório de Impacto Ambiental, empregado de forma preventiva ou corretiva no setor de mineração. O escopo de um PRAD deve considerar aspectos ambientais e variáveis sociais envolvidas no processo de recuperação, como a população que originalmente ocupava a área de mineração e as atividades econômicas que eram previamente desenvolvidas no local. O estabelecimento do diagnóstico socioeconômico permite prever/reconhecer passivos ambientais e traçar estratégias ou ações baseadas na tecnologia mais adequada disponível para a época.

Passivo ambiental é definido como um conjunto de dívidas reais ou potenciais que o homem, a empresa ou a propriedade possui em relação à natureza por estar em desconformidade com a legislação ou procedimentos ambientais propostos. Por ser um conceito relativamente novo, principalmente quando comparado à existência da atividade mineraria, muitos foram os passivos ambientais gerados ao longo da história da exploração mineral. Em determinados locais, esses passivos trazem profundas transformações nas relações socioambientais,

principalmente nas áreas de mineração que foram abandonadas ou desativadas antes da exigência legal (CETEM, 2001).

Os passivos ambientais podem ser classificados do ponto de vista administrativo ou a partir do contexto físico da área explorada. O aspecto administrativo está relacionado às normas ambientais legais, estudos técnicos e procedimentos adotados pelos empreendimentos, enquanto o físico considera os impactos ambientais relacionados às atividades desenvolvidas na área (HENDGES, 2013). A tabela 1 exemplifica os principais passivos ambientais atribuídos a cada uma das categorias.

Tabela 1. Principais passivos ambientais referentes aos aspectos administrativos e aspectos físicos.

Aspectos administrativos	Aspectos físicos
• Registro e cadastro nas instituições públicas • Cumprimento da legislação ambiental • Estudos e relatórios de impactos ambientais das atividades • Conformidade das licenças ambientais • Multas, penalidades e restrições • Acordos financeiros ou materiais com partes interessadas • Acordos comerciais (ex: certificações ambientais) • Resultados negativos de auditorias ambientais • Compensações, indenizações minimizações realizadas ou pendentes	• Áreas contaminadas • Depósitos remanescentes • Recuperação de áreas degradadas • Reposição obrigatória de vegetação • Equipamentos, móveis e utensílios obsoletos e/ou fora de uso • Resíduos industriais, produtos químicos ou perigosos • Pilhas, baterias, pneus usados • Contaminação do solo, ar e recursos hídricos

Fonte: Hendges (2013)

A Mina Osamu Utsumi, que faz parte da atual Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) em Caldas-MG, é um dos grandes exemplos de empreendimentos mineiros que tentam finalizar a etapa de descomissionamento e fechamento de mina, mas, em decorrência de inúmeros impactos e passivos ambientais, não consegue encontrar soluções definitivas que recuperem a antiga área de exploração de urânio. É importante enfatizar que neste caso não houve planejamento da atividade mineira em conjunto com a questão de recuperação ambiental, o que tornou o passivo ambiental complexo devido ao grande volume de resíduo gerado e à reatividade de alguns de seus componentes minerais em condições de superfície.

As principais fontes de contaminação da Mina Osamu Utsumi consistem nos sedimentos e água da bacia de rejeitos e efluentes provenientes da cava da mina e das pilhas de estéril, solução caracterizada pelo baixo pH e elevado teor de metais e elementos radioativos. Esse tipo de efluente ácido configura um dos problemas ambientais mais sérios envolvendo atividade de exploração mineral, capaz de modificar o equilíbrio químico, geológico e ecológico de toda uma região.

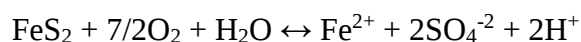
O fenômeno descrito é conhecido como drenagem ácida de mina e tem sido uma das grandes preocupações de mineradoras em fase descomissionamento, em função da alta complexidade e elevados custos para a remediação desse tipo de impacto. A Indústrias Nucleares do Brasil (INB), responsável pelo empreendimento, assumiu um compromisso junto ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), à CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear) e à FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente – MG), no qual está comprometida a apresentar um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para conter as principais fontes de contaminação e impactos ambientais da mina e sanar a questão da drenagem ácida.

3.2 Drenagem Ácida de Mina (DAM)

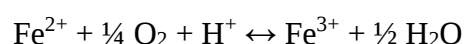
Atividades mineiras provocam profundas mudanças ambientais do ponto de vista geoquímico nas regiões onde são implantadas. A exploração de determinados insumos minerais, como ouro, cobre, zinco, níquel, urânio e carvão, apresenta grande potencial na geração de drenagem ácida pela sua associação com minerais sulfetados (AKCIL e KOLDAS, 2005). A drenagem ácida é conhecida como uma solução ácida enriquecida em íons dissolvidos, especialmente em metais, cuja redução do pH ocorre em função da oxidação de minerais sulfetados e posterior formação de ácido sulfúrico. É um processo que ocorre naturalmente em equilíbrio entre os sistemas hidrológico e geológico, porém a implantação de empreendimentos mineiros intensifica os fatores que promovem a oxidação dos sulfetos associados ao minério, como maior disponibilidade de oxigênio e infiltração de água em pilhas de rejeito (SIMATE e NDLOVU, 2014).

Dentre os vários sulfetos existentes, a pirita (FeS_2), devido a sua abundância na crosta terrestre, é comumente o mineral associado à formação de drenagem ácida, a exemplo do que ocorre na Mina Osamu Utsumi. A reação de oxidação da pirita é um processo complexo, constituído de várias etapas, cujo produto final consiste na conversão do íon sulfeto em sulfato na presença de oxigênio e água, e que resulta em ácido sulfúrico, e na formação de íon férrico.

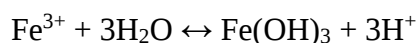
O trabalho de Akcil e Koldas (2005) traz as principais reações químicas que ocorrem na oxidação da pirita, cuja primeira equação consiste na oxidação do mineral sulfetado em íon metálico dissolvido, sulfato e íon hidrogênio:



Os íons Fe^{2+} , SO_4^{2-} e H^+ fornecem um aumento no total de sólidos dissolvidos e na acidez da água que induz a redução do pH. Para ambientes em que haja condições oxidantes suficientes, com altas concentrações de O_2 , pH e atividade bacteriana adequada, grande parte do íon ferroso irá oxidar para a forma de íon férrico, conforme a reação a seguir:



Em ambientes em que o pH varia entre 2,3 e 3,5, o íon férrico é precipitado como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e jarosita, um sulfato hidratado de ferro e potássio, o que reduz a concentração desse íon em solução ao mesmo tempo que o pH diminui. O mineral jarosita ($\text{K}_2\text{Fe}_6(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_4$) precipita apenas em condições extremas de pH ácido ($\text{pH} < 2,5$) e ambientes com soluções enriquecidas em SO_4^{2-} ($> 3000 \text{ mg/L}$), cuja presença é um indício de que os sedimentos das drenagens já foram afetados pela drenagem ácida (EQUEENUDDIN et al., 2013):

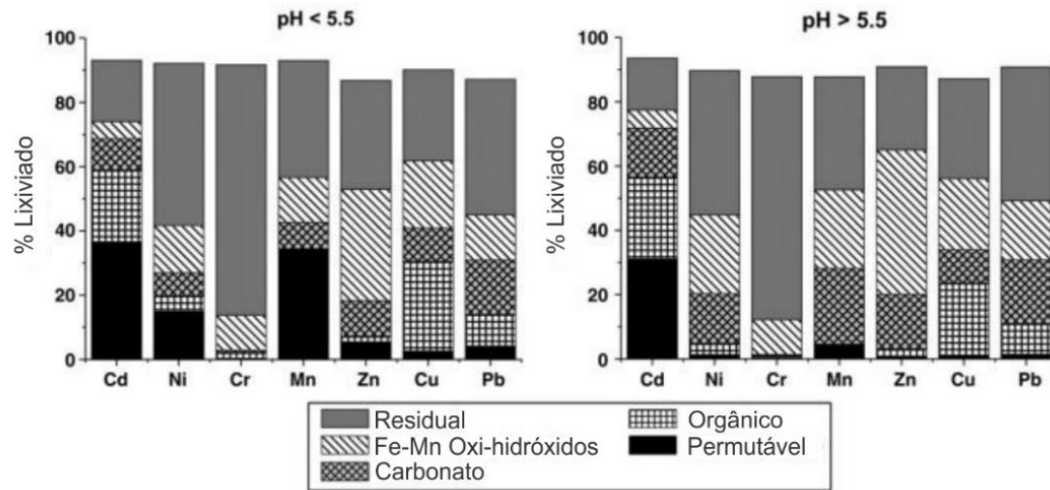


O íon Fe^{+3} que ainda permanece em solução, associado ao ambiente ácido, potencializa a ação oxidante do íon férrico e permite a oxidação de mais pirita e estabelece uma reação auto catalítica (FRANKLIN, 2007), conforme a seguinte reação:



O ambiente mais ácido favorece a relação entre a remoção de determinados elementos e o pH de hidrólise de cada espécie química, o qual representa um valor específico de pH que determina a solubilidade do elemento (CAMPANER e SILVA, 2009). O pH tem influência direta na partição de metais e a fração em que eles são retidos (EQUEENUDDIN et al., 2013). Em sedimentos afetados pelas drenagens ácidas ($\text{pH} < 5,5$), grande parte dos metais está disponível na sua forma solúvel e com alta mobilidade química, a exemplo dos elementos cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb), cobre (Cu) e manganês (Mn) (Figura 2).

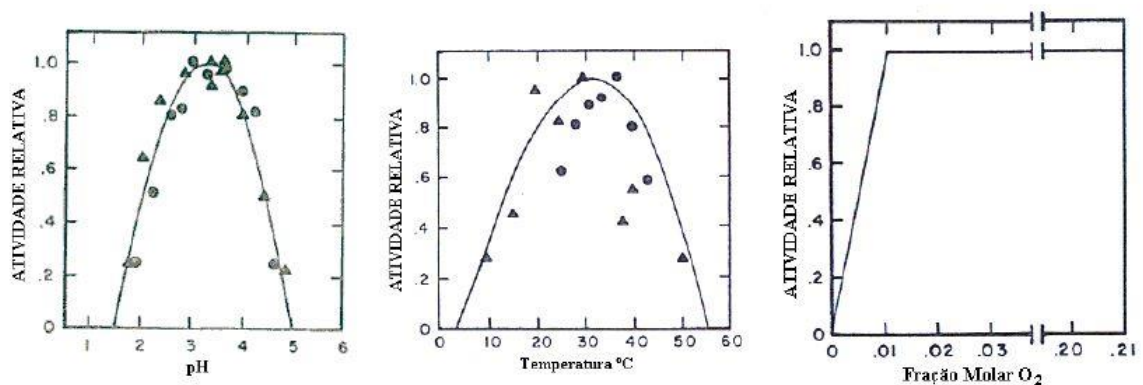
Figura 2. Porcentagem de metais retida em diferentes tipos de sedimentos e na sua forma solúvel, quando comparados os cenários de sedimentos afetados pela drenagem ácida ($\text{pH} < 5,5$) e drenagens naturais ($\text{pH} > 5,5$).



Fonte: Equeenudding et al. (2013)

O processo de oxidação é catalisado pela atividade bacteriana da *Thiobacillus Ferrooxidans*, principalmente em ambientes com pH menor que 3,2 (KLEINMANN et al., 1981). A presença de microrganismos pode acelerar a produção de drenagem ácida em um fator que varia de 5 a 20 vezes (SENGUPTA, 1993). Estes apresentam grande capacidade de adaptação a mudanças ambientais, mas são especialmente ativos em meios ácidos (pH próximo de 3), com temperatura entre 20°C e 40°C e condições oxidantes (JAYNES et al., 1984) (Figura 3).

Figura 3. Influência do pH, da temperatura e concentração de O_2 , respectivamente, na atividade relativa da *T. ferrooxidans*.



Fonte: Jaynes et al. (1984)

A formação de drenagem ácida de mina também está associada à reduzida capacidade de neutralização dos minerais carbonáticos e silicáticos presentes nas pilhas de estéril e rejeito para contrabalancear a acidez produzida pela oxidação do sulfeto (ABROSIMOVA et al., 2015; KASTYUCHIK et al., 2016). Em um ambiente sem interferências antrópicas, o sistema é capaz de controlar a acidez natural do meio a partir de reações de tamponamento na presença de rochas carbonáticas ou ricas em minerais carbonáticos (MOODLEY et al., 2017). O processo consiste no consumo de prótons livres, na forma de H^+ , e que produzem a alcalinidade necessária para a neutralização dos impactos da drenagem ácida, conforme as reações a seguir (SKOUSEN et al., 2017; MOODLEY et al., 2017):

- $CaCO_3 + 2H^+ \leftrightarrow Ca^{2+} + H_2O + CO_2$
- $CaCO_3 + H_2SO_4 \leftrightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-$
- $Ca(OH)_2 + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + 2OH^-$
- $3Fe(OH)_3 + H^+ \leftrightarrow Fe_3(OH)_8 + H_2O$
- $SO_4^{2-} + 2CH_2O \leftrightarrow H_2S + 2HCO_3^-$

Uma vez desbalanceada, a drenagem ácida é um processo difícil de controlar e que exige tratamentos de altos custos (KEFENI et al., 2017). Seus impactos são sentidos principalmente nos perfis de solo, nos recursos hídricos e nas comunidades aquáticas.

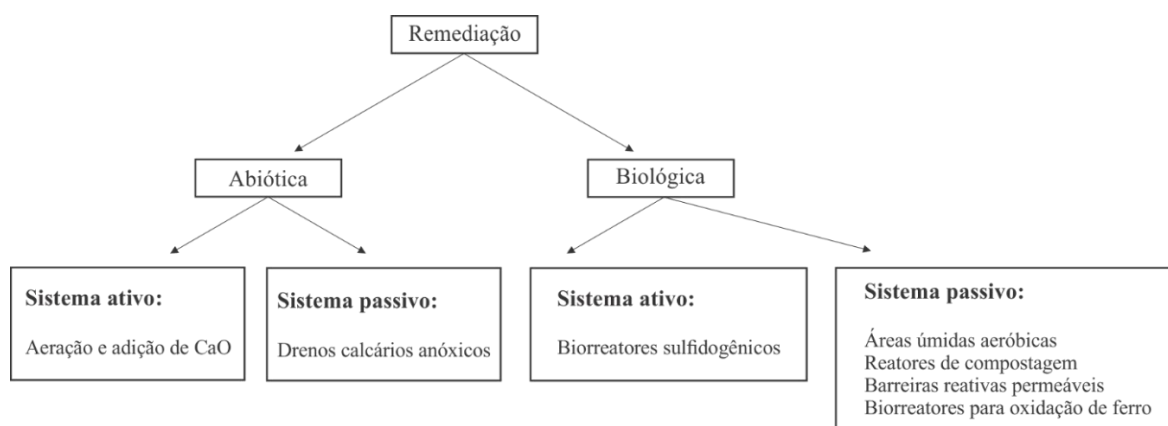
A contaminação do solo por metais pesados e pH desbalanceado ocasionam efeitos ecológicos adversos, com ataque aos tecidos vegetais e interferência na disponibilidade de macro e micronutrientes, o que compromete o desenvolvimento das plantas. No caso de solos com pH baixo, nitrogênio, fósforo e potássio não estão disponíveis na forma solúvel; cálcio e magnésio estão ausentes ou em quantidades deficientes; elementos tóxicos, como alumínio, manganês e ferro, são hidrolisados e disponibilizados em altas concentrações, fatores que diminuem a produção de matéria orgânica e aeração do solo, tornando-os improdutivos (SCHROCK et al., 2001; HALCOMB e FARE, 2002; SIMATE e NDLOVU, 2014).

Os organismos aquáticos, como peixes, são afetados pelo acúmulo de metais pesados (Cd, Cu, Pb e Zn) diretamente dos mananciais contaminados e/ou indiretamente via cadeia alimentar, com toxicidade mesmo em concentrações traço (JIWAN e KALAMDHAD, 2011). O pH da água também exerce grande influência na vida aquática, uma vez que sua alteração pode afetar as funções fisiológicas dos organismos aquáticos e inviabilizar trocas iônicas durante o processo de respiração, uma vez que tais funções ocorrem em uma faixa ótima de pH entre 6 e 9.

As consequências ambientais geradas pela drenagem ácida de mina estimularam o desenvolvimento de técnicas de remediação na tentativa de controlar a sua fonte ou seu processo de migração (JOHNSON e HALLBERG, 2005; SKOUSEN et al., 2018). O controle da fonte é feito a partir da remoção do oxigênio e/ou da água antes que estes entrem em contato com as zonas sulfetadas ou a partir da separação dos minerais sulfetados das pilhas de estéril. Contudo, controlar a fonte da drenagem ácida é uma tarefa extremamente difícil em termos práticos e que exige altos investimentos tecnológicos e de infraestrutura, uma vez que sua distribuição é irregular e difusa (DINARDO et al., 1991; SIMATE e NDLOVU, 2014).

A alternativa mais adotada é o controle do processo de migração, que consiste no tratamento da drenagem ácida resultante. As técnicas para o controle da migração são divididas em duas categorias, tratamentos ativos e passivos ou também classificados em atividades biológicas e abióticas (Figura 4) (JOHNSON e HALLBERG, 2005). Contudo, o tratamento do efluente ácido não soluciona a sua geração de fato, constituindo um ciclo de geração-tratamento de efluente até que as condições hidrológicas e geológicas reestabeleçam suas condições naturais, o que pode levar centenas de anos.

Figura 4. Remediações abióticas e biológicas em sistemas ativos e passivos no tratamento de drenagem ácida de mina.



Fonte: Luptakova et al. (2010)

Para que o problema seja de fato solucionado, é necessário identificar as fontes onde há a interação dos fluxos de água e as zonas sulfetadas para poder atuar de forma mais precisa na implementação de programas de controle e remediação.

3.3 Comportamento hidrogeológico em pilhas de estéril e rejeito

A preservação e manutenção dos recursos hídricos é um dos aspectos primordiais na recuperação de áreas degradadas pelas atividades mineiras, sobretudo as águas subterrâneas em função da sua condição estratégica de reserva hídrica e tempo de renovação. As atividades de lavra e processamento mineral podem contribuir com a poluição dos mananciais, caso não haja um rigoroso controle das operações envolvidas. Atenção especial deve ser dada aos depósitos de estéril e rejeito permanentes e de minério lixiviado, materiais suscetíveis à erosão e que podem acarretar o assoreamento dos canais e contaminação das drenagens por elementos tóxicos disseminados nas pilhas (CETEM, 2001).

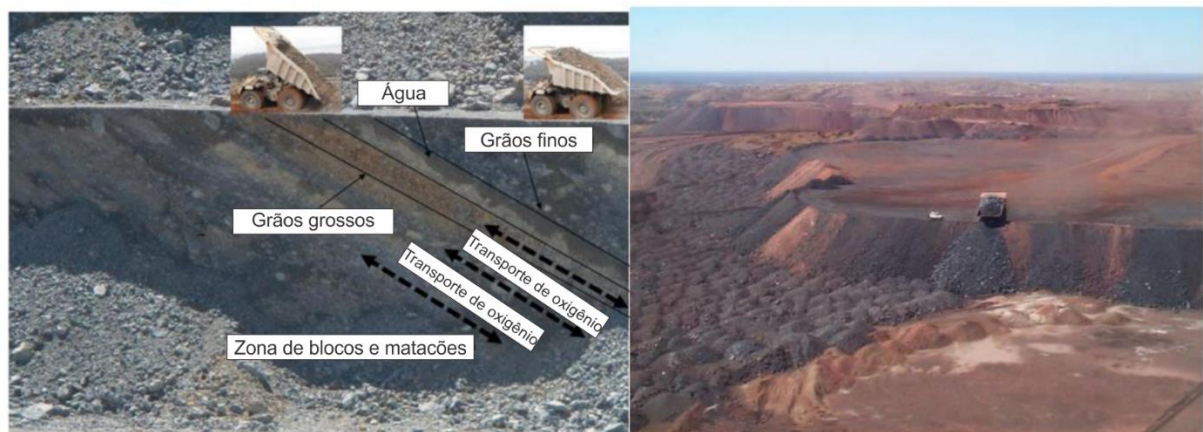
O comportamento do fluxo subterrâneo é controlado por parâmetros hidráulicos, como condutividade hidráulica, transmissividade e coeficiente de armazenamento, que caracterizam o ambiente hidrogeológico local (KAZAKIS et al., 2016). A quantificação desses parâmetros aliada ao contexto geológico são ferramentas essenciais no planejamento e gestão dos recursos hídricos subterrâneos, sobretudo no diagnóstico de impactos de mineração, e que reduz o risco de poluição dos aquíferos (KAZAKIS et al., 2015).

Pilhas de rejeito são compostas por material heterogêneo e com uma grande variedade granulométrica, onde o comportamento do fluxo subterrâneo obedece aos parâmetros hidráulicos compatíveis a um sistema aquífero. São aquíferos rasos com uma taxa de recarga relativamente alta proveniente da água remanescente de antigos vales fluviais e de origem pluviométrica. Esse tipo de sistema é denominado de aquífero granular e apresenta uma porosidade intergranular, cuja água é transmitida por entre os grãos das rochas ou sedimentos (BORGHETTI et al., 2004; IRITANI e EZAKI, 2009). A água desempenha o papel de dissolver lentamente o material geológico, o que a torna rica em minerais e sólidos dissolvidos (CETESB, 2016).

O contexto hidrogeológico de depósitos de estéril e rejeito pode ser caracterizado em termos da propriedade de fluxo, representada pela condutividade hidráulica, e pelas características de armazenamento, indicada pela porosidade e permeabilidade do material. As propriedades hidráulicas estão atreladas a fatores físicos importantes, como a heterogeneidade da condutividade hidráulica dos grãos, em função da variação granulométrica das partículas e mineralogia, que definem a estrutura interna das pilhas e favorecem a circulação de água, ar e calor por caminhos preferenciais (AMOS et al., 2015). Essas zonas de circulação afetam o padrão de intemperismo químico do material e podem ocasionar ou intensificar a interação entre água/ar e minerais reativos (sulfetos).

Os métodos de construção usados na conformação das pilhas influenciam na distribuição granulométrica dos materiais ao longo de sua estrutura. Métodos como *end-dumping* e *push-dumping*, que descarregam o material estéril e rejeito no topo dos taludes, são responsáveis pela segregação de partículas em camadas alternadas com granulometria variada e estratificações inclinadas (Figura 5). A ação da gravidade é responsável por promover a seleção e separação das frações granulométricas, onde fragmentos grossos são dispostos na base e as frações mais finas no topo. Esse tipo de configuração favorece uma componente de fluxo vertical maior em relação a horizontal (WILSON et al., 2000; LAHMIRA et al., 2017).

Figura 5. Geometria construtiva de pilhas de estéril pelos métodos de *end-dumping* e *push-dumping*.



Fonte: Pearce et al. (2016)

Quando a construção da pilha envolve bancadas, o constante trânsito de maquinário pesado ocasiona a compactação das camadas e interfere na circulação de fluídos, uma vez que a capacidade de retenção de água é maior e proporciona um aumento na saturação da pilha (Figura 6) (FALA et al., 2005; DAWOOD e AUBERTIN, 2009; AMOS et al., 2015). Desse modo, as camadas compactadas apresentam um comportamento semelhante a uma barreira capilar que impede simultaneamente o transporte de água e oxigênio para dentro do resíduo. Sua configuração de superposição de camadas proporciona uma permeabilidade horizontal muito maior do que sua componente vertical (LAHMIRA et al., 2017).

Figura 6. Geometria construtiva de pilhas de estéril pelo método de bancadas.



Fonte: Nunes (2014)

Uma vez construída, a pilha de estéril e rejeito se torna parte do sistema hidrológico local, sujeita à infiltração da água da chuva pelas suas superfícies expostas ou pela influência de escoamento superficial. A água que infiltra flui em direção à base da pilha através de poros interconectados e pelos fragmentos de rocha, processo controlado por forças gravitacionais e capilares. A variação granulométrica do material interfere diretamente no curso das drenagens, com criação de um complexo padrão de fluxo no interior das pilhas com difícil previsão de seu comportamento (NEWMAN et al., 1997; FALA et al., 2005).

A heterogeneidade e anisotropia das pilhas proporcionam um arranjo aleatório dos materiais com diferentes propriedades hidráulicas, cuja água circula preferencialmente pelas partículas mais finas de maior saturação e o gás pelos materiais mais grossos (LAHMIRA et al., 2017). A fração fina (menor que 5 mm) também é responsável por controlar as propriedades hidráulicas das pilhas de estéril e rejeito, desde que essa fração compreenda pelo menos 30 a 35% do volume da amostra (YAZDANI et al., 2000). O arranjo anisotrópico ocasiona diferentes suprimentos de oxigênio que circulam pela estrutura da pilha, no caso as bancadas favorecem trocas horizontais de ar pelos seus taludes e a construção em *end-dumping* e *push-dumping* promove a entrada de oxigênio pela sua superfície (LAHMIRA et al., 2017).

A circulação de ar é favorecida quando há pouco material fino ou muito fino próximo aos limites da pilha, fator que contribui para um maior teor de oxigênio em seu interior. Quando o estéril e o rejeito são naturalmente compostos por partículas finas ou estas são adicionadas ao material, é criado um meio de baixa permeabilidade capaz de reter grandes volumes de água. A velocidade do fluxo de água é significativamente reduzida em locais totalmente saturados e

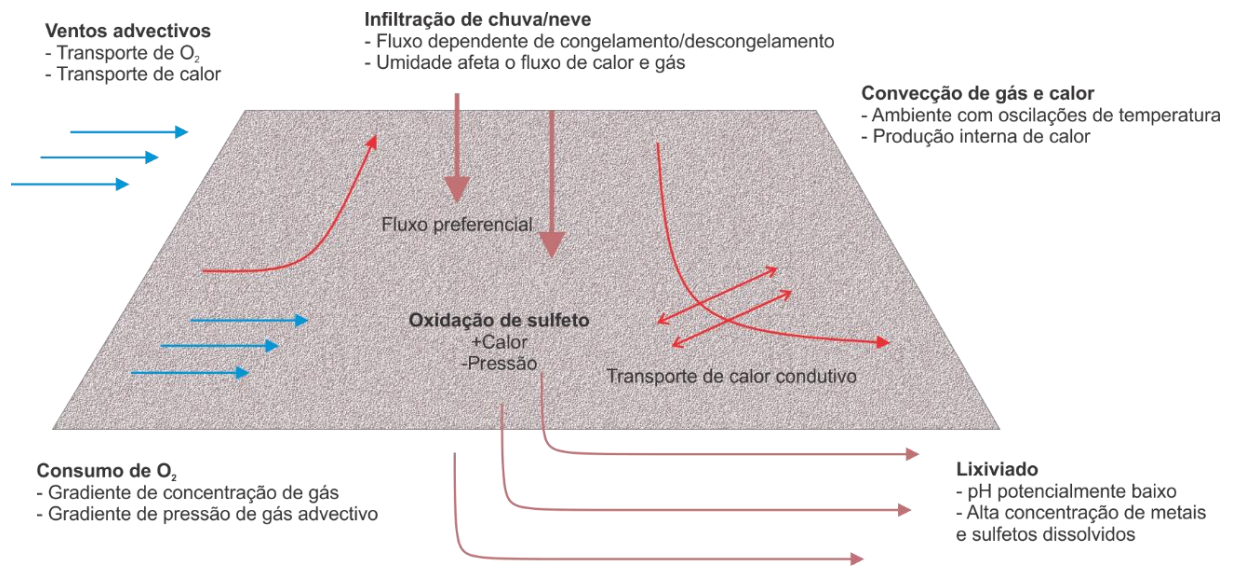
limitam drasticamente o fluxo de ar no interior da pilha. Como consequência, a capacidade dos fluídos de interagir com os minerais reativos (sulfetos) é drasticamente reduzida, o que proporciona um ambiente menos favorável à geração de drenagem ácida de mina (WILSON et al., 2000; LAHMIRA e LEFEBVRE, 2015; LAHMIRA et al., 2017).

Outro importante fator que interfere nas reações geoquímicas no interior das pilhas é a condutividade térmica, responsável pelo transporte de calor através do material geológico. A condutividade térmica em rochas é controlada principalmente pelo tipo de rocha, eficácia da condução de calor, porosidade e temperatura (ROBERTSON, 1988). Material estéril seco conduz calor primeiramente através do contato partícula-partícula. O aumento do teor de água no sistema cria um revestimento aquoso ao redor do contato entre os grãos e proporciona um incremento na condução de calor (HARRIES e RITCHIE, 1981), cujos valores de condutividade térmica variam de 0,7 a 3,3 W m⁻¹ K⁻¹ e refletem a litologia e propriedades físicas da pilha (AMOS et al., 2015).

A geração de calor é atribuída ao processo de oxidação de sulfetos e que pode ocasionar a formação de células termicamente convectivas capazes de conduzir gases, entre eles o oxigênio (LEFEBVRE et al., 2001). O incremento na circulação de oxigênio intensifica as taxas de oxidação dentro das pilhas, o que acarreta o intemperismo químico do material geológico e consequente lixiviação de compostos danosos ao meio ambiente. Outra possibilidade é a influência do transporte de gás pela parte externa, a partir do vento ou mudanças de temperatura do ambiente, que podem acarretar mudanças de temperatura dentro do material estéril e alterar as taxas de oxidação dos minerais sulfetados (PHAM et al., 2012; AMOS et al., 2015). Os diversos processos físico-químicos que ocorrem no interior das pilhas de estéril e que contribuem para a geração de drenagem ácida de mina são resumidos a seguir (Figura 7).

Neste sentido, a caracterização hidrogeológica é essencial para a compreensão dos processos físico-químicos e os caminhos preferenciais de percolação de água que favorecem a geração de drenagem ácida no interior das pilhas de estéril. A partir do estudo hidrogeológico, é possível elencar as melhores estratégias para a contenção do efluente ácido e tratar o passivo ambiental, na tentativa de encerrar a fase de descomissionamento e fechamento de minerações.

Figura 7. Fatores que contribuem na formação da drenagem ácida de mina e suas interações em pilhas de estéril



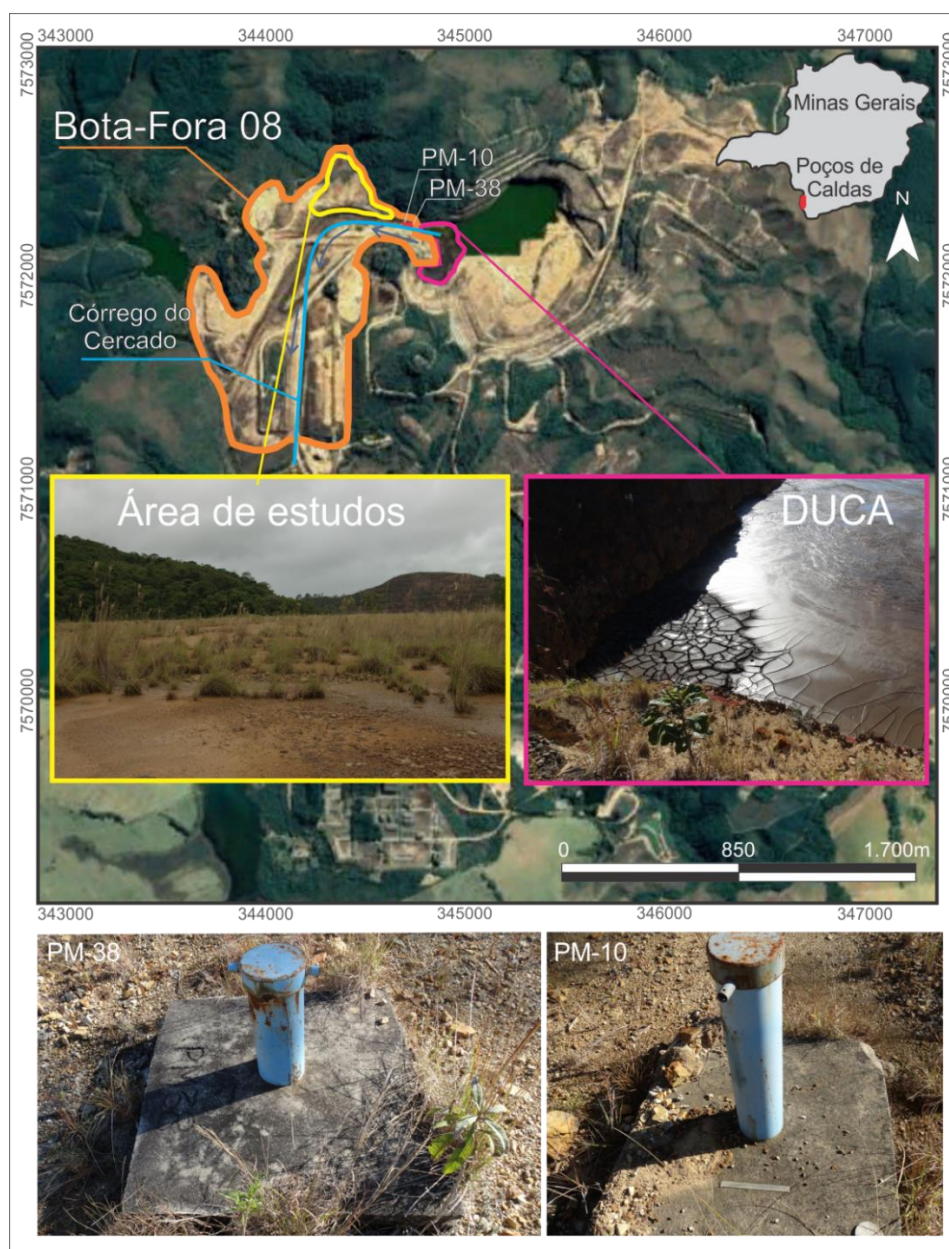
Fonte: modificado de Lefebvre *et al.* (2001)

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Área de estudo

O local de estudos consiste em uma área de 90.000 m² localizada no Bota Fora-08 (BF 08), na porção noroeste da Mina Osamu Utsumi, operada pela Unidade de Tratamento de Minérios – Unidade Caldas (Figura 8). O complexo industrial está localizado na porção sudoeste do Estado de Minas Gerais, no município de Caldas, inserido na região centro-sul do Planalto de Poços de Caldas.

Figura 8. Localização da área de estudos, do depósito de Diuranato de Cálcio (DUCA) e dos poços de monitoramento de água subterrânea próximos ao BF-08. Destaque para a área de estudos em amarelo

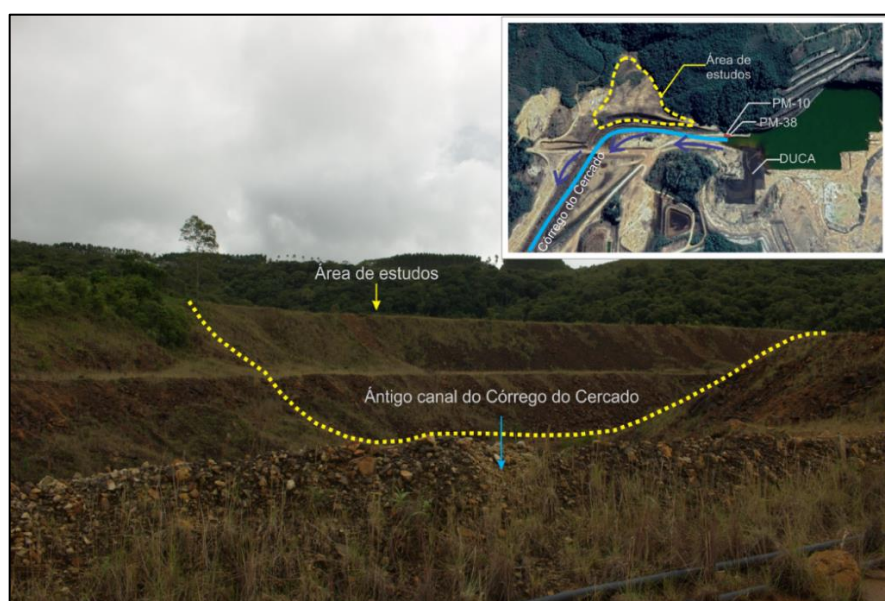


Além de Caldas, o planalto abrange os municípios de Poços de Caldas, Andradas e Águas da Prata, próximo ao limite com o Estado de São Paulo. A capital mais próxima é São Paulo (180 km) seguida por Belo Horizonte (350 km) e Rio de Janeiro (360 km). A partir de Poços de Caldas, o acesso à Mina Osamu Utsumi é feito pela BR-146.

O BF 08 consiste em uma pilha de rejeito que ocupa uma área de 64,4 milhões de m². A pilha está organizada em três bancadas com bermas de 5 m de largura, taludes com 8 m de comprimento e 70° de inclinação. O material utilizado para sua construção consiste em sienitos e fonólitos provenientes da área da cava com teor de urânio inferior a 170 ppm, com granulação que varia de areia fina (0,05 a 0,2 mm) a matacão (> 200 mm). As rochas expostas às condições atmosféricas apresentam coloração ocre amarelada e são esparsamente cobertas por gramíneas.

O rejeito é originado principalmente da decapagem e triagem de corpos mineralizados com teores expressivos de enxofre, elemento essencial no processo de drenagem ácida (WABER, 1992). O método construtivo utilizado foi por avanço de ponta de aterro (*end-dumping*), no qual o rejeito foi disposto sobre o topo dos taludes onde as ações gravitacionais promoveram uma seleção das partículas. De modo geral, o topo é constituído por partículas finas e a base por blocos de rochas com diâmetro superior a 20 cm. O local escolhido para a disposição do rejeito compreende o antigo vale do Córrego do Cercado, onde atualmente a água infiltra na pilha em condições de pH neutro e reaparece na porção sul (à jusante) como drenagem ácida, próximo à estação de tratamento de efluentes (Figura 9). É importante ressaltar que, apesar da presença de efluente ácido à jusante da pilha, não foram observadas surgência de água na área de estudos.

Figura 9. Vista frontal da área de estudos e o antigo vale fluvial aterrado por material rejeito



A caracterização hidroquímica do BF 08 é feita a partir da amostragem de 02 poços de monitoramento de água subterrânea, PM-10 e PM-38, localizados à sudeste da área de estudos, próximo ao limite da pilha com a cava, a uma distância de 3 m de um poço para o outro. O trabalho de Alberti (2017) traz informações sobre aspectos físico-químicos, principais constituintes iônicos e análise isotópica e radioativa de 03 campanhas de monitoramento realizadas entre 2014 e 2015. Foi constatado que, apesar de estarem muito próximos, os poços PM-10 e PM-38 apresentam características hidroquímicas distintas e refletem diferentes ambientes geoquímicos, assim como diferentes estágios de geração de drenagem ácida.

O PM-10 apresenta profundidade máxima de 12 m, com saprólito silte-argiloso e rocha oxidada de coloração marrom amarelada no topo e fonólito inalterado na base. As amostras de água subterrânea indicaram águas relativamente ácidas (pH entre 4,5 e 6,1), com baixos valores de condutividade (83-118 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e valores positivos de Eh. O caráter oxidante e a assinatura isotópica enriquecida são indícios de águas de circulação mais rápida e recargas mais recentes (até 1 ano). Os resultados também mostraram um elevado desequilíbrio radioativo entre o ^{238}U e o ^{226}Ra , com concentrações elevadas de ^{238}U em relação ao ^{226}Ra . Este desequilíbrio é associado às altas concentrações de sulfato, que favorecem a precipitação do rádio, e aos baixos valores de pH que favorecem a solubilização do urânio e indicam maior influência da drenagem ácida no sistema raso.

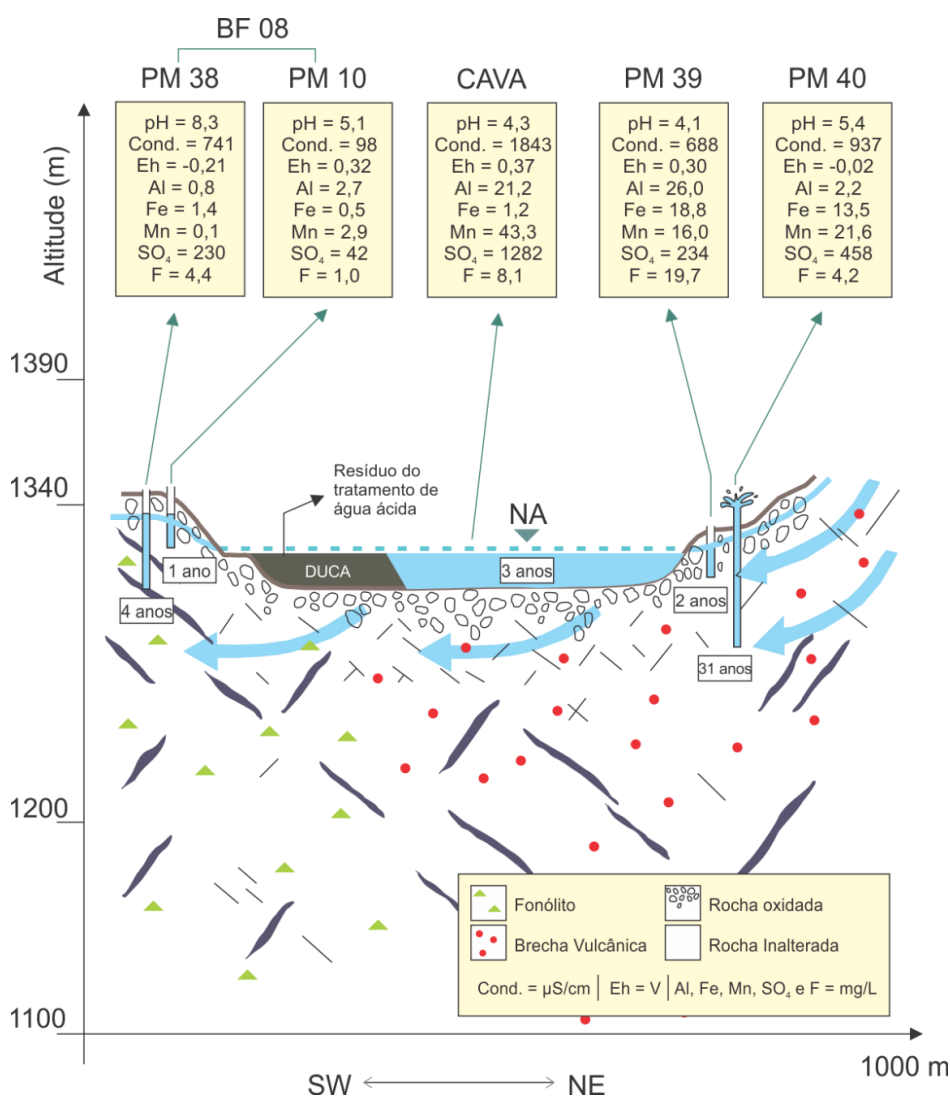
O PM-38 atinge uma profundidade máxima de 30 m, cuja geologia predominante é o fonólito inalterado. As análises físico-químicas indicaram águas alcalinas (pH entre 7,37 e 9,05), com altos valores de condutividade (593-1034 $\mu\text{S}/\text{cm}$), valores negativos de Eh, baixo oxigênio dissolvido e moderada concentração de íons dissolvidos (400 mg/L). São águas que apresentam caráter mais redutor, baixa radioatividade e são classificadas como cálcica sulfatadas, além de apresentarem um tempo de recarga mais lento em comparação ao PM-10 (entre 2 a 4 anos). Os baixos valores de urânio dissolvido nas amostras de água subterrânea são atribuídos a baixa mineralização hidrotermal nos fonólitos da região e ao pH mais elevado e ambiente mais redutor que favorecem a precipitação do urânio na forma de uraninita.

O pH mais alcalino das amostras do PM-38 é atribuído à presença de diques de biotita lamprófiros associados a elevadas concentrações de carbonatos e também a possível infiltração de soluções alcalinas geradas pela lixiviação do resíduo do tratamento de águas ácidas, que desde a década de 1990 tem sido estocado na porção oeste do reservatório da cava da mina (ALBERTI, 2017). O resíduo é basicamente constituído por hidróxido de cálcio, adicionado em excesso para garantir a eficiência do tratamento químico, e impregnações de metais e sulfato. O fato das amostras de água do PM-38 apresentarem maior alcalinidade em relação às amostras

do PM-10 é um indício de fluxo de água subterrânea migrando do reservatório para fora da cava da mina através do sistema de fraturamento do maciço (Figura 10) (ALBERTI, 2017).

O contraste entre as características físico-químicas das amostras de água subterrânea e o expressivo volume de efluente ácido proveniente do BF 08 são questões geológicas ainda pouco investigadas e de extrema complexidade. Entender a dinâmica hidrológica e sua interação com o rejeito é o primeiro passo para encontrar sistemas de remediação que atuem de forma assertiva e precisa na contenção do avanço do impacto ambiental.

Figura 10. Modelo hidrogeoquímico conceitual do sistema cava da mina e pilha de estéril BF 08.



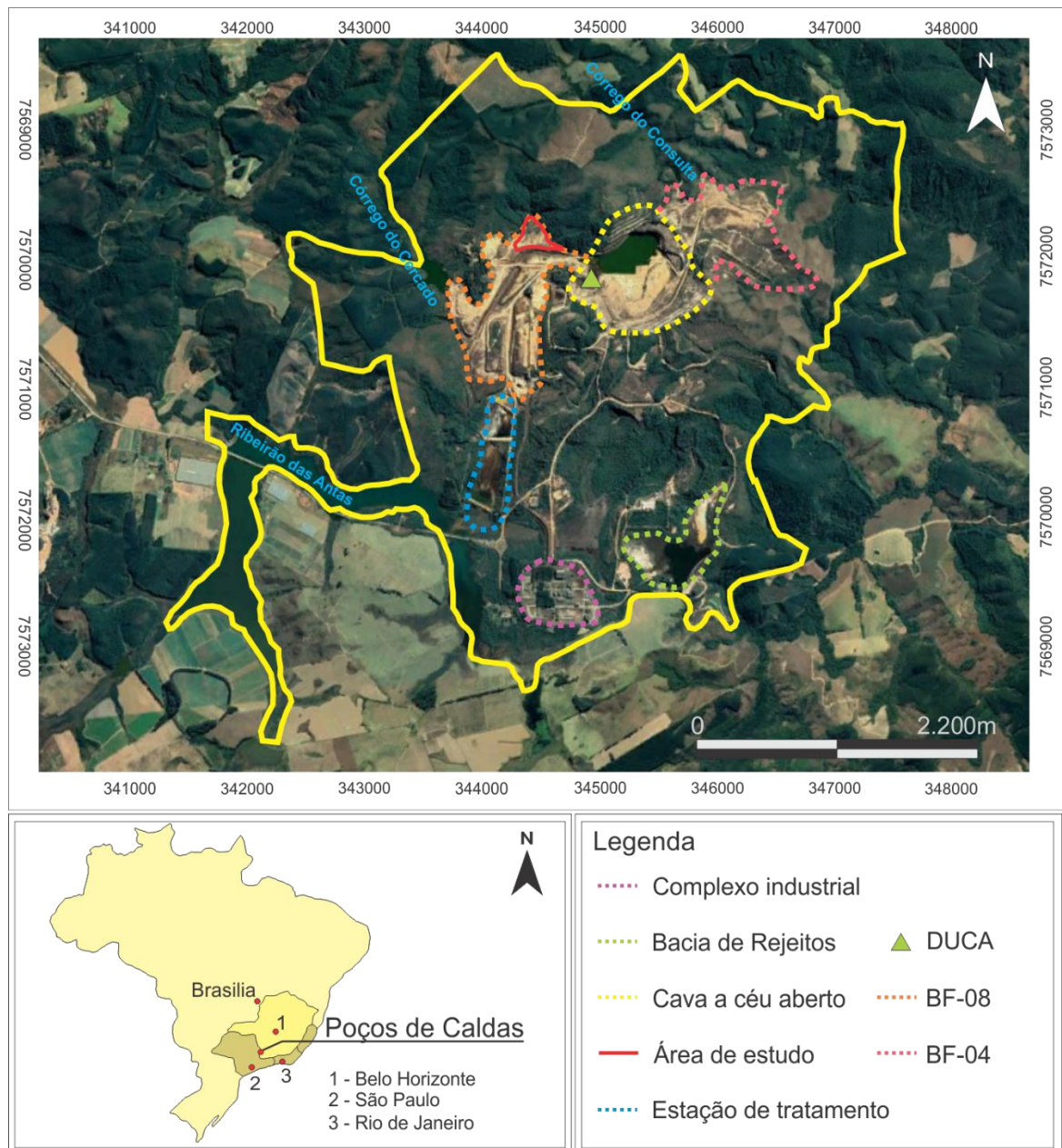
Fonte: Adaptado de Alberti (2017)

4.2 Mina Osamu Utsumi e seu histórico de operações

O complexo Mineiro Industrial de Poços de Caldas (CIPC), atualmente designado como Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) - Unidade Caldas, é operado sob responsabilidade

das Indústrias Nucleares do Brasil (INB) e consistiu no primeiro centro de produção de concentrado de urânio do Brasil (NASCIMENTOS, 1998). O complexo está localizado no Planalto de Poços de Caldas, na região sudoeste do Estado de Minas Gerais, mais especificamente no município de Caldas, com uma área de 15 km². As principais instalações do complexo compreendem a cava da mina, áreas de pilhas de estéril e material de decapagem da mina, usina de beneficiamento físico, usina de beneficiamento químico para extração de urânio, bacia de rejeitos e prédios administrativos e de suporte operacional (Figura 11).

Figura 11. Visão geral do complexo industrial da INB e suas principais instalações e localização das pilhas de rejeito com seus respectivos sistemas de drenagem naturais.



Fonte: Modificado de Alberti (2017)

A descoberta de jazidas promissoras de caldasito, uma mistura de zircão (silicato de zircônio) e baddeleyita (óxido de zircônio), e expressivas mineralizações de urânio propiciaram o início da construção da Mina Osamu Utsumi em 1959 (CATHLES e SHEA, 1992; SCHORSCHER e OSMOND, 1992; MACIEL, 2007). As atividades tiveram início em 1981, com exploração em mina à céu aberto, e foram encerradas em outubro de 1995 com o esgotamento da jazida. Sua reserva foi calculada em aproximadamente 17.200 toneladas de U_3O_8 (FRAENKERL et al., 1985; SOUZA et al., 2013).

As principais atividades desenvolvidas pelo CIPC foram a lavra e o beneficiamento do minério de urânio e produção do *yellow-cake*, usado como matéria prima para a produção de combustível nuclear. O processo operacional da mina era dividido em três etapas: a mineração, o processamento físico e o processamento químico.

A usina de beneficiamento mineral e de extração do urânio foi projetada para tratar aproximadamente 750 mil t/ano de minério. Durante os anos de operação, a mineração lavrou cerca de 2,3 Mt de minério e 108,1 Mt de estéril, cuja relação estéril-minério era de aproximadamente 47:1 (FILHO, 2014). Em 20 anos de operação, a massa total de minério beneficiado correspondeu a cerca de 3 anos de beneficiamento em relação à capacidade instalada do projeto, com uma produtividade aproximada de 14% (CIPRIANI, 2002).

A lavra de minério teve início em 1981, após os trabalhos de decapagem e pré-lavra. O teor de corte definido foi de 170 ppm de U_3O_8 solúvel recuperado na usina, com teores inferiores considerados estéreis e constituíam o rejeito de mineração. A lavra foi desenvolvida a céu aberto na forma de bancadas com alturas de 4 m, em blocos de 5m x 5m x 2m. A altura dos taludes entre as bermas eram de 16m e a largura das bermas de segurança variavam entre 5 e 6m. O minério lavrado passava por beneficiamento físico, em etapas de britagem, moagem e espessamento, com o objetivo de reduzir a granulometria do minério para ser transportado para a unidade de beneficiamento químico.

O minério alimentava o britador primário que reduzia o material a uma granulometria inferior a 25 cm. O material era empilhado com *staker* no pátio de estocagem do minério britado, cuja capacidade era de 200 mil toneladas de minério, divididos em 8 pilhas e classificados de acordo com o teor de urânio solúvel. A composição do *blend* para alimentar a usina apresentava teor médio de 680 ppm de urânio solúvel (CIPRIANI, 2002). Em seguida, o material era submetido a uma britagem secundária e moagem com o uso de moinhos de barra para que sua granulometria ficasse abaixo de 14 *mesh Tyler* (1,168 mm).

Durante a etapa de britagem secundária, era adicionada pirolusita (MnO_2) para promover a oxidação do U^{+4} para U^{+6} , além de rocha fosfática na forma de ácido fosfórico que auxiliava

na precipitação de zircônio e reduzia o teor deste metal a níveis aceitáveis no produto final (*yellow-cake*) (Figura 12). Ao material em fase de moagem e espessamento, era adicionada água tratada com cal, que resultava em uma polpa neutra com 55% de sólidos que era bombeada para a usina de beneficiamento químico.

Figura 12. Produção de *yellow-cake* para a conformação de combustível nuclear, INB-Caldas



Fonte: Rangel Junior e Costa (2009)

A última etapa do processo consistia no beneficiamento químico, no qual a polpa de minério era submetida a um tratamento químico para a concentração de urânio sob a forma de diuranato de amônia (DUA) $[\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 + \text{NH}_3 \rightarrow (\text{NH}_4)_2\text{UO}_7]$ e recuperação de molibdênio na forma de molibdato de cálcio (CaMoO_3) (FRANKLIN, 2007). O tratamento químico era feito por lixiviação em 4 baterias de 10 tanques de agitação em cada uma, onde o ácido sulfúrico era usado como solvente a uma relação de 70 a 150 kg para cada tonelada de minério. O processo era feito em temperatura controlada de 70°C por um período de 6 horas (CIPRIANI, 2002).

Após a lixiviação, a separação sólido-líquido era feita por filtros do tipo esteira a vácuo. O resíduo era lavado com água para a recuperação máxima do urânio dissolvido e posteriormente era transferido para a estação de tratamento de rejeitos sólidos. O material lixiviado era submetido ao processo de clarificação, que consiste na retirada de partículas finas (lamas) que passaram pelos poros da lona do filtro e sua oxidação com clorato de sódio, para que fosse usado na alimentação da etapa de concentração do urânio. As lamas finas também

eram submetidas ao processo de clarificação e encaminhadas à estação de tratamento de rejeitos sólidos (CIPRIANI, 2002).

Os efluentes líquidos e sólidos gerados pela produção do *yellow-cake* eram encaminhados para a Unidade de Tratamento de Efluentes Líquidos e para a Unidade de Tratamento de Efluentes Sólidos, respectivamente. O tratamento dos efluentes líquidos consistia na neutralização do ácido sulfúrico até pH final entre 9 e 10 a partir da adição de calcário moído, o que viabilizava a precipitação quase total do ferro solúvel, e de suspensão de hidróxido de cálcio, para a precipitação dos cátions metálicos (Al, Mg, Mn) na forma de hidróxidos. O efluente sólido provinha da operação de filtragem, material constituído por cerca de 98% do minério original empobrecido em urânio, cujo tratamento envolvia suspensão de cal (CaO) para neutralizar a acidez. Os produtos gerados pelos tratamentos eram então transferidos para a bacia de rejeitos (CIPRIANI, 2002; FILHO, 2014).

A partir de 1998, a lama produzida pelo tratamento químico para a neutralização dos efluentes ácidos começou a ser depositada na cava da mina. Sua composição é basicamente constituída por hidróxidos de metais como Fe, Al, Mn e elementos radioativos, inseridos em uma matriz de sulfato de cálcio. Esse material é localmente conhecido como “DUCA” (Diuranato de cálcio) e engloba todas as lamas produzidas no tratamento de águas de chuva, da cava da mina e drenagens ácidas dos bota-foras (CIPRIANI, 2002; NÓBREGA, 2007) (Figura 13). A reação química do processo de formação do Diuranato de Cálcio pode ser descrita como $2 \text{UO}_2\text{SO}_4 + 3 \text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{CaU}_2\text{O}_7 + 3 \text{H}_2\text{O}$ (0,1 a 0,4% de U).

Figura 13. Descarte de lama (“DUCA”) na cava da Mina Osamu Utsumi proveniente do tratamento químico de efluentes.



Fonte: Acervo pessoal (agosto de 2017)

As atividades de exploração foram definitivamente encerradas com o esgotamento da jazida em 1995, seguido pelo início do processo de descomissionamento que perdura até os dias atuais (FRANKLIN, 2007). A UTM produziu 1.242 toneladas de diuranato de amônio, gerou 44,8 milhões de m³ de estéreis de rocha e cerca de 2,39 milhões de m³ de rejeitos do beneficiamento químico, conhecidos como “tailings” (URÂNIO DO BRASIL, 1988; MAJDALANI e TAVARES, 2001; FRANKLIN, 2007) (Tabela 2). Em contrapartida, foram produzidas apenas 540 m³ (1.030 t) de urânio, volume ínfimo se comparado aos volumes de estéril e rejeitos gerados pela sua extração e beneficiamento (CIPRIANI, 2002).

Tabela 2. Produção mineira do Complexo Industrial de Poços de Caldas entre 1977 e 1997.

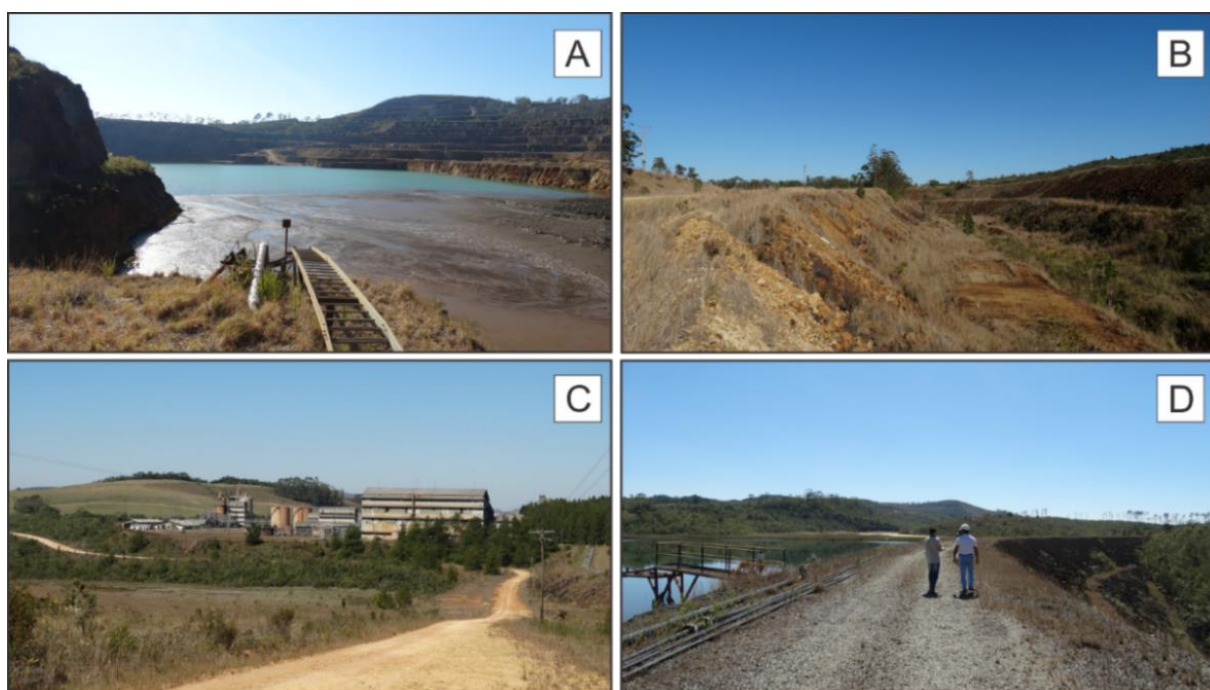
Ano	Massa de minério (t)	Volume de bota-fora (m ³)	Massa de bota-fora (t)	Massa de minério tratado na usina (t)	Massa de rejeitos sólidos da usina (t)
1977 a 1980	0	33.736.000	80.966.400	0	0
1981	148.697	398.984	957.562	0	0
1982	409.952	3.669.332	8.806.397	401.126	486.500
1983	388.840	2.726.104	6.542.650	358.541	405.151
1984	274.329	1.164.593	2.795.023	287.558	324.940
1985	287.536	1.152.196	2.765.270	237.429	268.295
1986	56.933	277.914	666.994	97.420	110.084
1987	286.147	694.572	1.666.973	270.769	305.968
1988	111.632	460.196	1.104.470	46.309	52.329
1989 a 1992	0	0	0	67.019	75.730
1993	93.128	168.843	405.223	53.479	60.432
1994	169.906	386.377	927.305	138.552	156.564
1995	89.427	242.416	559.981	131.495	148.588
1996	0	0	0	0	0
1997	0	0	0	1.100	1.240
Total	2.316.527	45.077.300	108.000.000	2.090.798	2.395.820

Fonte: Cipriani (2002)

O complexo industrial foi submetido ao licenciamento nuclear pela CNEN em função de suas instalações nucleares. Contudo, a unidade não possuía licenciamento ambiental para operação por ser anterior a portaria CONAMA 001/1986 de responsabilidade do IBAMA, que estabelece as bases para o licenciamento ambiental (MMA, 1986). Como consequência, não foram tomados os devidos cuidados na caracterização do material proveniente do decapeamento da área da mina, que foi depositado nas áreas vizinhas ao complexo, assim como a disposição dos estéreis e rejeitos na forma de pilhas em contato direto com o solo e aterro de canais fluviais (FLORES, 2006; FRANKLIN, 2007).

Os efeitos dos passivos ambientais e a ausência de uma gestão ambiental efetiva durante os anos de operação são visíveis em grande parte do complexo mineiro (Figura 14). No final de 2004, um termo de referência foi elaborado pelo IBAMA, em conjunto com a CNEN, para o desenvolvimento e apresentação do PRAD da Unidade de Tratamento de Minérios (UTM) (FLORES, 2006).

Figura 14. Passivos ambientais presentes na Mina Osamu Utsumi.



A) Represamento de água e disposição de lama de rejeito na área da cava. B) Antigo vale fluvial aterrado por material estéril. C) Antiga instalação de beneficiamento químico do minério de urânio. D) Barragem de rejeitos. Fonte: Arquivo pessoal

Em 2005 a INB Caldas contratou um consórcio empresarial com experiência internacional no fechamento de minas de urânio com a finalidade de elaborar e executar o plano de descomissionamento, desmantelamento, recuperação e fechamento definitivo de suas

unidades. Contudo, o contrato foi cancelado em 2006 e não foi possível dar continuidade nos estudos de impacto (NÓBREGA, 2007). Segundo informação da INB Caldas, existe um monitoramento permanente das instalações, equipamentos, solo e águas, além dos materiais radioativos que ainda são estocados na UTM. Apenas em 2012 o IBAMA aprovou o plano de recuperação da área degradada, no qual foram definidas as obras a serem realizadas e as ações de recuperação ambiental que devem ser desenvolvidas na unidade.

4.3 Gerenciamento de estéril e rejeito e a questão da drenagem ácida na Mina Osamu Utsumi

A preocupação com a destinação do material estéril e rejeito provenientes da exploração e beneficiamento do minério de urânio passou a ser crescente em função do grande volume gerado e com o eminente esgotamento da jazida e provável fechamento da Mina Osamu Utsumi. A não exigência de um licenciamento ambiental prévio e a falta de uma gestão ambiental eficiente fizeram com que o estéril e o rejeito desempenhassem um papel secundário no planejamento da exploração mineral, apesar de representar mais de 95% do volume lavrado.

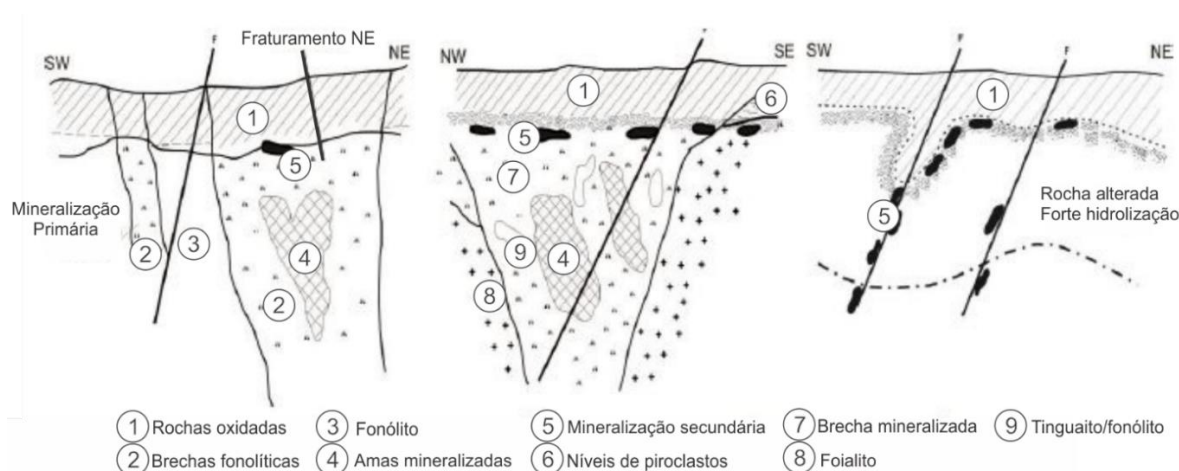
A solução encontrada para o expressivo volume de estéril foi destinar cerca de 30% desse material à construção de plataformas de estocagem e obras civis do complexo mineiro, enquanto o restante foi disposto na forma de bota-foras em áreas de 140 ha adjacentes à cava (FRANKLIN, 2007). Os bota-foras foram construídos sem qualquer tipo de preparação dos terrenos a partir do método construtivo de avanço de ponta de aterro (*end-dumping*), no qual o descarregamento do material é feito diretamente sobre a crista da face do depósito, sem controle e compactação do material lançado.

O material sólido que compõe o estéril consiste em rochas com teores de U_3O_8 inferiores a 170 ppm, provenientes do processo de decapeamento e desmonte do minério em três corpos mineralizados. As três unidades mineralizadas foram designadas como corpos A, B e E, e apresentam diferenças quanto a sua localização, teor médio de U_3O_8 e composição litológica (WABER, 1992) (Figura 15). O corpo A, pertencente à parte interna de um dos *pipes* vulcânicos, é constituído por tinguaitos e fonolitos com teor médio de U_3O_8 de 700 ppm. O corpo B, localizado na parte externa do *pipe*, corresponde a um depósito de piroclastos com uma litologia variada que inclui fonolitos, fonolitos porfiríticos, pseudoleucita-fonolitos, tufos, brechas, cinzas e rochas ultrabásicas. O minério alojado neste corpo apresenta teor médio de U_3O_8 de 800 ppm.

O corpo E apresenta semelhança litológica com o corpo A, cuja mineralização é toda de caráter secundário relacionada a processos hidrotermais. A parte superior do corpo é constituída

por pequenas concentrações de baixo teor, formadas em ambiente oxidante, no qual o urânio foi fixado por adsorção nas argilas e óxidos de ferro, enquanto na parte inferior, a mineralização ocorre na forma de manchas escuras de óxidos de urânio (pitchblenda). Existem zonas fortemente tectonizadas com expressivas zonas de falhas e fraturas onde o urânio é encontrado na sua forma maciça como uraninita, associada às argilas que preenchem os fraturamentos. O minério está comumente associado à pirita e zirconita, com teor médio de 1.200 ppm.

Figura 15. Seções esquemáticas dos corpos mineralizados A, B e E, respectivamente.



Fonte: Magno Júnior (1985)

Os estéreis dos respectivos corpos mineralizados e o material de decapagem foram dispostos em 6 pilhas por todo o complexo mineiro. A tabela 3 sintetiza a origem predominante do material de cada bota-fora, o volume utilizado para a conformação das pilhas e a área que ocupam dentro do complexo. Ao comparar esses parâmetros, fica evidente que o BF 04 e o BF 08 apresentam dimensões relativamente maiores e concentram praticamente todo o material proveniente da triagem dos corpos mineralizados, composto por minério de baixo teor e minerais reativos suscetíveis às novas condições químicas do meio.

Não por acaso, os bota-foras 04 e 08 apresentam graves problemas relacionados à geração de drenagem ácida de mina. Esse fato é atribuído às altas concentrações de minerais sulfetados associados ao minério de baixo teor e sua interação com o oxigênio atmosférico e infiltração de águas pluviais e de antigos canais. A tabela 4 traz a relação dos teores médios de diferentes elementos analisados nos três corpos mineralizados da Mina Osamu Utsumi, no qual é possível constatar que existe uma similaridade composicional entre as zonas mineralizadas, com destaque para os elevados teores de flúor, enxofre e zircônio.

Tabela 3. Relação do volume de estéril e material de decapagem gerados no processo de lavra e a origem predominante do material.

Bota-Fora	Volume (m³ x 10⁶)	Superfície (m² x 10⁶)	Origem predominante do material
BF-1	4,4	25,5	Decapagem
BF-2	9,8	20,5	Decapagem
BF-4	12,4	56,9	Decapagem + triagem corpo B
BF-7	2,4	5,3	Decapagem
BF-8	15,0	64,4	Decapagem + triagem corpos A e E
BF-cava da mina	0,56	9,67	Triagem corpo E

Fonte: Wiikmann (1998)

Tabela 4. Relação dos teores médios de diferentes elementos analisados nos três corpos mineralizados da mina Osamu Utsumi.

Elemento	Corpo A	Corpo B	Corpo E
SiO ₂ (%)	55 +/- 0,53 (n=7)	53 +/- 2,85 (n=20)	55 +/- 2,64 (n=14)
Al ₂ O ₃ (%)	21,7 +/- 0,64 (n=7)	20 +/- 2,96 (n=20)	23 +/- 1,14 (n=14)
Fe-tot (%)	2,6 +/- 0,60 (n=7)	4,88 +/- 3,68 (n=20)	2,61 +/- 1,06 (n=14)
F (ppm)	1.488 +/- 172 (n=7)	4178 +/- 2957 (n=13)	2013 +/- 803 (n=4)
Th (ppm)	60 +/- 46 (n=7)	96 +/- 89 (n=20)	318 +/- 803 (n=4)
U (ppm)	89 +/- 57 (n=7)	538 +/- 958 (n=20)	279 +/- 619 (n=12)
Zn (ppm)	253 +/- 47 (n=7)	570 +/- 646 (n=20)	592 +/- 1.360 (n=9)
S (ppm)	8.616 +/- 2544 (n=7)	18.961 +/- 18.025 (n=19)	5.637 +/- 5.321 (n=9)
Zr (ppm)	1.708 +/- 873 (n=7)	4.334 +/- 7.115 (n=20)	1.009 +/- 828 (n=14)

Fonte: Waber (1992)

O material estéril e rejeito do BF 04 e BF 08 foram dispostos sobre o vale do Córrego Consulta e do Córrego do Cercado, respectivamente. Como consequência, as pilhas de estéril compostas por fragmentos de rochas com uma ampla variação granulométrica ficaram sujeitas a condições parciais de saturação. O predomínio de blocos resulta em uma alta porcentagem de macroporos e alta permeabilidade, que favorecem o processo intermitente de infiltração da água

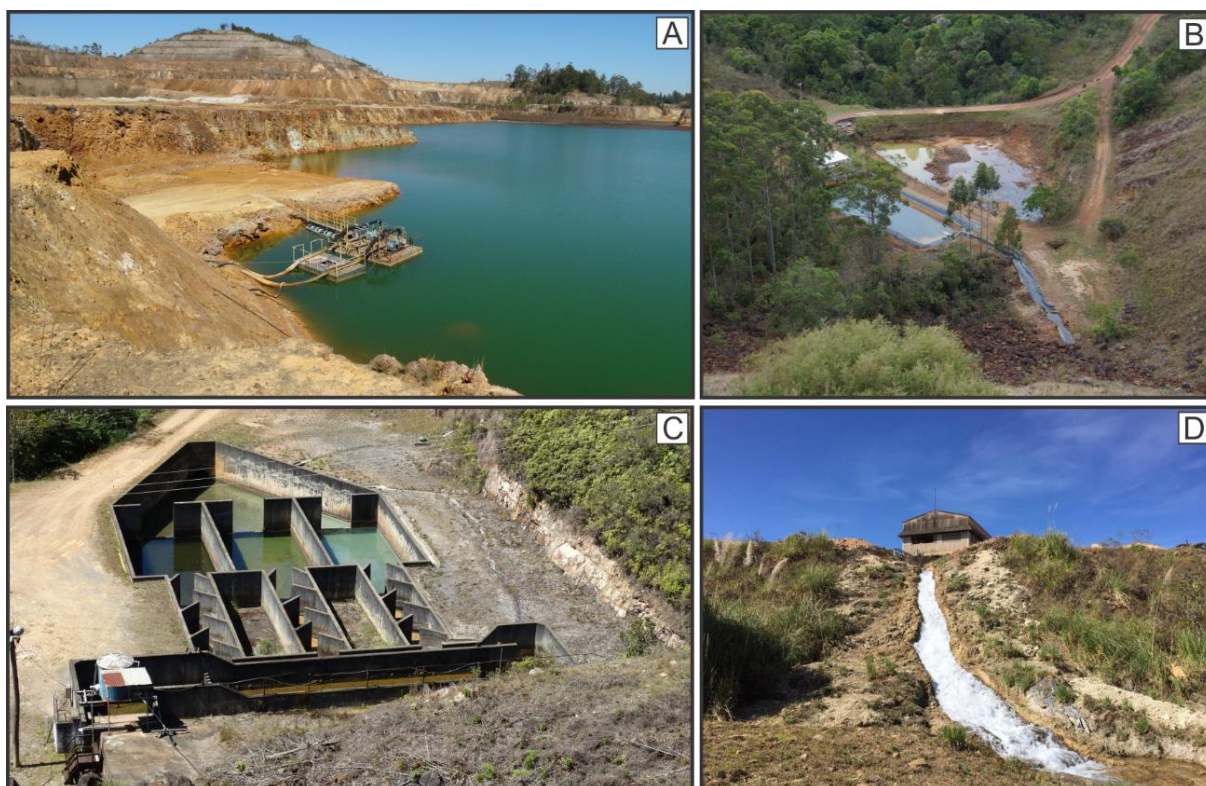
de chuva e do antigo canal e ressecamento dos materiais estéreis (FRANKLIN, 2007). Nesse caso, as características hidráulicas das pilhas são determinantes no controle dos processos físico-químicos que ocorrem em seu interior, a exemplo da precipitação e dissolução de minerais.

As águas pluviais que infiltram e percolam as pilhas de estéreis compõem os rejeitos líquidos na forma de drenagem ácida. Inicialmente, elas eram lançadas diretamente nos córregos Consulta e Cercado. Porém, após a constatação dos danos ambientais causados por essas águas, sua coleta e tratamento passaram a ser procedimentos obrigatórios e parte das exigências para o processo de reabilitação e descomissionamento da mina.

O procedimento consiste no bombeamento da drenagem ácida para a estação de tratamento de efluentes onde é adicionado cal hidratada ou hidróxido de cálcio para elevar o nível de pH entre 8 e 11, e floculantes que auxiliam na etapa de separação sólido-líquido. O efluente remanescente do tratamento, com pH próximo de 10, é lançado a montante das bacias de decantação, construídas em série para a sedimentação de finos, e posteriormente é liberado para a bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (Figura 16). Já o resíduo sólido, composto por uma mistura de diuranato de cálcio (DUCA), sulfato de cálcio, hidróxidos de alumínio e ferro, foi por muito tempo estocado na bacia de rejeitos. Com o esgotamento da bacia, o resíduo passou a ser depositado dentro da cava, o que produziu uma nova fonte de contaminação para as águas provenientes do fluxo subterrâneo dos maciços rochosos e que são canalizados para a cava da mina.

A manutenção do tratamento das drenagens ácidas tem um forte impacto econômico para INB. No período entre 1994 e 2001, o volume de drenagem ácida tratado foi de 18 milhões de m³ a um custo de US\$ 1,2 milhão apenas com corretivos dos efluentes ácidos (CIPRIANI, 2002). O problema é que o volume de água a ser tratado só aumenta e existem estudos que estimam que a duração da drenagem ácida seja de no mínimo 200 anos para a bacia de rejeitos e 600 anos para a pilha de estéril, o que implica em medidas permanentes de remediação para o tratamento das drenagens (FERNANDES e FRANKLIN, 2001).

Figura 16. Bombeamento das águas para a Estação de Tratamento de Efluentes e seu lançamento em bacias de decantação e sistemas de drenagem local.



A) Bombeamento de efluentes ácidos da cava da mina para a estação de tratamento. B) Bacia BNF de contenção de efluentes ácidos do BF-04. C) Chicana para o tratamento de água da bacia de rejeitos. D) lançamento de efluente tratado em sistemas de canaletas. Fonte: Acervo pessoal

Outra preocupação relacionada ao estéril e rejeito da Mina Osamu Utsumi está na possível mobilização química do urânio de baixo teor e elementos associados ao minério. Ao serem expostos a condições adversas às de sua origem, principalmente a ambientes impactados por drenagem ácida, minerais de ganga e o próprio minério estão sujeitos à lixiviação química com aumento da disponibilidade de elementos estáveis em fase dissolvida. O aumento de Si^{+4} , Al^{+3} , Fe^{+3} e Mg^{+2} , por exemplo, pode ocasionar desafios operacionais no tratamento químicos desses efluentes, como trocas iônicas, extração e precipitação, além do aumento de custos e possíveis impactos na qualidade da água e perfis de solo da região (MADAKKARUPPAN et al., 2019).

De forma semelhante, o íon urânio (U^{+4} e U^{+6}) também é quimicamente disponibilizado em sua forma dissolvida após a lixiviação química pela drenagem ácida. Sua mobilidade química, no entanto, é favorecida em ambientes com características alcalinas e oxidantes, com potencial de percorrer grandes extensões dos sistemas de drenagens regionais (PARADIS et al., 2019; BIRD et al., 2020). Assim, não apenas o efluente ácido, mas também a presença do urânio com sua radioatividade e toxicidade configura uma outra fonte de contaminação.

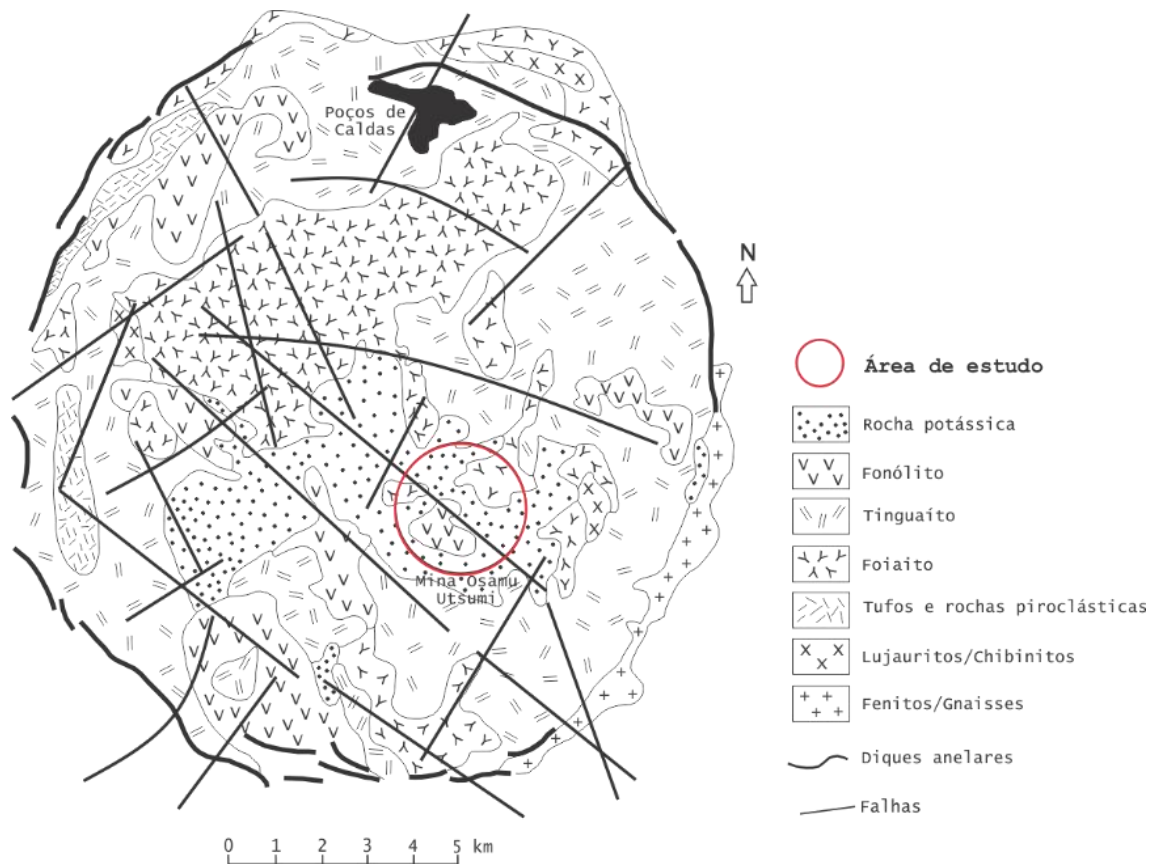
4.4 Contexto geológico e metalogenético

O Cretáceo Superior é conhecido como o período mais importante em relação às intrusões dos complexos alcalinos da América do Sul, o que incluí o sistema alcalino de Poços de Caldas, as intrusões de Itatiaia, Passa Quadro e *stocks* de São Sebastião (MONTES-LAUAR et al., 1995). A origem das ocorrências alcalinas no Brasil está relacionada com a separação das placas Sul-americana e Africana e com as zonas de falhas e fraturas resultantes da separação, o que faz das intrusões alcalinas feições estruturalmente controladas (SADOWSKI, 1987; SCHORSCHER e SHEA, 1992). As intrusões alcalinas se estendem ao longo de duas direções principais, NE e NW, praticamente ortogonais entre si. O arqueamento do escudo cristalino no sul do Brasil, com direções NW e NE, teria produzido tensões regionais em grande escala e possibilitado a ascensão do magma básico durante o Mesozóico com formação dos maciços alcalinos (FREITAS, 1951).

O Maciço Alcalino de Poços de Caldas corresponde ao contexto geológico onde está inserida a Mina Osamu Utsumi. Sua estrutura vulcânica circular possui cerca de 35km de diâmetro, delimitada por escarpas de falhas que afetaram o embasamento cristalino. O complexo alcalino faz parte da porção meridional do Escudo Atlântico, próximo a borda nordeste da Bacia do Paraná, no contexto do Maciço Meridional de Guaxupé.

As principais litologias descritas no Maciço Alcalino de Poços de Caldas são fonólitos, nefelina sienitos, tinguaítos, foiaítos, rochas piroclásticas supracrustais e intratelúricas, além de rochas sedimentares epiclásticas, rochas conhecidas pela sua composição félsica, textura homogênea e pouco tectonizadas (Figura 17). A assembleia mineral dessas rochas consiste basicamente em K-feldspato, albita, Na-piroxênios, nefelina, eudialita, biotita e sanidina, (ULBRICH e ULBRICH, 1992).

Figura 17. Principais litologias e estruturas geológicas que compõem o Maciço Alcalino de Poços de Caldas.

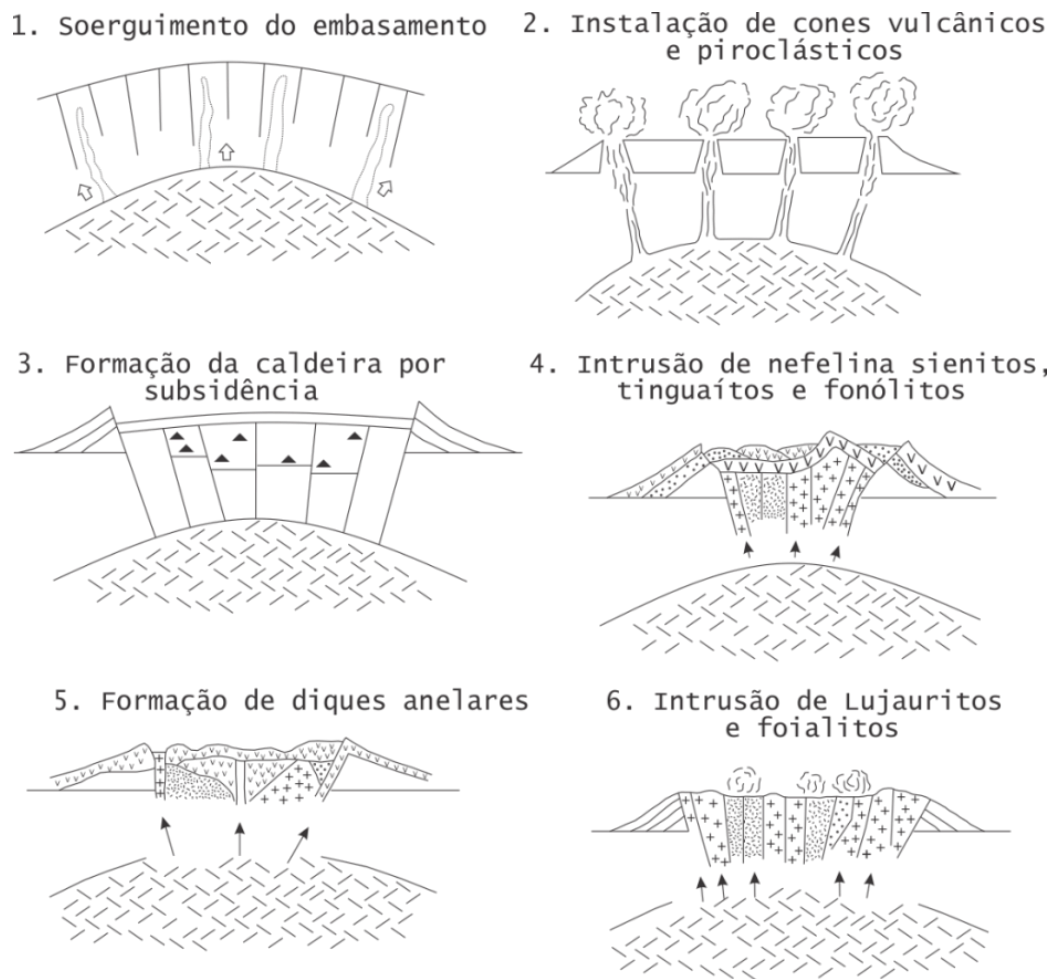


Fonte: Fraenkel et al. (1984)

Os fonólitos são a litologia predominante do maciço e cobrem cerca de 70% da área, encontrados principalmente nas porções NW e SW e extremamente fraturados e brechados. O embasamento cristalino é aflorante nas regiões que circundam a intrusão alcalina, formado por granitos e gnaisses que são frequentemente cortados por diques de diabásio, anfibolito e tinguaíto (ELLERT, 1959; MONTES-LAUAR et al., 1995). A razão Th/U é relativamente alta, mas a mineralização de urânio é considerada baixa (SCHORSCHER e SHEA, 1992)

A evolução do Maciço Alcalino de Poços de Caldas segue o modelo geológico de formação de caldeira proposto por Ulbrich e Ulbrich (1992) (Figura 18). A fase inicial consiste na intrusão de rochas félsicas que se estendeu entre 89 Ma e 54 Ma (SONOKI e GARDA, 1988; MONTES-LAUAR et al., 1995; ULBRICH e ULBRICH, 2000). Houve um domeamento com posterior colapso e formação de estrutura em caldeira, seguida por intrusões de tinguaítos, nefelina sienitos e fonólitos ao longo de fendas (ELLERT, 1959; ULBRICH e ULBRICH, 1992). A formação de caldeiras resulta principalmente de processo de subsidência ou colapso do material vulcânico extravasado (HOLMES et al., 1992).

Figura 18. Sequência evolutiva do Maciço Alcalino de Poços de Caldas segundo modelo geológico de formação de caldeiras.



Fonte: Holmes et al. (1992)

O Maciço de Poços de Caldas possui um número significativo de discontinuidades, falhas e fraturas. O Planalto de Poços de Caldas apresenta dois grandes sistemas de falhas com direções predominantes N40E e N60W, cuja primeira está relacionada com o processo formador da caldeira e o segundo com a tectônica regional (FRAENKEL et al., 1985), além da existência de falhas de direção transversal à estrutura anelar que afetaram todo o maciço alcalino. O maciço possui ainda estruturas circulares associadas à presença de cones vulcânicos no seu interior. A formação do sistema de falhas presente na região é resultado do fenômeno de reativação tectonomagmática da plataforma Sul-Americana durante o Mesozóico (ALMEIDA, 1986; SCHORSCHER e SHEA, 1992). Essa reativação tectônica é uma das consequências da fragmentação do Gondwana, que teria causado um alívio de tensões ocorrido pela rotação da placa sul-americana e a geração e reativação de fraturas pré-existentes.

O contexto geológico local da Mina Osamu Utsumi compreende litologias de suíte de corpos intrusivos rasos de nefelina sienitos e fonólitos cortados por diques de fonólitos e corpos tabulares de brechas vulcânicas. As rochas foram submetidas a processos de alteração hidrotermal e metassomatismo com formação de alterações potássicas e mineralizações de urânio. A suíte apresenta duas zonas principais de faturamento, com atitudes principais de N20E/80NW e N55W/75NE, com intersecção quase ortogonal entre si, por onde há uma intensa percolação de água em função da boa condutividade hidráulica do maciço (TARGA et al., 2019).

As mineralizações de urânio estão associadas aos processos hidrotermais (minério primário) e intempéricos (minério secundário). As brechas são mais enriquecidas em urânio, com altas concentrações em sua matriz, quando comparadas aos sienitos e fonólitos, que apresentam teores mais baixos (CAPOVILLA, 2001). O magmatismo alcalino nefelínico principal teria persistido regionalmente por mais de 10 Ma e culminou com hidrotermalismo e mineralização de urânio (SHEA, 1992). As brechas são o produto de explosões magmáticas tardias ao evento hidrotermal.

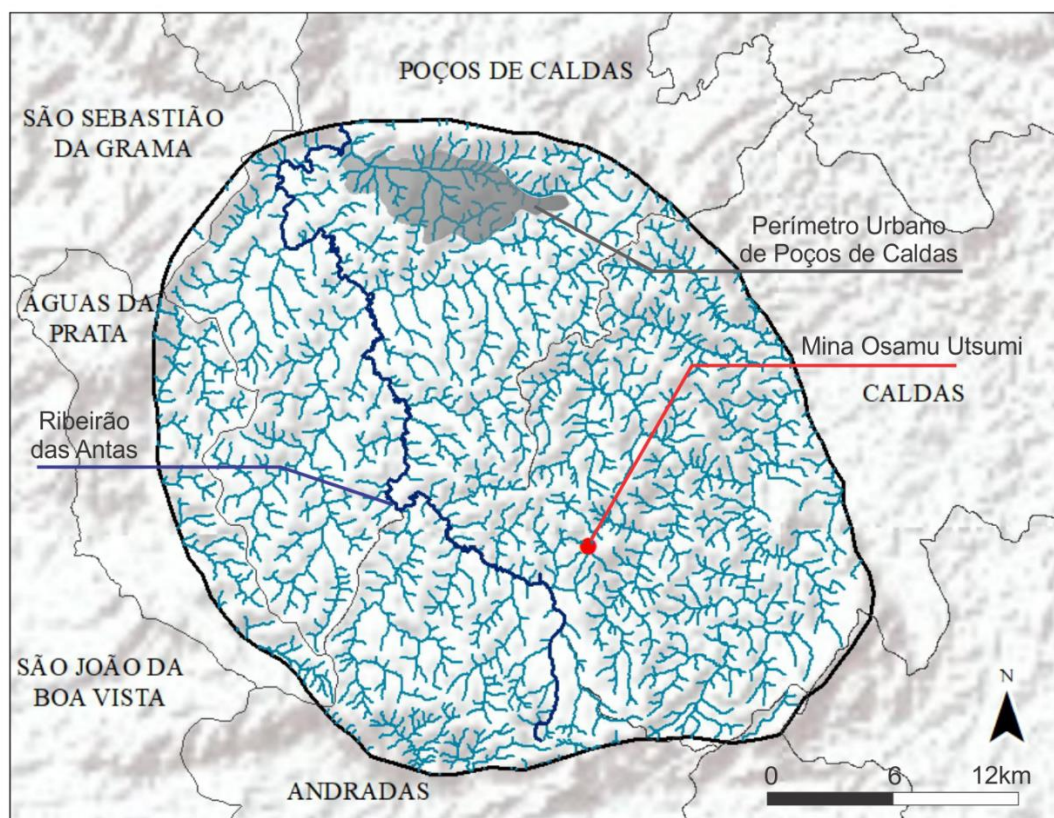
O evento magmático final é responsável pela intrusão de um enxame de diques de biotita lamprófiros ultramáficos ultrapotássicos, que cortam todas as litologias locais e se distinguem pela ausência de feições de hidrotermalismo (GARDA, 1990). Os diques foram datados pelo método Ar-Ar por meio do qual foram obtidas idades de 76 Ma (SHEA, 1992).

O fato das rochas alcalinas estarem próximas à superfície favoreceu a infiltração e percolação de água no maciço, o que contribuiu para a formação das chamadas frentes redox e as mineralizações secundárias de urânio. São definidos dois tipos genéticos de frente redox, uma estruturalmente controlada pelo sistema de falhas e fraturas que penetram grandes profundidades até alcançarem as zonas de hidrotermalitos com formação de rochas oxidadas, e a outra consiste em frente redox litologicamente controladas e dependem basicamente da porosidade e permeabilidade da rocha, com avanço dos fluxos intempéricos de cima para baixo (CAPOVILLA, 2001).

4.5 Contexto hidrológico e hidrogeológico

Os rios da região do Planalto de Poços de Caldas fazem parte da bacia do rio Pardo tributário do rio Grande. Existem dois sistemas de drenagem que formam a rede hidrológica da região, o do rio Verde e do rio das Antas (Figura 19). Este último é responsável por drenar cerca de 75% da área do planalto e sofre dois represamentos, represa Saturnino de Brito e represa Bortolan, próximo ao município de Poços de Caldas.

Figura 19. Principais sistemas hidrográficos que compõem a região do Maciço Alcalino de Poços de Caldas.



Fonte: Elaborado pelo autor

A UTM-Caldas está localizada no divisor de águas das bacias do rio das Antas e do rio Verde, cuja configuração da rede de drenagem é fortemente influenciada pelas estruturas e litotipos presentes nos maciços, muitas vezes manifestada por estruturas circulares e radiais (FRAENKEL et al., 1985; GARDA, 1990).

O complexo mineiro é caracterizado pela presença de um sistema aquífero do tipo misto, representado por um aquífero poroso no manto de intemperismo sobreposto e hidraulicamente conectado a um aquífero fraturado constituído pelos nefelina-sienitos não alterados (GOLDER, 2012). As áreas dos bota-foras constituem um sistema aquífero poroso em conexão e sobreposto ao solo e rochas fraturadas.

Esforços regionais atuantes no Maciço Alcalino de Poços de Caldas permitiram a formação de um sistema de falhas e fraturas profundas, o que favoreceu a percolação e infiltração de água no maciço rochoso. Essas zonas de discontinuidades de caráter rúptil configuram um meio de porosidade secundária que permite que as águas subterrâneas fluam por faturamento. A presença de solo proveniente da alteração das rochas basais propicia a circulação de águas subterrâneas em meio poroso em porções mais rasas do perfil.

Os fluxos de descarga consistem em uma mistura de águas subterrâneas redutoras, que se aproveitam das fraturas dos maciços rochosos como condutos, e águas superficiais oxidantes. As águas superficiais apresentam índice de pH entre 3 e 4, mais ácidas quando comparadas aos fluxos subterrâneos com pH de 5 a 6 (MIEKELEY et al., 1992). O aquífero local é dividido em três zonas principais: uma zona aquífera rasa (B), uma zona aquífera intermediária (C) que alcança 200m de profundidade e uma zona aquífera de circulação profunda (D) com cerca de 2.000 m de profundidade (CRUZ e PEIXOTO, 1989; COSTA et al., 1998). A tabela 5 resume as principais características químicas das zonas que compõem o sistema aquífero e também das águas superficiais (A).

Tabela 5. Aspectos físico-químicos das águas superfícies (A) e dos níveis raso (B), intermediário (C) e profundo (D) do sistema aquífero local.

Propriedades	A	B	C	D
Temperatura (°C)	19,5	21,5	22,7	37,5
pH	6,6	6,0	7,5	9,8
Condutividade (μ mho/cm)	25,7	49,8	110,4	800,79
Resíduo seco (105°C)	15,0	56,6	127,1	519,26
Dureza total em Mg/CaCO ₃	9,4	13,33	13,50	4,0
Ca ²⁺ (mg/l)	2,14	6,23	6,07	1,13
Mg ²⁺ (mg/l)	0,88	0,60	0,98	0,23
Na ⁺ (mg/l)	0,64	4,30	32,30	189,0
K ⁺ (mg/l)	1,53	4,15	2,95	6,2
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	11,48	14,47	62,66	154,91
CO ₃ ⁻ (mg/l)	-	-	12,0	133,4
Cl ⁻ (mg/l)	1,65	2,6	1,7	4,7
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	-	0,93	13,67	51,90
Fe total (mg/l)	0,81	-	1,02	0,08
F ⁻ (mg/l)	0,44	0,18	5,84	20,79
SiO ₂ (mg/l)	-	14,0	16,0	29,08

Fonte: Costa et al. (1998)

As águas provenientes da zona aquífera rasa apresentam baixas concentrações de Cl⁻ e SO₄²⁻ e teores significativos de K⁺, Na⁺, Ca²⁺ e Rn²²². Elas apresentam um teor total de sólidos dissolvidos baixo em relação às outras zonas do sistema aquífero, com pH ligeiramente ácido, na ordem de 5,4 e 6,9. As águas circulam em um manto de alteração proveniente do intemperismo das rochas basais. A percolação de água no maciço rochoso produz uma interação química entre os minerais, principalmente pirita, que retira oxigênio da água e faz com que o

ambiente se torne cada vez mais redutor, o que configura uma frente redox (HOLMES et al., 1992).

A zona intermediária, que compreende um intervalo de 150 a 200m de profundidade, consiste em águas com temperaturas entre 21°C e 26°C e que se diferenciam das águas superficiais pelo incremento de total de sólidos dissolvidos e pelo pH neutro à levemente alcalino, que varia entre 6,2 e 8,4. As águas são classificadas como bicarbonatadas com teores de álcalis significativos em relação aos outros íons presentes.

A zona aquífera de circulação profunda é caracterizada por águas hipertermiais, alcalinas, bicarbonatadas sódicas e sulfurosas. Apresentam temperaturas da ordem de 40°C, um aumento acentuado no total de sólidos dissolvidos e pH alcalino, entre 9,6 e 9,8, acompanhado de maiores concentrações de carbonato, sódio, sulfetos e fluoretos. O incremento na temperatura intensifica o processo de dissolução da rocha e do material das paredes das fraturas, o que favorece a disseminação de minerais enriquecidos em F^- e S^- (CRUZ e PEIXOTO, 1989).

As interferências na conformação da topografia original da área onde está inserida a Mina Osamu Utsumi fizeram com que o nível freático fosse rebaixado e o padrão de fluxos subterrâneos fosse fortemente alterado. Uma das consequências da alteração do padrão de fluxo subterrâneo foi a modificação da circulação das águas oxidantes e redutoras, que força águas redutoras a migrarem para zonas superficiais e propicia a oxidação de íons, como os sulfetos. As áreas de captação da mina são maiores em relação ao vale fluvial original, que captam um volume de água que originalmente era desviado para outros vales fluviais.

A área de estudo, que faz parte do Bota-fora 08, está inserida no contexto da microbacia do córrego do Cercado, um dos afluentes da margem direita do rio das Antas, que foi desviado e teve parte de seu leito natural aterrado. A superfície do bota-fora foi recoberta com camada de argila de 20 cm de espessura com declividade entre 0,5% e 1%. As águas meteóricas que incidem sobre as plataformas são drenadas por meio de canaletas de concreto e bueiros para a rede hidrológica local. Contudo, devido à falta de conservação, a camada de argila foi removida pelas águas das chuvas e ocasionou danos em algumas canaletas e intensificou processos erosivos em seus taludes. Desde 1998, foram implantadas melhorias na drenagem superficial dos bota-foras 4 e 8, com o aterro de trincheiras, vales e represas, além da recuperação de canaletas para minimizar o acúmulo de águas da chuva. Ademais, todas as drenagens que não apresentam características ácidas ou contaminação radioativa são desviadas com o objetivo de reduzir o volume de drenagem ácida a ser bombeado para as estações de tratamento (CIPRIANI, 2002).

4.6 Clima e vegetação

A Unidade de Tratamento de Minérios de Caldas está instalada em uma região onde a altitude varia entre 1.300 m e 1.600 m. O clima é caracterizado como tropical de altitude, no qual existem duas estações bem definidas. A primeira é marcada por chuvas intensas e temperaturas amenas durante os meses de outubro a março. A segunda, que ocorre durante os meses de abril a setembro, é definida como um período de forte estiagem e temperaturas relativamente baixas. A precipitação anual média é de 1.700 mm e cerca de 82% desse volume precipita durante os meses de outubro a março (FAGUNDES, 2005). A média anual das temperaturas mínima e máxima é de 7,5°C e 25,9°C, respectivamente.

A vegetação florestal predominante no planalto de Poços de Caldas é classificada como floresta pluvial de altitude, também denominada como Floresta Atlântica (RIZZINI, 1979; MORAES e JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). No interior do maciço alcalino a vegetação é composta basicamente por cerrado e gramíneas rústicas, que vigoram durante os meses de estação chuvosa (FRAENKEL et al., 1985).

5. METODOS GEOELÉTRICOS

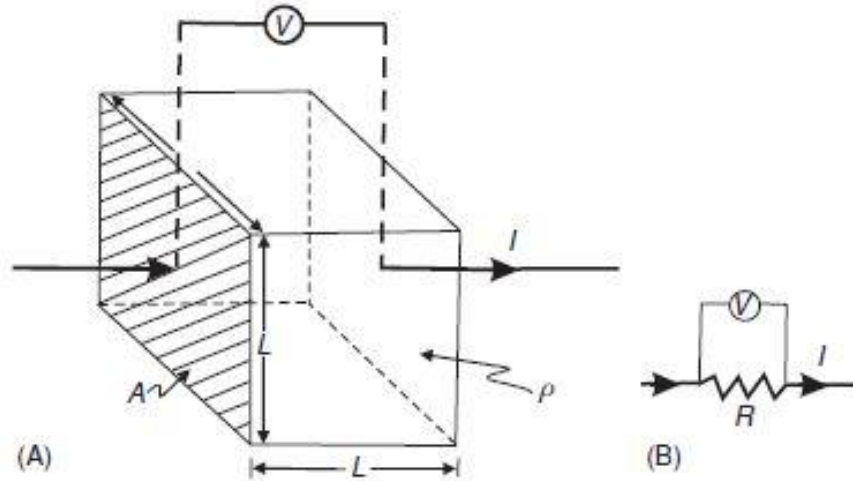
Os métodos geoeletricos têm sido empregados por décadas em investigações rasas, a partir de medições de condutividade e resistividade elétrica dos materiais geológicos para compreender sua dinâmica e interação em subsuperfície (OLDENBURG e LI, 1999; ELIS e ZUQUETTE, 2002; REIN et al., 2004; EBONG et al., 2014; EPOV et al., 2017; YURKEVICK et al., 2017). Esses métodos funcionam a partir do contraste de propriedades elétricas entre os elementos presentes no meio geológico, como efluentes, material rochoso e discontinuidades. Os principais parâmetros geológicos que interferem na resposta geofísica são o conteúdo mineral, presença de fluido, porosidade e grau de saturação em água do maciço (De GIORGI e LEUCCI, 2019).

As propriedades elétricas do meio associadas aos seus parâmetros geométricos, como espessura, profundidade e direção, definem a seção geoeletrica que, por sua vez, fornece indícios para a caracterização geológica de uma determinada área. Metais e grande parte dos sulfetos metálicos conduzem eletricidade de modo eficiente por meio do fluxo de elétrons. Logo, os métodos elétricos são uma importante ferramenta na busca por minérios sulfetados, além de investigações ambientais que envolvem alvos metálicos e prospecção de águas subterrâneas (aquíferos).

5.1 Eletrorresistividade

A resistividade elétrica (ρ) de um material pode ser definida como a resistência oferecida à passagem de uma corrente elétrica I considerando um bloco com aresta de comprimento L e face de área A (Figura 20). Ao impor resistência à passagem de corrente elétrica, ocorre uma queda de potencial (V) entre suas faces opostas cujo valor é proporcional e inversamente proporcional aos parâmetros L e A , respectivamente.

Figura 20. Definição de resistividade a partir de um bloco com aresta de comprimento L , onde é aplicada uma corrente I e diferença de potencial V entre as faces opostas (A) e seu circuito elétrico equivalente, onde R representa o resistor (b).



Fonte: Kearey et al. (2002)

A Lei de Ohm define a resistência elétrica como a razão entre a diferença de potencial e a corrente elétrica, conforme a equação 1.

$$R(\Omega) = \frac{V (V)}{I (A)} \quad (1)$$

Essa resistência depende tanto do tipo de material como de sua forma, cujo valor é proporcional ao comprimento do material (L) e inversamente proporcional a sua área (A). A constante de proporcionalidade da equação é chamada de resistividade elétrica verdadeira (ρ) (Equação 2).

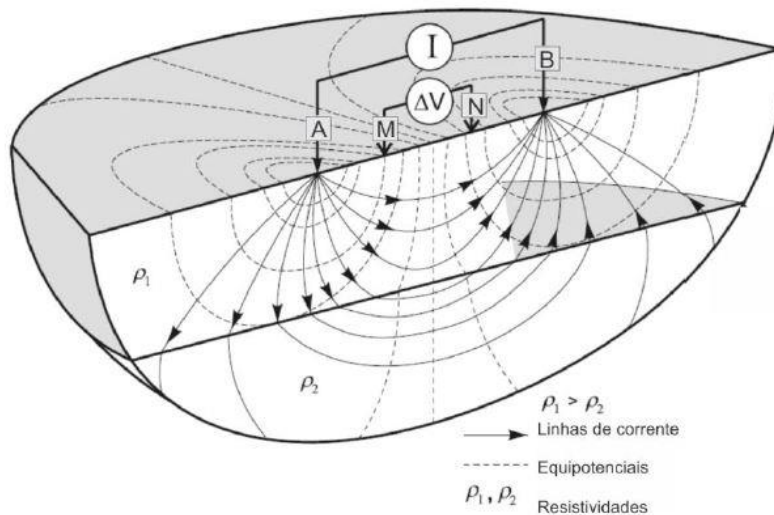
$$R (\Omega) = \frac{\rho L (m)}{A (m^2)} \quad (2)$$

A combinação das equações 1 e 2 forma um produto entre resistência (Ω) e distância (m) e, portanto, resulta na resistividade elétrica cuja unidade em sistema internacional é ohm-metro (ohm.m) (Equação 3).

$$\rho (\Omega.m) = \frac{V (V) A (m^2)}{I (A) L (m)} \quad (3)$$

Os ensaios de resistividade consistem na determinação da resistividade elétrica aparente do solo e das rochas em diferentes profundidades, a partir da leitura de um potencial elétrico tanto de campos elétricos naturais quanto de campos artificialmente provocados. Para isso, um circuito transmissor faz a injeção de corrente elétrica na superfície do meio geológico conforme um arranjo geométrico pré-estabelecido e um conjunto de eletrodos mede a diferença de potencial gerado pela passagem do campo elétrico (Figura 21) (KEAREY et al., 2002; MILSON, 2003).

Figura 21. Propagação de campo elétrico em meio tridimensional por meio de um dispositivo de quatro eletrodos.



Fonte: Seidel e Lange (2007)

O cálculo da resistividade aparente (ρ_a) considera o coeficiente geométrico (K) entre os eletrodos de corrente (A e B) e os de potencial (M e N), a diferença de potencial (ΔV) e a intensidade da corrente elétrica propagada (I). Em meios homogêneos, a resistividade calculada é constante e independe do espaçamento entre os eletrodos, assim como da sua localização na superfície. Em terrenos heterogêneos, situação mais recorrente em estudos geológicos, a resistividade tende a variar de acordo com a posição dos eletrodos (KEAREY et al., 2002; LOWRIE, 2007). Assim, o potencial criado entre a distância entre os eletrodos MN é dado pela equação 4 e a resistividade é calculada pela equação 5.

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi} \left\{ \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} \right) - \left(\frac{1}{AN} - \frac{1}{NB} \right) \right\} \quad (4)$$

$$\rho a = \frac{2\pi\Delta V}{I \left\{ \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} \right) - \left(\frac{1}{AN} - \frac{1}{NB} \right) \right\}} \quad (5)$$

No caso de variações no espaçamento entre os eletrodos, a distribuição da corrente ocorre de tal forma que um aumento no espaçamento causa um aumento da penetração da corrente. A profundidade de investigação tem relação direta com a separação dos eletrodos e, portanto, devem ser levados em consideração durante o planejamento dos ensaios de resistividade (KEAREY et al., 2002).

Os materiais geológicos apresentam diferentes respostas de resistência ao fluxo de corrente e esta é passível de quantificação para a determinação do tipo de material geológico em subsuperfície por meio da corrente e da voltagem. Existem determinados minerais, como os metais nativos e a grafita, que são excelentes condutores de eletricidade em função do fluxo de elétrons. Contudo, grande parte dos minerais formadores de rochas são isolantes e a passagem de corrente elétrica só é possível por meio dos íons que estão em solução nas águas contidas em seus poros ou em fraturas. A porosidade, então, assume o papel de maior controlador da resistividade de uma rocha, cujo parâmetro cresce com a diminuição da porosidade.

5.2 Polarização Induzida

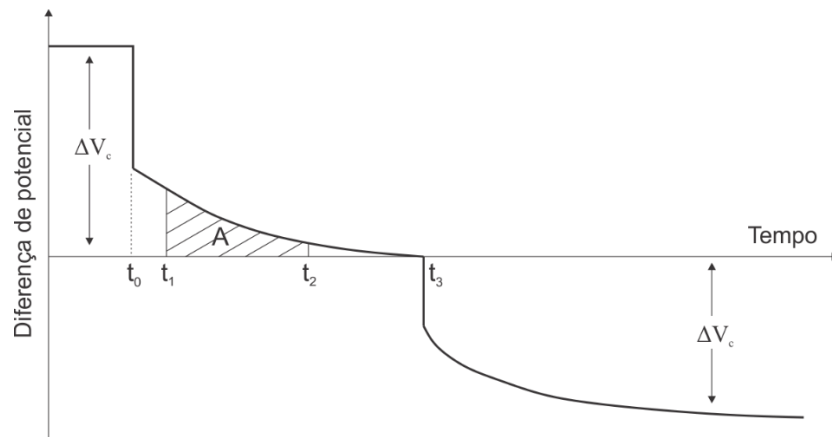
Durante a década de 1950, o desenvolvimento do método de Polarização Induzida (IP) teve grande repercussão quando grandes mineradoras e companhias petrolíferas buscavam incisivamente aplicá-lo ao setor de exploração mineral. O IP começou a ser reconhecido após resultados expressivos na indústria mineral e exploração de hidrocarbonetos e no avanço de estudos científicos com os trabalhos de Oldenburg e Li (1994), Yuval e Oldenburg (1996).

O método de Polarização Induzida é baseado em um fenômeno de estimulação de tensão que ocorre após o atraso ou retardo na transmissão de corrente elétrica artificial em solos e rochas (TELFORD et al., 1990). O processo é análogo ao que ocorre em um capacitor, cujas células são capazes de armazenar energia e liberá-la quando cessa a fonte elétrica que alimenta o sistema. Ao descarregar, são produzidas corrente elétrica, diferença de potencial e campos magnéticos que podem ser detectados em superfície.

Quando a corrente é injetada no substrato, seu potencial aumenta rapidamente mas demora um certo tempo para atingir seu valor máximo V_p . O mesmo comportamento é observado quando a passagem da corrente é interrompida, cuja tensão entre os eletrodos potenciais demanda um tempo finito e mensurável para decair a zero (Figura 22), uma vez que

o meio consegue temporariamente armazenar carga elétrica e atua como um grande capacitor (REYNOLDS, 1997; TELFORD et al., 1990; MILSON e ERIKSEN, 2011). O decaimento da tensão e o tempo para que seja atingido o valor máximo de tensão dependem de fatores instrumentais e geológicos intrínsecos ao material estudado, o que permite fazer um diagnóstico de sua natureza.

Figura 22. Comportamento da tensão ao atingir seu valor máximo e seu decaimento após a interrupção de sua passagem pelo sistema.



Fonte: Kearey et al. (2002)

A quantificação da Polarização Induzida é baseada nas variações de voltagem, cujo parâmetro físico medido é a cargabilidade (M), conforme a equação 6 (TELFORD et al., 1990).

$$M = \frac{1}{V_0 (t_2 - t_1)} \int_{t_1}^{t_2} V(t) dt \quad \left(\frac{mV}{V} \right) \quad (6)$$

Os procedimentos de aquisição de dados de IP e resistividade em campo são praticamente os mesmos e ambos os métodos podem ser realizados concomitantemente com o mesmo instrumento. Ambos os métodos utilizam eletrodos para injeção de corrente e eletrodos para a medição das diferenças de potencial, porém a aquisição de dados de IP requer o uso de eletrodos especiais, não polarizáveis (Figura 23), para que sejam minimizados os efeitos de correntes geradas pelos eletrodos metálicos.

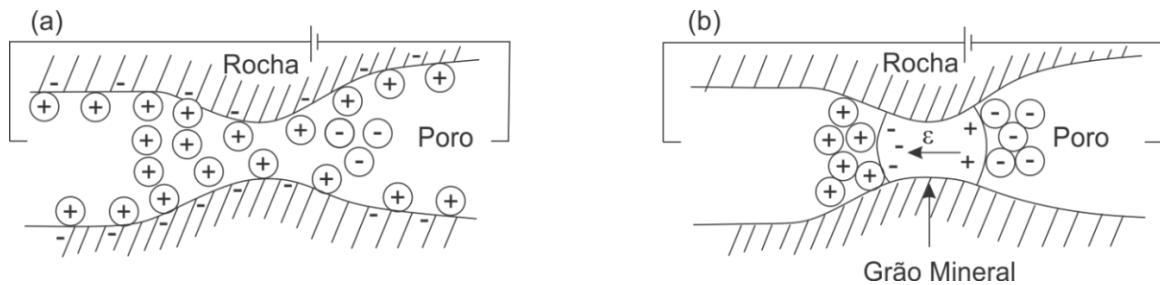
Figura 23. Esquema de eletrodo não polarizável utilizado em campo



Grande parte dos minerais formadores de rochas apresenta carga negativa em suas camadas mais externas em contato com os fluídos dos poros das rochas e atrai íons positivos para sua superfície (Figura 24A), o que favorece a movimentação dos íons a partir da corrente elétrica em que foram submetidos. Portanto, os íons negativos e positivos se acumulam próximo às superfícies polarizadas e, quando ocorre a remoção da corrente aplicada, retomam suas posições originais após um período finito de tempo. Assim, há um decaimento gradual da tensão cujo fenômeno é conhecido como Polarização de membrana, muito comum na presença de minerais argilosos (KEAREY et al., 2002).

Na presença de minerais metálicos, a passagem de corrente elétrica ocorre por um caminho alternativo. A figura 24B ilustra uma rocha em que um grão metálico bloqueia um poro. As cargas positivas e negativas sofrem repulsão em função da diferença de potencial criada na estrutura eletrônica do mineral e permite o acúmulo dessas cargas em lados opostos do grão metálico na tentativa de alcançar um equilíbrio. Quando a corrente é removida, os íons se dispersam lentamente e ocasionam um decaimento transitório de tensão. Esse efeito é conhecido como Polarização de eletrodo, o qual é muito comum na presença de minerais condutores, como sulfetos e óxidos metálicos. A magnitude desse efeito depende da intensidade da corrente aplicada e da disseminação de minerais metálicos para a realização das trocas iônicas, uma vez que esses grãos favorecem a movimentação de íons e, consequentemente, a geração de corrente elétrica (KEAREY et al., 2002).

Figura 24. Mecanismos de polarização induzida (A) Polarização de membrana e (B) Polarização de eletrodo.



Fonte: Kearey et al. (2002)

O fenômeno de polarização de eletrodo é mais pronunciado em rochas com minerais metálicos disseminados em função de uma maior disponibilidade de superfície para trocas iônicas-eletrônicas. A passagem de corrente elétrica pelos minerais metálicos possibilita a medição de valores de tensão e polarizabilidade específicos para cada espécie mineral. Ademais, existe uma relação linear entre a máxima cargabilidade aparente e a concentração de sulfetos, a qual permite identificar as zonas sulfetadas (WARDLAW e WAGNER, 1994).

5.3 Técnica de investigação de campo

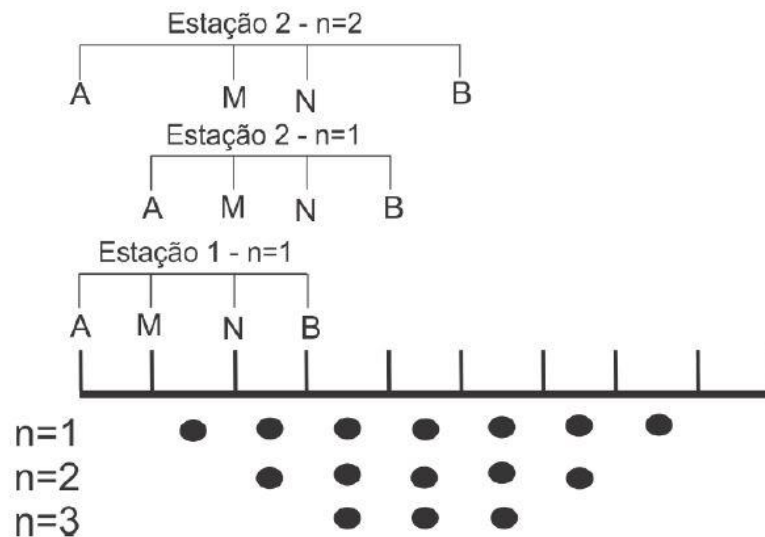
As técnicas de investigação orientam os trabalhos de campo e sua escolha depende das características geológicas do meio estudado e dos objetivos da investigação. A análise conjunta desses fatores permite a escolha da técnica mais adequada ao tipo de informação desejada, que pode ser obtida por meio da Sondagem Elétrica Vertical (*Vertical Electrical Sounding* - SEV) ou Tomografia Elétrica (*Electrical Resistivity Tomography* - ERT).

A tomografia elétrica é uma técnica desenvolvida para estudos geofísicos rasos nos quais são feitas medições das variações laterais e verticais de resistividade elétrica em subsuperfície. Em estudos ambientais os alvos geralmente não são profundos e o maior interesse está na sua determinação espacial, fatores que justificam o uso da tomografia elétrica nesse tipo de estudo.

Na tomografia elétrica uma série de eletrodos é disposta ao longo de uma linha transversa e conectada a um cabo ligado ao equipamento conhecido como resistivímetro. Todo o procedimento de aquisição é controlado por um processador dentro do instrumento, no qual sucessivas configurações de 4 eletrodos são escolhidas e modificadas a cada medida. Os eletrodos são dispostos em uma grade regular densa o suficiente para que seja feita a cobertura total da área de levantamento, em um arranjo linear para estudos bidimensionais ou malha de linhas sequenciais em investigações tridimensionais (KAUFMAN e ANDERSON, 2010).

Uma vez que o arranjo é escaneado em um mesmo horizonte, a separação dos eletrodos é dobrada e o processo continua até que os números apropriados de níveis de leitura (n) sejam obtidos (Figura 25) (REYNOLDS, 1997). Os resultados podem ser apresentados na forma de mapas, em diversas profundidades, ou como seções transversais, denominadas como pseudo-seções. É uma técnica que proporciona bons resultados em solos saturados, com excelente delimitação das mudanças verticais dos horizontes de solo (ALAMRY et al., 2017; FANG et al., 2019).

Figura 25. Procedimento de aquisição de dados pela técnica de tomografia elétrica em arranjo Schlumberger.



Fonte: Reynolds (1997)

O valor da resistividade aparente determinada na aquisição pela técnica de tomografia elétrica depende da geometria dos eletrodos em campo, denominado arranjo (fator geométrico K). Cada configuração de eletrodo tem suas vantagens e desvantagens no que diz respeito a profundidade de investigação, resolução horizontal e lateral das estruturas e relações sinal/ruídos, fatores que são determinantes na escolha de um arranjo para cada tipo de estudo (REYNOLDS, 1997; KNODEL et al., 2007).

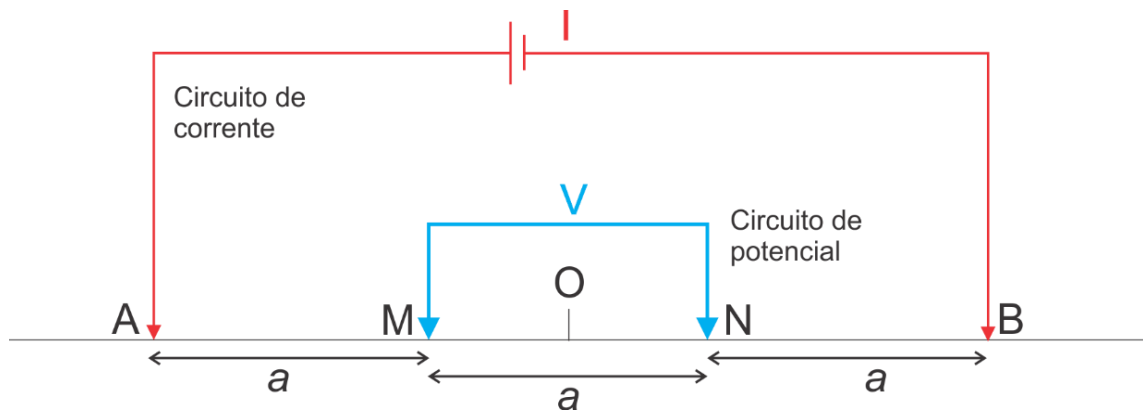
5.4 Arranjos de eletrodos

Os arranjos de eletrodos determinam diferentes maneiras de distribuir os eletrodos de injeção e recepção ao longo da linha de investigação. Os resultados dos parâmetros dependem do seu fator geométrico (K). A escolha do arranjo mais adequado a determinado tipo de estudo

depende, dentre muito fatores, da resolução espacial, da profundidade de investigação e da facilidade operacional.

O arranjo Wenner é um arranjo quadripolar, simétrico e linear, cuja característica principal é o espaçamento equidistante entre os quatro eletrodos do conjunto (KEAREY et al., 2002). A distância a entre quaisquer eletrodos adjacentes é a mesma, e permanece constante em proporcionalidade durante todo o ensaio. Os eletrodos são dispostos de modo que os eletrodos de corrente (A e B) são posicionados nas extremidades da linha de investigação, e os de potencial (M e N) entre os dois primeiros, simetricamente com relação ao centro do arranjo (O), obedecendo a relação $AM = MN = NB = a$ (Figura 26).

Figura 26. Arranjo Wenner.



Fonte: Adaptado de Kearey et al. (2002)

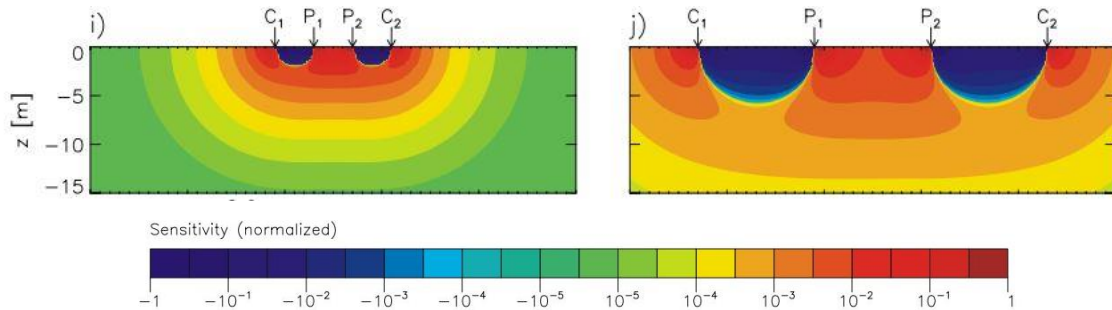
A distância a é gradativamente aumentada após cada leitura no decorrer do ensaio. O aumento gradual do espaçamento entre os eletrodos de corrente permite a penetração da corrente elétrica em horizontes mais profundos do terreno. O fator geométrico para o arranjo Wenner é dado por:

$$G_w = \frac{2\pi}{\frac{1}{a} - \frac{1}{2a} - \frac{1}{2a} + \frac{1}{a}} = \frac{2\pi 2a^2}{2a} = 2\pi a \quad (6)$$

Ademais, o arranjo Wenner proporciona uma boa resolução vertical das camadas e, por exigir uma intensidade maior do sinal de entrada de corrente, seu uso é recomendado para ambientes mais ruidosos. O arranjo Wenner é relativamente sensível a variações verticais abaixo do centro do arranjo, com profundidade de investigação moderada, mas pouco sensível

a variações horizontais em subsuperfície. Sua limitação consiste em sua baixa cobertura horizontal conforme o espaçamento entre os eletrodos aumenta (LOKE, 2001) (Figura 27).

Figura 27. Sensitividade do arranjo Wenner em meio homogêneo

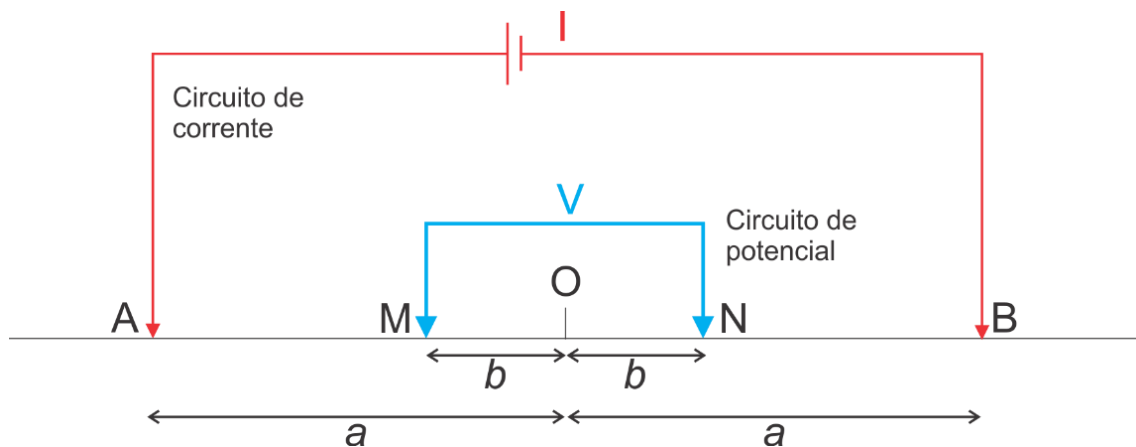


Fonte: Friedel (2000)

Semelhante ao arranjo Wenner, o arranjo Schlumberger consiste em um arranjo quadripolar, linear e simétrico em relação ao centro do arranjo. Sua configuração também envolve dois pares de eletrodos, dois eletrodos de corrente (A e B) e dois eletrodos de potencial (M e N), porém as distâncias entre os eletrodos não são mantidas constantes como ocorre no arranjo Wenner.

No arranjo Schlumberger, os eletrodos A e B estão simetricamente afastados do centro do conjunto O por uma distância a . Já os eletrodos M e N estão espaçados simetricamente por uma distância b . Neste caso, a distância entre A e B é relativamente maior do que a distância entre M e N (Figura 28).

Figura 28. Arranjo Schlumberger.



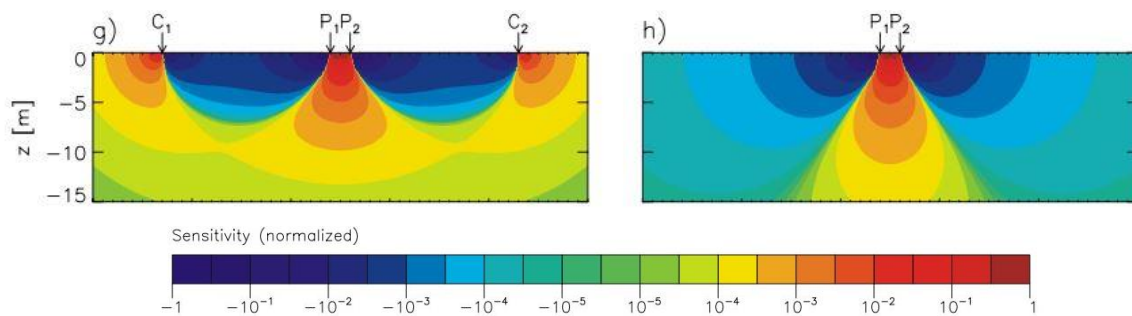
Fonte: Adaptado de Kearey et al. (2002)

Diferente do arranjo Wenner, o arranjo Schlumberger utiliza um espaçamento $2a$ entre os eletrodos de corrente e um espaçamento muito menor entre os eletrodos de potencial $2b$.

Ademais, a distância $2a$ entre os eletrodos de corrente é aumentada passo a passo simetricamente em relação ao centro do conjunto no decorrer do ensaio, enquanto a distância b entre os eletrodos de potencial é mantida fixa até o momento em que o sinal se torna muito baixo para ser medido.

O arranjo Schlumberger é recomendado para estudos que exigem uma boa resolução tanto vertical quanto lateral e por isso é amplamente usado nas investigações geofísicas (Figura 29). Ademais, o arranjo Schlumberger apresenta leituras menos suscetíveis a variações laterais do parâmetro físico medido, à irregularidade da superfície topográfica e aos ruídos produzidos por fontes artificiais, o que tornam suas leituras mais precisas com resultados mais próximos da realidade (MILSOM e ERIKSEN, 2011; MOREIRA et al., 2016).

Figura 29. Sensitividade do arranjo Schlumberger em meio homogêneo.



Fonte: Friedel (2000)

5.5 Métodos geoeletricos aplicados no estudo da geração de drenagem ácida de mina

Ao longo dos anos, os métodos geofísicos se tornaram boas alternativas aos métodos convencionais de estudos em subsuperfície em função de sua versatilidade, baixo custo operacional, alta densidade amostral e por se tratar de um método não invasivo. A adaptação de técnicas e a constante evolução dos métodos geofísicos permitiram que a geofísica fosse gradualmente introduzida nas mais diversas áreas da geologia, inclusive nos estudos de cunho ambiental. Esse é caso dos métodos geoeletricos que por muito tempo foram usados nas etapas de prospecção e pesquisa mineral de forma complementar aos dados obtidos por sondagens e análises químicas. Hoje, esses métodos, antes exclusivamente aplicados à indústria mineral, foram adaptados às investigações ambientais e remediação de áreas contaminadas, além de assumirem o protagonismo nos mais diversos projetos de pesquisa.

As aplicações ambientais dos métodos geoeletricos são muito diversificadas e abordam, entre tantos exemplos, investigações hidrogeológicas (OLENCHENKI et al., 2016; TARGA et

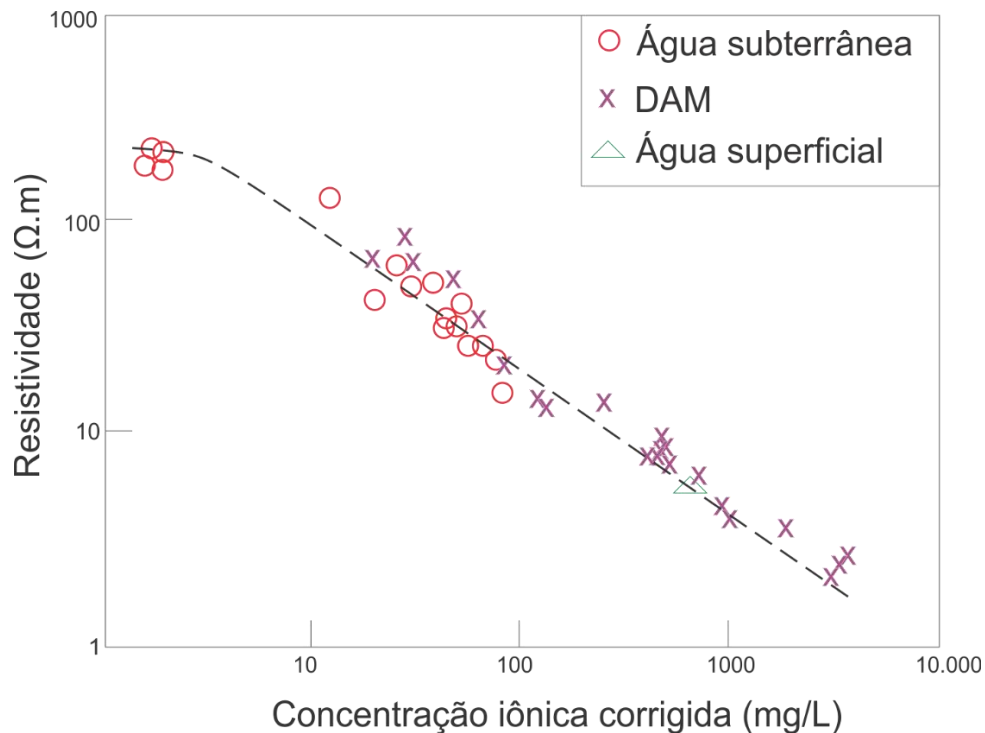
al., 2019), contaminações por hidrocarbonetos e metais (MOREIRA e BRAGA, 2008; BLONDEL et al., 2014; CUI et al., 2017), aterros sanitários (MEJU, 2000; VAUDELET et al., 2011; BICHET et al., 2016) e geração de drenagem ácida (YUVAL et al., 1996; POISSON et al., 2009; POWER et al., 2018; CASAGRANDE et al., 2018). Este último faz menção a um dos principais problemas relacionados às áreas de exploração mineral e que impede muitas vezes o descomissionamento de minerações, como é o caso da Mina Osamu Utsumi.

Métodos geoeletricos como Eletroresistividade e Polarização Induzida têm possibilitado grandes avanços no entendimento dos mecanismos responsáveis pela geração de drenagem ácida e contribuições na adoção de medidas mais eficazes na remediação desse tipo de passivo ambiental. A integração desses métodos tem trazido excelentes resultados na identificação de zonas de fluxo e porções enriquecidas em sulfetos, cuja interação favorece a geração de drenagem ácida (YUVAL et al., 1996). O sucesso no uso desses métodos geoeletricos reside no alto contraste das propriedades elétricas do meio e das águas subterrâneas, altamente condutivas, que permitem caracterizar detalhadamente o interior das pilhas de estéréis e rejeitos de mineração (CAMPBELL e FITTERMANN, 2000).

Em trabalhos como o de Power et al. (2018), é sugerida a existência de uma correlação linear entre a máxima cargabilidade aparente e altas concentrações de sulfetos, mensurada a partir do método de Polarização Induzida (IP). Zonas com concentrações elevadas de piritas são identificadas a partir da associação entre anomalias de alta cargabilidade e regiões de baixa resistividade, por se tratar de um material eletricamente condutivo. A presença de partículas suspensas em poros saturados (concentração de sólidos totais dissolvidos) também reflete valores de cargabilidade elevados em função do aumento do fenômeno de polarização de membrana que torna o meio mais condutor.

O método de Eletroresistividade é capaz de medir as variações horizontais e verticais do parâmetro resistividade elétrica do meio geológico. Anomalias de baixa resistividade estão relacionadas a regiões eletricamente condutivas, compostas por material mais fino capaz de reter um volume maior de água (ANTERRIEU et al., 2015). Essas regiões podem estar relacionadas a passagem de fluxos subterrâneos, muitas vezes com expressivas concentrações de metais e sais dissolvidos, a exemplo dos efluentes ácidos (Figura 30) (MERKEL, 1972; YUVAL et al., 1996; ANTERRIEU et al., 2010; ABROSIMOVA et al., 2015). Já zonas que apresentam altos valores de resistividade são comumente relacionadas com acúmulo de blocos rochosos de dimensões métricas secos ou maciços rochosos inalterados, uma vez que possuem baixa capacidade de retenção de efluentes e, por consequência, apresentam maior resistência a passagem de corrente elétrica (mais resistivas).

Figura 30. Relação entre a concentração iônica e valores de resistividade



Fonte: Merkel (1972)

A compilação dos métodos permite, em escala de detalhe, identificar os locais onde ocorre de fato a geração e percolação de drenagem ácida, com otimização dos recursos usados na remediação e a redução dos gastos para o controle das áreas contaminadas. Contudo, a interpretação dos dados geofísicos apresenta limitações devido à grande heterogeneidade química, física e geológica típica das pilhas de estéril e rejeito, como porosidade, umidade e composição mineralógica. É comum observar variações horizontais ou verticais de resistividade e cargabilidade em um mesmo contexto ambiental e isso reflete tanto a heterogeneidade do meio quanto os diferentes graus de compactação do material durante o processo construtivo das pilhas. Assim, a análise e a interpretação dos dados geofísicos devem considerar as particularidades do meio a ser estudado, principalmente seu contexto geológico, geoquímico e hidrogeológico, para que os resultados sejam confiáveis e de fato reflitam a realidade local.

6 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DOS DADOS

6.1 Aquisição dos dados geofísicos

A aquisição de dados geofísicos foi realizada ao longo de 07 linhas de tomografia elétrica com medidas concomitantes de resistividade elétrica e cargabilidade no período de estiagem (Figura 31). As linhas foram dispostas paralelamente com uma distância de 30 m uma das outras, e um comprimento mínimo de 120 m (linha 1) e máximo de 340 m (linha 7), e espaçamento de 5 m entre os eletrodos. Os dados de resistividade elétrica e cargabilidade referentes aos métodos da Eletrorresistividade (RE) e Polarização Induzida (IP), respectivamente, foram obtidos por meio do arranjo Wenner-Schlumberger associado à técnica de tomografia elétrica.

Figura 31. Disposição das linhas para aquisição dos dados geofísicos.



Foram utilizados eletrodos de cerâmica não polarizáveis preenchidos por uma solução de sulfato de cobre. O resistivímetro usado foi o *Terrameter* LS da ABEM de fabricação sueca com 84 canais e potência de 250W, com resolução de $1\mu\text{V}$ e corrente máxima de 2,5 A (Figura 32) (ABEM, 2012). Foram adotados os seguintes parâmetros de aquisição de dados: tempo de transmissão de corrente de 1,5s, corrente de 500 mA, tempo de leitura após o corte de corrente 0,5s e leitura do tempo de decaimento por meio de 2 janelas de 100 ms cada.

Figura 32. *Terrameter LS da ABEM utilizado para aquisição dos dados geofísicos.*



Fonte: Acervo pessoal

6.2 *Processamento dos dados geofísicos*

Após a aquisição dos dados, estes foram previamente submetidos a uma análise e tratamento estatísticos para que fossem eliminados valores anômalos (negativos) e minimizados valores extremos em relação às medidas vizinhas. Esse procedimento permite dados mais confiáveis e com maior acurácia no momento em que forem usados pelos *softwares* para interpretações geofísicas.

Cada linha de tomografia elétrica foi, então, submetida a uma rotina de inversão com o auxílio do *software* Res2Dinv (2D) versão 3.53 (Geotomo *Software*) para gerar seções bidimensionais dos valores de resistividade e cargabilidade em termos de distância e profundidade.

O processo de inversão corresponde ao ajuste da distribuição dos dados medidos em campo a partir de parâmetros geométricos de aquisição, como o espaçamento entre eletrodos e arranjo utilizado. A inversão é representada pela suavização dos dados a partir do modelo matemático dos mínimos quadrados, que tende a minimizar as diferenças entre os valores calculados pelo *software* e os valores medidos em campo.

A rotina do *software* consiste na criação automática de um modelo bidimensional teórico pela divisão da subsuperfície em blocos retangulares. A distribuição e o tamanho dos blocos são gerados automaticamente pelo programa usando a distribuição dos pontos de dados como

guia aproximado (LOKE, 2003). A resistividade aparente e a cargabilidade são calculados pelo o programa a partir do modelo de blocos, onde é feita a comparação entre os valores medidos e os modelados. Os parâmetros dos blocos são ajustados iterativamente até que o valor aparente calculado seja concordante com os valores medidos em campo. O erro resultante da iteração é dado como um valor do erro medido quadrático – RMS *Root-mean-squared* (GEOTOMO, 2003; CHULÈS e DELFINER, 2012). Como produto final, são geradas pseudo-seções de cada uma das linhas submetidas ao processamento.

A malha amostral dos dados geofísicos foi planejada para que fosse possível a interpolação lateral das linhas de tomografia elétrica a partir dos modelos de inversão 2D para gerar modelos de visualização 3D e superfícies de isovalores para as variáveis resistividade e cargabilidade. A interpolação foi elaborada com o auxílio do *software* Oasis Montaj, plataforma Geosoft, que consistiu na criação de um modelo conceitual a partir das informações das coordenadas X, Y e Z (volume pixel) dos dados 2D (GEOMOTOSOFT, 2014).

O fator da variação da topografia local foi considerado e inserido ao modelo para que não houvesse distorções das seções geradas. Os valores de resistividade e cargabilidade foram expressos por meio de uma escala cromática padronizada para análise da variação dos valores.

6.3 Aquisição de dados hidroquímicos

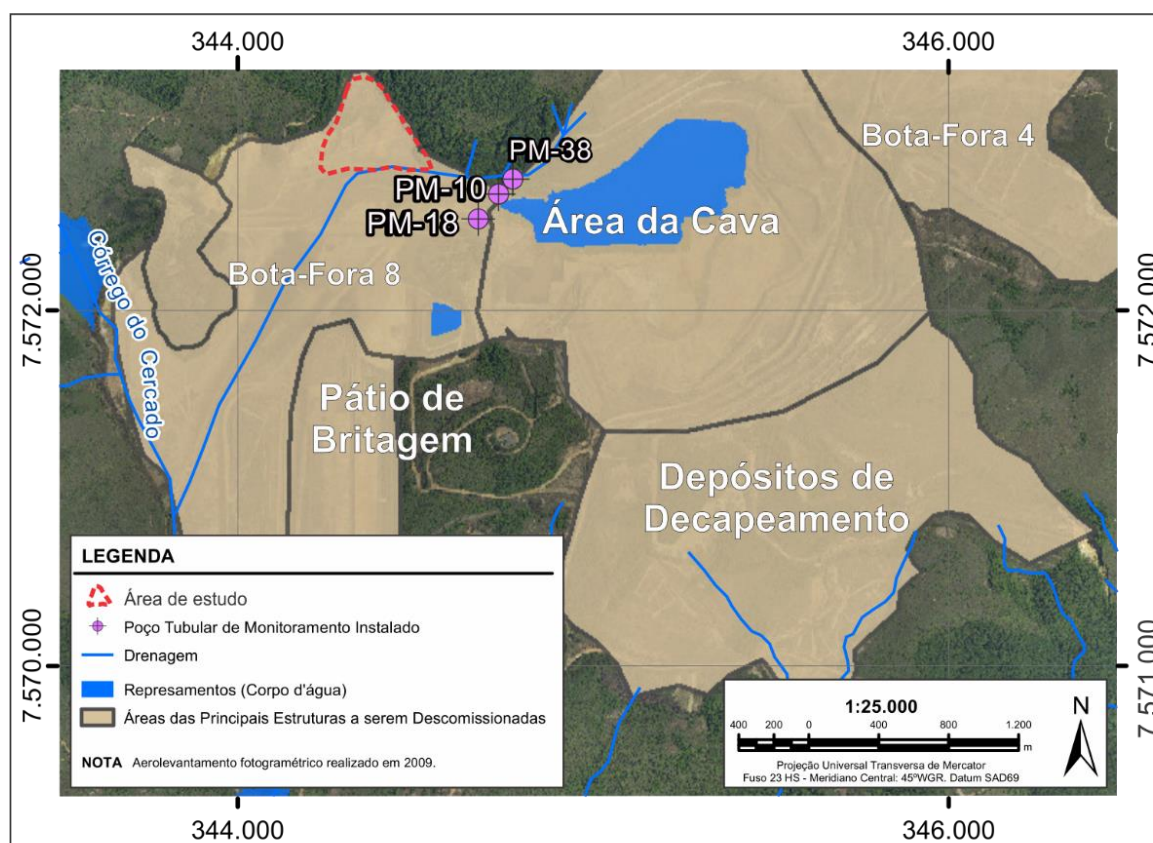
A base de dados hidroquímicos disponibilizada pela INB consiste em amostragens de poços de monitoramento entre os anos de 2015 e 2017. Foram definidos os pontos mais próximos à área de estudo para a análise dos parâmetros físico-químicos de pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido e turbidez, e elementos e compostos estáveis (cátions e ânions). Os locais escolhidos foram 03 poços de monitoramento de água subterrânea denominados PM-10, PM-18 e PM-38, conforme ilustra a figura 33.

Os poços de monitoramento previamente instalados foram construídos com o método de perfuração roto-pneumática com diâmetro de 8 polegadas no topo dos poços e posteriores perfurações de 6 polegadas. Foram usados filtros e tubos geomecânicos de PVC, cujo espaço anelar foi preenchido com pré-filtro, compactolite e bentonita, e a porção superior foi selada com cimento (ALBERTI, 2017).

As amostras de água subterrânea foram coletadas a partir do método de bombeamento de baixa vazão, conforme NBR 15.847. As análises químicas foram realizadas pela equipe da INB em parceria com a CNEN, no Laboratório de Poços de Caldas – LAPOC/CNEN. Primeiramente, os poços passaram por um processo de purga prévia para remoção da água estagnada, uma vez que esta água não pode ser considerada representativa da qualidade da água

do aquífero local. Em seguida, foi realizada a amostragem a partir do método de purga de baixa vazão, cuja amostragem é feita de forma lenta (vazão menor ou igual a 0,5 L/min), gradual e com o mínimo de rebaixamento do nível de água do poço. Esse procedimento assegura que a amostra coletada seja consistente e representativa, com resultados confiáveis em relação a presença de contaminantes no aquífero.

Figura 33. Localização dos poços de monitoramento e pontos de coleta de amostras de água.



Fonte: INB

O método de purga de baixa vazão faz com que a estabilidade hidráulica do poço seja alcançada o mais rápido possível e, conseqüentemente, reduz a mistura de água entre zonas distintas do poço. Assim, o método garante que somente a água da seção filtrante seja bombeada. Concomitantemente é feito o acompanhamento dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade, como pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido e turbidez. Esse acompanhamento é feito, pois a amostragem de água subterrânea só é realizada após a estabilização desses parâmetros.

Os dados hidroquímicos dos poços de monitoramento complementaram a interpretação dos modelos geofísicos 2D e 3D do BF-08, de modo a identificar as regiões onde há a interação

entre zonas sulfetas e efluentes que infiltram na pilha de rejeito. Ao comparar a resposta geofísica com as análises químicas, foi possível estabelecer locais onde há a transição do meio redutor para o oxidante, cuja geração de drenagem ácida de mina seria mais intensa e necessitaria de maior atenção nas etapas de remediação do passivo.

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 Modelagem 2D

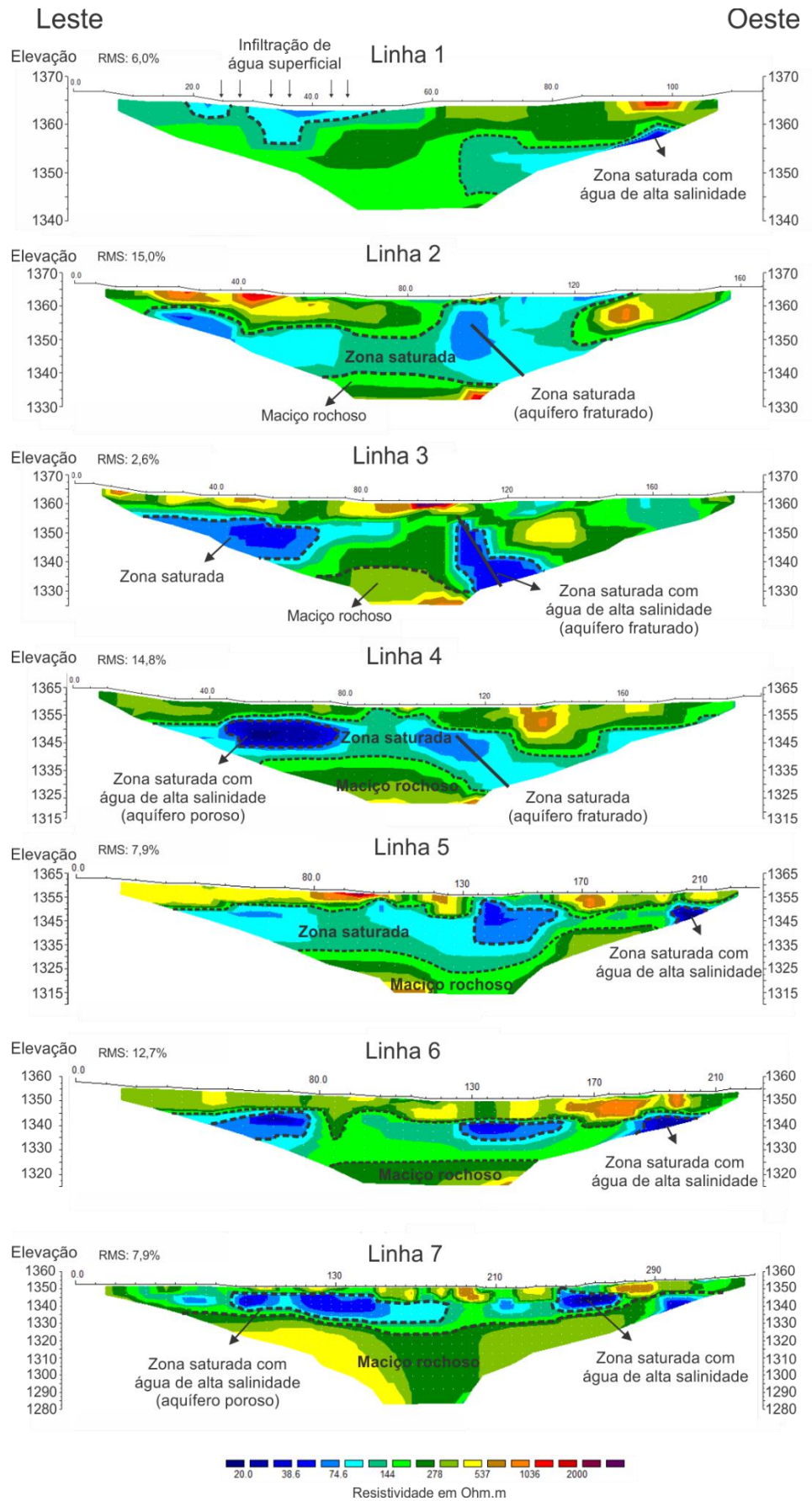
O processamento dos dados geofísicos gerou modelos de inversão para os parâmetros de resistividade e cargabilidade, nos quais foi possível identificar anomalias em subsuperfície com alto contraste em relação ao ambiente investigado. A profundidade máxima alcançada foi de 90 m para a linha mais longa, suficiente para abranger a base da pilha de rejeitos e parte do topo rochoso.

Os modelos de inversão de resistividade, presentes na Figura 34, possibilitaram a visualização de zonas saturadas com valores de resistividade inferiores a $74,6 \Omega.m$, resultados compatíveis com estudos hidrogeológicos realizados por Kibria e Hossain (2012), Li et al., (2014), Alamry et al., (2017) e Cardoso e Dias (2017).

A linha 1 está localizada a montante da área de estudos, na porção mais rasa da pilha de rejeitos, onde há infiltração de águas superficiais. Esse fato é corroborado pela presença de uma zona de baixa resistividade ($< 74,6 \Omega.m$) a 40 m de distância da origem e a uma profundidade máxima de 10 m. A extremidade oeste da linha 1 também apresenta uma anomalia de baixa resistividade, com valores inferiores a $20 \Omega.m$, localizada em uma região mais profunda entre as cotas 1.360 m e 1.345 m.

As linhas 2, 4 e 5 apresentam um padrão de distribuição dos valores de resistividade muito semelhante. O que chama a atenção é a presença de uma zona contínua de baixa resistividade localizada a cerca de 20 m de profundidade, ao longo de toda a extensão das linhas geofísicas. A camada saturada tem início na cota 1.355 m e se estende até a cota 1.340 m, com espessura que varia de 10 m a 15 m. Ademais, é possível inferir que também há uma continuidade lateral da zona saturada com expressivo volume de água retido na porção central da área de estudo e que, provavelmente, tem forte contribuição nos processos erosivos e de lixiviação do material estéril e rejeito.

Figura 34. Modelos de inversão de resistividade



Durante o período chuvoso, foi identificado um acúmulo de água superficial na região central da área de estudos, com formação de poças nos locais onde, posteriormente, foram montadas as linhas geofísicas 2, 3, 4 e 5 (Figura 35). Já no período mais seco, a água havia sido drenada para o interior da pilha e infiltrado nas regiões indicadas pelas seções 2D.

Figura 35. Contraste entre o acúmulo de água no BF 08 durante período chuvoso (Fevereiro/2019) e a completa drenagem da água para o interior da pilha (Agosto/2019)



Fonte: Acervo pessoal

Os fatores preponderantes para o acúmulo de água são o método de construção e o material usado para a conformação da pilha de rejeito. O método de avanço por ponta de aterro, método utilizado para a construção do BF-08, induz a separação das partículas por meio da ação da gravidade, cujo topo é composto majoritariamente por material fino e a base por blocos rochosos. A heterogeneidade das camadas favorece uma diferenciação do comportamento hidráulico ao longo da pilha de rejeito, com uma lenta infiltração da água no topo da pilha e rápida dispersão quando atinge maiores profundidades. A presença de material fino é determinante para caracterizar o comportamento hidráulico da pilha, uma vez que essas partículas são responsáveis por reter grande parte do volume de água no seu interior em função de sua menor capacidade hidráulica para dispersar os efluentes.

O grau de compactação do material é outro fator que influencia na condutividade hidráulica da pilha, bem variável ao longo do BF 08. Locais com elevado grau de compactação têm redução na dimensão e na quantidade de poros a serem preenchidos por água. Como consequência, a resposta geofísica esperada é de valores mais elevados de resistividade (KIBRIA e HOSSAIN, 2012; RANJY RODPOSHTI et al., 2019). Todas as seções levantadas em campo apresentaram uma zona de alta resistividade com valores superiores a 537 $\Omega.m$, localizada a uma profundidade máxima de 10 m. Sua presença pode ser justificada pelo elevado

grau de compactação dessa camada, em função da passagem de maquinário pesado para nivelamento da pilha, ou também pela possibilidade de haver blocos rochosos misturados a matriz mais fina do material estéril.

Existe, ainda, uma zona contínua de alta resistividade ($> 300 \Omega.m$) localizada na base das seções, abaixo da cota 1.340 m. Essa porção é interpretada como o topo rochoso pouco fraturado, feição que dificulta a percolação de água no interior do maciço e, conseqüentemente, oferece maior resistência à passagem de corrente elétrica na rocha. É interessante notar que há um contraste bem definido entre a base da pilha de rejeito e o topo do maciço rochoso, marcado pela mudança de uma zona saturada com alta porosidade para uma região onde a percolação de água é quase inexistente. A linha 7 ilustra claramente o contraste entre a zona saturada, com valores de resistividade menores que $74,6 \Omega.m$, e o topo rochoso pouco fraturado com valores superiores a $537 \Omega.m$.

Outro aspecto relevante é a presença de zonas saturadas com valores de resistividade inferiores a $20 \Omega.m$, que são indicativos de efluentes de alta salinidade (POWER et al., 2018). Nas seções 5, 6 e 7, essas zonas foram identificadas na porção oeste da área de estudo, a cerca de 190 m de distância da origem e a uma profundidade máxima de 15 m. As seções 3, 4, 6 e 7 indicam a presença dessas zonas na porção leste, mais próximas ao limite entre a área de estudo e a cava da mina, a 60 m de distância da origem e a uma profundidade que varia de 10 m a 20 m. A continuidade lateral dessas zonas saturadas é reconhecida tanto na porção leste quanto na porção oeste, conectadas a partir do fluxo de água reconhecido na parte central da área de estudo. Ao correlacionar as cotas topográficas da área de estudo com a disposição das anomalias de baixa resistividade, foi possível inferir que a água subterrânea flui da porção nordeste para a porção sudoeste, concordante com o sistema de drenagem natural do local de estudo.

Os trabalhos de Maurya et al. (2017) e Epov et al. (2017) demonstram que existe uma forte relação entre baixos valores de resistividade ($10 \Omega.m$) e zonas de material oxidado com altos valores de Eh, indicativo de processos oxidantes e lixiviação de material geológico. O pH é um parâmetro que também interfere na lixiviação química das rochas e possui uma relação inversa com o Eh, cujo processo de oxidação e lixiviação é intensificado em ambiente com pH ácido. Logo, meios oxidantes com baixo pH tendem a apresentar maior concentração de sais dissolvidos em seus efluentes e refletem em baixos valores de resistividade elétrica.

As características químicas descritas são compatíveis com ambientes impactados por drenagem ácida, o que leva a crer que as anomalias de baixa resistividade ($< 20 \Omega.m$) identificadas na área de estudo estão relacionadas à geração ou migração de efluente ácido.

Trabalhos como de Park et al. (2016), Epov et al. (2017) e Casagrande et al. (2018) são exemplos de estudos que identificaram essa mesma correlação entre áreas impactadas por drenagem ácida e anomalias de baixa resistividade em pilhas de estéril e rejeito.

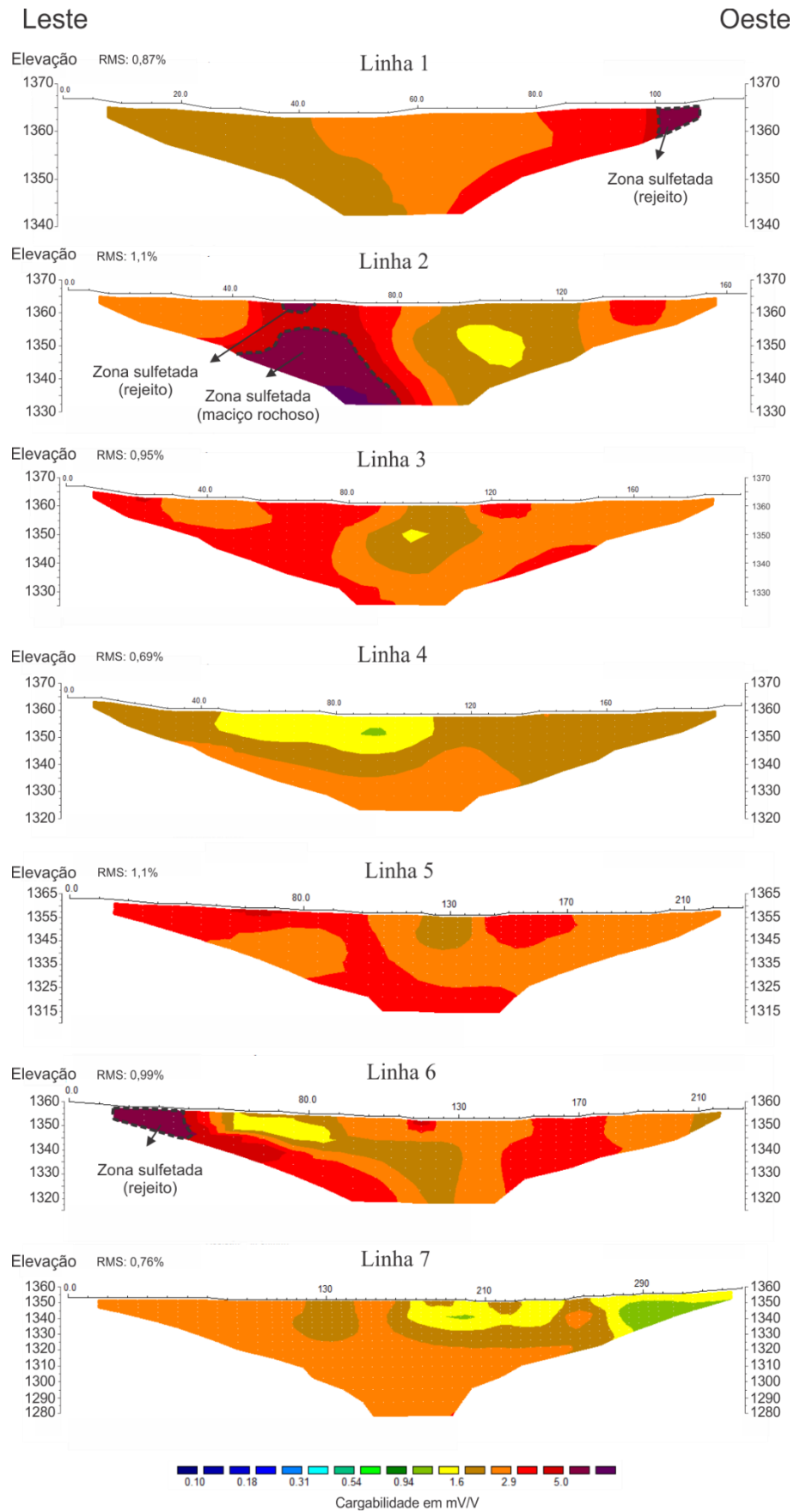
A linha 3 apresenta uma particular anomalia de baixa resistividade ($< 20 \Omega.m$) que chama a atenção pelo seu formato e disposição espacial. Localizada na porção centro-oeste da seção, próxima à cota 1.340 m, a zona é interpretada como um aporte de água subterrâneo feito pelo sistema de fraturas do maciço rochoso. Apesar de ausente na linha 3, as linhas 2 e 4, que apresentam anomalia semelhante, ilustram que há uma ligação entre o aquífero poroso da porção referente ao rejeito e o aquífero fraturado (rochas cristalinas). As seções geofísicas dessas linhas corroboram com estudos hidrogeológicos locais que confirmam a presença de um aquífero poroso no manto de intemperismo sobreposto e hidraulicamente conectado ao aquífero fraturado composto por nefelina-sienitos não alterados (GOLDER, 2012). A pilha de rejeito assume o papel do manto de alteração no sistema aquífero poroso e favorece a comunicação dos efluentes que percolam a pilha de rejeito até o sistema aquífero fraturado profundo.

Por terem sido realizadas durante o período de estiagem, as seções geofísicas sugerem que o nível freático é rebaixado e interrompe a comunicação entre os dois sistemas aquíferos, a exemplo do que foi observado na linha 3. Nos períodos de chuva, o nível freático se eleva e restabelece a comunicação entre os aquíferos, o que favorece uma intensa circulação de água e consequente aumento do processo de lixiviação química do material, com possível troca de componentes dissolvidos em seus efluentes. Nesse caso, a remediação do passivo se torna mais difícil e complexa em função do ambiente hidrogeológico fraturado.

Os modelos de cargabilidade, por outro lado, auxiliaram na identificação de zonas com altas concentrações de sulfetos no interior do BF 08 (Figura 36). As linhas 1, 2 e 6 apresentaram anomalias com valores de cargabilidade superiores a 5,0 mV/V, regiões sujeitas a expressivas concentrações de minerais sulfetados.

A linha 1 apresenta uma anomalia pontual localizada na porção oeste da área de estudo a 100 m da origem, próximo às camadas superficiais da pilha de rejeito, a uma profundidade máxima de 10 m. A anomalia presente na linha 6 é semelhante a encontrada na linha 1, concentrada nas camadas superficiais da área de estudo e alcança profundidades que variam de 10 a 15 m. Contudo, os altos valores de cargabilidade da linha 6 estão restritos a porção leste da área de estudo, a uma distância de 40 m da origem, próximo à área da cava.

Figura 36. Modelos de inversão de cargabilidade



A anomalia identificada na linha 2 apresenta dimensões relativamente maiores em comparação às delimitadas nas linhas 1 e 6. A zona com altos valores de cargabilidade abrange desde as camadas mais superficiais (cota 1.360 m) até as porções mais profundas próximas ao topo rochoso (cota 1.335 m). A anomalia está localizada próxima a porção leste da área de estudo, a uma distância que varia de 40 a 80 m da origem.

As zonas de alta cargabilidade próximas à superfície estão relacionadas a concentração de minerais sulfetados provenientes do rejeito que compõe o BF-08. Em relação às anomalias mais profundas, estas podem ser relacionadas às ocorrências naturais de mineralizações de sulfetos no maciço rochoso, em função da profundidade em que são encontradas (abaixo da cota 1.340 m).

Trabalhos de Gurin et al. (2013), Hupfer et al. (2015), Moreira et al. (2016) e Kamura et al. (2019) apontam que há uma relação diretamente proporcional entre valores de cargabilidade e a concentração de minérios sulfetados. O estudo feito por Yuval e Oldenburg (1996) demonstra que os valores máximos de cargabilidade (20 mV/V) obtidos estavam relacionados a zonas com concentrações de 4% de minerais sulfetados, enquanto as zonas mais empobrecidas (< 1%) apresentaram valores de cargabilidade entre 0,1 e 0,4 mV/V.

O trabalho de Moreira et al. (2019) é outro exemplo que corrobora com essa afirmação, cujos valores superiores a 10 mV/V estavam associados a concentrações de 2 a 7 g/t de pirita e calcopirita e valores de cargabilidade próximos a 1,5 mV/V estavam relacionados a rochas sem mineralização de sulfetos. Portanto, as anomalias de alta cargabilidade identificadas na área de estudo podem ser correlacionadas ao rejeito com concentrações relativamente altas de minerais sulfetados, principalmente pirita em função da geologia local.

A presença de pirita foi identificada em campo na porção nordeste da área de estudos, com feições de oxidação em função de sua exposição às condições atmosféricas (Figura 37). A identificação desse mineral é mais uma evidência da coerência dos dados de cargabilidade obtidos nos modelos geofísicos, assim como sua interpretação, com a confirmação de que a pirita está realmente presente na pilha de rejeito e sujeita a processos de oxidação e lixiviação química.

Figura 37. Evidência de pirita oxidada na porção nordeste da área de estudo



Fonte: Acervo pessoal

A distribuição aleatória do material sulfetado durante a construção da pilha de rejeito prejudica a continuidade dos corpos mineralizados ao longo das seções e justifica a presença de anomalias de alta cargabilidade em diferentes posições nas linhas geofísicas. É importante ressaltar que a ausência de zonas de alta cargabilidade nas linhas 3, 4, 5 e 7 não implica necessariamente que suas áreas de abrangência sejam livres de minerais sulfetados. É possível que as concentrações de sulfeto sejam tão baixas a ponto de não serem detectadas pelo equipamento, ou também por estarem esparsamente disseminadas ao longo da linha de aquisição.

Ao correlacionar os dados de resistividade e cargabilidade, foi possível identificar os locais com alto potencial para a geração de drenagem ácida de mina. Para que o fenômeno da drenagem ácida ocorra, é preciso que haja uma interação entre as zonas sulfetadas com as águas que percolam o interior do BF-08. Em outras palavras, é necessário que zonas de alta cargabilidade ($> 5\text{mV/V}$) estejam associadas às zonas de baixa resistividade ($< 74,6 \Omega\cdot\text{m}$), cuja interação resulta em um efluente de alta salinidade ($< 20 \Omega\cdot\text{m}$) e pH ácido.

O cenário descrito é claramente ilustrado pela linha 2, na qual uma expressiva anomalia de alta cargabilidade está associada a zonas com valores de resistividade compatíveis com meios saturados. A interação entre a água e os minerais sulfetados favorece a oxidação e lixiviação desse material e, conseqüentemente, proporciona um aumento substancial na concentração do íon sulfato. Esse incremento na concentração de íons dissolvidos é indicado

pela presença de anomalias com valores de resistividade extremamente baixos ($< 20 \Omega.m$), presentes nas extremidades leste e oeste das linhas geofísicas. Conforme o fluxo migra de nordeste para sudoeste, as zonas saturadas com águas de alta salinidade fluem para porções mais distantes do BF-08 em direção ao Córrego do Cercado. As linhas 3, 4, 6 e 7 demonstram o deslocamento dessas anomalias ao longo da pilha de rejeito e corrobora com as afirmações referentes à direção do fluxo do efluente ácido.

7.2 Modelagem 3D

A partir da interpolação das 7 seções geofísicas, foi gerado um modelo pseudo-3D para os parâmetros físicos de resistividade e cargabilidade a fim de facilitar sua visualização espacial (Figura 38). Após o processamento, as imagens foram suavizadas e definidos 07 níveis de visualização em profundidade (Figura 39). Os níveis em profundidade correspondem às cotas 1.365 m (superfície), 1.355 m, 1.345 m, 1.335 m, 1.325 m, 1.315 m e 1.305 m.

Figura 38. Modelos pseudo-3D de resistividade (A) e cargabilidade (B)

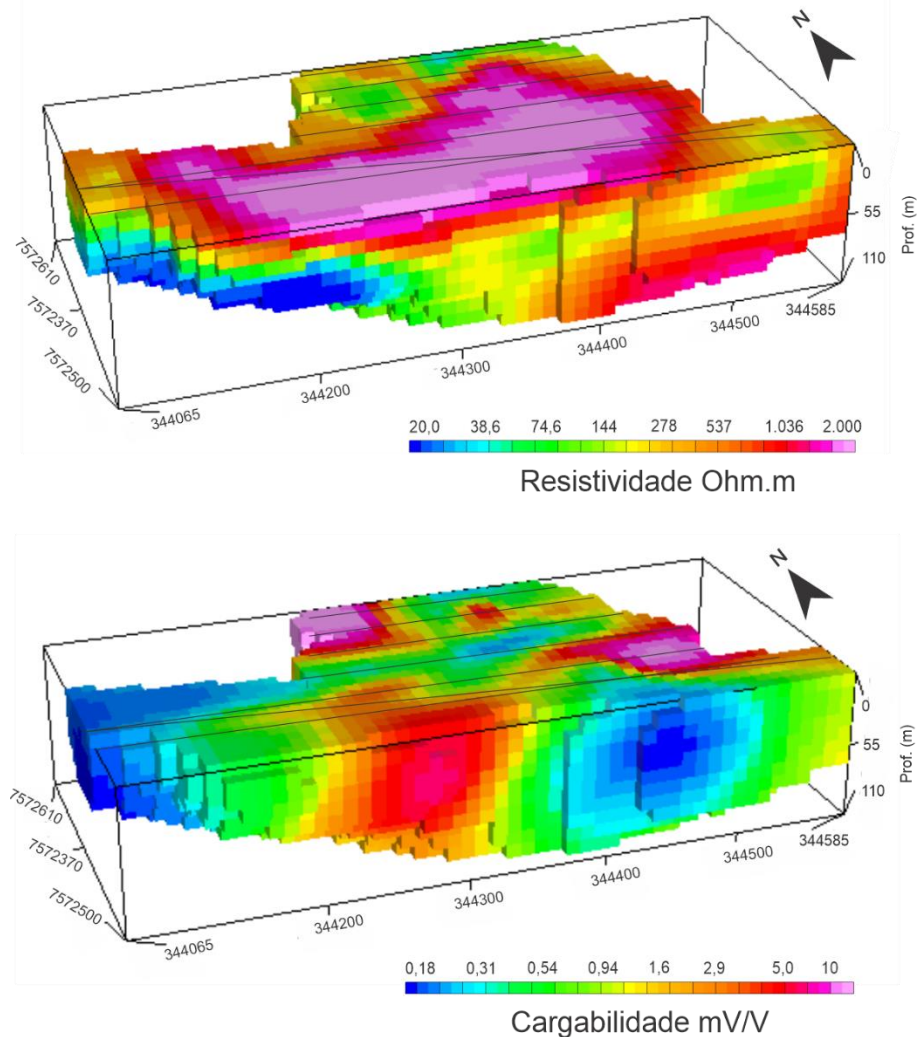
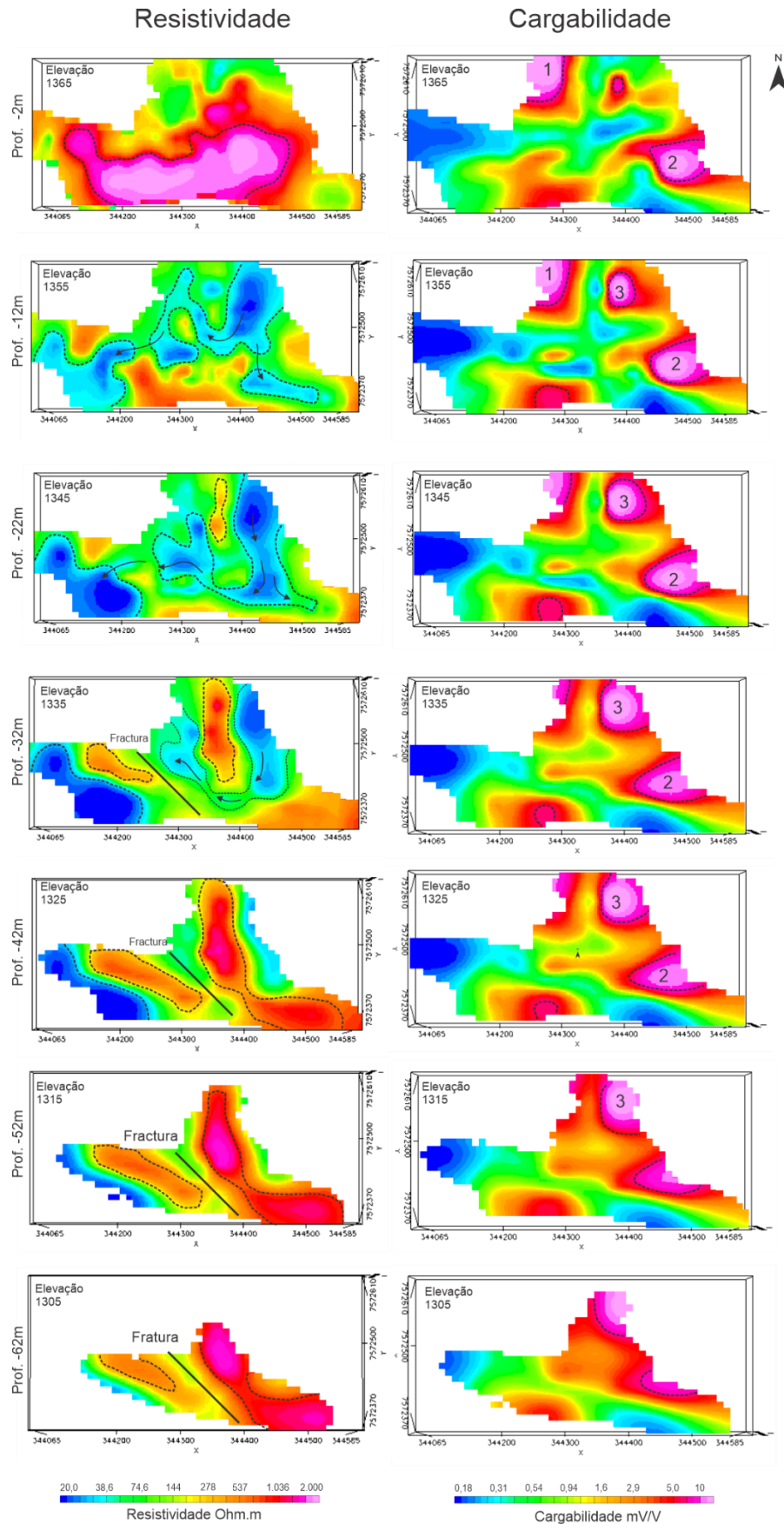


Figura 39. Diferentes níveis de visualização dos modelos pseudo-3D de resistividade e cargabilidade



A superfície do terreno (cota 1.365 m) exibe valores elevados de resistividade ($> 2.000 \Omega.m$) em toda a porção central do modelo, cenário indicativo de baixa retenção de água na camada superficial do BF-08. A norte, são observados valores de resistividade mais baixos ($74,6 \Omega.m$), relacionados a infiltração de águas superficiais que possivelmente contribuem para a recarga do aquífero poroso. Em relação ao parâmetro de cargabilidade, foram identificadas duas anomalias com valores superiores a 10 mV/V nas porções noroeste (corpo 1) e sudeste (corpo 2) do modelo, interpretadas como áreas com elevada concentração de sulfetos provenientes do material estéril e rejeito. É possível afirmar que, nesse nível de visualização, a interação entre as zonas saturadas e as mineralizações de sulfeto é praticamente inexistente, com baixo potencial para a geração de drenagem ácida.

O nível 1.355 m revela uma notória mudança do cenário hidrogeológico da área de estudo em comparação ao nível superficial. As principais diferenças consistem na redução acentuada dos valores de resistividade e significativo aumento da zona de alta cargabilidade localizada a nordeste (corpo 3) do modelo. A redução da resistividade está relacionada a presença de água retida no interior do BF-08, cuja conformação topográfica em cunha da pilha de rejeito, com leve caimento para sul, favorece a percolação de água de nordeste para sudoeste, conforme indicam o esquema de setas do modelo. O nível 1.355 m também mostra que há uma forte interação entre as zonas de baixa resistividade ($< 20 \Omega.m$) e alta cargabilidade ($> 10 \text{ mV/V}$), regiões sujeitas à geração de drenagem ácida, localizada a nordeste. A direção do fluxo subterrâneo é bem marcada pela dispersão do efluente salino, cujo caminho percorrido é semelhante ao antigo córrego que fluía pelo vale aterrado.

O nível sotoposto ao 1.355 m apresenta um padrão de distribuição dos valores de resistividade muito semelhante. Um aspecto importante é o claro registro da migração de efluente tanto no aquífero poroso, em direção a porção sudoeste da área de estudos, quanto no aquífero fraturado na porção sudeste. Essa configuração também é reconhecida no nível 1.355 m, porém de forma menos evidente.

O prolongamento da zona de baixa resistividade para sudeste, com sentido para a cava da mina, é mais uma evidência de que os sistemas aquíferos locais podem estar conectados hidraulicamente e os efluentes ácidos gerados no sistema poroso podem afetar diretamente o sistema fraturado. Da mesma forma, as águas provenientes das antigas frentes de exploração que migram para a cava da mina e são estocadas nesse reservatório podem infiltrar no sistema fraturado e, com a elevação do nível freático, interferir no sistema poroso do BF-08.

Um fator agravante é a estocagem da lama resultante do tratamento químico das águas (“DUCA”) no interior da cava, no limite com o BF-08, cujo resíduo é composto por uma matriz de sulfato de cálcio enriquecida em hidróxidos de Fe, Al, Mn e elementos radioativos.

A água que flui dos maciços rochosos das frentes de lavra e do próprio nível freático local está sujeita à interação com esse material contaminante, e atua como agente de transporte de contaminantes para o aquífero profundo. Como consequência, esse efluente contaminado infiltra nas porções mais profundas do aquífero por meio do sistema local de fraturas e, com elevação do nível freático, interfere diretamente no sistema aquífero poroso do BF-08.

O nível 1.335 m corresponde a região limítrofe entre a base da pilha de rejeito e o topo rochoso. É possível notar que há uma expressiva redução das zonas saturadas e da salinidade do efluente, com valores de resistividade superiores a 537 Ω .m. Ademais, há uma interrupção da circulação de água entre a região central e a porção sudoeste da pilha de rejeito, onde foi identificada uma zona saturada de alta salinidade. Parte desse barramento é feito por uma feição alongada de alta resistividade de orientação N/S, interpretada como o topo do maciço rochoso. Conforme a profundidade de investigação aumenta, essa feição fica cada vez mais perceptível, com valores de resistividade acima de 2.000 Ω .m a partir no nível 1.325 m. Outra feição observada é um alinhamento NW-SE conforme destacado nos níveis de visualização 1.335 m a 1.305 m, indicativo de zona de fratura indutora de fluxo para o interior do maciço rochoso.

A continuidade da zona saturada de alta salinidade na porção sudoeste do modelo indica que existem outras fontes de infiltração de água a oeste do BF-08 e que também contribuem com a saturação do horizonte, apesar da progressiva redução do aporte de água da região nordeste. A presença dessa anomalia, com valores de resistividade inferiores a 20 Ω .m, é um forte indicativo da atuação de processos intempéricos e de lixiviação próximos a esse local da pilha. Contudo, são necessários novos estudos para que seja verificada a existência de mineralizações de sulfeto a oeste, uma vez que a interação desse efluente com os corpos sulfetados identificados no modelo é praticamente inexistente. Esse cenário leva a crer que possivelmente existem outras fontes de infiltração de água no BF-08, assim como outras mineralizações de sulfeto que interagem com esses efluentes e que podem atuar como fontes geradoras de drenagem ácida.

A comunicação entre as zonas saturadas das regiões nordeste e sudoeste do modelo é definitivamente interrompida a partir do nível 1.325 m, no qual foram identificadas duas feições de alta resistividade de orientação noroeste-sudeste, conforme destacado no modelo da figura

38. Os altos valores de resistividade refletem um maciço rochoso onde a percolação de água é praticamente inexistente, com baixo potencial para a geração de drenagem ácida.

A geração dos modelos pseudo-3D e os diferentes níveis de visualização também constataram a continuidade vertical das zonas sulfetadas, inclusive sua presença no maciço rochoso. Foram identificadas três regiões com altas concentrações de sulfeto identificadas como 1, 2 e 3, conforme a figura 38.

O corpo 1 tem grande parte de seu volume concentrado nos primeiros 15 m do BF-08, cujos minerais sulfetados são provenientes do material estéril e rejeito. Conforme a profundidade de investigação aumenta, os valores de cargabilidade referente ao corpo 1 vão diminuindo a ponto de não ser mais identificado a partir da cota 1.325 m. O corpo 3 apresenta comportamento inverso, uma vez que, em nível de superfície, sua presença é praticamente inexistente. A partir da cota 1.355 m, há um aumento expressivo na área de abrangência do corpo 3 com crescimento constante até os níveis mais profundos de investigação. Isso significa que os minerais sulfetados identificados nessa região são originários tanto do rejeito quanto das rochas que compõem o maciço. O corpo 2 exibe uma distribuição mais homogênea do seu volume de minerais sulfetados em relação aos demais corpos, identificado tanto na camada superficial quanto nas cotas correspondentes ao maciço rochoso. Assim como o corpo 3, os sulfetos mais superficiais são oriundos do material do BF-08 e os mais profundos das rochas que compõem o maciço.

Outra importante ferramenta que auxiliou na visualização espacial da área de estudos foi a geração de modelos pseudo-3D dos isovalores de resistividade e cargabilidade. A partir desses modelos foi possível traçar isosuperfícies referentes às zonas saturadas de alta salinidade, com valores de resistividade inferiores a 20 $\Omega\cdot m$, e anomalias de alta cargabilidade com valores superiores a 10 mV/V. (Figura 40).

A combinação das isosuperfícies dos modelos da figura 40 possibilitou a identificação das áreas críticas para a geração de drenagem ácida na área de estudos, objetivo principal do presente trabalho. A integração das isosuperfícies mostrou de forma clara que, na porção nordeste do modelo, há uma forte interação entre o corpo sulfetado 3 e a água retida no interior da pilha, com alto potencial para o desenvolvimento de drenagem ácida (Figura 41). O fato da água apresentar valores de resistividade inferiores a 20 $\Omega\cdot m$ é um forte indicativo de que o processo de lixiviação do material sulfetado é ativo e induz uma maior concentração de íons dissolvidos no efluente, principalmente o íon sulfato, responsável pela produção de ácido sulfúrico. O modelo também indica que essa interação ocorre tanto no aquífero poroso quanto no fraturado, uma vez que as isosuperfícies da zona saturada de alta salinidade acompanham as

isosuperfícies do corpo sulfetado 3 desde as camadas superficiais até às cotas abaixo de 1.335 m, interpretado como o limite entre a base da pilha de rejeito e o topo rochoso.

O corpo 1 aparece isolado de qualquer contato com a água subterrânea que percola o interior da pilha. Contudo, esse cenário pode ser apenas um reflexo do período de estiagem em que os dados geofísicos foram adquiridos. É provável que, em épocas de chuva, o nível freático se eleve e o volume de água nessa porção da pilha seja maior e viabilize a interação com o corpo sulfetado com consequente geração de drenagem ácida.

O corpo 2 apresenta interação com a água subterrânea próximo ao limite da base da pilha com o topo rochoso, identificada pela presença de uma zona saturada de alta salinidade na cota 1.325 m. Semelhante ao que ocorre no corpo 3, essa região da área de estudos também apresenta grande potencial para a geração de drenagem ácida com impacto direto sobre os sistemas aquíferos locais.

Figura 40. Modelos pseudo-3D de isovalores para resistividade (A), indicados pela cor azul escura ($< 20 \Omega.m$) e cargabilidade, representado na cor roxa ($> 10 \text{ mV/V}$) (B). O mapa de base A corresponde ao nível 1.325 m e o mapa de base B a cota 1.315 m.

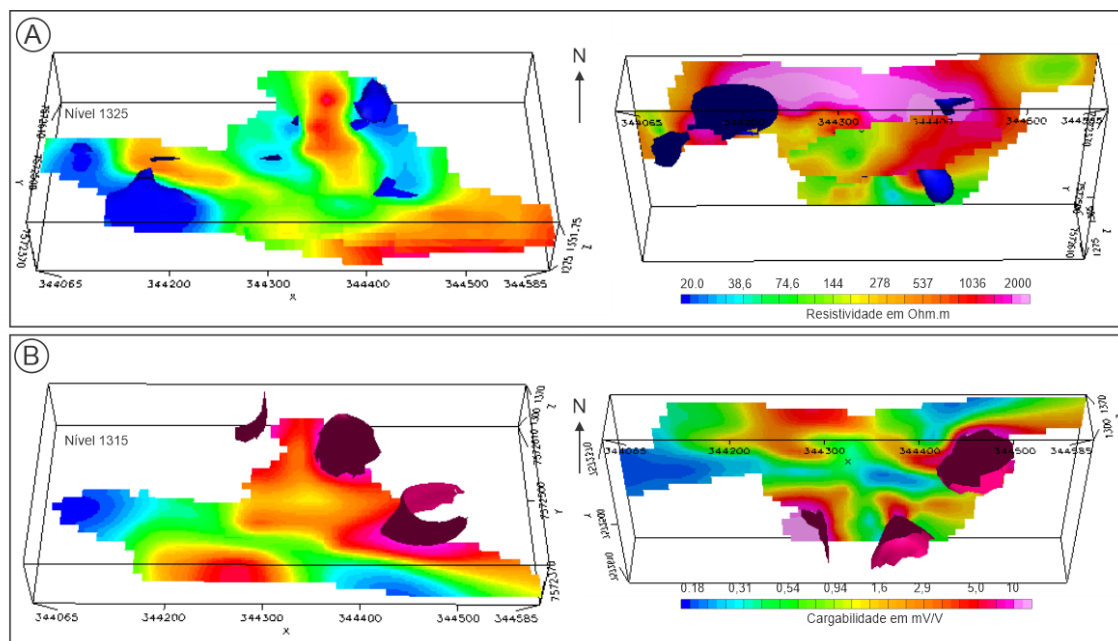
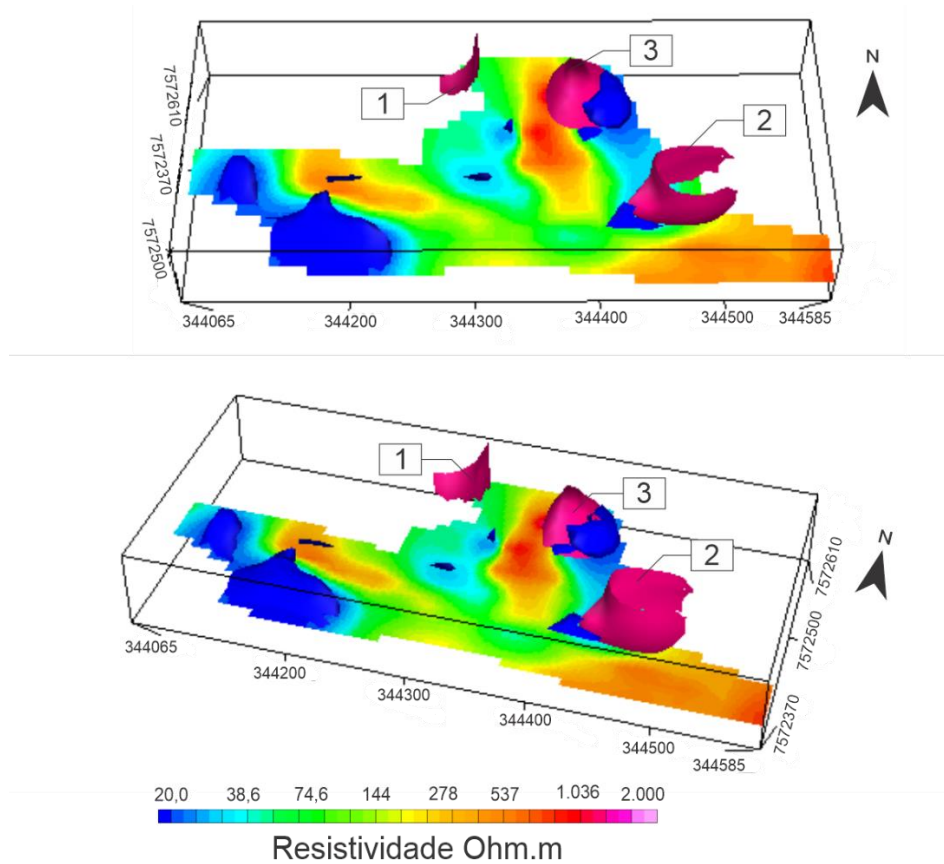


Figura 41. Integração dos modelos pseudo-3D de isovalores para resistividade ($< 20 \Omega.m$) e cargabilidade ($> 10mV/V$), com indicação da posição dos corpos sulfetados identificados



7.3 Dados hidroquímicos

Os parâmetros físico-químicos constituem um conjunto de dados que auxiliam na determinação do índice de qualidade das águas em investigações ambientais. A variação desses parâmetros permite diagnosticar o grau de contaminação e identificar as possíveis fontes dos contaminantes de um determinado aquífero. A análise dos dados hidroquímicos dos poços de monitoramento (Tabelas 6 e 7) constatou que as zonas mais rasas do aquífero local (PM-10), correspondente ao aquífero poroso, apresentam características físico-químicas distintas das porções mais profundas relacionadas ao aquífero fraturado (PM-18 e PM-38).

A porção mais rasa apresenta pH ácido (4,5 a 4,66), maior concentração de oxigênio dissolvido (2,81 a 4,67 mg/L), valores mais elevados de potencial redox (ambiente mais oxidante) e baixos valores de condutividade elétrica (50 a 93 $\mu S/cm$). Já as zonas mais profundas assumem um caráter mais redutor, com pH levemente ácido a neutro (5,37 a 6,86),

baixa concentração de oxigênio dissolvido (0,45 a 2,2 mg/L) e elevados valores de condutividade elétrica nos locais próximos à cava (360 a 707 $\mu\text{S/cm}$).

Tabela 6. Parâmetros físico-químicos dos poços de monitoramento no BF 08

Poços de monitoramento	Data	Parâmetros Físico-Químicos						
		pH	Turb. NTU	Cond. ($\mu\text{S/cm}$)	Oxi. Dissolv. (mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	N. A (cm).	Pot. redox (mV)
PM 10 (meio poroso)	27/04/2015	4,5	3,2	83	3,85	19,23	691	409
	26/10/2015	4,62	5	93	2,81	18,87	715	256
	20/10/2017	4,66	48	50	4,67	18,78	728	240
PM 18 (meio fraturado)	15/12/2015	5,99	2,7	381	2,2	20,82	930	281
	30/10/2017	5,37	5,2	360	0,74	21,11	1268	226
PM 38 (meio fraturado)	06/01/2016	6,86	15,6	707	0,49	20,83	838	59
	23/10/2017	6,83	21,1	620	1,18	19,3	897	-11

Tabela 7. Concentração de elementos estáveis nos poços de monitoramento no BF 08

Poços de monitoramento	Data	Cátions			Ânions	
		Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Fluoreto (mg/L)
PM 10 (meio poroso)	27/04/2015	1,9	0,19	2,34	48,57	-
	26/10/2015	2,1	-	2,08	37,7	1,61
	20/10/2017	1,03	0,08	0,83	17,83	-
PM18 (meio fraturado)	15/12/2015	6,0	0,08	5,79	175	6,01
	30/10/2017	3,11	0,44	5,93	168,9	3,85
PM 38 (meio fraturado)	06/01/2016	0,1	0,01	0,3	139,3	2,44
	23/10/2017	0,07	0,13	1,63	257,3	3,5

Os poços PM-10 e PM-38 foram alocados na cota 1.346 m, cujos dados físico-químicos fornecem parâmetros referentes à cota máxima de investigação de 1.338 m e 1.321 m, respectivamente. Nesse caso, os dados do PM-10 refletem as condições químicas predominantes do aquífero poroso, enquanto o PM-38 fornece características químicas a respeito do aquífero fraturado (maciço rochoso).

O aquífero poroso apresenta características químicas favoráveis à geração de drenagem ácida em função dos elevados teores de oxigênio dissolvido e pH ácido, além da presença de mineralizações de sulfeto indicada pelo modelo geofísico. A combinação desses parâmetros pode alterar consideravelmente a mobilidade de determinados elementos presentes no material estéril e rejeito, como ferro, alumínio, manganês e enxofre, e configurar uma fonte de contaminação (BARUAH e KHARE, 2010; JARDIM, 2014). Os dados da tabela 7 apontam que esses elementos estão presentes nos efluentes ácidos que percolam a região próxima à base da pilha, indicativo de que o processo de lixiviação é ativo no BF-08.

É importante ressaltar que, por ser uma análise pontual, os dados obtidos pelos poços de monitoramento não devem ser generalizados para todo o sistema do BF-08. As informações obtidas pelas amostras de água subterrânea são apenas indicativos da possível presença de drenagem ácida e, por esse motivo, são usadas de forma complementar ao modelo geofísico gerado para a área de estudo.

O aquífero fraturado é caracterizado por um ambiente com baixo oxigênio dissolvido, pH neutro a levemente ácido e condições redutoras de Eh, como descrito anteriormente, fatores que inviabilizam a formação de drenagem ácida em neste ambiente. Para esse cenário, são esperadas baixas concentrações de elementos estáveis na sua forma solúvel e mobilidade química reduzida. Contudo, os dados da tabela 7 mostram que as porções referentes ao aquífero fraturado apresentam as maiores concentrações de íons sulfato, resultado inesperado para as condições químicas do meio. Os elevados valores de condutividade elétrica (620 e 707 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nessa porção do aquífero é outro indício do grande volume de íons dissolvidos nos efluentes que percolam o sistema fraturado.

As concentrações relativamente altas de íons sulfato no aquífero fraturado sugere a atuação de fatores externos no sistema aquífero local e que interferem diretamente no teor desse elemento. Um desses fatores é atribuído ao “DUCA”, resíduo proveniente do tratamento químicos dos efluentes ácidos capitados nos bota-foras e cava e que é disposto na porção oeste da cava da mina, local adjacente aos PM-10 e PM-38. Esse material, constituído por hidróxidos de Fe, Al, Mn e elementos radioativos envoltos em uma matriz de sulfato de cálcio, em contato com a água represada na cava é dissolvido e infiltra no maciço rochoso por meio do sistema de fraturas, por onde é dispersado para todo o sistema aquífero fraturado. Como resultado, os poços de monitoramento apontam altas concentrações de sulfato dissolvido na água subterrânea e, consequentemente, altos valores de turbidez e condutividade elétrica.

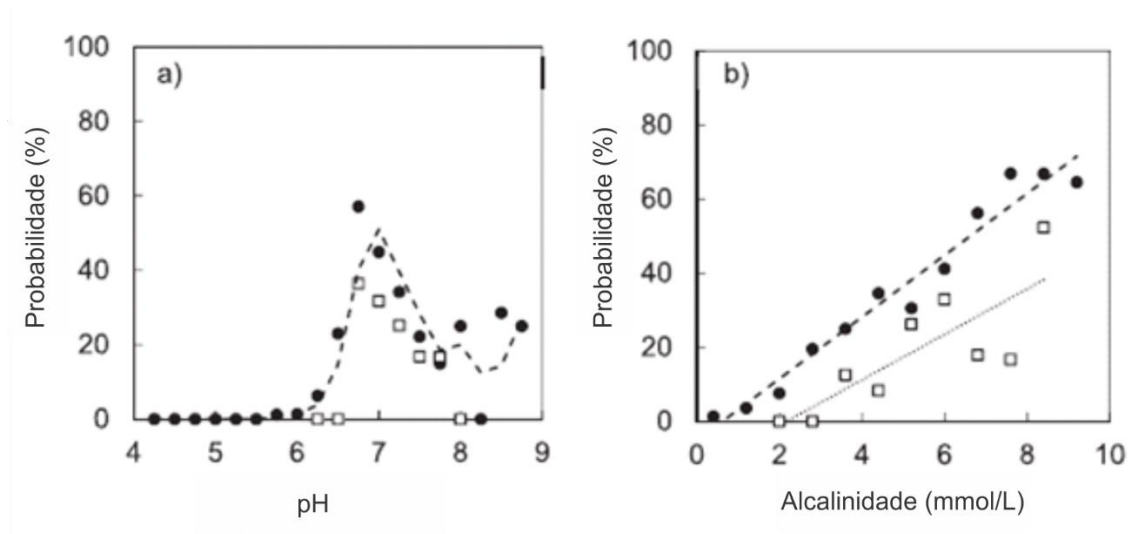
Os elementos contaminantes do “DUCA”, no entanto, não ficam restritos apenas ao aquífero fraturado. Como verificado nos modelos geofísicos 2D e pseudo-3D, os aquíferos poroso e fraturado apresentam indícios de serem superpostos e hidraulicamente conectados, o que viabilizaria a circulação dos efluentes em ambos os sistemas em períodos de nível freático mais elevado. Em outras palavras, além da drenagem ácida gerada no interior do BF-08, o sistema aquífero local está sujeito à contaminação do resíduo “DUCA”.

Diante da possível dissolução do “DUCA” no aquífero fraturado, é provável que haja também uma eventual liberação do urânio capturado no sistema de tratamento de águas. A presença de urânio em um determinado sistema aquífero depende fortemente das condições redox, pH e alcalinidade que prevalecem no meio (RIEDEL e KÜBECK, 2018) (Figura 42).

Um levantamento feito por Riedel e Kübeck (2018) indicou que águas subterrâneas com baixa concentração de oxigênio dissolvido ($< 5\text{mg/L}$) e pH próximo a 7 apresentam maior probabilidade de estarem associadas com concentrações de urânio superiores a $1\mu\text{g/L}$. Ademais, a alcalinidade do meio apresenta uma relação linear com a probabilidade de concentração de urânio acima de $1\mu\text{g/L}$, o que sugere que o conteúdo carbonático do sistema aquífero exerce um papel relevante no controle da ocorrência de urânio na água subterrânea. Em termos gerais, quanto maior a alcalinidade da água, maior a solubilidade do urânio.

As condições físico-químicas do sistema aquífero fraturado associadas à alcalinidade proveniente da dissolução do resíduo “DUCA” aumentam substancialmente a mobilidade química do urânio na forma de U^{+6} no sistema fraturado, com risco de alteração da qualidade da água subterrânea nessa região. Na interface com o sistema aquífero poroso, o íon U^{+6} pode se combinar com o O_2 , cuja molécula (UO_2^{+2}) resultante é altamente móvel em ambiente oxidante (ERÖSS et al., 2018).

Figura 42. Probabilidade de concentrações de U acima de $1\mu\text{g/L}$ em função do pH (A) e alcalinidade (B) do meio



Fonte: Riedel e Kübeck (2017)

A capacidade de eliminar os contaminantes provenientes da drenagem ácida e do resíduo lamoso (“DUCA”), localizado à montante da área de estudo, está relacionada com o tempo de residência das águas subterrâneas que abastecem os sistemas aquíferos locais. Em geral, aquíferos mais profundos apresentam tempo de residência maior em relação aos sistemas mais rasos, uma vez que as partículas de água demandam um período mais longo para fluir da área de recarga para a área de descarga (CETESB, 2016; MALDONADO et al., 2018). Esse longo

período favorece a lenta dissolução do material geológico e, conseqüentemente, torna as porções mais profundas do aquífero mais ricas em íons dissolvidos. Logo, as mineralizações de sulfetos identificadas no maciço rochoso estão sujeitas ao intemperismo químico com liberação de expressivos volumes de sulfato que contribuem para a geração de drenagem ácida, e se somam ao efluente ácido proveniente do aquífero poroso.

Os aquíferos com longo tempo de residência apresentam baixas taxas de recarga e, conseqüentemente, podem levar séculos para descontaminação por meio de processos naturais de descarga (GANYAGLO et al., 2017; MALDONADO et al., 2018; CENDON et al., 2019). Em contrapartida, aquíferos com tempo de residência menor e altas taxas de descarga estão em constante renovação da água que infiltra em seu sistema, o que permite uma recuperação ambiental mais rápida (SCHEIBER et al., 2015; FOUFOU et al., 2017). O trabalho de Alberti (2017) com isótopos estáveis fornece uma estimativa do tempo de recarga dos sistemas aquíferos da Mina Osamu Utsumi. Na porção correspondente ao aquífero poroso, o tempo de recarga obtido foi inferior a 1 ano enquanto as zonas mais profundas do aquífero fraturado varia de 2 a 4 anos. Em outras palavras, o aquífero sedimentar poroso é capaz de eliminar os elementos contaminantes de forma mais rápida com constante renovação da água que percola seu sistema. O aquífero fraturado, por outro lado, necessita de um período mais longo para ser descontaminado naturalmente, o que pode comprometer um expressivo volume de água subterrânea da região.

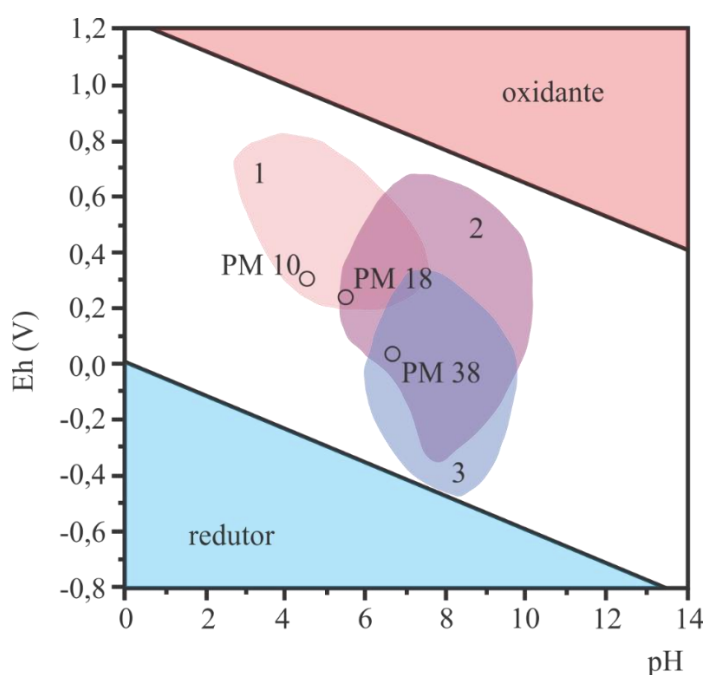
A origem das águas subterrâneas é outro fator que influencia diretamente no processo de recuperação do sistema aquífero, cuja proveniência pode ser estimada a partir da relação entre os parâmetros pH e Eh (JARDIM, 2014). A figura 43 ilustra a relação desses parâmetros nas amostras de água dos poços de monitoramento analisados.

As amostras de água do aquífero poroso (PM-10) apresentaram resultados compatíveis com águas de origem pluvial, com altos teores de oxigênio dissolvido. Essas informações corroboram com o fato dessas águas estarem constantemente em circulação e próximas à superfície. A renovação dessas águas favorece a recuperação do aquífero e a eficácia da aplicação de técnicas para a remediação da porção rasa do perfil. As amostras de água das zonas mais profundas (PM-18 e PM-38) são provenientes da mistura de água dos rios da região e de reservatórios subterrâneos, com tempo de residência maior e menor concentração de oxigênio dissolvido. Nesse caso, a recuperação do aquífero é mais lenta, o que exige cuidado e planejamento na escolha do tipo de remediação e constante monitoramento dos índices de qualidade da água subterrânea.

Para que os resultados sejam satisfatórios no processo de remediação do BF-08, é essencial que as medidas mitigatórias considerem os diferentes comportamentos hidrogeológicos dos sistemas aquíferos poroso e fraturado da região próxima a Mina Osamu Utsumi. No caso do aquífero poroso, é necessário que as mineralizações de sulfetos sejam isoladas do contato com a água subterrânea com o intuito de reduzir o volume de drenagem ácida gerado. Por serem corpos pontuais e claramente definidos nos modelos geofísicos, a remediação do passivo pode ser executada *in situ* com injeção de cimento ou selo de bentonita ao redor dos corpos sulfetados. Com o tempo, a infiltração de águas mais novas e a ausência de interação com os minerais sulfetados fará com o que o sistema encontre um novo equilíbrio químico com características físico-químicas mais próximas do natural.

A situação no aquífero fraturado, no entanto, exige um pouco mais de cautela em função da dupla contaminação e pelo complexo sistema de fraturas local. Nesse caso, é sugerida a retirada do resíduo lamoso da cava e sua disposição apropriada em locais com capacidade para receber esse tipo de resíduo. Assim, a contaminação poderá ser atenuada e naturalmente diluída no sistema de drenagem regional, com características químicas mais compatíveis com as do sistema natural

Figura 43. Diagrama Eh x pH e áreas de predominância obtidas para (1) água da chuva, (2) rios e lagos e (3) água subterrânea comparadas às amostras dos poços de monitoramento



Fonte: Jardim (2014)

8. CONCLUSÕES

O uso da geofísica proporcionou excelentes resultados na compreensão da dinâmica da drenagem ácida tanto na pilha de rejeito quanto no maciço rochoso, assim como na identificação de zonas sulfetadas em seu interior.

Na porção central da área de estudo foi constatada a presença de uma zona contínua de baixa resistividade ($< 74,6 \, \Omega.m$) localizada a cerca de 20 m de profundidade, com espessura que varia de 10 a 15 m, interpretada como um horizonte saturado no qual ocorrem processos erosivos e de lixiviação do rejeito. Junto à zona saturada, existem anomalias com valores de resistividade inferiores a $20 \, \Omega.m$ as quais foram identificadas como áreas impactadas por drenagem ácida. A análise dos mapas para as cotas topográficas da pilha indica que o fluxo de água subterrâneo flui da porção nordeste para sudoeste, concordante com o sistema de drenagem natural do local de estudo.

Foi identificada uma zona de alta resistividade ($> 300 \, \Omega.m$), próxima a cota 1.340 m, interpretada como o topo do maciço rochoso, feição que indica restrição local de percolação de água. Contudo, anomalias de baixa resistividade ($< 20 \, \Omega.m$), próximas ao limite entre o BF-08 e a cava da mina, chamaram a atenção pelo seu formato alongado e disposição espacial. Essas feições foram interpretadas como um aporte de água subterrâneo feito pelo sistema de fraturas do maciço rochoso, onde estariam hidraulicamente conectados os aquíferos poroso e fraturado.

Os dados referentes a cargabilidade identificaram a presença de três zonas com altos valores de cargabilidade ($> 5mV/V$), indicativo de concentrações relativamente altas de sulfetos provenientes tanto do rejeito quanto do maciço rochoso. Os modelos pseudo-3D revelam que potenciais zonas mineralizadas localizadas a nordeste e a sudeste são as mais suscetíveis a lixiviação e consequente geração de drenagem ácida em função de sua interação com as zonas saturadas de alta salinidade (baixa resistividade).

Os dados hidroquímicos corroboram com as interpretações geofísicas, uma vez que apontam a existência de dois sistemas hidrogeológicos distintos localizados na porção rasa do BF-08 (até 8 m de profundidade) e próximo ao limite entre a base da pilha e o topo rochoso (25 m de profundidade). O aquífero poroso apresenta características químicas favoráveis à geração de drenagem ácida em função dos elevados teores de oxigênio dissolvido e pH ácido, cuja combinação promove a dissolução e mobilização de elementos presente no rejeito.

Em relação ao aquífero fraturado, apesar de não apresentar condições químicas favoráveis à geração de drenagem ácida, os dados referentes à concentração de sulfato dissolvido são relativamente elevados, resultado inesperado para este ambiente em condições naturais. Esse

cenário sugere a atuação de fatores externos no sistema aquífero local e que interferem diretamente no teor desse elemento. Um desses fatores é atribuído ao “DUCA” que, ao entrar em contato com a água represada na cava, é dissolvido e infiltra no maciço rochoso e atinge o sistema aquífero fraturado.

Estudos sobre o comportamento do urânio em águas subterrâneas sugerem que ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido, pH próximo de 7 e alta alcalinidade são ideais para aumentar a mobilidade química do U^{+6} . Logo, as condições físico-químicas do sistema aquífero fraturado associadas à alcalinidade proveniente da dissolução do resíduo “DUCA” aumentam a mobilidade do urânio na forma de U^{+6} no sistema fraturado, com risco de alteração da qualidade da água subterrânea. Na interface com o sistema aquífero poroso, o íon U^{+6} pode ser combinado com o O_2 , cujo óxido resultante é altamente móvel em ambiente oxidante (UO_2^{+2}).

Na tentativa de reduzir o volume de drenagem ácida gerada e garantir um efluente com salinidade e pH mais próximos de níveis aceitáveis definidos em legislação, é sugerido que os corpos mineralizados em sulfeto identificados no interior da pilha sejam isolados da interação com os fluxos subterrâneos. Por serem áreas pontuais e claramente definidas nos modelos geofísicos, a remediação pode ser realizada *in situ* com injeção de cimento ou selo de bentonita ao redor e interior dos corpos sulfetados. No caso da dissolução do “DUCA”, a remoção do rejeito e disposição em local apropriado são as medidas mais adequadas para que não haja recontaminação dos sistemas aquíferos locais.

O presente trabalho proporcionou resultados relevantes para as Indústrias Nucleares do Brasil (INB) para a tomada de ações no âmbito da drenagem ácida, na identificação e controle das fontes geradoras desse tipo de contaminação. A partir dos dados obtidos, é esperado que a adoção de medidas mitigatórias mais adequadas e eficazes sejam capazes de restringir o impacto gerado pelo efluente ácido e trazer as características químicas locais próximas aos padrões naturais, resultados almejados em processos de descomissionamento de empreendimentos mineiros.

Para estudos futuros, são sugeridas novas coletas de amostras de água subterrânea e superficial para atualização da base de dados com análise de uma gama maior de elementos estáveis de interesse, a exemplo do urânio, e aspectos físico-químicos (como pH, condutividade, turbidez, alcalinidade e oxigênio dissolvido). É interessante a realização de novos estudos no período chuvoso para que seja feita a análise de um ciclo hidrológico completo, a fim de observar oscilações no comportamento hidrogeológico da pilha de rejeito.

9. BIBLIOGRAFIA

- ABEM. Terrameter LS – Instruction manual. ABEM Instrument, Sundbyberg, p. 122. 2012.
- ABROSIMOVA, N.; GASKOVA, O.; LOSHKAREVA, A.; EDELEV, A.; BORTNIKOVA, S. Assessment of the acid mine drainage potential of waste rocks at the Ak-Sug porphyry Cu-Mo deposit. *Journal of Geochemical Exploration*. 2015.
- AKCIL, A.; KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14, 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. 198p. Tese de doutorado. Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP. 2017.
- ALMEIDA, F. F. M. Distribuição regional e relações tectônicas do magmatismo pós-paleozoico no Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, 16, p. 325-340, 1986.
- ALMEIDA, D. S. Plano de recuperação de áreas degradadas (PRAD). In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica. 3ª edição. 2016.
- ALAMRY, A. S.; MEIJDE, M. van der; NOOMEN, M.; ADDINK, E. A.; BENTHEM, R. van; Jong, S. M. Spatial and temporal monitoring of soil moisture using surface electrical resistivity tomography in Mediterranean soils. *Catena*, 157, p. 388-396, 2017.
- AMOS, R.; BLOWES, D. W.; BAILEY, B. L.; SEGO, D. C.; SMITH, L.; RITCHIE, A. I. M. Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 57, p. 140-256, 2015.
- ANTERRIEU, O.; CHOUTEAU, M.; AUBERTIN, M. Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69, p. 533-548. 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 15847: Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga*. Rio de Janeiro, 20 p. 2010.
- AUBERTIN, M. Waste rock disposal to improve the geotechnical and geochemical stability of piles. *World Mining Congress 2013*, Montreal, QC, Canadá. 2013.
- AUBERTIN, M.; FALA, O.; MOLSON, J. W. Evaluation of the hydrogeological and geochemical behavior of waste rock piles. Symposium CIM Rouyn-Noranda: Environment and Mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada, Maio, p. 15-18, 2005.
- BARUAH, B. P.; KHARE, P. Mobility of trace and potentially harmful elements in the environment from high sulfur Indian coal mines. *Applied Geochemistry*, 25, p. 1621-1631, 2010.
- BICHET, V.; GRISEY, E.; ALEYA, L. Spatial characterization of leachate plume using electrical resistivity tomography in a landfill composed of old and new cells (Belfort, France). *Engineering Geology*, 211, p. 61-73, 2016.

- BIRD, K. S.; NAVARRE-SITCHLER, A.; SINGHA, K. Hydrogeological controls of arsenic and uranium dissolution into groundwater of the Pine Ridge Reservation, South Dakota. *Applied Geochemistry*, 114, 2020.
- BLONDEL, A.; SCHMUTZ, M. FRANCESCHI, M.; TICHANÉ, F.; CARLES, M. Temporal evolution of the geoelectrical response on a hydrocarbon contaminated site. *Journal of Applied Geophysics*, 103, p. 161-171, 2014.
- BORGES, W. R.; PORSANI, J. L. Investigações geofísicas na borda da bacia sedimentar de São Paulo. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 20, nº 3, 2002.
- BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul. Curitiba: Imprensa Oficial, 2004. 214 p.
- BORMA, L. S.; SOARES, P. S. M. Drenagem ácida e gestão de resíduos sólidos de mineração. In: TRINDADE, R. B. M.; FILHO, O. B. (Eds). Extração de Ouro: Princípios, tecnologias e meio ambiente. CETEM/MCT. 2002.
- BRAGA, A. C. O. *Métodos da eletrorresistividade e polarização induzida aplicados nos estudos de captação e contaminação de águas subterrâneas*. Tese de Livre Docência – Instituto de Geociências e Ciências Exatas – IGCE, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Unesp, Rio Claro – SP, 2006.
- BRASIL. Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967. Dá nova redação ao Decreto-Lei nº1.985 (Código de Minas) de 29 de janeiro de 1940. Brasília, DF, 1967. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/Del0227.htm. Acesso em: 02 Fev. 2019.
- BRASIL. Decreto Federal nº 97.632, de 10 de abril de 1989, publicado no DOU de 12 de abril de 1989. Dispõe sobre a apresentação do Plano de Recuperação de áreas Degradadas – PRAD, pertinente aos empreendimentos que se destinem a exploração de recursos minerais. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2016/06/Apres_hidrologiaM.pdf. Acesso em: 15 de Nov. 2018
- BRODA, S.; AUBERTIN, M.; BLESSENT, D.; HIRTHER, E.; GRAF, T. Improving control of contamination from waste rock piles. *Journal of Environmental Geotechnics*. 2014.
- BURRITT, R. L.; CHRIST, K. L. Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of Cleaner Production*, vol. 178, p. 196-206. 2018.
- CAMPANER, V. P.; SILVA, W. L. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. *Química Nova*, 32 (1), 146-152, 2009.
- CAMPBELL, D. L.; FITTERMAN, D. V. 2000. Geoelectrical methods for investigating mine dump. In: FIFTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON ACID ROCK DRAINAGE, 5, 2000, Denver. *Anais...* Denver: ICARD, 2000, p. 1513-1523.
- CAPOVILLA, M. N. G. M. *Urânio nos hidrotermalitos potássicos (“rocha potássica”) da Mina Osamu Utsumi, Complexo Alcalino de Poços de Caldas, MG*. 2001. 227 p. Tese de doutorado em Mineralogia e Petrologia. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.
- CARDOSO, R.; DIAS, A. S. Study of the electrical resistivity of compacted kaolin based on water potential. *Engineering Geology*, 226, p. 1-11. 2017.

CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C.; CARMO, F. F.; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. S. X.; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. S.; PINTO, C. E. F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in ecology and conservation*, 15, p. 145-151, 2017.

CASAGRANDE, M. F. S.; MOREIRA, C. A.; TARGA, D. A.; ALBERTI, H. L. C. Integration of geophysical methods in the study of acid drainage in uranium mining waste. *Brazilian Journal of Geophysics*, v. 36, n°4, 2018.

CASAGRANDE, M. F. S.; MOREIRA, C. A.; TARGA, D. A. Study of generation and underground flow of acid mine drainage in waste rock pile in a uranium mine using electrical resistivity tomography. *Pure and Applied Geophysics*, vol. 177, p. 703-721. 2020.

CATHLES, L. M.; SHEA, M. E. Near-field high temperature transport: evidence from the genesis of the Osamu Utsumi uranium mine, Poços de Caldas alkaline complex, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 565-603. 1992.

CENDÓN, D. I.; HALDORSEN, S.; CHEN, J.; HANKIN, S.; NOGUEIRA, G. E. H.; MOMADE, F.; ACHIMO, M.; MUIUANE, E.; MUGABE, J.; STIGTER, T. Y. Hydrogeochemical aquifer characterization and its implication for groundwater development in the Maputo district, Mozambique. *Quaternary International*, p. 1-14, 2019.

CETEM. Mineração e desenvolvimento sustentável: Desafios para o Brasil. Ed.: Barreto, M. L. Rio de Janeiro. 2001.

CETESB. Conceitos em hidrologia de água subterrânea. 2016. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2016/06/Apres_hidrologiaM.pdf. Acesso em: 15 de Nov. 2018.

CHULÈS, J. P.; DELFINER, P. *Geostatistics – Modeling Spatial Uncertainty*. Second Edition. John Wiley & Sons. 726 p. 2012.

CIPRIANI, M. *Mitigação dos Impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio*. 2002. 334p. Tese de doutorado. Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP. 2002.

COSTA, P. C. G.; DELGADO, S. L.; CARMOS, J. C. C. *Projeto hidrogeoambiental das estâncias hidrominerais da companhia mineradora de Minas Gerais (COMIG)*. Relatório Técnico COMIG/Fundação Gorceix. 69 p. 1998.

CRUZ, W. B.; PEIXOTO, C. A. M. As águas termais de Poços de Caldas, MG – Estudo experimental das interações água-rocha. *Revista Brasileira de Geociências*, 19 (1), p. 76-86, 1989.

CUI, Y.; ZHU, X. X.; WEI, W. S.; LIU, J. X.; TONG, T. G. Dynamic imaging of metallic contamination plume based on self-potential data. *Transactions of nonferrous metals society of China*, 27, p. 1822-1830, 2017.

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

DAWOOD, I.; AUBERTIN, M. A numerical investigation of the influence of internal structure on the unsaturated flow in a large waste rock pile. 62nd Canadian Geotechnical Conference and 10th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Specialty Conference, Halifax, Nova Scotia, 2009.

DAWOOD, I.; AUBERTIN, M. Effect of dense materials layers on unsaturated water flow inside a large waste rock pile: a numerical investigation. *Mine Water and the Environment*, 33(1), p. 24-38. 2014.

De GIORGI, L.; LEUCCI, G. Chapter 1: Passive and active electric methods: New frontiers of application. Innovation in Near-Surface Geophysics – Instrumentation, Application and Data Processing Methods, p. 1-21. 2019.

DINARDO, O.; KONDOS, P. D.; MACKINNON, D. J.; MCCREADY, R. G. L.; RIVEROS, P. A.; SKAFF, M. Study on metals recovery/recycling from acid mine drainage. Phase IA Literature Survey, MEND Treatment Committee. 1991.

EBONG, E. D.; AKPAN, A. E.; ONWUEGBUCHE, A. A. Estimation of geohydraulic parameters from fractured shales and sandstone aquifers of Abi (Nigeria) using electrical resistivity and hydrogeologic measurements. *Journal of African Earth Sciences*, 96, p. 99-109. 2014.

ELIS, V. R.; ZUQUETTE, L. V. Caracterização geofísica de áreas utilizadas para disposição de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Geociências*, 32 (2), p. 119-134, 2002.

ELLERT, R. Contribuição à geologia do Maciço Alcalino de Poços de Caldas. São Paulo, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras – USP, *Boletim* 237, Geologia 18, p. 5-63, 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). *Russian Geology and Geophysics*, 58, p. 1543-1552. 2017.

EQUEENUDDIN, S. M.; TRIPATHY, S.; SAHOO, P. K.; PANIGRAHI, M. K. Metal behavior in sediment associated with acid mine drainage stream: Role of pH. *Journal of Geochemical Exploration*, 124, p. 230-237, 2013.

EROSS, A.; CSONDOR, K.; IZSÁK, B.; VARGHA, M.; HORVÁTH, A.; PÁNDICS, T. Uranium in groundwater – The importance of hydraulic regime and groundwater flow system's understanding. *Journal of Environmental Radioactivity*, 195, p. 90-96. 2018.

FALA, O.; MOLSON, J. W.; AUBERTIN, M.; BUSSIÈRE, B. Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock pile. *Mine Water Environment*, 24 (4), p. 172-185. 2005.

FANG, N. F.; ZENG, Y.; NI, L. S.; SHI, Z. H. Estimation of sediment trapping behind check dams using high-density electrical resistivity tomography. *Journal of Hydrology*, 568, p. 1007-1016, 2019.

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, p. 5-25, 2001.

- FILHO, C. A. C. *Avaliação da qualidade das águas superficiais no entorno das instalações minero-industriais de urânio de Caldas, Minas Gerais*. 2014. 363 p. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais. Centro de desenvolvimento da tecnologia nuclear, Belo Horizonte, MG. 2014.
- FLORES, J. C. C. *Fechamento de Mina: Aspectos técnicos, jurídicos e socioambientais*. Tese de doutorado em Geociências – Administração e Política de Recursos Minerais. Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.
- FOUFOU, A.; DJORFI, S.; HAIED, N.; KECHICHED, R.; AZLAOUI, M.; HANI, A. Water pollution diagnosis and risk assessment of Wadi Zied plain aquifer caused by the leachates of Annaba landfill (N-E Algeria). *Energy Procedia*, 119, p. 393-406, 2017.
- 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.
- FREITAS, R. Ensaio sobre a tectônica moderna do Brasil. Boletim Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, USP, nº 130, Geologia 6, 120p. São Paulo, 1951.
- FRIEDEL, S. Über die Abbildungseigenschaften der geoelektrischen Impedanz-tomographie unter Berücksichtigung von endlicher Anzahl und endlicher Genauigkeit der Meßdaten. Dissertation, Universität Leipzig. Berichte aus der Wissenschaft. Shaker, Aschen. 2000.
- GANYAGLO, S. Y.; OSAE, S.; AKITI, T.; ARMAH, T.; GOURCY, L.; VITVAR, T.; ITO, M.; OTOO, I. Groundwater residence time in basement aquifers of the Ochi-Narkwa Basin in the Central Region of Ghana. *Journal of African Earth Sciences*, 134, p. 590-599. 2017.
- 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. 1990.
- GEOMOTOSOFT. *Oasis Montaj How to Guide*. 2014. Disponível em: http://updates.geosoft.com/downloads/files/how-to-guides/Oasis_montaj_Griding.pdf. Acesso em: 21 Mar. 2019.
- GEOTOMO SOFTWARE. Geoelectrical imaging 2-D & 3-D. 2003.
- GOLDER ASSOCIATES. *Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – INB UTM Caldas*. Technical Report, Belo Horizonte, 2012.
- GURIN, G.; TARASOV, A.; ILYIN, Y.; TITOV, K. Time domain spectral induced polarization of disseminated electronic conductors: Laboratory data analysis through the Debye decomposition approach. *Journal of Applied Geophysics*, 98, p. 44-53. 2013.
- HARRIES, J. R.; RITCHIE, A. I. M. The use of temperature profiles to estimate the pyritic oxidation rate in a waste rock dump from an open cut mine. *Water Air Soil Pollut*, 15, p. 405-423. 1981.

HALCOMB, M.; FARE, D. Soil pH explained. Agricultural Extension Service, The University of Tennessee, 2002. Disponível em: http://www.utextension.utk.edu/mtnpi/handouts/Fertility/Soil_pH_Explained.pdf. Acesso em: 20 de Jan. 2019.

HENDGES, S. O que é passivo ambiental. EcoDebate. 2013. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2013/09/23/o-que-e-passivo-ambiental-artigo-de-antonio-silvio-hendges/>. Acesso em: 10 de Set. 2018.

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.

HUPFER, S.; MARTIN, T.; WELLER, A.; GÜNTHER, T.; HUHN, K.; NGNINJIO, V. D. N.; NOELL, U. Polarization effects of unconsolidated sulphide-sand-mixtures. *Journal of Applied Geophysics*, 135, p. 456-465. 2016.

INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL S.A. – INB. *Relatório das Condições atuais do CIPC – Administração e Operação*. Relatório Interno. Gerência Geral de Engenharia Mineral, Gerência de Meio Ambiente e Qualidade, Poços de Caldas, MG, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. Informações sobre a economia mineral brasileira. 2015. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00005836.pdf>. Acesso em: 20 de Jan. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. Economia Mineral Brasileira. 2018. Disponível em: <https://portaldamineraacao.com.br/wp-content/uploads/2018/02/economia-mineral-brasil-mar2018-1.pdf?x73853>. Acesso em: 20 de Jan. 2019.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. As águas subterrâneas do Estado de São Paulo. 2 ed. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA, 2009. 104 p.

JARDIM, W. F. Medição e interpretação de valores do potencial redox (Eh) em matrizes ambientais. *Química Nova*, vol. 37, nº 7, 2014.

JIWAN, S.; KALAMDHAD, A. S. Effects of heavy metals on soil, plants, human health and aquatic life. *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, 1 (2), p. 15-21, 2011.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338, p. 3-14. 2005.

KAMURA, K.; OMORI, M.; KUROKAWA, M.; TANAKA, H. Estimation of the potential of landfill mining and exploration of metal-enriched zones. *Waste Management*, 93, p. 122-129. 2019.

KASTYUCHIK, A.; KARAM, A.; AİDER, M. Effectiveness of alkaline amendments in acid mine drainage remediation. *Environmental Technology & Innovation*, 6, p. 49-59. 2016.

KAUFMAN, A. A.; ANDERSON, B. Principles of electric methods in surface and borehole geophysics. *Methods in Geochemistry and Geophysics*, vol. 44, 2010.

KAZAKIS, N.; VARGEMEZIS, G.; VOUDOURIS, K. S. Estimation of hydraulic parameters in a complex porous aquifer system using geoelectrical methods. *Science of the Total Environment*, 550, p. 742-750, 2016.

KAZAKIS, N.; VOUDOURIS, K. S. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the drastic method using quantitative parameters. *Journal of Hydrology*. 2015.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. An introduction to Geophysical exploration. Tradução de Maria Cristina Moreira Coelho. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, 429 p.

KEFENI, K. K.; MSAGATI, T. A. M.; MAMBA, B. B. Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*. 2017.

KIBRIA, G.; HOSSAIN, M. S. Investigation of geotechnical parameters affecting electrical resistivity of compacted clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138 (12), p. 1520-1529. 2012.

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

LAHMIRA, B.; LEFEBVRE, R. Numerical modelling of transfer processes in waste rock pile undergoing the temporal evolution of its heterogeneous material properties. *Int. Journal Mining Reclam. Environ*, 29 (6), p. 499-520, 2015

LAHMIRA, B.; LEFEBVRE, R.; AUBERTIN, M.; BUSSIÉRE, B. Effect of material variability and compacted layers on transfer processes in heterogeneous waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2017.

LEFEBVRE, R.; HOCKLEY, D.; SMOLENSKY, J.; GÉLINAS, P. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 1: Conceptual model and system characterization. *J. Contam. Hydrol.* 25, p. 137-164, 2001.

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.

LOKE, M. H. Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. A practical guide to 2-D and 3-D surveys. Online. 2001.

LUPTAKOVA A.; UBALDINI, S.; MACINGOVA, E.; FORNARI, P.; GIULIANO, V. Application of Physical-chemical and Biological-chemical Methods for heavy metals removal from acid mine drainage. *Journal of Biotechnology*, 150, p. 252-253, 2010.

MACIEL, A. C. Formação de geólogos no Brasil e sua influência na prospecção, pesquisa e descoberta de jazidas de urânio. In: Gomes, C. B. (org). *Geologia USP – 50 anos*. Editora USP, São Paulo, 2007, 544 p.

MADAKKARUPPAN, V.; PIUS, A.; SREENIVAS, T.; SUNILKUMAR, T. S. Behaviour of Si, Al, Fe and Mg during oxidative sulfuric acid leaching of low grade uranium ore: A Kinect approach. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7. 2019.

- MAJDALANI, A. A.; TAVARES, A. M. Status of uranium in Brazil. IAEA – TECDOC 1258, IAEA, Vienna, p. 119-127, 2001.
- MALDONADO, L.; QUINODÓZ, F. B.; CABRERA, A.; BLARASIN, M.; LUTRI, V.; MATTEODA, E.; ALBO, J. G. Hydrogeochemical features and groundwater renewal rate estimates from deep aquifers in the Pampean plain, Córdoba province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 85, p. 126-134. 2018
- MARTÍN-CRESPO, T.; GÓMES-ORTIZ, D.; MARTÍN-VELÁZQUEZ, S.; MARTÍNEZ-PAGÁN, P.; IGNACIO, C.; LILLO, J.; FAZ, A. Geoenviromental characterization of unstable abandoned mine tailings combining geophysical and geochemical methods (Cartagena-La Union district, Spain). *Engineering Geology*, 232, p. 135-146. 2018.
- MAURYA, P. K.; RONDE, V. K.; FIANDACA, G.; BALBARINI, N.; AUKEN, E.; BJERG, P. L.; CHRISTIANSEN, A. V. Detailed landfill leachate plume mapping using 2D and 3D electrical resistivity tomography – with correlation to ionic strength measured in screens. *Journal of Applied Geophysics*, 138, p. 1-8. 2017.
- MEJU, M. A. Geoelectrical investigation of old-abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics*, 44, p. 115-150, 2000.
- MERKEL, R. H. The use of resistivity to delineate acid mine drainage in groundwater. *Ground Water*, vol. 10, n. 5, p. 38-42. 1972.
- MIEKELEY, N.; JESUS, H. C. de; SILVEIRA, C. L. P. da; DEGUELDRE, C. Chemical and physical characterization of suspended particles and colloids in Waters from the Osamu Utsumi mine and Morro do Ferro analogue study sites, Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 409-437, 1992.
- MILSOM, J.; ERIKSEN, A. *Field Geophysics*. 4th Edition. Wiley & Sons Ltd, 2011, 297 p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Brasília, DF, 1986. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF>. Acesso em: 15 fev. 2019.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Manual de normas e procedimentos para licenciamento ambiental no setor de extração mineral. Programa de proteção e melhoria da qualidade ambiental. Brasília – DF, 2001.
- MONTES-LAUAR, C. R.; PACCA, I. G.; MELFI, A. J.; KAWASHITA, K. Late Cretaceous alkaline complexes, southeastern Brazil: Paleomagnetism and geochronology. *Earth and Planetary Science Letters*, 134, p. 425-440. 1995.
- MOODLEY, I.; SHERIDA, C. M.; KAPPELMEYER, U.; AKCIL, A. Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*. 2017.
- MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. *Revista Brasileira de Geociências*, 38 (1), p. 196-208, 2008.

- MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. O. Aplicação de métodos geofísicos no monitoramento de área contaminada sob atenuação natural. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, nº 2, p. 257-264, 2009.
- MOREIRA, C. A.; LAPOLA, M. M.; CARRARA, A. Comparative analyzes among electrical resistivity tomography arrays in the characterization of flow structure in free aquifer. *Geofísica Internacional*, 55 (2), p. 119-129. 2016.
- MOREIRA, C. A.; BORSSATTO, K.; ILHA, L. M.; SANTOS, S. F.; ROSA, F. T. G. Geophysical modeling in gold deposit through DC Resistivity and Induced Polarization methods. *REM – International Engineering Journal*, vol. 69, nº 3. 2016.
- MOREIRA, C. A.; SANTOS, E. G.; ILHA, L. M.; PAES, R. A. S. Recognition of sulfides zones in marble mine through comparative analysis of electrical tomography arrangements. *Pure and Applied Geophysics*, p. 1-14. 2019
- MOYÉ, J.; PICARD-LESTEVEN, T.; ZOUHRI, L.; AMARI, K. E.; HIBTI, M.; BENKADDOUR, A. Groundwater assessment and environmental impact in the abandoned mine of Kettara (Morocco). *Environmental Pollution*, 231, p. 899-907. 2017.
- MURTA, F. C.; LEITE, A. L.; LIMA, H. M. Estudos cinéticos de sistemas de coberturas alcalinas em pilha de estéril para prevenção de drenagem ácida de mina. *Revista Brasileira de Geociências*, 38(2), p. 227-236, 2008.
- NASCIMENTO, M. R. L. *Remoção e recuperação de urânio de águas ácidas de mina por resina de troca iônica*. 1998. 93 p. Dissertação de mestrado em Química Analítica. Departamento de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP. 1998.
- NEWMAN, L. L.; HERASYMUIK, G. M.; BARBOUR, S. L.; FREDLUNG, D. G.; SMITH, T. The hydrogeology of waste rock dumps and a mechanism for unsaturated preferential flow. 4th International Conference on Acid Rock Drainage – ICARD. Vancouver, Canada, 31 Maio – 6 Junho, p. 551-566. 1997.
- NÓBREGA, F. A. *Análise de múltiplas variáveis no fechamento de mina – Estudo de caso da pilha de estéril BF-4, Mina Osamu Utsumi, INB Caldas, Minas Gerais*. 2007. 86 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Mineral. Departamento de Engenharia de Minas, Escola de Minas Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto - MG. 2007.
- NORDSTROM, D. K.; BLOWES, D. W.; PTACEK, C. J. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, 57, p. 3-16. 2015.
- NUNES, D.R. *Comportamento geotécnico de pilha de estéril formada pelo método de disposição por correia*. 2014. 112p. Dissertação de mestrado em Engenharia Mineral. Departamento de Engenharia de Minas da Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto – MG. 2014.
- OLDENBURG, D. W.; LI, Y. *Inversion of induced polarization data: Geophysics*, 59 (9), p. 1327-1341. 1994.
- OLDENBURG, D. W.; LI, Y. Estimating depth of investigation in DC resistivity and IP survey. *Geophysics*, 64, nº2, p. 403-416. 1999.

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), p. 617-628. 2016.

OWEN, J. R.; KEMP, D. Displaced by mine waste: the social consequences of industrial risk-taking. *The Extractive Industries and Society*. 2019.

OUYANG, J.; LIU, Z.; ZHANG, L.; WANG, Y.; ZHOU, L. Analysis of influencing factors of heavy metals pollution in farmland-rice system around a uranium tailings dam. *Process Safety and Environmental Protection*, 139, p. 124-132. 2020.

PABST, T.; BUSSIÈRE, B.; AUBERTIN, M.; MOLSON, J. Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydrogeochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2018.

PARADIS, C. J.; JOHNSON, R. H.; TIGAR, A. D.; SAUER, K. B.; MARINA, O. C.; REIMUS, P. W. Field experiments of surface water to groundwater recharge to characterize the mobility of uranium and vanadium at a former mill tailing site. *Journal of Contaminant Hydrology*, 226. 2020

PARK, I.; TABELIN, C. B.; JEON, S.; LI, X.; SENO, K.; ITO, M.; HIROYOSHI, N. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*. 2018.

PEARCE, S.; LEHANE, S.; PEARCE, J. Waste material placement options during construction and closure risk reduction – quantifying the how, the why and the how much. Australian Centre for Geomechanics, Perth, Australia, 2016.

PHAM, N.; SEGO, D. C.; BLOWES, D. W.; SMITH, L.; AMOS, R. T. Heat transport and the effects of climate change in a large-scale waste rock pile located in a continuous permafrost region at Diavik diamond mine. In: *Proceedings International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* Ottawa, 9th, Canada, 20-24 Maio, 2012.

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, p. 179-192. 2009.

POWER, C.; TSOURLOS, 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.

RANGEL JÚNIOR, H. E.; COSTA, C. G. S. Apresentação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas da UTM-Caldas das Indústrias Nucleares do Brasil – Workshop on Environmental Remediation IAEA TC Project BRA 3013 Poços de Caldas, MG, 2009.

RANJY RODPOSHTI, H.; HAFIZI, M. K.; KERMANI, M. R. S.; NIK, M. R.G. Electrical resistivity method for water content and compaction evaluation, a laboratory test on construction material. *Journal of Applied Geophysics*, 168, p. 49-58. 2019.

- REIN, A.; HOFFMANN, R.; DIETRICH, P. Influence of natural time-dependent variations of electrical conductivity on DC resistivity measurements. *Journal of Hydrology*, 285, p. 215-232, 2004.
- REVIL, A.; KARAOULIS, M.; JOHNSON, T.; KEMMA, A. Review: Some low-frequency electrical methods for subsurface characterization and monitoring in hydrogeology. *Hydrogeology Journal*, 20 (4), p. 617-658. 2012.
- REYNOLDS, J. M. *An introduction to applied and environmental geophysics*. John Wiley, Sons Ltda., 1997. 806p.
- RIEDEL, T.; KÜBECK, C. Uranium in groundwater – A synopsis based on a large hydrogeochemical data set. *Water Research*, 129, p. 29-38. 2018.
- RIZZINI, C. T. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos. 1ª ed. São Paulo: HUCITEC, Editora da Universidade de São Paulo, 2º volume, 374 p. 1979.
- ROBERTSON, E. C. Thermal Properties of Rocks. U. S. Geological Survey Open-File. Report p. 88-441. 1988.
- SADOWSKI, G. R. A possible relation between pulses of platform activation and plate kinematics. *Tectonophysics*, 143, p. 43-57, 1987.
- SÁNCHEZ, L. E. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. Editora Oficina de Textos. 2006.
- SÁNCHEZ, L. E. Capítulo 6: Mineração e Meio Ambiente. In: *Tendências Tecnológicas Brasil – Geociências e Tecnologia Mineral*. Eds: Fernandes, F. R. C.; Matos, G. M. M.; Castilhos, G. C.; Luz, A. B. p. 191-208. 2007.
- SCHEIBER, L.; AYORA, C.; VÁZQUEZ-SUNÉ, E.; CENDÓN, D. I.; SOLER, A.; CUSTODIO, E.; BAQUERO, J. C. Recent and old groundwater in the Niebla-Posadas regional aquifer (southern Spain): Implications for its management. *Journal of Hydrology*, 523, p. 624-635, 2015.
- SCHORSCHER, H. D.; OSMOND, J. K. Origin and growth rates of pitchblende nodules at the Osamu Utsumi mine, Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 159-171. 1992.
- 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. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, p. 25-51, 1992.
- SCHROCK, S.; VALLAR, A.; WEAVER, J. The effect of acidic conditions on photosynthesis in two aquatic plants. *J. Hon. Lab Invest*, 1 (1), p. 22-26, 2001.
- SEIDEL, K.; LANGEM G. Direct Current Resistivity Methods. In: KNÖDEL, K.; LANGE, G.; VOIGT, H. J. *Environmental Geology – Handbook of fields methods and case studies*. Springer, 2007. Cap. 4.
- SENGUPTA, M. *Environmental impacts of mining – monitoring, restoration, and control*. Lewis Publishers, v. 1, p. 167-259, 1993.

- 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.
- SILVA-SÁNCHEZ, S. S. Cidadania ambiental: novos direitos no Brasil. Humanitas/Annablume, São Paulo, 2000, 202 p.
- SIMATE, G. S.; NDLOVU, S. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, p. 1786-1803. 2014.
- SKOUSEN, J. G.; ZIEMKIEWICZ, P. F.; MCDONALD, L. M. Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*. 2018.
- SKOUSEN, J.; ZIPPER, C.; ROSE, A.; ZIEMKIEWICZ, P.; NAIM, R.; MCDONALD, L. M.; KLEINMANN, R. I. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water Environment*, 36, p. 133-153. 2017.
- SONG, L.; ZHU, J.; YAN, W.; KANG, H. Estimation of groundwater levels with vertical electrical sounding in the semiarid area of South Keerqin sandy aquifer, China. *Journal of Applied Geophysics*, 83, p. 11-18, 2012.
- SONOKI, I. K.; GARDA, G. M. Idades K/Ar de rochas alcalinas do Brasil Meridional e Paraguai Oriental: Compilação e Adaptação a novas constantes de decaimento. Instituto de Geociências - USP, *Boletim Série Científica*, 19, p. 63-85, 1988.
- 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.
- SPITZER, K.; CHOUTEAU, M. A DC resistivity and IP borehole survey at the Casa Berardi gold mine in northwestern Quebec. *Geophysics*, v. 68, nº 2, p. 453-463. 2003.
- TARGA, D. A.; MOREIRA, C. A.; CAMARERO, P. L.; CASAGRANDE, M. F. C.; ALBERTI, H. L. C. Structural analysis and geophysical survey for hydrogeological diagnosis in uranium mine, Poços de Caldas (Brazil). *SN Applied Sciences*, 1:299. 2019.
- TELFORD, W. M.; GELDART, L. P.; SHERIFF, R. E. Applied Geophysics. 2ed. Cambridge University Press, 1990. 770 p.
- THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MAIS, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C. S.; LOPES-FERREIRA, M.; SILVA, C. L.; THOMPSON, C.; RESENDE, C. E.; Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Geras, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Science of the Total Environment*, vol. 705, 2020.
- ULBRICH, H. H.; ULBRICH, M. N. C. O Maciço Alcalino de Poços de Caldas, MG-SP: Características petrográficas e estruturais. In: SBG/Congresso Brasileiro de Geologia, 37, São Paulo. Roteiro de Excursões, p. 64. 1992.
- ULBRICH, H. H.; ULBRICH, M. N. C. The lujavrite and khibinite bodies of the Poços de Caldas Massif, southeastern Brazil: a structural and petrographical study. *Revista Brasileira de Geociências*, 30, p. 615-622, 2000.

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

VAUDELET, P.; SCHMUTZ, M.; PESSEL, M.; FRANCESCHI, M.; GUÉRIN, R.; ATTEIA, O.; BLONDEL, A.; NGOMSEU, C.; GALAUP, S.; REJIBA, F.; BÉGASSAT. Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods. A case study in urban context. *Journal of Applied Geophysics*, 75, p. 738-751, 2011.

VIEIRA, L. B. *Caracterização morfológica e ocorrência de manganês por meio de dados geofísicos*. 2015. 103p. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Unesp, Rio Claro – SP. 2015.

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.

WARDLAW, S.; WAGNER, R. *Development of waste rock sampling protocol using induced polarization*. CANMET-MSL Div. Nat. Resour. Can, Ottawa, LR. 777-071. Final Report. 1994.

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

WILSON, G. W.; NEWMAN, L. L.; FERGUSON, K. D. The co-disposal of waste rock and tailings. Proceedings of 5th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Soc. Mining, Metallurgy & Exploration, Inc (SME), Denver, p. 789-796, 2000.

YAZDANI, J.; BARBOUR, L.; WILSON, W. Soil water characteristic curve for mine waste rock containing coarse material. In: Proceedings Environmental Engineering Speciality Conference of the CSCE & Spring Conference of the Geoenvironmental Division of the Canadian Geotechnical Society London 6th & 2nd, Canada, 7-10 June, p. 198-202, 2000.

YURKEVICK, N.; BORTNIKOVA, S.; OLENCHENKO, V.; ABROSIMOVA, N.; SAEVA, O.; KARIN, Y. Study of water rock interaction in sulfide mining tailings using geochemical and geoelectrical methods. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17, p. 112-115. 2017.

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, p. 187-198. 1996.