

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

VANESSA DE PAULA GONÇALVES RODRIGUES

Elaboração de cenários para avaliação de riscos ambientais em águas superficiais por efluentes contendo cianeto: Revisão Bibliográfica Sistemática

Versão original

São Paulo
2024

Vanessa de Paula Gonçalves Rodrigues

Elaboração de cenários para avaliação de riscos ambientais em águas superficiais por efluentes contendo cianeto: Revisão Bibliográfica Sistemática

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientadora: Natália de Souza Pelinson

Versão original

São Paulo
2024

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Rodrigues, Vanessa de Paula Gonçalves
Elaboração de cenários de avaliação de riscos ambientais de efluentes contendo cianeto, em águas superficiais: Revisão Bibliográfica Sistemática / V. P. G. Rodrigues -- São Paulo, 2024.
59 p.

Monografia (MBA em MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1.Ecotoxicidade 2.Quantificação de Cianeto 3.Risco Ecológico 4.Ecologia 5.Biota Aquática I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

AGRADECIMENTOS

A todas as grandes mulheres que sempre suportaram e suportam minha jornada acadêmica e minha evolução pessoal. Às minhas avós Amélia e Rosana, minha amada mãe Valéria, minhas tias Simone e Vanusa, que sempre foram para mim como mães. À minha irmã Jaine e minhas primas-irmãs Bruna e Geovanka, que me deram minhas amadas afilhadas Anna Clara, Lunna e Clarice, também à minha pequena Anastácia. À Layana, Débora, Vanessa, Larissa, Ester e sua bebê Isabel, Raísa e Sharon, pois amigas são a família que escolhemos durante a vida.

RESUMO

RODRIGUES, V. P. G. **Elaboração de cenários de avaliação de riscos ambientais de efluentes contendo cianeto, em águas superficiais**: Revisão Bibliográfica Sistemática. 2024. 59 48 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

O cianeto é um composto químico que consiste em um átomo de carbono com ligação tripla a um átomo de nitrogênio (CN⁻), sendo considerada uma substância potencialmente tóxica. Esse composto pode ser encontrado em suas formas líquida e gasosa, chamado de cianeto de hidrogênio (HCN), ou como um pó branco, no caso dos cianetos de sódio (NaCN) e potássio (KCN). De forma geral, o cianeto é amplamente utilizado em diversas atividades humanas, como mineração, produção de plásticos e tecidos, além de ser empregado como precursor na síntese de outros compostos químicos. Quando não gerenciado da forma correta, transbordamentos ou lançamentos irregulares de efluentes cianetados podem provocar impactos negativos ambientais, afetando a fauna aquática e gerando perdas de biodiversidade. Pesquisas sobre o risco ambiental associado ao cianeto são cruciais para a preservação dos ecossistemas aquáticos e o equilíbrio ecológico. Assim, a presente pesquisa calculou o Quociente de Riscos (RQ) utilizando valores obtidos na avaliação Revisão Bibliográfica Sistemática, e valores legais de referência como valores orientativos para estabelecer os cenários de exposição I, II e III. Após o cálculo de risco agudo observou-se que tanto invertebrados quanto vertebrados apresentaram um aumento progressivo na proporção de RQ Alto, sugerindo uma preferência por habitats mais próximos aos cenários I e II. Em contraste, as algas mostraram uma distribuição mais homogênea com predominância de RQ Alto em todos os cenários, sugerindo uma maior adaptação às variações ambientais. Por fim, os protozoários exibiram uma distribuição equilibrada entre os diferentes níveis de RQ, evidenciando capacidade de adaptação a uma gama de condições de habitat. Nos ensaios de risco Crônico, todos os riscos foram indicados como altos, não havendo variação, o que pode indicar uma possível não adequação metodológica e a necessidade de testar outros métodos mais complexos e completos. Os estudos avaliados na RBS permitiram calcular o risco agudo e crônico da exposição ao cianeto, conforme objetivo geral do estudo, embora os objetivos específicos tenham sido parcialmente atendidos devido aos desafios metodológicos e à falta de informações mais aprofundadas nos efeitos do cianeto. As informações obtidas sugerem que uma gestão adequada dos efluentes industriais é crucial para mitigar os impactos ambientais. Os resultados refutam a hipótese nula de que não haveria diferenças significativas nos indicadores de ecotoxicidade e estudos adicionais são necessários para avaliar o impacto na biodiversidade e saúde dos organismos. Em conclusão, a pesquisa destaca a importância de gerenciar o uso do cianeto, integrando conhecimentos locais e considerando as particularidades dos ecossistemas para uma gestão ambiental sustentável, apesar dos desafios nas redes de defesa ambiental transnacionais.

Palavras-chave: Ecotoxicidade. Quantificação de Cianeto. Risco Ecológico. Ecologia. Biota Aquática.

ABSTRACT

RODRIGUES, V. de P. G. **Guideline-based development of Environmental Risk Assessment (ERA) scenarios for effluents containing cyanide in surface waters: Systematic Bibliographic Review.** 2024. 5948f. MBA (Monograph in Contaminated Area Management, Sustainable Urban Development and Brownfields Revitalization) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

Cyanide is a chemical compound that consists of a carbon atom with a triple bond to a nitrogen atom (CN⁻), and is considered a potentially toxic substance. This compound can be found in its liquid and gaseous forms, called hydrogen cyanide (HCN), or as a white powder, in the case of sodium (NaCN) and potassium cyanide (KCN). In general, cyanide is widely used in various human activities, such as mining, production of plastics and fabrics, in addition to being used as a precursor in the synthesis of other chemical compounds. When not managed correctly, overflows or irregular releases of cyanide effluents can cause negative environmental impacts, affecting aquatic fauna and generating biodiversity losses. Research into the environmental risk associated with cyanide is crucial for the preservation of aquatic ecosystems and ecological balance. Thus, the present research calculated the Risk Quotient (RQ) using values obtained in the Systemic Bibliographic Review assessment, and legal reference values as guiding values to establish exposure scenarios I, II and III. After calculating acute risk, it was observed that both invertebrates and vertebrates showed a progressive increase in the proportion of High RQ, suggesting a preference for habitats closer to scenarios I and II. In contrast, algae showed a more homogeneous distribution with a predominance of High RQ in all scenarios, suggesting greater adaptation to environmental variations. Finally, protozoa exhibited a balanced distribution between different RQ levels, demonstrating the ability to adapt to a range of habitat conditions. In the Chronic risk tests, all risks were indicated as high, with no variation, which may indicate a possible methodological inadequacy and the need to test other more complex and complete methods. The studies evaluated in RBS made it possible to calculate the acute and chronic risk of exposure to cyanide, according to the general objective of the study, although the specific objectives were partially met due to methodological challenges and the lack of more in-depth information on the effects of cyanide. The information obtained suggests that adequate management of industrial effluents is crucial to mitigate environmental impacts. The results refute the null hypothesis that there would be no significant differences in ecotoxicity indicators and additional studies are needed to assess the impact on biodiversity and organism health. In conclusion, the research highlights the importance of managing the use of cyanide, integrating local knowledge and considering the particularities of ecosystems for sustainable environmental management, despite challenges in transnational environmental defense networks.

Keywords: Ecotoxicity. Cyanide Quantification. Ecological Risk. Ecology. Aquatic Biota.

SUMÁRIO

1	<i>INTRODUÇÃO</i>	12
2	<i>OBJETIVOS</i>	16
2.1	Objetivo geral.....	16
2.2	Objetivos específicos.....	16
3	<i>FUNDAMENTAÇÃO BIBLIOGRÁFICA</i>	16
3.1	Valores legais de referências para cianeto nos compartimentos ambientais... 16	
3.1.1	Limites de cianeto no solo brasileiro.....	17
3.1.2	Limites de lançamento de efluentes.....	17
3.1.3	Limites de cianeto na água superficial.....	18
3.1.4	Limites de cianeto na água subterrânea e água para consumo humano no Brasil....	18
3.1.5	Limites internacionais de referência.....	18
3.1.6	Limite de cianeto em peixes e alimentos no Brasil.....	20
3.2	Conceitos gerais sobre a avaliação de risco ambiental.....	20
4	<i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	23
4.1	Revisão bibliográfica sistemática.....	23
4.2	Cálculo do Risco Ambiental para o cianeto e estabelecimento de cenários de análise	24
5	<i>RESULTADOS E DISCUSSÕES</i>	26
5.1	Descrição dos materiais selecionados.....	26
5.2	<i>Clusters</i> de coocorrência dos termos nos documentos da <i>Web Of Science</i>	30
5.3	Uso, transporte e toxicidade do cianeto.....	32
5.4	Ecotoxicidade do cianeto no meio aquático.....	37
5.4.1	Risco Ambiental Agudo.....	38
5.4.2	Risco Ambiental Crônico.....	44
5.5	Tendências de pesquisas sobre o risco ecotoxicológico do cianeto.....	46
6	<i>CONSIDERAÇÕES FINAIS</i>	48
7	<i>REFERÊNCIAS</i>	50

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Fluxograma simplificado das três etapas relacionadas à Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais: i) Busca por materiais em bases utilizando a *string* delineada; ii) Aplicação dos critérios para a seleção dos artigos a serem salvos; e, por fim, iii) Aplicação novamente dos critérios (de inclusão e exclusão) e análise dos materiais selecionados. 21
- Figura 2: Nuvem de palavras obtidas a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais 24
- Figura 3: Gráfico com quantidade de artigos brasileiros publicados por anos. 24
- Figura 4: Gráfico com quantidade de artigos brasileiros publicados por anos. 25
- Figura 5: Mapa indicando a localização dos países onde os 38 artigos foram elaborados, com contagem da quantidade de publicações. 8
- Figura 6: *Clusters* obtido a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais. 8
- Figura 7: *Clusters* obtido a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais. 9
- Figura 8: A toxicidade estimada para diferentes formas de cianeto possíveis de serem quantificados 11
- Figura 9: Fluxograma simplificado da contaminação de rios por cianetos provenientes de mineração, tanto artesanal quanto industrial. 12
- Figura 10: Modelo conceitual simplificado da contaminação de águas superficiais por cianetos com destaque para as fontes em atividades de mineração de ouro e agricultura, bem como a identificação de possíveis formas de contato dos receptores com o contaminante: A) contato em áreas agrícolas; B) ingestão de água subterrânea contaminada; C) Ingestão de alimentos contaminados; D) contato dermal (recreação). 13
- Figura 11: Gráficos de risco ambiental agudo, por grupo teste, para os três cenários elaborados considerando a presença de cianetos e águas superficiais ou efluentes que podem ser lançados em mananciais superficiais. 21
- Figura 12: Gráficos de risco ambiental crônico realizados para os três cenários elaborados considerando a presença de cianetos e águas superficiais ou efluentes que podem ser lançados em mananciais superficiais. 24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Comparação dos limites de cianeto apresentados em normas brasileiras e internacionais.	16
Tabela 2: Concentrações de cianeto reportadas por pesquisadores em mananciais de águas superficiais e de efluentes industriais (incluindo galvanoplastia (1), petroquímica (2) e mineração (3)).	14
Tabela 3: Cenários elaborados para análise genérica dos riscos ambientais considerando o cumprimento das diretrizes nacionais que limitam o cianeto em águas superficiais e efluentes que podem ser lançados em corpos hídricos.	16
Tabela 4: Cálculo de Risco Ambiental agudo utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia (cont.)	17
Tabela 5: Resumo da análise de risco ambiental agudo geral realizada para os três cenários elaborados considerando a presença de cianetos e águas superficiais ou efluentes que podem ser lançados em mananciais superficiais.	20
Tabela 6: Cálculo de Risco Ambiental crônico utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia.	23

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
OEMN	<i>One Europe More Nature</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EUROPA	Agência de Proteção Ambiental da União Europeia
WAD	<i>Weak Acid Dissociation</i>
SAD	<i>Strong Acid Dissociation</i>
SDWA	<i>Safe Drinking Water Act</i>
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
OMS	Organização Mundial de Saúde
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
AEA	Agência Europeia do Ambiente
EC50	<i>Median Effective Concentration</i>
LC50	<i>Lethal Concentration 50%</i>
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i>
MATC	<i>Maximum Acceptable Toxic Concentration</i>
PNEC	<i>Predicted No -Effect Concentration</i>

RQ	Quociente de Riscos
RBS	Revisão Bibliográfica Sistemica
ASGM	<i>Artisanal and Small-Scale Gold Mining</i>

1 INTRODUÇÃO

O termo cianeto designa compostos orgânicos e inorgânicos que apresentam o agrupamento ciano (CN⁻) (Ponce, 2001). Este agrupamento é formado por uma ligação tripla entre o átomo de carbono e o de nitrogênio (C≡N) (Craveiro, 2013; Kavasoglu *et al.* 2023). A estrutura dos cianetos permite a formação de uma ampla gama de compostos orgânicos e inorgânicos, bem como diversos complexos metálicos (da Silva *et al.*, 2023). A associação dos cianetos aos compostos orgânicos é denominada ‘nitrilas’ e estes compostos não possuem potencial tóxico (Kavasoglu *et al.*, 2023). Kavasoglu *et al.* (2023) afirmam ainda que os sais de cianeto inorgânicos, como o cianeto de sódio e o cianeto de potássio, no entanto, têm um potencial tóxico extremamente elevado.

De forma geral, o cianeto pode ser empregado como precursor na síntese de diversos compostos químicos, tais como nitrilos e ácidos correspondentes de aldeídos, resinas acrílicas, produção de fibras sintéticas, corantes, pigmentos e nylon (Ponce, 2001; CETESB, 2022). Na indústria de mineração de metais nobres, como ouro e prata, o cianeto de sódio (NaCN) atua como agente lixiviante na extração dos minérios, onde por meio de um processo chamado cianetação, o metal é dissolvido e recuperado (Ponce, 2001). As soluções de cianeto de sódio e de potássio também são amplamente empregadas na galvanoplastia para revestir metais com uma camada de outro metal, processo essencial para a fabricação de joias e componentes eletrônicos (Ponce, 2001).

O cianeto pode ser encontrado naturalmente em baixas concentrações no solo, água superficial e subterrânea, em microrganismos (bactérias, fungos e algas) e plantas (Souza, 2014). A mandioca-brava, espécie popular no Brasil, é um exemplo de planta cianogênica, grupo constituído pelos espécimes que apresentam a capacidade de sintetizar glicosídeos cianogênicos e que quando hidrolisados liberam ácido cianídrico (HCN) (Harborne, 1993). Este gênero da mandioca pode apresentar elevadas concentrações de cianeto, com capacidade de provocar quadros de intoxicação. Segundo Wobeto *et al.* (2004), mesmo o consumo apenas da folha da mandioca, é necessário avaliar os teores de cianeto anteriormente.

O cianeto livre é definido como a soma das espécies de cianeto presente em solução como cianeto de hidrogênio (HCN)(aq) e/ou (CN⁻) o íon cianeto, dependendo do pH (Marshall *et al.*, 2020). Formas menos tóxicas de cianeto são os complexos metal-cianeto, incluindo complexos dissociáveis em ácido fraco (WAD, do inglês *weak acid dissociation*) e complexos dissociáveis em ácido forte (SAD, do inglês *strong acid dissociation*) (Abe, 2021). Adicionalmente, podemos observar que o cianeto total se refere à soma de todas as espécies de

cianeto que são convertidas em cianeto de hidrogênio após destilação de refluxo de uma amostra em meio ácido forte (Marshall *et al.*, 2020).

A toxicidade do íon cianeto é conhecida há mais de dois séculos e por esse motivo, o cianeto já foi empregado como inseticida e raticida na fumigação de navios e, também, para eliminar toupeiras que infestavam algumas plantações (Craveiro, 2013). As formas mais venenosas de cianeto são o cianeto livre (CN) e o cianeto de hidrogênio (HCN) (Kavasoğlu *et al.*, 2023). O HCN, conhecido também por gás cianídrico, é o veneno de ação mais rápida que se conhece (Craveiro, 2013). O mecanismo de ação do cianeto pode ocorrer pela inibição enzimática da respiração celular, com atuação nas enzimas que contêm ferro (citocromo oxidase e catalase), impedindo a metabolização do oxigênio pelo organismo exposto ao gás, assim, lesando os órgãos mais sensíveis à escassez de oxigênio como coração e cérebro, e podendo levar à asfixia e a morte (Ponce, 2001; Silva *et al.*, 2020).

Como forma natural de produção de cianeto, pode ser destacado que a maioria dos microrganismos produz uma certa quantidade de HCN como metabolismo secundário para o desenvolvimento de derivados α -amino como proteínas e lipídios (Luque-Almagro, 2005). No entanto, as principais fontes de contaminantes de cianeto no meio ambiente são provenientes de atividades antropogênicas (Cosmos *et al.*, 2020), visto que o cianeto desempenha um papel ativo em atividades industriais como mineração, galvanoplastia, produção de tintas, processos de acabamento, produção química e refino de petróleo (Jaszczak *et al.*, 2017; Cosmos *et al.*, 2020)

As duas formas principais de tratamento de soluções contendo cianeto, utilizadas no Brasil, são a degradação natural e a oxidação através do uso de produtos químicos específicos (peróxido de hidrogênio, hipoclorito de sódio, ozônio, mistura dióxido de enxofre/ar etc.) (Granato, 1995). Devido à elevada toxicidade, a geração e descarte de efluentes cianetados no meio ambiente pode gerar impactos que são caracterizados pela alteração ou deterioração da qualidade da água dos corpos receptores desses efluentes, principalmente no que se refere à vida aquática e ao uso desta água pelo homem (Granato, 1995).

Kavasoğlu *et al.* (2023), em estudos realizados com peixes da espécie *Cyprinus carpio*, observou-se que a exposição a 0,1 mg/L e 0,2 mg/L de cianeto causaram várias diferenças histomorfológicas no fígado, brânquia, e tecidos cutâneos de peixes que foram submetidos a dietas com cianeto. O estudo de Kavasoğlu *et al.* também demonstrou que Cd, CN e sua combinação, através da cadeia alimentar, induzem estresse oxidativo nos pulmões, testículos, coração e cérebro em ratos.

O tempo de permanência (meia-vida) do composto na atmosfera pode chegar a 5 anos, dependendo das condições ambientais (CETESB, 2022). Na água existe um equilíbrio químico entre os íons cianeto e o ácido cianídrico, determinado pela temperatura e pH, e no solo pode ocorrer a formação de complexos estáveis, volatilização ou biodegradação (CETESB, 2022).

Cabe ressaltar que uma avaliação de risco ambiental de substâncias químicas pode ser realizada comparando-se a concentração prevista sem efeito (PNEC) com a concentração ambiental prevista ou observada (MEC) (May *et al*, 2016). May *et al*. (2016) complementam ainda que a PNEC representa uma concentração abaixo da qual não se esperam efeitos indesejáveis e é, geralmente, derivada de estudos de efeito laboratorial, aplicando um fator de avaliação sobre a concentração de efeito mais baixa determinada ou a concentração sem efeito observado (NOEC).

O presente trabalho teve como objetivo trazer à luz as principais discussões relacionadas à ecotoxicidade de compostos de cianeto na biota aquática. Para tanto, foram estudados estudos elaborados no Brasil e em outros países, assim como um compilado de legislações e normas, nacionais e internacionais, que estabelecem limites de concentração de cianeto e os riscos ambientais associados. Além de apresentar os principais estudos já produzidos sobre o tema, o presente documento estabelecerá, uma relação de concentrações observadas em águas superficiais sob contaminação de cianeto (diferentes cenários de exposição) e os efeitos adversos agudo e crônico observados na biota aquática.

Os resultados obtidos a partir dessa pesquisa podem ser utilizados para aprimorar as práticas de gestão ambiental em atividades que envolvem o uso do cianeto, bem como para a elaboração de políticas públicas mais efetivas para a proteção da fauna aquática e dos ecossistemas terrestres.

1. 1 Hipótese e perguntas de pesquisa

A presença de cianeto em ecossistemas aquáticos, decorrente de atividades humanas como a mineração, representa uma preocupação ambiental significativa devido aos potenciais efeitos ecotoxicológicos sobre a biota aquática. Nesse contexto, duas questões de pesquisa emergem para orientar a análise, considerando a revisão sistemática de trabalhos científicos e a avaliação de valores preconizados por diretrizes e normas brasileiras e internacionais: i) Há evidências científicas disponíveis sobre os efeitos ecotoxicológicos da presença de cianeto em ecossistemas aquáticos, especialmente considerando os valores orientadores das diretrizes e normas brasileiras e internacionais?; ii) Ao analisar os trabalhos científicos existentes e os valores estabelecidos pelas diretrizes e normas, quais as discrepâncias ou convergências nas avaliações dos indicadores de ecotoxicidade da fauna aquática em áreas impactadas pelo cianeto?

Como hipótese de pesquisa, foram delineadas a hipótese nula e a alternativa:

- Hipótese Nula (H0): Não haverá diferenças significativas nos indicadores de ecotoxicidade e na saúde da fauna aquática nas áreas afetadas pelo cianeto quando utilizado os valores orientadores de diretrizes e normas brasileiras e internacionais, sugerindo que o cianeto não tem efeitos adversos mensuráveis nestas condições.
- Hipótese Alternativa (H1): A presença de cianeto em ecossistemas aquáticos, resultante de atividades como a mineração, apresenta efeitos ecotoxicológicos significativos na fauna aquática, impactando negativamente a biodiversidade e a saúde dos organismos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal desta monografia foi realizar uma análise do risco ambiental do cianeto em ecossistemas fluviais, incorporando valores de orientação e, com uma revisão sistemática, sintetizar o conhecimento existente sobre a presença de cianeto e suas implicações ambientais nos rios.

2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos deste trabalho, podemos destacar:

- Investigar os impactos ecotoxicológicos do cianeto nos ecossistemas aquáticos, considerando os limites das diretrizes, e discernir os efeitos potenciais para a biota aquática; e
- Com base na análise bibliométrica, formular orientações práticas para a mitigação e gestão dos riscos ambientais relacionados com o cianeto nos ecossistemas fluviais, com o objetivo de informar as políticas e práticas ambientais.

3 FUNDAMENTAÇÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Valores legais de referências para cianeto nos compartimentos ambientais

A regulamentação dos limites de cianeto na água e no solo desempenha um papel crucial na preservação ambiental e na proteção da saúde pública, visto que as atividades antropogênicas como a mineração, galvanoplastia e a agricultura, contribuem significativamente para a abundância de produtos químicos nocivos, como o cianeto, nos ecossistemas, afetando os seres humanos, as plantas e a vida aquática (Cosmos *et al.*, 2020; Shan *et al.*, 2023).

Essa preocupação é respaldada por eventos ambientais como o ocorrido na Baía Mare, na Romênia em 2000, quando 100.000 metros cúbicos de efluente contendo 120 toneladas de cianeto e metais potencialmente tóxicos provenientes da mina Aurul S.A (administrada em conjunto por australianos e romenos) foram liberadas no rio Tisza, um dos maiores afluentes do rio Danúbio (Ponce, 2001; EU, 2003; Viana, 2018). Esta contaminação percorreu o curso do rio Lopus (Romênia), atingindo os Rios Somes e Tisa na Hungria antes de chegar ao Danúbio (EU, 2003). O Danúbio é o segundo maior rio da Europa, fluindo por 2.857 km desde a Floresta Negra da Alemanha até o seu delta no Mar Negro (Comero, 2014). Análises da qualidade da

água no dia do acidente indicaram concentrações de cianeto 800 vezes acima do limite máximo permitido (Ponce, 2001; Viana, 2018).

Derramamentos de rejeitos de minas foram relatados em todo o mundo, por exemplo, em Merrisespruit na África do Sul (1994), em Omai na Guiana (1994), os de 152 Aznalcóllar na Espanha (1998), da Baía de Mare, o da Baía Borsa na Romênia (2000) e na 153 mina de Aitik na Suécia (2000) (Viana, 2018), com sérias implicações para os principais cursos de água afetados, especialmente devido à libertação de elevadas concentrações de metais (Martins e Takahashi, 2022). Estudos de Egbueri *et al.* (2018) mostraram que a má gestão desses resíduos químicos torna os sistemas de água vulneráveis às ameaças de poluição. Logo, regulamentações nacionais e internacionais são fundamentais para gestão integrada dos riscos adversos associados à geração e tratamento de efluentes cianetados.

3.1.1 *Limites de cianeto no solo brasileiro*

A Resolução CONAMA n° 420 (CONAMA, 2009) dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. No que concerne aos limites de cianeto presentes no solo, a Resolução CONAMA n° 420 não apresenta valores de referência (CONAMA, 2009). Quando se suspeita do potencial risco ambiental, apresentado pelo cianeto presente no solo, realiza-se uma investigação ambiental, conforme preconiza a Norma da ABNT NBR 15.515 (versão corrigida de 2011), que estabelece diretrizes para a investigação ambiental de áreas contaminadas, fornecendo procedimentos detalhados para coleta de amostras, análises laboratoriais, avaliação de riscos à saúde humana e ao meio ambiente, além de orientações sobre a interpretação dos resultados obtidos.

3.1.2 *Limites de lançamento de efluentes*

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 430 (CONAMA, 2011), que alterou e complementou a Resolução n° 357, dispõe sobre padrões de lançamento de efluentes de fontes de poluição em corpos de água receptores. O limite máximo de cianeto total é de 1,0 mg/L e de cianeto livre (destilável por ácidos fracos) 0,2 mg/L em efluentes.

3.1.3 Limites de cianeto na água superficial

No âmbito da água superficial, a Resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005) estabelece critérios e padrões de qualidade para diversos parâmetros, incluindo o cianeto. O limite máximo permitido para a concentração de cianeto livre nas águas doces de classe 1 e 2 é de 0,005 mg/L (miligramas por litro). Essa regulamentação visa proteger ecossistemas aquáticos e garantir a potabilidade da água utilizada para abastecimento público.

3.1.4 Limites de cianeto na água subterrânea e água para consumo humano no Brasil

A Resolução CONAMA n° 396/2008, ao estabelecer os critérios e valores para a qualidade da água subterrânea, define que o limite máximo aceitável para a presença de cianeto em águas com uso preponderante sendo a para Recreação de 100 µg/L (microgramas por litro).

No âmbito da potabilidade da água para consumo humano, a CONAMA n° 396/2008 estipula um limite ainda mais restrito para a concentração de cianeto, sendo 70 µg/L (microgramas por litro). A vigente Portaria GM/MS n° 888 de 4 de maio de 2021 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, removeu o cianeto das tabelas de padrão de potabilidade, sendo anteriormente legislado pela revogada Portaria de Consolidação N° 5, de 2017 em 0,07 mg/L (miligramas por litro) (GM/MS, 2021).

3.1.5 Limites internacionais de referência

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, do inglês *Environmental Protection Agency*) é a autarquia estadunidense responsável pela preservação e gestão dos recursos naturais, incluindo os padrões de qualidade para fornecimento de água potável no país. No contexto da legislação de potabilidade de água nos Estados Unidos, destaca-se a Lei de Água Potável Segura (SDWA, do inglês *Safe Drinking Water Act*).

A SDWA foi originalmente aprovada pelo Congresso em 1974 para proteger a saúde pública, regulamentando o abastecimento público de água potável do país. A lei foi alterada em 1986 e 1996. A SDWA autoriza a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) a estabelecer padrões nacionais de saúde para água potável para proteção contra contaminantes naturais e produzidos pelo homem que pode ser encontrado na água potável (EPA, 2004). Referente ao limite máximo permitido para o cianeto, a legislação estabelece uma concentração de cianeto de 200 µg/L.

Referente ao limite máximo permitido, a legislação estabelece uma concentração de cianeto de 50 µg/L, sendo valor mais restrito entre Brasil e Estados Unidos, conforme apresentado na Tabela 1:.

Tabela 1: Comparação dos limites de cianeto apresentados em normas brasileiras e internacionais.

Legislação	Compartimento Ambiental	Valores Máximos Permitidos de Cianeto	
		Limite (µg/L)	Forma do Cianeto (a)
CONAMA nº 420/2009	Solo	NR	NA
CONAMA nº 357/2005	Águas superficiais (Classe 1 e 2)	5	Cianeto Livre
CONAMA nº 357/2005	Águas superficiais (Classe 3)	22	Cianeto Livre
CONAMA nº 357/2005	Água salina (Classe 1 e 2)	1	Cianeto Livre
CONAMA nº 357/2005	Água salobra (classes 1 e 2)	1	Cianeto Livre
CONAMA nº 396/2008	Água Subterrânea (b)	100	Não especificado em norma
CONAMA nº 396/2008	Água Subterrânea (c)	70	Não especificado em norma
CONAMA nº 430/2011	Efluente	100	Cianeto Total
CONAMA nº 430/2011	Efluente	20	Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)
PORTARIA GM/MS 888/2021	Consumo Humano	NR	NA
OMS	Consumo Humano	NR	NA
EPA (EUA)	Consumo Humano	200	Cianeto Livre
AEA (EU)	Consumo Humano	50	Não especificado em norma

Fonte: Autoria própria, a partir de dados de valores orientadores brasileiros e internacionais

- a. Cianeto Livre, Cianeto Total ou Cianeto WAD
 - b. Uso preponderante recreação
 - c. Uso preponderante consumo humano
- NR Não Regulamentado
NA Não aplicável

No âmbito da União Europeia, a Agência Europeia do Ambiente (AEA) promove a proteção ambiental e regulamenta a coleta de dados relevantes para embasar políticas e práticas ambientais entre os Estados-Membros. A legislação de potabilidade de água dentro da UE é regida por diretrizes específicas que visam garantir a segurança e a qualidade da água consumida pela população. Dentre essas normativas, destaca-se a Diretiva (UE) 2020/2184, que estabelece padrões de qualidade para a água destinada ao consumo humano. Todavia, a Organização Mundial da Saúde, por meio da Diretrizes da Organização Mundial da Saúde para a qualidade da água potável, em sua quarta edição, não estabelece valores de referência para cianeto visto que ocorre na água potável em concentrações bem abaixo daquelas que são preocupantes à saúde, exceto em situações de emergência após um derramamento em uma fonte de água.

3.1.6 Limite de cianeto em peixes e alimentos no Brasil

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) é a autoridade federal responsável pelo estabelecimento de limites de contaminantes nos alimentos no Brasil. Para este processo de fixação de limites, a ANVISA adota as metodologias recomendadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura - FAO (do Inglês *Food and Agriculture Organization of the United Nations*), mundialmente reconhecidas por especialistas e autoridades de saúde estrangeiras.

A Resolução nº 42 de 29/08/2013 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2013), dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. O regulamento técnico estabelece limites máximos para a presença de contaminantes inorgânicos em alimentos, visando proteger a saúde pública. Os contaminantes inorgânicos legislados são apenas: arsênio, cádmio, chumbo, estanho e mercúrio, não sendo estabelecido limites para o cianeto.

3.2 Conceitos gerais sobre a avaliação de risco ambiental

Perigo e risco são termos frequentemente empregados como equivalentes, porém, apresentam significados distintos (Hanekamp; Calabrese, 2021). A noção de risco é a combinação entre a oportunidade de ocorrência de um evento e a magnitude do dano associado, representado bem a dinâmica de como os produtos químicos e os organismos vivos interagem (Hanekamp; Calabrese, 2021). A noção de risco é, em geral, a combinação de probabilidade (probabilidade) e a dimensão do dano (evento indesejado) (Hanekamp; Calabrese, 2021), como pode sugerido pela representação: $\text{Risco} = \text{Perigo} \times \text{Exposição}$. Desta forma, poderíamos

reforçar que o risco está intrinsecamente relacionado à possibilidade de um organismo analisador estar exposto à concentração de uma substância de interesse que pode apresentar algum tipo de perigoso.

O conceito de risco ambiental refere-se à probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em um determinado ecossistema, associado à presença de substâncias tóxicas como, por exemplo, o cianeto (CETESB, 2021). Por conseguinte, quando avaliamos e quantificamos o risco associados a contaminantes como o cianeto, na fauna aquática, faz-se necessário uma abordagem multidisciplinar, incorporando aspectos toxicológicos, hidrogeológicos e ecotoxicológicos.

Para calcular o risco, são utilizados modelos matemáticos que consideram a exposição dos organismos aquáticos às SQIs - Substâncias Químicas de Interesse, levando em conta fatores como concentração, tempo de exposição e características específicas da espécie (Chile, 2014)

A caracterização do risco inclui dois componentes principais – estimativa do risco e descrição do risco. Para a "Estimativa de risco" avalia-se: o nível de exposição estimado ou medido para cada estressor e população vegetal ou animal, comunidade ou ecossistema em questão; e os dados sobre os efeitos esperados para esse grupo relativamente ao nível de exposição (EPA, 1998). A "descrição do risco" fornece informações importantes para a interpretação dos resultados do risco. Isso inclui: se são esperados efeitos nocivos nas plantas e animais em questão; comparações qualitativas relevantes; e como as incertezas (lacunas de dados e variação natural) podem afetar a avaliação (EPA, 1998).

A estimativa de risco pode ser desenvolvida usando um ou mais das seguintes técnicas: (1) estudos observacionais de campo, (2) classificações categóricas, (3) comparação de estimativas de exposição e efeitos de ponto único, (4) comparações incorporando toda a resposta ao estressor relacionamento, (5) incorporação de variabilidade nas estimativas de exposição e/ou efeitos, e (6) processo modelos que se baseiam parcial ou totalmente em aproximações teóricas de exposição e efeitos (EPA, 1998).

Os efeitos ecológicos adversos, neste contexto, representam mudanças que são indesejáveis porque alteram atributos estruturais ou funcionais valorizados das entidades ecológicas sob consideração (EPA, 1998). Para avaliação dos resultados, estudos e relatórios relacionados à toxicidade ambiental, utilizam-se termos específicos que quantificam os efeitos dos nos organismos vivos e no meio ambiente, são o caso das concentrações EC50, LC50, LOAEL, NOAEL, MATC e PNEC, os quais serão descritos a seguir.

A concentração CE_{50} (ou EC_{50} , do inglês *effect concentrations*) representa a concentração estimada estatisticamente, ou graficamente, que se espera que cause um ou mais efeitos específicos em 50% de um grupo de organismos sob condições específicas (ASTM, 1996; EPA, 1998; Rodrigues *et al.*, 2011). O valor de CL_{50} (ou LC_{50} , do inglês *lethal concentration*) já indica a concentração estimada estatisticamente, ou graficamente, que se espera que seja letal para 50% de um grupo de organismos sob condições específicas (ASTM, 1996; EPA, 1998; Rodrigues *et al.*, 2011).

O valor LOAEL (do inglês *Lowest-observed-adverse-effect level*), por outro lado, indica o nível mais baixo de um estressor avaliado em um teste que causa diferenças estatisticamente significativas em relação aos controles (EPA, 1998; Buch *et al.* 2020). Adicionalmente, o valor NOAEL (do inglês *no-observed-adverse-effect level*) representa o nível mais alto de um estressor avaliado em um teste que não causa diferenças estatisticamente significativas em relação aos controles (EPA, 1998; Buch *et al.* 2020).

Para um teste de efeitos ecológicos específico, a Máxima concentração tóxica aceitável MATC (do inglês, *Maximum acceptable toxic concentration*) é usada para significar a faixa entre o NOAEL e o LOAEL ou a média geométrica do NOAEL e do LOAEL. A média geométrica também é conhecida como valor crônico (EPA, 1998; Rodrigues *et al.*, 2011). A máxima concentração que um contaminante pode estar na água e que não se espera que ocorram efeitos crônicos na biota, é definido pelo PNEC, *Predicted No-Effect Concentration* (Montagner, Vidal, Acayaba, 2017; Rodrigues *et al.*, 2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Revisão bibliográfica sistemática

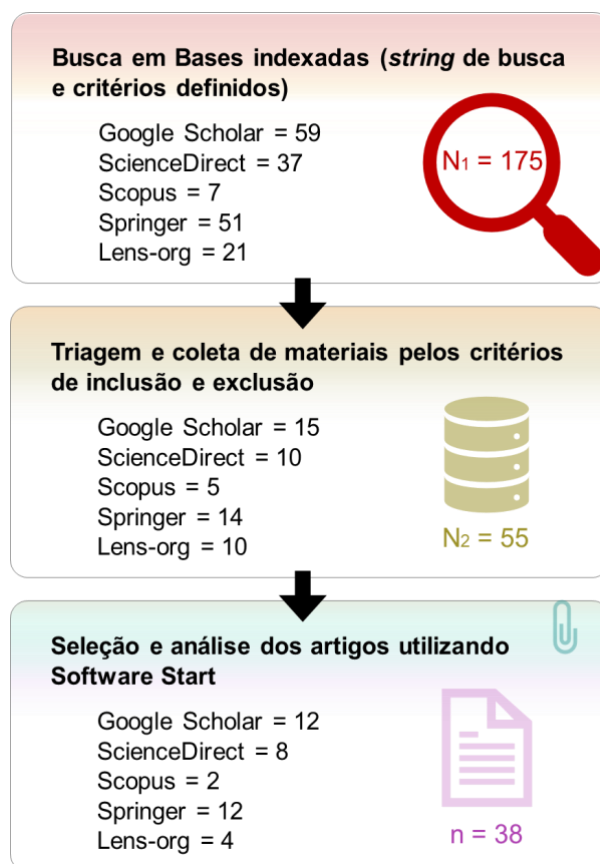
A elaboração deste estudo consiste na revisão de artigos sobre a ecotoxicidade do cianeto e os efeitos observados na comunidade aquática. Inicialmente, foram realizadas pesquisas abrangentes para identificar e coletar produções científicas que discutem o impacto ecotoxicológico do cianeto na natureza, com o recorte de pesquisa voltada aos impactos diretos no ecossistema aquático específico para águas doces lóxicas, ou seja, rios e córregos. Utilizou-se de bases de dados acadêmicas, revistas científicas e outras fontes confiáveis. Ao decorrer da seleção de informações publicadas, priorizou-se publicações em periódicos revisados por pares (*peer review*), garantindo-se assim, a confiabilidade das informações apresentadas.

Para a busca e seleção das publicações, foram selecionadas as bases da Elsevier (Science Direct e Scopus), da Springer, da Google (Google Scholar) e também da plataforma de busca Lens (Lens.org). Vale destacar que apenas as bases Science Direct e Springer possuem artigos exclusivamente de uma editora específica, portanto, a escolha também se baseou na diversidade de materiais a serem encontrados e selecionados para posterior análise. A maioria dos resultados não estava de acordo com a *string* de busca utilizada, aceitando inclusive temas que não são de nenhum dos termos utilizados, por exemplo, com análise de contaminação de solos apenas utilizando análises físico-químicas. Os critérios de inclusão para a seleção dos materiais da RBS foram materiais:

1. resultantes da *string* de busca definida para as bases de busca de material científico (“cyanide” AND ((environmental AND risk) OR (risk AND quotient)) AND (ecotoxicology) AND (“RIVER” OR “WATER”) AND (“Brazil”));
2. escritos em Inglês;
3. que sejam artigos científicos publicados entre 2019 e 2024;
4. de livre acesso ou disponíveis pelas bibliotecas da Universidade de São Paulo e da Universidade Federal de São Carlos.

No fluxograma, da Figura 1, podem ser observadas as principais etapas da Revisão Bibliográfica Sistemática delineada neste estudo.

Figura 1: Fluxograma simplificado das três etapas relacionadas à Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais: i) Busca por materiais em bases utilizando a *string* delimitada; ii) Aplicação dos critérios para a seleção dos artigos a serem salvos; e, por fim, iii) Aplicação novamente dos critérios (de inclusão e exclusão) e análise dos materiais selecionados.



Fonte: Autoria própria.

Assim, todos os arquivos relacionados foram selecionados em um primeiro momento, para posterior seleção segundo os critérios mais específicos. Após a seleção e coleta dos artigos, os conteúdos foram revisados, e catalogados por temas e subtemas. Além disso, avaliou-se criticamente cada artigo, considerando aspectos como a robustez dos métodos de pesquisa, a validade dos resultados e a relevância das conclusões para o tema da monografia.

4.2 Cálculo do Risco Ambiental para o cianeto e estabelecimento de cenários de análise

A Avaliação do Risco Ambiental (ERA) de contaminantes em ambientes aquáticos pode ser realizada, seguindo diretrizes da União Europeia, com aplicação de cálculos do risco ambiental utilizando diferentes concentrações de referência. A avaliação de risco pode ser, portanto, quantificada com adoção de métricas conhecidas como, por exemplo, o Quociente de Riscos (RQ). Em termos gerais, o RQ pode ser calculado a partir da divisão de sua concentração ambiental (MEC) pela concentração sem efeito previsto (PNEC, do inglês *“Predicted No-Effect*

Concentration”) (Dong *et al.*, 2022), conforme Equação 1. Vale ressaltar que o valor de PNEC pode ser obtido a partir da Equação 2. Para este trabalho, tanto os valores de MEC quanto de PNEC são expressos em $\mu\text{g/L}$.

$$RQ = MEC / PNEC \quad (\text{Equação 1})$$

$$PNEC_{(Agudo)} = EC / 1000 \quad (\text{Equação 2})$$

Foram elaborados três cenários distintos com adoção de diretrizes específicas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com o intuito de avaliar o risco associado a contaminantes em ambientes aquáticos, em especial, rios e córregos.

No primeiro cenário, foram abarcadas as Classes 1 e 2 de águas superficiais, conforme preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005, ou seja, águas de alta qualidade destinadas ao abastecimento humano, após tratamentos simplificados, além da proteção às comunidades aquáticas. O valor de referência estabelecido para o Cenário I foi de $5 \mu\text{g/L}$.

Já no segundo cenário analisado, referente à Classe 3 de águas superficiais, também de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, as águas em questão são destinadas a usos que não demandam uma qualidade tão elevada ou ao abastecimento para consumo humano somente após tratamento convencional ou avançado. No Cenário II, o valor de referência ambiental é de $22 \mu\text{g/L}$.

No último cenário, foi considerada a avaliação do risco associado ao lançamento de efluentes, guiado pela Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011). Nesse contexto, a diretriz e uso indicado são direcionados à análise cuidadosa dos riscos ambientais provenientes desses lançamentos. Apesar de o lançamento de efluentes em águas terem como premissa básica que não haverá a alteração da classe do corpo hídrico, o valor de referência foi adotado considerando que a CONAMA 430 não recomenda valores superiores a $100 \mu\text{g/L}$ no lançamento dos efluentes (CONAMA, 2011). Assim, o valor de referência MEC do Cenário III foi estabelecido em $100 \mu\text{g/L}$, servindo como parâmetro crítico para a compreensão do impacto potencial desses efluentes nas águas superficiais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Descrição dos materiais selecionados

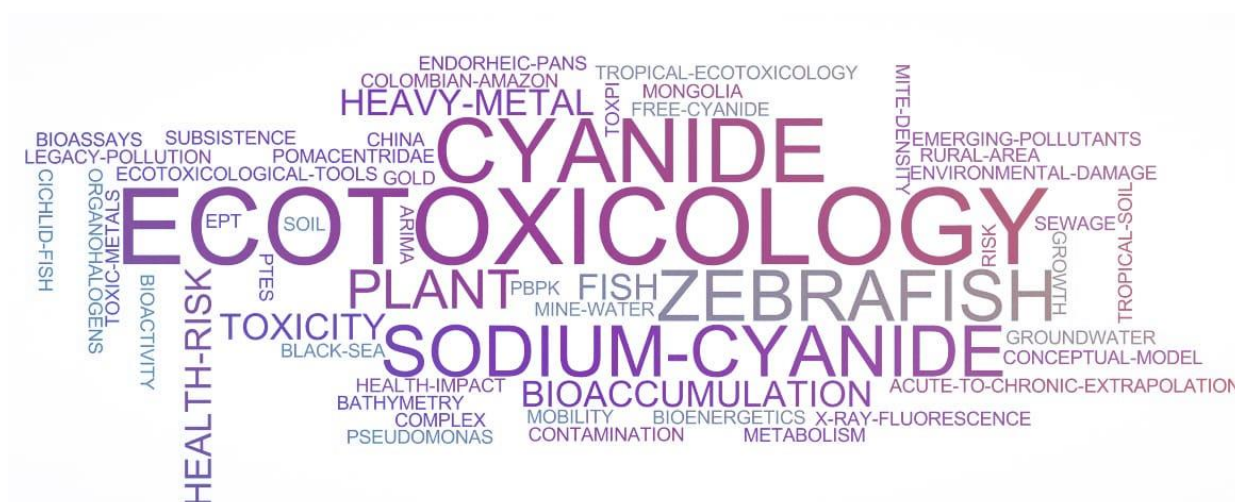
A Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) foi realizada, nesta monografia, utilizando 38 trabalhos científicos coletados em cinco bases de pesquisa, sendo elas a *Springer*, *Scopus* (Elsevier), *ScienceDirect* (Elsevier), *Google Scholar* (Google Acadêmico) e a plataforma *Lens* (Lens.org). Vale ressaltar, que duas outras bases de diferentes editoras (*Taylor & Francis* e *Wiley*) foram verificadas, mas que não houve resultados diretos significativos na busca. Os critérios definidos foram adotados a fim de se selecionar os materiais disponíveis no período de cinco anos (entre janeiro de 2019 a 2024 – a data da coleta foi 26 janeiro de 2024, apesar de algumas publicações serem posteriores a essa data devido ao aceite de pesquisas a serem publicadas em próximas edições de periódicos).

A primeira observação importante é que dos 38 arquivos selecionados, apenas 13 foram focados especificamente no cianeto, a substância química de interesse definida para esta pesquisa. Apesar de, a princípio, os materiais terem sido selecionados do tipo específico de “Pesquisa científica prática”, a seleção e análise dos artigos foram realizadas com materiais de diferentes tipos de pesquisa. Primeiramente, vale destacar que 24 artigos de pesquisas práticas podem ser divididos em três tipos: seis artigos sobre o desenvolvimento de métodos analíticos; cinco artigos foram realizados em mais de um lugar (físico) e tiveram comparação de resultados; 13 artigos foram estudos de caso, com pesquisas práticas aplicadas a apenas um local. Por fim, foram analisados 14 estudos teóricos.

Dentre os 38 artigos, 10 trabalhos foram aplicados à Ecotoxicologia, sendo quatro destes com a indicação direta de faixas de concentração de cianeto que puderam ser utilizadas para avaliação do risco ambiental.

Na Figura 2 apresenta-se a nuvem de palavras gerada a partir dos documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre a contaminação de cianeto em águas superficiais. Esta visualização, gerada pelo *software* Start, oferece uma representação gráfica das palavras-chave e dos termos mais frequentemente encontrados na literatura revisada, destacando os principais temas e áreas de interesse relacionados ao problema da contaminação por cianeto em ambientes aquáticos.

Figura 2: Nuvem de palavras obtidas a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais

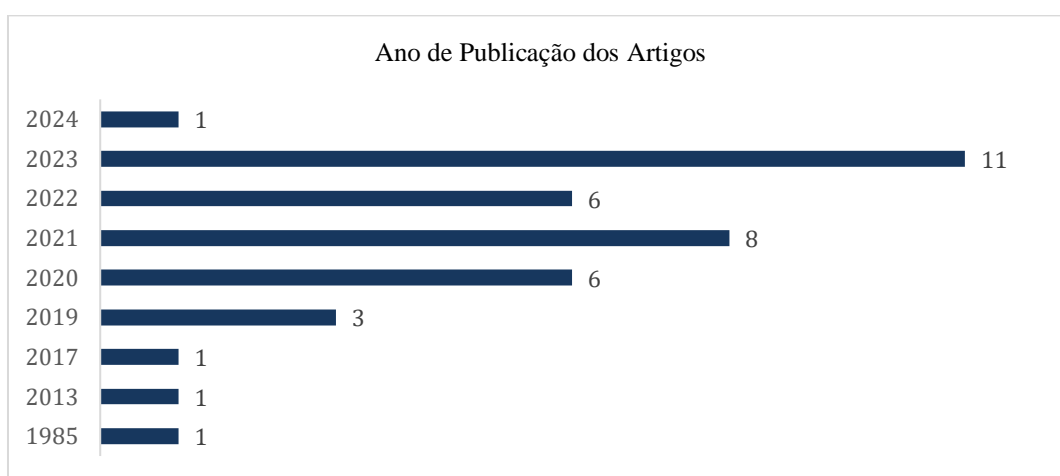


Fonte: Autoria própria (Software Start).

A revisão bibliográfica sobre a ecotoxicidade do cianeto incluiu um total de 38 artigos relevantes publicados entre os anos de 1985 e 2024, abrangendo diversas áreas da ciência ambiental e toxicologia. Há inúmeros periódicos que veiculam esses estudos selecionados, refletindo o interesse multidisciplinar e a importância do tema na comunidade científica.

Em termos percentuais, 20% dos artigos selecionados foram produzidos no ano de 2023 (N=11), 21% produzidos em 2021 (N= 8), 16% produzidos em 2020 (N=6), 16% produzidos em 2022 (N=6), e 8% em 2019 (N=3). Os demais anos tiveram uma participação percentual de 3% no total das publicações, com apenas 1 artigo (Figura 3).

Figura 3: Gráfico com quantitativo de artigos avaliados na RBS, por ano de publicação.



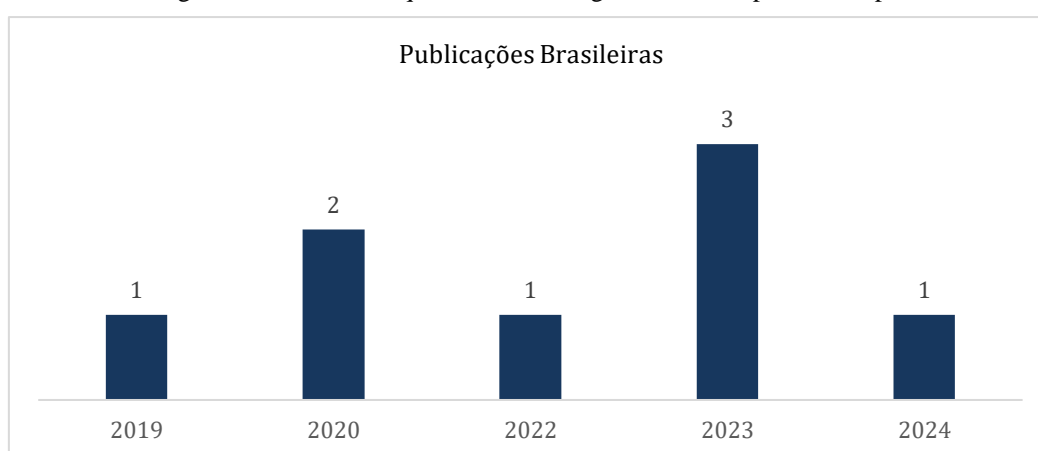
Fonte: Autoria própria.

Evidenciou-se também uma considerável diversidade de países relacionados nas publicações, evidenciando uma preocupação global com os efeitos adversos desse composto químico nos ecossistemas aquáticos e na saúde humana. A *string* de busca utilizada incluiu o termo “Brazil” com o intuito de delimitar a abrangência das pesquisas brasileiras, para obter informações em áreas com similaridades de condições climáticas, pedológicas e geológicas. No entanto, apenas cinco artigos brasileiros foram selecionados e analisados nesta pesquisa. Dos 38 artigos, 15 artigos não apresentaram etapas práticas realizadas em que o local fosse uma variável relevante, se concentrando em ensaios laboratoriais ou análises teóricas. Inúmeros países foram abrangidos tais como a China, Taiwan, Mongólia, Estados Unidos da América, Alemanha, Holanda, França, Itália, Polônia, Rússia, África do Sul, Gana, Turquia, Panamá, Peru, Equador e Colômbia.

Em termos percentuais, 21% dos artigos selecionados foram produzidos no Brasil (N=8) e 11% produzidos nos Estados Unidos (N=11). Turquia e China apresentaram 8% das publicações (N=3) cada, Alemanha, Índia, África do Sul e Grécia com 5% das publicações cada (N=2). Os demais países tiveram uma participação percentual de 3%, cada, no total das publicações, com apenas 1 artigo, sendo: Panamá, Colômbia, Rússia, Equador, Nigéria, Espanha, Polônia, México, Taiwan, Mongólia, Gana e Nepal (Figura 5).

Cabe destacar que os artigos brasileiros representaram a maior parte percentual das publicações (21%) e foram produzidos a partir do ano de 2019, Figura 4, mostrando uma crescente nas discussões nos últimos anos e um protagonismo brasileiro nas temáticas buscadas.

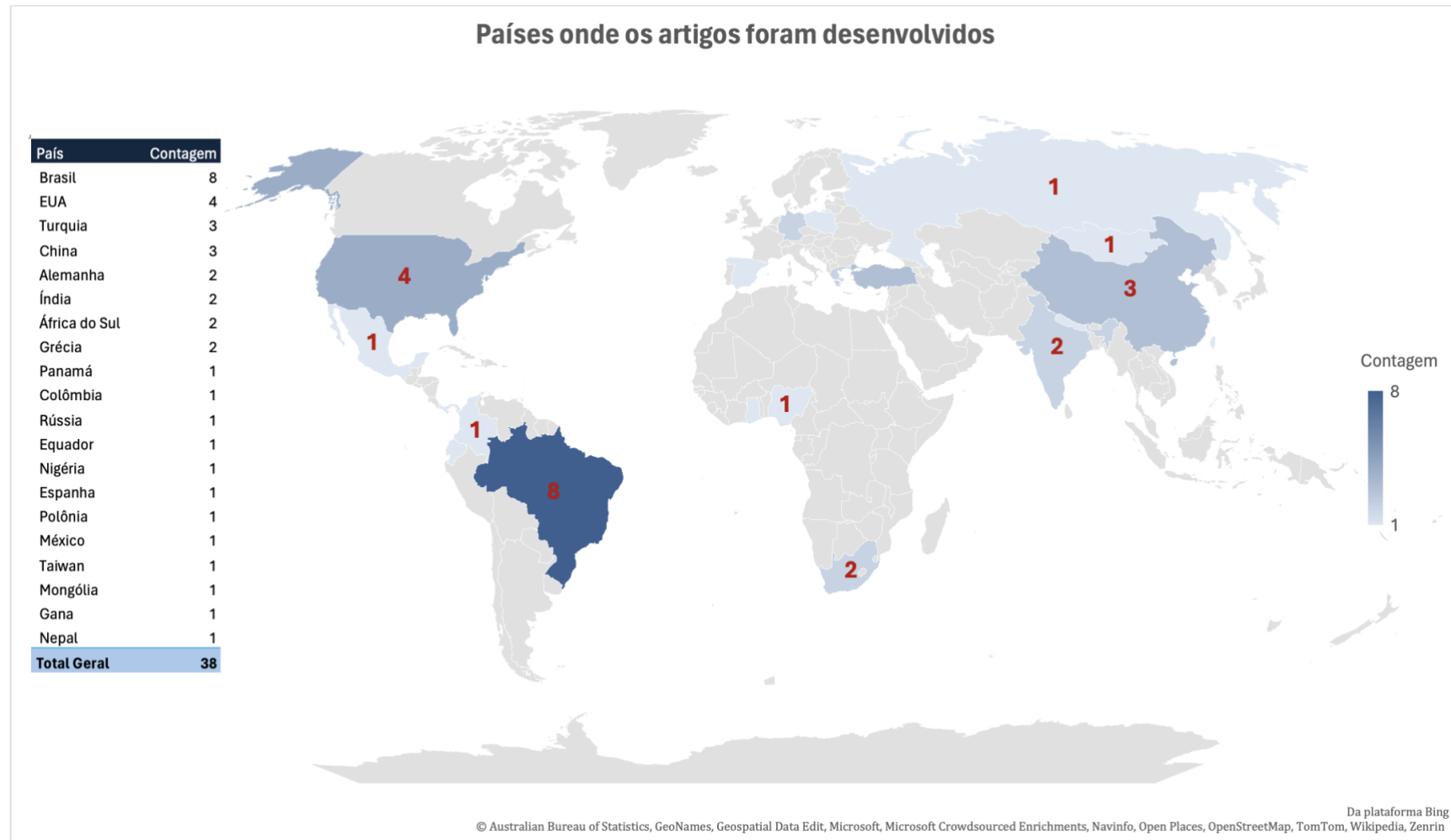
Figura 4: Gráfico com quantidade de artigos brasileiros publicados por anos.



Fonte:

Autoria própria.

Figura 5: Mapa indicando a localização dos países onde os 38 artigos foram elaborados, com contagem da quantidade de publicações.



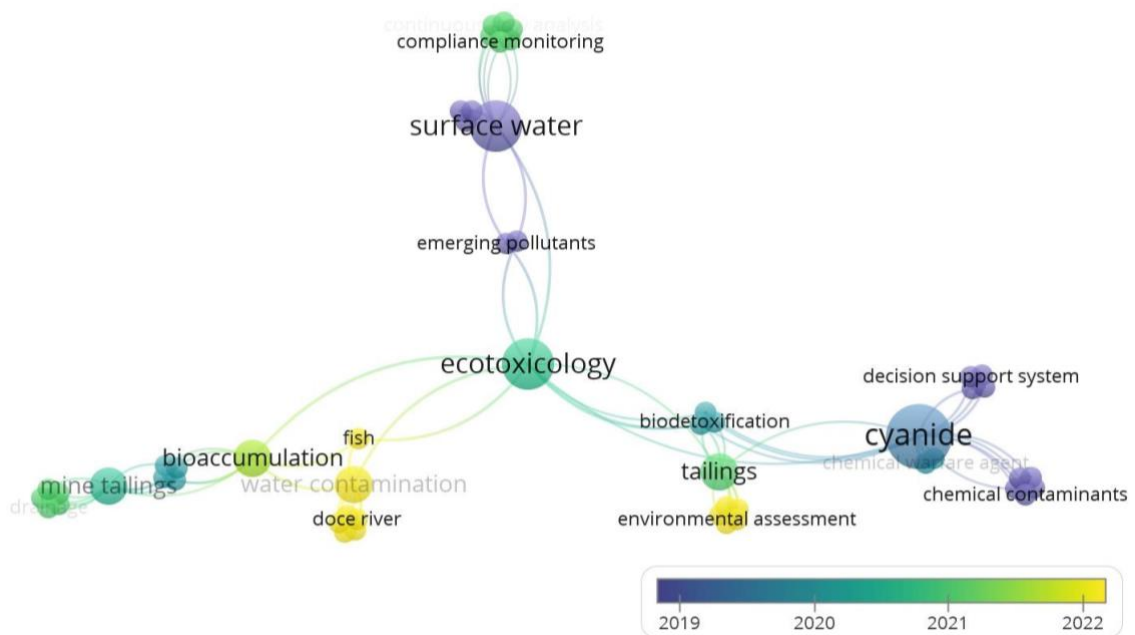
Fonte: Autoria própria (Software Excel).

5.2 Clusters de coocorrência dos termos nos documentos da Web Of Science

Clusters de coocorrência de artigos científicos referem-se a grupos de termos frequentemente encontrados juntos em documentos acadêmicos. Esses *clusters* são construídos por meio de análises de texto com o objetivo de identificar padrões de associação e semântica entre os termos. Esta análise permite agrupar as palavras-chave mais frequentes em conjunto para entender quais termos estão semanticamente relacionados. A análise de *clusters* pode ser realizada utilizando diversas técnicas, incluindo abordagens estatísticas, algoritmos de aprendizado de máquina e métodos de processamento de linguagem natural (Metz, 2006).

Na Figura 6 é apresentado um *Clusters* gerados com os principais termos presentes nos materiais utilizados dentro da RBS. Alguns termos foram filtrados como nome de localidades e expressões não relacionadas aos itens da pesquisa.

Figura 6: *Cluster* obtido a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais.



Fonte: Autoria própria (Software ResearchGate).

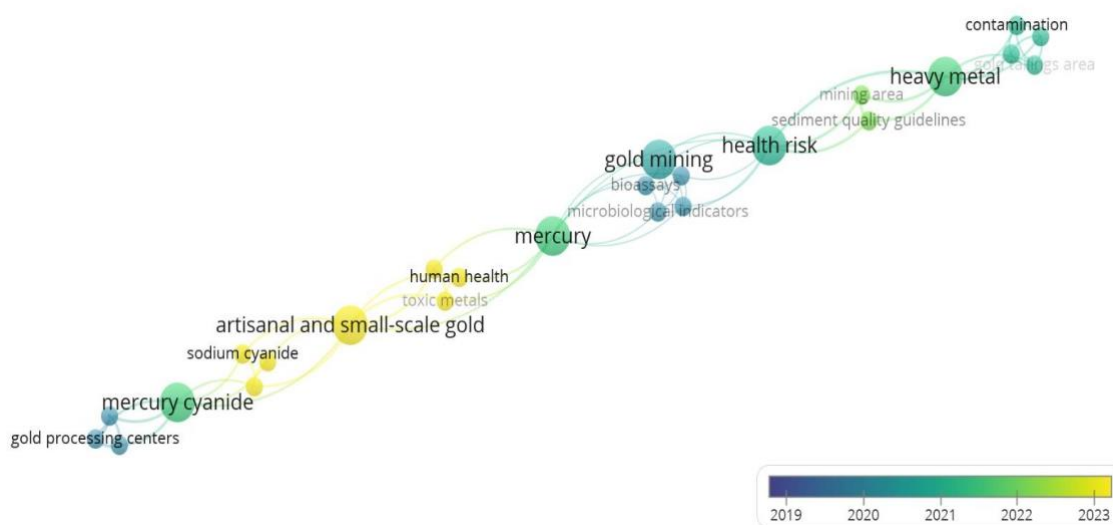
Quanto maior o ícone aparece, mais vezes o termo foi citado, conforme pode ser observado os termos “*cyanide*” e “*surface water*”, mostrando que o cianeto é um elemento presente de forma recorrente nas discussões envolvendo a Ecotoxicologia.

Os termos “*Water contamination*” próximo à “*fish*” em estudos de 2022, indicam a relação entre esses organismos aquáticos e estudos sobre contaminação, assim como a atualidade dessas discussões no cenário da Mineração, visto a proximidade também do termo “*Mine tailings*” em estudos de 2021. “*Environmental assessment*” mostra-se como um termo atual, presente nas pesquisas mais recentes.

Corroborando ao protagonismo brasileiro identificado no percentual das publicações, a presença do termo “*doce river*” reforça a tendência identificada de aumento dos estudos de ecotoxicidade após os eventos ambientais de rompimento de barragens no Brasil. Outra observação pertinente é a presença do termo “*bioaccumulation*”. Como discutido anteriormente, estudos indicam que o cianeto não apresenta comportamento de bioacumulação, entretanto a presença do termo reforça que a discussão sobre essa característica ocorre frequentemente dentro dos estudos de ecotoxicidade.

Na Figura 7 é apresentado outro *Cluster* gerados com os principais termos presentes nos materiais utilizados dentro da RBS.

Figura 7: *Cluster* obtido a partir de documentos selecionados para a Revisão Bibliográfica Sistemática sobre contaminação de cianeto em águas superficiais.



Fonte: Autoria própria (Software ResearchGate).

Destaca-se nesta análise o termo “*Artisanal and small-scale gold*” em estudos mais recentes, indicando a relação da mineração artesanal com as discussões de ecotoxicidade, o que é reforçado com a proximidade do termo “*Mercury cyanide*” e “*sodium cyanide*”, indicando que o cianeto vem sendo avaliado em sua forma isolada e em associação com outros elementos historicamente utilizados na mineração, no caso o mercúrio. A mineração de ouro é um termo que aparece nos ícones “*gold mining*” e “*gold processing*” em estudos desde 2019.

5.3 Uso, transporte e toxicidade do cianeto

As operações de mineração de ouro de grande escala, assim como as minerações artesanais de pequena escala - ASGM (do inglês *Artisanal and Small-Scale Gold Mining*) envolvem a manipulação mecânica e química significativa da terra durante a extração e processamento do minério de ouro (Timsina *et al.*, 2022), e a cianetação é amplamente utilizada como a principal tecnologia de mineração industrial (Silva e Guimarães, 2024).

Ao longo dos anos, o método de cianidação foi introduzido quando os minérios de sulfeto foram minerados porque o mercúrio reagia com o enxofre, reduzindo assim sua capacidade de isolar o ouro e tornando o método de amálgama menos eficiente (Sarpong, Boadi e Akoto, 2023). Entretanto, mesmo com a cianetação sendo uma tecnologia bem difundida no processo de extração de ouro (Silva e Guimarães, 2024), estudos recentes de Marshall *et al.* (2020) identificaram que muitos mineradores artesanais ainda optam pelo uso de Hg na fusão de seus minérios, extraíndo apenas aproximadamente 30% do ouro, e deixando os rejeitos contaminados com mercúrio. Esta prática implica em um risco ambiental, pois o rejeito final gerado no processamento com Hg acaba sendo reprocessado por meio da aplicação da cianetação, para recuperar o ouro residual, assim, formando perigosos complexos de cianeto e mercúrio que são altamente biodisponíveis.

A combinação de Hg e cianeto pioraria o risco para o meio ambiente e para a vida humana. (Sarpong, Boadi e Akoto, 2023), pois a metilação do mercúrio o torna mais prontamente disponível para absorção por organismos (Verbrugge *et al.*, 2021). Assim, representando grande potencial de danos ao meio ambiente.

Em um dos estudos recentes, Silva e Guimarães (2024) reiteram que o uso da técnica de reprocessamento de rejeitos contendo mercúrio, ou em combinação com amálgama, levanta preocupações relacionadas à formação de complexos mercúrio-cianetos. Preocupação que se fundamenta quando analisa-se estudos como o desenvolvido por Silva *et al.*, (2023), cujo os ensaios realizados demonstram que os complexos $\text{Hg}(\text{CN})_2$ são altamente biodisponíveis e apresentam maior risco de toxicidade para *Danio rerio* do que NaCN. Em animais expostos ao $\text{Hg}(\text{CN})_2$, concentrações total de mercúrio no cérebro, guelras, músculos e rins foram avaliados, mostrando acumulação preferencial por tecido renal e mortalidade ocorrendo após 48 horas, o que sugere dano metabólico sistêmico (Silva *et al.*, 2023).

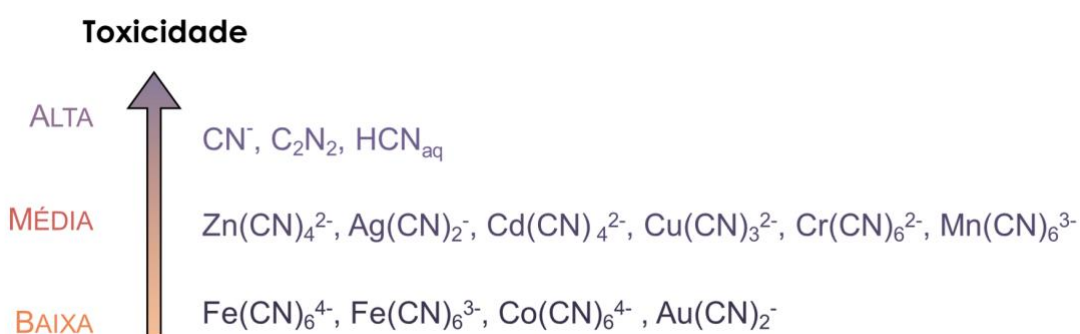
Atualmente, existem poucos estudos que investigaram os impactos toxicológicos associados à exposição ao $\text{Hg}(\text{CN})_2$ (Silva *et al.*, 2023).

Em estudos recentes de Aydın e Tunca, (2022) o acúmulo intensivo de elementos tóxicos, como Hg, As, Cd e Pb, foram detectados e calculados, representando um risco potencial

significativo para o meio ambiente. Zhang *et al.*, (2021) também observou que metais potencialmente tóxicos relacionados às atividades de mineração, deixados em lagoa de rejeitos durante a extração de ouro por cianidação, posteriormente difundiram-se para o ambiente circundante através da deposição atmosférica e do escoamento superficial. Diante do exposto, os estudos de contaminação em áreas de mineração podem estar relacionados a outras substâncias químicas, além dos elementos mercúrio e cianeto.

A análise do íon cianeto presente em amostras ambientais envolve uma etapa relevante de preparação das amostras, pois esses íons não são estáveis e podem ocorrer em diversas formas e, além disso, é necessário considerar as possíveis interferências da matriz ambiental durante o procedimento de preservação (Jaszczak *et al.*, 2017). Jaszczak *et al.*, (2017), afirmam ainda que a toxicidade do cianeto está, geralmente, relacionada à sua forma de ocorrência (Figura 8), sendo as formas mais tóxicas as indicadas como livres e com toxicidade mais baixas às formas de complexos metálicos fortes (Jaszczak *et al.*, 2017).

Figura 8: A toxicidade estimada para diferentes formas de cianeto possíveis de serem quantificados



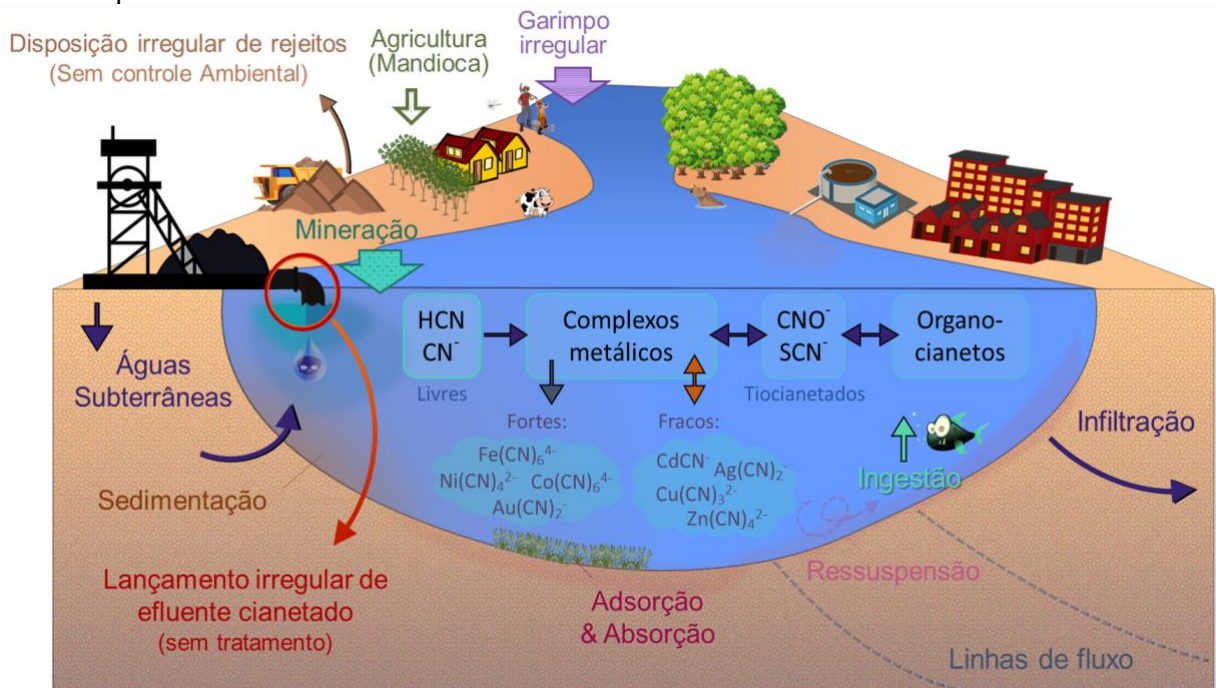
Fonte: Adaptada de Jaszczak *et al.* (2017); p. 15936.

Os íons de cianeto em sua forma livre representam uma toxicidade significativa para organismos aquáticos (ECETOC, 2007). Toxicidade é a propriedade da resposta de um órgão individual a um produto químico em uma concentração ou dosagem específica por um período de tempo específico (Ray; Shaju, 2023). Vale observar que a concentração na qual nenhum efeito adverso é esperado (PNEC), para organismos de água doce, pode ser tão baixa quanto $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (ECHA, 2020; Knopf *et al.*, 2021). A Diretiva-Quadro da Água Europeia 2000/60/EC (WFD) permitiu ainda a introdução de um sistema de monitoramento direcionado de substâncias potencialmente preocupantes no ecossistema aquático por meio de um mecanismo de lista de valores observados (UE, 2013; UE, 2015).

Na Figura 9, está apresentado um esquema simplificado esboçando as vias de transporte do cianeto proveniente de atividades industriais como a mineração, galvanoplastia, indústrias

químicas e agricultura, e as possibilidades de interações com complexos metálicos presentes na água.

Figura 9: Fluxograma simplificado da contaminação de rios por cianetos provenientes de mineração, tanto artesanal quanto industrial.



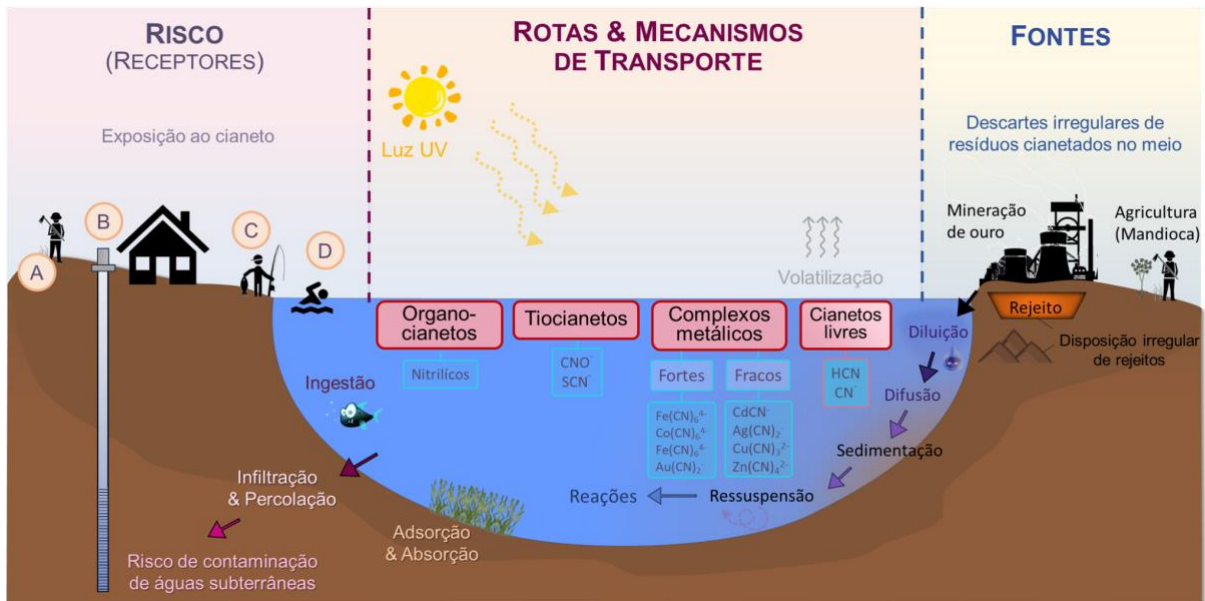
Fonte: Acervo pessoal de Natália Pelinson (11 Mar. 24).

O cianeto, geralmente, não é bioacumulativo, todavia estudos demonstraram que os complexos formados com metais podem se acumular em organismos vivos (CETESB, 2022). Ekayoda, Kadiri e Ohwokevwo (2023), mostraram em seus estudos que baixas concentrações de CN, através de uma cadeia alimentar controlada, acumulam-se em peixes em seu habitat natural e são transferidos para o próximo nível trófico, esse comportamento pode ser observado pelo gradual aumento/diminuição nos níveis da maioria dos biomarcadores encontrados nos pulmões, testículos, coração e cérebro de ratos (Ekayoda; Kadiri; Ohwokevwo, 2023).

Coppock e Dziwenka (2015), também observaram que o cianeto (CN^-) afeta o desempenho dos organismos marinhos. Segundo Ray e Shaju (2023), os efeitos nos peixes podem ser transmitidos para outros níveis tróficos e causar uma gama mais ampla de danos.

Na Figura 10, pode ser observada uma ilustração de um modelo conceitual simplificado da contaminação de águas superficiais por efluentes cianetados, com destaque para as fontes em atividades de industriais (*e.g.*: Mineração, Galvanoplastia, entre outros) e agricultura, bem como a identificação de possíveis formas de contato dos receptores com o contaminante.

Figura 10: Modelo conceitual simplificado da contaminação de águas superficiais por cianetos com destaque para as fontes em atividades de mineração de ouro e agricultura, bem como a identificação de possíveis formas de contato dos receptores com o contaminante: A) contato em áreas agrícolas; B) ingestão de água subterrânea contaminada; C) Ingestão de alimentos contaminados; D) contato dermal (recreação).



Fonte: Acervo pessoal de Natália Pelinson (11 Mar. 24).

Com o levantamento realizado pela RBS, houve a compilação de valores quantitativos referentes à concentração de cianeto em corpos hídricos superficiais, mas também para alguns efluentes gerados por indústrias específicas (Tabela 2). Apesar de não ter sido o foco da RBS realizar um levantamento sobre essa informação, é interessante observar que em três dos sete autores, o valor da concentração de cianeto estaria no indicado para classe II superficial. Por outro lado, dois autores indicam ainda águas superficiais contendo cianeto equivalente à classe II, ou seja, que demandaria um maior tratamento da água.

Tabela 2: Concentrações de cianeto reportadas por pesquisadores em mananciais de águas superficiais e de efluentes industriais (incluindo galvanoplastia (1), petroquímica (2) e mineração (3)).

Referência dos dados: Autor (Ano)	Concentração (µg/L)
Águas superficiais	
Knopf <i>et al.</i> (2021)	0.27
Kang e Shin (2014)	1.1
Shan <i>et al.</i> (2023)	4.0
Giuriati <i>et al.</i> (2004)	5.1
Isigonis <i>et al.</i> (2019a)	10.8
Frizzarin e Rocha (2013)	19.2
Dadfarnia <i>et al.</i> (2007)	770
Efluentes ou resíduos industriais	
Hassan, Hamza e Kelany (2007) ¹	1.2
Dadfarnia <i>et al.</i> (2007) ²	3.3
Abbasi, Valinezhad e Khani (2010) ²	4600
Shan <i>et al.</i> (2023) ^{3*}	51600
Shan <i>et al.</i> (2023) ^{3**}	218000
Breuer <i>et al.</i> (2011) ³	540000

Fonte: Autoria própria – Dados secundários compilados

1 – Galvanoplastia

2 – Lodo (Petroquímica)

3 – Efluente de mineradora

* Faixa inferior indicada pela referência

** Faixa superior indicada pela referência

É interessante observar ainda (na Tabela 5-1), que duas águas residuárias (uma de petroquímica e uma de galvanoplastia), apresentaram valores bem abaixo de cianeto, com concentrações próximas às de águas superficiais de classe 2, indicando um potencial risco reduzido em relação aos demais valores de efluentes, que estão todos muito acima dos 100 (µg/L) de cianeto recomendados. A concentração alta de cianeto indica o parâmetro como uma substância química de interesse a ser monitorada no tratamento do efluente nestes empreendimentos.

5.4 Ecotoxicidade do cianeto no meio aquático

Desde a antiguidade, as respostas dos organismos vivos a diferentes tipos de estresse têm sido utilizadas para avaliar a qualidade do meio em que vivem. Há relatos de que Aristóteles (384-322 a.C.), considerado o pai da biologia, submeteu peixes de água doce à água do mar para estudar suas reações (Magalhães; Ferrão Filho, 2008). O termo Ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969, durante uma reunião do Conselho Internacional para a Ciência (ICSU), em Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut (Truhaut, 1977; Magalhães; Ferrão Filho, 2008), sendo um marco nas discussões internacionais sobre a resposta de organismos individuais a estressores químicos.

Os testes de toxicidade, implementados dentro de uma análise ambiental, possibilitam que sejam consideradas as pluralidades do Meio Ambiente (Magalhães; Ferrão Filho, 2008), logo, sua importância aumenta proporcionalmente quando cresce a complexidade das transformações químicas possíveis no local avaliado, assim, sendo uma ferramenta essencial na avaliação do risco ambiental nos organismos aquáticos. Os valores numéricos para LC50 e LD50 são geralmente determinados após a exposição do organismo a uma dosagem ou concentração pré-determinada do composto que está sendo avaliado (Jaszczak *et al.*, 2017), com o tempo de exposição podendo variar a depender do tipo de teste (agudo ou crônico) e sensibiliza do organismo avaliado. Os organismos indicadores mais usados são *daphnia* (*Daphnia magna*), bem como peixes, camundongos e ratos (Jaszczak *et al.*, 2017).

Um exemplo de resultado de risco ambiental seria a avaliação de risco do cianeto de hidrogênio, uma das formas livres de cianeto. Nas diretrizes da ECHA (2018), o cianeto de hidrogênio (HCN) é agudamente tóxico para organismos aquáticos, com uma LC50 de 96 horas de aproximadamente 0,025 mg/L em peixes e a EC50 de 48 horas é de 0,013 mg/L em *Daphnia magna*. Desta forma, o HCN pode ser considerado "Muito tóxico" para organismos aquáticos, podendo causar efeitos adversos de longo prazo no ambiente aquático (ECHA, 2018).

Para o cálculo de Risco Ambiental, foram utilizadas as Equações 4-1 e 4-2 para três cenários elaborados (Tabela 3) a partir das Diretrizes brasileiras relacionadas às águas superficiais: a Resolução CONAMA 357/2005 que estabelece os parâmetros de qualidade para classificação de corpos hídricos superficiais conforme uso previsto e a Resolução CONAMA 430/2011 que estabelece os parâmetros físico-químicos e biológicos relevantes para o lançamento de efluentes.

Tabela 3: Cenários elaborados para análise genérica dos riscos ambientais considerando o cumprimento das diretrizes nacionais que limitam o cianeto em águas superficiais e efluentes que podem ser lançados em corpos hídricos.

Diretriz e uso indicado	Valores de referência para a concentração (µg/L)	Cenários
Classes 1 e 2 - Águas Superficiais (CONAMA 357/2005)	5	I
Classe 3 - Águas Superficiais (CONAMA 357/2005)	22	II
Lançamento de Efluentes (CONAMA 430/2011)	100	III

Fonte: Autoria própria.

Apesar de bem consolidado, como é relevante à prática de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais, vale ressaltar que um material lançado não pode alterar a classe do manancial que o recebe, assim, ainda que o Cenário III seja menos restritivo, seria importante analisar as condições locais hidrológicas e climáticas para aplicação.

Métodos como o biomonitoramento, que envolve a observação de alterações fisiológicas, comportamentais e populacionais nos organismos expostos, podem auxiliar na avaliação da extensão e gravidade de contaminação por cianeto nos ecossistemas aquáticos (Martín *et al.*, 2020). Dessa forma, o uso de respostas biológicas na avaliação ambiental oferece uma abordagem holística e baseada em evidências para a gestão de contaminação por cianeto nos rios, promovendo a conservação e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. (Hanekamp; Calabrese, 2021).

Embora não tenha sido utilizado o método de *SnowBalling* como premissa para essa RBS (ou seja, não foram checadas todas as referências utilizadas por todo material selecionado), os dados secundários indicados por referências que foram resultantes das buscas realizadas para esta Revisão foram incluídos na tabela, para ampliar o escopo dos cenários de análise.

5.4.1 Risco Ambiental Agudo

Na Tabela 4, podemos observar os valores calculados para o risco ambiental agudo considerando uma abordagem simplificada apenas para a indicação do nível do risco que cada cenário permitido implicaria na prática.

Tabela 4: Cálculo de Risco Ambiental agudo utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia (cont.)

INV: Invertebrados; VE: Vertebrados; ALG: Algas; Proto: Protozoários; Coloração do RQ: verde: risco baixo; amarelo : risco intermediário; vermelho: risco alto.

ID	Organismo-teste	Referência dos dados: Autor (Ano)	Tipo de teste	EC50 ou LC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	RQ estimados		
							Cenário I	Cenário II	Cenário III
1	<i>Aeolosoma headleyi</i> (INV)	Cairns <i>et al.</i> (1978)	Agudo	9000	-	90	0.056	0.244	1.111
2	<i>Amphiprion ocellaris</i> - maior (VE)	Madeira <i>et al.</i> (2020)	Agudo	50	-	0.05	100.000	440.000	2000.000
3	<i>Amphiprion ocellaris</i> - menor (VE)	Madeira <i>et al.</i> (2020)	Agudo	28.45	-	0.02845	175.747	773.286	3514.938
4	<i>Anculosa sp</i> (INV)	Cairns <i>et al.</i> (1978)	Agudo	7000	-	70	0.071	0.314	1.429
5	<i>Asellus communis</i> (INV)	Oseid e Smith (1979)	Agudo	2211	-	22.11	0.226	0.995	4.523
6	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (INV)	Little <i>et al.</i> (2007)	Agudo	2289	-	2.289	2.184	9.611	43.687
7	<i>Chlamys asperrimus</i> (INV)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	28.6	-	0.0286	174.825	769.231	3496.503
8	<i>Chlamys asperrimus</i> (INV)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	128	-	0.128	39.063	171.875	781.250
9	<i>Chlamys asperrimus</i> (INV)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	686	-	0.686	7.289	32.070	145.773
10	<i>Chlamys asperrimus</i> (INV)	Pablo <i>et al.</i> (1997b)	Agudo	22.4	-	224	0.022	0.098	0.446
11	<i>Cichlasoma bimaculatum</i> (Fish-VE)	Doudoroff <i>et al.</i> (1966)	Agudo	87	-	4.35	1.149	5.057	22.989
12	<i>Cyprinus carpio</i> (VE)	David e Kartheek (2016)	Agudo	1000	-	1	5.000	22.000	100.000
13	<i>Cyprinus carpio</i> (VE)	David <i>et al.</i> (2008)	Agudo	1000	-	1	5.000	22.000	100.000
14	<i>Daphnia Magna</i> (INV)	ECHA (2018)	Agudo	13	-	0.013	384.615	1692.308	7692.308
15	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Jaafarzadeh <i>et al.</i> (2013)	Agudo	171	-	0.171	29.240	128.655	584.795
16	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Jaafarzadeh <i>et al.</i> (2013)	Agudo	120	-	0.12	41.667	183.333	833.333
17	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Jaafarzadeh <i>et al.</i> (2013)	Agudo	70	-	0.07	71.429	314.286	1428.571
18	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Jaafarzadeh <i>et al.</i> (2013)	Agudo	19	-	0.019	263.158	1157.895	5263.158

Tabela 4: Cálculo de Risco Ambiental agudo utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia (cont.)
 INV: Invertebrados; VE: Vertebrados; ALG: Algas; Proto: Protozoários; Coloração do RQ: verde: risco baixo; amarelo : risco intermediário; vermelho: risco alto.

ID	Organismo-teste	Referência dos dados: Autor (Ano)	Tipo de teste	EC50 ou LC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	RQ estimados		
							Cenário I	Cenário II	Cenário III
19	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Little <i>et al.</i> (2007)	Agudo	502	-	0.502	9.960	43.825	199.203
20	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Shan <i>et al.</i> (2023)*	Agudo	70	-	0.07	71.429	314.286	1428.571
21	<i>Daphnia magna</i> (INV)	Shan <i>et al.</i> (2023)**	Agudo	590	-	0.59	8.475	37.288	169.492
22	<i>Daphnia pulex</i> (INV)	Cairns <i>et al.</i> (1978)	Agudo	100	-	1	5.000	22.000	100.000
23	<i>Gammarus fasciatus</i> (INV)	Ewell <i>et al.</i> (1986)	Agudo	900	-	0.9	5.556	24.444	111.111
24	<i>Gammarus fasciatus</i> (INV)	Smith <i>et al.</i> (1979)	Agudo	83.9	-	839	0.006	0.026	0.119
25	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> (INV)	Oseid e Smith (1979)	Agudo	162.69	-	1.6269	3.073	13.523	61.467
26	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> (INV)	Smith <i>et al.</i> (1979)	Agudo	170	-	1.7	2.941	12.941	58.824
27	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (VE)	Broderius (1973)	Agudo	131	-	1.31	3.817	16.794	76.336
28	<i>Lepomis macrochirus</i> (Fish - VE)	Broderius (1973)	Agudo	126	-	1.26	3.968	17.460	79.365
29	<i>Lepomis macrochirus</i> (VE)	Kimball <i>et al.</i> (1978)	Agudo	134	-	0.134	37.313	164.179	746.269
30	<i>Mysidopsis bahia</i> (INV)	Lussier, Gentile e Walker (1985)	Agudo	113	-	0.113	44.248	194.690	884.956
31	<i>Nitzschia closterium</i> (ALG)	Pablo <i>et al.</i> (1997a)	Agudo	54.87	-	5.487	0.911	4.009	18.225
32	<i>Nitzschia closterium</i> (ALG)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	57	-	0.057	87.719	385.965	1754.386
33	<i>Nitzschia closterium</i> (ALG)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	127	-	0.127	39.370	173.228	787.402
34	<i>Nitzschia closterium</i> (ALG)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	267	-	0.267	18.727	82.397	374.532
35	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (VE)	Little <i>et al.</i> (2007)	Agudo	112900	-	112.9	0.044	0.195	0.886
36	Peixe de água doce (VE)	ECHA (2019)	Agudo	27	-	0.027	185.185	814.815	3703.704
37	Peixe genérico (VE)	ECHA (2018)	Agudo	25	-	0.025	200.000	880.000	4000.000

Tabela 4: Cálculo de Risco Ambiental agudo utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia (cont.)
 INV: Invertebrados; VE: Vertebrados; ALG: Algas; Proto: Protozoários; Coloração do RQ: verde: risco baixo; amarelo : risco intermediário; vermelho: risco alto.

ID	Organismo-teste	Referência dos dados: Autor (Ano)	Tipo de teste	EC50 ou LC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	RQ estimados		
							Cenário I	Cenário II	Cenário III
38	<i>Penaeus monodon</i> (VE)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	110	-	0.11	45.455	200.000	909.091
39	<i>Penaeus monodon</i> (VE)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	9100	-	9.1	0.549	2.418	10.989
40	<i>Penaeus monodon</i> (VE)	Pablo <i>et al.</i> (1997a, b)	Agudo	60800	-	60.8	0.082	0.362	1.645
41	<i>Perca flavescens</i> (VE)	Smith <i>et al.</i> (1978)	Agudo	73	-	0.73	6.849	30.137	136.986
42	<i>Philodina acuticornis</i> (Proto)	Cairns <i>et al.</i> (1978)	Agudo	54	-	540	0.009	0.041	0.185
43	<i>Pimephales promelas</i> (VE)	Smith <i>et al.</i> (1978)	Agudo	78.6	-	786	0.006	0.028	0.127
44	<i>Pomoxis nigromaculatus</i> (VE)	Smith <i>et al.</i> (1979)	Agudo	101	-	1.01	4.950	21.782	99.010
45	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (ALG)	Manar <i>et al.</i> (2011)	Agudo	158	-	0.158	31.646	139.241	632.911
46	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (ALG)	Manar <i>et al.</i> (2011)	Agudo	116	-	0.116	43.103	189.655	862.069
47	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (ALG)	Manar <i>et al.</i> (2011)	Agudo	283	-	0.283	17.668	77.739	353.357
48	<i>Salmo gairdneri</i> (VE)	McGeachy e Leduc (1988)	Agudo	57	-	0.057	87.719	385.965	1754.386
49	<i>Spirostomum ambiguum</i> (INV)	Nalecz-Jawecki e Sawicki (1998)	Agudo	1180	-	11.8	0.424	1.864	8.475
50	<i>Tetrahymena pyriformis</i> (Proto)	Slabbert e Maree (1986)	Agudo	50	-	0.5	10.000	44.000	200.000

* Faixa inferior indicada pela referência

** Faixa superior indicada pela referência

Não foi possível verificar uma associação relevante entre o tipo de organismo-teste e o resultado de risco ambiental calculado a partir das PNECs relatadas em literatura (presentes na Tabela 5-2).

Uma análise visual já permite que sejam verificadas algumas nuances nessa avaliação de risco ambiental preliminar, sendo a primeira é que nos três cenários há predominância de RQs que indicam um risco alto (Tabela 5). Outra observação é que se considerarmos apenas o cenário menos contaminado (Cenário I – águas superficiais classe II), podem ser observados riscos baixos em mais de 10% das espécies analisadas.

Tabela 5: Resumo da análise de risco ambiental agudo geral realizada para os três cenários elaborados considerando a presença de cianetos e águas superficiais ou efluentes que podem ser lançados em mananciais superficiais.

Risco Ambiental Agudo	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Baixo	16%	8%	0%
Intermediário	8%	10%	10%
Alto	76%	82%	90%

Fonte: Autoria própria.

Na Figura 11 são apresentados os gráficos de risco ambiental agudo, por grupo teste (invertebrado, vertebrado, algas e protozoários) para os três cenários elaborados. Em cada cenário são detalhadas as porcentagens de QRs Ato, Intermediário e Baixo.

Figura 11: Gráficos de risco ambiental agudo, por grupo teste, para os três cenários elaborados considerando a presença de cianetos e águas superficiais ou efluentes que podem ser lançados em mananciais superficiais.



Fonte: Autoria própria.

Invertebrados apresentaram no primeiro cenário uma distribuição em porcentagem de 75% RQ Alto, 8% RQ Intermediário e 17% de RQ Baixo. No segundo cenário os resultados foram de 79% RQ Alto, 13% RQ Intermediário e 8% de RQ Baixo. O terceiro cenário foi de 92% de RQ Alto e 8% de RQ Intermediário. Notavelmente, a porcentagem de RQ Alto aumentou progressivamente nos cenários subsequentes, I II e III, indicando uma possível preferência desses organismos por habitats com características específicas associadas a essa classificação.

Vertebrados apresentaram no primeiro cenário uma distribuição em porcentagem de 76% RQ Alto, 6% RQ Intermediário e 18% de RQ Baixo.

No segundo cenário os resultados foram de 82% RQ Alto, 12% RQ Intermediário e 6% de RQ Baixo. O terceiro cenário foi de 88% de RQ Alto e 12% RQ Intermediário. Os vertebrados exibiram uma distribuição semelhante aos invertebrados, com um aumento constante na proporção de RQ Alto, acompanhado por uma redução proporcional nos RQ Intermediário e Baixo, sugerindo uma maior preferência por parte desses organismos em ambientes com características mais semelhantes ao Cenário I e II.

Algas apresentaram no primeiro cenário uma distribuição em porcentagem de 86% RQ Alto e 14% RQ Intermediário. No segundo cenário os resultados foram de 100% RQ alto. O Cenário III foi de 100% de RQ Alto. As algas, por sua vez, apresentaram uma distribuição mais homogênea, com uma predominância de RQ Alto em todos os cenários. Essa consistência sugere uma baixa aceitação das algas às condições ambientais dos diferentes cenários hipotéticos de exposição.

Protozoários apresentaram no primeiro cenário uma distribuição em porcentagem de 50% RQ Alto e 50% de RQ Intermediário. No Cenário II os resultados foram de 50% RQ Alto e 50% de RQ Baixo. O terceiro cenário foi de 50% de RQ Alto e 50% RQ Intermediário. Por fim, os protozoários exibiram uma distribuição mais variável e equilibrada entre os diferentes níveis de RQ nos cenários investigados. Embora tenham sido observadas variações na distribuição entre os cenários, a proporção entre RQ Alto, Intermediário e Baixo permaneceu relativamente constante. Isso pode indicar uma capacidade de adaptação desses organismos a uma ampla gama de condições de habitat, com uma preferência menos pronunciada por ambientes específicos em comparação com os outros grupos estudados.

Avaliando os resultados entre os diferentes grupos taxonômicos estudados nos três cenários investigados, nota-se que as algas foram os organismos que apresentaram maior porcentagem de Coeficientes de risco agudo Alto, sendo 86% para Cenário I e 100% para cenários I e II.

5.4.2 *Risco Ambiental Crônico*

Apesar de serem menos ensaios crônicos reportados na literatura, os dados foram compilados e novamente a metodologia simplificada de valores calculados para o risco ambiental foi realizada. Na Tabela 6, os resultados foram apresentados de forma similar ao risco ambiental agudo.

Tabela 6: Cálculo de Risco Ambiental crônico utilizando o valor de PNEC com base em dados secundários extraídos ao longo da presente monografia. INV: Invertebrados; VE: Vertebrado; ALG: Algas; Coloração do RQ: vermelho: risco alto.

Organismo-teste	Referência dos dados: Autor (Ano)	Tipo de teste	EC50 ou LC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	RQ estimados		
						Cenário I	Cenário II	Cenário III
<i>Asellus communis</i> (INV)	Oseid e Smith (1979)	Crônico	-	29	0.290	17.24	75.86	344.83
<i>Asellus communis</i> (INV)	Oseid e Smith (1979)	Crônico	-	40	0.400	12.50	55.00	250.00
<i>Champia parvula</i> (ALG)	Steele e Thursby (1983)	Crônico	-	3.9	0.039	128.21	564.10	2564.10
<i>Chlamydomonas</i> (ALG)	Cairns <i>et al.</i> (1978)	Crônico	-	10	0.100	50.00	220.00	1000.00
<i>Chlamys asperrimus</i> (INV)	Pablo <i>et al.</i> (1997b)	Crônico	-	5	0.050	100.00	440.00	2000.00
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> (INV)	Oseid and Smith (1979)	Crônico	-	3.9	0.039	128.21	564.10	2564.10
<i>Hydra viridissima</i> (INV)	Rippon <i>et al.</i> (1992)	Crônico	-	200	2.000	2.50	11.00	50.00
<i>Moinodaphnia macleayi</i> (INV)	Rippon <i>et al.</i> (1992)	Crônico	-	5.8	0.058	86.21	379.31	1724.14
<i>Mysidopsis bahia</i> (INV)	Lussier, Gentile e Walker (1985)	Crônico	-	70	0.700	7.14	31.43	142.86
<i>Nitzschia closterium</i> (ALG)	Pablo <i>et al.</i> (1997a)	Crônico	-	10	0.100	50.00	220.00	1000.00
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (VE)	Dixon e Leduc (1981)	Crônico	-	10	0.100	50.00	220.00	1000.00
<i>Pimephales promelas</i> (VE)	Lind <i>et al.</i> (1977)*	Crônico	-	12.9	0.129	38.76	170.54	775.19
<i>Pimephales promelas</i> (VE)	Lind <i>et al.</i> (1977)**	Crônico	-	19.6	0.196	25.51	112.24	510.20

* Faixa inferior indicada pela referência

** Faixa superior indicada pela referência

Podemos observar que todos os riscos foram indicados como altos, não havendo variação, o que pode indicar uma possível não adequação metodológica e a necessidade de testar outros métodos mais complexos e completos. Como indicado por Cortez, Ribeiro e Moreira-Santos (2023), as diferenças ambientais, sensibilidades e ecológicas das espécies são distintas e precisam ser consideradas durante a avaliação do risco ambiental do cianeto. Desafios como esse, enfrentados na avaliação do risco ambiental e ecotoxicológico do cianeto, refletem a complexidade inerente à sua avaliação e gestão.

5.5 Tendências de pesquisas sobre o risco ecotoxicológico do cianeto

Estudos de diferentes pesquisadores, de acordo com a literatura disponível, demonstram o crescente uso de programas computacionais nas avaliações probabilísticas dos riscos. Como no caso do Sistema de Apoio à Decisão AMORE, desenvolvido por Isigonis *et al.*, (2019_b) aplicado em estudo de caso do cianeto, para demonstração de um processo completo de Avaliação de Risco Ecológico probabilístico de poluentes em ambientes aquáticos, com o uso de Distribuições de Sensibilidade de Espécies e a utilização de Análise de Decisão Multicritério. Essas ferramentas auxiliam no aumento da produtividade e eficiência dos processos de avaliação de riscos (onde a precisão e a otimização são essenciais) e permite a integração de diversas fontes de informação para auxiliar o processo de estruturação de decisões mais confiáveis e transparentes na utilização de dados ecotoxicológicos (Isigonis *et al.*, 2019_a).

Sistemas computacionais também estão sendo utilizados para prever os locais contaminados das águas subterrâneas que devem ser priorizados para remediação (Arcega *et al.*, 2023). Arcega *et al.*, (2023) apresenta ainda que por meio de abordagem combinada de testes alternativos e toxicologia computacional, como o índice de prioridade toxicológica ToxPi, o custo da remediação pode ser reduzido atribuindo-o a locais prioritários de atuação.

Martín *et al.* (2020) destacam a importância dos bioensaios na avaliação dos efeitos tóxicos gerados por resíduos químicos, como os provenientes da mineração de ouro, onde o uso de animais e modelos de plantas é recomendado para avaliar esses efeitos no meio ambiente e na saúde pública, permitindo inferir danos que ainda não foram devidamente avaliados e considerando uma variedade de parâmetros físico-químicos e microbiológicos para uma avaliação abrangente.

Os microrganismos, para além do monitoramento dos efeitos adversos na contaminação de cianeto, podem ser utilizados em processos de biorremediação. Olaya-Abril *et al.* (2023) em seus estudos com bactérias degradadoras de cianeto enfatizam a importância de desenvolver

processos de biorremediação que sejam eficazes, envolvendo não apenas o monitoramento das enzimas necessárias para a biodegradação do cianeto, mas também compreender os mecanismos compensatórios que permitem a sobrevivência bacteriana em condições cianotóxicas. Essa abordagem pode oferecer perspectivas promissoras para mitigar os impactos negativos do cianeto nos ecossistemas aquáticos.

Além das implicações ambientais negativas, Zuhra e Szabo (2021) destacam uma possível utilidade futura na exploração dos efeitos toxicológicos do cianeto no contexto da terapia tumoral. Embora essa aplicação possa representar uma perspectiva promissora, é fundamental equilibrar os benefícios potenciais com os riscos ambientais associados ao uso do cianeto.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa sobre o risco ambiental do cianeto na fauna aquática, em ecossistemas pluviais, foi realizada por meio da utilização de valores orientativos que permitiram o estabelecimento dos cenários de exposição I, II e III. No estudo observou-se que tanto invertebrados quanto vertebrados exibiram um padrão de distribuição semelhante, com um aumento progressivo na proporção de RQ Alto, sugerindo uma preferência por habitats com características específicas mais próximas aos cenários I e II. Por outro lado, as algas demonstraram uma distribuição mais homogênea, com uma predominância significativa de RQ Alto em todos os cenários, indicando uma maior adaptação a variações nas condições ambientais. Por fim, os protozoários exibiram uma distribuição mais equilibrada entre os diferentes níveis de RQ, indicando uma capacidade de adaptação a uma gama de condições de habitat. Essas observações destacam a importância de considerar a diversidade de respostas dos organismos aos estressores ambientais, fornecendo insights valiosos para o manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos.

Baseado nos resultados de ecotoxicidade apresentados nos estudos que foram avaliados na RBS, possibilitou-se calcular o risco agudo e crônico da exposição, conforme objetivo principal do estudo. Os objetivos específicos foram parcialmente atendidos, visto que foi possível realizar uma investigação sobre o impacto ecotoxicológico do cianeto nos ecossistemas aquáticos, entretanto, os desafios metodológicos, e a ausência de estudos que avaliassem mais profundamente os efeitos adversos do cianeto na biota aquática de regiões tropicais (como o Brasil), impossibilitaram que fossem formuladas orientações práticas para a mitigação e gestão do risco ambiental.

Pesquisas sobre o risco ambiental do cianeto são de primordial importância, especialmente no contexto de preservação dos ecossistemas aquáticos e o equilíbrio ecológico, visto que a geração de efluentes industriais e seu descarte irregular é uma problemática presente na atualidade. Entretanto, uma das lacunas identificadas na pesquisa atual é a ausência de metodologias específicas para quantificação do risco do cianeto, logo, se faz necessário o uso de metodologias mais generalistas e que, em muitas vezes, foram elaboradas em regiões diferentes dos locais avaliados, como é o caso do recorrente uso de metodologias elaboradas de regiões temperadas para avaliar problemas ambientais nos trópicos.

Apesar desses contextos, as informações obtidas com o estudo permitem concluir que as principais orientações referentes a políticas e práticas ambientais adequadas estão relacionadas à gestão de efluentes industriais, por meio de tratamentos adequados que permitam que os contaminantes, presentes nas cadeias de produção do setor mineral, sejam devidamente

gerenciados e seu impacto mitigado. Sendo essa a premissa a ser considerada na criação e revisão das políticas públicas e boas práticas do segundo setor.

A diversidade de fontes de exposição, a variabilidade na toxicidade em diferentes contextos e a falta de metodologias padronizadas dificultam a realização de estudos abrangentes e comparativos. Portanto, há uma necessidade de desenvolvimento e implementação de metodologias robustas que possam auxiliar na avaliação e quantificação do risco associado ao cianeto nas águas, visando uma gestão mais eficaz e sustentável desse composto químico e seus derivados industriais. Essa abordagem integrada é essencial para proteger tanto os ecossistemas aquáticos quanto a saúde humana contra os impactos adversos do cianeto e promover práticas mais seguras e responsáveis, em sua utilização e descarte pelas indústrias que utilizam o cianeto em seu processo produtivo.

Assim, refuta-se a hipótese nula inicial de que não haveria diferenças significativas nos indicadores de ecotoxicidade da fauna aquática e corrobora-se a hipótese alternativa de que a presença de cianeto em ecossistemas aquáticos, apresenta efeitos ecotoxicológicos significativos na biota. Estudos adicionais são necessários para avaliação e mensuração do impacto negativo na biodiversidade e na saúde dos organismos presentes em áreas afetadas pelo descarte irregular de efluentes cianetados. Outra importante consideração a ser considerada nos estudos futuros é referente ao número de exemplares de cada grupo avaliado, para que esse número possa ser representativo e as estatísticas permitam que os resultados possam ser extrapolados para toda à comunidade.

Os resultados das avaliações de risco também possibilitaram observar que mesmo em cenário cuja concentração de cianeto esteja dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, o cálculo de risco ambiental utilizado indicou um Alto Risco aos organismos avaliados, apontando que as diretrizes legais brasileiras podem estar subestimando o risco desse componente nos ambientes aquáticos. Em conclusão, a pesquisa sobre o risco ambiental do cianeto na fauna aquática destaca a necessidade de gerenciar o uso do cianeto nas atividades humanas, como a mineração, metalurgia e indústrias químicas para desenvolver estratégias eficazes de biorremediação. Além disso, é essencial integrar conhecimentos locais e considerar as particularidades dos ecossistemas tropicais para uma gestão ambiental mais eficaz e sustentável.

7 REFERÊNCIAS

- ABBASI, S.; VALINEZHAD, R.; KHANI, H. (2010) A novel kinetic spectrophotometric method for the determination of ultra-trace amount of cyanide. **Spectrochim Acta A** 77:112–116. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2010.04.035>. Acesso em: 14 mar. 2024.
- ABE M. K.; MASINI J. C.; SIMÕES, E.; **Estratégias para Determinação de Cianeto em Águas por Análise em Fluxo e Cromatografia de Íons**, p. 103 -107. In: 8° Workshop do Mestrado Profissional Instituto de Química Universidade de São Paulo. São Paulo: Blucher, (2020). ISBN: 9786555500349, Disponível em: 10.5151/9786555500349-12. Acesso em: 01 fev. 2024.
- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. NBR 15.515: Investigação de áreas contaminadas. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.
- AEA. Diretiva (Ue). (2020)2184. Parlamento Europeu e do Conselho. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184>. Acesso em: 22 jan. 2024.
- ARCEGA, R. D.; RONG-JANE CHEN; PEI-SHAN CHIH; YI-HSUAN HUANG; WEI-HSIANG CHANG; TING-KHAI KONG; CHING-CHANG LEE; TRIAS MAHMUDIONO; CHUN-CHIH TSUI; WEN-CHE HOU; HSIN-TA HSUEH; HSIU-LING CHEN. Toxicity prediction: An application of alternative testing and computational toxicology in contaminated groundwater sites in Taiwan. **Journal of Environmental Management**, 328, (2023) Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116982>. Acesso em: 11 mar. 2024.
- ARENZON, A. **Ensaio ecotoxicológico no monitoramento da qualidade de águas subterrâneas potencialmente impactadas**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 94p. Tese (Doutorado em Ecologia) (2004). Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/5367>. Acesso em: 08 jan. 2024.
- AYDIN, M.; TUNCA, E. Ecological risk assessment of elemental accumulation under the impact of gold mine. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 19, pg 7093–7112, (2022). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03632-4>. Acesso em: 11 mar. 2024.
- BOCSE, A.M. Hybrid transnational advocacy networks in environmental protection: banning the use of cyanide in European gold mining. **Int Environ Agreements**, 21, pg. 285–303, (2021). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10784-020-09492-6>. Acesso em: 15 mar. 2024.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS Nº 888**. de 4 de maio de 2021. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 4 de maio de (2021). Seção 1, p. 12. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 08 jan. 2024.
- BREUER, P. L.; SUTCLIFFE, C. A.; MEAKIN, R. L. (2011) Cyanide measurement by silver nitrate titration: comparison of rhodanine and potentiometric end-points. **Hydrometallurgy** 106:135–140. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2010.12.008>. Acesso em: 14 mar. 2024.
- BRODERIUS, ST. J. (1973). **Determination of Molecular Hydrocyanic Acid in Water and Studies of the Chemistry and Toxicity to Fish of Metal-cyanide Complexes**. (PhD Thesis). Oregon State University. Disponível em: https://ir.library.oregonstate.edu/concern/graduate_thesis_or_dissertations/rv042z18m. Acesso em: 20 mar. 2024.

BUCH, A. C.; SAUTTER, K. D.; MARQUES, E. D.; SILVA-FILHO, E. V. (2020) **Ecotoxicological assessment after the world's largest tailing dam collapse (Fundao dam, Mariana, Brazil): effects on oribatid mites**. *Environ Geochem Health*, 42, pg 3575–3595, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00593-4>. Acesso em: 16 mar. 2024.

CAIRNS, J.J., BUIKEMA, A.L.J., HEATH, A.G., PARKER, B.C. (1978). **Effects of Temperature on Aquatic Organism Sensitivity to Selected Chemicals**. Virginia Water Resources Research Center, Blacksburg, Virginia. Disponível em: <https://vtechworks.lib.vt.edu/server/api/core/bitstreams/bb80768e-cb8b-4b6e-b317-34dfb07fc4f6/content>. Acesso em: 16 mar. 2024.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Cianetos**. Ficha de Informação Toxicológica (FIT) Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental. (2022). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Cianetos.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2024.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Organizadores [e] revisores Elton Gloeden, André Silva Oliveira, Fernando Ricardo Scolamieri Pereira. 3.ed. São Paulo: CETESB, 2021. Arquivos de texto (cap.), PDF, 2 MB. ISBN 978-65-5577-016-2. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao-2/>. Acesso em: 02 mar. 2024.

CHAO ZHANG; XING WANG; SHIHAO JIANG; MENG Ying ZHOU; FANGLIN LI; XIANGYANG BI; SHUYUN XIE; JINLING LIU. Heavy metal pollution caused by cyanide gold leaching: a case study of gold tailings in central China. **Environmental Science and Pollution Research**, 28, pg 29231–29240, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12728-w>. Acesso em: 20 mar. 2024.

CHILE. **Lineamientos Metodológicos para la Evaluación de Riesgo Ecológico**. 2014 Ministerio del Medio Ambiente 2019. Disponível em: <https://sqi.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/07/g2-Guia-Metodologica-Evaluacion-Riesgo-Ambiental.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2024.

COMERO, S.; VACCARO, S.; Locoro, G.; de CAPITANI, L.; & Gawlik, B. M. Characterization of the Danube River sediments using the PMF multivariate approach. **Chemosphere**, 95, 329–335. (2014). Disponível em: 10.1016/j.chemosphere.2013.09.028. Acesso em: 02 fev. 2024.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente. 2005. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0357-170305.PDF> Acesso em: 10 jan. 2024.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 396 de 3 de abril de 2008**. Ministério do Meio Ambiente. 2008. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0396-030408.PDF> Acesso em: 10 jan. 2024.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009**. Ministério do Meio Ambiente. 2009. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>. Acesso em: 10 jan. 2024.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Ministério do Meio Ambiente. 2011. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/RE0430-130511.PDF>. Acesso em; 10 jan. 2024.

- COPPOCK, R. W.; DZIWENKA, M. (2015). “Threats to wildlife by chemical and warfare agents,” in **Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents**, ed. R. C. Gupta Cambridge, MA: Academic Press, 809–814. Disponível em: doi: 10.1016/b978-0-12-800159-2.00055-5. Acesso em: 16 mar. 2024.
- CORTEZ, C. S; RIBEIRO, R.; MOREIRA-SANTOS, M. Ecological risk assessment of the Paraíba River estuary (Brazil): Plan for a tier 1 screening phase for the ecotoxicological line of evidence. **Chemosphere**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139039>. Acesso em: 20 mar. 2024.
- COSMOS, A; ERDENEKHUYAG, B.O; YAO, G.; LI, H; ZHAO, J.; LAIJUN, W.; LYU, X. Principles and methods of bio detoxification of cyanide contaminants. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01013-6>. Acesso em: 20 mar. 2024.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; & ESPINDOLA, E. L. G. (2008). A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, 31(7), 1820–1830. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>. Acesso em: 20 dez. 2023.
- CRAVEIRO, A.C. **Química Geral e Orgânica**. 3ª ed. Fortaleza: Editora UAB/UECE, pg 101 e 166, 2013. Disponível em: https://educapes.capes.gov.br/bitstream/capes/176663/2/Livro_Ciencias%20Biologicas_Qu%C3%ADmica%20Geral%20e%20Organica.PDF. Acesso em: 08 jan. 2024.
- DADFARNIA, S.; SHABANI, A. M. H.; TAMADON, F.; REZAEI, M. (2007) Indirect determination of free cyanide in water and industrial waste water by flow injection-atomic absorption spectrometry. **Microchim Acta** 158:159–163. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00604-006-0679-6>. Acesso em: 20 fev. 2024.
- DAVID, M., KARTHEEK, R.M. In vivo studies on hepato-renal impairments in freshwater fish *Cyprinus carpio* following exposure to sublethal concentrations of sodium cyanide. **Environ Sci Pollut Res** 23, 722–733 (2016). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5286-9>. Acesso em: 14 mar. 2024.
- DAVID, M.; MUNASWAMY, V.; HALAPPA, R.; MARIGOUDAR, S. R. (2008) Impact of sodium cyanide on catalase activity in the freshwater exotic carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus). **Pestic Biochem Phys** 92:15–18. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2008.03.013>. Acesso em: 14 mar. 2024.
- DETHIER, E. N.; SILMAN, M.; LEIVA, J. D.; ALQAHTANI, S.; FERNANDEZ, L.E.; PAUCA, P.; ÇAMALAN, S.; TOMHAVE, P.; MAGILLIGAN, F. J.; RENSHAW, C. E.; LUTZ, D. A. A global rise in alluvial mining increases sediment load in tropical rivers. **Nature**, Vol 620, August, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06309-9>. Acesso em: 05 mar. 2024.
- DIXON, D.G.; LEDUC, G. (1981). Chronic cyanide poisoning of rainbow trout and its effects on growth, respiration, and liver histopathology. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 10 (1), 117–131. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01057580>. Acesso em: 15 mar. 2024.
- DOUDOROFF, P., LEDUC, G., SCHNEIDER, C.R. (1966). Acute toxicity to fish of solutions containing complex metal cyanides, in relation to concentrations of molecular hydrocyanic acid. **Trans. Am. Fish. Soc.** 95 (1), 6–22. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1966\)95\[6:ATTFOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1966)95[6:ATTFOS]2.0.CO;2). Acesso em: 15 mar. 2024.

DUBE, P. N.; ALAVANDI, S.; HOSETTI, B. B. Effect of exposure to sublethal concentrations of sodium cyanide on the carbohydrate metabolism of the Indian Major Carp *Labeo rohita* (Hamilton, 1822). **Pesquisa Veterinária Brasileira**, 33(7), pg 914-919, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2013000700012>. Acesso em: 10 mar. 2024.

ECHA - European Chemicals Agency (2018) **Hydrogen cyanide** - EC number200 - 821-6; CAS number74-90-8. Disponível em: https://chem.echa.europa.eu/100.000.747/dossier-view/41fd85be-1f2b-4e96-9262-84dd317e0597/38ef6183-fde8-4f5a-bbbc-28f6079d0f0c_dc4b450e-a12e-4ff8-8940-428fe7b9b226. Acesso em: 15 mar. 2024.

ECHA - European Chemicals Agency (2019) **Sodium cyanide** - EC number205-599-4; CAS number143-33-9. Disponível em: https://chem.echa.europa.eu/100.000.747/dossier-view/41fd85be-1f2b-4e96-9262-84dd317e0597/38ef6183-fde8-4f5a-bbbc-28f6079d0f0c_dc4b450e-a12e-4ff8-8940-428fe7b9b226. Acesso em: 15 mar. 2024.

EKAYODA, O.; KADIRI, H. E.; OHWOKEVWO, O. A. Combined Effects of Cadmium- and Cyanide-Contaminated Diet on Oxidative Stress Biomarkers in Different Tissues of Rats. *Galician medical journal*, Vol. 29, Issue 4, E202244, 2022. Disponível em: DOI: 10.21802/gmj.2022.4.4. Acesso em: 02 mar. 2024.

EU – União Europeia (2013) **Directive 2013/39/EU of the European Parliament** and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy vol 2013/39, 24 Aug. 2013. Disponível em: Official Journal of the European Communities. <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/296e91b8-4610-11e3-ae03-01aa75ed71a1/language-en>. Acesso em: 15 mar. 2024.

EU – União Europeia (2015) **Commission Implementing Decision (EU) 2015/495 of 20 March 2015** establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. vol 2015/495. Official Journal of the European Union. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015D0495&from=EN>. Acesso em: 15 mar. 2024.

EU - União Europeia. PRESS RELEASE IP/03/784 - June 2003. **Mining waste**: Commission proposes new rules to prevent pollution and accidents. European Union. Disponível em: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_03_784. Acesso em: 18 fev. 2024.

EWELL, W. S.; KRINGLE, R. O.; GORSUCH, J. W.; ROBILLARD, K. A.; SPIEGEL, R. C. (1986) Simultaneous evaluation of the acute effects of chemicals on seven aquatic species. **Environ Toxicol Chem** 5:831–840. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5620050908>. Acesso em: 15 mar. 2024.

FRANCISCO, I. A.; PINOTTI, M. H. P. (2000). Cyanogenic glycosides in plants. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 43(5), 487–492. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132000000500007>. Acesso em: 20 dez. 2023.

FRIZZARIN, R. M.; ROCHA, F. R. P. (2013) A multi-pumping flow-based procedure with improved sensitivity for the spectrophotometric determination of acid-dissociable cyanide in natural waters. **Anal Chim Acta** 758:108–113. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2012.10.059>. Acesso em: 20 fev. 2024.

FURTADO, J. L. B.; BEZERRA, C. W. B., MARQUES, E. P., & MARQUES, A. L. B. (2007). Cianeto em tiquiras: riscos e metodologia analítica. **Food Science and Technology**, 27(4), 694–700. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-20612007000400004>. Acesso em: 22 jan. 2024.

GIURIATI, C.; CAVALLI, S.; GORNI, A.; BADACCO, D.; PASTORE, P. (2004) Ion chromatographic determination of sulphide and cyanide in real matrices by using pulsed amperometric

detection on a silver electrode. **J Chromatogr A** 1023:105–112. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2003.10.001>. Acesso em: 20 fev. 2024.

GONZALEZ-VALOYS, A. C.; ARROCHA, J.; MONTEZA-DESTRO, T.; VARGAS-LOMBARDO, M.; ESBRI, J. M.; GARCIA-ORDIALES, E.; JIMÉNEZ-BALLESTA, R.; GARCÍA-NAVARRO, F. J.; HIGUERAS, P. Environmental challenges related to cyanidation in Central American gold mining; the Remance mine (Panama). **Journal of Environmental Management**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113979>. Acesso em: 12 mar. 2024.

GRANATO, M. **Utilização do Agupé no Tratamento de Efluentes com Cianetos**. Rio de Janeiro. CETEM/MCT, 1995 (Série Tecnologia Ambiental, 05. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/402>. Acesso em: 22 jan. 2024.

HANEKAMP, J. C.; CALABRESE, E. J. Reflections on chemical risk assessment or how (not) to serve society with science. **Science of the Total Environment**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148511>. Acesso em: 01 mar. 2024.

HARBORNE, J. B. Plant toxins and their effects on animals. In: **Introduction to Ecological Biochemistry**. Academic Press, London, 71-103, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/C2009-0-03518-1>. Acesso em: 03 dez. 2023.

HASSAN, S. S. M.; HAMZA, M.S.A; KELANY, A. E. (2007) A novel spectrophotometric method for batch and flow injection determination of cyanide in electroplating wastewater. **Talanta** 71:1088–1095. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2006.06.010>. Acesso em: 14 mar. 2024.

ISIGONIS, P.; CRITTO, A.; STEFAN, M.; ZABEO, A.; CIFFROY, P.; MARCOMINI, A. “AMORE” Decision Support System for probabilistic Ecological Risk Assessment - Part I: Exposure and risk assessment of the case study on cyanide, **Science of The Total Environment**, Volume 648, 2019, Pages 693-702, ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.124>. Acesso em: 15 mar. 2024.

ISIGONIS, P.; CRITTO, A; STEFAN, M.; ZABEO, A.; CIFFROY, P.; MARCOMINI, A. “AMORE” Decision Support System for probabilistic Ecological Risk Assessment - Part II: Effect assessment of the case study on cyanide. **Science of the Total Environment**. 2019 (b). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.227>. Acesso em: 22 mar. 2024.

JAAFARZADEH, N.; HAHEMPOUR, Y.; AHMADI ANGALI, K. (2013) Acute toxicity test using cyanide on *Daphia magna* by flow-through system. **J Water Chem Techno** 35:281–286. Disponível em: <https://doi.org/10.3103/S1063455X13060076>. Acesso em: 14 mar. 24.

JASZCZAK E.; POLKOWSKA Ž.; NARKOWICZ S.; NAMIEŚNIK J. Cyanides in the environment-analysis-problems and challenges. **Environ Sci Pollut Res.**, 24:15929–15948. 2017. Disponível em: DOI 10.1007/s11356-017-9081-7. Acesso em: 02 mar. 2024.

KANG, H. I.; SHIN, H. S. (2014) Ultra-sensitive determination of cyanide in surface water by gas chromatography-tandem mass spectrometry after derivatization with 2-(dimethylamino)ethanethiol. **Anal Chim Acta** 828:168–173. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2014.09.036>. Acesso em: 20 fev. 2024.

KAVASOGLU M.; YSAL, K.; DEĞER, A. Effects of Cyanide on Some Histological and Immunohistochemical Parameters of Common Carp (*Cyprinus carpio*). **Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research**, 9(2), 115-122, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.17216/limnofish.1183996>. Acesso em: 03 jan. 2024.

KIMBALL, G. L.; SMITH JR, L. L.; BRODERIUS, S. J. (1978) Chronic toxicity of hydrogen cyanide to the bluegill. **Trans Am Fish Soc** 107:341–345. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1978\)107%3C341:CTOHCT%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1978)107%3C341:CTOHCT%3E2.0.CO;2). Acesso em: 15 mar. 2024.

KNOPF, B.; RÜDEL, H.; HANSKNECHT, D.; KLAWONN, T; KREUZER, K. Determination of low environmental free cyanide. **Environmental Science and Pollution Research**, 28, pg 16244–16252, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12062-7>. Acesso em: 15 mar. 2024.

LIND, D. T.; SMITH JR, L. L.; BRODERIUS, S. J. (1977). Chronic Effects of Hydrogen Cyanide on the Fathead Minnow. **Journal Water Pollution Control Federation**, 49(2), 262–268. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/25039251>. Acesso em: 15 mar. 2024.

LITTLE, E. E.; CALFEE, R. D.; THEODORAKOS, P.; BROWN, Z. A.; JOHNSON, C. A. (2007) Toxicity of cobalt-complexed cyanide to *Oncorhynchus mykiss*, *Daphnia magna*, and *Ceriodaphnia dubia*. **Environ Sci Pollut Res** 14:333–337. Disponível em: <https://doi.org/10.1065/espr2007.03.400>. Acesso em: 14 mar. 2024.

LUQUE-ALMAGRO, V. M.; HUERTAS, M.; MARTÍNEZ-LUQUE, M.; MORENO-VIVIÁN, C.; ROLDÁN, M. D; GARCÍA-GIL, L. J; CASTILLO, F.; BLASCO, R. 2005. Bacterial Degradation of Cyanide and Its Metal Complexes under Alkaline Conditions. **Appl Environ Microbiol**, 71, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.71.2.940-947.2005>. Acesso em: 15 fev. 2024.

LUSSIER, S. M.; GENTILE, J. H.; WALKER, J. Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (crustacea:mysidacea). **Aquatic Toxicology**, Volume 7, Issues 1–2, 1985, Pages 25-35, ISSN 0166-445X. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(85\)90034-7](https://doi.org/10.1016/0166-445X(85)90034-7). Acesso em: 15 mar. 2024.

MACKO, P.; PALOSAARI, T.; WHELAN, M. Extrapolating from acute to chronic toxicity in vitro. **Toxicology in Vitro**, 76, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2021.105206>. Acesso em: 24 mar. 2024.

MADEIRA, D.; ANDRADE, J.; LEAL, C. M.; FERREIRA, V.; ROCHA, R. J. M.; ROSA, R.; CALADO, R. Synergistic Effects of Ocean Warming and Cyanide Poisoning in an Ornamental Tropical Reef Fish. **Frontiers in Marine**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00246>. Acesso em: 11 mar. 2024.

MADEIRA, D.; ANDRADE, J.; LEAL, M. C.; FERREIRA, V.; ROCHA, R. J. M.; ROSA, R.; CALADO, R. Synergistic effects of ocean warming and cyanide poisoning in an ornamental tropical Reef Fish. **Frontiers in Marine Science**; Vol. 7, ISSN 2296-7745, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00246>. Acesso em: 18 mar. 2024.

MAGALHÃES, D. de P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p.355-381, 2008. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/27395>. Acesso em: 08 jan. 2024.

MANAR, R.; BONNARD, M.; RAST, C.; VEBER, A. M.; VASSEUR, P. (2011) Ecotoxicity of cyanide complexes in industrially contaminated soils. *J Hazard Mater* 197: p. 369–377. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.09.095>. Acesso em: 14 mar. 2024.

MARSHALL, B. G.; VEIGA, M. M.; SILVA, H. A. M; GUIMARÃES, J. R. D. Cyanide Contamination of the Puyango-Tumbes River Caused by Artisanal Gold Mining in Portovelo-Zaruma, Ecuador. **Current Environmental Health Reports**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00276-3>. Acesso em: 13 mar. 2024.

MARTÍN, A.; ARIAS, J.; LÓPEZ, J.; SANTOS, L.; VENEGAS, C.; DUARTE, M.; ORTÍZ-ARDILA, A.; DE PARRA, N.; CAMPOS, C.; ZAMBRANO, C. C. Evaluation of the Effect of Gold Mining on the Water Quality in Monterrey, Bolívar (Colombia). **Water**, 2020. Disponível em: doi:10.3390/w12092523. Acesso em: 10 mar. 2024.

MARTINS, B, DE A.; TAKAHASHI, J. A. Metal-Rich Mine-Tailing Spills in Brazil and the Consequences for the Surrounding Water Bodies. **Water Air Soil Pollut**, 233:473, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05925-x>. Acesso em: 14 mar. 2024.

MAY, M.; DROST, W.; GERMER, S.; JUFFERNHOLZ, T.; HAHN, S. Evaluation of acute-to-chronic ratios of fish and Daphnia to predict acceptable no-effect levels. **Environ Sci Eur**, 28, 16 (2016). Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0084-7>. Acesso em: 17 mar. 2024.

MAY, M.; DROST, W.; GERMER, S.; JUFFERNHOLZ, T.; HAHN, S. Evaluation of acute-to-chronic ratios of fish and Daphnia to predict acceptable no-effect levels. **Environ Sci Eur**, 28, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0084-7>. Acesso em: 17 mar. 2024.

MCGEACHY, S. M.; Leduc, G. (1988) The influence of season and exercise on the lethal toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Arch Environ Contam Toxicol** 17:313–318. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01055168>. Acesso em: 14 mar. 2024.

METZ, J. Interpretação de clusters gerados por algoritmos de clustering hierárquico. (2006). Dissertação (Mestrado em Ciências de Computação e Matemática Computacional) - Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação, **University of São Paulo**, São Carlos, 2006. doi:10.11606/D.55.2006.tde-14092006-090701. Acesso em: 29 abr. 2024.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes Emergentes em Matrizes Aquáticas do Brasil: Cenário Atual e Aspectos Analíticos, Ecotoxicológicos e Regulatórios. Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas. **Quim. Nova**, Vol. 40, No. 9, 1094-1110, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>. Acesso em: 22 mar. 2024.

Nalecz-Jawecki, G., Sawicki, J., 1998. Toxicity of inorganic compounds in the spirotax test: a miniaturized version of the Spirostomum ambiguum test. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 34, 1–5. <https://doi.org/10.1007/s002449900278>

NARANGARVUU, D.; ENKHDUL, T; ERDENETSETSEG, E.; ENKHRII-UJIN, E.; IRMUUNZAYA, K.; BATBAYAR, G; OYUNDELGER, K; YAM, R. S.; PFEIFER, M. Mining and urbanization affect river chemical water quality and macroinvertebrate communities in the upper Selenga River Basin, Mongolia. **Environ Monit Assess**, 195, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12022-x>. Acesso em: 25 mar. 2024.

OLAYA-ABRIL, A.; BIELLO, K.; RODRÍGUEZ-CABALLERO, G.; CABELLO, P.; SÁEZ, L. P.; MORENO-VIVIÁN, C.; LUQUE-ALMAGRO, V. M.; ROLDÁN, M. D. Bacterial tolerance and detoxification of cyanide, arsenic and heavy metals: Holistic approaches applied to bioremediation of industrial complex wastes. **Microbial Biotechnology**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.14399>. Acesso em: 01 mar. 2024.

OLIVARES-RUBIO, H. F.; ARCE, E. Effects of chemical pollution on the behaviour of cichlid fish. **Environ Biol Fish**, 106, pg 1149–1176, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01376-9>. Acesso em: 02 mar. 2024.

OSEID, D. M.; SMITH JR, L. L. (1979). The effects of hydrogen cyanide on *Asellus communis* and *Gammarus pseudolimnaeus* and changes in their competitive response when exposed simultaneously. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 21, 439–447. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01685450>. Acesso em: 15 mar. 2024.

PABLO, F.; STAUBER, J. L.; BUCKNEY, R. T. (1997a). Toxicity of cyanide and cyanide complexes to the marine diatom *Nitzschia closterium*. **Water Res.** 31 (10), 2435–2442. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00094-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00094-8). Acesso em: 14 mar. 2024.

PABLO, F.; BUCKENY, R.; LIM, R. (1997b). Toxicity of cyanide, iron-cyanide complexes, and a blast furnace effluent to larvae of the doughboy scallop, *Chlamys asperrimus*. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 58, 93. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s001289900305>. Acesso em: 14 mar. 2024.

PLESSIS, D. M. D.; CURTIS, C. J. Trace element contaminants associated with historic gold mining in sediments of dams and pans across Benoni, South Africa. **Environ Monit Assess**, 193, 122 (2021). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08854-0>. Acesso em: 22 mar. 2024.

PONCE, M. J. S. G. Determinação cinética de cianeto livre pelo monitoramento espectrofotométrico da reação de omicron-dinitrobenzeno com ro-nitrobenzaldeído. (2001). 113p. Estadual de Campinas, Instituto de Química, Campinas, SP. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1591360>. Acesso em: 29 abr. 2024.

RAY, S.; SHAJU, S. T. Bioaccumulation of pesticides in fish resulting toxicities in humans through food chain and forensic aspects. **Environmental Analysis Health and Toxicology**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.5620/eaht.2023017>. Acesso em: 14 mar. 2024.

RIPPON, G.D.; LEGRAS, C.A.; HYNE, R.V.; CUSBERT, P.J. (1992). **Toxic effects of cyanide on aquatic animals of the Alligator Rivers Region**. Technical Memorandum, 39. Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region (Australia). Disponível em: <https://www.dceew.gov.au/sites/default/files/documents/tm39.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2024.

RODRIGUES, A. P. C.; CASTILHOS, Z. C.; CESAR, R. G.; ALMOSNY, N. R. P.; LINDE-ARIAS, A. R.; BIDONE, E. D. **Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2011. Série Estudos e Documentos, 78. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/238>. Acesso em: mar. 2024.

SARPONG, L.; BOADI, N. O.; AKOTO, O. An analysis of the foremost issues with artisanal and small-scale gold mining from Ghana's perspective. **Environ Monit Assess** 195, 1383, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12016-9>. Acesso em: 11 mar. 2024.

SHAN, L.; XIAOYI, W.; JUN, L.; YANAN, Z.; YUANFENG, W. Impact of metallurgy on the environment: based on an illegal mining pollution case in Beijing, China. **Int. J. Environ. Sci. Technol.** 20, 2857–2868 (2023). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04157-0>. Acesso em: 15 mar. 2024.

SLABBERT, J. L.; MAREE, J.P. (1986). Evaluation of interactive toxic effects of chemicals in water using a *Tetrahymena pyriformis* toxicity screening test. **Water SA (Sabinet African)** 12 (2), 57–62. https://journals.co.za/doi/pdf/10.10520/AJA03784738_2385. Acesso em: 22 fev. 2024.

SILVA, H. A. M.; GUIMARÃES, J. R. D. Mercury cyanide complexes and their relevance as environmental contaminants. **Chemosphere**. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.141054>. Acesso em: 13 mar. 2024.

SILVA, H. A. M.; KASPER, D.; MARSHALL, B. G; VEIGA, M. M.; GUIMARAES, J. R. D. Acute ecotoxicological effects of Hg(CN)₂ in *Danio rerio* (zebrafish). **Ecotoxicology**; 32, 429–437 (2023) Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02651-w>. Acesso em: 21 fev. 2024.

- SILVA, J. P. P.; BATISTA M. E. V.; BARRETO C. K. G.; ROCHA, I. C. A.; PINTO, N. B. Intoxicação por inalação de cianeto decorrente de incêndios em ambientes fechados. **Revinter**, v. 13, n. 03, p. 20-28, out. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22280/revintervol13ed3.434>. Acesso em: 02 mar. 2024
- SMITH JR, L. L.; BRODERIUS, S. J.; OSEID, D. M.; KIMBALL, G. L.; KOENST, W. M. (1978). Acute toxicity of hydrogen cyanide to freshwater fishes. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 7, 325. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02332060>. Acesso em: 15 mar. 2024.
- SMITH JR, L. L.; BRODERIUS, S. J.; OSEID, D. M.; KIMBALL, G. L.; KOENST, W. M.; LIND, D. T. (1979). **Acute and Chronic Toxicity of HCN to Fish and Invertebrates**. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US EPA. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=6VdRAAAAMAAJ>. Acesso em: 21 fev. 2024.
- SOUZA, C. M. A. **Biodegradação de cianeto em efluente siderúrgico utilizando lodo da estação de tratamento biológico e lodo liofilizado, em escala laboratorial e planta piloto**. (2014). Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.97.2016.tde-14092016-172818>. Acesso em 08 jan. 2024.
- STARLING, C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, 372, pg 17–36, (2019). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.043>. Acesso em: 15 mar. 2024.
- STEELE, R.L., THURSBY, G.B. (1983). **A toxicity test using life stages of *Champia parvula* (Rhodophyta)**. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 6th Symposium, Philadelphia. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=n6ZLQJTJwbwQC>. Acesso em: 15 mar. 2024.
- TIMSINA, S.; HARDY, N. G.; WOODBURY, D. J.; ASHTON, M. S.; COOK-PATTON, S. C.; PASTERNAK, R.; MARTIN, M. P. Tropical surface gold mining: A review of ecological impacts and restoration strategies. **Land Degradation & Development**, (2022).
- TRUHAUT, R. Ecotoxicology: Objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Volume 1, Issue 2 (1977), Pag. 151-173, ISSN 0147-6513. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(77\)90033-1](https://doi.org/10.1016/0147-6513(77)90033-1). Acesso em: 20 mar. 2024.
- US-EPA - United States Environmental Protection Agency. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. (1998). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf Acesso em: 01 mar. 2024.
- US-EPA - United States Environmental Protection Agency. **Risk Characterization Handbook**. Science Policy Council (EPA): Washington, DC. (2000). Disponível em: <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/risk-characterization-handbook.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2024.
- US-EPA - United States Environmental Protection Agency. **Understanding the Safe Drinking Water Act**. SAFE DRINKING WATER ACT 1974 - 2004 PROTECT OUR HEALTH FROM SOURCE TO TAP. (2004). Disponível em: <https://www.epa.gov/sdwa/overview-safe-drinking-water-act>. Acesso em: 02 mar. 2024.
- US-EPA - United States Environmental Protection Agency. - United States Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations**.(2024) Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/201606/documents/npwdr_complete_table.pdf. Acesso em: 20 jan. 2024.

VIANA, L. M. S. **Distribuição De Metais Pesados No Estuário Do Rio Doce Antes E Depois Do Acidente Da Samarco Mineradora.** (2018). Campos dos Goytacazes. Disponível em: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2019/02/Disserta%C3%A7%C3%A3o-Lu%C3%ADsa-Maria-de-Souza-Viana-Vers%C3%A3o-Final.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2024.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality (GDWQ).** (2022). Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>. Acesso em: 24 fev. 2024.

WOBETO, C.; CORRÊA, A. D.; ABREU, C. M. P.; SANTOS, C. D. Cianeto na farinha e folhas de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 28, n. 5, p. 1115-1118, set.out., (2004). Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000500020>. Acesso em: 19 fev. 2024.

WOLKERSDORFER, C.; NORDSTROM, D. K.; BECKIE, R. D.; CICERONE, D. S.; ELLIOT, T.; EDRAKI, M.; VALENTE, T.; FRANÇA, S. C. A.; KUMAR, P.; LUCERO, R. A. O.; GIL, A. S. I. Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Geochemical, and Isotopic Tools in Mining Operations. **Mine Water and the Environment**, 39, pg 204–228, (2020). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00666-x>. Acesso em: 03 mar. 2024.

WOLKERSDORFER, C.; MUGOVA, E. **Effects of Mining on Surface Water.** **Encyclopedia of Inland Waters**, 2nd edition, (2022). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00036-0>. Acesso em: 03 mar. 2024.

YURKEVICH, N.; OLENCHENKO, V.; BORTNIKOVA, S.; SAEVA, O.; KORNEEVA, T. Cyanides, Arsenic, and Noble Metals in Abandoned Gold Ore Cyanidation Tailings and Surface Waters in a Permafrost Region (Transbaikal Territory, Russia). **Mine Water and the Environment**, 40, pg 943–955 (2021). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10230-021-00828-5>. Acesso em: 03 mar. 2024.

ZUHRA, K.; SZABO, C. The two faces of cyanide: an environmental toxin and a potential novel mammalian gasotransmitter. **The FEBS Journal**, 289 (2022). Disponível em: <https://doi.org/10.1111/febs.16135>. Acesso em: 14 mar. 2024.