



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

HAMILTON FERREIRA DE SOUZA NETO

**GEOQUÍMICA DE METAIS E METALÓIDES EM ÁREA DE GARIMPOS DE
OURO NA AMAZÔNIA PARAENSE**

BELÉM

2019

HAMILTON FERREIRA DE SOUZA NETO

**GEOQUÍMICA DE METAIS E METALOIDES EM ÁREA DE GARIMPOS DE
OURO NA AMAZÔNIA PARAENSE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia,
como parte das exigências para obtenção do título de
mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes

Coorientadora: Profa. Dra. Edna Santos de Souza

BELÉM

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia

Souza Neto, Hamilton Ferreira de
Geoquímica de metais e metaloides em área de garimpos de ouro na Amazônia paraense /
Hamilton Ferreira de Souza Neto. - Belém 2019.
59 f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia,
Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.
Orientador: Dr. Antonio Rodrigues Fernandes.
Coorientadora: Dra. Edna Santos de Souza.

1. Geoquímica - Pará 2. Metais pesados - Contaminação 3. Geoquímica - Índices de poluição
I. Fernandes, Antonio Rodrigues, *orient.* II. Souza, Edna Santos de, *coorient.* III. Título.

CDD - 551.908115

HAMILTON FERREIRA DE SOUZA NETO

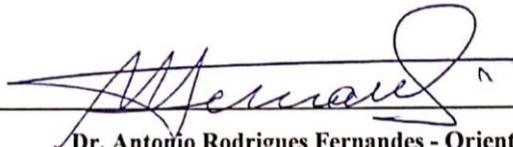
**GEOQUÍMICA DE METAIS E METALÓIDES EM ÁREA DE GARIMPOS DE
OURO NA AMAZÔNIA PARAENSE**

Dissertação apresentada a Universidade Federal Rural da Amazônia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração Agronomia, para obtenção do título de Mestre.

30 de maio de 2019.

Data da aprovação

BANCA EXAMINADORA



Dr. Antonio Rodrigues Fernandes - Orientador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA – UFRA

Dr. Rafael Silva Guedes – 1º Examinador
INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE – ITV



Dr. Renato Alves Teixeira – 2º Examinador
SEM VÍNCULO INSTITUCIONAL

Dra. Cristine Bastos do Amarante - 3º. Examinador
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI – MPEG

Dedico este trabalho, aos meus queridos e amados pais, Rui Mendonça (in memoriam) e Luciamara Cavalcante, meu filho João Victor, minha razão de viver, meus irmãos Renato Souza e Mayra Souza, minha família, amigos que sempre me apoiaram e acreditaram em mim.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, por me guardar e proteger nos momentos difíceis, me iluminar e abençoar meus caminhos.

A Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia pela estrutura física e humana da instituição.

Ao CNPQ pela bolsa de estudos de mestrado.

Ao meu orientador Dr. Antonio Rodrigues Fernandes e a coorientadora Dra. Edna Santos de Souza pela paciência, ensino e orientação.

Aos docentes do curso de Pós-Graduação em Agronomia por sua dedicação e empenho.

Aos discentes da Pós-Graduação em Agronomia que estão sempre dispostos a ajudar e contribuir com os mais novos a ingressarem no programa. Em especial aos amigos Renato Teixeira, Bruna Fujiyama, Josué Valente, Michel Sato, Gledson Castro.

Aos amigos e parceiros do LETAM, Yan Nunes, Hercília Samara, Deimid Rodrigues, Marcela Vieira por ajudar e contribuir com o trabalho de campo e laboratório, Mauricio Willians, Wátala Covre, Letícia Hungria, Wendel Valter, Erika Chagas e Deivison Rodrigues por estarem sempre dispostos a ajudar.

Em especial a Maynara Gomes e Ana Renta Moraes que sempre estiveram comigo em todos os momentos.

A amiga e representante dos discentes do programa Deborah Pires por sempre ajudar a todos que precisam e a Carmem Grasiela que me ajudou no início, mas que por seu mérito e capacidade se tornou amiga de pós-graduação.

Aos servidores que contribuíram para a minha segurança, alimentação e proporcionaram um ambiente limpo para poder estudar.

A minha família e amigos por estarem sempre comigo e acreditarem no meu potencial.

OBRIGADO!

“A felicidade às vezes é uma benção, mas geralmente é uma conquista.”

Paulo Coelho.

RESUMO

A Amazônia é uma importante fonte de recursos naturais, rica em biodiversidade, recursos hídricos e minerais, presta serviços ecológicos importantes para o mundo, como estocar água doce e minimizar os efeitos do aquecimento global. Portanto, estudos que demonstrem a dinâmica de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), como metais e metaloides, no solo, são de grande relevância. A identificação das concentrações desses elementos é indispensável para o controle e a tomada de decisão, visando evitar impactos ambientais e a saúde de plantas e animais, inclusive humanos. Foi determinada a concentração de EPTs em Cachoeira do Piriá em amostras de solo sob floresta nativa e rejeitos de diferentes tipos de exploração de ouro (Au), bem como atributos químicos e granulométricos, e suas relações com os EPTs. Para avaliar o grau de poluição foram determinados o fator de enriquecimento (FE), fator de contaminação (FC), índice de geoacumulação (Igeo), índice de carga de poluição (PLI), risco ecológico potencial (REP) e o risco ecológico para multielementos combinados (RI). Altos teores de EPTs foram encontrados nos rejeitos das áreas de exploração de Au, valores estes superiores aos de investigação (VI), definidos pelo CONAMA, o que caracteriza áreas poluídas. Dos 18 elementos avaliados apenas Ag, Cd e Se estão em níveis correspondentes aos valores naturais, ou seja, valores de referência de qualidade do solo (VRQs), para o estado do Pará. As concentrações de As, Co, Cr, Ni e Sb estão acima de VI, enquanto Hg e Mn estão acima dos valores de prevenção (VP), definidos pelo CONAMA, e superiores à média mundial. Houve enriquecimento dos EPTs As, Ni, Sb, Ag e Mo. Todos os elementos apresentaram FC de moderado a altamente contaminado em pelo menos um dos garimpos, o que demonstra a contaminação por EPTs. O PLI indicou deterioração do solo em todos os garimpos, bem como REP extremamente elevados para um grande número de EPTs. A partir dos índices de poluição determinados para as áreas de mineração artesanal podemos inferir a necessidade de ações imediatas para remediação e reduzir os riscos ambientais e a saúde da população local.

Palavras-chave: Contaminação. Metal pesado. Índices de poluição. Mineração de ouro.

ABSTRACT

The Amazon is an important source of natural resources, rich in biodiversity, water resources and minerals, provides ecological services important to the world, such as storing fresh water and minimizing the effects of global warming. Therefore, studies that demonstrate the dynamics of potentially toxic elements (EPTs), such as metals and metalloids, in soil are of great relevance. The identification of the concentrations of these elements is indispensable for control and decision making in order to avoid environmental impacts and the health of plants and animals, including humans. The concentration of EPTs in Cachoeira do Piriá on soil samples under native forest and tailings of different types of gold exploration (Au), as well as chemical and granulometric attributes, and their relationships with EPTs were determined. In order to evaluate the degree of pollution, the enrichment factor (FE), contamination factor (FC), geo-accumulation index (Igeo), pollution load index (PLI), potential ecological risk (REP) and ecological risk multi-element combination (IR). High levels of EPTs were found in the rejects of the Au exploration areas, values higher than those of research (VI), defined by CONAMA, which characterizes polluted areas. The concentrations of As, Co, Cr, Ni, and Sb of the 18 elements evaluated only Ag, Cd and Si are at levels corresponding to the natural values, that is, soil quality reference values (VRQs) for the state of Pará. The concentration of As, Co, Cr, Ni e Sb are above VI while Hg and Mn are above the prevention values (VP) defined by CONAMA and above the world average. There was enrichment of the EPTs As, Ni, Sb, Ag and Mo. All the elements presented moderate to highly contaminated CF in at least one of the gold mines, demonstrating contamination by EPTs. The PLI indicated soil deterioration in all gold mines as well as extremely high RI for a large number of EPTs. From the pollution indexes determined for the areas of artisanal mining we can infer the need for immediate actions for remediation and reduce the environmental risks and the health of the local population.

Key words: Contamination. Heavy metal. Pollution indexes. Gold mining

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de localização dos pontos de amostragem nas áreas estudadas no município de Cachoeira do Piriá, estado do Pará	24
Figura 2 - Formação geológica da área de estudo no município de Cachoeira do Piriá, estado do Pará	26
Figura 3 - Mina subterrânea	28
Figura 4 - Garimpo de cianetação	29
Figura 5 - Garimpo de aluvião.....	30
Figura 6 - Área de depósito de rejeito da mina G1.....	31
Figura 7 - Área de depósito de rejeito da mina G2.....	31
Figura 8 - Mapa de distribuição espacial de EPTs	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores limites e relação entre REP, RI e níveis de poluição	35
Tabela 2 - Estatística descritiva dos atributos físico-químicos do solo e rejeitos de mina de Cachoeira do Piriá	36
Tabela 3 - Estatística descritiva dos teores de EPTs em áreas de garimpo em Cachoeira do Piriá	39
Tabela 4 Comparação entre as médias de EPTs em garimpos de Au em Cachoeira do Piriá .	41
Tabela 5 - Fator de Enriquecimento de EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá	44
Tabela 6 - Fator de contaminação por EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá	44
Tabela 7 - Índice de geoacumulação de EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá.....	45
Tabela 8 - Índice de carga de poluente de EPTs nas áreas amostrai de Cachoeira do Piriá....	46
Tabela 9 - Risco ecológico potencial individual e múltiplos (RI) para os EPTs.....	46
Tabela 10 - Coeficiente de correlação de Spearman entre os teores totais de EPT na superfície dos solos de Cachoeira do Piriá.....	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

EPTs – Elementos potencialmente tóxicos

CTC – Capacidade de troca de cátions

MO – Matéria orgânica

FE – Fator de enriquecimento

Igeo – Índice de geoacumulação

PLI – Índice de carga de poluição

VRQ – Valor de referência de qualidade do solo

VP – Valor de prevenção

VI – Valor de investigação

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

G1 – Garimpo subterrâneo com mais de 10 anos

G2 – Garimpo subterrâneo com menos de 10 anos

GA – Garimpo de aluvião

GC – Garimpo de cianetação

FN – Floresta nativa

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MMA – Ministério do Meio Ambiente

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

ICP-MS – Espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente

SUMÁRIO

1. CONTEXTUALIZAÇÃO	14
REFERÊNCIAS	17
1.1 Revisão de literatura	20
1.1.1 Elementos Potencialmente Tóxicos – EPTs	20
1.1.2 Mineração de Au e a geração de resíduos	21
1.1.3 Levantamento geoquímico e índices de poluição	21
2 GEOQUÍMICA DE METAIS E METALOIDES EM ÁREA DE GARIMPOS DE OURO NA AMAZÔNIA PARAENSE.	22
2.1 Introdução	22
2.2 Material e Métodos	24
2.2.1 Caracterização da área de estudo	24
2.2.2 Área Amostral	30
2.2.3 Coletas das amostras de solo e rejeito	31
2.2.4 Análises de EPTs, atributos físicos e químicos	32
2.2.5 Análise mineralógica	32
2.2.6 Índices de poluição	32
2.2.7 Análise estatística e distribuição espacial	35
2.3 Resultados e discussão	36
2.3.1 Caracterização físico-química para solo e rejeitos de mina	36
2.3.2 Concentrações pseudo-totais de EPTs em solo e rejeitos	37
2.3.3 Índices de poluição	43
2.3.4 Correlação	47
2.3.5 Distribuição espacial de elementos potencialmente tóxicos em solos	50
2.4 Conclusão	53
REFERÊNCIAS	54
APÊNDICE	60

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

Cachoeira do Piriá tem como principal atividade econômica a extração mineral de ouro (Au), iniciada nos anos 80 (IBGE, 2018; LIMA, 2005). Aproximadamente 15.000 pessoas entre elas 5.000 garimpeiros artesanais foram atraídos pelo Au coluvial e de aluvião abundantes na região e de fácil acesso, o que resultou em fortes impactos ambientais e sociais (HINTON; VEIGA, 2009).

A região de Cachoeira do Piriá tem uma paisagem formada por relevos de aplainamento com suave relevo colinoso, colinas, morros baixos e planaltos formados da deterioração de uma assembleia de rochas primárias composta por andesito, basalto, clorita xisto, clorita-talco xisto, dacito, microdiorito, silexisto e tufos de cinza, lapilli e clásticos (KLEIN et al., 2017; SANTOS, 2004). Tais formações submetidas aos processos geológicos hidrotermais dão origem a minerais secundários ricos em elementos potencialmente tóxicos (EPTs) (KLEIN et al., 2017; SANTOS, 2004).

Os EPTs são elementos químicos que englobam metais pesados, metalóides e metais de alta densidade que podem causar problemas ambientais e toxicológicos (ALLOWAY, 2013; KABATA-PENDIAS, 2011; LAL, 2016). Portanto, o conteúdo desses elementos, suas formas químicas e seu comportamento no solo são informações importantes para pesquisas de solos, prospecção mineral e poluição ambiental (KABATA-PENDIAS, 2011).

Os EPTs ocorrem, em condições de equilíbrio, naturalmente na natureza (ALLOWAY, 2013), mas podem ser encontrados em concentrações elevadas devido a fenômenos geológicos, processos pedogênicos e ação antrópica. Com isso, suas concentrações diferem significativamente entre grupos de solos e regiões geográficas (KABATA-PENDIAS, 2011).

A Amazônia por suas características edafoclimáticas distintas, possui ciclo biogeoquímico diferenciado das demais regiões do país, o que proporciona grande heterogeneidade de solos e disponibilidade de EPTs (GONÇALVES, 2018). Há grande interesse na comunidade científica em identificar a dinâmica dos EPTs na região (BIRANI et al., 2015; BRAZ et al., 2013; FERNANDES et al., 2018; GONÇALVES et al., 2016; LIMA et al., 2017; NASCIMENTO et al., 2018; SOUZA et al., 2015; TEIXEIRA et al., 2018; TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017), com a finalidade de otimizar o monitoramento e tomada de decisão em relação a possíveis impactos ambientais.

Os garimpos de exploração podem se estabelecer em terra firme ou sobre os leitos dos cursos d'água. Em Cachoeira do Piriá encontramos o de terra firme que atua no desmonte de

margens e encostas com auxílio de jatos d'água de alta pressão e bomba de sucção para dragar o material resultante da lavagem do jato e lançar na caixa concentradora forrada com carpete e pedaços transversais de madeira para captação de Au. Na parte superior e nas barreiras transversais é colocado mercúrio (Hg) para formação da amalgama com Au. Neste processo há muitas perdas de Hg e EPTs para o meio ambiente e posteriormente na queima da amalgama para obtenção do Au (CAHETÉ, 1998).

Nas minas subterrâneas dois processos de obtenção do Au, amalgamação com Hg e lixiviação com cianetos, foram encontrados. As minas subterrâneas exploram Au em rochas a grandes profundidades e exigem material pesado e técnica especializada para exploração. A preparação abrange britagem, peneiramento, moagem e classificação para posterior concentração através das técnicas de gravitação na mesa concentradora produzindo amalgamas de Au com Hg e a técnica de concentração por lixiviação com cianetos. Ambas as técnicas geram resíduos com elevados teores de EPTs (CAHETÉ, 1998; TRINDADE; BARBOSA FILHO, 2002).

Com o crescimento urbano acelerado e desordenado, o município foi crescendo em cima do solo de antigas áreas de mineração, assim como a atividade agrícola. A pesca de subsistência também se desenvolveu próximo a rios que recebem as descargas dessa atividade, podendo constituir risco de contaminação por EPTs a população, animais e plantas (LIMA, 2005).

Os recursos hídricos do município como rios, igarapés, lagos e riachos, assim como o solo, direta e indiretamente recebem cargas de EPTs das atividades de extração mineral, resíduos urbanos e agropecuária, caracterizando risco de contaminação para o ecossistema. A topografia e observação sugere que a drenagem das áreas mineradas escoam rumo ao norte onde desaguam no igarapé do Macaco um dos afluentes do rio Piriá (HINTON; VEIGA, 2009).

Muitos dos 33.178 habitantes do município residem próximos aos recursos hídricos e são dependentes dessa água para alimentação, uso residencial e agricultura de subsistência e estão suscetíveis a contaminação causada por EPTs (HINTON; VEIGA, 2009).

A presença de EPTs em altas concentrações no solo e água tem causado preocupação com o risco de contaminação ambiental e de seres vivos, por serem tóxicos, não biodegradáveis e sua biomagnificação na cadeia trófica (IGALAVITHANA et al., 2015; LUO et al., 2012). Portanto, pesquisas voltadas a entender o mecanismo que controlam esses elementos a fim de minimizar os impactos ambientais gerados, são de grande importância.

O levantamento de dados geoquímicos tem sido amplamente utilizado para caracterizar EPTs em áreas garimpeiras (AKOPYAN et al., 2018). É uma das formas de identificar sua presença e dispersão no meio ambiente já que a atividade causa grandes impactos ambientais e à saúde humana.

Os índices de poluição são ferramentas uteis para avaliação ampla do grau de contaminação de solos. Podem basear a avaliação da qualidade do solo e fundamentar previsões de sustentabilidade futura de ecossistemas (KOWALSKA et al., 2018).

Existem diversos índices amplamente discutidos e utilizados por pesquisadores de diversas regiões do mundo (BI et al., 2017; CAI et al., 2015; HAN et al., 2017; LUO et al., 2012; SAKO; SEMDÉ; WENMENGA, 2018; TEIXEIRA et al., 2018; TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017) aceitos na comunidade científica entre os quais foram escolhidos o fator de enriquecimento (FE), o fator de contaminação (FC), o índice de geoacumulação (Igeo), o índice de carga de poluição (PLI), o risco ecológico potencial individual (REP) e o risco ecológico potencial combinado (RI) para quantificar os possíveis impactos ambientais promovidos pela atividade garimpeira em Cachoeira do Piriá.

A hipótese é a de que o processo de mineração de Au em Cachoeira do Piriá causa contaminação ambiental por EPTs, e que há variabilidade entre as formas de exploração.

Os objetivos foram determinar a concentração de EPTs em área de influência dos garimpos, avaliar a contaminação existente por meio dos índices de poluição das áreas em estudo.

REFERÊNCIAS

AKOPYAN, K. et al. Assessment of residential soil contamination with arsenic and lead in mining and smelting towns of northern Armenia. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 184, n. Part A, p. 97–109, 2018.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. 3. ed. New York: Springer, 2013. v. 22

BI, S. et al. Distribution of heavy metals and environmental assessment of surface sediment of typical estuaries in eastern China. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 121, n. 1–2, p. 357–366, 2017.

BIRANI, S. M. et al. Available contents of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon. *Chemie der Erde - Geochemistry*, [s. l.], v. 75, n. 1, p. 143–151, 2015.

BRAZ, A. M. de S. et al. Distribution coefficients of potentially toxic elements in soils from the eastern Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 20, n. 10, p. 7231–7242, 2013.

CAHETÉ, F. L. S. A extração do ouro na amazônia e suas implicações para o meio ambiente. **Novos Cadernos NAEA**, Belém, v. 1, n. 2, p. 23, 1998.

CAI, L. M. et al. Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China. **Chemosphere**, [s. l.], v. 127, p. 127–135, 2015.

FERNANDES, A. R. et al. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 190, p. 453–463, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.04.012>

GONÇALVES, D. A. M. et al. Adsorção de cádmio e cobre em solos representativos da Amazônia Oriental, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, [s. l.], v. 37, n. 5, p. 3005–3016, 2016.

GONÇALVES, D. A. M. **Metais e elementos terras raras em solos da Amazônia oriental**. 2018. 76 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Área de concentração Agronomia) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2018.

HAN, D. et al. Spatial distribution, risk assessment and source identification of heavy metals in sediments of the Yangtze River Estuary, China. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 115, n. 1–2, p. 141–148, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.062>

HINTON, J. J.; VEIGA, M. M. Using earthworms to assess Hg distribution and bioavailability in gold mining soils. **Soil and Sediment Contamination**, [s. l.], v. 18, n. 4, p. 512–524, 2009.

IBGE. **IBGE Cidades - Cacheira do Piriá**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, [s. l.], 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/cachoeira-do-piria/historico>. Acesso em: 4 dez. 2018.

IGALAVITHANA, A. D. et al. Potentially Toxic Element Contamination and Its Impact on Soil Biological Quality in Urban Agriculture: A Critical Review GreenCarbon ETN (greencarbon-etn.eu) View project Use of organic and inorganic amendments for remediation of metal contaminated soils. **Heavy Metal Contamination of Soils**, [s. l.], v. 44, p. 81–101, 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/282733258>

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press ed. [s.l:], 2011. v. 4th ed. Disponível em: <http://www.taylorandfrancis.com>

KLEIN, E. L. et al. **Área de relevante interesse mineral: cinturão do Gurupi**, Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2017.

KOWALSKA, J. B. et al. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], p. 1–26, 2018.

LAL, R. **Encyclopedia of Soil Science**. Soil Science, Columbus, Ohio, U.S.A., v. 3 vol., v. 3a Edição, p. 2795, 2016.

LIMA, A. P. de S. **Avaliação do impacto de uma atividade garimpeira em um centro urbano no estado do Pará**. 2005. 115 f. Tese (Doutorado em Ciências/Área de concentração Tecnologia Nuclear - Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN/CNEN-SP. Universidade de São Paulo - USP, [s. l.], 2005.

LIMA, M. W. et al. Heavy metals in the bottom sediments of the Furo of Laura estuary, Eastern Amazon, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 118, n. 1–2, p. 403–406, 2017.

LUO, X. S. et al. Trace metal contamination in urban soils of China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 421–422, p. 17–30, 2012.

NASCIMENTO, C. W. A. Do et al. Natural concentrations and reference values of heavy metals in sedimentary soils in the Brazilian Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 190, n. 10, p. 606, 2018.

SAKO, A.; SEMDÉ, S.; WENMENGA, U. Geochemical evaluation of soil, surface water and groundwater around the Tongon gold mining area, northern Côte d'Ivoire, West Africa. **Journal of African Earth Sciences**, [s. l.], v. 145, p. 297–316, 2018.

SANTOS, R. N. do E. S. Dos. **Investigação do passivo ambiental em Cachoeira do Piriá, NE do Pará: Base para gestão ambiental em áreas garimpadas na Amazônia**. 2004. 193 f. Tese (Doutorado/Área de Concentração: Hidrogeologia e Meio Ambiente) Universidade de São Paulo - USP, [s. l.], 2004.

SOUZA, E. S. De et al. Potentially toxic elements (PTEs) in soils from the surroundings of the Trans-Amazonian Highway, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 187, n. 1, p. 4074, 2015.

TEIXEIRA, R. A. et al. Contamination and Soil Biological Properties in the Serra Pelada Mine - Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 42, n. 0, p. 15, 2018.

Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832018000100508&lng=en&tlng=en.

TEIXEIRA, R. A.; SOUZA, E. S. De; FERNANDES, A. R. Elementos potencialmente tóxicos e índices de poluição em solos e sedimentos do garimpo de Serra Pelada, Brasil. **Ciencia del Suelo**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 377–384, 2017.

TRINDADE, R. de B. E.; BARBOSA FILHO, O. eds. **Extração de Ouro – Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. 344p. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/687>

1.1 Revisão de literatura

1.1.1 Elementos Potencialmente Tóxicos – EPTs

O termo elemento potencialmente tóxico é utilizado de forma geral para classificar elementos químicos que dependendo da quantidade podem comprometer a qualidade de recursos ambientais ou ocasionar danos à saúde de plantas, animais e seres humanos (BARROS et al., 2009). Os EPTs são encontrados naturalmente presente no ambiente constituindo rochas e sedimento. O excesso desses elementos é definido como contaminação quando tem origem antrópica, como a disposição inadequada de resíduos de mineração de Au (ALLOWAY, 2013).

Os EPTs são explorados por todo o mundo, são de grande importância econômica pois suas características como maleabilidade, ductilidade, condutibilidade e brilho, lhes tornam importante matéria prima para diversos produtos (fios de eletricidade, ligas metálicas, utensílios domésticos, automóveis, etc.) (COVRE, 2017; KABATA-PENDIAS; SZTEKE, 2015).

Os teores dos EPTs considerados normais variam de acordo com o material de origem, processos geológicos e pedogenéticos ao longo do tempo (GONÇALVES, 2018). No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), estabeleceu em 2009, competência aos estados da confederação, para definir os valores de referência de qualidade (VRQ) para substâncias químicas, que indica a qualidade de um solo e da água considerados limpos ou a qualidade natural (CONAMA, 2009). No estado do Pará os VRQ foram definidos por Fernandes et al. (2018).

Para o monitoramento ambiental a nível nacional, da qualidade dos solos e águas subterrâneas, o CONAMA (2009) estabeleceu os valores orientadores. O valor de prevenção (VP) é a concentração limite de uma substância no solo, que o permita exercer a capacidade de sustentar as suas funções principais. O valor de investigação (VI) é a concentração de uma substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais à saúde humana, sejam eles diretos ou indiretos.

Alguns dos elementos analisados neste trabalho são essenciais ao crescimento de plantas, animais e seres humanos, sendo exigidos em pequenas quantidades. Em excesso, podem prejudicar o desenvolvimento vegetal, animal e a saúde humana (ALLOWAY, 2013). Segundo a Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doença (ATSDR, 2017) das 275 substâncias analisadas, 16 estão na lista de substâncias perigosas (As, Pb, Hg, Cd, Co, Ni, Zn, Cr, Cu, Ba, Mn, Se, Al, V, Ag, Sb). A exposição a níveis elevados desses EPTs pode causar danos a órgãos (coração, pele, estômago, intestino, fígado, rins, bexiga, laringe, pulmão,

cérebro e órgãos reprodutores), doenças crônicas de pele, câncer e morte (KABATA-PENDIAS; SZTEKE, 2015).

1.1.2 Mineração de Au e a geração de resíduos

A mineração artesanal de Au é uma atividade que gera impactos ambientais recorrentes como desmatamento, degradação do solo, assoreamento de rios e contaminação por EPTs, como consequência da exposição inadequada de resíduos (TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017).

Em Cachoeira do Piriá a exploração artesanal de Au é a principal atividade econômica do município e segue o ciclo descoberta, migração, prosperidade econômica seguida de esgotamento de recursos, emigração para outras áreas e passivo ambiental (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Nos garimpos de aluvião, após o esgotamento das reservas de Au facilmente exploráveis, os locais são abandonados e aqueles que permanecem enfrentam um legado de devastação ambiental e extrema pobreza (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Nos garimpos subterrâneos e de cianetação a exploração é mais tecnicizada com a utilização de máquinas e mão de obra qualificada, porém gera grandes quantidades de resíduos. Esses resíduos são dispostos inadequadamente, liberando EPTs para o meio ambiente, os quais podem contaminar solo e água e acarretar risco potencial à saúde humana (ENRÍQUEZ, 2014; MMA, 2001).

1.1.3 Levantamento geoquímico e índices de poluição

A poluição do solo por EPTs é motivo de preocupação em diversos países. E vários estudos mostram a contaminação de recursos naturais por EPTs oriundos de diversas atividades antrópicas (AKOPYAN et al., 2018; EL-AMIER; ALGHANEM; EL-ALFY, 2018; MIDHAT et al., 2019; TEIXEIRA et al., 2018; TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017). O impacto causado ao meio ambiente depende do teor, das formas químicas dos elementos, da capacidade de sorção do solo e absorção de EPTs pelas plantas e animais (ALLOWAY, 2013; SILVA, 2013).

A gestão ambiental vem ganhando destaque visando otimizar o uso dos recursos ambientais, direcionando tempo e custo com responsabilidade. Para isso é necessário critérios para analisar e dimensionar problemas (FIORI, 2008; ROHDE, 2013).

Para gerenciar os riscos ambientais é necessário fazer o levantamento geoquímico das concentrações de EPTs. Determinar as concentrações de origem geogênica, e de origem antrópica, assim como as condições de exposição e as avaliações mensuráveis entre EPTs e o ambiente, possibilitando a vigilância da exposição por índices de poluição (FIORI, 2008; ROHDE, 2013).

Existem diversos índices para demonstrar o grau de contaminação de EPTs em ecossistemas (LIN et al., 2019). O fator de enriquecimento, fator de contaminação, índice de geoacumulação, índice de carga de poluição e risco ecológico potencial foram selecionados para fazer a avaliação ambiental dos garimpos em Cachoeira do Piriá.

2 GEOQUÍMICA DE METAIS E METALOIDES EM ÁREA DE GARIMPOS DE OURO NA AMAZÔNIA PARAENSE.

2.1 Introdução

A mineração é uma atividade muito importante para o desenvolvimento dos países, porém o manejo inadequado dos seus resíduos gerados se constitui em fonte potencial de contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Os EPTs quando se encontram em concentrações elevadas podem causar sérios problemas ambientais, que não apenas ameaçam os ecossistemas aéreos, aquáticos e do solo, como também causam o acúmulo em cadeias alimentares (KABATA-PENDIAS; SZTEKE, 2015). EPTs por não serem biodegradáveis e ter comportamento cumulativo na cadeia trófica, causa preocupação quanto ao risco de contaminação a seres humanos (LI et al., 2018). Em áreas de mineração é comum as concentrações de EPTs serem elevadas, devido exposição de material de origem as condições de intemperismo acentuadas e da ação antropogênica da atividade (LIN et al., 2019).

A mineração produz grande quantidade de resíduos de rocha, material mineral estéril, sem interesse econômico, e rejeito, resíduo do processo de beneficiamento do Au, contendo diversos EPTs (MMA, 2001). Esses elementos, quando expostos as condições ambientais da atmosfera, podem ter sua mobilidade aumentada, devido a exposição mineral as ações do intemperismo, tornando maior a solubilização de minerais contendo EPTs e os disponibilizando para plantas e animais, provocando riscos ambientais e a saúde humana (TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017).

Em virtude da crescente preocupação e necessidade de preservação do meio ambiente foi estabelecida no Brasil, a resolução 420, de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) que “dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade

do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” (CONAMA, 2009).

Uma das ferramentas para monitoramento ambiental é o levantamento de dados geoquímicos que identifica os EPTs presentes no solo e sua dispersão no meio ambiente (NORDSTROM, 2015). O solo é o principal destino desses elementos e exerce a função fundamental de receber, depurar e controlar o transporte químico dos EPTs para a atmosfera, hidrosfera e biosfera (KABATA-PENDIAS, 2011). Dessa forma, estudos sobre o comportamento dos EPTs é de grande importância devido o solo ser um compartimento essencial do ecossistema terrestre para a produção primária, em que cuja qualidade depende a vida humana.

A partir do levantamento das concentrações de EPTs diversos índices têm sido utilizados para caracterizar o aumento das concentrações de EPTs em áreas adjacentes a atividades de mineração pelo mundo (AKOPYAN et al., 2018; LI et al., 2018; ROMERO-BAENA; GONZÁLEZ; GALÁN, 2018; TAPIA et al., 2018; TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017).

A mineração artesanal de Au em Cachoeira do Piriá contribui com o acréscimo de EPTs no solo através da deposição de resíduos de forma inadequada. Além disso, o processo de extração de Au com Hg e cianeto, a utilização de combustível fóssil e uso de explosivos caseiros para desmonte de rochas para processamento contribuem para o acúmulo de EPTs no meio ambiente (MMA, 2001).

Cachoeira do Piriá é um município do estado do Pará cuja a principal atividade econômica é a mineração artesanal de Au. A cidade cresceu sobre antigos garimpos e nessas áreas é desenvolvida a agricultura familiar de subsistência, o que pode acarretar a população risco potencial de contaminação por EPTs advindos do consumo de alimentos (HINTON; VEIGA, 2009). Portanto, a avaliação de impactos antrópicos, em função da mineração artesanal de Au, é fundamental para a gestão ambiental. Ao considerar os critérios previstos pela resolução do CONAMA (2009), irá possibilitar o monitoramento de EPTs em áreas exploradas por atividade garimpeira e de redução dos riscos aos ecossistemas e a saúde humana.

A hipótese é a de que o processo de mineração de Au em Cachoeira do Piriá causa contaminação ambiental por EPTs, e que há variabilidade entre as formas de exploração.

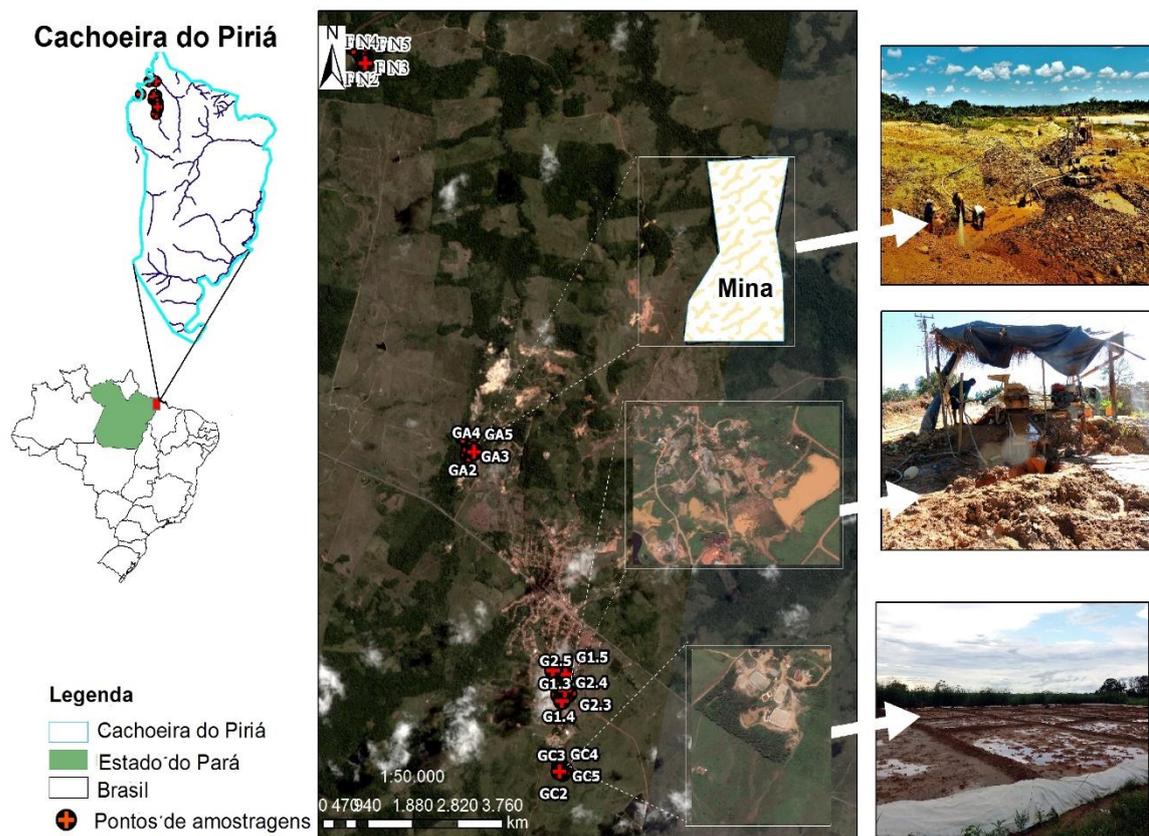
Os objetivos foram determinar a concentração de EPTs em área de influência dos garimpos e avaliar a contaminação existente por meio dos índices de poluição das áreas em estudo.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada a nordeste do estado do Pará, município de Cachoeira do Piriá, (Latitude: 1° 44' 33" Sul, Longitude: 46° 34' 15" Oeste), região Norte – Amazônia Brasileira (Figura 1). O município de Cachoeira do Piriá surgiu as margens da BR-316, no entorno do garimpo durante a década de 80, emancipado em 1995. Apresenta extensão territorial de 2.462 km² e aproximadamente 30 mil habitantes. A principal atividade econômica é a exploração mineral de Au, cujas áreas remanescentes, são utilizadas na agricultura de subsistência (HINTON; VEIGA, 2009; IBGE, 2018).

Figura 1 - Mapa de localização dos pontos de amostragem nas áreas estudadas no município de Cachoeira do Piriá, estado do Pará



Fotos: Teixeira, R. A. (2018); Mapa produzido pelo autor.

A vegetação é formada por floresta equatorial latifoliada, com subtipos floresta densa (altos e baixos platôs), densa dos terraços e densa de planície aluvial (várzea), vegetação secundária e pastagem, predominando em área próximas ao garimpo vegetação rasteira, principalmente gramíneas e outras áreas desmatadas devido as atividades agrícolas e pecuárias (CORDEIRO et al., 2017; LIMA, 2005).

Pertence a bacia hidrográfica do Atlântico Ne Ocidental – trecho Norte/Nordeste, apresenta abundância de recursos hídricos, com inúmeros rios, igarapés, riachos e lagos (CORDEIRO et al., 2017). O igarapé do Macaco é o mais próximo aos garimpos, possui aproximadamente 18 km de extensão e é um afluente do rio Piriá, principal rio do município, que possui 185 km de extensão e são fontes de alimento para pescadores e de água para agricultura de subsistência (CORDEIRO et al., 2017; KLEIN et al., 2017).

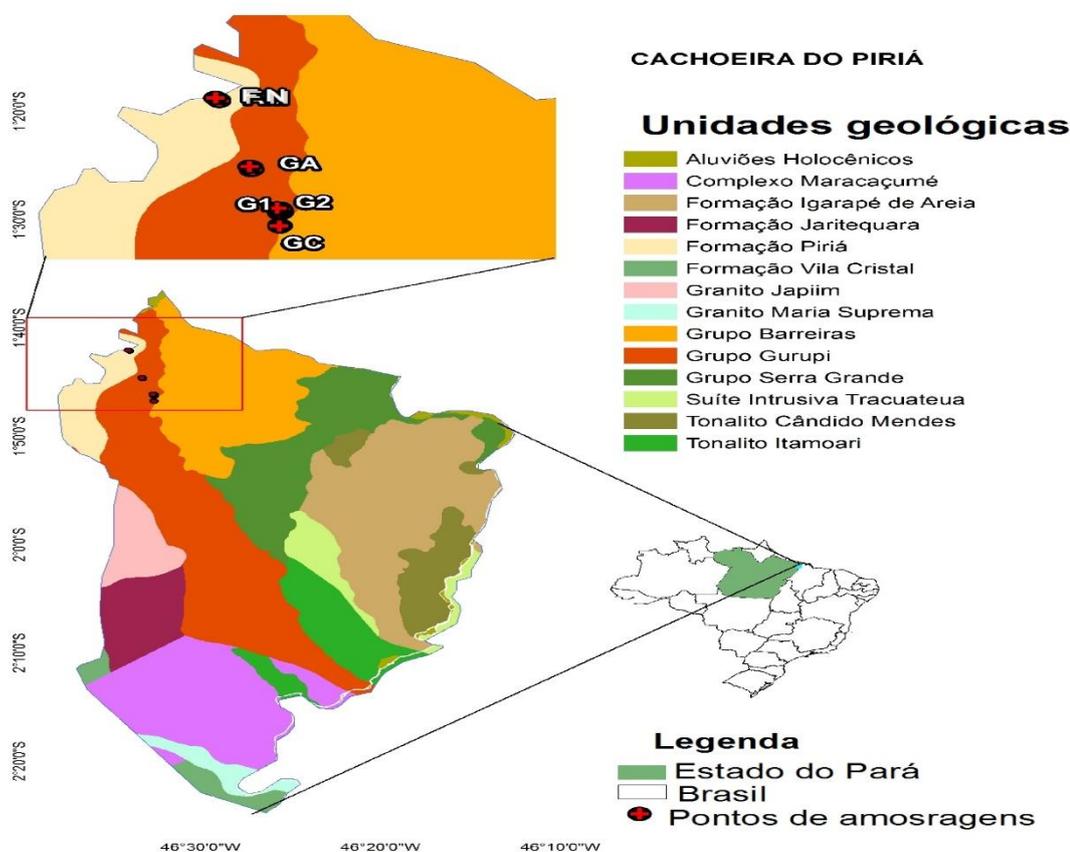
O clima é tropical (A), megatérmico com temperatura média do mês mais frio do ano $> 18\text{ }^{\circ}\text{C}$, estação invernal ausente e forte precipitação anual (superior à evapotranspiração potencial anual). Subtipo (m), clima de monção (úmido) com precipitação total anual média $> 1500\text{ mm}$ e precipitação do mês mais seco $< 60\text{ mm}$. Am de acordo com a classificação de Köppen e Geiger. A temperatura e pluviosidade média anual é $26\text{ }^{\circ}\text{C}$ e 2300 mm , respectivamente. Possui um período chuvoso de dezembro a maio e um período mais seco de junho a novembro, com diferença de precipitação de 356 mm entre o mês mais seco e o mês mais chuvoso (CORDEIRO et al., 2017; INMET, 2018).

O relevo de Cachoeira do Piriá é classificado em planalto rebaixado da Amazônia. Essa unidade engloba superfícies de aplainamento com suave relevo colinoso, colinas, morros baixos, com cotas de 30 a 100m e pequenas cristas e inselbergs com cotas de 15 a 200 m de altitude (JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013).

Os solos formados predominantes nas áreas de exploração de Au pertencem às classes dos Planossolos, Plintossolos, Argissolos e Latossolos (SANTOS, 2004).

Foram coletadas amostras em área de floresta nativa (FN) inseridas na formação Piriá (Figura 2) e em áreas de garimpo pertencentes a formação Gurupi no depósito Cachoeira (KLEIN et al., 2017). O depósito Cachoeira compreende vários corpos mineralizados espalhados em uma área de aproximadamente 3,5 por 1,5 km. O material de origem do solo é gerado de rochas hospedeiras como basalto, dacito, andesito, xistos e tufos da unidade hospedeira formação Cachoeira, que ao sofrer alterações hidrotermais formam quartzo, dolomita, clorita, albita e sericita. Seus produtos minerais são, principalmente, pirita e arsenopirita e quantidades subordinadas de galena, esfalerita, calcopirita e gersdorffita com associação geoquímica dos elementos Au, Ag, As e Bi (KLEIN et al., 2017).

Figura 2 - Formação geológica da área de estudo no município de Cachoeira do Piriá, estado do Pará



Fonte: Mapa produzido pelo autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa

A lavra subterrânea é praticada quando são identificados depósitos de rochas ou minerais em grandes profundidades, sendo necessário maior conhecimento técnico e o uso de maquinário pesado para extração do minério (MMA, 2001).

A lavra a céu aberto é utilizada quando são identificados depósitos de rochas ou minerais em profundidade relativamente pequena, como os garimpos de aluvião (extração de Au em leito de rio) e coluvião (extração de Au em encostas de morros) (MMA, 2001).

O cenário aluvionar é o principal alvo da exploração de Au em Cachoeira do Piriá devido a maior facilidade, menor exigência técnica e menor investimento para a extração. No entanto, encontra-se uma mina subterrânea que abastece diversos outros garimpos menores (MMA, 2001).

Foram escolhidos 12 garimpos pelo tipo de lavra, forma de beneficiamento e pela proximidade de corpos d'água (igarapé do Macaco), fatores que influenciam na dispersão de EPTs da atividade artesanal de mineração de Au no meio ambiente.

Foram encontrados dois tipos de garimpo, subterrâneo e lavra a céu aberto e dois processos de obtenção de Au, por amalgamação com Hg e por cianetação. No subterrâneo foram coletados, resíduos com mais de dez anos (G1) de exploração e outro com menos de dez anos (G2), ambos com processamento de Au por amalgamação com Hg. Um garimpo de lavra a céu aberto (GA) com processamento de Au por amalgamação com Hg. Um garimpo que reprocessa os resíduos dos garimpos subterrâneos com processamento de Au por cianetação (GC) e uma área de floresta nativa (FN), livre de contaminação das áreas garimpadas, foi utilizada como referência para análise de impactos ambientais por EPTs.

A mina subterrânea (Figura 3), ocupa uma área de 562,85 ha com uma profundidade de 150 m (MOSHER, 2013). Inicialmente explorada nos anos 80, atualmente é explorada em pequena escala por mineiros artesanais, teve produção estimada, em 2003, de 4 kg/mês (SANTOS, 2004). Abastece outros 10 garimpos menores, com material rochoso ou resíduos de processamento que são reprocessados por outros garimpos menores, utilizam o Hg como forma de amalgamação do Au. Os resíduos de escavação da mina são depositados aleatoriamente próximo aos locais de exploração. As pilhas de resíduos de mineração somadas ocupam uma área superior a 12 ha e altura aproximada de 10 m, os quais são dispostos em lagoas sem a devida impermeabilização do solo ou qualquer tipo de controle para evitar danos ambientais (Figuras 6 e 7).

Figura 3 - Mina subterrânea



Fotos: Teixeira, R. A. (2018); A - Elevador de carga; B - Fosso 150m; C – Caixa concentradora; D - Rejeito de mina.

A mina de extração de Au por cianetação (Figura 4), ocupa uma área de 13,5 há, aproximadamente. É uma mina que compra material rochoso e resíduo de mineração do garimpo subterrâneo mencionado acima, utiliza o processo de cianetação para extração de Au, capitando partículas mais finas e conseqüentemente maiores quantidades de Au (CIMINELLI; GOMES, 2002). Os resíduos processados são depositados aleatoriamente próximo aos locais de exploração sem nenhuma forma de controle ambiental, as pilhas de resíduos ocupam uma área aproximada de 3 ha, sem impermeabilização do solo ou tratamento adequado para resíduos.

Figura 4 - Garimpo de cianetação

Fotos: Dias, Y. N. (2018); A – Resíduos de mina subterrânea; B – Lixiviação com cianeto; C – Tanque com cianeto; D – Rejeito de mineração.

O garimpo de aluvião ocupa uma área de 20 ha as margens do igarapé do Macaco, afluente do rio Piriá, extrai o Au dos produtos de alterações intempéricas (aluvião) e de material carregado de encostas (coluvião), atualmente encontra-se abandonado. Utiliza equipamentos como bico d'água de alta pressão, bomba de sucção, calha concentradora e o Hg como forma de amalgamação do Au. Os resíduos da exploração são descartados no ambiente sem nenhum cuidado (Figura 5).

Figura 5 - Garimpo de aluvião



Fotos: Teixeira, R. A. (2018); A – Destruição de morro; B – Jato d’água e Sucção; C – Caixa concentradora; D – Descarte no igarapé do Macaco.

A área usada como referência é uma área de floresta nativa não antropizada, está localizada em uma fazenda a 7 km do centro urbano a 300 m do rio Piriá e 200 m de área de pastagem. A vegetação é típica de mata ciliar em terreno plano a levemente ondulado.

Os garimpos estão localizados distantes da margem do igarapé do Macaco a 350 m, Garimpo de Aluvião (GA) e a 1000 m os garimpos de profundidade (G1 e G2) e o garimpo de cianetação (GC) e todos estão afastados a pelo menos 4000 m de distância do rio Piriá.

2.2.2 Área Amostral

Os resíduos das minas em Cachoeira do Piriá consistem em uma combinação de estéril e rejeito. Foram realizadas coletas em cinco áreas: G1 - área de depósito de rejeito e/ou estéril de garimpo subterrâneo com mais de 10 anos (Figura 6); G2 - área de depósito de rejeito e/ou estéril de garimpo subterrâneo com menos de 10 anos (Figura 7); GA - área de garimpo de aluvião; GC - área de depósito de rejeito e/ou estéril de garimpo de cianetação; FN – área de floresta nativa não impactada durante o processo de extração artesanal de Au, considerada como área de referência.

Figura 6 - Área de depósito de rejeito da mina G1



Foto: Teixeira, R. A. (2018).

Figura 7 - Área de depósito de rejeito da mina G2.



Foto: Teixeira, R. A. (2018).

2.2.3 Coletas das amostras de solo e rejeito

Foi utilizado trado holandês de aço inoxidável em todas as coletas, para evitar contaminação. Para cada amostra composta foram coletadas cinco subamostras, na profundidade de 0,00-0,20 m, totalizando 2,5 kg de solo ou resíduos de mina por amostra. Foram coletadas 5 amostras compostas por área amostral e armazenados em sacos de polietileno. As amostras foram secas ao ar destorroadas e passadas por peneira de 2 mm, homogeneizadas e armazenadas em potes de polipropileno até as análises (EMBRAPA, 2017).

2.2.4 Análises de EPTs, atributos físicos e químicos

As amostras dos EPTs (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn) foram preparadas e determinadas utilizando a metodologia LOG – 27 (Preparação QC na rejeição grossa - malha de 70% 2 mm), PUL – 31 (Pulverize split para 85% <75 um), LOG - Teste QC (QC em amostras recebidas), PUL – QC (Pulverizando Teste de QC), WSH - 22 pulverizadores "Wash" (preparação das amostras) e método ME-MS41 (análise) multielementos por digestão em água régia e leitura em espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente - ICP-MS; as amostras foram preparadas e analisadas em laboratório certificado.

Os atributos físicos e químicos dos solos e sedimentos foram obtidos conforme Embrapa (2017). O K foi extraído por Mehlich 1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e determinado por fotometria de chama. O Ca, o Mg e o Al foram extraídos com $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ e determinados por titulação. O pH na relação solo: água de 1:2,5. O carbono orgânico total pela oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e titulação com sulfato ferroso amoniacal. A matéria orgânica foi estimada com base no carbono orgânico total.

A análise de tamanho de partícula foi realizada usando o método de dispersão mecânica e estabilização da amostra por meio de agitador em solução dispersante de $\text{NaOH } 0,1 \text{ M}$, seguida de separação das frações por peneiramento e sedimentação. Posteriormente foi feita a medição das frações por meio de pesagem, após secagem em estufa a 105° C por 24 h (EMBRAPA, 2017).

2.2.5 Análise mineralógica

A caracterização mineralógica das amostras de solo (fração fina de 0,15 mm) utilizou o difratômetro de raios X modelo X'PERT PRO MPD (PW 3040/60), da PANalytical, com goniômetro PW3050/60 (θ/θ), com tubo de raios X cerâmico de anodo de Cu ($\text{K}\alpha_1 = 1,540598 \text{ \AA}$), modelo PW3373/00, foco longo e fino (2200 W - 60 kV), com filtro de níquel $\text{K}\beta$. As condições instrumentais de varredura foram: 4° a $70^\circ 2\theta$, tamanho do passo $0,02^\circ 2\theta$ e tempo/passo de 10s, fenda divergente e automática e anti-espalhamento de 4° ; máscara de 10 mm; amostra em movimento circular com frequência de 1 rotação/s para todas as amostras. Os materiais foram identificados usando XRD (LIMA, 2019).

2.2.6 Índices de poluição

O cálculo dos índices de poluição necessita do valor de background (concentração de metais de origem natural) do solo (KOWALSKA et al., 2018). Para este estudo utilizou-se a concentração da área de floresta nativa (FN), que apresentou maior concentração que o

background devido à riqueza mineral. O ferro (Fe) foi utilizado como elemento de referência para a normalização geoquímica, por ter um comportamento geoquímico semelhante ao de vários EPTs e ser considerado um elemento conservador (BHUIYAN et al., 2010).

O fator de enriquecimento (FE) determina quanto do possível impacto ambiental é de responsabilidade da atividade antrópica na concentração de EPTs no solo e foi calculado conforme (Equação 1).

$$FE = \left[\frac{\frac{EPTa}{MNa}}{\frac{BGr}{MNr}} \right]$$

Eq. 1

Onde EPTa é a concentração do elemento na amostra (mg kg^{-1}), MNa é a concentração de Fe na amostra (mg kg^{-1}), BGr é a concentração do elemento em FN e MNr é a concentração de Fe em FN. Se o valor de $FE < 2$ indica que não há enriquecimento, podendo afirmar que o conteúdo do EPT específico no solo é causado por processos naturais, $2 \leq FE < 5$ indica moderado enriquecimento, $5 \leq FE < 20$ indica enriquecimento, $20 \leq FE < 40$ indica enriquecimento muito alto e $FE > 40$ indica enriquecimento extremamente alto (HAKANSON, 1979; LIN et al., 2019).

O fator de contaminação (FC) é utilizado para estimar a contaminação individual dos elementos, é obtido pela equação 2:

$$FC = C_m/B_m$$

Eq.2

Em que C_m é a concentração do EPT na amostra da área de garimpo (rejeito) e B_m é a concentração do EPT na FN. Os FC foram interpretados de acordo com Hakanson (1979), onde: $FC < 1$ sem contaminação, $1 \leq FC < 3$ indica contaminação moderada, $3 \leq FC < 6$ indicam áreas com contaminação considerável, e $FC > 6$ indicam áreas altamente contaminadas.

O índice de geoacumulação (Igeo) permite a avaliar o grau de contaminação do solo por EPTs com base em seu conteúdo em horizontes A ou O, referenciados a um background (GB) específico (MULLER, 1986), neste estudo, o valor natural da área de FN, foi determinado conforme equação 3.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{EPTa}{1,5 GBr} \right]$$

Eq. 3

Onde EPT_a é a concentração do elemento potencialmente tóxico da amostra individual, G_{Br} é o valor do EPT na FN, utilizada como referência de área não antropizada e 1,5 - constante. Se o valor de $I_{geo} < 0$ solo não poluído, $0 < I_{geo} < 1$ solo não poluído a moderadamente poluído, $1 < I_{geo} < 2$ solo moderadamente poluído, $2 < I_{geo} < 3$ solo moderadamente a altamente poluído, $3 < I_{geo} < 4$ solo fortemente poluído, $4 < I_{geo} < 5$ solo fortemente a extremamente poluído, $I_{geo} > 5$ solo extremamente poluído (LIN et al., 2019; MULLER, 1986).

O índice de carga de poluição (PLI) avalia a condição de deterioração do solo como resultado do acúmulo de EPTs. O PLI foi calculado como uma média geométrica do FC com base na equação 4:

$$PLI = \sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n}$$

Eq. 4

Onde n é o número de EPTs analisados e FC valores calculados para o índice único de cada EPT. Se o valor de $PLI \leq 1$, indica solo não poluído e $PLI > 1$ indica deterioração da qualidade do solo por EPTs (KOWALSKA et al., 2018).

O risco ecológico potencial (REP) é empregado para analisar a poluição por EPTs e pode ser calculado de diversas formas na área da geoquímica (ISLAM et al., 2015; RABELLO et al., 2018; YUAN et al., 2018). Nesse estudo foi utilizado o REP proposto por Hakanson (1979) calculado usando a equação 5:

$$REP = CTE * FC$$

Eq. 5

Onde, FC é o fator de contaminação de cada EPT no solo (equação 2); CTE é o coeficiente de toxicidade dos EPTs (Zn = 1, Mn = 1, Mo = 1, Ba = 2, V = 2, Cr = 2, Co = 5, Cu = 5, Ni = 5, Pb = 5, Se = 5, As = 10, Ag = 25, Sb = 25, Cd = 30 e Hg = 40) determinados por Hakanson (1979) e amplamente utilizados (JIAO et al., 2015; NGOLE-JEME; FANTKE, 2017; SHANGGUAN et al., 2016; SOBHANARDAKANI, 2019; SOLIMAN; NASR; OKBAH, 2015; WANG et al., 2018; WU et al., 2014; YANG et al., 2015); Al e Fe não foram calculados por não terem valores de coeficiente de toxicidade encontrados em literaturas e REP é o risco ecológico potencial individual do EPT, respectivamente.

O risco ecológico multielementar (RI) é utilizado para estimar os efeitos combinados do REP de múltiplos EPTs, é classificado em quatro classes de risco conforme (YUAN et al., 2018), (Tabela 1) e foi calculado de acordo com a equação 6:

$$RI = \sum_{i=0} REP$$

Eq. 6

Tabela 1 - Valores limites e relação entre REP, RI e níveis de poluição

Limite para metal individual		Limite para múltiplos metais	
REP < 40	Risco ecológico potencial baixo	RI < 150	Risco ecológico potencial baixo
40 ≤ REP < 80	Risco ecológico potencial moderado	150 ≤ RI < 300	Risco ecológico potencial moderado
80 ≤ REP < 160	Risco ecológico potencial considerável	300 ≤ RI < 600	Risco ecológico potencial considerável
160 ≤ REP < 320	Risco ecológico potencial alto	RI ≥ 600	Risco ecológico potencial muito alto
REP ≥ 320	Risco ecológico potencial muito alto		

Fonte: Yuan et al. (2018).

2.2.7 Análise estatística e distribuição espacial

Para o tratamento dos dados foi realizada a estatística descritiva, teste de Shapiro-Wilk para analisar a normalidade da distribuição dos dados. O teste não paramétrico de Kruskal Wallis e agrupamento de Skott Knott foram realizados para analisar a diferença estatística entre garimpos. As correlações de Spearman foram calculadas entre as concentrações dos EPTs e os atributos químicos e físicos, ($p < 0,05$). As análises estatísticas dos dados foram realizadas utilizando o software R Environment.

Os mapas geoquímicos dos EPTs foram elaborados utilizando o sistema de coordenadas World Geodetic System 1984 (WGS84). Para as interpolações espaciais dos dados geoquímicos, foram utilizados algoritmos clássicos de krigagem e/ou ponderação da distância inversa (PDI) estendidos pela aplicação de alguns princípios de geometria fractal (Multifractal IDW) (LIMA et al., 2003). A interpolação foi realizada no software ArcGIS 10.2. Foram utilizados diagramas de boxplot como referência para a escolha dos intervalos de distribuição dos elementos (curva de isoteores).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Caracterização físico-química para solo e rejeitos de mina

A composição granulométrica dos solos e resíduos de mina estudados revela grande variação de 4,22 a 105,37 g kg⁻¹ de argila; de 90,86 a 728,28 g kg⁻¹ para o silte e de 267,50 a 899,68 g kg⁻¹ de areia (Tabela 2), indicando textura média-siltosa para G1 e G2, textura média-arenosa para os solos de GA e FN e textura muito - arenosa para GC (EMBRAPA, 2018).

Tabela 2 - Estatística descritiva dos atributos físico-químicos do solo e rejeitos de mina de Cachoeira do Piriá

		pH	MO	CTCe	Areia	Argila	Silte
Área			g kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³		g kg ⁻¹	
	Média	7,45	10,26	2,71	311,72	43,96	644,32
G1	Variação	6,19-8,50	6,11-13,43	1,63-3,88	246,77-416,80	11,57-115,68	467,52-741,66
	DP	1,01	3,16	0,86	68,30	42,51	110,21
	Média	8,71	12,95	1,61	267,50	4,22	728,28
G2	Variação	8,53-8,82	10,38-17,71	1,05-2,08	190,22-363,39	1,01-6,04	635,60-806,26
	DP	0,12	2,81	0,43	74,75	2,03	73,78
	Média	5,13	7,72	3,40	647,6	104,8	247,5
GA	Variação	4,21-5,75	6,25-10,0	1,25-6,09	455,64-895,83	14,51-196,13	89,65-376,73
	DP	0,69	1,46	1,88	224,13	90,38	135,83
	Média	8,60	8,62	2,04	899,68	9,46	90,86
GC	Variação	8,51-8,75	8,12-8,57	1,76-2,21	890,42-914,53	5,03-12,07	80,44-101,54
	DP	0,1	0,28	0,18	9,13	2,98	7,63
	Média	4,86	39,36	4,24	635,24	67,80	296,96
FN	Variação	4,47-5,38	25,62-52,49	3,42-5,48	538,88-718,60	54,32-93,05	227,08-393,22
	DP	0,39	10,59	0,81	75,09	14,95	72,01

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa; MO - matéria orgânica; DP - desvio padrão; CTC - Capacidade de troca de Cátions efetiva

O pH dos resíduos dos garimpos G1, G2 e GC apresentaram alcalinidade. Em G1, moderadamente alcalino, com média de 7,45 e variação de 6,19 a 8,50 (Tabela 2) e fortemente alcalino, com média de 8,71 e variação de 8,53 a 8,82 em G2. Em GC é fortemente alcalino com média de 8,6 e variação 8,51 a 8,75 (EMBRAPA, 2018). Resultados semelhantes foram encontrados em uma mina de Au na Tailândia e em Serra Pelada no Pará com pH 8,25 e 7,1 respectivamente (CHOTPANTARAT et al., 2015; TEIXEIRA; SOUZA; FERNANDES, 2017)

isto pode estar relacionado a existência de sais principalmente de carbonatos e bicarbonatos que ao reagirem com a água libera OH^- para a solução do solo e a cátions de minerais que estão se intemperizando e consomem H^+ da solução do solo, produzindo sais e água (BRADY; WEIL, 2013).

Nos solos de FN e do GA o pH variou de 4,21 e 5,75, classificando-os como solos fortemente ácidos a moderadamente ácidos, respectivamente (EMBRAPA, 2018). A acidez é comum em regiões de clima tropical onde a precipitação é intensa e causa lixiviação de grandes quantidades de bases trocáveis das camadas superficiais dos solos (BRADY; WEIL, 2013). Estes valores são semelhantes aos observados em Latossolos, Argissolos, Luvissolos, Neossolos e terra preta de índio, sob floresta nativa, em outras regiões do estado do Pará, cuja média varia de 4,15 a 4,90 (BIRANI et al., 2015; BRAZ et al., 2013).

As áreas de garimpo G1, G2, GA e GC possuem teor de MO baixos, enquanto na FN é médio segundo Ribeiro, Guimaraes e Alvares V. (1999). O teor de MO, baixo nas áreas de garimpo, está relacionado a recente exposição de material rochoso processado, pouco intemperizado e a ausência de cobertura vegetal. Concentrações elevadas de EPTs nessas áreas inviabiliza a cobertura vegetal (FERNANDES et al., 2018).

Os teores médios de MO encontrados em FN (39 g kg^{-1}) se deve a deposição constante de resíduos vegetais e animais, mesmo em solos tropicais, que mesmo apresentando altas taxas de mineralização, é encontrado valores médios (SOUZA et al., 2018). Tais valores estão acima dos encontrados para outros solos do estado do Pará, por Birani et al. (2015), de 5,6 e $18,1 \text{ g kg}^{-1}$, em 46 Latossolos em área de floresta e 6,5 a $14,1 \text{ g kg}^{-1}$ para 26 Argissolos. Pode estar ocorrendo deposição de sedimentos orgânicos vindos de outras áreas através das cheias do rio Piriá que fica a aproximadamente 300 m do local amostrado, assim como da eventual entrada de gado vindos da área de pastagem ao lado da FN.

O valor médio de capacidade de troca de cátions efetiva (CTCe) foi classificado como baixo, para os garimpos G2, G1 e GC, médio para GA e FN (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ V., 1999). A CTC dos solos tropicais é muito dependente do teor de MO, portanto quando ocorre teores baixos ou médios de MO, cuja mineralogia dos solos é predominantemente caulínica, é comum CTC nos valores acima.

2.3.2 Concentrações pseudo-totais de EPTs em solo e rejeitos

A interpretação das concentrações de EPTs em áreas de exploração mineral é fundamental para estabelecer o impacto potencial sobre os ecossistemas circundantes, saúde da população e proteção ambiental (KUSIN et al., 2018). A concentração dos EPTs (Al, Fe, Ag,

As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V e Zn) nas áreas de mineração de Au e de FN de Cachoeira do Piriá (Tabela 3), de forma geral foram elevados, considerando os valores de referência de qualidade para solos (VRQs) para solos do estado do Pará (FERNANDES et al., 2018), o que pode ser atribuído a mineralogia da região.

Os valores médios para Al, Fe, Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V e Zn forma superiores aos VRQs para solos do estado do Pará, em áreas de FN (0,00-0,20 m), estão relacionados a elevada riqueza mineral da área (KLEIN et al., 2017).

Em G1, as concentrações dos EPTs foram encontradas na ordem Fe > Al > As > Mn > Cr > Ni > V > Cu > Ba > Zn > Co > Pb > Sb > Hg > Mo > Se > Cd > Ag; em G2 na ordem Fe > Al > As > Mn > Ni > Cr > Zn > Cu > Co > V > Ba > Pb > Sb > Hg > Mo > Se > Ag > Cd; em GA foi na ordem Fe > Al > Mn > Ba > Cr > V > As > Zn > Ni > Cu > Co > Pb > Se > Sb > Mo > Hg = Ag = Cd; em GC na ordem Fe > Al > As > Mn > Cr > Ni > V > Cu > Zn > Ba > Co > Pb > Sb > Mo > Hg > Se > Ag > Cd e em FN na rodem Fe > Al > Mn > Ba > Cr > Zn > V > Cu > Ni > As > Pb > Co > Se > Mo > Sb > Hg > Cd > Ag. Muitos elementos estão em níveis elevados, em todas as áreas, como o Fe, Al, As, Mn, Cr e Ni, o que se deve a alta riqueza mineral da área e tempo de exposição aos processos de intemperismo.

Concentrações elevadas de Fe, Al, Mn, variando de 4,2 a 113,0 g kg⁻¹, 2,5 a 16,3 g kg⁻¹ e 17 a 2110 mg kg⁻¹, respectivamente, foram encontradas nos solos e rejeitos da exploração de G1, G2, GA, GC e FN (Tabela 3). Geralmente, Al e Fe são os principais elementos encontrados na maioria dos solos e sedimentos, apresentando altas concentrações em comparação com outros metais pesados (KUSIN et al., 2018). O Mn também é encontrado, geralmente em quantidades altas, sobretudo em solos e sedimentos relacionados à mineração (DIAMI; KUSIN; MADZIN, 2016; KUSIN et al., 2018). Isto é típico de áreas de mineração a céu aberto, onde esses elementos ocorrem geralmente um a dois metros abaixo da camada do solo (KUSIN et al., 2018).

Tabela 3 - Estatística descritiva dos teores de EPTs em áreas de garimpo em Cachoeira do Piriá

Áreas	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
	----- g kg ⁻¹ -----						----- mg kg ⁻¹ -----											
G1	10,62 ^a	80,48	0,13	2911	80	0,15	63,36	528,8	91,22	1,88	1240,2	1,58	468	27,82	8,26	0,82	113,8	74,60
	±4,66 ^b	±27,94	±0,06	±1125,86	±66,33	±0,09	±23,41	±291,51	±24,24	±1,92	±505,50	±0,6	±146,21	±7,93	±3,73	±0,36	±59,15	±20,57
G2	7,04	38,30	0,32	5464	32	0,10	37,94	216	51,46	2,29	715,4	1,37	372,8	30,52	5,57	1,00	36,00	57,60
	±5,20	±11,58	±0,08	±2763,47	±13,04	±0,02	±17,31	±202,30	±22,41	±0,8	±340,06	±0,32	±221,33	±10,43	±2,82	±0,58	±29,71	±20,35
GA	4,50	11,28	0,01	13,24	28	0,01	3,56	26,8	4,42	0,09	57,8	0,11	8,36	2,56	0,15	0,22	19,60	8,80
	±2,82	±4,95	±0,0	±6,32	±17,89	±0,0	±1,74	±10,08	±0,83	±0,06	±32,03	±0,03	±2,43	±1,09	±0,03	±0,04	±11,39	±3,27
GC	5,16	63,78	0,10	1844	40	0,09	38,92	410	66,48	0,98	695,8	1,20	279	17,32	5,95	0,64	100,20	51,00
	±1,17	±17,92	±0,02	±183,83	±12,25	±0,03	±13,64	±137,14	±18,98	±0,20	±119,15	±0,29	±60,80	±0,78	±1,43	±0,15	±34,97	±10,27
FN	5,82	9,30	0,01	2,06	40	0,01	1,06	11	3	0,05	151	0,16	2,7	1,74	0,10	0,34	9,80	10,60
	±2,12	±4,04	±0,0	±2,24	±15,81	±0,0	±0,76	±4,12	±1,15	±0,01	±11,27	±0,09	±1,19	±0,91	±0,02	±0,11	±1,92	±5,41
Mundo ^c	-	-	0,13	6,83	460	0,41	11,3	59,5	38,9	0,07	488	1,1	29	27	0,67	0,44	129	70
CONAMA ^d	-	-	2/25	15/35	150/300	1,3/3	25/35	75/150	60/200	0,5/12	-	30/50	30/70	72/180	2/5	5/-	-	300/450
Pará ^e	4,4	5,5	-	0,7	6,3	0,2	-	14,7	5,2	0,1	29,6	0,02	0,6	2,8	-	-	-	4,5

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa; ^a média; ^b desvio padrão; ^c média mundial (Kabata-Pendias 2011); ^d Valores de prevenção/Investigação (Agrícola), (CONAMA 2009); ^e mediana dos Valores de referência de qualidade de solo percentil 75, 0-0,2 m (Fernandes et al. 2018).

As concentrações médias de As, Co, Cr, Ni e Sb foram extremamente altas, em relação as encontradas em FN, para os garimpos G1, G2 e GC, e foram maiores que os valores orientadores, considerando solos agrícolas, estabelecido pelo CONAMA (2009). Do total de amostras, 60% ficaram acima do valor de investigação (VI) em mg kg^{-1} , o que caracteriza solos poluídos, 8% acima do valor de prevenção (VP) e 32% acima do valor de referência para qualidade do solo (VRQ) no estado do Pará, para o As, o que caracteriza solos contaminados, porém sem colocar em risco a saúde humana. Para o Co, 40% das amostras ficaram acima do VI, 12% acima do VP, 16% acima do VRQ e 32% em níveis normais. Para o Cr, 52% das amostras ficaram acima do VI, 4% acima do VP, 28% acima do valor do VRQ e 16% em níveis normais. Para o Ni, 60% das amostras ficaram acima do VI e 40% acima do valor do VRQ, enquanto que para o Sb, 40% das amostras ficaram acima do VI, 20% acima do VP e 40% em níveis normais. Os elementos As, Co, Cr, Ni e Sb se encontram em níveis de poluição maiores que 50% das amostras, exceto o Sb que tem 40%.

As concentrações médias de Cu em G1 e GC e Hg em G1, G2 e GC foram maiores que os valores orientadores, considerando solos agrícolas, estabelecido pelo CONAMA (2009). Para o Cu, 36% das amostras ficaram acima do VP, 24% acima do valor do VRQ e 40% em níveis normais. Para Hg, 56% das amostras ficaram acima do VP, 12% acima do valor do VRQ e 32% em níveis normais.

Os teores médios de Fe, Al, Mn, Ba, Zn e Mo em G1, G2, GA, GC e FN foram maiores que os valores do VRQ para solos do estado do Pará, estabelecidos por Fernandes et al. (2018). Do total de amostras 96% ficaram acima do VRQ para o Fe, 72% para o Al, 96% para o Mn, Ba e Zn e 100% para Mo.

Os elementos Ag, Cd e Se em G1, G2, GA, GC e FN, Co, Cu, Hg, Pb e Sb em GA e FN e V em G2, GA e FN encontram-se em níveis compatíveis com os valores de referência de qualidade para o estado do Pará (Tabela 3).

Os garimpos que apresentaram maior concentração de EPTs foram G1 para os elementos Fe, Al, Mn, Cr, Ni, V, Cu, Ba, Zn, Co, Sb, Mo, Cd (Figura 6, Tabela 3) e G2 com as maiores concentrações de As, Pb, Hg, Se e Ag (Figura 7, Tabela 3). Isso ocorre devido a mineralogia local, cujo material de origem de G1 possui maior diversidade de minerais enquanto em G2, se encontram os minerais típicos associados ao Au, e ao tempo de exposição.

Os níveis de EPTs variaram entre as áreas de exploração, minas subterrâneas, cavas abertas em aluviões e garimpo de cianetação, provavelmente devido as formas de exploração do Au, mineralogia local (Apêndice 1), tecnologia utilizada e técnicas de beneficiamento, seguindo a ordem $G1 > G2 > GC > GA > FN$, exceto para Al e Ba (Tabela 4).

Tabela 4 Comparação entre as médias de EPTs em garimpos de Au em Cachoeira do Piriá

Áreas	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
	----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----														
G1	10,6 a	80,5 a	0,13 b	2911 b	80,0 a	0,2 a	63,4 a	528,8 a	91,2 a	1,9 a	1240,2 a	1,6 a	468,0 a	27,8 a	8,3 a	0,8 a	113,8 a	74,6 a
G2	7,0 a	38,3 b	0,32 a	5464 a	32,0 a	0,1 b	37,9 b	216,0 b	51,5 b	2,3 a	715,4 b	1,2 a	372,8 a	30,5 a	5,6 a	1,0 a	36,0 b	57,6 b
GA	4,5 a	11,3 c	0,01 c	13,24 d	28,0 a	0,01 c	3,6 c	26,8 b	4,4 c	0,1 b	57,8 c	0,1 b	8,4 b	2,6 c	0,2 b	0,2 b	19,6 b	8,8 c
GC	5,2 a	63,8 a	0,1 b	1844 c	40,0 a	0,1 b	38,9 b	410,0 a	66,5 b	1,0 b	695,8 b	1,2 a	279,0 a	17,3 b	5,9 a	0,6 a	100,2 a	51,0 b
FN	5,8 a	9,3 c	0,01 c	2,1 d	40,0 a	0,01 c	1,1 c	11,0 b	3,0 c	0,1 b	151,0 c	0,2 b	2,7 b	1,7 c	0,1 b	0,3 b	9,8 b	10,6 c
MG	6,62	40,62	0,11	2046,86	44,00	0,07	28,97	238,52	43,32	1,06	572,04	0,88	226,17	15,99	4,01	0,60	55,88	40,52
DP	2,42	31,51	0,13	2279,34	20,78	0,06	26,39	229,55	38,85	1,02	480,63	0,70	212,22	13,57	3,69	0,32	47,84	29,43
CV %	36,52	77,57	110,11	111,36	47,24	83,81	91,12	96,24	89,68	96,27	84,02	78,69	93,83	84,84	92,04	53,77	85,61	72,63

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa; MG - média geral das áreas; DP - desvio padrão geral das áreas; CV% - coeficiente de variação geral das áreas.

Obs.: Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

O garimpo GA apresentou médias de concentrações de EPTs iguais estatisticamente as concentrações médias de EPTs em FN, para todos os elementos estudados. Isto pode estar relacionado ao tipo de garimpo e forma de despejo do rejeito diretamente no rio. Após a amalgamação os rejeitos são depositados no leito do rio, não acumulando em grande quantidade no solo.

Os elementos Al e Ba apresentaram concentrações médias de EPTs iguais ($p < 0,05$) em todas os garimpos e FN, sugerindo que suas concentrações são naturais com origem na mineralogia local, rico em alarsite, óxido de zinco tântalo de bário, associados a quartzo (Apêndice 1). Teores semelhantes de Al foram relatados por Rhodes (2010) $6,1 \text{ g kg}^{-1}$ de Al e discrepantes de Ba, 161 mg kg^{-1} , sendo o principal mineral de bário a Barita (BaSO_4).

O garimpo G2 apresentou concentrações médias de EPTs superiores ($p < 0,05$) aos demais garimpos e FN, para os elementos As e Ag. Isto pode estar relacionado a mineralogia do material de origem ricos em arsenolito, bearsite e alarsite (Apêndice 1), processados neste garimpo, assim como sua forma de despejo do rejeito de processamento, expondo o material diretamente ao ar (oxigênio) e água favorecendo a oxidação dos EPTs e possibilitando sua disponibilidade e toxicidade (ALLOWAY, 2013).

Em G1 as concentrações médias dos EPTs (Cd, Co, Cu, Mn e Zn) foram superiores ($p < 0,05$) aos demais garimpos e FN. Isto está relacionado aos elementos associados aos minerais quartzo e dolomita assim como, a manganês germânio, nitreto de arsênio e cromo e arsênio de manganês e ferro, encontrados no material de origem (Apêndice 1). Assim como, ao tempo de exposição dos resíduos que ao entrarem em contato com a atmosfera se tornam instáveis devido as condições ambientais, liberando EPTs no solo (ROMERO-BAENA; GONZÁLEZ; GALÁN, 2018).

Nos garimpos G1 e G2 os elementos Hg e Pb tiveram concentrações iguais e superiores ($p < 0,05$) aos demais garimpos e FN (Tabela 4). A elevada concentração de Hg deve-se principalmente aos processos de amalgamação de Au, utilizados nesses dois garimpos, os quais depositam grandes quantidades no meio ambiente (ar, água e solo). Nessa forma de processamento de Ausão utilizados $1,3 \text{ kg}$ de Hg para a produção de 1 kg de Au (LACERDA, 2003). As concentrações de Hg nos rejeitos poderiam ser extremamente elevadas, no entanto, a perda do elemento por volatilização, durante o processo de amalgamação, pode ser de 12 a 40% de Hg, enquanto 1 a 35% é descartado nos rejeitos como Hg líquido para solos ou rio (VELÁSQUEZ-LÓPEZ, 2010). A extração de Au também indiretamente leva a liberação de Hg nos ecossistemas aquáticos através da erosão de solos tropicais ricos em Hg, durante a lavagem do solo e o desmatamento (ROULET, et al. 2009; ADLER MISERENDINO, et al.;

2017). Grandes concentrações de Hg, $4,88 \text{ mg kg}^{-1}$ foram relatadas por Xiao et al., (2017) em uma mina de Au em Tongguan – China, Teixeira et al., (2018) encontrou concentrações extremamente elevadas de Hg em Serra Pelada – Pará variando de 15 a 1022 mg kg^{-1} os quais relataram ser devido ao processo de amalgamação do Au e ao material de origem, respectivamente.

Os garimpos G1 e GC apresentaram teores mais elevados ($p < 0,05$) que os demais para os elementos Fe, Cr e V (Tabela 4). Devido principalmente a presença de elementos associados aos minerais quartzo, dolomita, nitreto de arsênio e cromo, arsênio de manganês e ferro encontrados no material de origem (Apêndice 1).

O passivo ambiental da atividade mineradora vem se acumulando desde o início de suas atividades, na década de 80 até os dias atuais, com a deposição no solo de rejeitos ricos em EPTs, sujeitos a processos erosivos (MOSHER, 2013; SANTOS, 2004) e lixiviação, com perdas significativas, devido ao clima local, que favorece o intemperismo acelerado do matéria de origem.

A diversidade de EPTs, assim como, suas concentrações nos rejeitos submetidos a processos similares de exploração podem estar relacionadas à variação mineralógica ou perda diferenciada devido à exposição dos elementos. A exploração é profunda, mais de 150 m, transportando diferentes materiais com fontes minerais variadas de EPTs (Apêndice 1, Figura 3). A variação de EPTs é comum em áreas de exploração de Au, devido aos tipos de rochas hospedeiras e os processos geológicos que governam a mobilidade de elementos em resíduos de minas (JAMIESON; WALKER; PARSONS, 2015). As concentrações médias de As, Cu, Cr e Ni em Cachoeira do Piriá foram superiores as relatadas por Souza et al. (2017) em Serra Pelada no Brasil e para As, Cr, Ni, Pb, Co, V e Ba relatadas por Kiventera et al. (2018) no norte da Finlândia.

2.3.3 Índices de poluição

O FE indicou enriquecimento extremamente alto para o As, nos garimpos G1, G2 e GC (Tabela 5), enriquecimento muito alto para o Ni nos garimpos G1 e G2, enriquecimento para os elementos Sb em G1, G2 e GC, Ni em GC, As em GA e Ag em G2, moderadamente enriquecido para os elementos Mo em G1, G2, GC e FN, Ni em GA, Co em G2, Ba em FN e Ag em G1, não houve enriquecimento dos elementos Al, Fe, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Se, V e Zn pela atividade garimpeira.

Tabela 5 - Fator de Enriquecimento de EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá

	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
G1	0	1	2	163	0	0	1	1	1	0	1	2	23	0	9	0	0	1
G2	0	1	8	644	0	0	2	1	1	1	1	4	38	1	13	1	0	1
GA	0	1	1	5	1	0	1	1	0	0	0	1	3	0	1	1	0	1
GC	0	1	1	131	0	0	1	1	1	0	1	2	17	0	9	0	0	1
FN	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1	1	0	1

Fonte: O autor. G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa

Os elementos Ag, As, Ba, Co, Mo, Ni e Sb apresentaram algum grau de enriquecimento em pelo menos uma das áreas amostrais (Tabela 5), indicando a influência da atividade garimpeira na concentração desses EPTs e a necessidade de métodos de remediação para os elementos, com o intuito de evitar riscos à saúde humana e ambiental. Resultados semelhantes foram encontrados em Serra Pelada – PA (TEIXEIRA et al., 2018) e Allaqi Wadi Aswan no Egito (RASHED, 2010), justificados pela grande diversidade mineral rica em EPTs.

O fator de contaminação (FC) individual dos elementos no garimpo G1 indica alta contaminação, na ordem As > Ni > Sb > Co > Cr > Hg > Cu > Pb > Ag > Cd > V > Mo > Fe > Mn > Zn (Tabela 6) e contaminação moderada de Se > Ba > Al. No garimpo G2 indica alta contaminação, na ordem As > Ni > Sb > Hg > Co > Ag > Cr > Pb > Cu > Mo > Cd, áreas com considerável contaminação de Zn > Mn > Fe > V e contaminação moderada de Se > Al. No garimpo GA indica alta contaminação por As, considerável contaminação de Co > Ni e contaminação moderada para os elementos Cr > V > Hg > Sb > Cu = Pb > Fe > Ag. No garimpo GC indica alta contaminação por As > Ni > Sb > Cr > Co > Cu > Hg > V > Ag > Pb > Cd > Fe, considerável contaminação de Zn > Mn e contaminação moderada de Se > Ba.

Tabela 6 - Fator de contaminação por EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá

	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
G1	1,8	8,6	13	1413	2,0	12	59	48	30	39	8,2	9,8	173	15	80	2,4	11	7,0
G2	1,2	4,1	31	2652	0,8	8,1	35	19	17	47	4,7	8,5	138	17	54	2,9	3,6	5,4
GA	0,7	1,2	1,0	6,4	0,7	0,8	3,3	2,4	1,4	1,9	0,3	0,7	3,1	1,4	1,4	0,6	2,0	0,8
GC	0,8	6,8	10	895	1,0	7,1	36	37	22	20	4,6	7,4	103	10	58	1,8	10	4,8
FN	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa

Todos os elementos apresentaram FC de moderado a altamente contaminado em pelo menos um dos garimpos, o que demonstra a contaminação por EPTs nas áreas estudadas. O garimpo que apresentou maiores níveis de contaminação foi o G1, seguido de G2, apenas para os elementos Ag, As, Hg, Pb e Se. Isto pode estar acontecendo devido aos diferentes materiais de origem e tempo de intemperização dos resíduos.

O Igeo indicou geoacumulação de EPTs em todos os garimpos G1, G2, GA e GC (Tabela 7). Nos rejeitos do G1 houve geoacumulação para todos os elementos estudados, cuja classificação variou de moderadamente poluído à extremamente poluído, sendo que 27,7% das amostras foram classificadas como extremamente poluídos, para os elementos $As > Ni > Sb > Co > Cr$; 11,1% como fortemente a extremamente poluído para os elementos $Hg > Cu$; 16,6% como fortemente poluído para $Pb > Ag > Cd$; 27,7% como moderadamente a altamente poluído para $V > Mo > Fe = Mn > Zn$ e 16,6% como não poluído a moderadamente poluído para $Se > Ba > Al$ (LIN et al., 2019; MULLER, 1986).

Nos rejeito do G2 os valores de Igeo calculados indicam 16,6% de extrema poluição por $As > Ni > Sb$, 16,6% de fortemente a extremamente poluído por $Hg > Co > Ag$, 16,6% de fortemente poluído por $Cr > Cu = Pb$, 11,1% de moderadamente a altamente poluído por $Mo > Cd$, 22,2% de moderadamente poluído por $Zn > Mn > Fe > V$, 5,5% de não poluído a moderadamente poluído por Se, os elementos Al e Ba não apresentaram poluição em G2 (LIN et al., 2019; MULLER, 1986).

Tabela 7 - Índice de geoacumulação de EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá

	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
G1	0,3	2,5	3,2	9,9	0,4	3,0	5,3	5,0	4,3	4,7	2,5	2,7	6,9	3,4	5,8	0,7	2,9	2,2
G2	<0	1,5	4,4	10,8	<0	2,4	4,6	3,7	3,5	4,9	1,7	2,5	6,5	3,5	5,2	0,9	1,3	1,9
GA	<0	<0	<0	2,1	<0	<0	1,2	0,7	<0	0,4	<0	<0	1,0	<0	<0	<0	0,4	<0
GC	<0	2,2	2,7	9,2	<0	2,3	4,6	4,6	3,9	3,8	1,6	2,3	6,1	2,7	5,3	0,3	2,8	1,7
FN	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa

Nos solos do garimpo GA os valores de Igeo indicam menor nível de contaminação, no entanto ainda merece atenção, pois 5,5% das amostras estavam moderadamente a altamente poluído por As, 11,1% moderadamente poluído por $Co > Ni$; e 16,6% não poluído a moderadamente poluído por $Cr > Hg = V$. Os elementos Al, Fe, Ag, Ba, Cd, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb, Se e Zn não apresentaram poluição em GA (LIN et al., 2019; MULLER, 1986).

No garimpo GC as amostras apresentaram valores de Igeo correspondentes a 16,6% das amostras extremamente poluídos por As > Ni > Sb, 11,1% de resíduos fortemente a extremamente poluídos por Co = Cr; 11,1% de resíduos fortemente poluídos por Cu > Hg, 33,3% de resíduos moderadamente a altamente poluídos por V > Ag = Pb > Cd = Mo > Fe, 11,1% de resíduos moderadamente poluídos por Zn > Mn, 5,5% de resíduos não poluídos a moderadamente poluídos por Se e Al e Ba não apresentaram poluição em GC (LIN et al., 2019; MULLER, 1986).

Os índices de carga de poluição (PLI) encontrados para as áreas amostrais variaram de 1,0 (FN) a 18,9 (G1), sendo que nas áreas de influência dos garimpos, o PLI foi >1, demonstrando que todas as áreas de exploração apresentaram deterioração do solo por EPTs, seguindo a ordem G1 > G2 > GC > GA (Tabela 8).

Tabela 8 - Índice de carga de poluente de EPTs nas áreas amostrais de Cachoeira do Piriá

Áreas amostrais	Valor de PLI	Classificação
G1	18,9	Deterioração do solo por EPTs
G2	14,1	Deterioração do solo por EPTs
GA	1,3	Deterioração do solo por EPTs
GC	12,4	Deterioração do solo por EPTs
FN	1,0	Não contaminado por EPTs

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa.

Todas as áreas de estudo apresentaram risco ecológico potencial individual (REP) para os EPTs, inclusive a FN, no entanto houve variação de risco dos elementos, entre as áreas (Tabela 9). Em G1, o risco variou de baixo (REP < 40) a muito alto (REP ≥ 320) de acordo com Yuan et al. (2018). Os elementos As > Hg > Ni > Sb > Cd > Ag apresentaram risco muito alto, o elemento Co apresentou risco alto, risco considerável para Cu > Cr, risco moderado para Pb e risco baixo para V > Se > Mo > Mn > Zn > Ba.

Tabela 9 - Risco ecológico potencial individual e múltiplos (RI) para os EPTs

	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn	RI
G1	335	14131	4	370	299	96	152	1567	8	10	867	79,9	567	12	23	7	18527
G2	790	26524	2	245	179	39	86	1912	5	9	690	88	382	15	7	5	30978
GA	25	64	1	25	17	5	7	78	0	1	15	7	10	3	4	1	265
GC	250	8951	2	215	184	75	111	817	5	7	517	50	408	9	20	5	11625
FN	25	10	2	30	5	2	5	40	1	1	5	5	7	5	2	1	146

Fonte: O autor; G1- rejeito de garimpo com mais de 10 anos; G2 - rejeito de garimpo com menos de 10 anos; GA - rejeito de garimpo de aluvião; GC - rejeito de garimpo de cianetação; FN - floresta nativa.

No garimpo G2 o REP apresentou variação de baixo a muito alto (YUAN et al., 2018). Risco muito alto foi observado para os elementos $As > Hg > Ni > Ag > Sb$, risco alto para os elementos $Cd > Co$, risco considerável para $Pb > Cu$, e risco baixo para os elementos $Cr > Se > Mo > V > Mn = Zn > Ba$.

Em GA a variação de risco ecológico potencial foi de baixo ($REP < 40$) para os elementos $Ag > Cd > Co > Ni > Sb > Cu = Pb > Cr > V > Se > Ba = Mo = Zn > Mn$, a risco ecológico potencial moderado ($40 \leq REP < 80$) para $As > Hg$.

Em GC o REP variou de baixo ($REP < 40$) a muito alto ($REP \geq 320$), risco muito alto para os elementos $As > Hg > Ni > Sb$, risco alto ($160 \leq REP < 320$), para os elementos $Ag > Cd > Co$, risco considerável ($80 \leq REP < 160$), para Cu , risco moderado para $Pb > Cr$ e risco baixo para os elementos $V > Se > Mo > Mn = Zn > Ba$.

Os elementos que apresentaram maior risco ecológico potencial individual (REP), em média, foram $As > Hg > Ni > Ag > Sb > Cd > Co > Cu > Pb > Cr > V > Se > Mo > Mn = Zn > Ba$.

O risco ecológico potencial para os múltiplos (RI) EPTs, variou de muito alto para as áreas de exploração $G2 > G1 > GC$, moderado para o garimpo GA e baixo para FN (Tabela 9). Tais resultados sugerem que todas as áreas de exploração estão poluídas, por múltiplos elementos, indicando a necessidade de intervenção do poder público para remediação, sob risco de ampliar a contaminação para outras áreas e os recursos hídricos, bem como causar danos a saúde da população.

2.3.4 Correlação

Para entender a relação entre as características dos solos e os EPTs nos resíduos de exploração mineral, foi realizada a análise de correlação de Spearman (Tabela 10).

A matriz de correlação (MC) de Spearman apresentou correlação positiva ($p < 0,05$) entre os EPTs, com exceção do Ba e Hg. Os elementos Cr, Cu e V apresentaram correlação negativa ($p < 0,05$) com COT. Os EPTs Ag, As, Cd, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn apresentaram correlação negativa com areia ($p < 0,05$). A argila correlacionou-se negativamente com os elementos Fe, Ag, As, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se e Zn ($p < 0,05$). O silte correlacionou positivamente com todos os EPTs, com As, Cd, Hg, Mn, Mo, Ni, Se e Zn ($p < 0,05$) e com Ag e Pb ($p < 0,01$).

Os EPTs que apresentaram correlação positiva significativa ($p < 0,01$) entre si, foram os elementos Fe, Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V e Z. O Al com os elementos Fe, Ba, Cu, V e Zn ($p < 0,01$) e Ba apenas com Al e Fe ($p < 0,01$). Coeficientes de

correlação (r) significativos ao nível de 1% ($p < 0,01$) e fortes ($0,7 < r < 0,9$) a muito fortes ($r > 0,9$) indicam mesma origem, antrópica ou natural (BASTAMI et al., 2015) para os EPTs.

Os resultados mostram que as características físico-químicas dos solos e resíduos de mina em Cachoeira do Piriá afetam a distribuição de EPTs (Tabela 10), conforme sugere Alloway (2012) e Hair et al. (2009).

Tabela 10 - Coeficiente de correlação de Spearman entre os teores totais de EPT na superfície dos solos de Cachoeira do Piriá

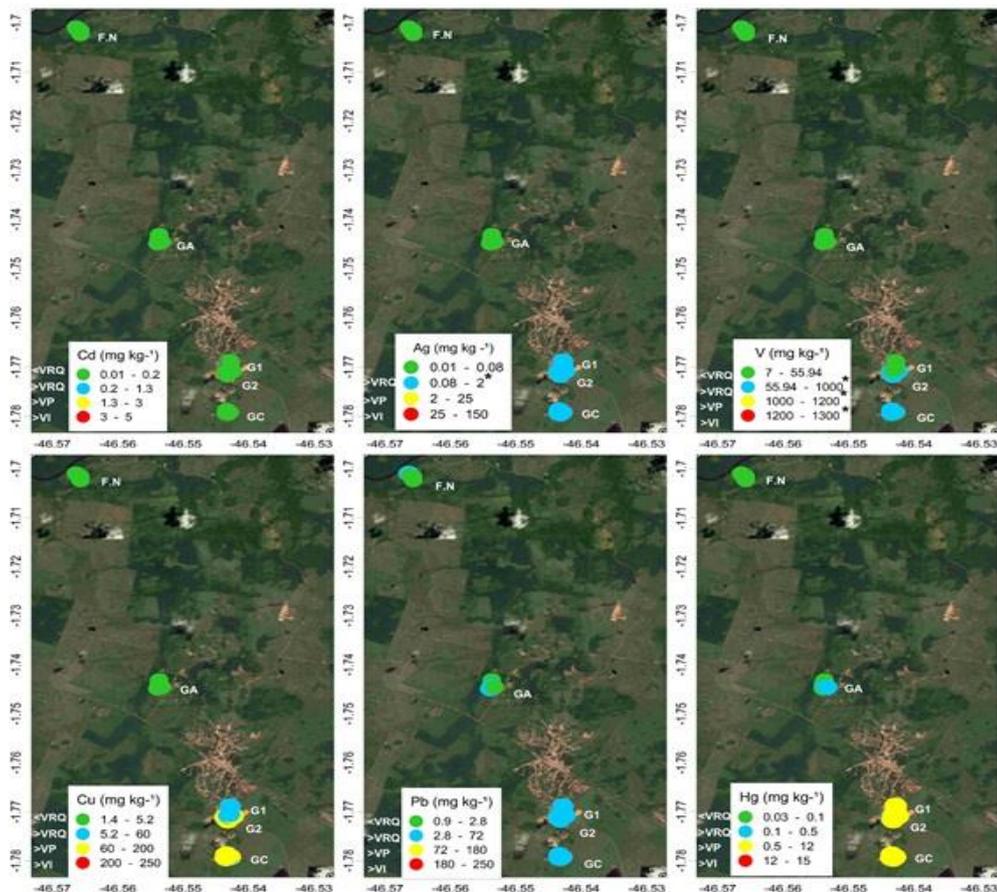
	Al	Fe	Ag	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn	pH	CO	CTC	Areia	Argila	
Fe	,58**																							
Ag	,12	,57**																						
As	,07**	,59**	,94**																					
Ba	,60**	,52**	,03	,08**																				
Cd	,43*	,87**	,71**	,69**	,40*																			
Co	,44*	,87**	,67**	,66**	,38	,86**																		
Cr	,49*	,95**	,58**	,64**	,41*	,84**	,92**																	
Cu	,55**	,97**	,60**	,64**	,47*	,87**	,94**	,98**																
Hg	,07**	,58**	,91**	,87**	-,05	,64**	,68**	,64**	,63**															
Mn	,51**	,84**	,68**	,62**	,44*	,89**	,89**	,81**	,86**	,67**														
Mo	,43*	,79**	,77**	,80**	,36	,77**	,69**	,77**	,77**	,80**	,77**													
Ni	,41*	,83**	,73**	,74**	,28	,84**	,97**	,89**	,92**	,77**	,87**	,73**												
Pb	,38	,76**	,85**	,85**	,17	,83**	,82**	,76**	,81**	,80**	,80**	,76**	,87**											
Sb	,30	,84**	,66**	,74**	,46*	,80**	,80**	,84**	,86**	,63**	,72**	,79**	,76**	,69**										
Se	,39	,74**	,79**	,76**	,31	,80**	,62**	,67**	,70**	,71**	,68**	,87**	,64**	,73**	,79**									
V	,57**	,96**	,45*	,50**	,49*	,78**	,85**	,96**	,96**	,48*	,75**	,68**	,80**	,71**	,79**	,60**								
Zn	,59**	,90**	,70**	,67**	,44*	,92**	,93**	,88**	,92**	,68**	,94**	,76**	,93**	,85**	,76**	,73**	,82**							
pH	-,03	,57**	,86**	,84**	,07	,66**	,64**	,61**	,57**	,81**	,56**	,66**	,67**	,72**	,59**	,65**	,50**	,60**						
CO	,11	-,32	,05	-,14	,03	-,17	-,31	-,45*	-,40*	-,07	-,03	-,08	-,28	-,19	-,35	-,03	-,46*	-,13	-,08					
CTC	,21	-,38	-,66**	-,68**	,03	-,58**	-,52**	-,43*	-,42*	-,57**	-,38	-,43*	-,51**	-,57**	-,47*	-,48*	-,31	-,43*	-,74**	,28				
Areia	-,39	-,23	-,52**	-,49*	-,15	-,41*	-,37	-,25	-,33	-,45*	-,48*	-,47*	-,48*	-,56**	-,26	-,43*	-,16	-,47*	-,21	-,16	,05			
Argila	,15	-,40*	-,79**	-,76**	,13	-,52**	-,45*	-,45*	-,39	-,81**	-,44*	-,62**	-,50**	-,60**	-,44*	-,64**	-,29	-,46*	-,88**	,02	,73**	,15		
Silte	,38	,22	,53**	,49*	,17	,43*	,36	,23	,31	,45*	,49*	,46*	,47*	,56**	,25	,44*	,13	,48*	,22	,20	-,08	-,99**	-,18	

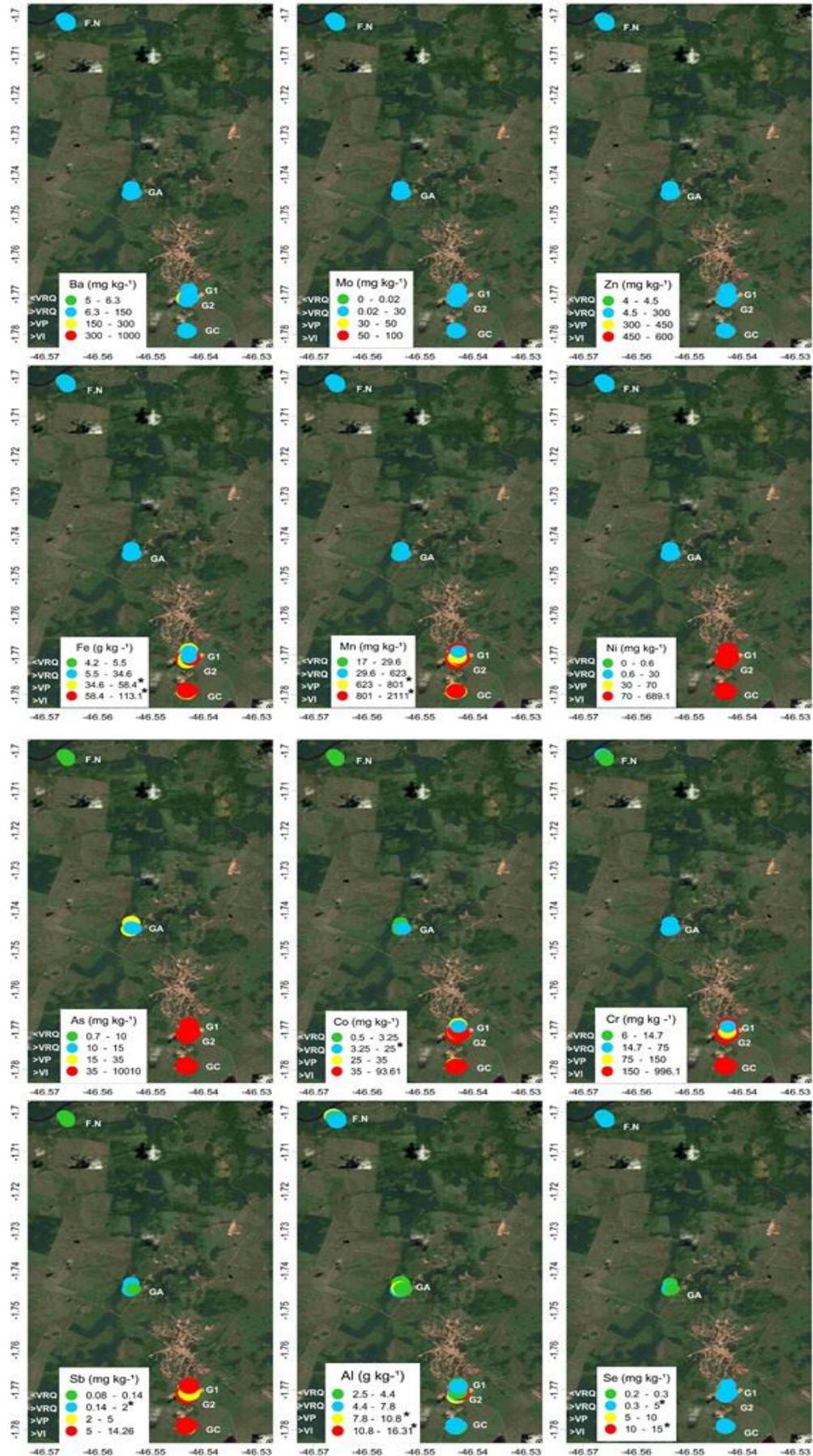
Fonte: O autor; * Correlação significativa $p < 0.05$; ** Correlação significativa $p < 0.01$.

2.3.5 Distribuição espacial de elementos potencialmente tóxicos em solos

Os EPTs exibiram diferentes distribuições espaciais nas áreas de exploração de Au de Cachoeira do Piriá (Figura 8). Ag, Cd, Cu, Hg, Pb e V exibiram distribuição espaciais similares, com baixas concentrações em FN e nas proximidades do GA, encontrando-se em níveis compatíveis com os VRQs para o estado do Pará (FERNANDES et al., 2018), indicando que não houve enriquecimento desses elementos oriundos da atividade garimpeira em FN e GA. Esses resultados divergem dos encontrados por Xiao et al. (2017) para Hg e Cd em minas artesanais de Au na China e são semelhantes aos encontrados por Li et al. (2015) para Cu e Pb em minas artesanais de Au, em Guizhou, China. Isso pode estar relacionado tanto a heterogeneidade do material de origem quanto a forma de exploração do Au. O tipo de garimpo e a forma como os rejeitos são depositados diretamente no rio, em GA, pode estar influenciando nos baixos níveis de concentração dos EPTs no solo.

Figura 8 - Mapa de distribuição espacial de EPTs





Fonte: O autor; * valores de referência;

Os elementos As, Co, Cr, Ni e Sb apresentaram altas concentrações, acima de VI preconizado pelo CONAMA (2009), no entrono das áreas de exploração de Au G1, G2 e GC (Figura 8). As maiores concentrações de As foram encontradas no G2, cujo rejeito de minério tem menor tempo de exposição. As maiores concentrações de Co, Cr, Ni e Sb foram identificadas no G1 onde o rejeito possui mais de 10 anos de exposição ao ambiente (Figura 8). Tal resultado para As indica que grande parte do elemento está sendo perdida por erosão ou lixiviação, enquanto que para Co, Cr, Ni e Sb sugere-se que esses elementos requerem mais tempo para a dissolução (RAMIREZ-ANDREOTTA, et al., 2013). Esses garimpos ficam no perímetro urbano da cidade, expondo a população a riscos à saúde. No processamento do minério de Au, minérios sulfetados como a arsenopirita é destruída e parte do As é agregado a óxidos de Fe, arsenatos de Fe ou arseniatos de sulfatos de Fe que em contato com ambientes redutores podem solubilizar e contaminar solo, água e plantas gerando risco a saúde humana (JAMIESON; WALKER; PARSONS, 2015). Risco a saúde de adultos e crianças foram relatados por Souza et al. (2017) para EPTs oriundos de mineração artesanal de Au em Serra Pelada, Pará.

Os elementos Al, Fe e Mn não possuem valores orientadores, considerando solos agrícolas, estabelecido pelo CONAMA (2009), entretanto foram encontrados em elevadas concentrações. Os maiores valores de Al e Mn foram encontrados em G1 e para o Fe em G1 e GC. O Al, Fe e Mn são encontrados em níveis elevados em solos de todo o mundo devido sua natureza (ALLOWAY, 2013).

As concentrações dos EPTs variaram entre as áreas de exploração de Au, o que pode estar relacionado ao material de origem da formação Cachoeira com rochas hospedeiras (Apêndice 1) formadas de basalto, dacito, andesito, xistos e tufos que ao sofrer alterações hidrotermais formam quartzo, dolomita, clorita, albita e sericita subordinada dando origem a mineralogia do minério pirita, arsenopirita e quantidades subordinadas de galena, esfalerita, calcopirita e gersdorffita (KLEIN et al., 2017; MOSHER, 2013). As áreas garimpeiras são muito próximas do centro urbano e fontes de água, estas altas concentrações de EPTs no entorno podem representar risco a população.

2.4 Conclusão

As concentrações de EPTs nas áreas de exploração de Au foram extremamente altas, acima do valor de investigação preconizado pelo CONAMA para As, Co, Cr, Ni e Sb, indicando que estão poluídas, e acima dos valores de prevenção para o elemento Hg e Mn, estão contaminadas. Houve enriquecimento para As, Ni, Sb, Ag e Mo e contaminação de moderada a alta, bem como deterioração do solo em todas as áreas de exploração. As áreas de garimpo apresentaram risco ecológico individual alto para diversos elementos e risco múltiplo muito alto a extremamente alto. As áreas de exploração estão poluídas ou altamente contaminadas, o que requer intervenção para remediação, sob risco de a contaminação ser estendida para outras áreas e para os recursos hídricos, bem como causar danos à saúde da população.

A intensidade do impacto ambiental observado nos garimpos de Au em Cachoeira do Piriá está diretamente relacionada ao tipo de processamento, ao tratamento dado ao rejeito da atividade antes do descarte e ao tempo de exposição do rejeito aos fatores de intemperismo. Constatando que a forma de garimpo que mais causa danos ambientais segue a ordem $G1 > G2 > GC > GA > FN$.

A fitorremediação é uma técnica de remediação de solos contaminados que poderia ser implementada nas áreas estudadas para promover a vegetação e acúmulo de matéria orgânica para melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo e assim possibilitar maior retenção dos EPTs, diminuindo as perdas por erosão e lixiviação, e conseqüentemente os riscos de poluição das áreas adjacentes, bem como o risco a saúde da população.

REFERÊNCIAS

ADLER MISERENDINO, R., et al. Mercury pollution in Amapá, Brazil: mercury amalgamation in artisanal and small-scale gold mining or land-cover and land-use changes. **ACS Earth Space Chem.** v. 2, p. 441-450. 2017.

AKOPYAN. K. et al. Assessment of residential soil contamination with arsenic and lead in mining and smelting towns of northern Armenia. **Journal of Geochemical Exploration.** [s. l.]. v. 184. n. Part A. p. 97–109. 2018.

ALLOWAY. B. J. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.** 3. ed. Holanda: Springer. 2013. v. 22. 614p.

ATSDR. A. for T. S. and D. R. **ATSDR's Substance Priority List.** 2017. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/SPL/>>. Acesso em: 25 maio. 2019.

BARROS. F. M. et al. Elementos químicos potencialmente tóxicos em diferentes níveis de vazão no rio Turvo Sujo. MG. Brasil. **Revista Ambiente e Água.** [s. l.]. v. 4. n. 2. 2009.

BASTAMI. K. D. et al. Heavy metal pollution assessment in relation to sediment properties in the coastal sediments of the southern Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin.** [s. l.]. v. 92. n. 1–2. p. 237–243. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.035>

BHUIYAN. M. A. H. et al. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. **Journal of Hazardous Materials.** [s. l.]. v. 173. n. 1–3. p. 384–392. 2010.

BIRANI, S. M. et al. Available contents of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon. **Chemie der Erde - Geochemistry,** [s. l.], v. 75, n. 1, p. 143–151, 2015.

BRADY. N. C.; WEIL. R. R. **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos.** 3. ed. São Paulo. 2013. 667 p.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Agenda 21. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21>. Acesso em: 18/06/2019.

BRAZ, A. M. de S. et al. Distribution coefficients of potentially toxic elements in soils from the eastern Amazon. **Environmental Science and Pollution Research,** [s. l.], v. 20, n. 10, p. 7231–7242, 2013.

CHOTPANTARAT. S. et al. Effects of humic acid amendment on the mobility of heavy metals (Co. Cu. Cr. Mn. Ni. Pb. and Zn) in gold mine tailings in Thailand. **Arabian Journal of Geosciences.** Bangkok. v. 8. p. 7589–7600. 2015

CIMINELLI. V. S. T.; GOMES. Á. D. Princípios da Cianetação. In: **Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente.** 1. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 2002. p. 344.

CONAMA. **Resolução N° 420 - CONAMA.** Brasil. 2009. 81–84 p.

CORDEIRO. I. M. C. C. et al. **Nordeste Paraense: Panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias**. Belém - Pará. 2017. 323 p.

COVRE. W. P. **Fitorremediação de estéril de mina de cobre com mogno africano, utilizando resíduos orgânicos e amenizadores da fitotoxidez de metais**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Área de concentração Manejo e Conservação dos Recursos Ambientais) - Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém. 2017.

DIAMI, S. M.; KUSIN, F. M.; MADZIN, Z. Potential ecological and human health risks of heavy metals in surface soils associated with iron ore mining in Pahang, Malaysia. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 23, n. 20, p. 21086–21097, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7314-9>

EL-AMIER. Y. A.; ALGHANEM. S. M.; EL-ALFY. M. A. Ecological Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Top soil of Mediterranean Coast: A Case Study of Mareotis Coast. Egypt. **Bioscience Research**. [s. l.]. v. 15. n. 3. p. 2626–2639. 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/328080725>

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília. 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br>

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa. 2018.

ENRÍQUEZ. M. A. Mineração na Amazônia. **Centro de Gestão e Estudos Estratégicos**. [s. l.]. v. 19. n. 38. p. 155–198. 2014. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/cop10/panorama/que-o-brasil-esta-fazendo/areas-protegidas-da-amazonia>.

FERNANDES. A. R. et al. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon. Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**. [s. l.]. v. 190. p. 453–463. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.04.012>

FIORI. C. da S. **Integração de indicadores geoquímicos e biológicos na avaliação da contaminação de sedimentos por metais pesados em regiões costeiras do estado do Rio de Janeiro**. 2008. Tese (Doutorado em Geociências/Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense. Niterói. 2008.

GONÇALVES. D. A. M. **Metais e elementos terras raras em solos da Amazônia oriental**. 2018. 76 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Área de concentração Agronomia) - Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém. 2018.

HAIR. J. F. J. et al. **Análise Multivariada de Dados [recurso eletrônico]**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman. 2009.

HAKANSON. L. Stress testing and the new technetium-99m cardiac imaging agents. **American Journal of Cardiac Imaging**. [s. l.]. v. 5. n. 3 SUPPL. I. p. 32–36. 1979.

HINTON. J. J.; VEIGA. M. M. Using earthworms to assess Hg distribution and bioavailability in gold mining soils. **Soil and Sediment Contamination**. [s. l.]. v. 18. n. 4. p. 512–524. 2009.

IBGE. **IBGE Cidades - Cachoeira do Piriá**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. [s. l.]. 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/cachoeira-do-piria/historico> . Acesso em: 4 dez. 2018.

INMET. **I. N. de M. Cachoeira do Piriá - Pará: Clima**. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo2/verProximosDias&code=1501956> Acesso em: 27 nov. 2018.

ISLAM. S. et al. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh. **Science of the Total Environment**. [s. l.]. v. 512–513. p. 94–102. 2015.

JAMIESON. H. E.; WALKER. S. R.; PARSONS. M. B. Mineralogical characterization of mine waste. **Applied Geochemistry**. [s. l.]. v. 57. p. 85–105. 2015.

JIAO. X. et al. Soil heavy metal pollution and risk assessment in Shenyang industrial district. Northeast China. **PLoS ONE**. [s. l.]. v. 10. n. 5. p. 1–10. 2015.

JOÃO. X. da S. J.; TEIXEIRA. S. G.; FONSECA. D. D. F. **Geodiversidade do estado do Pará**. Belém. 2013. 256 p. Disponível em: <http://www.saude.pa.gov.br/wp-content/nisplan/plano-estadual-saude-2016-2019.pdf>.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press ed. [s.l: s.n.]. v. 4th ed, 2011. Disponível em: <<http://www.taylorandfrancis.com>>

KABATA-PENDIAS. A.; SZTEKE. B. **Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments**. Boca Raton - Flórida: CRC Press. 2015. 333p.

KIVENTERÄ. J. et al. Alkali activation as new option for gold mine tailings inertization. **Journal of Cleaner Production**. [s. l.]. v. 187. p. 76–84. 2018.

KLEIN. E. L.; LOPES. E. C. dos S.; TAVARES. F. M.; CAMPOS. L. D.; SOUZA-GAIA. S. M. De; NEVES. M. P.; PERROTTA. M. M. **Área de relevante interesse mineral: cinturão do Gurupi**. 23. ed. Brasília: Serviço Geológico do Brasil - CPRM. 2017. 206p.

KOWALSKA. J. B. et al. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. **Environmental Geochemistry and Health**. [s. l.]. p. 1–26. 2018.

KUSIN, F. M. et al. Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavily-mined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. **Catena**, [s. l.], v. 165, p. 454–464, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.029>

LACERDA, L.D. Updating global Hg emissions from small-scale gold mining and assessing its environmental impacts. **Environ. Geol.** v. 43. p. 308–314. 2003.

LI. L. et al. Distribution, pollution, bioaccumulation, and ecological risks of trace elements in soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. [s. l.]. v. 166. n. September. p. 345–353. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.110>

LI. P. et al. Heavy metal(loid) pollution in mine wastes of a Carlin-type gold mine in southwestern Guizhou, China and its environmental impacts. **Chinese Journal of Geochemistry**. [s. l.]. v. 34. n. 3. p. 311–319. 2015.

LIMA. A. et al. Multifractal IDW interpolation and fractal filtering method in environmental studies: An application on regional stream sediments of (Italy). Campania region. **Applied Geochemistry**. [s. l.]. v. 18. n. 12. p. 1853–1865. 2003.

LIMA. A. P. S. et al. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piriá Municipality. Pará State. Brazil. **Environmental Research**. [s. l.]. v. 97. n. 3. p. 236–244. 2005.

LIMA, M. W. De. **Elementos potencialmente tóxicos em solos, sedimentos, água e peixes da província mineral de Carajás, sudeste do cráton amazônico**. 2019. 90 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Área de concentração Agronomia) - Universidade Federal Rural da Amazônia - Belém, 2019.

LIN. W. et al. Assessment of trace metal contamination and ecological risk in the forest ecosystem of dexing mining area in northeast Jiangxi Province, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. [s. l.]. v. 167. n. September 2018. p. 76–82. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.001>

MIDHAT. L. et al. Accumulation of heavy metals in metallophytes from three mining sites (Southern Centre Morocco) and evaluation of their phytoremediation potential. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. [s. l.]. v. 169. n. November 2018. p. 150–160. 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S014765131831145X>

MMA. **Manual de normas e procedimentos para licenciamento ambiental no setor de extração mineral**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2001.

MOSHER. G. Z. **Technical Report and Resource Estimate on the Cachoeira Property, Pará State, Brazil**. Vancouver: Tetra Tech. 2013. 107p.

MULLER. V. G. Pollutants in sediments - sediments as pollutants. **Austrian Geological Society**. [s. l.]. v. 79. n. 7. p. 107–126. 1986. Disponível em: <http://www.thieme-connect.de/DOI/DOI?10.1055/s-2007-1023171>

NGOLE-JEME. V. M.; FANTKE. P. Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. **PLoS ONE**. [s. l.]. v. 12. n. 2. p. 1–25. 2017.

NORDSTROM. D. K. Baseline and premining geochemical characterization of mined sites. **Applied Geochemistry**. [s. l.]. v. 57. p. 17–34. 2015.

RABELLO. M. V. T. et al. Potential Ecological Risk Assessment in Sediments from the Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro (RJ). **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**. [s. l.]. v. 41. n. 3. p. 363–374. 2018.

RAMIREZ-ANDREOTTA, M. D. et al. Home gardening near a mining site in an arsenic-endemic region of Arizona: Assessing arsenic exposure dose and risk via ingestion of home garden vegetables, soils, and water. **Science of the Total Environment**. v. 454–455. p. 373–382. 2013.

RASHED, M. N. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals. from mine tailings through age accumulation. in soil and some wild plants at Southeast Egypt. **Journal of Hazardous Materials**. [s. l.]. v. 178. n. 1–3. p. 739–746. 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.147>

RHODES, V. da P. **Distribuição de arsênio nos sedimentos da área afetada por garimpo de ouro – Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais/Área de concentração Ciências da Terra) Universidade Federal de Ouro Preto - Minas Gerais, [s. l.], 2010.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5 ed. Viçosa, MG. 1999. 359p.

ROHDE, G. M. **Geoquímica ambiental e estudos de impacto**. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos. 2013.

ROMERO-BAENA, A. J.; GONZÁLEZ, I.; GALÁN, E. Soil pollution by mining activities in Andalusia (South Spain)—the role of Mineralogy and Geochemistry in three case studies. **Journal of Soils and Sediments**. [s. l.]. v. 18. n. 6. p. 2231–2247. 2018.

ROULET, M., et al. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, Air, Soil Pollut**. v.112 (34), p. 297-313. 1999.

SANTOS, R. N. do E. S. Dos. **Investigação do passivo ambiental em Cachoeira do Piriá, NE do Pará: Base para gestão ambiental em áreas garimpadas na Amazônia**. 2004. 193 f. Tese (Doutorado/Área de Concentração: Hidrogeologia e Meio Ambiente) Universidade de São Paulo - USP. [s. l.]. 2004.

SHANGGUAN, Y. et al. Sources and Distribution of Trace Elements in Soils Near Coal-Related Industries. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. [s. l.]. v. 70. n. 3. p. 439–451. 2016.

SILVA, E. B. Da. **Teores de elementos potencialmente tóxicos em solos de uma bacia hidrográfica e avaliação de risco à saúde humana**. 2013. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências/Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ. [s. l.]. 2013.

SOBHANARDAKANI, S. Ecological and Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Content of Atmospheric Dry Deposition. a Case Study: Kermanshah. Iran. **Biological Trace Element Research**. [s. l.]. v. 187. n. 2. p. 602–610. 2019.

SOLIMAN, N. F.; NASR, S. M.; OKBAH, M. A. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast. Egypt. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**. [s. l.]. v. 13. n. 1. p. 1–12. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>

SOUZA, E. S. De et al. Assessment of risk to human health from simultaneous exposure to multiple contaminants in an artisanal gold mine in Serra Pelada. Pará. Brazil. **Science of the Total Environment**. [s. l.]. v. 576. p. 13. 2017. Disponível em: <https://ac.els-cdn.com/S004896971632321X/1-s2.0-S004896971632321X-main.pdf?tid=d646e2bf-0515->

[4d90-be37-d7aad480c0f0&acdnat=1521810701_ff30a4550f1dde716ef80467a155763c](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.268)

Acesso em: 23 mar. 2018.

SOUZA, E. S. De et al. Physical, chemical, and mineralogical attributes of a representative group of soils from the eastern Amazon region in Brazil. **SOIL**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 195–212, 2018.

TAPIA, J. et al. Sources, enrichment, and redistribution of As, Cd, Cu, Li, Mo, and Sb in the Northern Atacama Region, Chile: Implications for arid watersheds affected by mining. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 185, p. 33–51, 2018.

TEIXEIRA, R. A.; SOUZA, E. S. De; FERNANDES, A. R. Elementos potencialmente tóxicos e índices de poluição em solos e sedimentos do garimpo de Serra Pelada, Brasil. **Ciencia del Suelo**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 377–384, 2017.

TEIXEIRA, R. A. et al. Contamination and Soil Biological Properties in the Serra Pelada Mine - Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 42, n. 0, p. 15, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832018000100508&lng=en&tlng=en Acesso em: 15 abr. 2018.

VEIGA, M. M. Da; SILVA, A. R. B.; HINTON, J. J. **O Garimpo de ouro na Amazônia: Aspectos Tecnológicos, Ambientais e Sociais. Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro, p. 277–305, 2002. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/1233>

VELÁSQUEZ-LÓPEZ, P.C. **Mercury in Artisanal and Small Scale Gold Mining: Identifying Strategies to Reduce Environmental Contamination in Southern Ecuador**, 2010, f. 184. Thesis (PhD in Philosophy / Mining Engineering) - University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, 2010. Available in: <https://doi.org/10.14288/1.0071256>.

WANG, N. et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 610–611, p. 167–174, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.268>

WU, Q. et al. Ecotoxicology and Environmental Safety Ecological risk and pollution history of heavy metals in Nansha. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 104, p. 143–151, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.017>

XIAO, R. et al. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 141, p. 17–24, 2017.

YANG, J. et al. Spatial distribution and historical trends of heavy metals in the sediments of petroleum producing regions of the Beibu Gulf, China. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 91, n. 1, p. 87–95, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.023>

YUAN, H. et al. Ecological risk assessment of potentially toxic elements (PTEs) in the soil-plant system after reclamation of dredged sediment. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 25, n. 29, p. 29181–29191, 2018.

APÊNDICE

Apêndice 1 - Caracterização dos minerais identificados nas amostras de solos e resíduos em áreas de mineração subterrânea com mais de dez anos (G1), mineração subterrânea com menos de dez anos (G2), mineração aluvial (GA), mineração de cianeto (GC) e floresta nativa (FN)

Ponto	Minerais	Nome composto	Fórmula química	Impurezas comuns	
G1	Quartzo	Óxido de silício	SiO ₂	H, Al, Li, Fe, Ti, Na, Mg, Ge	
		Manganês Germânio	Mn ₅ Ge ₂		
	Arsenolito	Fluoreto de óxido de bismuto	Bi ₇ F ₁₁ O ₅		
		Óxido de Arsênico	As ₄ O ₆		
		Dolomita	Carbonato de Cálcio e Magnésio	C ₂ CaMgO ₆	Fe, Mn, Co, Pb, Zn
		Nitreto de Arsênico e Cromo	Cr ₃ AsN		
	Arsênico de manganês e ferro	Fe _{0.72} Mn _{1.28} As			
G2	Quartzo	Óxido de silício	SiO ₂	H, Al, Li, Fe, Ti, Na, Mg, Ge	
	Dolomita	Carbonato de Cálcio e Magnésio	C ₂ CaMgO ₆	Fe, Mn, Co, Pb, Zn	
	Arsenolito	Óxido de Arsênico	As ₄ O ₆		
	Harstigite	Silicato de Cálcio			
		Hidróxido de Manganês Berílio	Be ₄ Ca ₆ MnO ₂₄ Si ₆	F	
	Bearsite	Hidróxido de Arseniato de Berílio Hidratado	AsBe ₂ H ₉ O ₉		
Alarsite	Arseniato de Alumínio	AlAsO ₄			
GA	Quartzo	Óxido de silício	SiO ₂	H, Al, Li, Fe, Ti, Na, Mg, Ge	
	Claudetite	Arseniato de Gálio Cobalto	AsCo _{3.6} Ga		
		Óxido de Arsênico	As ₂ O ₃		
		Hidróxido de Arseniato de Berílio Hidratado	AsBe ₂ H ₉ O ₉		
GC	Quartzo	Óxido de silício	SiO ₂	H, Al, Li, Fe, Ti, Na, Mg, Ge	
	Bearsite	Óxido de Zinco Tântalo de Bário	Ba ₃ O ₉ Ta ₂ Zn		
		Arsênico Seleneto de Cobre	As ₆ Cu ₇ Se ₁₃		
		Hidróxido de Arseniato de Berílio Hidratado	AsBe ₂ H ₉ O ₉		
		Titânio de Ouro	Au ₂ Ti		
		Arseniato de Gálio Cobalto	As _{0.5} Co ₂ Ga _{0.5}		
Platarsite	Sulfeto de Arseniato de Rutênio de Platina e Ródio	AsPt _{0.4} Rh _{0.3} Ru _{0.3} S	Ir, Os		
FN	Quartzo	Óxido de silício	SiO ₂	H, Al, Li, Fe, Ti, Na, Mg, Ge	
	Arsenolito	Urânio Tungstênio Titânio	Ti _{0.36} U _{9.17} W _{0.47}		
		Arseniato de Gálio e Ferro	As _{0.32} Fe _{3.22} Ga _{1.81}		
		Arsenato de Chumbo	As ₂ O ₆ Pb		
		Selênio de Gálio e Prata	AgGaSe ₂		
	Plutônio de Platina	Pt ₄ Pu			

Fonte: O autor