

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Manuela Cota Guimarães Mendonça Lage

**ESTUDO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROCESSAMENTO MINERAL DE COBRE
NO BRASIL POR MEIO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)**

Belo Horizonte
2025

Manuela Cota Guimarães Mendonça Lage

**ESTUDO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROCESSAMENTO MINERAL DE COBRE
NO BRASIL POR MEIO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Avaliação e gerenciamento de impactos e de riscos ambientais

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Coutinho de Paula

Belo Horizonte
2025

L174e Lage, Manuela Cota Guimarães Mendonça.
Estudo de impactos ambientais do processamento mineral de cobre no Brasil por meio da avaliação do ciclo de vida [recurso eletrônico] / Manuela Cota Guimarães Mendonça Lage. - 2025.
1 recurso online (153 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Eduardo Coutinho de Paula.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 133-153.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Cobre - Aspectos ambientais - Teses. 4. Cobre - Toxicologia - Teses. 5. Energia renovável - Teses. 6. Sustentabilidade - Teses. I. Paula, Eduardo Coutinho de. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

ENGENHARIA - COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO SANEAMENTO MEIO AMBIENTE E
RECURSOS HÍDRICOS

FOLHA DE APROVAÇÃO

**Estudo de Impactos Ambientais do Processamento Mineral de Cobre No Brasil
Por Meio da Avaliação de Ciclo de Vida (acv)**

MANUELA COTA GUIMARÃES MENDONÇA LAGE

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. EDUARDO COUTINHO DE PAULA

Prof. MARCELO CARDOSO

Prof. CARLOS ALBERTO MENDES MORAES

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH Versão Final aprovada por

Prof. Eduardo Coutinho de Paula
Coordenador do PPG-SMARH
Orientador

Prof. Eduardo Coutinho de Paula -

Belo Horizonte, 26 de fevereiro de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2025, às 08:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

Documento assinado eletronicamente por **Marcelo Cardoso, Professor do Magistério**



Superior, em 28/02/2025, às 11:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carlos Alberto Mendes Moraes, Usuário Externo**, em 14/03/2025, às 10:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3998598** e o código CRC **AB84F116**.

Referência: Processo nº 23072.212341/2025-44

SEI nº 3998598

Aos meus professores.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Universidade Federal de Minas Gerais onde aprendi e cresci muito, tanto durante a graduação quanto no mestrado, e que me forneceu a infraestrutura necessária para execução deste trabalho e às instituições de fomento (CAPES, FAPEMIG, CNPq) que, apesar de não terem apoiado este trabalho diretamente, garantem a manutenção de trabalhos importantes dentro da UFMG.

Em segundo lugar, agradeço também ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e ao DESA-UFMG, seus discentes e corpo docente, representado aqui na figura do meu orientador, Professor Eduardo Coutinho de Paula, que abraçou a ideia deste trabalho desde o primeiro dia e que mesmo em meio às dificuldades com falta de dados, conciliação da pós-graduação com o trabalho e inúmeras viagens nunca deixou de acreditar em mim e me dar todo o suporte necessário.

À minha mãe, Cristina, muito obrigada por me apoiar em toda e qualquer decisão profissional e por escutar todos os meus desabafos e ser colo, sempre. Ao meu pai, Prof. Andrey Lage, obrigada por me mostrar o amor à academia e por me ensinar a nunca me contentar com um trabalho de pouca qualidade. Às minhas avós e tios, pelo interesse genuíno e orgulho. Ao João, por todos os dias de companhia nos estudos e por sempre me dar uma mãozinha quando eu preciso, sem você, teria sido muito mais difícil. À Ni, por garantir que eu sempre tenha tudo e possa focar no trabalho e nos estudos. Às minhas amigas queridas de UFMG, muito obrigada!

Por fim, agradeço aos professores da banca, Prof. Marcelo Cardoso, Prof. Carlos Alberto e Prof. Paulo Assis, por todas as contribuições feitas ao trabalho em bancas anteriores e também à Prof. Liséte, por se disponibilizarem a avaliar o trabalho.

“ A vida na Terra é um sistema integrado, um organismo só.”
- José Lutzenberger

RESUMO

A transição energética de fontes de origem fóssil para outras energias renováveis e mais limpas é um processo de importância reconhecida em busca da redução das emissões de gases de efeito e estufa e seus efeitos na mudança climática. Contudo, as novas tecnologias acarretam um grande aumento na demanda por certos minerais, evidenciando outros riscos ambientais associados ao setor de mineração. Desse modo, torna-se fundamental identificar os principais impactos, bem como analisar potenciais alternativas para redução de impactos ambientais adversos, a partir da literatura sobre sustentabilidade na produção de minerais críticos. O presente trabalho teve como objetivo aplicar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) a uma operação de cobre no Brasil e avaliar os impactos associados à produção do cobre buscando estabelecer os caminhos para uma produção mais sustentável. Há poucos estudos que desenvolvem essa avaliação com foco na América do Sul e no Brasil, justificando a importância deste trabalho. Para o seu desenvolvimento, foram revisados estudos de caso de aplicação de ACV para minerais críticos para a transição energética, para análise das principais escolhas metodológicas e, em seguida, foi aplicada a metodologia a uma unidade de mineração e concentração de cobre na região nordeste do Brasil, combinando dados da literatura com dados da operação. A ACV foi realizada no *software* OpenLCA, utilizando a avaliação de inventário da metodologia ReCiPe em duas abordagens distintas: processo caixa preta e sistema de produto. Em seguida, realizou-se uma análise de sensibilidade para os principais parâmetros do sistema e, a partir dos resultados obtidos e de revisão de literatura, foram propostos cenários de melhoria de eficiência no processo produtivo da concentração do cobre. Os resultados obtidos mostram que os impactos da produção do cobre estão relacionados aos aspectos de toxicidade, sendo as categorias com impacto mais relevante a Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana: Não Carcinogênica. As duas abordagens na modelagem geraram resultados distintos, mas ambas indicam as mesmas categorias como mais relevantes. Com relação à contribuição de fluxos e processos, o consumo de energia elétrica, a movimentação de estéril e o tratamento de rejeitos são os mais relevantes, mas têm impactos consideráveis também nas categorias de Ecotoxicidade, Toxicidade humana e Acidificação Terrestre os fluxos de consumíveis aplicados na concentração do cobre. Os resultados são consistentes com os impactos observados por trabalhos prévios em outras operações de cobre no mundo, com grande sensibilidade dos resultados ao consumo de eletricidade e ao teor de minério. O desenvolvimento recente de tecnologias para o processamento mineral tem potencial de aplicação em operações de cobre, para reduzir seu impacto ambiental adverso por meio de sistemas mais eficientes em energia, boas práticas de gestão de ativos, reagentes verdes e tecnologias inovadoras de tratamento de rejeito. Contudo, avaliações no contexto industrial e projeções econômicas são necessárias para comprovar o potencial de uso dessas tecnologias em escala industrial.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; cobre; transição energética; minerais críticos; avaliação de sustentabilidade.

ABSTRACT

The energy transition from fossil energy sources to cleaner ones is an important process for reducing greenhouse gas emissions and the effects of climate change. However, new technologies will lead to a large increase in the demand for certain minerals, evidencing other associated environmental risks in the mining sector. Therefore, it is fundamental that the main impacts are assessed and that potential alternatives to reduce such adverse environmental impacts, discussed in literature on sustainability in critical minerals production are analysed. The objective of this study was to apply the Life Cycle Assessment (LCA) methodology to a copper operation in Brazil and to identify the most relevant impacts, as well as to search for routes to a more sustainable production. There are few studies on assessments of mining operations with a focus on South America and Brazil, what justifies the importance of this work. For the development of this work, case studies of LCA application for critical minerals for the energy transition were reviewed, with the aim of analysing the main methodological choices; then, the methodology was applied to a copper mining and concentration unit in the northeast region of Brazil, combining data from the literature with data from the operation. The LCA was performed in the OpenLCA software, using the inventory evaluation of the ReCiPe methodology in two different approaches: black box process and product system. Then, a sensitivity analysis was carried out for the main parameters of the system and, based on the results obtained and the literature review, scenarios for improving eco-efficiency in the production process of copper concentration were proposed. The results obtained show that the impacts of copper production are mainly related to toxicity aspects, the categories of Terrestrial Ecotoxicity and Human Toxicity: Non-Carcinogenic were found to be the most relevant. The two approaches in the modelling generated different results, but both indicate the same categories as more relevant. Regarding the contribution of flows and processes, consumption of electricity, handling of waste rock and treatment of tailings are the most relevant, but consumables from the concentration process also have considerable impacts in the categories of ecotoxicity, human toxicity and Terrestrial Acidification. The results are consistent with the impacts observed by previous works in other copper operations in the world, with great sensitivity of the results to electricity consumption and ore grade. The recent development of technologies for mineral processing has potential applications in copper operations, to reduce environmental impact through more energy-efficient systems, best asset management practices, green reagents and innovative tailings treatment technologies. However, industrial-level evaluations and economic assessments are necessary to prove the potential use of these technologies on an industrial scale.

Keywords: Life Cycle Assessment; copper; energy transition; critical minerals; sustainability assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Potencial de aquecimento global acumulado da extração e processamento de diferentes minerais, projetado em um cenário de aquecimento global de 2 °C para 2050.	27
Figura 2 - Exportações de cobre mineral e concentrado, em massa e valores monetários, por país, em 2022.....	35
Figura 3 - Produção total de cobre no Brasil, em cobre contido (t).	36
Figura 4 - Principais reservas minerais no Brasil (2021).	38
Figura 5 - Fluxograma de processamento do sulfeto de cobre.	42
Figura 6 - Exemplo de resumo dos fluxos de cobre em uma região.	47
Figura 7 - Etapas de execução da ACV segundo ISO 14040:2006.....	48
Figura 8 - Categorias de indicadores de impacto ambiental da metodologia ReCiPe 2016.	51
Figura 9 - Reservas minerais na região Nordeste do Brasil (2021).....	53
Figura 10 - Relação de minerais que frequentemente ocorrem em combinação na litosfera.....	55
Figura 11 - Metodologias de AICV aplicadas nos estudos analisados.	59
Figura 12 - Árvore de decisão sobre a medida de tendência central representativa da amostra para cada variável da operação.	63
Figura 13 - Limite de Bateria para Aplicação da ACV na Concentração do Cobre. ..	65
Figura 14 - Fluxograma representativo da modelagem em Caixa Preta.	71
Figura 15 - Fluxograma representativo da modelagem como Sistema de Processos.	71
Figura 16 - Fluxograma da mineração de cobre.....	76
Figura 17 - Fluxograma do beneficiamento industrial do minério de cobre.	76
Figura 18 - Sistema de produção de concentrado de cobre sulfetado, do berço ao portão.	77
Figura 19 - Evolução da razão massa de estéril movido / massa de concentrado produzido entre os anos de 2020 e 2022.	82
Figura 20 - Variação no teor de cobre no minério entre 2020 e 2022.	84
Figura 21 - Evolução temporal da recuperação global entre os anos de 2020 e 2022.	86

Figura 22- Impacto da produção de concentrado de cobre, por categoria e processo.	87
Figura 23 - Contribuição de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental na produção de concentrado de cobre.	88
Figura 24 - Impacto do sistema de produto de concentrado de cobre, por categoria e processo.....	92
Figura 25 - Contribuição de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental no sistema de produto de concentrado de cobre).....	93
Figura 26 - Resultados de análise de sensibilidade para Ecotoxicidade Terrestre. ...	98
Figura 27 - Resultados de análise de sensibilidade para Toxicidade Humana: Não Carcinogênica.	98
Figura 28 - Resultados de análise de sensibilidade para Ecotoxicidade Aquática. ...	99
Figura 29 - Resultado de análise de sensibilidade para Uso da Terra.	99
Figura 30 - Resultados de análise de sensibilidade para Mudança Climática.....	100
Figura 31 - Resultados de análise de sensibilidade para Acidificação Terrestre.....	101
Figura 32 - Resultados de análise de sensibilidade para Toxicidade Humana: Carcinogênica.	102
Figura 33- Resultados de análise de sensibilidade para Formação de Material Particulado.	102
Figura B. 1 - Delimitação do limite de bateria para o sistema de produção de concentrado de cobre sulfetado	136
Figura B. 2 - Resultados de impacto ambiental do sistema de produto de concentrado de cobre, por categoria e processo.	148
Figura B. 3 - Contribuição relativa de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental no sistema de produto de concentrado de cobre).	149

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Resumo de estudos de caso de ACV para minerais críticos analisados.	55
Quadro 2 - Comparação entre Softwares de ACV.	67
Quadro 3 – Matriz de avaliação de qualidade e confiabilidade dos dados na ACV...	69
Quadro 4- Caracterização da origem dos dados de entradas e saídas e variáveis de processo utilizadas para o sistema analisado.	79
Quadro 5 – Nomenclatura atribuída aos cenários para análise de sensibilidade.	97
Quadro B. 1 - Caracterização da origem dos dados de entradas e saídas e variáveis de processo utilizadas para o sistema analisado.	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Aplicação de Minerais de Transição Energética em Diferentes Tecnologias Associadas à Energia, suas Taxas de Reciclagem e Produção no Brasil.....	27
Tabela 2 - Descrição das principais características de importantes operações de cobre na América do Sul.	39
Tabela 3 - Contagem da aplicação de métodos de avaliação de impacto na ACV em conjunto, dois a dois, nos estudos analisados.	59
Tabela 4 – Incertezas atribuídas ao conjunto de dados de acordo com a pontuação nos critérios de qualidade dos dados.	70
Tabela 5 - Participação das fontes de energia na matriz elétrica brasileira (2023). ..	82
Tabela 6 – Principais variáveis do balanço de massas e de energia.	85
Tabela A. 1 – Balanço de massas macro para o metal na operação de cobre no Brasil.	133
Tabela A. 2 - Consumíveis no processo industrial de beneficiamento para a operação de cobre no Brasil.	134
Tabela A. 3 - Consumíveis na mina para a operação de cobre no Brasil.....	134
Tabela A. 4 - Consumo de água e energia elétrica na operação (incluindo mina e concentração).....	134
Tabela B. 1 - Resultados da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida - Impacto por categoria.....	143
Tabela B. 2 - Contribuição relativa dos grupos de processos para o impacto final do sistema.....	143
Tabela B. 3 - Resultados de análise de sensibilidade ao consumo de eletricidade para as principais categorias de impacto.	144
Tabela B. 4 - Resultados de análise de sensibilidade ao teor do minério para as principais categorias de impacto.	145
Tabela B. 5 - Resultados de análise de sensibilidade à recuperação para as principais categorias de impacto.	145
Tabela B. 6 - Resultados de análise de sensibilidade ao teor do concentrado para as principais categorias de impacto.	145
Tabela B. 7 - Resultados de análise de sensibilidade ao consumo de água para as principais categorias de impacto.	146

Tabela B. 8 - Análise da qualidade dados e confiabilidade por categoria de impacto ambiental analisada na ACV, segundo o Ecoinvent Data Quality System.	147
Tabela C. 1 - Análise da qualidade dados e confiabilidade por categoria de impacto ambiental analisada na ACV.	152

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	– Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	– Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	– Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
CAPES	– Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CED	– <i>Cumulative Energy Demand</i> (Demanda Cumulativa de Energia)
CML	– <i>Centrum voor Milieuwetenschappen Universitet Leiden</i>
CNPQ	– Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
Cu	– Cobre
EU	– <i>European Union</i> (União Europeia)
FAPEMIG	– Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais
GEE	– Gases de Efeito Estufa
GWP	– <i>Global Warming Potential</i> (Potencial de aquecimento global)
IDEA	– <i>Inventory Database for Environmental Analysis</i>
ILCD	– <i>International Life Cycle Data System</i>
IPCC	– <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IRENA	– <i>International Renewable Energy Agency</i>
ISO	– <i>International Standards Organization</i>
Ktpa	– Quilotoneladas por ano
LCA	– <i>Life Cycle Assessment</i>
LCIA	– Life Cycle Impact Assessment
Mtpa	– Milhões de toneladas por ano
N/A	– Não aplicável
P+L	– Produção Mais Limpa
ReCiPe	– <i>Resource and Environmental Impact Profile</i>
RMR	– <i>Rock to Metal Ratio</i> (Razão rocha movimentada-metal)
ROM	– <i>Run of mine</i> (massa de minério saída da mina)
ROW	– <i>Rest of World</i>
SMARH	– Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
TRACI	– <i>Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts</i>
UFMG	– Universidade Federal de Minas Gerais

UNEP – *United Nations Environment Programme* (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente)

US – *United States of America* (Estados Unidos da América)

VMS – *Volcanic Massive Sulfide*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos Específicos	22
3	REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1	Minerais importantes para a transição energética	24
3.1.1	Lítio	29
3.1.2	Níquel	31
3.1.3	Cobalto	33
3.1.4	Terras Raras	34
3.1.5	Cobre	35
3.2	Avaliação de ecoeficiência e sustentabilidade	43
3.2.1	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	48
3.2.2	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicada à mineração	54
4	METODOLOGIA / MATERIAL E MÉTODOS	62
4.1	Caracterização da produção de cobre	62
4.2	Execução da Avaliação do Ciclo de Vida	65
4.2.1	Definição de objetivo e escopo	65
4.2.2	Análise de inventário	66
4.2.3	Avaliação de impacto	72
4.2.4	Interpretação	73
4.2.5	Identificação de oportunidades de melhorias	73
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
5.1	Caracterização da produção de cobre	75
5.2	Avaliação do Ciclo de Vida de uma operação de cobre no Brasil	87
5.2.1	Processo caixa preta	87
5.2.2	Sistema de produto	91
5.2.3	Projeto: análise de sensibilidade para variáveis chave	96
5.3	Oportunidades de melhorias na extração e processamento de cobre mineral 103	
5.3.1	Mudanças no produto ou processo	103
5.3.2	Reciclagem interna	106
5.3.3	Reciclagem externa	110
5.4	Limitações do estudo	111
6	CONCLUSÕES	113

7 RECOMENDAÇÕES.....	117
REFERÊNCIAS.....	119
APÊNDICE A – Informações sobre a operação e balanço de massas	133
APÊNDICE B – Relatório de Avaliação do Ciclo de Vida conforme ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT ISO 14044:2009.....	135
Objetivo do estudo.....	135
Escopo do estudo.....	135
Limite de baterias.....	135
Avaliação do inventário de ciclo de vida	137
Avaliação de impacto de ciclo de vida	142
Interpretação do Ciclo de Vida.....	146
Referências.....	150
APÊNDICE C – Análise de qualidade dos dados por categoria de impacto analisada.	
152	

1 INTRODUÇÃO

O planeta passa por um processo de mudança climática significativa, com elevação da temperatura média global e alterações nos regimes de chuvas, cujos impactos já podem ser percebidos em várias regiões do mundo, inclusive no Brasil. Dados da *World Wildlife Foundation* mostram que, no Brasil, a região amazônica pode sofrer com secas intensas, enquanto na região nordeste a redução nos recursos hídricos pode, inclusive, fazer com que a região se torne árida. Outros desastres naturais, como enchentes, também se tornarão cada vez mais frequentes (UNICEF, 2022).

Em 2015, frente à urgência dos desafios climáticos, autoridades internacionais firmaram o Acordo de Paris, definindo uma abordagem para ações contra a mudança climática, delineando um caminho para manter o aquecimento global abaixo de 2 °C, com o objetivo de mantê-lo abaixo de 1,5 °C. Um dos principais caminhos para mitigar a crise climática é transformar os sistemas de energia, historicamente muito dependentes de fontes de origem fóssil, em um sistema baseado em fontes de energia renováveis e de baixo carbono (Yu *et al.*, 2024).

Esse processo de transição energética, no entanto, está envolvido em grandes desafios, desde o desenvolvimento tecnológico, acesso a investimentos até a disponibilidade de materiais (Yu *et al.*, 2024). Novas tecnologias de geração de energia, a partir de fontes renováveis, como solar, eólica, nuclear, hidrelétrica e tecnologias de armazenamento de energia são muito intensivas em materiais, especialmente minerais, cuja demanda já crescente tem previsão de aumento ainda maior até o fim do século (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023). Assim, um dos aspectos desafiadores da transição energética é assegurar a sustentabilidade da mineração e utilização de metais e minerais como lítio, cobre, cobalto e terras raras, indispensáveis para a fabricação de elementos de geração de energia limpa (Yu *et al.*, 2024).

O planejamento de ações para assegurar a sustentabilidade na mineração e no uso de diferentes metais nos sistemas de energia renovável passa pela avaliação desses sistemas em termos de ecoeficiência e sustentabilidade, para, inclusive, permitir a tomada de decisão informada, balanceando performance econômica, disponibilidade de recursos e performance ambiental. Algumas das ferramentas aplicadas para este

fim na indústria são a análise de fluxos materiais (MFA), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), matrizes de insumo-produto, dentre outras (Chertow *et al.*, 2020).

No contexto da mineração, o método da ACV vem sendo bastante aplicado por permitir a quantificação dos impactos ambientais adversos por etapa do ciclo de vida do metal, bem como pela abrangência da sua aplicação, tendo sido publicados diversos estudos relevantes para a indústria mineral nos últimos 20 anos (Farjana *et al.*, 2019).

No contexto da transição energética, o Brasil e a América do Sul têm grande destaque mundial por sua grande disponibilidade de recursos para geração de energia renovável e o alto percentual de sua matriz energética que provém de fontes renováveis, mas, também, por ser uma região provedora de vários minerais essenciais para a transição energética, com perspectivas de aumento da sua relevância, em especial na produção de lítio e cobre (Alejandra Bernal; Joerg Husar; Johan Bracht, 2023).

Apesar da relevância da região, poucos estudos com aplicação da ACV publicados internacionalmente focam na produção de minerais importantes para a transição energética na América do Sul. No caso do cobre, que tem maior relevância econômica na região atualmente, os estudos encontrados na literatura científica sobre a América do Sul têm como região focal minas no Chile (Farjana *et al.*, 2019; Segura-Salazar; Lima; Tavares, 2019).

Assim, um estudo de caso sobre o cenário brasileiro na produção de um metal relevante para a economia nacional e o futuro da transição energética se torna relevante, tendo em vista a lacuna de estudos prévios sobre o tema e o impacto, não apenas econômico, mas também ambiental, que a produção de cobre, especialmente frente a uma perspectiva de aumento da sua demanda, tem na região.

Nesse contexto, o presente trabalho visou caracterizar a produção de cobre na América do Sul e o uso da metodologia de ACV para operações de mineração, contemplando a aplicação da ACV para uma operação de extração e concentração de cobre no Brasil.

Para tanto, foram levantados dados sobre a produção mineral de cobre na região, em fontes das próprias empresas mineradoras e na literatura, assim como sobre a avaliação de sustentabilidade de operações de cobre ao redor do mundo. Para a aplicação da ACV, utilizou-se tanto dados primários e secundários da operação, quanto referências de mercado e da literatura, restringindo-se a informações recentes (após o ano 2020) e, sempre que possível, específicas para a região nordeste do Brasil.

Apesar de o estudo de caso de ACV retratar um caso único de uma operação no Brasil, os achados podem ser relevantes para toda a indústria. As propostas de melhorias no processo obtidas são um compilado de boas práticas e inovações tecnológicas sendo desenvolvidas em diferentes operações globalmente. Em linha com os princípios da Produção + Limpa, definidos em 1989, essas estratégias ambientais preventivas para aumento da eficiência geral e redução de riscos em processos aos seres humanos e ao meio ambiente, essas alternativas são não só relevantes para redução de impactos ambientais adversos em toda a indústria produtora de cobre, mas também essenciais para melhorar seu desempenho industrial. Assim, as possibilidades de soluções recomendadas a partir do impacto ambiental adverso identificado na análise do processo também podem servir como um guia para a produção mineral mais sustentável de cobre, não apenas na operação em questão (Graciane Regina Pereira; Fernando Soares Pinto Sant'Anna, 2012).

Na seção de discussão deste documento, são descritas as limitações de pesquisa e recomendações do estudo e, ao final, são apresentadas as considerações gerais do trabalho.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar diferentes categorias de impactos ambientais do processamento mineral do cobre no Brasil.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos do trabalho são definidos para, em conjunto, contribuírem para o atingimento do objetivo geral delimitado, como segue:

- Caracterizar o processamento mineral de cobre, em termos de processos, consumo energético e impacto ambiental, na América do Sul e no Brasil.
- Aplicar a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida para concentração do cobre em uma mina na região Nordeste, Brasil.
- Identificar e avaliar os processos de maior impacto ambiental adverso na concentração de cobre.

3 REVISÃO DA LITERATURA

A pressão climática global, de acordo com o contexto atual de emissão de poluentes, centra-se muito na emissão de gases do efeito estufa (GEE). Considerando a predominância, no âmbito mundial, de matrizes energéticas fósseis, muito carbono-intensivas, o futuro do planeta e a descarbonização estão intrinsicamente atrelados à transição energética. Sabe-se, contudo, que reduzir as emissões de GEE pode aumentar substancialmente a demanda por certos metais, considerados pelo Banco Mundial como elementos chave para a transição energética global, tais como cobre, níquel, cobalto e lítio (Lukas Boer; Andrea Pescatori; Martin Stuermer, 2021).

Globalmente, a geração e o consumo de energia representavam aproximadamente 70% da emissão de GEE (Chien; Chau; Sadiq, 2023), porém as Américas Central e do Sul têm as matrizes energéticas menos intensivas em carbono do mundo, contando, principalmente, com suas grandes hidrelétricas para geração de energia renovável. Mesmo na América Latina, menos dependente de fontes fósseis para geração de energia elétrica, a segurança energética vem se apresentando como uma preocupação, uma vez que as secas mais frequentes e a variabilidade natural dos reservatórios e padrões de chuva afetam a geração de energia nesses países. No Brasil, por exemplo, houve uma redução de 45% nos níveis médios de água em reservatórios de hidrelétricas entre 2013 e 2017 e em toda a América do Sul a participação das hidrelétricas na matriz energética vem diminuindo (Barbosa *et al.*, 2017).

A transição energética se baseia na transformação da energia consumida e gerada no mundo de não renovável para renovável, via tecnologias de transição energética, com o objetivo de reduzir ao máximo a emissão de GEE na geração de energia, sem comprometer o volume gerado, uma vez que a energia se tornou base para a vida moderna. Se essa questão não for tratada globalmente, a situação climática na Terra, que já sofre com aquecimento de mais 1 °C na sua temperatura média - comparando o ano de 2023 em relação aos níveis pré-industriais (1880) - irá se agravar e é objetivo mundial, estabelecido no Acordo de Paris, manter esse aumento abaixo de 1,5 °C (Chien; Chau; Sadiq, 2023; GISTEMP Team, 2024).

A América Latina também tem grande potencial para geração de energia solar eólica, com Chile, Argentina e Bolívia estando entre os dez países com máxima irradiação para sistemas otimizados de geração fotovoltaica, e, também, o Brasil, o Chile, o Paraguai, a Bolívia e a Argentina tendo grande potencial anual para geração eólica. Além disso, a conversão de biomassa encontra condições climáticas favoráveis na região, junto com grandes quantidades de terra disponível para o cultivo (Barbosa *et al.*, 2017).

Todas essas fontes renováveis, no entanto, submetem o sistema energético ao problema da intermitência, uma vez que a geração de energia elétrica varia ao longo do dia (solar) e ao longo do ano (eólica, hídrica e biomassa), de forma que não garantem, por si só, o fornecimento horário de energia requerido (Barbosa *et al.*, 2017). Esse tipo de variabilidade exige sistemas energéticos mais resilientes, com grandes capacidades de armazenamento de energia (Boretti, 2019).

3.1 Minerais importantes para a transição energética

A economia de baixo carbono é muito intensiva em minerais, devido às tecnologias atualmente existentes de geração de energia consideradas limpas. As chamadas tecnologias limpas são “limpas” quando comparadas com fontes fósseis de energia, no que diz respeito à mudança climática, uma vez que eles não emitem gases de efeito estufa (GEE) diretamente – ou emitem muito menos- na fase de operação. Algumas delas são a hidrelétrica, geotérmica, solar, eólica, nuclear e alguns tipos de bioenergia, que não emitem dióxido de carbono equivalente em sua operação, apesar de, quando analisado seu ciclo de vida, poderem apresentar emissões e outros impactos adversos relevantes em suas etapas de produção do aparato tecnológico. Especialmente as tecnologias para geração fotovoltaica, geotérmica e eólica e as tecnologias de armazenamento de energia são muito intensivas em minerais. Estima-se que a produção global de lítio deva dobrar na próxima década, por exemplo (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023; MIT Climate; Jennifer Morris, 2024).

A geração de uma mesma quantidade de energia por geração fotovoltaica requer 40 vezes mais cobre do que pela combustão de combustíveis fósseis, assim como a geração eólica pode requerer 14 vezes mais ferro. Assim, avanços na eficiência no

uso dos materiais e na reciclagem, como já se tem para o ferro, não serão suficientes para suprir a demanda global por esses metais (Lèbre *et al.*, 2020). No caso do cobre, o aumento de demanda pode chegar a mais de 200% (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023).

Além do cobre, o alumínio também vai ter grande aumento de demanda associada à energia solar fotovoltaica, enquanto zinco e titânio têm sua demanda mais relacionada a tecnologias de geração geotérmica e eólica (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023).

A maior demanda para os metais acima citados pode, também, alavancar os preços de insumos metálicos, uma vez que é possível que o suprimento de minerais não acompanhe a demanda mundial, o que é um potencial risco para o atraso da transição energética. O trabalho de Boer, Pescatori e Stuermer (2021) concluiu que a oferta de níquel, cobre, cobalto e lítio é consideravelmente inelástica no curto prazo e elástica no longo, o que mostra picos de preços sustentados por períodos anormalmente longos, ao se comparar com uma série histórica. Além dos efeitos de oferta e demanda, tem impacto sobre o preço dos metais também o seu custo de produção e processamento (Lukas Boer; Andrea Pescatori; Martin Stuermer, 2021). Assim, num contexto em que os preços de insumos metálicos chave podem se tornar proibitivos para a transição energética em alguns anos, torna-se cada vez mais importante entender o custo financeiro de projetos que envolvem esses quatro metais, além do desenvolvimento tecnológico, especialmente daqueles projetos que forem focados também na redução de impactos ambientais em si próprios.

Além do aumento da demanda por esses minerais, observa-se um aumento do investimento em projetos de exploração de minerais críticos nos últimos três anos, com expectativa de aumento ainda maior no futuro. Em 2022, o gasto em exploração de minerais subiu 20% em comparação com 2021 e em 2021 30% em comparação com 2020 – em comparação com investimentos específicos para minerais não-ferrosos (Li, Cu, Ni e Co especialmente, que cresceu 50% no mesmo período (IRENA, 2023).

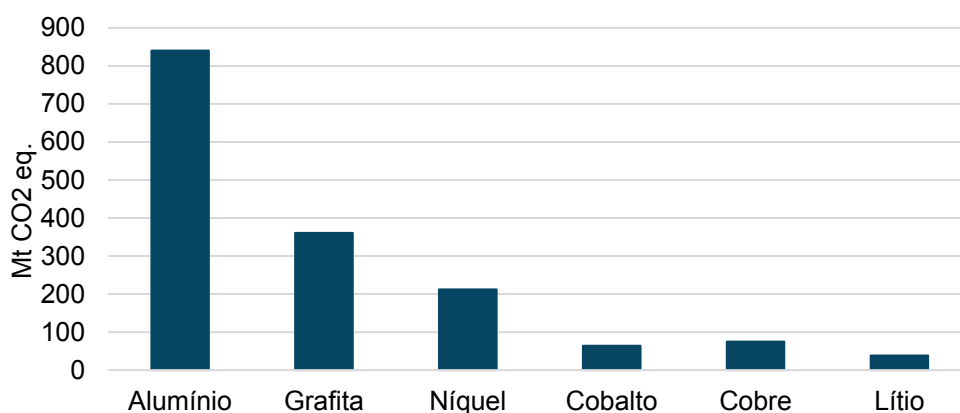
A Agência Internacional de Energia Renovável (IRENA – *International Renewable Energy Agency*) define que a criticidade dos materiais para a transição energética está

relacionada com os seguintes fatores: esforço de extração, concentração geográfica do recurso, potencial declínio da qualidade do recurso natural, grande aumento da demanda e flutuações relevantes de preços. Assim, em seu relatório de Minerais Críticos para a Transição Energética consideram como críticos cobalto, cobre, lítio, níquel e terras raras, apesar de diferentes estudos considerarem também outros materiais como nióbio e grafita como críticos (Gielen, 2021).

Alguns desses metais, como cobre e níquel, são considerados transversais, pois são utilizados em várias tecnologias de energia limpa, ou seja, não estão ligados a uma específica – o cobre pode ser considerado ainda mais abrangente, por ser utilizado em quase qualquer equipamento ou dispositivo eletroeletrônico, não apenas em tecnologias de geração de energia limpa. Para o cobre, especificamente, a demanda é muito diversificada e está muito associada à criação de infraestrutura para transmissão de energia e à geração fotovoltaica. Lítio, grafite e cobalto são chamados minerais concentrados, pois são associados a tecnologias específicas de armazenamento de energia (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023). Considerando o grande aumento na exploração e processamento desses metais, é relevante entender o impacto ambiental adverso que esses processos geram. Esses minerais são também importantes para outras aplicações crescentes no contexto de desenvolvimento tecnológico mundial hoje, com uso relevante para desenvolvimento de Inteligências Artificiais, dispositivos relacionados à Internet das Coisas (IoT) e automação (Blumenthal; Diamond, 2022).

A Figura 1 apresenta o potencial de aquecimento global da extração e processamento de alguns desses minerais, em um cenário de aquecimento global de 2 °C, projetado para 2050. As tecnologias de aplicação desses metais, sua taxa de reciclagem considerando tecnologias atuais e a produção brasileira desses minerais em 2021 são apresentados na Tabela 1.

Figura 1 – Potencial de aquecimento global acumulado da extração e processamento de diferentes minerais, projetado em um cenário de aquecimento global de 2 °C para 2050.



Adaptado de: (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023)

Tabela 1 - Aplicação de Minerais de Transição Energética em Diferentes Tecnologias Associadas à Energia, suas Taxas de Reciclagem e Produção no Brasil.

Mineral crítico	Alumínio	Cobalto	Cobre	Lítio	Níquel
Eólica					
Solar Fotovoltaica					
Hidrelétrica					
Geotérmica					
Armazenamento					
Nuclear					
Carvão					
Gás					
Captura e armazenamento de carbono					
Taxa de Reciclagem	42-92%	68%	43-53%	<1%	57-63%
Produção em 2021 (kt)	16 225	- ¹	335	5,7	75

¹ Produção brasileira de cobalto em 2021 é pequena e não foi mencionada nos relatórios do IBRAM e do Ministério de Minas e Energia consultados.

Fonte: Adaptado de (IBRAM; KPMG, 2023; Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023; Ministério de Minas e Energia, 2022; The Aluminum Association, [s. d.]).

Com relação à reciclagem desses materiais no âmbito mundial, sabe-se que o alumínio é o mineral com maior taxa de reciclagem, podendo chegar a mais de 90% em alguns países e indústrias, enquanto o lítio apresenta taxas de reciclagem menores que 1%, devido às perdas do material durante o processo de reciclagem. Já para o cobalto, por exemplo, apesar de sua taxa de reciclagem ser de aproximadamente 68%, sua aplicação em baterias é limitada, uma vez que para esse uso é necessário que o material seja extremamente puro (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023).

Uma alternativa a este cenário é a mineração urbana, que se torna cada vez mais viável e importante do ponto de vista da sustentabilidade, uma vez que os volumes de resíduos eletroeletrônicos disponíveis em grandes centros urbanos aumenta cada vez mais. Em 2019 aproximadamente 50 milhões de toneladas de resíduo eletrônico são geradas anualmente e este valor pode chegar a 120 milhões de toneladas anuais em 2050, se nada for feito a respeito. Hoje, apenas 20% deste resíduo é oficialmente reciclado e os 80% restantes, além de representarem recursos importantes que são desperdiçados, podem causar graves problemas ambientais se mal destinados: a incineração, principal forma de descarte globalmente, libera substâncias tóxicas no meio ambiente como dioxinas, mercúrio e chumbo (Daware; Chandel; Rai, 2022; Zeng; Mathews; Li, 2018).

Um estudo de Zeng, Mathews e Li de 2018 avaliou que, inclusive, a obtenção de cobre de resíduos eletroeletrônicos (componentes reciclados de televisores), com a mineração urbana, já pode ser feita a custos comparáveis aos da obtenção do material de minério virgem. Considerando que 30% do consumo de cobre na sociedade está associado à demanda de componentes eletrônicos, sua reciclagem pode representar um grande avanço na circularidade da cadeia de produção do cobre, mas ainda há desafios tecnológicos no desenvolvimento de processos para desfazer estes produtos e isolar os metais neles contidos em larga escala (Zeng; Mathews; Li, 2018).

Os cenários de emissões de dióxido de carbono equivalente na extração e processamento de minerais críticos, como mostrados na Figura 1, consideram as emissões relativas ao mineral utilizado para tecnologias de geração de energia (geotérmica, solar fotovoltaica, eólica, hidroelétrica, termoelétrica a carvão e gás com captura e armazenamento de carbono e nuclear), transmissão e armazenamento de energia elétrica (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023). Alumínio, grafita, níquel e cobre são os minerais que apresentam maior impacto no potencial de aquecimento global neste cenário, porém essas emissões podem ser reduzidas tanto pelo desenvolvimento de tecnologias de reciclagem, quanto pela implementação de medidas para mitigar emissões no processo produtivo desses materiais.

Considerando os minerais críticos para a transição energética, o Brasil é o 14º maior produtor mundial de cobre metálico, com 1,2 milhões de toneladas em 2021, 4º produtor global em volume de alumínio, 8º maior produtor de níquel, com 400 mil toneladas em 2021 e 5º produtor mundial de lítio, com 113 mil toneladas em 2021 (IBRAM, 2023). Também são relevantes no contexto da transição energética na América do Sul o cobalto e os minerais de terras raras.

3.1.1 Lítio

O lítio é um elemento relativamente abundante na crosta terrestre, por ser encontrado em mais de 150 minerais, sendo o 25º mineral mais comum. Além disso, os depósitos de lítio podem se encontrar em vários formatos diferentes, como argilas, minerais rochosos, águas geotérmicas, água marinha e salmouras. Apesar disso, apenas alguns minerais com alta concentração de lítio são utilizados comercialmente na obtenção do mineral para fabricação de baterias (Flexer; Baspineiro; Galli, 2018).

A extração de lítio de minerais rochosos ocorrer primariamente a partir de formações de permagatita e requer muitos processos hidrometalúrgicos. Como a composição química dos minerais varia substancialmente, não há um único processo de obtenção do minério de rochas. Alguns dos processos mais comuns nessa obtenção são britagem e aquecimento do minério para alteração da cristalografia do cristal de lítio, moagem, adição de ácido sulfúrico e aquecimento. É comum também o uso de um sistema de filtragem ou espessamento para separação do estéril do licor concentrado

e a precipitação de magnésio e cálcio é também comum. Além disso, é frequente a adição de soda cáustica em pó para a cristalização (Flexer; Baspineiro; Galli, 2018).

A forma mais abundante do lítio no globo, contudo, é em salmouras. A tecnologia mais comum utilizada para exploração dessas salmouras é a de evaporação ao ar livre, o que acarreta a perda de enormes volumes de água nos depósitos. Entretanto, essa tecnologia é viável apenas para salares mais concentrados, como os encontrados no chamado Triângulo do Lítio, na América do Sul, que detém entre 50 e 85% dos reservatórios ricos em lítio em salares do planeta, e é lenta, podendo demorar até 24 meses para concentração do salar e com expectativas de *ramp-up* da produção em aproximadamente quatro anos, em geral (Vera *et al.*, 2023).

A forte demanda prevista para os próximos anos, pode, no entanto, representar risco de esgotamento precoce desse produto (Wanger, 2011). A alta demanda com uma eventual escassez do recurso pode também acabar por incentivar e tornar economicamente viável a exploração de fontes de minério de teores mais baixos, ou mais diluídos, que podem gerar impactos ambientais relevantes. Outra alternativa é a exploração do lítio em produtos obsoletos e REEE (Resíduos de Equipamentos Eletro-Eletrônicos). Na América do Sul, a principal fonte de lítio são os salares, de onde o lítio é extraído por meio de processos de evaporação, o que, por essa razão, significa que a exploração dessas reservas está intrinsecamente atrelada a impactos na disponibilidade de água limpa e aumento de poluição aquática, além de impactos relevantes para a biodiversidade local. Além disso, na lixiviação com carbonato de sódio em poços de policloreto de vinila (PVC) podem ocorrer vazamentos de produtos químicos, que geram prejuízos para saúde humana, se encontrados em águas consumíveis, reduzem a biodiversidade aquática e geram aumento da sedimentação em corpos hídricos (Wanger, 2011). É discutível, no entanto, se a evaporação dessa água de fato afeta a disponibilidade de água fresca, uma vez que a água dos salares é imprópria para consumo humano (Vera *et al.*, 2023).

No caso da mineração rochosa do lítio, os impactos ambientais estão relacionados, principalmente, ao consumo de energia no beneficiamento mineral e consequente emissão de GEE, ao uso da terra, disposição de rejeito com potencial de vazamento

de produtos químicos tóxicos para o solo e para águas. Esse processo pode representar também risco à saúde humana daqueles envolvidos diretamente no processo produtivo, como a inalação de partículas de poeira de sílica. De maneira geral, estudos citados por Wanger (2011) avaliam que os impactos ambientais da extração de lítio de salares são mais brandos, se comparados com os da extração do mineral de rochas, mas ainda assim é necessário avaliar maneiras de mitigar e reduzir o impacto ambiental da atividade (Wanger, 2011).

Em estudo de 2023, Vera e colaboradores avaliaram o potencial de reduzir o impacto ambiental da obtenção do mineral de salares usando tecnologias alternativas à evaporativa, conhecidas como Extração Direta de Lítio (DLE). O foco dessas alternativas seria reduzir o consumo de água, energia e químicos e reduzir também a geração de resíduos. Contudo, a maior parte das tecnologias de extração direta consome ainda mais água fresca do que a evaporação em salares. A avaliação dos impactos ambientais desse processo não é simples, inclusive pela dificuldade de obter dados hídricos das regiões ricas em lítio e pela falta de estudos que consideram o consumo de água na avaliação do ciclo de vida na mineração do Li (Vera *et al.*, 2023). Apesar de haver diversos estudos sobre a avaliação do ciclo de vida de baterias de lítio, há poucos dados sobre o processo de mineração em si (Kaunda, 2020).

Uma alternativa interessante para a redução do impacto ambiental da exploração do lítio, além da implementação de rotas alternativas, pode ser o beneficiamento de outros minerais comumente associados a ele, uma vez que, no geral, os reservatórios de lítio são de baixa concentração e contém também sais de potássio, cálcio, magnésio, boro e sódio. Assim, os processos, inclusive técnicas de evaporação, devem ser projetadas para recuperação conjunta de diferentes compostos minerais (Vera *et al.*, 2023).

3.1.2 Níquel

O níquel é um dos metais com vasta aplicação em bens de consumo e na construção civil, uma vez que suas propriedades de resistência à corrosão e estabilidade em altas temperaturas são muito interessantes para esses usos. Além disso, a eletrificação da economia aumenta a demanda por esse metal, que pode ser usado em baterias, além

de catodos em outros tipos de produtos. Essa demanda crescente pelo metal pode trazer preocupações com relação à disponibilidade deste recurso nos próximos anos (Elshkaki *et al.*, 2016). Os minerais economicamente viáveis de níquel são a milerita, a pirrotita niquelífera, a pentlandita, a niccolita e a garnierita (Yüce *et al.*, 2007).

O mineral pode ser encontrado em duas principais formas como sulfetado ou como laterita, sendo a primeira a forma mais explorada historicamente. Existe também uma preocupação com o impacto ambiental da exploração do níquel, uma vez que o processo de beneficiamento da laterita é mais complexo e exige mais energia do que o processo convencional do sulfetado (Elshkaki *et al.*, 2016).

O níquel sulfetado contém percentual de sulfetos e, devido à grande complexidade da mineralização do metal nesse tipo de minério, para seu beneficiamento são necessários vários processos de separação gravitacional e flotação. Entre os processos comumente usados no tratamento desses minerais, estão a flotação de sulfato e de óxido, separação magnética, moagem, tanto com mília de aço quanto cerâmica, e separação com peneiras e ciclones (Yüce *et al.*, 2007).

Os minerais de níquel como laterita são produzidos pelo processamento de minerais de ferro-magnésio-silicatos e, portanto, a separação por métodos físicos não é muito eficaz, de forma que é necessário aplicar processos de pirometalurgia e hidrometalurgia. Alguns métodos que podem ser aplicados são a lixiviação ácida em alta pressão, lixiviação com amônia, lixiviação atmosférica, calcinação e queima em fornos rotativos e separação magnética.

Esses processos são, portanto, bastante intensivos em energia, especialmente os pirometalúrgicos. No caso dos processos de lixiviação, o uso de substâncias potencialmente poluidoras também representa risco ambiental (Li *et al.*, 2011). Além do fato de os processos de beneficiamento da laterita serem bastante intensivos em energia, os teores dos minérios de laterita são, no geral, menores do que dos sulfetados e não há nesse minério compostos que possam funcionar como combustíveis, como o enxofre no sulfetado (Norgate; Jahanshahi, 2011).

3.1.3 Cobalto

A demanda crescente por cobalto globalmente está associada ao seu uso intensivo em baterias para carros elétricos, além de turbinas eólicas. Esse crescimento de demanda pode chegar a entre 10 a 20 vezes em 2050, em comparação com os níveis de 2010 (Van Der Meide et al., 2022). Os principais produtores de cobalto no mundo em 2017 eram respectivamente a República Democrática do Congo, a Rússia, a Austrália, o Canadá e Cuba (Farjana; Huda; Mahmud, 2019b).

A ocorrência desse mineral em reservas se dá, geralmente, em conjunto com outros minerais também relevantes para a transição energética, em quase 60% dos casos o cobalto é minerado junto com o cobre, processado por via hidrometalúrgica, e em mais de 35% junto com níquel em depósitos lateríticos e em de sulfetos (Van Der Meide et al., 2022). Sua extração pode ocorrer em minas a céu aberto ou subterrâneas, métodos que podem também ser combinados. Com relação ao processamento industrial, pode-se tratar o cobalto por três métodos distintos: pirometalurgia, hidrometalurgia e vapor-metalurgia (Farjana; Huda; Mahmud, 2019b).

Um dos processos básicos de extração do cobalto de um mineral inicia-se com etapa de cominuição, seguida por lixiviação. A partir daí o mineral pode seguir para remoção de impurezas, seguida de precipitação de hidróxido de cobalto, que pode ser vendido ou refinado até metal; outra rota possível é o espessamento com decantação contra corrente, seguida de extração por solvente e eletrodeposição, para produção de catodo de cobalto (Farjana; Huda; Mahmud, 2019b).

Os principais impactos ambientais associados à produção de cobre estão ligados ao impacto à saúde humana, devido a elementos cancerígenos em sua produção e podem levar a doenças cardíacas e problemas de visão. Existem estudos que mostram também seu impacto relevante para eutrofização e aquecimento global, já que sua produção requer grandes quantidades de eletricidade, o que, assim como a detonação em mina, contribui para os efeitos de aquecimento global (Farjana et al., 2019).

3.1.4 Terras Raras

Os chamados terras raras são um grupo de elementos químicos com propriedades semelhantes, pertencentes, principalmente, ao grupo dos lantanídeos. Alguns dos mais conhecidos e relevantes para a transição energética são o lantânio, usado em tecnologias de armazenamento de energia, Praseodímio, Neodímio, Samário, Térbio e Disprósio aplicados em baterias de veículos elétricos, ímãs e turbinas eólicas (Navarro; Zhao, 2014). Essas aplicações fizeram com que nos últimos anos a importância econômica desses materiais, antes nula, crescesse muito.

Além de sua importância por suas diversas aplicações, esse grupo de minerais está em evidência por seu grande risco de suprimento, sendo que a produção de terras raras está muito concentrada na China. Existe também uma grande preocupação ambiental com sua obtenção, porque muito frequentemente as reservas de terras raras ocorrem em conjunto com a presença de urânio e tório, minerais radioativos que podem causar emissões radiativas para as águas do subsolo, rios, flora, solo e até para a atmosfera nos arredores das minas (Adibi *et al.*, 2014; Navarro; Zhao, 2014). No Brasil, que detém a terceira maior reserva de terras raras no mundo, existem estudos avançados para instalação de operações relevantes de extração de terras raras em Minas Gerais, na Bahia e no Goiás, mas a produção atual do país ainda é bastante pequena (AECS, 2023).

Destaca-se também o potencial de diversificação do suprimento de minerais terras raras, a partir da exploração de tecnologias de mineração urbana, que permitem melhorar a resiliência e a circularidade da cadeia de suprimento desses materiais. Existe potencial de reciclagem, por exemplo, em resíduos eletrônicos e veículos descartados. Estimativas mostram que a reciclagem de terras raras já contribui com aproximadamente 30% da demanda de Neodímio e Disprósio na China (Zhao *et al.*, 2024).

O processamento de minerais de terras raras inclui etapas de exploração e beneficiamento comuns, com processos de cominuição, separação gravimétrica ou magnética e flotação. Segue-se então um tratamento químico para separação e conversão desses minerais com processos como troca iônica e extração por solvente,

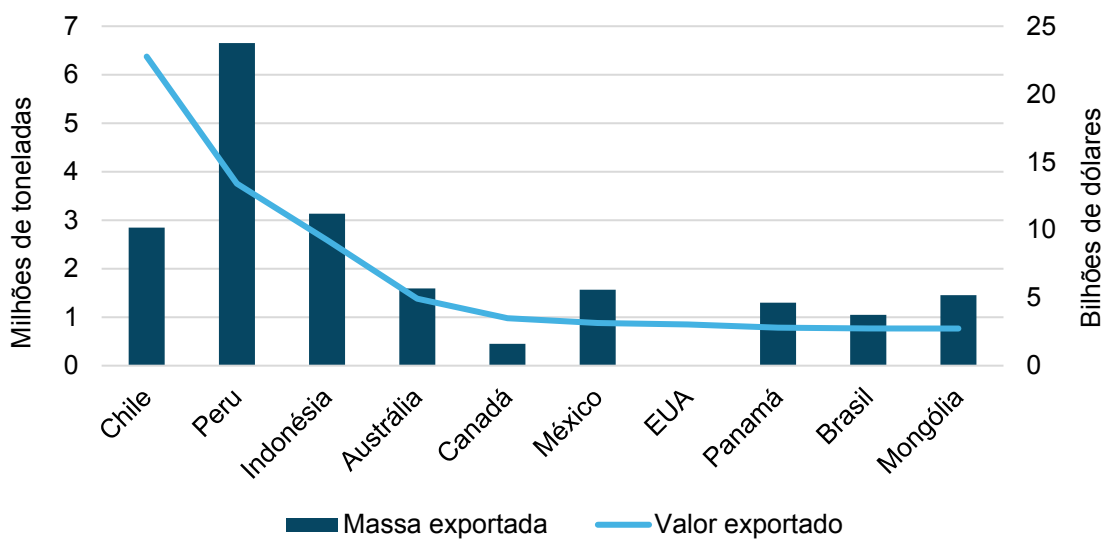
com o uso de diversos reagentes. Pode se seguir então um processo de separação para separação das terras raras individualmente, uma vez que normalmente ocorrem mais de um tipo de terra rara na mesma reserva, sendo a opção mais comum para separação a extração por solvente. Por fim, o mineral pode passar por redução, refino e purificação (Navarro; Zhao, 2014).

Além da preocupação com a depleção desses minerais e sua escassez, apesar de sua abundância na crosta terrestre, deve continuar sendo uma preocupação, devido a questões político-econômicas. Além das preocupações ambientais associadas à ocorrência junto a minerais radioativos, há estudos que ligam a produção de terras raras com impactos adversos relevantes em eutrofização de águas doces e redução da fertilidade dos solos de regiões adjacentes, dependendo do método de produção empregado (Adibi *et al.*, 2014; Vahidi; Navarro; Zhao, 2016).

3.1.5 Cobre

Dados do Banco Mundial mostram que o Brasil foi o 9º maior exportador de minério e concentrado de cobre no mundo em 2022 (WITS, 2022), como mostrado na Figura 2. Fica evidente a relevância do mineral para toda a América do Sul, considerando os grandes volumes de minério de cobre exportados também pelo Chile e pelo Peru.

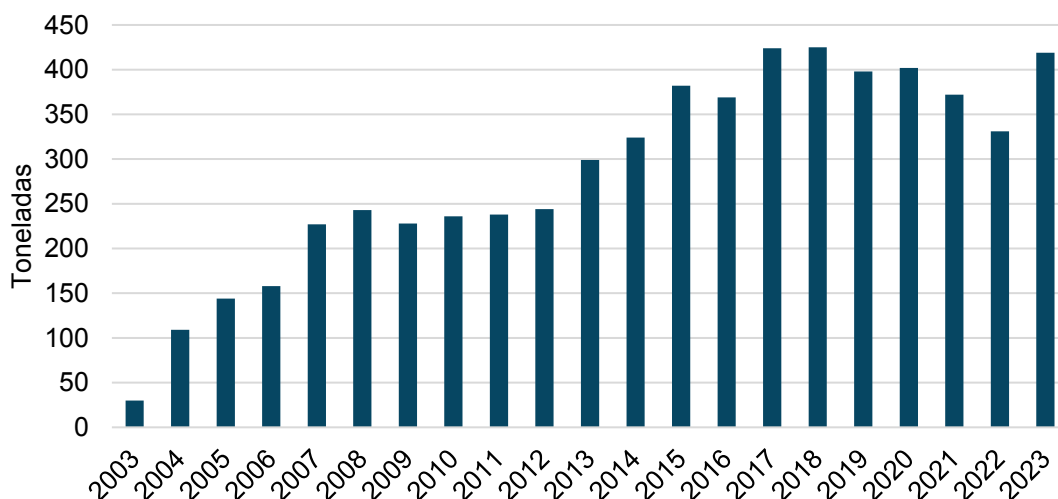
Figura 2 - Exportações de cobre mineral e concentrado, em massa e valores monetários, por país, em 2022.



Adaptado de: (WITS, 2022).

Informações do GlobalData, em relatório de 2023, incluem uma previsão de crescimento da produção de cobre brasileiro com uma taxa de crescimento composto anual de 5% a.a. (Globaldata, 2024). Historicamente, a produção de cobre no Brasil cresceu substancialmente nas duas últimas décadas, indicando aumento também da demanda pelo metal, como apresentado na Figura 3 - Produção total de cobre no Brasil, em cobre contido (t). (Copper Development Association Inc., 2024).

Figura 3 - Produção total de cobre no Brasil, em cobre contido (t).



Fonte: Adaptado de (Copper Development Association Inc., 2024).

O cobre é um excelente condutor (condutividade elétrica de $1,673 \times 10^{-8}$ ohm-m) usado em diversos componentes eletrônicos, além de baterias e fios condutores e, por isso, diante da necessidade de transição energética a expectativa é de que a demanda por esse metal cresça muito nos 30 próximos anos (Dong *et al.*, 2020; ICSG, 2024).

Mesmo atualmente, o cobre já é um dos metais mais amplamente usados na vida moderna, sendo fundamental em indústrias diversas, desde transporte, elétrica e eletrônica até infraestrutura, transmissão e distribuição de energia elétrica, tubulações e equipamentos industriais. O cobre também é essencial em outros âmbitos sendo essencial também por suas propriedades antimicrobianas. Atualmente, também é um metal bastante reciclado em âmbito global (ICSG, 2024).

Com isso, a demanda por cobre já vem crescendo nos últimos anos, impulsionada pelo crescimento da população mundial e avanços econômicos, mas esse crescimento da demanda torna-se mais acelerado com a transição para uma economia de baixo carbono (Elshkaki *et al.*, 2016).

Um estudo de Elshkaki e colaboradores de 2016 estima que a demanda por cobre sofrerá um incremento de entre 275 e 350% até 2050. Essa previsão quer dizer que a demanda por cobre excede a os recursos minerais de cobre com exploração estimada para a segunda metade do século (Elshkaki *et al.*, 2016). A criticidade do cobre para a transição energética vem aumentando na última década, segundo levantamento da Agência Internacional de Energia Renovável (IRENA), de 2024, que identificou um aumento das menções ao cobre em listas de materiais críticos para a transição energética, em diferentes fontes (IRENA; NUPI, 2024a).

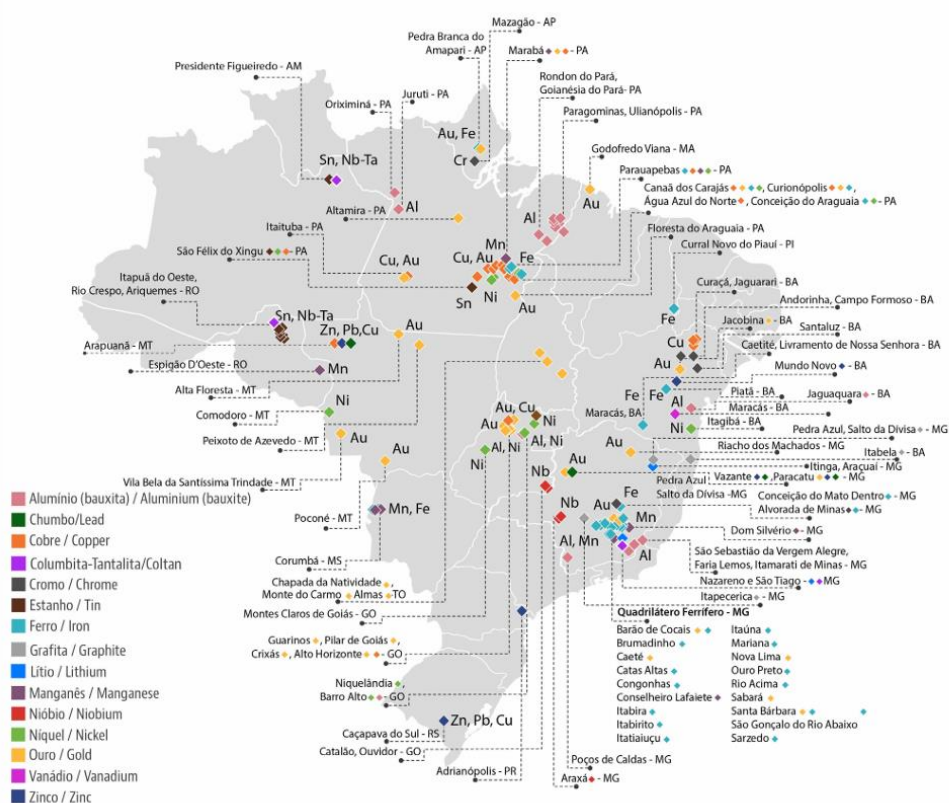
No caso desse mineral, além da preocupação com a disponibilidade mineralógica do cobre, existe uma preocupação geopolítica de acesso a esses recursos, uma vez que a maior concentração de produção de cobre metálico está na China (Seck *et al.*, 2020). Existem também reservas de cobre consideráveis na América do Sul, em especial no Chile. No Brasil as reservas são menores, se comparadas com os países

sulamericanos vizinhos, porém expressivas e, no país, as maiores se encontram na região nordeste brasileira.

As maiores produções de cobre beneficiado no país se concentram no Pará (182,2 mil toneladas), Alagoas (84,5 mil toneladas) Goiás (47,9 mil toneladas) e Bahia (46,4 mil toneladas), em toneladas de cobre contido, ou seja, quantidade em massa de metal de cobre no minério. No total, foram produzidas 362,4 mil toneladas de cobre contido em produtos de cobre beneficiados no Brasil em 2022. Das 15 minas de cobre existentes no país, 4 podem ser consideradas grandes (produção bruta anual maior que 1.000.000 toneladas), sendo uma subterrânea e três a céu aberto (ANM, 2023).

As principais reservas de cobre no Brasil estão apresentadas na Figura 4 - Principais reservas minerais no Brasil (2021), em laranja, e estão concentradas nos estados do Pará e da Bahia.

Figura 4 - Principais reservas minerais no Brasil (2021).



Fonte: (ANM, 2023).

Com relação à participação das diferentes mineradoras na produção de cobre no Brasil, a Salobo Metais S.A., filial da Vale S.A., é responsável pela produção de 49,39% do cobre brasileiro, seguida pela Mineração Maracá Indústria e Comércio S.A., com 16,84%, da Mineração Caraíba S.A. com 16,51% e da Vale S.A. com 13,40% da produção nacional de cobre concentrado (ANM, 2023). O minério de cobre é atualmente o terceiro principal mineral metálico em termos de faturamento, e o segundo em exportações no Brasil (IBRAM, 2024). Uma relação das principais características das maiores operações do Brasil, e de grandes operações no Chile e no Peru está apresentada na Tabela 2; as referências são apresentadas na coluna “Fonte” na mesma ordem das colunas, com relação a cada operação analisada. A mina de Escondida, no Chile é a mina de cobre com a maior produtividade no mundo e Antamina, no Peru, é a segunda maior operação de cobre no país (Northey; Haque; Mudd, 2013).

Tabela 2 - Descrição das principais características de importantes operações de cobre na América do Sul.

	Salobo Metais	Mineração Caraíba	Mineração Maracá	Escondida	Antamina	Fonte
Localização	Pará, Brasil	Bahia, Brasil	Goiás, Brasil	Antofagasta, Chile	Áncash, Peru	1, 6
Tipo de mina	Céu aberto	Céu aberto e subterrânea	Céu aberto	Céu aberto	Subterrânea	1
Tipo de processo	Concentração	Concentração	Concentração	Concentração e lixiviação	Concentração	1
Tipo de depósito mineral	Vulcanogênico e vulcanosedimentares	Segregação magnética	Porfírico	Porfírico	Porfírico	1
Produção (cobre contido)	320 ktpa	43,8 ktpa	45,7 ktpa	1,2 Mtpa	463 ktpa	1, 6
Teor de cobre no minério	0,85%	1,79%	0,38%	0,88%	0,84%	1, 2, 3, 4, 5, 6
Outro metal na reserva	Au (0,50%) e Ag	Não aproveitado como coproduto	Au (0,33g/t)	Au e Ag	Zn (0,53%), Ag (9,8 g/t), Mo (0,019%)	7, 5, 6
Teor de cobre no concentrado	38%	35%	24,1%	34,7 %	Não identificado	7, 5, 9

	Salobo Metais	Mineração Caraíba	Mineração Maracá	Escondida	Antamina	Fonte
Estéril/minério	2,76	-	1,88	Não identificado	Não identificado	1, 4
Capacidade da instalação	36 Mtpa	4,2 Mtpa	24 Mtpa	153,7 Mtpa	Não identificado	2, 3, 4, 5
Consumo de água (m ³ /tonelada)	-	-	73,96	Não identificado	Não identificado	8
Recuperação da instalação	87%	90%	82,4%	Não identificado	Não identificado	1, 9, 4

Fontes: 1- (Northey; Haque; Mudd, 2013) 2- (Camilla Cardoso da Silva, 2019) 3- (Brasil Mineral, 2024) 4- (L. F. Silva *et al.*, 2024) 5- (BHP, 2024) 6- (Ebert Cueva; Josvel A. Mostacero; Julio C. Aguilar, 2017) 7- (ANM, 2023) 8- (BHPBilliton, 2004) 9- (Paula Bernardes Barreto, 2020)

O cobre pode ser encontrado tanto em minas subterrâneas quanto a céu aberto, sendo que o consumo de energia, água e combustíveis na mina subterrânea é substancialmente maior (Memary *et al.*, 2012). Em seu processo de beneficiamento, além das operações de cominuição, como britagem e moagem, podem acontecer a lixiviação com ácido, a secagem, lavagem, extração orgânica e eletrolítica e floculação. Esses processos, além de intensivos em energia, consomem reagentes com potencial de poluentes e água fresca (Yang *et al.*, 2022). Contudo, estudos sobre minas e instalações de cobre na Austrália mostram que a emissão de GEE no processo é muito variável, a depender da rota de processo escolhida, e que o principal ponto de emissão são os processos de operação na mina e cominuição, em especial a moagem (Memary *et al.*, 2012).

Os processos envolvidos no beneficiamento e refino do cobre dependem do produto desejado, bem como do tipo de mineral de cobre tratado. Pode-se produzir concentrado de cobre beneficiado, anodo de cobre (terminal positivo de uma célula eletrolítica), catodo de cobre (terminal negativo em uma célula eletrolítica), *blisters* de cobre e cobre refinado (ICSG, 2024).

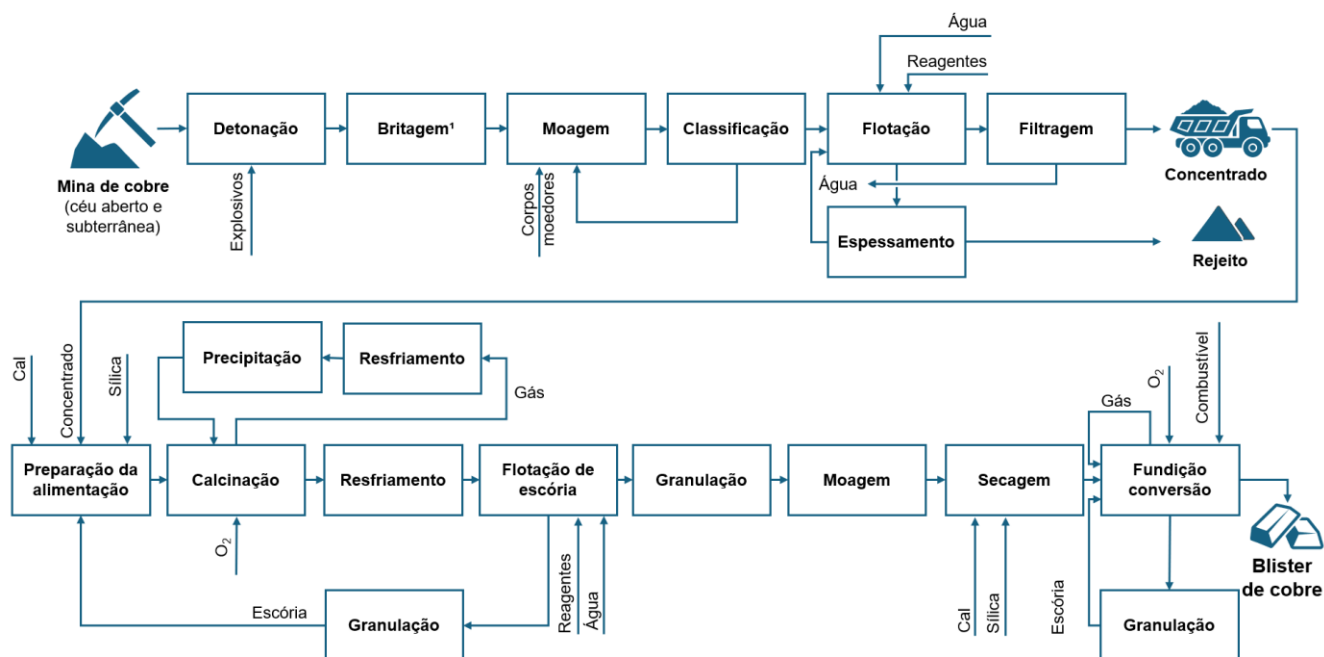
No geral, o cobre concentrado é produzido por meio de uma combinação de processos de cominuição e flotação e corresponde ao mineral sulfetado e pode ser processado pirometalurgicamente, para produzir um material mais concentrado, chamado de mate, ou de modo hidrometalúrgico, por lixiviação sob pressão. O catodo de cobre é produzido por processos de eletrorrefino, em que um anodo de cobre menos puro é

colocado em uma solução para que os íons de cobre se depositem no catodo de alta pureza, ou por extração eletrolítica, um processo que usa um anodo inerte e rico em cobre para deposição dos íons de cobre no catodo. Os *blisters* são produzidos a partir de mates de cobre, por uma conversão em forno e podem ser pirorrefinados (fundição), produzindo um material mais concentrado que o *blister*. O cobre pode, ainda, ser tratado por extração por solvente ou ser obtido a partir de material secundário (ICSG, 2024).

A rota hidrometalúrgica é geralmente aplicada para minerais de cobre oxidados, com baixo teor, que são extraídos por meio da lixiviação ácida, ou extração por solvente e seguem, então, para uma extração eletrolítica. Esse processo é aplicado em mais de 20% das minas de cobre em operação no mundo, muitas delas inclusive no Chile (ICSG, 2024). No Brasil, a maior parte das reservas existentes e em exploração é de mineral sulfetado.

Considerando os processos descritos nos estudos de Tao e colaboradores de 2022 e de Alexander e colaboradores em 2021, o processamento do sulfeto de cobre, tipo de mineral de cobre de maior ocorrência no Brasil, desde a mina e unidade concentradora (Tao *et al.*, 2022) até a obtenção de *blisters* de metal (Alexander *et al.*, 2021) pode ser descrito como mostrado na Figura 5 - Fluxograma de processamento do sulfeto de cobre.

Figura 5 - Fluxograma de processamento do sulfeto de cobre.



Fonte: Adaptado de (Alexander *et al.*, 2021; Tao *et al.*, 2022)

Em 2019, apenas uma empresa, a Paranapanema S.A., transformava cobre mineral em metálico no Brasil (Silva *et al.*, 2019), refinando o cobre primário e produzindo semimanufaturados de cobre e suas ligas, como vergalhões, fios trefilados, laminados, barras, tubos conexões e outros, em três unidades fabris no Brasil (nos estados da Bahia, Espírito Santo e São Paulo) (Paranapanema, [s. d.]). Dessa forma, a concentração do cobre é o principal processo de interesse no país.

Uma das principais variáveis na análise dos impactos da concentração mineral é o consumo de energia. Um estudo de 2016 demonstra que, em diferentes cenários, variando o teor mineral, eficiência energética e rotas de processo, a demanda energética para produção de cobre primário pode variar entre 0,99% e 2,31% da demanda global de energia para uso da sociedade projetada para 2050. Atualmente, apenas 10% da demanda global de energia é devido à indústria de mineração e metais e 0,3% correspondem à produção do cobre, porém as projeções mostram que esse número pode aumentar drasticamente num futuro próximo (Elshkaki *et al.*, 2016). Esse cenário tem duas implicações principais: avanços tecnológicos que permitam ganho

de eficiência energética na obtenção do cobre serão fundamentais para reduzir a demanda global de energia na próxima metade do século e melhorar a eficiência material de tecnologias de energia limpa pode ser crucial, não apenas para reduzir a demanda total de energia, mas para assegurar a continuidade no suprimento dos materiais críticos.

Assim, é importante ressaltar que a produção de cobre é bastante intensiva em energia, de forma que em um cenário no qual a energia para a produção de cobre não provenha de fontes renováveis, este mineral, fundamental para a transição energética, pode também contribuir para os efeitos de mudança climática, como consequência das emissões de CO₂ equivalente associadas ao processo (Elshkaki *et al.*, 2016).

Grande parte do impacto ambiental no ciclo de vida do cobre metálico está no processamento metalúrgico, seja por via pirometalúrgica ou por via hidrometalúrgica (Memary *et al.*, 2012).

Um estudo de Tao e colaboradores de 2022 avaliou os impactos associados à concentração de cobre na China e mostrou que o principal impacto identificado, aplicando a metodologia de ACV estava associado à toxicidade de águas e solos. A aplicação da ACV foi feita também por Alexander e colaboradores, em 2021, para comparação de tecnologias de fundição de cobre, na qual a principal preocupação é a emissão de GEE.

No Brasil, Covre e colaboradores (2022) avaliaram os impactos associados à mineração industrial e tradicional de cobre na região leste da Amazônia, no Pará, especialmente no que diz respeito à toxicidade. O estudo mostrou que o estéril de minas artesanais tem impacto significativamente maior do que de operações industriais e que o principal fluxo contaminante para o solo é de íons de cobre, existente em todos os resíduos (rejeito, efluente e estéril)(Covre *et al.*, 2022).

3.2 Avaliação de ecoeficiência e sustentabilidade

A necessidade de intensificar a exploração de diversos minerais para viabilizar a transição energética, suscita o questionamento sobre a real redução de impactos

ambientais adversos associados à geração e consumo de energia com a substituição de fontes de origem fóssil na matriz energética global. Os grandes volumes minerados e beneficiados intensificam um cenário já existente de apreensão ambiental no setor da mineração, que desenvolve atividades que afetam o meio e recursos naturais de diversas maneiras, devido aos processos de detonação, escavação, exploração, processamento e geração de resíduos. A estabilidade geológica, a flora, a fauna e recursos como ar, água e o solo são intensamente afetados pela atividade mineral (Singh; Gautam, 2024). Ademais, atividades de mineração e processamento mineral são intensivas em energia e requerem água de alta qualidade, além de gerar grandes volumes de rejeito (Elshkaki, 2023). Assim, é fundamental encontrar maneiras de reduzir e mitigar esses impactos à medida que a escala da exploração desses minerais cresce e, para isso, o primeiro passo é entender os impactos ambientais adversos associados a todas as etapas da atividade mineral.

O desenvolvimento de tecnologias para transição energética parece ser fundamental para a redução da emissão de GEE e consequente manutenção da temperatura média terrestre abaixo dos 2 °C estabelecidos no Acordo de Paris. Contudo, é importante considerar que a extração, beneficiamento e reciclagem desses minerais, bem como a produção dos dispositivos tecnológicos necessários para a geração e armazenamento de energia “verde”, também são responsáveis pela emissão de GEE, além de contribuírem com impacto ambiental também em outros aspectos, como consumo de água e possível contaminação por metais tóxicos.

No geral, a diferença principal entre impactos gerados pelas chamadas tecnologias limpas e pela combustão de fontes de energia fósseis, está na fase de operação. Muitas vezes, as emissões de GEE associadas à extração dos minerais necessários para as tecnologias de transição energética é maior do que aquela associada à extração de carvão, gás ou petróleo, contudo, ao se considerar as emissões da combustão desses materiais, a pegada de carbono das alternativas fósseis é consideravelmente maior (Kirsten Lori Hund *et al.*, 2023). Entende-se por pegada de carbono a medida recentemente popularizada para quantificar a quantidade de emissões antropogênicas de GEE, geralmente dada em toneladas de CO₂ equivalente

associadas a um volume de um produto, a uma quantidade de energia ou a um serviço específico (Mancini *et al.*, 2016).

O aumento da demanda por esses minerais não é, no entanto, o único fator agravante para o potencial de impacto ambiental adverso da mineração, uma vez que os teores de minérios de minas atualmente operacionais estão declinando (Calvo *et al.*, 2016) e com isso, as empresas mineradoras recorrem ao aprofundamento de minas e a alterações nas rotas de processamento, acarretando em consumos mais elevados de água, energia e reagentes químicos (Elshkaki, 2023).

Desse modo, para mensurar e comparar de maneira objetiva esses impactos, é importante dispor de ferramentas de avaliação de sustentabilidade (podendo ser ambiental, social e/ou econômica) para direcionamento da estratégia na tomada de decisão. A avaliação de sustentabilidade tem por finalidade gerar informação para os tomadores de decisão, operacionalizar um ambiente para discussão e interpretação de desenvolvimento sustentável, aprendizado social e estruturar informações complexas (Waas *et al.*, 2014).

A criação de inventários de processos e impactos é relevante também para que se possa aplicar conceitos e práticas da Ecologia Industrial, que aplicando os conceitos de conservação da massa, da energia e da evolução tecnológica no tempo busca soluções otimizadas para a redução de impacto em sistemas de produção (Graedel, 1996).

Com a busca por soluções otimizadas de redução de impacto, a avaliação de sustentabilidade promove uma abordagem sistemática para a estruturação da informação, facilitando a compreensão e discussão do tópico, criando oportunidade para que se tome decisões com foco na sustentabilidade de projetos, envolvendo produtos, processos e serviços. Para que qualquer avaliação desse tipo seja feita, é essencial que se tenha indicadores de sustentabilidade, ou seja, uma variável agregadora que represente certo atributo do sistema analisado e que junto dele seja utilizado um valor de referência para comparação, seja ele um objetivo, prática de mercado, norma ou padrão. Assim, é possível utilizar os indicadores de

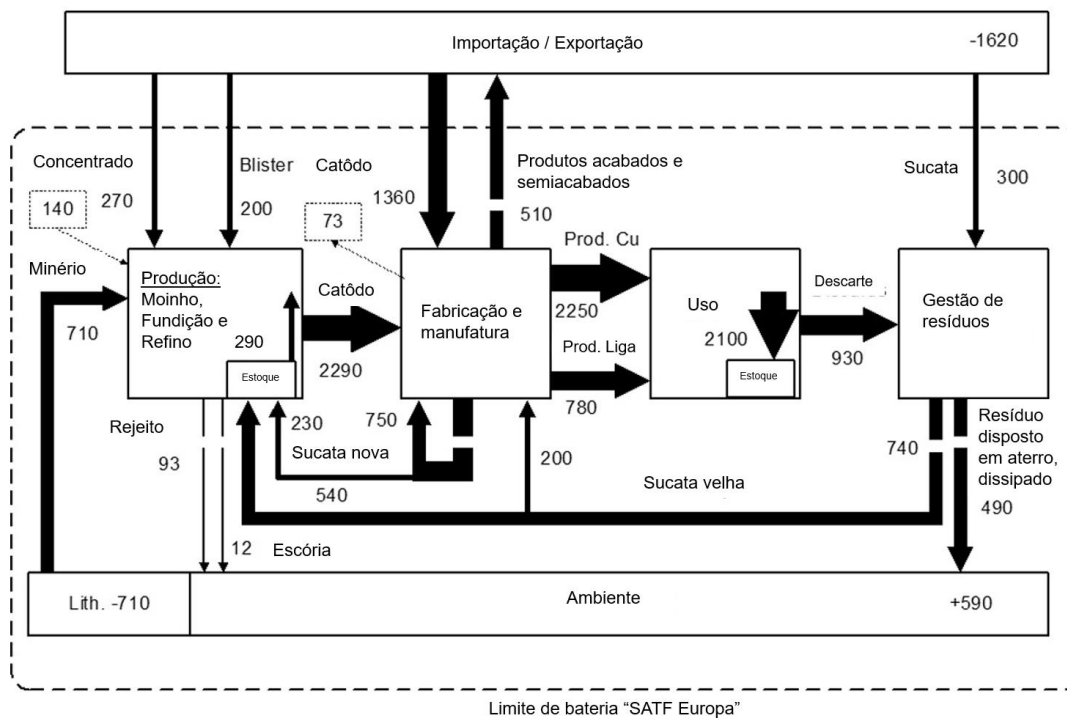
sustentabilidade para mostrar a performance de dado sistema frente a um objetivo, lei ou a outro sistema (Waas *et al.*, 2014). É importante que esses indicadores reflitam as condições atuais e tendências dos sistemas ambientais de que os seres humanos dependem e que direcionem ações diretamente ligadas à condição do sistema e à saúde humana e que sejam mensuráveis quantitativamente, para garantir objetividade e facilidade na comunicação (Chu; Karr, 2017).

A respeito do impacto ambiental adverso das corporações, várias organizações internacionais criaram padrões para avaliação e disponibilização da informação sobre esses impactos, como a *Sustainability Accounting Standards Board (SASB)*, o *Global Reporting Initiative (GRI)*, e a *Task Force for Climate-related Financial Disclosures (TCFD)*, incluindo padrões para cálculo de métricas ambientais. Atualmente, também existem iniciativas como as normas internacionais ISO 14007 e 14008, que convertem os impactos ambientais das empresas em valores monetários (Serafeim *et al.*, 2020).

Uma ferramenta de avaliação de sustentabilidade utilizada para avaliar os impactos ambientais em sistemas de produção complexos é a análise ou contabilidade de fluxos de materiais (*Material Flow Analysis – MFA*), uma ferramenta da Ecologia Industrial que permite quantificar os fluxos de materiais e as maneiras como eles são usados, reutilizados e descartados em um sistema representativo. A MFA caracteriza todos os fluxos, inclusive fluxos que tradicionalmente não são monetizados em um sistema, com descrições detalhadas de cada fluxo, aplicando princípios de conservação da massa e análises da confiabilidade de cada uma das informações mapeadas para construção da análise (Graedel, 2019).

Frequentemente uma MFA é representada não só de maneira numérica, mas também em diagramas, como o diagrama de Sankey. Um exemplo de caracterização de fluxos de materiais em um sistema do ciclo de vida regional do cobre é apresentado na Figura 6 (Graedel, 2019).

Figura 6 - Exemplo de resumo dos fluxos de cobre em uma região.



Adaptado de: (Graedel, 2019)

Nesse contexto, a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo utilizada de modo crescente em todo o mundo, tanto na perspectiva corporativa, quando em estudos científicos. Essa ferramenta pode consistir na avaliação de impactos ambientais, econômicos (no caso da ACV econômica), sociais (para a ACV social) e tecnologias aplicadas em um material, processo ou produto em toda a sua vida, incluindo a geração ou reaproveitamento do resíduo criado (Graedel, 1996).

Em linhas gerais, a ACV é uma metodologia de avaliação de impacto de produtos, normatizada pelas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, que consideram o ciclo de vida completo, desde a produção do mineral, da exploração até a obtenção do metal refinado ou mineral concentrado, e a disposição dos resíduos do processo.

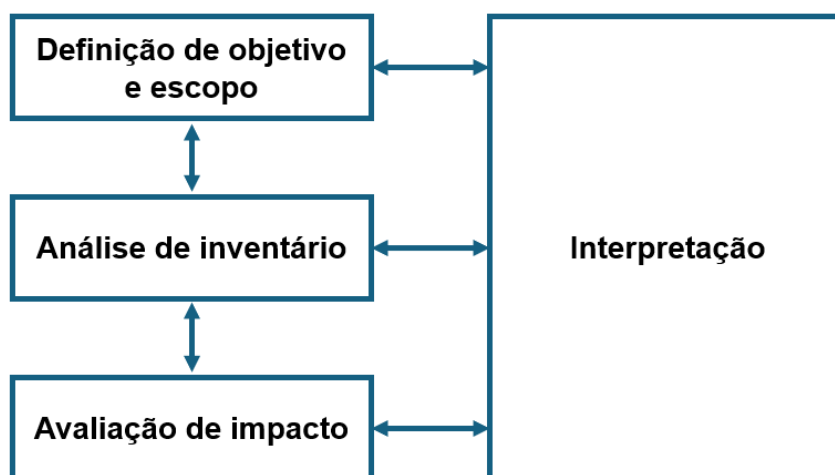
Além disso, a ACV permite uma percepção ampla da abrangência dos impactos adversos em diferentes categorias, como potencial de mudança climática, acidificação terrestre e emissão de material particulado, dentre outras (Huijbregts *et al.*, 2017).

A etapa de análise de inventário da ACV é também útil de uma perspectiva de Ecologia Industrial, uma vez que traz luz e atenção aos fluxos de material e energia entrando e saindo do sistema. A visão de que um sistema industrial deve ser analisado não isoladamente, mas em conjunto com o ambiente e os sistemas que o rodeiam está também incorporada na metodologia da ACV, que traz uma visão sistêmica, assim permitindo identificar os pontos que possibilitarão a otimização dos ciclos de material, energia e até de recursos financeiros. Ainda do ponto de vista da Ecologia Industrial, a ACV, por sua abrangência, encontra-se no âmbito regional/global, permitindo ir além das medidas de prevenção da poluição e iniciativas setoriais, conectando ciclos de materiais e energia entre diferentes elos de uma cadeia produtiva ao redor do mundo (Chertow, 2000).

3.2.1 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A ACV é uma metodologia consagrada, normatizada pelas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009. As normas determinam a execução da metodologia de segundo quatro etapas básicas, como mostrado na Figura 7 - Etapas de execução da ACV segundo ISO 14040:2006.

Figura 7 - Etapas de execução da ACV segundo ISO 14040:2006.



Fontes: Adaptado de ABNT NBR ISO 14040:2009.

A metodologia de avaliação de impacto empregada em uma ACV quantifica as entradas e saídas do sistema compiladas na fase de inventário e as traduz em potencial de impacto ambiental. Para a maior parte das metodologias, o impacto ambiental adverso potencial é representado por indicadores de diferentes categorias de impacto e fatores de caracterização. Essas são metodologias baseadas na classificação, normalização e valoração dos dados de inventário (Pieragostini; Mussati; Aguirre, 2012). Cada metodologia utiliza categorias de impacto distintas, mas algumas categorias podem ser comuns a várias metodologias – podendo haver variação nas unidades.

A escolha de metodologia para avaliar certa categoria tem influência nos resultados, uma vez que a unidade do indicador de referência ou os fatores de caracterização podem ser mais ou menos sensíveis às diferentes entradas e saídas do sistema analisado (Koch; Friedl; Mihalyi, 2023). Além da dificuldade agregada ao se comparar diferentes estudos, esse fato reforça a importância da escolha da metodologia de avaliação de impacto mais adequada para cada estudo de caso – a recomendação das normas ISO 14040 e 14044 é que cada método de AICV deve ser comparado para avaliar se resultam em cenários distintos.

Outra definição a respeito da etapa de inventário da ACV é se o modelo criado será atribucional – contabilidade real do sistema, incluindo os impactos ambientais potenciais que podem ser atribuídos ao sistema em seu ciclo de vida, a partir de dados históricos ou medidos – ou consequencial – orientado pelo potencial de mudança, busca identificar as consequências que as decisões atuais no sistema analisado tem para outros processos e sistemas econômicos relacionados, modelando com base nas consequências (European Commission, 2010).

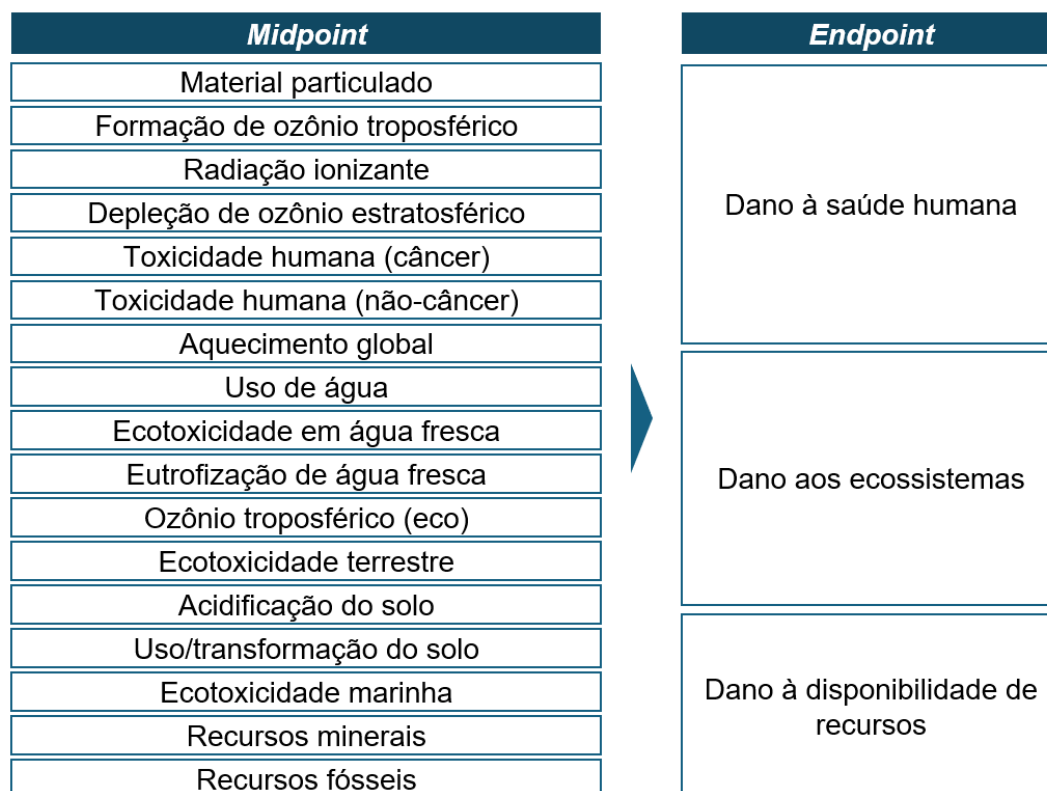
Os métodos de avaliação de inventário existem para o nível de indicador de ponto intermediário e de ponto final e há ainda algumas metodologias integradas para ambos (European Commission, 2010). Um levantamento de Farjana e colaboradores de 2019 mostrou que os métodos mais usados em estudos de ACV para metais eram ReCiPe, ILCD, TRACI, IMPACT 2002 +, CML 2001, Australian Indicator, IPCC, EcoIndicator 99, USETox e *Cumulated Energy Demand* (CED)(Farjana *et al.*, 2019).

Alguns, como USETox, IMPACT 2002+, IMPACT World +, ReCiPe, CED agregam os impactos em indicadores de ponto intermediário e final, mas outras muito populares como TRACI, CML e ILCD não fazem a harmonização em indicadores de impacto no ponto final (Su, 2020).

Outra categorização que se pode fazer desses métodos é quanto às informações que os embasam, sendo divididos entre métodos baseados em recursos e métodos baseados em emissões. Um exemplo de método baseado em recurso é o CED e exemplos de métodos baseados em emissões são CML e ReCiPe. É válido pontuar também que algumas metodologias são específicas para certas geografias, como TRACI, que foi desenvolvida para aplicação específica nos Estados Unidos da América ou LUCAS, metodologia específica para o Canadá – outras, são mais abrangentes e podem ser aplicadas globalmente (Su, 2020).

O ReCiPe 2016 é uma das metodologias de avaliação de impacto em ACV mais consolidadas e recentes, que traduz as emissões e consumo de recursos naturais em indicadores de impacto ambiental nas categorias apresentadas na Figura 8 - Categorias de indicadores de impacto ambiental da metodologia ReCiPe 2016. O cálculo resulta em 17 indicadores de categorias de impacto de ponto intermediário, chamadas *midpoints* que são traduzidas em três grandes grupos de indicadores de impactos finais, chamados de *endpoints*.

Figura 8 - Categorias de indicadores de impacto ambiental da metodologia ReCiPe 2016.



Fontes: Adaptado de HUIJREGTS *et al.*, 2017.

A interpretação de resultados deve acontecer, segundo a metodologia preconizada pelas normas ISO 14040:2006 e ISO14044:2006, durante toda a execução da ACV, mas ele é principalmente relevante após a avaliação de impacto. A interpretação de resultados consiste, portanto, na identificação das categorias de impacto mais críticas em todo o ciclo de vida, na realização de análises de sensibilidade para as diferentes entradas e saídas do processo e tradução dos valores obtidos para cada indicador em impacto ambiental esperado.

Os *hotspots* são os “pontos quentes do processo” em tradução livre, ou os pontos no ciclo de vida onde há maior impacto ambiental adverso. A análise de *hotspots* é uma etapa opcional na execução da ACV, mas é muito relevante para identificação dos principais pontos de atuação no processo para redução de impactos. Faz parte desta etapa também a proposição de melhorias no processo, ajustes e otimizações que

podem contribuir para redução do impacto ambiental adverso nas categorias identificadas como mais críticas, especialmente para os *hotspots*.

A alocação de impactos ambientais para diferentes coprodutos é uma prática comum na execução de ACV para minerais, pois usualmente ocorrem em reservas junto a outros minerais. A alocação pode ser feita de diferentes maneiras, sendo as abordagens mais comuns a alocação por massa, a econômica e a por expansão do sistema.

A alocação por massa define a distribuição dos impactos ambientais proporcionalmente à massa de cada produto no sistema e, em alguns casos na mineração, à massa de metal contido nos produtos (Santero; Hendry, 2016). A alocação econômica considera o valor de mercado de cada produto para distribuir proporcionalmente os impactos. Essa abordagem, no entanto, acaba por incorporar flutuações de mercado, especulação e interesses econômicos à ACV.

A expansão do sistema é uma abordagem que considera o impacto evitado da produção dos coprodutos, em comparação com um cenário em que eles teriam de ser produzidos separadamente do mineral de interesse. Na prática, todo o impacto é alocado ao produto estudado e o sistema é expandido para considerar os impactos evitados, subtraindo-os do sistema principal em um sistema de substituição para o coproduto (Ijassi; Ben Rejeb; Zwolinski, 2021).

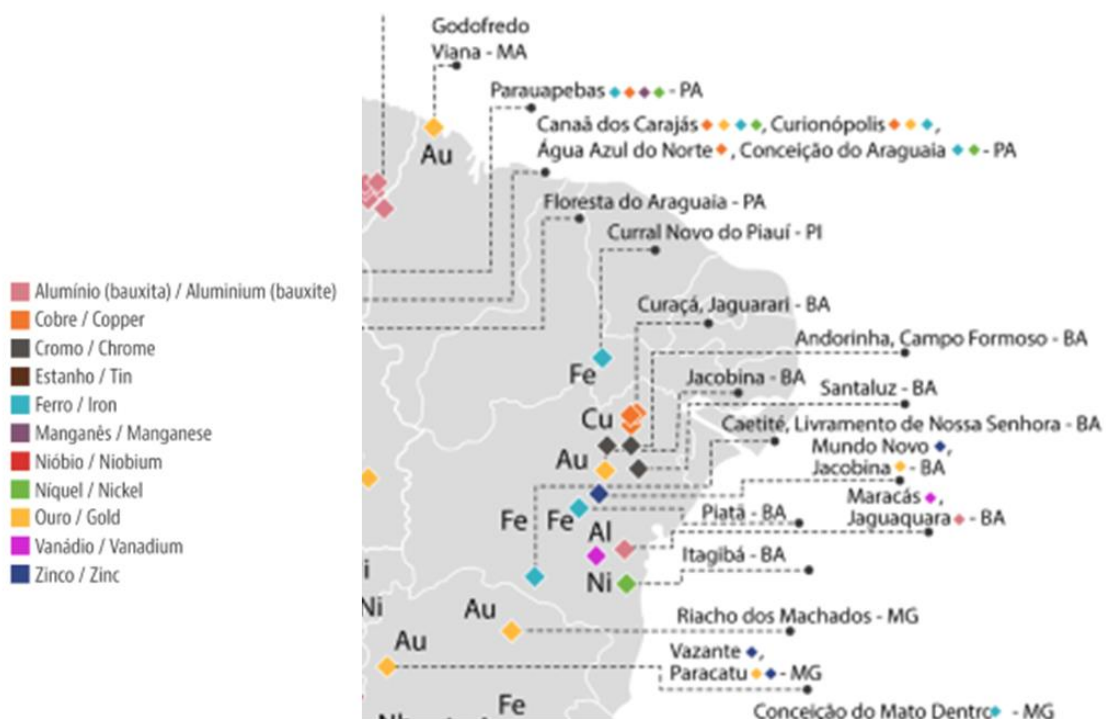
Outra prática frequente na execução de ACV é a normalização, que consiste na divisão dos indicadores por um valor de referência, como as entradas e saídas totais para uma base global, per capita, ou para um sistema alternativo de produto, por exemplo. Recomenda-se utilizar mais de um tipo de referência para normalização e realizar análises de sensibilidade para assegurar que não se altere as conclusões derivadas da ACV (Gestão Ambiental, 2009b).

Quanto à etapa de interpretação de resultados, além da identificação dos pontos de maior impacto (*hotspots*), são indicadas análises como análise de contribuição, indicando qual dado de entrada/fluxo/processo tem maior contribuição para o resultado de um indicador, análise de incertezas, para determinar as incertezas nos

dados e como elas se propagam nos cálculos e análise de sensibilidade, para determinar como os resultados são afetados por mudanças em diferentes variáveis do modelo (Gestão Ambiental, 2009b).

O presente estudo realizou a aplicação da ACV para beneficiamento de cobre, abrangendo desde a operação de cominuição à obtenção do concentrado e disposição do rejeito, para uma instalação concentradora no estado da Bahia, Brasil, localizada na região mostrada na Figura 9.

Figura 9 - Reservas minerais na região Nordeste do Brasil (2021).



Fonte: Adaptado de (ANM, 2023).

A partir do levantamento de literatura de dados sobre operações de cobre na América do Sul e operações de mineração alinhadas a princípios sustentáveis, foram avaliadas oportunidades de redução ou mitigação de impactos ambientais adversos para a concentração de cobre, analisando-se os reais impactos que pequenas alterações no processo atual podem ter no meio físico, por meio da comparação de diferentes cenários na ACV e da análise de sensibilidade.

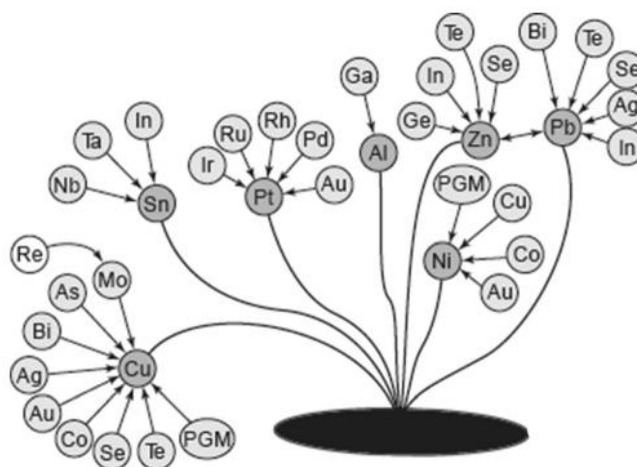
3.2.2 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicada à mineração

A aplicação de ACV em estudos de caso para mineração e metais é frequente e amplamente divulgada na comunidade científica, estando centrada principalmente no estudo de carvão, agregados e minério de cobre (Segura-Salazar; Lima; Tavares, 2019). Apesar do grande volume de estudos sobre ACV para metais e mineração, há ainda poucos estudos direcionados para minerais críticos de transição energética (Elshkaki, 2023; Santero; Hendry, 2016).

Especificamente para a indústria de processamento mineral, a ACV vêm sendo intensivamente aplicada para a quantificação de todas as entradas e saídas em seu processo produtivo (Tao *et al.*, 2022). No caso do setor mineral, a ACV permite também o estudo das diferentes etapas de um projeto (prospecção, exploração, desenvolvimento do projeto, mineração e beneficiamento, fechamento de mina e monitoramento ambiental), considerando a ampla gama de indicadores que podem ser utilizados na metodologia, adequando-se aos impactos dos diferentes estágios da vida do ativo.

Outra vantagem da aplicação desta metodologia é que ela permite o tratamento de coprodutos (dois ou mais produtos quaisquer de saída de uma mesma operação unitária ou sistema produtivo) por meio das ferramentas de alocação de impacto. Essa possibilidade é muito útil na indústria da mineração, na qual muitos minerais ocorrem em combinação nas mesmas jazidas e podem ser produzidos em uma mesma unidade mineira e fabril (Santero; Hendry, 2016). A Figura 10 - Relação de minerais que frequentemente ocorrem em combinação na litosfera - apresenta combinações comuns entre minerais para ocorrência em uma mesma jazida.

Figura 10 - Relação de minerais que frequentemente ocorrem em combinação na litosfera.



Fonte: SANTERO; HENDRY, 2016.

Considerando que o cobre é tido como um viabilizador de um futuro mais sustentável, o impacto ambiental de sua produção é de grande interesse. No caso do cobre, a aplicação da ACV tem sido amplamente utilizada para processos de fundição, que consideram o minério já refinado, porém poucos estudos foram feitos a respeito dos processos de mineração e beneficiamento do cobre (Tao *et al.*, 2022).

Avaliando estudos levantados por pesquisa de literatura nas plataformas *Google Scholar* e CAPES Sucupira sobre estudos de caso de aplicação de ACV para operações de mineração e beneficiamento de minerais críticos (cobalto, cobre, lítio, níquel, terras raras), publicados entre 2014 e 2024 em periódicos internacionais, que tivessem mais de um autor mencionado, foram identificados os trabalhos listados no Quadro 1 - Resumo de estudos de caso de ACV para minerais críticos analisados.

Quadro 1 - Resumo de estudos de caso de ACV para minerais críticos analisados.

Referência	Região	País	Avaliação de impacto	Alocação
Cobalto				
(Van Der Meide <i>et al.</i> , 2022)	Não informado	-	CED, IPCC 2013, ReCiPe 2016	E
(Zhang <i>et al.</i> , 2021)	Ásia	China	IMPACT WORLD+, ReCiPe 2016	M
(Rinne; Elomaa; Lundström, 2021)	Europa	Finlândia	Não informado	M+E
(Farjana; Huda; Mahmud, 2019a)	Oceania	Austrália	ILCD, CED	
Cobre				
(Tao <i>et al.</i> , 2022)	Ásia	China	ReCiPe 2016	E
(Zhang <i>et al.</i> , 2021)	África	Zâmbia	CML, CED	-
(Moreno-Leiva <i>et al.</i> , 2020)	América	Chile	ReCiPe	-
(Islam; Vilaysouk; Murakami, 2020)	Ásia	Laos	IDEA	M+E
(Hong <i>et al.</i> , 2018)	Ásia	China	ReCiPe	M
(Song <i>et al.</i> , 2017)	Europa	Noruega	ReCiPe	M+E
(Beylot; Villeneuve, 2017)	Europa	Polônia	ILCD, USETox	-
(Moreno-Leiva <i>et al.</i> , 2017)	América	Chile	CML	-
(Broadhurst <i>et al.</i> , 2015)	África	África do Sul	USETox, ReCiPe	-
(Song <i>et al.</i> , 2014)	Ásia	China	Eco-Indicator 99	E
Lítio				
(Schenker; Oberschelp; Pfister, 2022)	América e Ásia	Chile, China, Argentina	IPCC, GWP	O
(Kelly <i>et al.</i> , 2021)	América	Chile	CED	M+E
(Ambrose; Kendall, 2020)	Não informado	-	TRACI	-
(Jiang <i>et al.</i> , 2020)	Ásia	China	CML, USETox	E
Níquel				
(Bai <i>et al.</i> , 2022)	Ásia	China	ReCiPe 2008, ReCiPe 2016, IPCC, IMPACT WORLD+	M
(Elshkaki <i>et al.</i> , 2016)	Global (exceto China)	Vários	CML, PED, GWP	O
Nióbio				
(Alves; Coutinho, 2019)	América	Brasil	Não informado	-
Terras Raras				
(Zapp <i>et al.</i> , 2018)	Europa	Suécia	ReCiPe, TRACI	M+E
(Vahidi; Navarro; Zhao, 2016)	Ásia	China	TRACI, ILCD, CED	E
(Adibi <i>et al.</i> , 2014)	Ásia	China	ILCD, CML	-

M= Alocação por massa | E= Alocação econômica | O= Outro tipo de alocação

Fonte: Autoria própria (2024).

No caso do cobre, considerado viabilizador para um futuro mais sustentável, a aplicação da ACV tem sido amplamente utilizada, em especial para processos de fundição, que consideram o minério já refinado (Silva *et al.*, 2019), mas também com relação à mineração e beneficiamento de cobre na China, na Austrália, na Europa e no Chile, com publicações ao longo de todo o período analisado. Estudos sobre lítio e cobalto, entretanto, foram publicados principalmente após 2019, impulsionados pela crescente interesse em baterias de Li-Co.

Existe também um recorte geográfico desses estudos, já que apesar de haver publicações de todos os continentes, 36% dos estudos levantados focam em um único país: China (Ásia).

Essa concentração evidencia uma assimetria entre a produção de conhecimento sobre os impactos ambientais da produção mineral e a ocorrência da produção mineral em si: apesar de o cobre ser minerado majoritariamente na América do Sul (onde Chile e Peru respondem por quase metade do volume total de minério de cobre explorado globalmente) foram encontradas apenas duas publicações no período que focam na produção de cobre na região. No caso do cobalto, que é minerado principalmente na República Democrática do Congo, país com maior produção mundial, não foi encontrada nenhuma publicação com foco na África. Para o níquel, todos os estudos levantados utilizam dados chineses, embora parte significativa da produção de níquel no mundo ocorra na Indonésia (K. C. Michaels, 2021).

Uma das vantagens da aplicação da ACV como ferramenta para avaliação de sustentabilidade na mineração é que ela permite a contabilização de impactos associados a todas as fases da produção mineral, desde a exploração na mina até a reciclagem do metal, passando pelas etapas de beneficiamento e refino e tratamento de rejeito, numa abordagem chamada de “berço ao túmulo”, recomendada para esse

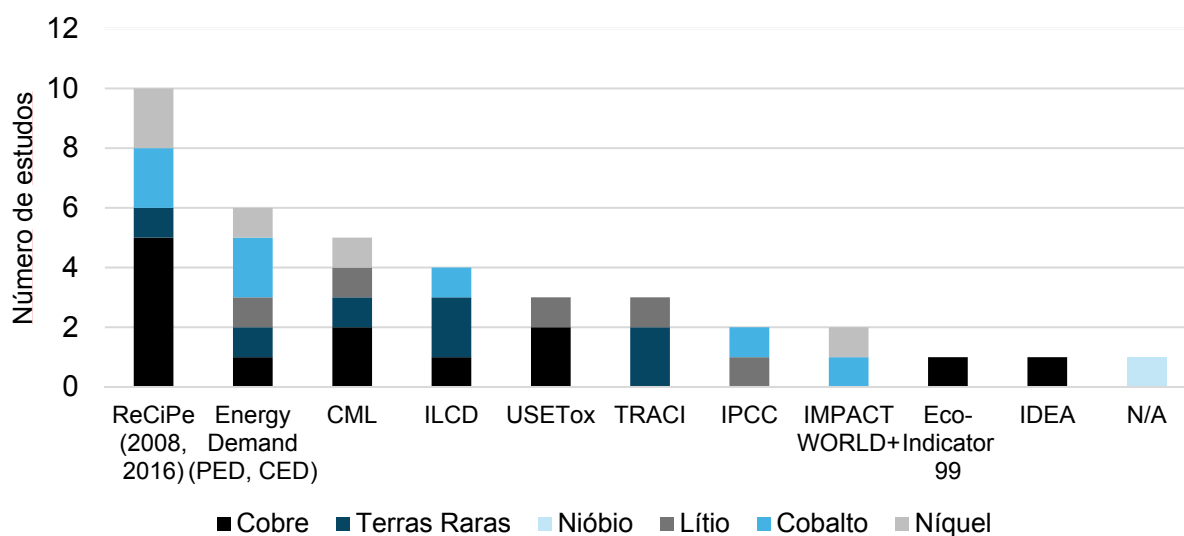
tipo de estudo por fornecer uma perspectiva mais abrangente, refletindo os impactos com mais acurácia (Santero; Hendry, 2016). Contudo, a análise da produção científica de ACV para minerais críticos para a transição energética mostra que a maior parte dos estudos usa uma abordagem do berço ao portão (81%), considerando apenas a exploração e as etapas de processamento hidro ou pirometalúrgico, enquanto apenas 10% dos estudos aplicaram uma abordagem do berço ao túmulo. Assim, a maior parte dos estudos não considera os produtos acabados produzidos com o mineral de interesse (por exemplo baterias de íon lítio e painéis solares), que acabam sendo estudados em ACVs separadas, geralmente por causa da segmentação na cadeia produtiva, que ocasiona uma baixa influência das mineradoras nas aplicações de seus produtos.

A produção de ACV sob uma perspectiva berço-portão é também valiosa do ponto de vista da comunidade científica, aportando dados valiosos para que outros pesquisadores possam executar estudos de ACV do berço ao portão. É essencial, no entanto, que se proceda com cautela ao se fazer comparações entre estudos e cenários alternativos, garantindo que haja a consistência em termos do produto acabado.

Do ponto de vista da metodologia de avaliação de impacto empregada, ReCiPe foi a mais frequente, tanto em sua versão de 2008, quanto na revisão de 2016, embora mais de 60% dos estudos empreguem mais de uma metodologia ao mesmo tempo. Algumas metodologias baseadas na contabilização de recursos, como Demanda Cumulativa de Energia (CED) e Demanda Primária de Energia (PED), CML e ILCD também foram frequentemente aplicadas para os minerais críticos. Nos casos em que mais de um método de cálculo foi utilizado, frequentemente aplicou-se metodologias de avaliação de impacto específico, como CED, PED, IPCC GWP e USETox em conjunto com métodos mais amplos como ReCiPe, CML e ILCD. A distribuição das metodologias aplicadas nos estudos analisados é apresentada na Figura 11 - Metodologias de AICV aplicadas nos estudos analisados. Na Tabela 3 - Contagem da aplicação de métodos de avaliação de impacto na ACV em conjunto, dois a dois, nos estudos analisados., é apresentada a relação entre métodos que foram usados em

conjunto em um mesmo estudo – a contagem se refere ao número de estudos em que os métodos são usados simultaneamente.

Figura 11 - Metodologias de AICV aplicadas nos estudos analisados.



Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela 3 - Contagem da aplicação de métodos de avaliação de impacto na ACV em conjunto, dois a dois, nos estudos analisados.

	ReCiPe	CML	ILCD	IPCC	USETox	CED	GWP	I.W+
ReCiPe								
CML	0							
ILCD	1	1						
IPCC	1	1	0					
USETox	1	1	1	0				
CED	2	1	2	1	0			
GWP	0	0	0	0	0	0		
Impact World+	2	0	0	0	0	0	0	

Fonte: Autoria própria (2024).

Com relação às categorias de impacto estudadas, potencial de mudança climática foi a mais avaliada, seguida por acidificação terrestre, formação de ozônio troposférico e

toxicidade humana (cancerígeno). Toxicidade de aquática e uso e transformação da terra foram empregadas por menos da metade dos estudos, apesar de serem indicadores confiáveis para avaliar a perturbação e pressão de uma operação mineral no ambiente, sendo, inclusive, proporcional ao volume de minério extraído (Lèbre *et al.*, 2020).

A respeito da alocação de impacto ambiental adverso entre coprodutos, as abordagens de alocação por massa e econômica são as mais utilizadas nos estudos analisados, em alguns casos, inclusive, em conjunto. Para a aplicação em estudos de caso de minerais de base, como cobre e níquel, Santero e Hendry, em trabalho de 2016, recomendam que a abordagem preferencial é a alocação por massa com base no conteúdo de metal, já que os valores unitários nesse caso são similares. Para minerais não metálicos (caso do lítio), o mesmo estudo recomenda a aplicação de expansão do sistema, uma vez que há muitas rotas alternativas de produção – esse método não foi utilizado em nenhum dos estudos levantados. Em razão da volatilidade do mercado de *commodities* minerais no mercado global, a alocação econômica é a menos recomendada, sendo sugerida apenas nos casos em que o mineral de estudo é um metal precioso ou tem valor de mercado muito elevado, como é o caso do lítio em sua grande flutuação de preços recente no mercado internacional (Santero; Hendry, 2016).

Um ponto em comum na maior parte dos estudos, inclusive os focados em cobre, foi a falta de dados disponíveis, citada como principal limitação dos estudos. Os principais desafios com relação ao acesso a dados sobre minerais críticos, segundo estudo da IRENA são a limitação na cobertura dos dados, que dificulta a comparação; a existência de dados em bases de dados mais amplas, incluindo outras *commodities* e com baixo nível de detalhamento; a falta de transparência e a fragmentação na governança de dados sobre esses materiais, que fica dividida entre diferentes agentes, agendas e interesses (IRENA; NUPI, 2024b).

3.2.2.1 Avaliação de sustentabilidade ambiental associada à mineração de cobre

A análise de estudos prévios, publicados com os mesmos critérios da análise mais ampla sobre ACV de minerais críticos, mas com foco de análise específico para

operações de cobre, desde a mina até o refino do metal mostra que o potencial de aquecimento global/potencial de mudança climática, avaliado por todos os estudos, é relacionado principalmente com o uso de combustíveis fósseis dentro da mina e com o uso de eletricidade nas operações – ressaltando a influência da matriz energética de cada país nos resultados da ACV.

Um estudo de Moreno-Leiva e colaboradores, de 2017, reforça a relevância do processo de enchimento na mina em diferentes categorias de impacto, enquanto na China, em minas com ocorrência de metais tóxicos, suas emissões se tornam uma das principais preocupações ambientais (Tao *et al.*, 2022).

Dos estudos encontrados, publicados depois de 2013, a maior parte tem como objetivo principal comparar diferentes cenários de produção para compreender os impactos associados às rotas de produção alternativas. Apenas dois mencionam dados do da América do Sul (Chile) e nenhum deles usa dados do Brasil.

Um levantamento de Northey, Haque e Mudd (2013) de relatórios financeiros e de sustentabilidade publicados por mineradoras de cobre ao redor do mundo mostrou que as minas subterrâneas tendem a ser mais intensivas em energia que as minas a céu aberto e que o processo pirometalúrgico, de maneira geral, consome mais energia que o hidrometalúrgico. Além disso, o estudo encontrou também uma grande correlação entre consumo de energia e teor do minério para as unidades que contam apenas com mina e concentradora, devido ao aumento do consumo de diesel, bem como ao aumento do volume de minério britado e moído. O consumo de energia de uma operação como essa está globalmente muito relacionado ao seu potencial de mudança climática pela emissão de GEE (Northey; Haque; Mudd, 2013).

4 METODOLOGIA / MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do projeto foram coletados tanto dados sobre fábricas de processamento de cobre na América do Sul, obtidos da literatura, quanto dados primários específicos da operação de uma indústria concentradora em operação no nordeste do Brasil.

Os dados foram obtidos em formatos e períodos temporais variados e são referentes aos dados de produção, característica mineralógica do corpo mineral, balanço hídrico, consumo de reagentes e corpos moedores, consumo de energia elétrica, geração de rejeito, movimentação de estéril e massas produzidas na unidade produtiva, referentes a três anos de operação (2020, 2021 e 2022), alguns agregados por turno, outros por dia, mês ou ano.

Foram coletados também dados de literatura sobre produção de cobre no mundo, com foco na América do Sul, além de outras operações de mineração com características semelhantes. O propósito nesse levantamento é compreender os impactos ambientais associados às operações unitária estabelecida no recorte do presente estudo, bem como informações sobre as características mineralógicas do cobre encontrado na região.

4.1 Caracterização da produção de cobre

Para desenvolvimento da caracterização da produção de concentrado de cobre no nordeste do Brasil, o presente trabalho apoiou-se em dados operacionais cedidos por mineradoras da região, bem como em levantamento de literatura prévia.

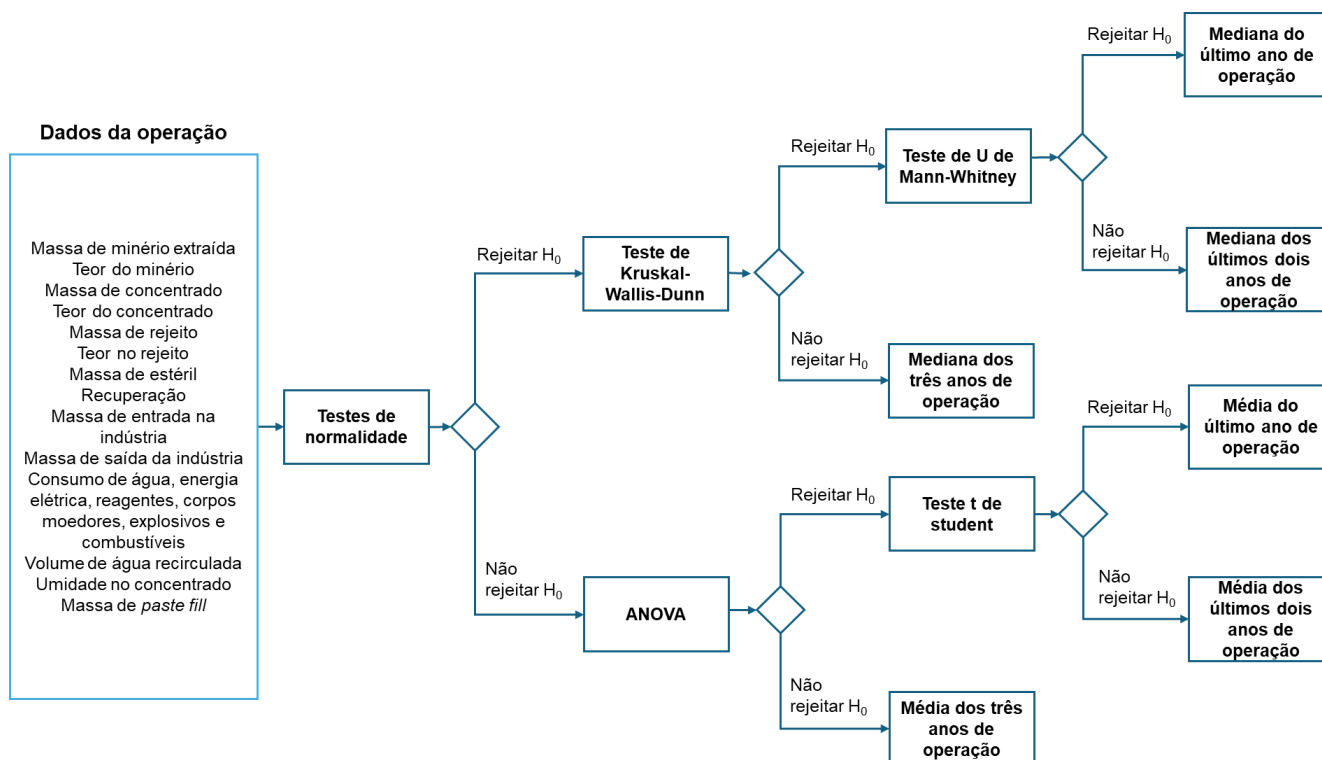
A partir dos dados de produção, foram obtidas informações mensais de três anos (2020, 2021 e 2022) de operação sobre volumes e teores de minério em três minas e ao longo do beneficiamento na britagem primária e secundária, na unidade de concentração (que inclui moagem, remoagem e o circuito de flotação), no filtro prensa, no espessador de rejeito e na unidade de *paste fill*.

A esses dados foram aplicados testes estatísticos de normalidade (visual: histograma com Q-Q *plot*, análise de curtose e simetria e teste de Shapiro-Wilk) e, para as

amostras não normais, testes de comparação de medianas para as amostras de cada ano (Kruskal- Wallis-Dunn para três amostras e U de Mann-Whitney para comparação de 2 amostras). Para cada variável foram calculadas as estatísticas descritivas adequadas (média, desvio padrão, mínimos e máximos para as amostras normais e mediana, intervalos entre quartis, mínimos e máximos para as amostras com distribuição não-normal) (Contador; Senne, 2016; Estatística Básica, 2021; Vanessa Bielefeldt Leotti; Alan Rodrigues Birck; João Riboldoni, 2005).

Foram calculados também indicadores a partir dos dados de produção, como relação estéril-minério e alimentação da unidade de concentrado. Para cada um dos indicadores foram aplicados também os testes estatísticos adequados e construiu-se a estatística descritiva aplicável. A árvore de decisão quanto à estatística descritiva para as variáveis ligadas à operação está definida na Figura 12 - Árvore de decisão sobre a medida de tendência central representativa da amostra para cada variável da operação.

Figura 12 - Árvore de decisão sobre a medida de tendência central representativa da amostra para cada variável da operação.



Fonte: Autoria própria (2024), com base em (Contador; Senne, 2016; Estatística Básica, 2021; Vanessa Bielefeldt Leotti; Alan Rodrigues Birck; João Riboldoni, 2005).

Assim, nos casos em que a amostra não apresentava distribuição normal e o teste de Kruskal-Wallis-Dunn indicava que dever-se-ia rejeitar a hipótese nula de não haver diferenças entre medianas dos dados para os anos de 2020, 2021 e 2022, e, também, o teste U de Mann-Whitney não indicar rejeição da hipótese nula para a comparação entre 2021 e 2022, a medida de tendência central escolhida foi a mediana dos dados de 2021 e 2022. Caso tanto o teste de Kruskal-Wallis Dunn quanto o teste U de Mann-Whitney indicarem rejeição da hipótese nula de igualdade entre as medianas, utilizou-se a mediana do ano de 2022 como parte da estatística descritiva.

Além dos dados de operação tratados, utilizou-se dados da literatura. A mineralogia dos depósitos de cobre na região foi determinada a partir de estudos sobre o Vale do Curaçá, na Bahia (Luiz José Homem D'El Rey Silva, 1984; Paula Bernardes Barreto, 2020). Para a composição do *paste fill* na operação, utilizou-se dados de estudos prévios com minério de cobre brasileiro, como o de (Leandro de Lima Maia, 2019).

Para bem avaliar a eficiência de um sistema e os fluxos envolvidos, é necessário quebrá-lo em partes menores, as operações unitárias, consideradas nós, que têm entradas e saídas que devem ser fechadas em um balanço de massas, por meio de um sistema de equações lineares, com base em algum fluxo de referência. No caso de sistemas minerais, o balanço metalúrgico, ou por componente, é também fundamental para que se possa avaliar os destinos e a recuperação dos minerais e metais de interesse (Laís Nametala Silva, 2017). Logo, além do tratamento estatístico, foram aplicados princípios de engenharia aos cálculos para realizar os balanços de massa, de água e metalúrgicos para o sistema, considerando todos os fluxos (medidos, inferidos ou calculados) com dados da operação, de inventários de ACV e da literatura.

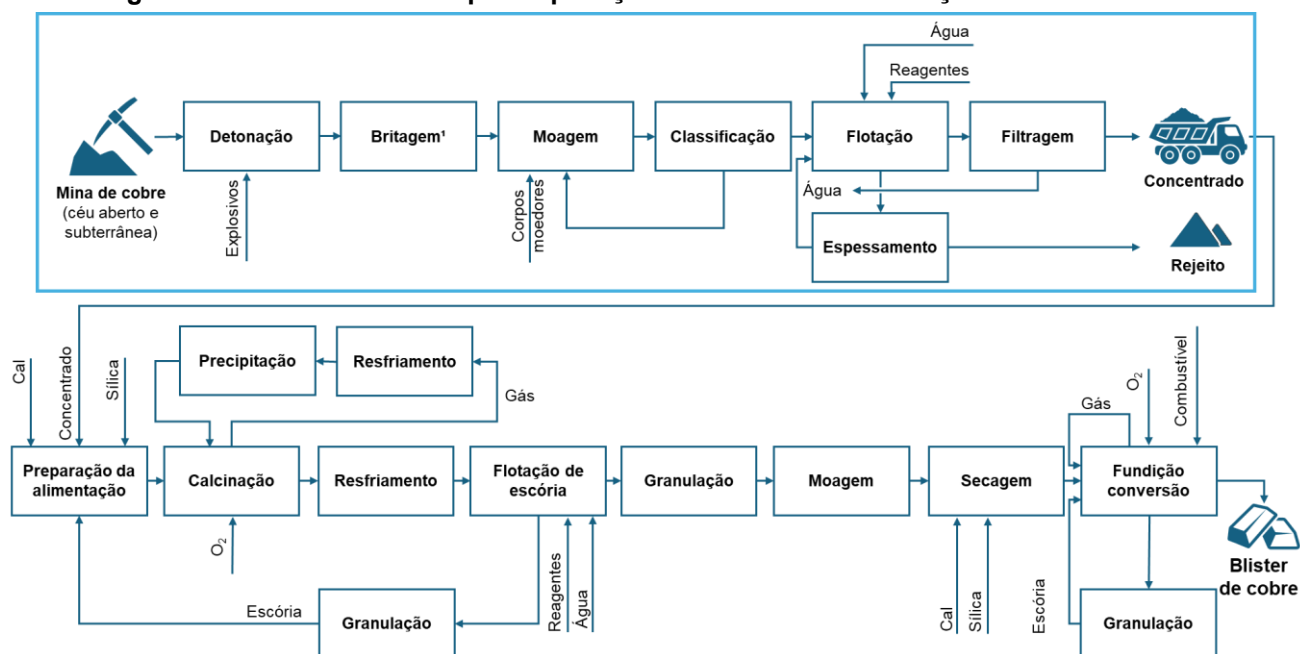
4.2 Execução da Avaliação do Ciclo de Vida

4.2.1 Definição de objetivo e escopo

A definição de objetivo e escopo compreende também a definição de uma unidade funcional, que será usada como fluxo de referência na determinação de todos os processos considerados no ciclo de vida. No caso deste trabalho, a unidade funcional adotada foi a produção de 1 quilograma (1 kg) de concentrado de cobre sulfetado. Os objetivos da ACV são como descritos na seção OBJETIVOS.

Quando ao escopo, define-se que a metodologia foi aplicada para uma unidade concentradora de cobre no Brasil, localizada na região Nordeste, abrangendo os processos de detonação, carregamento e transporte de minério, cominuição (britagem e moagem), separação úmida, classificação, espessamento, filtragem e destinação do rejeito, como delimitado pela caixa em azul na Figura 13 - Limite de Bateria para Aplicação da ACV na Concentração do Cobre, que estabelece os limites de bateria considerados. Para a análise foram considerados dados diretos de produção, referentes a três anos de operação e dados da literatura.

Figura 13 - Limite de Bateria para Aplicação da ACV na Concentração do Cobre.



Fontes: Autoria própria (2024).

A definição do limite de bateria para este trabalho está diretamente relacionada à disponibilidade de dados. Uma vez que foram cedidos dados de operação pela indústria, a análise ficou geográfica e temporalmente limitada ao escopo dos dados ofertados, concentrando-se em uma operação de concentração de cobre específica no Brasil, apenas entre os anos de 2020 e 2022, para os quais se tinha informações com nível de confiabilidade e detalhamento suficiente para execução da Avaliação do Ciclo de Vida.

Com relação ao público-alvo deste estudo, define-se como a comunidade acadêmica interessada na ACV para metais de transição energética e pesquisadores focados em produção de cobre. Além disso, este estudo tem o objetivo de informar empresas produtoras de cobre.

4.2.2 Análise de inventário

A etapa de inventário consiste no levantamento de dados tratados sobre o ciclo de vida analisado. No caso deste trabalho, os dados utilizados vêm de revisão de literatura e de publicações governamentais, das informações fornecidas pela concentradora de cobre e de bases de dados de ACV como *IMPACT WORLD +*, *OpenLCA LCIA Methods* e *Ecoinvent v3.10*.

Nesta etapa os dados são consolidados para criação de um modelo representativo do ciclo de vida e dos processos em *software* específico para ACV. A escolha do *software* é parte importante da metodologia e pode, inclusive, impactar os resultados obtidos; estudos anteriores mostram desvios de até 22,7% em algumas categorias de impacto, quando se analisam os resultados em uma mesma categoria de impacto, relativa a um mesmo modelo de ACV, em *softwares* distintos (SILVA *et al.*, 2017). Para este trabalho, foi utilizado o *OpenLCA*, *software* de código aberto, livre e gratuito para realização de ACV.

Os *softwares* utilizados para execução de modelos de ACV são importantes devido à complexidade de dados e processos analisados, servindo como apoio para modelagem e estruturação de diferentes cenários para poder calcular os aspectos ambientais e potenciais impactos associados à produção. Para que um *software* seja

adequado a essa aplicação, ele deve permitir acesso a bases de dados amplas sobre processos produtivos, ser flexível para permitir o direcionamento do foco na análise para qualquer processo no ciclo de vida de um produto, permitir a aplicação de diferentes métodos de cálculo, a avaliação de incertezas deve ser transparente em seus cálculos e compilações e ser de fácil manipulação pelo usuário, dentre outros requisitos (Nicole Unger; Peter Beigl; Gudrun Wasserman, 2004). Uma comparação entre os principais *softwares* de ACV disponíveis no mercado é apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 - Comparação entre Softwares de ACV.

Parâmetro	OpenLCA	SimaPro	Gabi
Desenvolvedores	GreenDelta, PE International PRé Consultants, UNEP	PRé Consultants	PE International
Custo	Gratuito	Anualidade em dólar	Anualidade em dólar
Materiais de treinamento e introdução ao <i>software</i>	Amplamente disponíveis online	Disponíveis sob demanda e com custo	Disponíveis sob demanda e com custo
Disponibilidade de bases de dados de ACVI	Alta diversidade de bases de dados (<i>Ecoinvent e GaBi, ProBas, USDA, Ökobaudat, Social Hotspots, LC-Inventories.ch, needs, ELCD, Agribalise, bioenergiedat</i>)	Menor diversidade de bases acessíveis, mas com acesso às mais relevantes. (<i>Ecoinvent, US LCIA, ELCD, US Input Output, EU e Danish e Swiss Input Output, LCA Food, Industry data v.2</i>)	Menor diversidade de bases acessíveis, mas com acesso às mais relevantes. (<i>Gabi, Ecoinvent, US LCIA</i>)
Flexibilidade para criação de processos e fluxos	Alta	Baixa	Baixa
Dados de referências próprias	Sim	Sim	Sim
Usabilidade	Boa	Boa	Boa
Compatibilidade com Excel	Alta	Alta	Mediana

Fontes: (Cimini; Moresi, 2016; GreenDelta, 2024a; Herrmann; Moltesen, 2015; Iswara *et al.*, 2020; PRé Sustainability, [s. d.]; Sphera, [s. d.]; Su, 2020).

Para a etapa de análise de inventário, além do *software OpenLCA*, utilizou-se o *software Excel* para tratamento dos dados de produção utilizados. A escolha do *software* foi feita com base na ponderação dos fatores apresentados no Quadro 2, considerando tanto a flexibilidade oferecida pela ferramenta na construção de modelos e processos, essencial num contexto de baixo acesso a dados específicos

para a região, como a disponibilidade de bases de dados e o custo associado ao uso da ferramenta, muito inferior ao custo das plataformas concorrentes.

Nesta etapa, foram selecionados processos da base de dados *Ecoinvent v3.10* que mais se adequavam à aplicação desejada, considerando sempre a representatividade geográfica do dado. Para os processos em que existia a delimitação geográfica para o Brasil, esses foram os escolhidos. Em caso contrário, os processos utilizados foram representativos do “resto do mundo” (*RoW- Rest of The World*); em casos pontuais na comparação e cenários foram selecionados processos representativos de outras regiões, que tenham características que se assemelhem ao Brasil ou ao processo: nesses casos a escolha é sempre evidenciada e justificada. Os dados de produção e da literatura, junto com os obtidos de inventário de ACV foram registrados em um modelo no *OpenLCA* obedecendo ao balanço de massas calculado anteriormente.

É também nesta etapa que se realiza a análise dos dados, quanto a sua representatividade temporal, geográfica e com relação ao escopo. Para cada fluxo e processo, avaliou-se alguns critérios de qualidade de dados, apresentados no Quadro 3 – Matriz de avaliação de qualidade e confiabilidade dos dados na ACV., em conformidade com o *Ecoinvent Data Quality System*. A matriz se relaciona ao grau de incertezas atribuído a cada variável e ao conjunto de dados completo, de acordo com a pontuação atribuída a cada critério, como no cabeçalho do Quadro 3. A relação entre as pontuações por critério e as incertezas atribuídas, considerando um modelo de distribuição lognormal, é apresentada na Tabela 4 (ecoinvent Association, 2023).

Quadro 3 – Matriz de avaliação de qualidade e confiabilidade dos dados na ACV.

Critério	1	2	3	4	5
Confiabilidade	Dados verificados baseados em medições	Dados verificados parcialmente baseados em premissas e dados não verificados baseados em medições	Dados não verificados parcialmente baseados em estimativas qualificadas	Estimativa qualificada (ex. por um especialista da indústria)	Estimativas não qualificadas
Completeness	Dados representativos de todas as unidades representativas para o mercado considerado, durante um período de tempo adequado para equalizar flutuações normais	Dados representativos de mais de 50% das unidades relevantes para o mercado considerado, durante um período de tempo adequado para equalizar flutuações normais	Dados representativos de apenas algumas unidades (<50%) relevantes para o mercado considerado ou para mais de 50% das unidades, mas por períodos de tempo curtos	Dados representativos de apenas uma unidade relevante para o mercado considerado ou de algumas unidades, mas por um período de tempo mais curto	Representatividade desconhecida ou dados de um pequeno número de unidades e de curtos períodos de tempo
Correlação temporal	Menos de 3 anos de diferença para o período da base de dados	Menos de 6 anos de diferença para o período da base de dados	Menos de 10 anos de diferença para o período da base de dados	Menos de 15 anos de diferença para o período da base de dados	Idade do dado desconhecida ou mais de 15 anos de diferença para o período da base de dados
Correlação geográfica	Dados da área de estudo	Dados médios de uma área maior em que está incluída a área de estudo	Dados de uma área com condições de produção similares	Dados de uma área com condições de produção aproximadamente similares	Dados de área desconhecida ou distinta (América do Norte ao invés de Oriente Médio, Europa ocidental ao invés de Rússia)
Correlação tecnológica adicional	Dados de empresas, processos e materiais sob estudo	Dados de processos e materiais sob estudo (ex. tecnologia idêntica), mas de empresas diferentes	Dados de processos e materiais sob estudo, mas de diferente tecnologia	Dados de processos e materiais relacionados	Dados sobre processos em escala de laboratório ou tecnologia distinta.

Fonte: Adaptado de (ecoinvent Association, 2023).

Tabela 4 – Incertezas atribuídas ao conjunto de dados de acordo com a pontuação nos critérios de qualidade dos dados.

Critério	1	2	3	4	5
Confiabilidade	1,0	1,0502	1,0936	1,1959	1,4918
Completeness	1,0	1,0202	1,0502	1,0936	1,1959
Correlação temporal	1,0	1,0287	1,0936	1,1959	1,4918
Correlação geográfica	1,0	1,0101	1,0202	1,0502	1,0936
Correlação tecnológica adicional	1,0	1,0502	1,1959	1,4918	1,9993

Fonte: Adaptado de (ecoinvent Association, 2023).

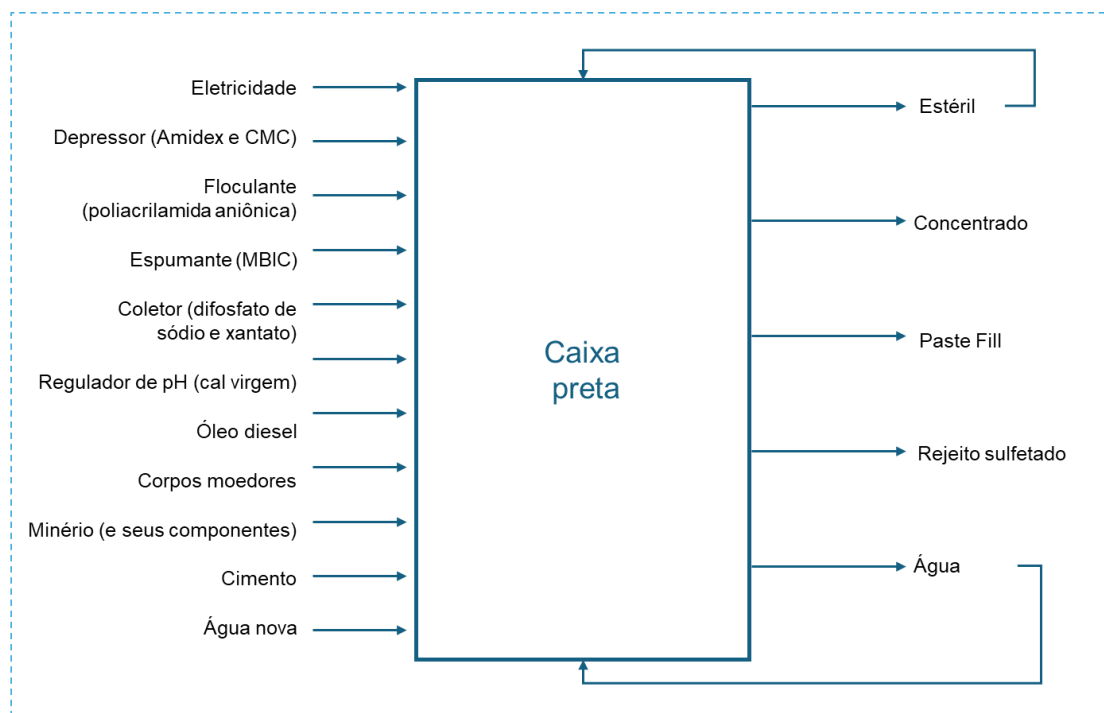
As principais incertezas associadas a inventários de ACV estão geralmente relacionadas às quantidades e parâmetros das entradas de dados, à estrutura do modelo, que pode se distanciar da realidade devido às premissas adotadas e ao contexto, ou seja, incertezas relacionadas às escolhas de objetivo, escopo e limites do estudo (Igos *et al.*, 2019). Por tanto, recomenda-se realizar análises de incerteza e sensibilidade para estudos de ACV, além de uma caracterização das incertezas. Para o cálculo e caracterização de incertezas, além do *Ecoinvent Data Quality System*, considerou-se, quando possível, as incertezas associadas aos dados originais medidos e o cálculo de propagação de incertezas, utilizando-se o princípio geral da propagação de incertezas, como na Equação (1), em que ω_R é a propagação da incerteza para cada grandeza medida ω_n utilizada. As incertezas são uma estimativa de confiabilidade da medida, no caso dos dados medidos diretamente, seja por falhas no procedimento de medição ou por limitação dos equipamentos e são propagadas para avaliar o impacto combinado das incertezas de cada medida no resultado final (Andrade *et al.*, 2017).

$$\omega_R = \sqrt{\left(\left(\frac{\partial R}{\partial x_1} \cdot \omega_1\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial R}{\partial x_n} \cdot \omega_n\right)^2\right)}, \text{ em que } R = R(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) \quad (1)$$

A modelagem do sistema no *software* foi feita de duas maneiras distintas: em um processo caixa preta, como representado na Figura 14, em um sistema de produto, como representado na Figura 15. Também foi estruturado um projeto para avaliação de sensibilidade dos parâmetros, analisados e comparados na seção de

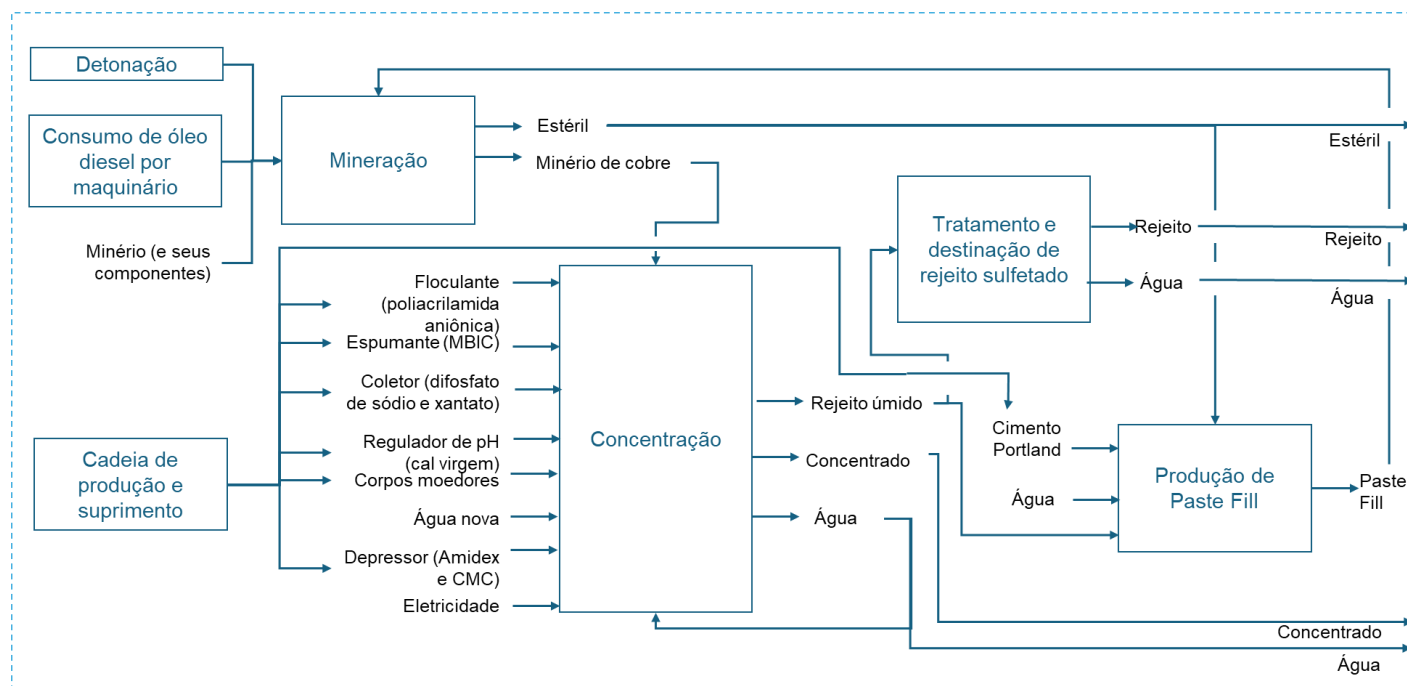
RESULTADOS E DISCUSSÃO. Procedeu-se uma análise de sensibilidade para o sistema em análise, na etapa de avaliação de impacto.

Figura 14 - Fluxograma representativo da modelagem em Caixa Preta.



Fonte: (Autoria própria, 2025).

Figura 15 - Fluxograma representativo da modelagem como Sistema de Processos.



Fonte: (Autoria própria, 2025).

4.2.3 Avaliação de impacto

A avaliação de impacto consiste no cálculo dos indicadores de impacto ambiental em diferentes categorias, usando o *software OpenLCA* a partir do modelo de ciclo de vida criado com as informações da etapa de inventário. O método de avaliação de impacto escolhido foi o ReCiPe 2016 v1.03, para indicadores de ponto intermediário (*Midpoint*) na perspectiva Hierárquica, que considera um horizonte de impacto ambiental de 100 anos para o futuro, baseada em um consenso científico sobre o prazo e a razoabilidade dos mecanismos de impacto (Huijbregts *et al.*, 2017).

O cálculo de impactos utilizando *ReCiPe* resulta em 18 indicadores de categorias de impacto de meio, chamadas *midpoints* que são traduzidas em três grandes grupos de indicadores de impactos, chamados de *endpoints*, apresentados na Figura 8.

Nesta etapa, foram obtidos resultados para as 18 categorias de impacto para cada processo avaliado no ciclo de vida da concentração do cobre, inclusive associando os fluxos relacionados ao processo com as suas respectivas categorias de impacto mais relevantes. Avaliou-se então as categorias de maior impacto ambiental adverso, as contribuições de cada fluxo/processo para o impacto e os *hotspots* do processo.

Os *hotspots* são os “pontos quentes do processo” em tradução livre, ou os pontos no ciclo de vida em que há maior impacto ambiental adverso. A análise de *hotspots* é uma etapa da ACV muito relevante para identificar os principais pontos de atuação no processo para fins de redução de impactos adversos.

Realizou-se também uma análise de sensibilidade, definida a partir de parâmetros relevantes do processo, como a relação estéril/minério, minério/concentrado, concentrado/rejeito, consumo de água e de energia elétrica, além do teor do minério. Esta análise consiste então em avaliar a influência da variação dos valores associados a cada um desses parâmetros no impacto ambiental adverso final do sistema.

4.2.4 Interpretação

A interpretação aconteceu, segundo a metodologia preconizada pelas normas ABNT ISO 14040:2009 e ISO14044:2009 durante toda a execução da ACV, mas é principalmente relevante após a avaliação de impacto. A interpretação de resultados consistiu, portanto, na identificação das categorias de impacto mais críticas em todo o ciclo de vida, na realização de análises de sensibilidade para as diferentes entradas e saídas do processo e na interpretação dos resultados obtidos em cada categoria de impacto em efeito ambiental esperado.

Comparou-se então os resultados obtidos com a literatura, para validação dos achados e extrapolação dos resultados em interpretação do efeito no meio físico, a partir de estudos e experiências anteriores.

As normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT ISO 14044:2009 estabelecem padrões para a redação de relatórios de ACV e por isso, além da dissertação de mestrado, foi elaborado um relatório de ACV, seguindo as recomendações dessas normas, o qual está apresentado como o Apêndice B deste documento.

4.2.5 Identificação de oportunidades de melhorias

Após a identificação dos pontos críticos do sistema, foi realizada também a proposição de melhorias no processo, ajustes e otimizações que podem contribuir para redução de impactos ambientais adversos nas categorias identificadas como mais críticas, especialmente para os *hotspots*. Essas melhorias foram baseadas em práticas de mercado ou novas tecnologias que já estão implementadas em outras unidades de processamento mineral no mundo.

As melhorias propostas neste trabalho foram organizadas a partir da revisão bibliográfica de estudos recentes (publicados depois de 2010) que avaliam processos, insumos e rotas de produção alternativas para a produção mineral, mais especificamente de cobre. Foram considerados tanto estudos de iniciativas dentro da indústria, como ensaios em escala piloto ou estudos laboratoriais (escala de bancada).

Cada melhoria proposta se relaciona a um dos pontos identificados como causadores de maiores impactos ambientais adversos no processo e foram então organizados de acordo com o problema que buscam resolver: consumo de eletricidade, consumo de insumos poluidores, drenagem ácida de mina e gestão de resíduos.

Sob uma perspectiva da Produção + Limpa (P+L), também pode-se classificar essas propostas de melhorias no processo de mineração e industrial nos três níveis: mudanças no produto e no processo (alterações relativas ao consumo energético e de insumos poluidores), reciclagem interna (gestão de resíduos e drenagem ácida de mina) e reciclagem externa de resíduos (gestão de resíduos e drenagem ácida de minas) (Graciane Regina Pereira; Fernando Soares Pinto Sant'Anna, 2012).

Para cada melhoria proposta, além de relacioná-la ao impacto ambiental observado no sistema, foram levantados dados sobre o *status* do uso da tecnologia na indústria, viabilidade econômica, quando disponível, informações sobre a eficiência na redução do impacto ambiental adverso associado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da produção de cobre

Utilizando dados primários e de referências de literatura, avaliou-se o impacto ambiental relacionado à unidade de concentração de cobre em operação na região nordeste do Brasil.

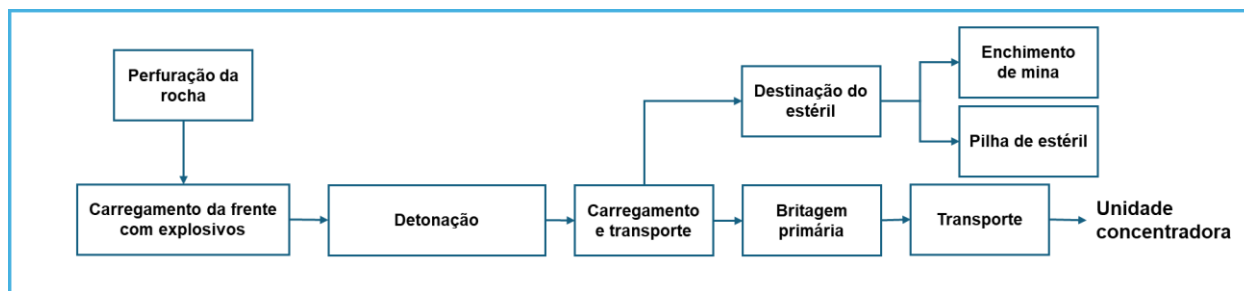
A operação em questão se caracteriza por um conjunto de minas subterrâneas e a céu aberto, que geram minério sulfetado de cobre. O depósito mineral da região estudada se caracteriza, principalmente, por processos vulcânicos e sedimentares, com sulfetos maciços, denominados como VMS (*volcanic massive sulfide*) (João Batista Guimarães Teixeira *et al.*, 2010; Pedro Maciel de Paula Garcia; Aroldo Misi; José Haroldo da Silva Sá, 2013).

A região se constitui de um depósito cuprífero, que tem como principais minerais de interesse a bornita (Cu_5FeS_4) e a calcoprita (CuFeS_2) – em relação 30/70, sulfetos metálicos de ferro e cobre. Além disso, o mineral de ganga tem a presença de minerais silicatos, além de óxido de magnésio e cálcio (Paula Bernardes Barreto, 2020).

A lavra a céu aberto é realizada com detonações e caminhões e a lavra subterrânea aplica o método de lavra de realce aberto (*sublevel stoping*) com enchimento de mina, aplicando as técnicas de *waste fill* e *paste fill*.

O minério produzido é britado em britadores de mandíbula ou cônicos e segue para as etapas de rebitagem e classificação, sendo transportado por correias transportadoras e homogeneizado em um pátio-pulmão. O minério então alimenta um conjunto de moinhos de bolas, moinhos verticais e classificadores (hidrociclones e peneiras de alta frequência). Segue-se para o circuito de flotação, composto de células *rougher*, *scavenger*, *cleaner*, *re-cleaner* e *scavenger*. O concentrado úmido passa por um filtro prensa e o rejeito é espessado e depositado em cavas exauridas, barragem de rejeito ou pilhas. As etapas envolvidas no processo da mina são apresentadas no fluxograma da Figura 16 e as relacionadas à concentração do cobre na Figura 17.

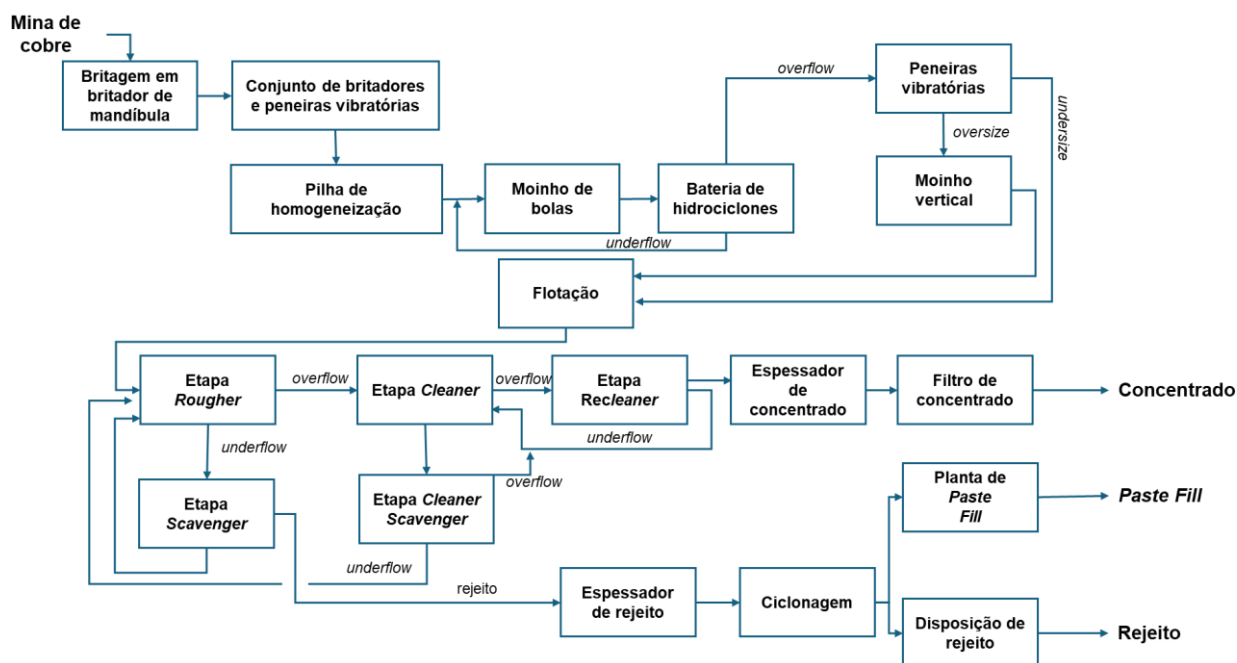
Figura 16 - Fluxograma da mineração de cobre.



Serviços auxiliares: drenagem e bombeamento de água, energia elétrica, supressão de poeira, ventilação

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 17 - Fluxograma do beneficiamento industrial do minério de cobre.

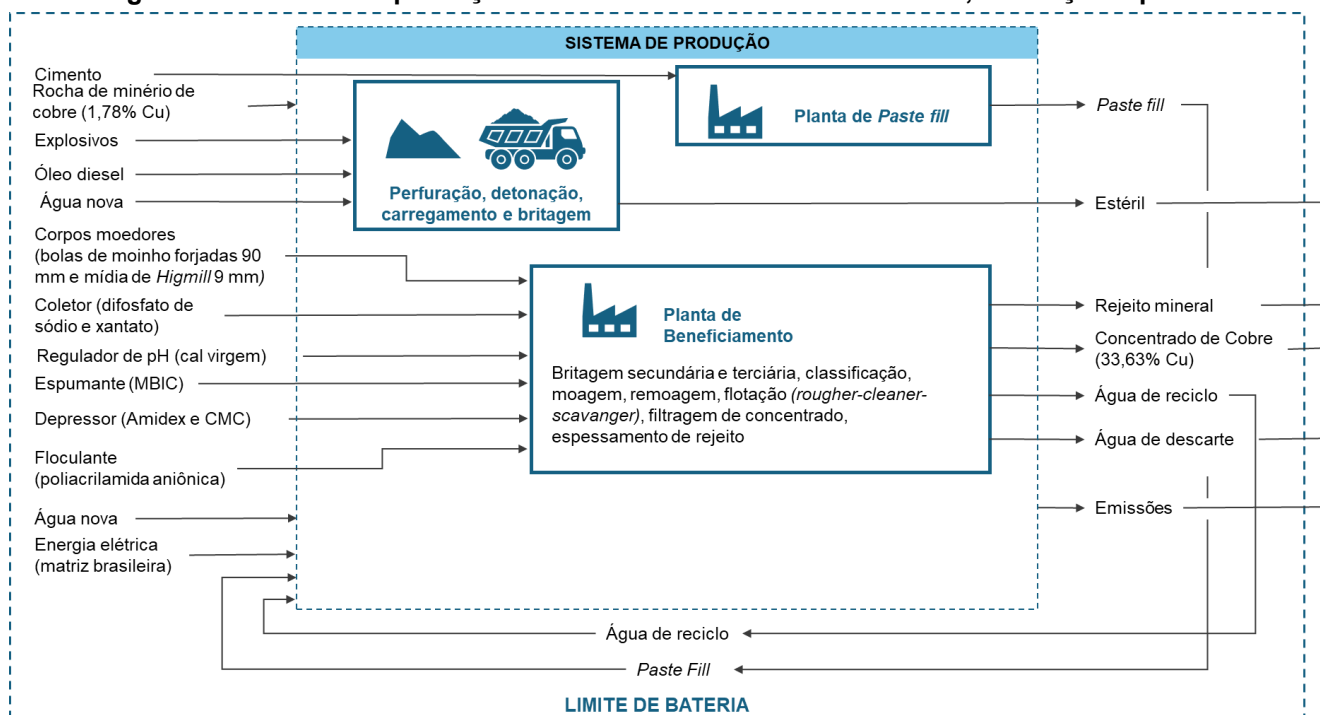


Fonte: Autoria própria (2025).

Os fluxos descritos na Figura 17 se referem aos principais fluxos contendo material mineral, seja minério ou rejeito. Outros fluxos relevantes são água nova e de reciclo, energia elétrica, corpos moedores e reagentes.

O limite de bateria do estudo atual é definido na Figura 18. Esta delimitação inclui os processos e fluxos que foram analisados na Avaliação do Ciclo de Vida.

Figura 18 - Sistema de produção de concentrado de cobre sulfetado, do berço ao portão.



Fonte: Autoria própria (2024).

Com relação aos dados primários de produção de concentrado de cobre sulfetado no nordeste brasileiro, foram analisadas métricas de produção, com base em testes estatísticos e avaliação dos padrões de variabilidade nos últimos três anos. O detalhamento das principais variáveis de processo consideradas no estudo e da estatística descritiva considerada no modelo do processo para cada uma é apresentada no Quadro 4- Caracterização da origem dos dados de entradas e saídas e variáveis de processo utilizadas para o sistema analisado.

Estavam disponíveis dados diários de medições de todos os fluxos de rocha e minério (saída da mina, entrada e saída de cada grupo de equipamentos, massa de concentrado, massa de estéril) assim como dados para o teor de cobre no minério e no concentrado. Contudo, como para outras variáveis importantes do processo, por exemplo, consumo de reagentes, corpos moedores, água e energia elétrica estavam disponíveis apenas dados agregados mensalmente, adotou-se como base de dados para todas as variáveis cujos dados base vieram da operação pontos de dados mensais para todos os meses dos anos de 2020, 2021 e 2022. Cabe ressaltar que

apesar de a maior parte dos dados de operação ser medido (primário) (massa alimentada à instalação, teor de cobre, consumo de consumíveis, produção de concentrado), alguns dos dados são inferidos por fechamento do balanço de massas feito pela mineradora (recuperação, entradas e saídas intermediárias em alguns equipamentos, por exemplo). No caso dos dados medidos, a incerteza associada foi calculada a partir da propagação de incertezas dos instrumentos de medição, enquanto para os outros casos utilizou-se a matriz de avaliação de incertezas do *Ecoinvent Data Quality System*.

Foram agregados ao inventário, também, dados da literatura. A matriz elétrica brasileira foi complementada pelos dados de 2023 da Empresa de Pesquisa Mineral e sua composição é apresentada na Tabela 5. Um destaque nessa composição é a participação de fontes renováveis na matriz elétrica, com mais de 80% da energia elétrica no país e, conseqüentemente, usada na indústria, proveniente de fontes não-fósseis (EPE, 2024). Além disso, utilizou-se um processo de consumo de energia elétrica para a matriz do Nordeste brasileiro, disponível na base de dados do Ecoinvent (ecoinvent Association, 2023).

Além dos dados primários de produção e de informações da literatura, foram utilizadas bases de dados de inventário de ACV, a saber, Ecoinvent v3.10. Nesse caso, foram selecionados sempre que disponíveis, processos referentes ao cenário brasileiro; quando inexistentes, elegeu-se o processo mais geral (resto do mundo (*RoW – rest of world*) ou global e, em casos específicos, quando nenhuma das opções anteriores existe, foi escolhido o processo referente ao país com características mais similares à região de estudo (matriz energética, mineralogia, dentre outras).

Quadro 4- Caracterização da origem dos dados de entradas e saídas e variáveis de processo utilizadas para o sistema analisado.

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Normal	KWD	UMW	Rep. temporal	Rep. geográfica
Teor do minério	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana dos dados de 2022	Local
Volume de saída da mina (ROM)	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022 (soma das minas)	Local
Teor de metal no concentrado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22		Local
Massa de concentrado produzida	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Teor de cobre no rejeito	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana entre os dados dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa de rejeito produzido	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Não rejeita 20-21-22	N/A	Mediana entre os anos de 2020, 2021 e 2022	Local
Massa de estéril movimentado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa de entrada e saída em cada grupo de equipamentos ²	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Varia, mas em alguns casos rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022 (padronização)	Local
Recuperação metalúrgica	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Não rejeita 20-21-22	N/A	Mediana dos anos de 2020, 2021 e 2022	Local
Composição rejeito	Análises laboratoriais anteriores	2 análises laboratoriais de datas distintas para 8 e 2 amostras.	N/A	N/A	N/A	Média dos resultados para cada elemento em todas as amostras	Local
Composição estéril	Análises laboratoriais anteriores	2 análises laboratoriais de datas distintas para 16 e 19 amostras.	N/A	N/A	N/A	Média dos resultados para cada elemento em todas as amostras	Local

² Britador primário, Sistema de britadores secundários, unidade de moagem e flotação, unidade de filtragem, unidade de *Paste Fill*, Saída de concentrado, Saída de rejeito.

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Normal	KWD	UMW	Rep. temporal	Rep. geográfica
Consumo de água	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de floculante	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo específico de depressor	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de espumante	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de coletor	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo específico de cal	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de corpos moedores	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo de explosivos	(ecoinvent Association, 2023)	Fluxo de: <i>Copper mine operation and beneficiation, sulfide ore copper concentrate sulfide ore Consequential, U – RoW</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	Global (Resto do Mundo)
Volume de água de reciclo	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Não rejeita 21-22	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa recirculada	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo de energia elétrica para principais grupos de equipamentos ¹	Operação	Pontos de dados mensais para grupos de equipamentos (britagem, Moagem, flotação, Paste Fill) para os anos de 2020, 2021 e 2022. Dados anuais desde 2018 para os mesmos grupos de equipamentos.	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Matriz elétrica brasileira	(EPE, 2024)	Matriz elétrica brasileira em 2023	N/A	N/A	N/A	N/A	Brasil
Consumo de óleo diesel	(ecoinvent Association, 2023)	Fluxo de: <i>Copper mine operation and beneficiation, sulfide ore copper concentrate sulfide ore Consequential, U – RoW</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	Global (Resto do Mundo)
Umidade no concentrado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Normal	KWD	UMW	Rep. temporal	Rep. geográfica
Estéril para unidade de <i>Paste Fill</i>	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	NN	Rejeita 20-21-22	Rejeita 21-22	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo de cimento na unidade de <i>Paste Fill</i>	(Leandro de Lima Maia, 2019)	Dado de literatura para estudo de <i>paste fill</i> com minério de características semelhantes	N/A	N/A	N/A	N/A	Local

Normal = Resultado dos testes de Normalidade | KWD = Resultado do teste de Kruskal-Wallis-Dunn | UMW = Resultado do teste de U de Mann-Whitney | Rep. Temporal = Representatividade temporal | Rep. Geográfica = Representatividade Geográfica | NN = Não-normal | N/A = Não aplicável | Rejeita XX -XX = Rejeitar a hipótese nula de igualdade das medianas (Ano 20XX contra ano 20XX).

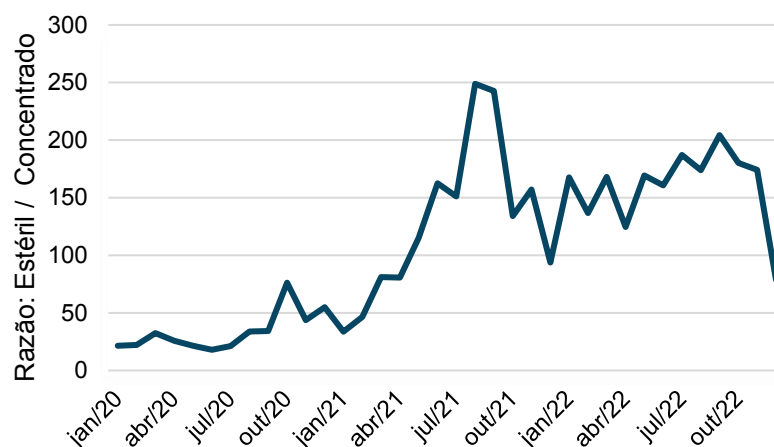
Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela 5 - Participação das fontes de energia na matriz elétrica brasileira (2023).

Fonte	Participação
Hidráulica	58,9%
Eólica	13,2%
Solar	7,0%
Gás Natural	5,3%
Bagaço de cana	5,1%
Licor negro	2,1%
Importada	2,1%
Nuclear	2,0%
Outras não renováveis	1,6%
Carvão	1,2%
Outras renováveis	0,8%
Óleo diesel	0,6%
Total de fontes renováveis	87%
Total de fontes não-renováveis	13%

Adaptado de: (EPE, 2024).

Identificou-se que a maior parte dos dados de produção (teor de minério, teor de cobre no concentrado, volume de produção diário, relação estéril- minério) tem distribuição não-normal e assimétrica unilateral. Algumas das variáveis apresentaram variações com tendência temporal, como a relação estéril-concentrado, que apresenta tendência clara de aumento ao longo do tempo, como apresentado no gráfico da Figura 19. Alterações no plano de lavra, pequeno aumento do teor de minério e aplicação da técnica de *paste fill* podem explicar essas alterações na razão estéril – concentrado.

Figura 19 - Evolução da razão massa de estéril movido / massa de concentrado produzido entre os anos de 2020 e 2022.

Fonte: Autoria própria (2024).

Estudos de Requisito Total de Materiais ou *Total Material Requirements* (TMR, na sigla em inglês) vêm sendo aplicados para evidenciar e quantificar esses fluxos de massa de “resíduo” associado a operações de mineração. Um impacto ambiental adverso diretamente relacionado a essa métrica é a depleção de recursos minerais, ou aumento da escassez da crosta terrestre. Além disso, o maior volume de material extraído e movido para obtenção do minério também implica maiores consumos de energia e outros insumos, podendo afetar o impacto ambiental adverso em algumas categorias (Nassar *et al.*, 2022).

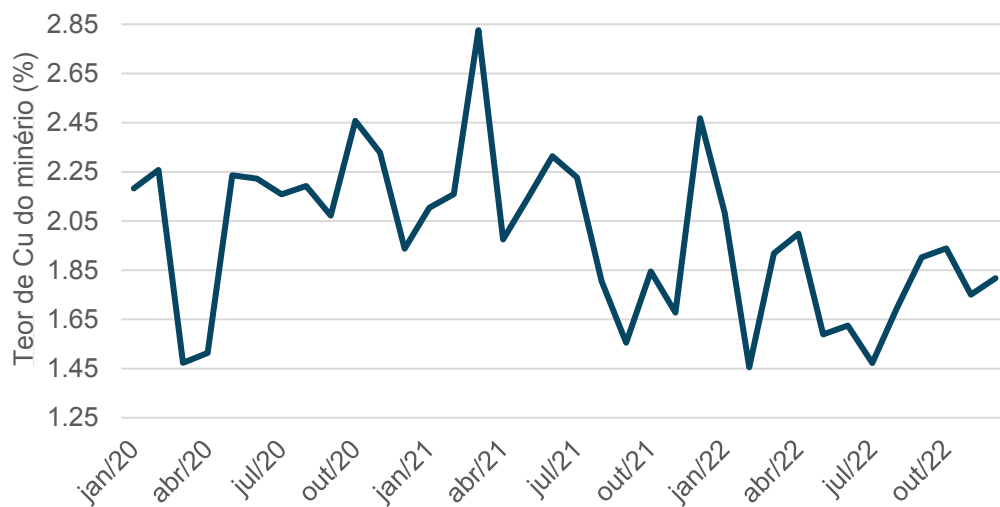
Um estudo de Nassar e colaboradores de 2022 avaliou a relação rocha para metal (*rock-to-metal-ratio* (RMR)) de diversas operações minerais, incluindo extração do minério e beneficiamento, ao redor do mundo no ano de 2018 e, para o cobre, concluiu que essa razão varia entre 2,3 e $1,7 \times 10^4$, com 90% das operações de cobre globalmente tendo RMRs de $1,5 \times 10^3$ ou menos (Nassar *et al.*, 2022). A equação usada para calcular a RMR é a equação (2), em que O é a quantidade de mineral minerado, W é a quantidade de estéril movido, M é a quantidade do mineral produzido após beneficiamento (massa de metal no concentrado), R é a recuperação global na fundição ou refino e P é o preço unitário da *commodity*. A recuperação no refino utilizada no estudo para o cobre é de 90% e o preço do cobre na *London Metal Exchange* (LME) em 2018 era de U\$ 6 525,00 (Copper Council, 2022; Nassar *et al.*, 2022).

$$RMR = \frac{\sum_j \left((O_{i,j} + W_{i,j}) \cdot \left(\frac{M_{i,j} \cdot P_{i,j}}{\sum_i (M_{i,j} \cdot P_{i,j})} \right) \right)}{\sum_j (M_{i,j} \cdot R_i)} \quad (2)$$

Considerando uma massa de minério extraído de 19,98 kg (O), uma massa de estéril de 48,82 kg (W) para produzir 1 kg de concentrado com 33,36% de teor de cobre, ou 0,31 kg de cobre (M) e utilizando os valores de P e R já mencionados, o RMR para a operação analisada é de 246,595 ou $2,47 \times 10^2$, dentro da faixa esperada para o cobre e bastante abaixo do valor que marca 90% das operações de cobre, de $1,5 \times 10^3$ (Nassar *et al.*, 2022).

O teor de minério é outro indicador que apresenta pequena tendência de redução no período analisado, como mostrado na Figura 20. O impacto no teor do minério blendado não é tão grande porque uma das minas do complexo experimentou aumento de seu teor no período, enquanto o restante das minas experimentou diminuição.

Figura 20 - Variação no teor de cobre no minério entre 2020 e 2022.



Fonte: Autoria própria (2025).

A redução do teor de metal na reserva não é uma tendência local, uma vez que há estudos que mostram a redução do teor de cobre nas minas de cobre ao redor do mundo - atualmente 0,62%, em média, teor bastante inferior ao encontrado na operação analisada, com tendência de redução, já que os corpos minerais com maiores teores estão sendo atualmente explorados. A redução de teor tem relação direta com o aumento de consumo de energia e eletricidade (Calvo *et al.*, 2016).

As principais métricas relacionadas ao balanço de massas para o processo são apresentadas na Tabela 6. O balanço de massas macro, para minério, rejeito e água é apresentado na Tabela A. 1 do Apêndice A – Informações sobre a operação e balanço de massas. No mesmo apêndice, nas tabelas: Tabela A. 2 - Consumíveis no processo industrial de beneficiamento para a operação de cobre no Brasil., Tabela A. 3 - Consumíveis na mina para a operação de cobre no Brasil., Tabela A. 4 - Consumo

de água e energia elétrica na operação (incluindo mina e concentração), encontram-se detalhes sobre as entradas do processo.

Tabela 6 – Principais variáveis do balanço de massas e de energia.

Variável	Valor	Ref. Bibliografia
Recuperação global	91,7%	>82%
Razão massa concentrado / alimentação	0,048	-
Razão massa estéril/ minério alimentado	2,558	-
Razão massa rejeito/concentrado	19,55	-
Consumo de água (L/kg de alimentação)	1,643	-
Recirculação de água (L/kg de alimentação)	1,366	-
Consumo de eletricidade (kWh/ kg de concentrado)	0,710	1,03
Consumo de diesel (L/ t movimentada)	1,77	1,0 – 3,0
Teor de Cu no concentrado	33,63%	~30%
Teor de Cu no minério	1,748%	~0,62%

Fonte: (BHP, 2024; BHPBilliton, 2004; Calvo *et al.*, 2016; Camilla Cardoso da Silva, 2019; Ebert Cueva; Josvel A. Mostacero; Julio C. Aguilar, 2017; Paula Bernardes Barreto, 2020).

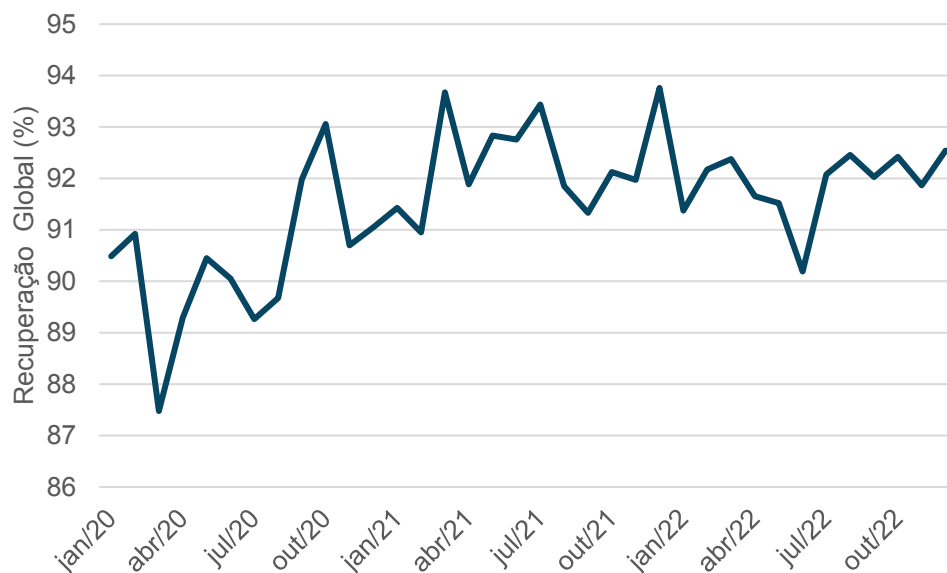
Em estudos anteriores sobre o consumo energético de minas de cobre ao redor do mundo, obteve-se consumos de diesel de entre 2,0 L/t movimentada a 3,0 L/t movimentada para minas subterrâneas de cobre com teor de cobre no minério entre 1,5% e 2,0%, um pouco superiores ao considerado no modelo para a operação em questão, de 1,7 L/t movimentada, valor obtido com base na inventário da base de dados do EcoInvent v3.10 para processos deste tipo. Para minas a céu aberto, o consumo de diesel para teores semelhantes foi menor que 1,0 L/t movida. Com relação ao consumo de energia elétrica, para minas de cobre com teores entre 1% e 2% foi de 50 kWh equivalente para cada tonelada de minério extraída e beneficiada ou menos. Exemplos de operações de portes semelhantes, que também têm apenas os processos de mineração e beneficiamento são a mina de Ernest Henry, na Austrália, que produz 35,6 mil toneladas de cobre anualmente com um consumo médio de 49 ± 7 kWh/ tonelada de minério, mas conta apenas com minas a céu aberto; já a mina de Telfer, também na Austrália, conta com minas a céu aberto e subterrâneas e, para uma produção anual de 32,9 mil toneladas anuais de cobre consome 124 ± 13 kWh/ tonelada de minério, em média. A mina de División Andina, no Chile, tem uma produção superior, de 236,7 mil toneladas anuais de cobre e, para uma operação com mina a céu aberto e subterrânea consome em média 25 ± 3 kWh/ tonelada de minério (Calvo *et al.*, 2016). A operação em questão tem um consumo de

eletricidade observado de 0,71 kWh/kg de concentrado ou 34,45 kWh/toneladas de minério.

O teor de cobre de 1,784% para o mineral da região, obtido a partir da mediana dos últimos dois anos de uma operação na região coincide com o valor encontrado na literatura para as reservas de cobre no Brasil, no estado da Bahia, de 1,78% de Cu (Paula Bernardes Barreto, 2020).

Outra variação temporal observada no conjunto de dados foi o aumento da recuperação global entre os anos de 2020 e 2022, em 2 pontos percentuais, como pode ser observado no gráfico apresentado na Figura 21. Essa melhora de desempenho industrial atende não apenas a interesses econômicos, mas está alinhado com as estratégias da Produção Mais Limpa (P+L) de aumentar a eficiência geral de processos, produtos e serviços, reduzindo consequentemente o impacto ambiental normalizado (por unidade de produto produzido), pois reduz as emissões relativas e o consumo unitário de energia e outros recursos para a obtenção de uma mesma quantidade de produto (Graciane Regina Pereira; Fernando Soares Pinto Sant'Anna, 2012).

Figura 21 - Evolução temporal da recuperação global entre os anos de 2020 e 2022.



Fonte: Autoria própria (2025).

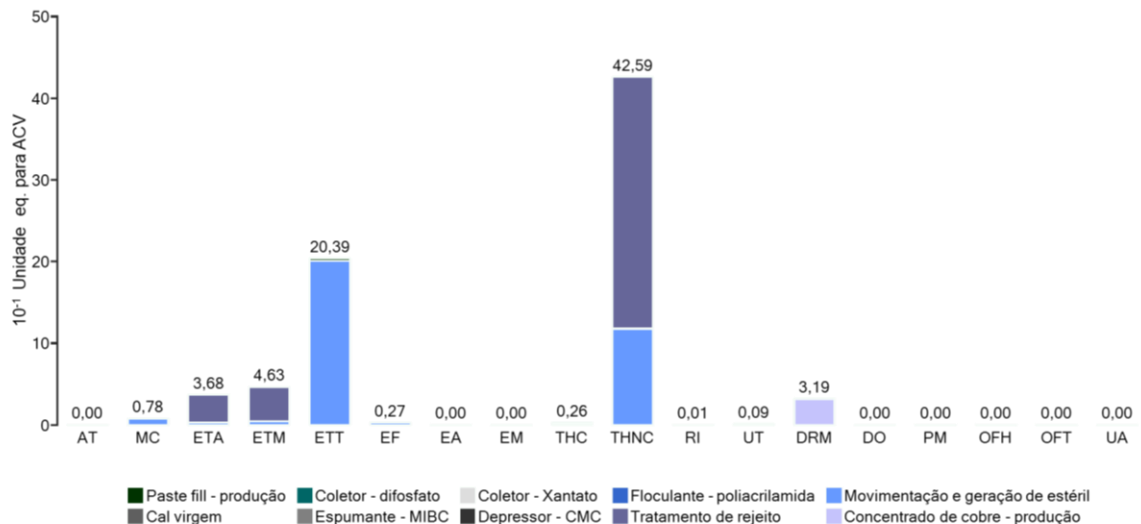
Além dos dados primários de produção e de informações da literatura, foram utilizadas bases de dados de inventário de ACV, a saber, Ecoinvent v3.10. Nesse caso, foram selecionados sempre que disponíveis, processos referentes ao cenário brasileiro; quando inexistentes, elegeu-se o processo mais geral (resto do mundo (RoW – *rest of world*) ou global e, em casos específicos, quando nenhuma das opções anteriores existe, foi escolhido o processo referente ao país com características mais similares à região de estudo (matriz energética, mineralogia, dentre outras).

5.2 Avaliação do Ciclo de Vida de uma operação de cobre no Brasil

5.2.1 Processo caixa preta

Para esse processo, obteve-se os resultados apresentados na Figura 22. A categoria com impacto mais representativo no sistema é a Toxicidade Humana: Não Carcinogênica, muito impulsionada pelo tratamento de rejeito sulfetado. Ecotoxicidade terrestre foi a segunda categoria com maior impacto adverso, impulsionada pela movimentação e geração de volumes representativos de estéril (52,85 kg/kg de concentrado).

Figura 22- Impacto da produção de concentrado de cobre, por categoria e processo.



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; ETA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; ETM = Ecotoxicidade Marinha [kg 1,4-DCB- eq.]; ETT: Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM: Eutrofização Marinha [kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênica [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM=

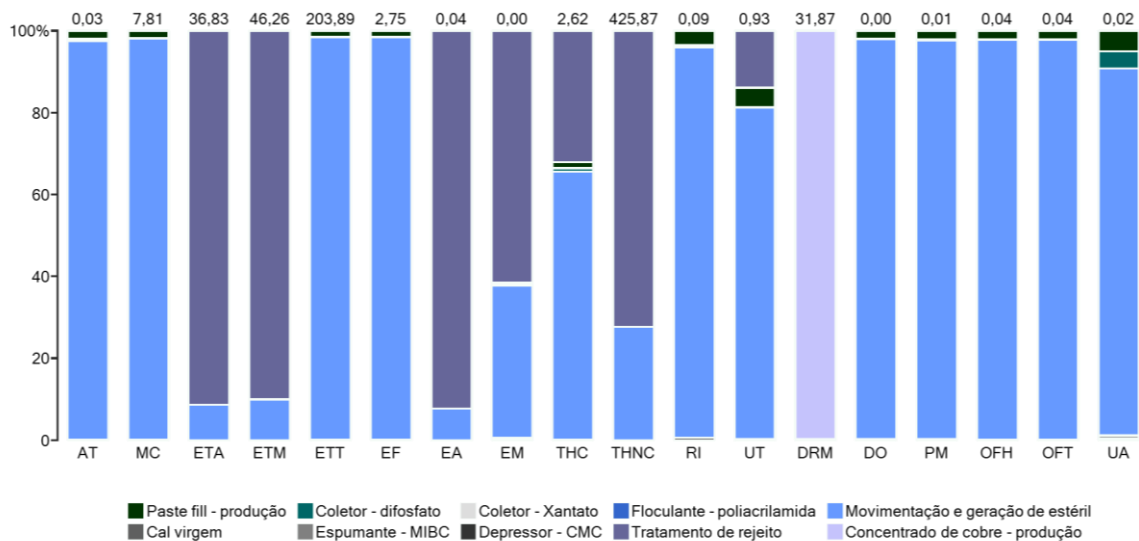
Formação de Material Particulado [kg PM2.5 eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³]).

Fonte: Autoria própria (2024).

Outros estudos que avaliam o ciclo de vida completo do cobre, incluindo as etapas de refino e purificação mostram que mais de 50% das implicações relacionadas à saúde humana no ciclo de vida completo para o cobre, estão relacionadas às etapas de mineração e concentração (Nuss; Eckelman, 2014).

Com relação ao impacto relativo de cada fluxo/processo para as categorias individuais, mostrado na Figura 23, identifica-se que além do tratamento e disposição do rejeito e da movimentação de estéril, o processamento do concentrado de cobre apresenta um impacto relevante, especialmente para depleção de recursos minerais e metálicos.

Figura 23 - Contribuição de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental na produção de concentrado de cobre.



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; ETA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; ETM = Ecotoxicidade Marinha [kg 1,4-DCB- eq.]; ETT: Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM: Eutrofização Marinha [kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM= Formação de Material Particulado [kg PM2.5 eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³]).

Fonte: Autoria própria (2024).

O depósito mineral da região estudada se caracteriza, principalmente, por processos vulcânicos e sedimentares, com sulfetos maciços, denominados como VMS (*volcanic massive sulfide*) (João Bastista Guimarães Teixeira *et al.*, 2010; Pedro Maciel de Paula Garcia; Aroldo Misi; José Haroldo da Silva Sá, 2013). Com base na ocorrência de outros depósitos similares ao redor do mundo, sabe-se que a ocorrência de depósitos de cobre do tipo VMS é comum também em países como Finlândia, Turquia, Austrália e Canadá (Northey; Haque; Mudd, 2013).

Considerando as características mineralógicas similares, e sabendo que não há, em bases de dados de acesso amplo, processos inventariados de produção de concentrado de cobre no Brasil e nem identificados, na revisão de literatura, estudos de caso de aplicação de ACV para cobre no Brasil, comparou-se os resultados obtidos com o processo de produção de concentrado de cobre sulfetado existente na base Ecoinvent v3.10 para o Canadá, ajustando apenas as fontes de energia elétrica para assegurar o alinhamento com a matriz energética brasileira (EPE, 2024) e os teores de minério e concentrado, para que fossem condizentes com cenário do objeto de estudo.

No caso do processo com localização no Canadá, também se observou que as categorias com maior impacto foram Toxicidade Humana: Não Carcinogênico e Ecotoxicidade Terrestre, reforçando os resultados obtidos para o modelo em questão.

Observa-se na Figura 23 que a ecotoxicidade terrestre está relacionada principalmente à operação na mina, com geração e movimentação de estéril. Um dos fenômenos que pode agravar os impactos de ecotoxicidade terrestre e aquática em minas de cobre sulfetado é a drenagem ácida de mina. A oxidação de minerais de sulfetados na presença de oxigênio, água e atividade microbiana pode ocorrer tanto em cavas abertas abandonadas quanto em minas ativas. Esse fenômeno, gera um efluente muito ácido, com pH frequentemente menor que 4 e com altas concentrações de enxofre e íons metálicos o que, em contato com cursos d'água, água subterrânea, solo e animais representa alto risco de contaminação, inclusive, aumentando a toxicidade terrestre por acúmulo de metais no solo. Ela pode ocorrer também a partir de pilhas de rejeito e depósitos de material inerte, além de ser associada aos efluentes

da flotação mineral, especialmente em regiões de ocorrência de mineral de pirita. (Yuan *et al.*, 2022).

No caso da operação de cobre analisada, análises laboratoriais anteriores mostraram potencial de geração de acidez nas cavas, mas não foi obtido o mesmo resultado para análises das pilhas de estéril e rejeito. Nos mesmos ensaios, a solubilização de íons de alumínio foi considerada acima do padrão normativo para ensaios de solubilização para avaliação de toxicidade na cava. A solubilidade de ferro e alumínio na pilha de estéril e de sulfato e cloreto no rejeito também foram consideradas acima da referência para toxicidade. Quanto à origem dessas substâncias, ferro e alumínio estão presentes no mineral de origem e o sulfato provavelmente foi gerado pelo processo de oxidação dos sulfetos do minério, o cloreto, por sua vez, possivelmente tem origem no processo de beneficiamento do mineral, provavelmente na flotação.

Analisando, no *software* OpenLCA, não apenas a contribuição de cada processo, mas também dos fluxos para os impactos adversos observados, mais de 33% do resultado na categoria de acidificação terrestre se deve à emissão de compostos de enxofre. Sobre a ecotoxicidade, os fluxos mais relevantes são emissões de cobalto, provenientes do processo a montante, e emissões de íons de cobre. Ecotoxicidade marinha e aquática estão relacionadas aos íons de cobre no rejeito. Já a toxicidade humana não carcinogênica é bastante impactada por emissões de zinco e chumbo, existentes no rejeito.

Outros problemas associados à disposição de estéril são a contaminação do solo com metais tóxicos, prejuízos à fauna e flora local em razão da destruição de grande área de *habitat*, com movimentação de maquinário pesado e desmatamento. Além das emissões para o solo, a movimentação desse material gera emissões atmosféricas e, quando o estéril é disposto em pilhas, existe também o risco de estabilidade da pilha, podendo ocorrer deslizamentos (Badillo, 2019).

Na operação analisada um volume considerável de estéril retorna para a mina como enchimento, o que reduz a área necessária para sua disposição. Nos resultados da ACV, percebe-se que o Uso da Terra não é uma das categorias com impacto mais relevante neste caso, apesar de seu impacto se dever, principalmente, à geração e movimentação de estéril.

5.2.2 Sistema de produto

Um sistema de produto é definido pela norma ABNT NBR ISO 14040:2009 como um conjunto de processos unitários com fluxos elementares e de produto, executando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto, ou seja, uma série de processos conectados por fluxos (Gestão Ambiental, 2009b).

O sistema de produto foi criado a partir da conjugação dos processos de obtenção do minério dentro da mina, concentração na unidade industrial, destino do rejeito e processamento do *paste fill*. Cada um desses processos tem suas entradas e saídas de acordo com o descrito anteriormente sobre a produção de cobre.

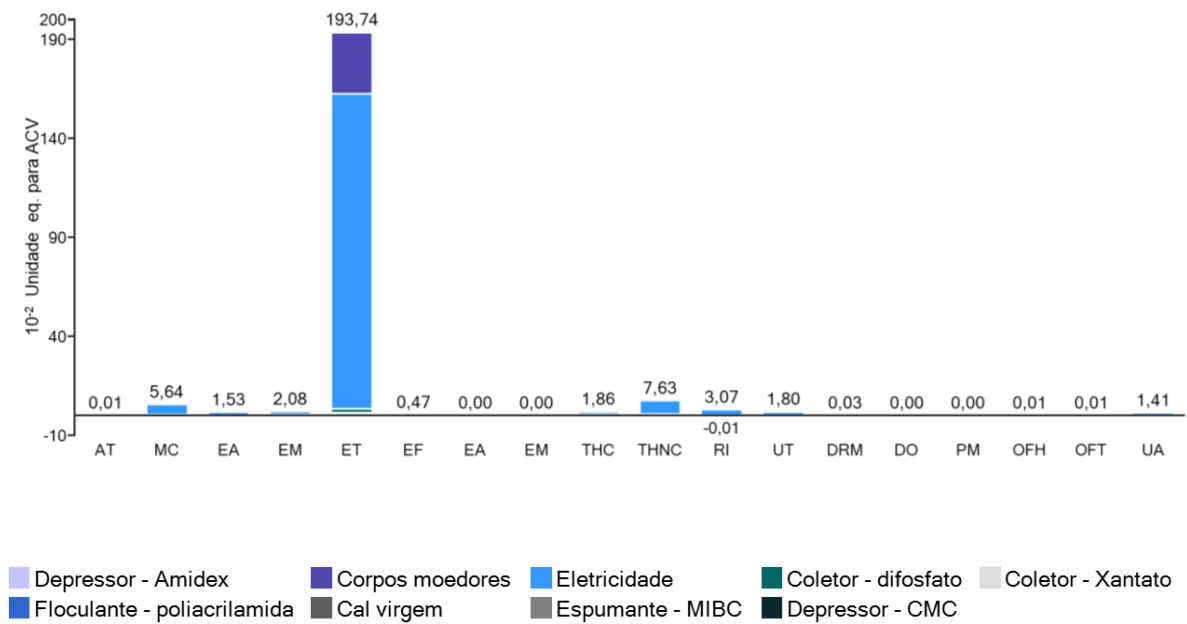
Em muitos estudos de aplicação de ACV para metais a etapa de concentração é apresentada junto da etapa de extração do minério, em uma única caixa preta, o que prejudica a granularidade dos dados e resultados e a confiabilidade das análises. Neste trabalho, apesar de essas etapas estarem modeladas separadamente no sistema, não foi possível, devido à limitação de dados, separar cada operação unitária da operação na mina (carregamento da frente, detonação, carregamento de minério, transporte, britagem primária) e da unidade concentradora (britagem secundária e rebitagem, moagem, classificação, flotação, espessamento, filtragem, disposição do rejeito), o que seria ideal para aumentar a confiabilidade dos resultados e para o entendimento dos *hotspots* (Marmioli; Rigamonti; Brito-Parada, 2022).

Para o sistema de produto, a categoria de maior impacto ambiental adverso foi Ecotoxicidade Terrestre, seguida de Toxicidade Humana: Não Carcinogênica. Na comparação com o processo caixa preta as duas categorias também se destacaram, mas na ordem inversa. O impacto relacionado a mudança climática também é relevante no caso em análise. A distribuição dos resultados por categoria de impacto é apresentada na Figura 24.

A análise de confiabilidade e qualidade dos resultados, considerando o conjunto de dados utilizados, é apresentada na Tabela C. 1 - Análise da qualidade dados e confiabilidade por categoria de impacto ambiental analisada na ACV., no Apêndice C. Correlação temporal e geográfica são os principais problemas de qualidade de dados que afetam os resultados, tendo em vista a baixa representatividade dos dados para

o mercado amplo de exploração e concentração de cobre, uma vez que utilizou-se principalmente dados específicos da produção em uma operação no Brasil. As categorias que podem apresentar maiores problemas de confiabilidade devido à qualidade de dados são Depleção de Ozônio, Mudança Climática, Formação de Ozônio Fotoquímico com impacto na Saúde Humana e nos Ecossistemas Terrestres.

Figura 24 - Impacto do sistema de produto de concentrado de cobre, por categoria e processo.



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; ETA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; ETM = Ecotoxicidade Marinha [kg 1,4-DCB- eq.]; ETT: Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM: Eutrofização Marinha [kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM= Formação de Material Particulado [kg PM2.5 eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³]).

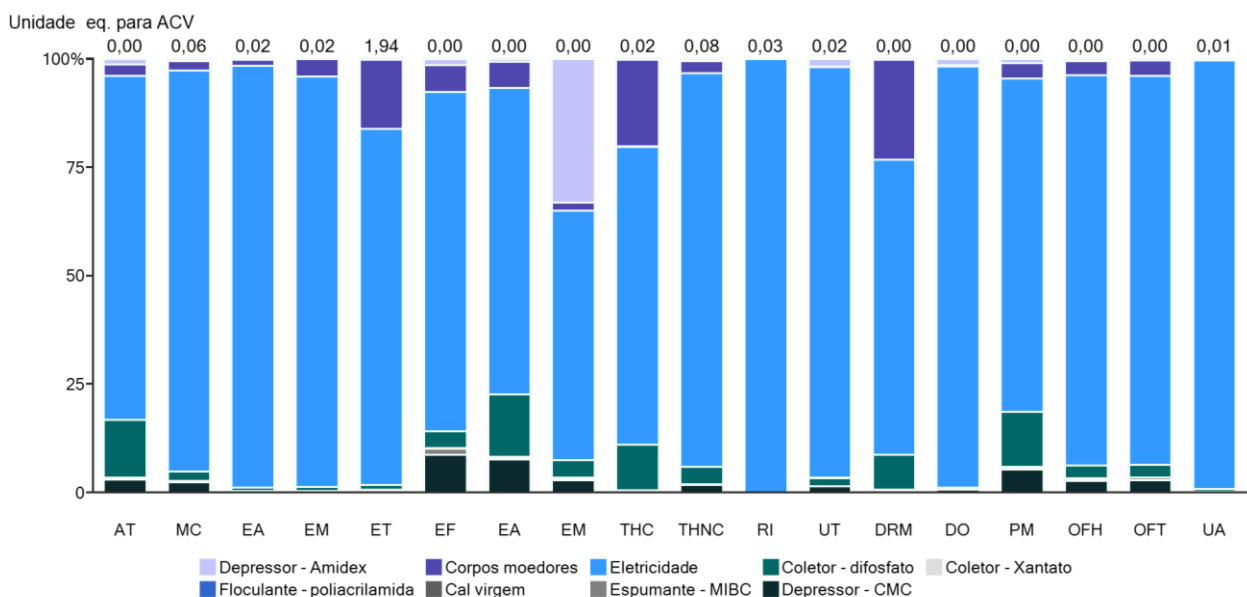
Fonte: Autoria própria (2024).

Estudo prévio sobre a aplicação de ACV para extração e processamento de cobre na Europa obtiveram resultados similares, com os principais impactos concentrados, quando utilizada a metodologia do ReCiPe, nas categorias de Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana não Carcinogênica, nesta ordem. A exposição de seres humanos a altos níveis de cobre em seu meio pode ser tóxica e causar sintomas como

náusea, diarreia, vômito, dano ao fígado e até morte. Quando o cobre é explorado e seus rejeitos são destinados no ambiente, ou as cavas acabam lixiviadas, esse cobre pode se misturar à água, tornando-se prejudicial não apenas para a saúde humana, como também para ecossistemas aquáticos (Farjana; Huda; Parvez Mahmud, 2018). Além do cobre, o chumbo também pode ter grande influência neste resultado, uma vez que os teores de chumbo encontrados nas análises do rejeito mineral são superiores ao valor de referência para ecotoxicidade crônica (134%), segundo o Instituto Europeu do Cobre, e os compostos de chumbo são fortemente relacionados, no impacto à saúde humana, à toxicidade não carcinogênica (Katrien Delbeke; Patricio H. Rodriguez, 2014).

Com relação à contribuição de cada fluxo e processo da cadeia produtiva a montante para as categorias de impacto, observa-se uma grande contribuição da geração e conversão de energia elétrica, diferentemente do processo caixa preta, em que a contribuição da eletricidade foi pequena. A produção de corpos moedores, cal e alguns reagentes também foi relevante nesse caso. Não tiveram relevância tão pronunciada, como no caso do processo caixa preta, os processos relacionados a movimentação de estéril e disposição do rejeito. Os resultados da árvore de contribuição podem ser apreciados na Figura 25.

Figura 25 - Contribuição de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental no sistema de produto de concentrado de cobre).



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; ETA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; ETM = Ecotoxicidade Marinha [kg 1,4-DCB- eq.]; ETT: Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM: Eutrofização Marinha [kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM= Formação de Material Particulado [kg PM_{2.5} eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³]).

Fonte: Autoria própria (2024).

Nas duas categorias com impacto mais relevante para o sistema, Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana não Carcinogênica, a principal contribuição do processo de eletricidade está relacionada à geração de energia eólica. Na categoria de mudança climática, a contribuição da eletricidade se deve principalmente à geração de energia hidrelétrica.

A eletricidade é citada como uma grande contribuinte para os impactos ambientais observados em ACVs para operações de cobre ao redor do mundo também em outros trabalhos, especialmente em regiões muito dependentes de combustíveis fósseis para a geração e eletricidade (Memary *et al.*, 2012; Moreno-Leiva *et al.*, 2017, 2020; Tao *et al.*, 2022).

Este é um ponto preocupante, especialmente uma vez que foi observada a tendência global de redução dos teores do minério explorado. Estudos prévios correlacionam uma redução de 0,2% no teor do minério em 10 anos em uma operação de cobre no Chile com um aumento de 50% na demanda energética para a etapa de concentração (Moreno-Leiva *et al.*, 2020).

Destaca-se também a contribuição dos corpos moedores, especialmente nas categorias de depleção de recursos minerais, como esperado, e toxicidade humana carcinogênica, devido ao tratamento da escória de alto forno na siderurgia. Resultados similares foram encontrados por Tao e colaboradores em um estudo de ACV sobre operação similar na China, com mais de 10% dos impactos de toxicidade humana carcinogênica associados à produção das bolas de moinho (Tao *et al.*, 2022)

Dentre os reagentes, destacam-se o coletor, com impactos consideráveis na acidificação terrestre, eutrofização aquática e emissão de material particulado, e espumante, com impacto relevante para a eutrofização marinha.

Estudo de aplicação de ACV para mineração e concentração de cobre sulfetado na China também obteve resultados de contribuições importantes de fluxos de químicos do processo de flotação, contudo os principais impactos na maior parte das categorias, pode ser atribuído às atividades de mineração e enchimento de mina (*backfill*), como ocorre no caso estudado para o processo em caixa preta. Neste estudo, a eletricidade também tem papel relevante na contribuição para os impactos ambientais adversos em diversas categorias (Tao *et al.*, 2022) .

Ao criar um sistema de produto no OpenLCA, seleciona-se os processos principais e fluxos de referência, contudo, os processos a montante são conectados automaticamente a partir das relações existentes na base de dados do inventário utilizado. No caso do sistema analisado, a principal base de inventário utilizada foi o Ecoinvent v3.10 e o sistema conta com 246 fluxos de entrada e 1941 fluxos de saída, bem mais do que o que foi definido manualmente no *software* a partir das análises da produção realizadas. Esses fluxos estão relacionados a outros que foram selecionados e definidos no sistema, por exemplo, um fluxo de um reagente específico utilizado na produção traz consigo vários fluxos associados em sua cadeia de produção, de diferentes partes do mundo (GreenDelta, 2024b).

Essa sistemática, por um lado, enriquece os dados analisados e assegura que todos os fluxos envolvidos no ciclo de vida analisado estejam sendo considerados. Por outro lado, isso pode também reduzir a confiabilidade dos dados, uma vez que a maior parte dos fluxos envolvidos é representativo do mercado para aquele insumo específico e podem não refletir exatamente a realidade da operação analisada.

Usando a modelagem de caixa preta, seleciona-se apenas os fluxos de entrada e saída do limite de bateria e cria-se assim um processo, sem considerar os processos técnicos reais que ocorrem dentro deste sistema. Dessa forma, a modelagem caixa preta pode ser menos representativa do sistema real e dificulta a análise do impacto dos fluxos internos e processos que ocorrem dentro do sistema. A modelagem em caixa preta pode inclusive causar a super ou subestimação dos impactos na

mineração em certos contextos. Outro ponto relevante é que especificar os processos técnicos dentro do sistema, abrindo a caixa preta, permite a avaliação de como a operação responde a diferentes parâmetros relacionados a cada estágio da operação, como foi feito no tópico 5.2.3 (Segura-Salazar; Lima; Tavares, 2019).

Ademais, estudo anterior de comparação de ACV para um mesmo sistema, com os mesmos dados de inventário e modelagem em dois *softwares* diferentes (OpenLCA e SimaPro) mostram que para algumas categorias de impacto o OpenLCA atribui a maior parte do impacto observado a processos de eletricidade, enquanto no SimaPro, para a mesma categoria, a contribuição do mesmo processo é mínima. Essas diferenças, apesar de não explicarem por que a contribuição dos processos em cada categoria de impacto divergiu entre as duas formas de análise do sistema no OpenLCA, indica a relevância do *software* usado nos resultados e confirma que o OpenLCA pode atribuir pesos maiores a geração de eletricidade em um sistema de produto. Neste caso, sabe-se que a matriz energética considerada para o sistema é majoritariamente “limpa” e renovável e que o consumo energético da unidade está abaixo do encontrado na literatura para operações similares, como explicitado no tópico 5.1, portanto não era esperado que a energia elétrica tivesse contribuição tão relevante para os impactos adversos observados no sistema (Iswara *et al.*, 2020).

5.2.3 Projeto: análise de sensibilidade para variáveis chave

Para a análise de sensibilidade, foi criado um projeto no *software* OpenLCA, a partir do sistema de produto analisado na seção 5.2.2. Para esse sistema de produto são criados cenários possíveis de acordo com a variação dos valores dos parâmetros pré-definidos: Consumo específico de água, Consumo específico de eletricidade, Volume de minério movimentado, Razão rejeito/alimentação, Recuperação global, Teor do minério e Teor do concentrado e para cada cenário é feita uma simulação dos resultados para os indicadores de todas as 18 categorias de impacto ambientais avaliadas pelo ReCiPe, considerando variações de -10%, -5%, 0%, +5% e +10% com relação ao valor do parâmetro no cenário base. O resumo dos cenários avaliados e da nomenclatura utilizada é apresentada no Quadro 5, considerando sempre que, se em um cenário a variável “X” assume +10% do seu valor base, por exemplo, as demais variáveis assumem +0%. O cenário em que todas as variáveis assumem seu valor do cenário base foi chamado de cenário 0.

Quadro 5 – Nomenclatura atribuída aos cenários para análise de sensibilidade.

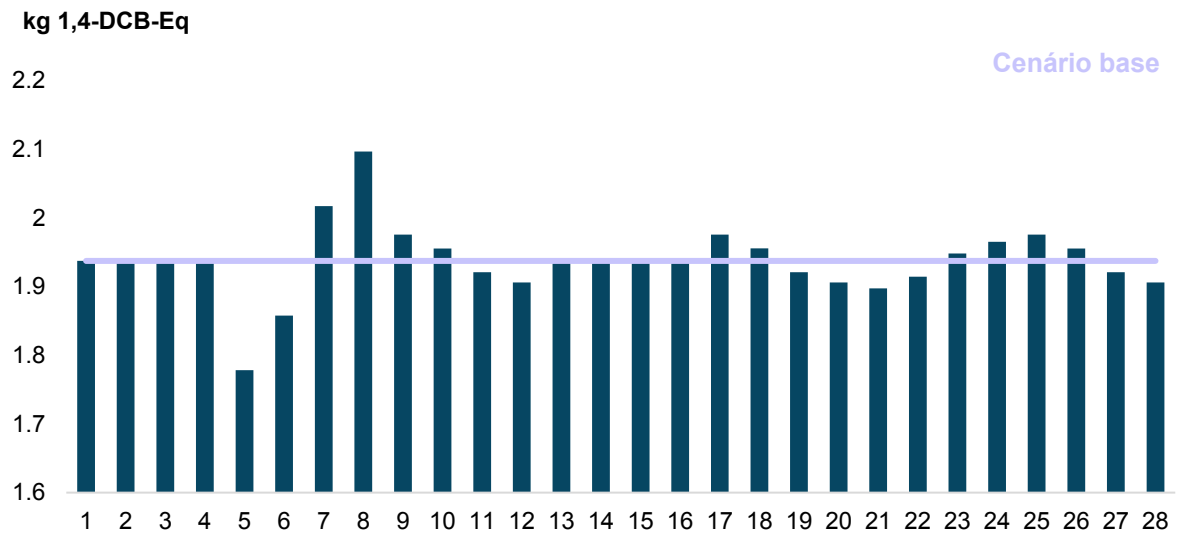
Parâmetro	-10%	-5%	0%	+5%	10%
Consumo de água	1	2	0	3	4
Consumo de eletricidade	5	6	0	7	8
Minério movimentado	9	10	0	11	12
Razão minério-rejeito	13	14	0	15	16
Recuperação global	17	18	0	19	20
Teor concentrado	21	22	0	23	24
Teor minério	25	26	0	27	28

Fontes: Autoria própria (2024).

A análise de sensibilidade para as categorias de maior impacto observado nas seções anteriores reforçou a contribuição da energia elétrica para os impactos ambientais adversos do sistema, uma vez que para as categorias de Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana: Não Carcinogênica os cenários que apresentaram maior variação do cenário base foram os cenários 5 (-10% do valor do consumo de eletricidade) e 8 (+10% do valor do consumo de eletricidade). Em ambos os casos a correção observada foi direta, ou seja, com a redução do consumo de eletricidade, observa-se uma redução no impacto ambiental na categoria. Os resultados da análise de sensibilidade para as categorias de Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana: Não Carcinogênica são apresentados nas Figura 26 e Figura 27, respectivamente. Para a categoria de Ecotoxicidade Terrestre, uma variação de 10% no valor desse parâmetro, para mais ou para menos, refletiu em uma variação de 8% no valor do indicador de resultado, para variação de 5%, o resultado mudou em 4%. Para a Toxicidade Humana a sensibilidade à variação no consumo de energia foi ainda maior, com uma variação de 9,1% no resultado para mudanças de 10% no valor do parâmetro e de 4,5% para variação de 5% no valor do parâmetro, para mais ou para menos.

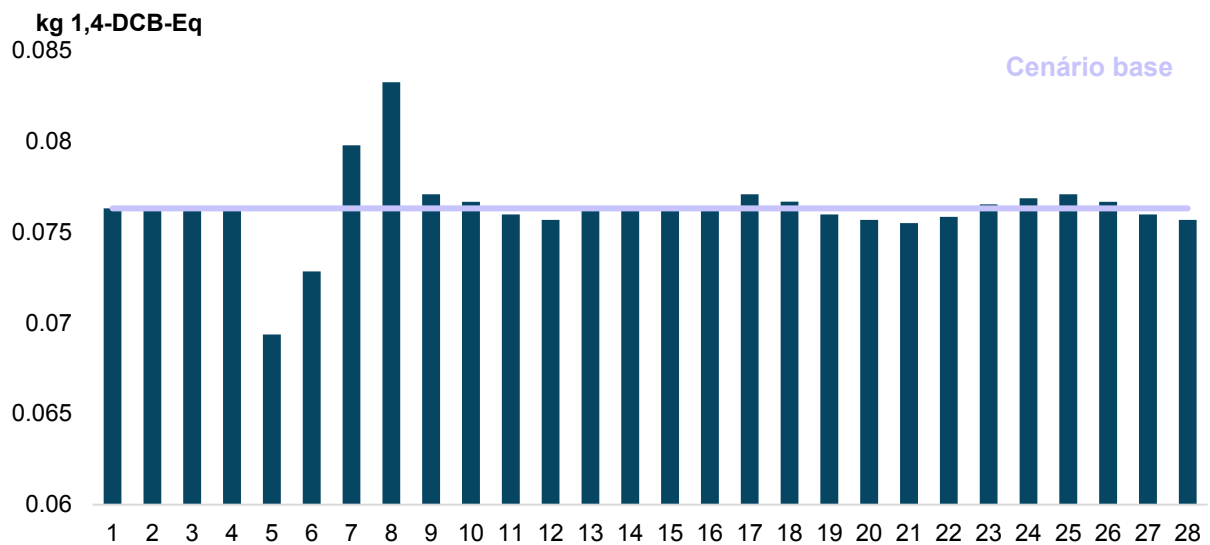
Em todos os gráficos apresentados nas Figuras mencionadas, o eixo horizontal representa os cenários de valores das variáveis, conforme identificados no Quadro 5.

Figura 26 - Resultados de análise de sensibilidade para Ecotoxicidade Terrestre.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 27 - Resultados de análise de sensibilidade para Toxicidade Humana: Não Carcinogênica.

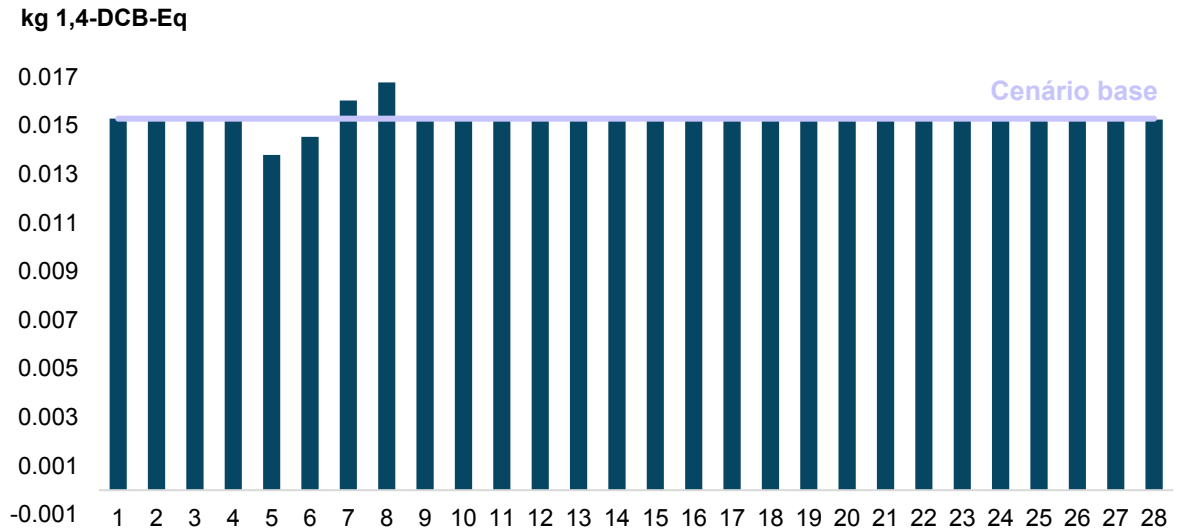


Fonte: Autoria própria (2025).

O mesmo padrão de comportamento do impacto do sistema foi observado para as categorias de Ecotoxicidade aquática, Uso da Terra e Mudança Climática, apresentados respectivamente nas Figura 28, Figura 29 e Figura 30. Para consumo de água o comportamento observado foi o mesmo, com relação a variações no consumo de energia elétrica. A relação entre aumento do consumo de energia e aumento do impacto para consumo de água e uso da terra pode estar relacionada,

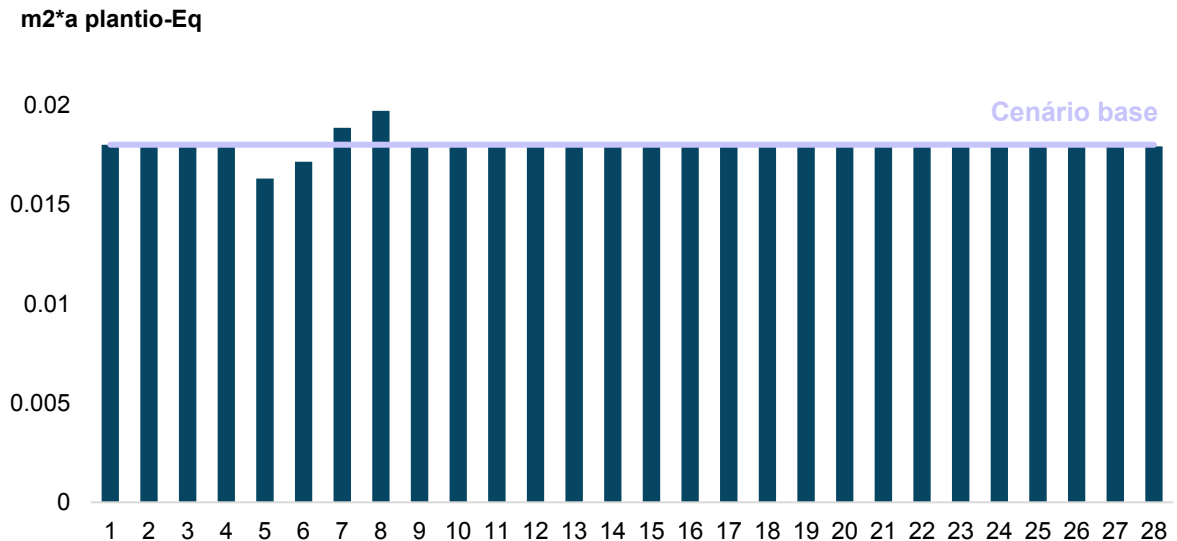
como analisado na seção 5.2.2, à grande representatividade da energia de hidrelétricas na matriz considerada, processo de geração de energia que implica o alagamento de grandes áreas e o represamento de volumes importantes de água.

Figura 28 - Resultados de análise de sensibilidade para Ecotoxicidade Aquática.



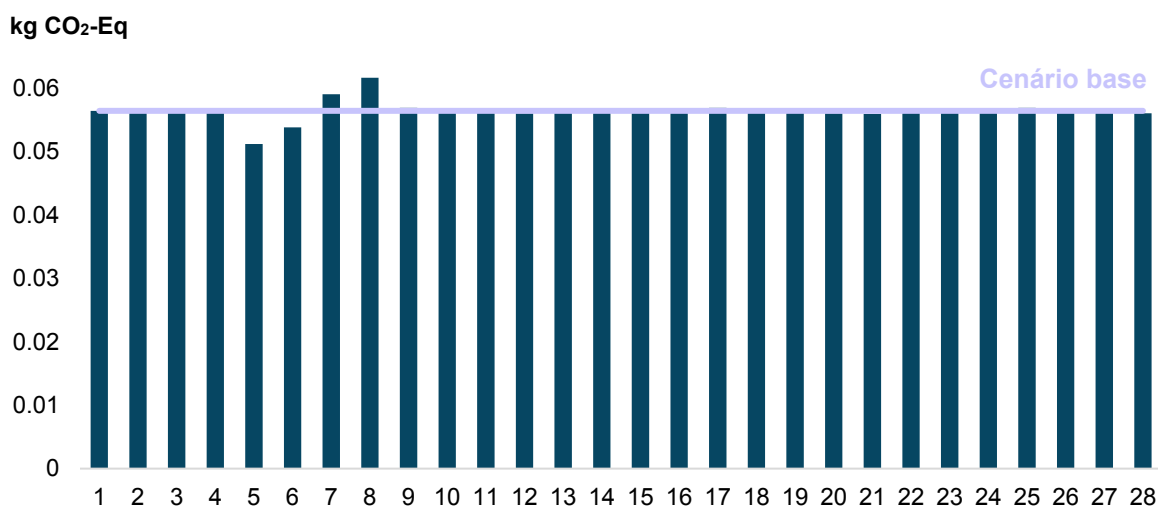
Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 29 - Resultado de análise de sensibilidade para Uso da Terra.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 30 - Resultados de análise de sensibilidade para Mudança Climática.



Fonte: Autoria própria (2025).

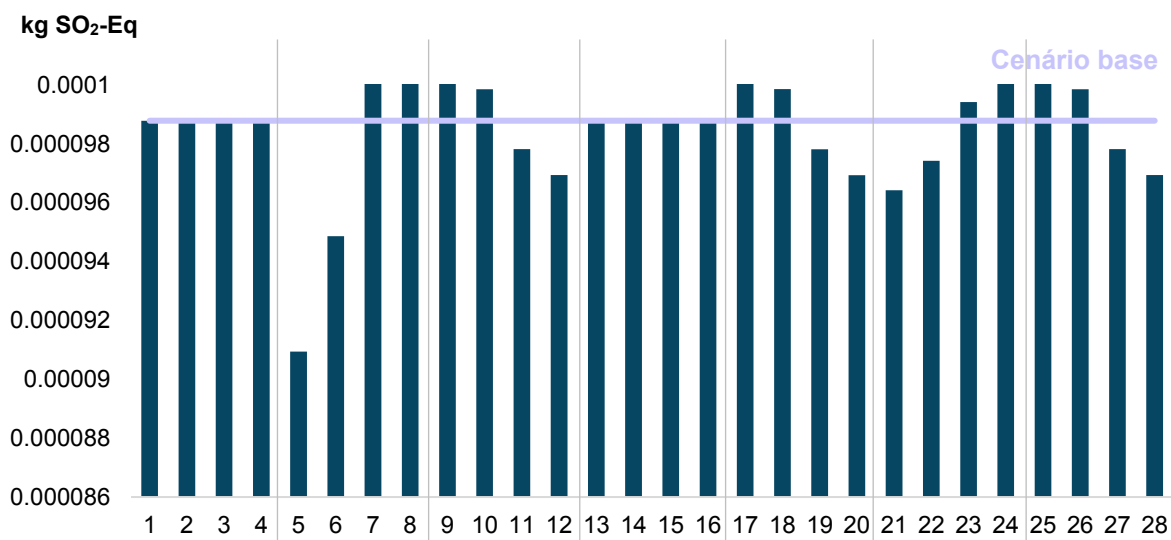
Para a categoria de acidificação terrestre, cujos resultados são mostrados na Figura 31, a principal diferença com relação ao cenário base foi na variação do consumo de eletricidade. O resultado observado é de relação direta, com o impacto de acidificação aumentando com o aumento do teor e reduzindo quando o teor diminui. A correlação observada foi forte, com uma variação de 10% no valor da variável acarretando variação de 7,94% no resultado para a categoria, tanto no caso da variação positiva, quando da variação negativa.

É interessante observar também que a recuperação e o teor de minério têm uma relação inversa com o resultado para acidificação terrestre, uma vez que para menores recuperações o impacto observado foi maior e o contrário também é verdadeiro. O mesmo padrão foi observado para o teor de minério. Uma possível explicação para esse fenômeno é que com menores teores e recuperação, o volume de rocha movimentada e beneficiada para obtenção de 1 kg de concentrado com o mesmo teor de cobre é maior, de forma que há maior geração de estéril e rejeito e maior consumo de reagentes. No caso da recuperação, inclusive, é possível que haja maiores teores de concentrado no rejeito. Isso, por sua vez, está relacionado com a drenagem ácida de mina, já que com maior volume de estéril e rejeito, há maior

disponibilidade de cobre e sulfeto para lixiviação, que ocasiona a acidificação do solo, seja na cava, nas pilhas de estéril ou na geração do rejeito mineral (Yuan *et al.*, 2022).

O teor de concentrado, entretanto, teve uma influência direta no resultado para acidificação: menores teores de concentrado resultam em menor impacto e maiores teores em maior impacto. Essa é um resultado lógico, uma vez que o esforço para obter um concentrado de baixo teor é menor, com menor consumo de reagentes, energia, e, possivelmente, menor volume de rocha beneficiada. No entanto, é importante reforçar que nesta análise os parâmetros estão sendo variados e analisados individualmente e que a influência conjunta de mais de um parâmetro, por exemplo, concentrado de baixo teor e menor recuperação global, podem gerar interpretações diferentes das apresentadas aqui.

Figura 31 - Resultados de análise de sensibilidade para Acidificação Terrestre.

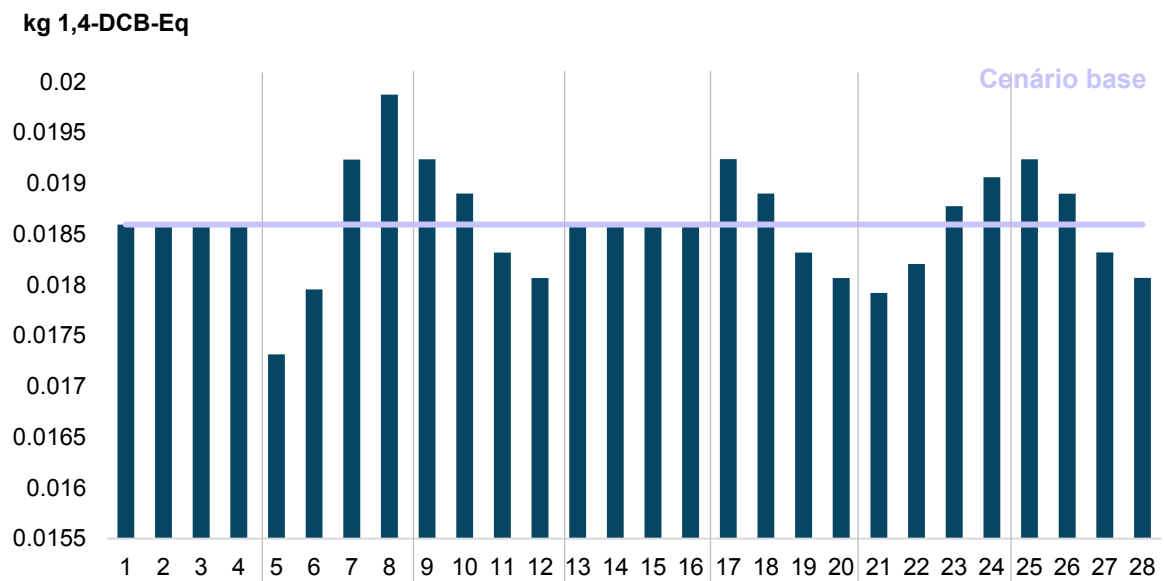


Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados para Toxicidade Humana: Carcinogênica apresentam o mesmo padrão que para a toxicidade – os resultados da análise de sensibilidade para essa categoria são apresentados na Figura 32. Para essa categoria é relevante mencionar também que para menores teores de minério e menores recuperações, tem-se maior consumo de reagentes e maior volume de minério cominuído, como mencionado anteriormente, e também maior volume de material particulado liberando minerais tóxicos e outras substâncias com potencial carcinogênico tanto para o solo quanto para a atmosfera. O padrão de resultados para a análise de sensibilidade na categoria de Formação de

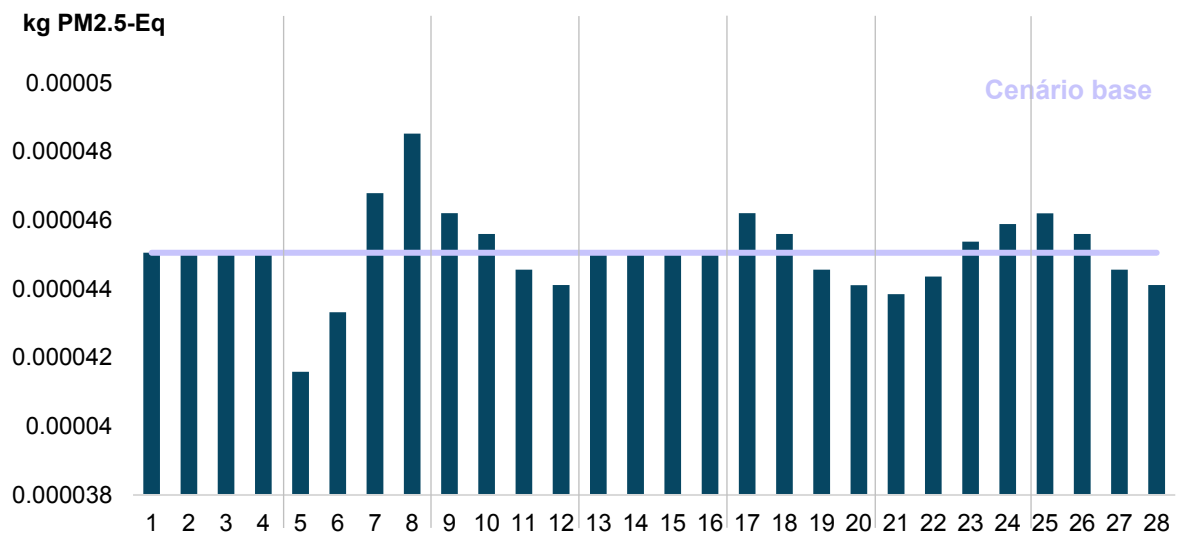
Material Particulado é semelhante ao observado para a Toxicidade Humana: Carcinogênica, como apresentado na Figura 33. Exemplos de metais comumente associados ao risco aumentado de câncer são chumbo, arsênico e berílio, mas alguns estudos indicam também que o próprio cobre teria atuação como promotor de tumores, provocando estresse oxidativo das células e eventos inflamatórios quando ingerido ou inalado (Lansdown, 2014).

Figura 32 - Resultados de análise de sensibilidade para Toxicidade Humana: Carcinogênica.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 33- Resultados de análise de sensibilidade para Formação de Material Particulado.



Fonte: Autoria própria (2025).

5.3 Oportunidades de melhorias na extração e processamento de cobre mineral

Os impactos ambientais relacionados à mineração e ao processamento mineral podem ser classificados, segundo Farjana e colaboradores em: gestão de resíduos, drenagem ácida de mina, sedimentação, deposição de metais e biodiversidade (Farjana *et al.*, 2019).

Além desses aspectos, ligados às emissões à terra e às águas, preocupam também o consumo de recursos naturais e a emissão de poluentes para a atmosfera. Na análise do sistema de processos, a eletricidade teve um impacto muito relevante em várias categorias de impacto, justamente em razão dos recursos consumidos e emissões geradas por algumas fontes de energia.

Considerando a perspectiva da Produção mais Limpa (P+L) os impactos identificados por Farjana podem ser agrupados entre mudanças no produto ou processo, reciclagem interna e reciclagem externa e para cada grupo de impactos são apresentadas propostas de soluções distintas na literatura (Graciane Regina Pereira; Fernando Soares Pinto Sant'Anna, 2012).

5.3.1 Mudanças no produto ou processo

A eletricidade é apresentada como muito relevante para os impactos ambientais de operações de cobre em diferentes estudos de aplicação e ACV, assim como foi observado no caso em análise. A maior parte dos estudos, entretanto, atribui os impactos relacionados à eletricidade, principalmente à geração de energia a partir da combustão de fontes fósseis, como o carvão e comprovam que um aumento na participação de eletricidade de fontes renováveis na matriz energética que alimenta a operação tem potencial de reduzir substancialmente os impactos observados. Um estudo de Moreno-Leiva e colaboradores (2017) sobre operações de cobre no Chile afirma que migrar da matriz energética do *grid* do país para 100% de energia solar fotovoltaica pode reduzir em até 63% o potencial de mudança climática no processo hidrometalúrgico 76% no pirometalúrgico (Moreno-Leiva *et al.*, 2017, 2020; Tao *et al.*, 2022).

Contudo, a matriz energética brasileira, mais especificamente da região Nordeste do Brasil, já é majoritariamente limpa, com mais de 80% da eletricidade proveniente de fontes renováveis, não-fósseis (EPE, 2024).

Assim, apesar de aumentar a participação de fontes renováveis de energia no consumo total poder, potencialmente, reduzir os impactos associados a eletricidade, espera-se que essa redução não seja tão relevante. Ademais, existe uma relação complementar entre o aumento do consumo de energia de fontes renováveis e o aumento da demanda por cobre, uma vez que esse metal é muito utilizado em diferentes sistemas de geração de energia renovável, especialmente porque tecnologias como solar fotovoltaica e eólica têm uma pegada de cobre muito maior do que a geração de energia em termelétricas, por exemplo – o que implica que essa migração requer que se faça um balanço entre as categorias de impacto mais críticas (Mearns *et al.*, 2012; Moreno-Leiva *et al.*, 2020).

Outros caminhos possíveis são selecionar fontes renováveis que têm menor impacto em categorias críticas (migrar de hidrelétricas e energia eólica para solar fotovoltaica, por exemplo) e, principalmente, reduzir o consumo energético da operação, com aumento da eficiência nos processos. Iniciativas que podem reduzir o consumo de energia são alterações na rota de processo, seleção de equipamentos mais eficientes em consumo de eletricidade, exploração de corpos minerais com teores mais elevados (menor massa processada na unidade concentradora por kg de minério), com menor dureza (as rochas mais duras requerem ainda mais energia na etapa de cominuição, que é o conjunto de operações unitárias mas intensivo em energia no processamento mineral) ou menos profundos (o aprofundamento da mina significa maiores distâncias de transporte do minério em caminhões, por *shaft* ou correias transportadoras, aumentando o consumo de energia) (Moreno-Leiva *et al.*, 2020).

Dentro do processo de cominuição, a operação de moagem é especialmente ineficiente, uma vez que grande parte da energia é dissipada como calor gerado no atrito com a rocha, vibração e ruído (até 99%) (Jocelyn Bouchard *et al.*, 2017) . A escolha do tipo de moinho utilizado pode, então, ter um impacto bastante relevante nos custos e impactos ambientais da operação, dada a relevância do consumo de energia nesta etapa. Além dos moinhos de bolas, SAG, existem também os moinhos de agitação, como Higmill, Vertimill e moinho de agitação detrator (SMD), que podem

ser até 50% mais eficientes energeticamente que os moinhos de bolas (Jeswiet; Szekeres, 2016).

Estudos avaliam também a possibilidade de recuperar a energia dissipada como calor dos moinhos, por meio da transferência de calor da polpa de saída do moinho para aplicação em outros processos que eventualmente requeiram calor. Outra alternativa para reduzir o consumo na etapa de cominuição é adotar uma prática de detonação mais agressiva na mina, gerando mineral mais fragmentado (Jocelyn Bouchard *et al.*, 2017).

Mais uma possibilidade é criar programas de melhoria contínua que assegurem que o equipamento está operando da maneira mais eficiente o possível. O monitoramento e controle adaptativo são fundamentais para que a operação dos moinhos seja ajustada às mudanças internas e externas no processo. Mavlonov e colaboradores estimaram em estudo de caso de 2023 que o desgaste do revestimento interno de moinhos pode aumentar o consumo específico de eletricidade no equipamento em até 5%, com relação a moinhos com revestimento novo, além de ser diretamente proporcional a fatores como velocidade de rotação, produtividade, alimentação de bolas. O desafio para os engenheiros industriais é determinar o ponto ótimo de operação para equilibrar consumo energético, consumo de corpos moedores e performance (Mavlonov *et al.*, 2023).

Ainda com relação a alterações no processo produtivo, o uso de reagentes na flotação também foi identificado como ponto de impacto ambiental relevante na operação analisada, assim, a substituição de alguns desses reagentes por opções menos poluentes, ou alterações no processo da flotação para reduzir sua necessidade devem ser analisados.

Existem estudos de substituição de alguns dos reagentes sintéticos usados atualmente na flotação por alternativas mais sustentáveis. Um exemplo é a substituição do xantato pelo óleo de eucalipto, como coletor, uma vez que os xantatos estão relacionados a vários riscos de saúde ocupacional e impactam na toxicidade humana. Outros reagentes “verdes” já vêm sendo testados e utilizados industrialmente há mais tempo, como a quitosana e os sais de celulose como alternativas a depressores. A operação analisada já utiliza um sal de carboxi metil celulose como depressor na flotação (Kyzas; Matis, 2019).

Estudo de Reyes-Bozo e colaboradores (2014) avaliou o uso de lodo ou biossólidos e ácido húmico provenientes de estações de tratamento de água, ricos em matéria orgânica, na flotação do cobre sulfetado no Chile, como coletores e espumantes em uma flotação em célula Denver de escala de bancada. Os testes com ácido húmico mostram que ele tem potencial de atuação tanto como coletor quanto como espumante na concentração de cobre, quando usado substituindo metade da dose comum do reagente industrial. Os resultados de recuperação e teor de concentrado obtidos são satisfatoriamente próximos dos obtidos usando apenas os reagentes industriais comuns (recuperação de 89,5% contra 90,4% e teor final de cobre de 5,9% com a substituição e 5,8% no caso base). Alternativas como essa incorporam os conceitos de Ecologia Industrial ao processo, aproveitando um fluxo de matéria com potencial de aplicação que antes era tratado como resíduo e substituindo a aplicação de um componente com potencial de toxicidade considerável, como o xantato, além de representarem uma redução de custos operacionais (Reyes-Bozo *et al.*, 2014).

Existe, ainda, uma linha de pesquisa focada em desenvolver tecnologias de bioflotação, baseada no uso de biopolímeros, microrganismos, biosurfactantes derivados de vegetais, entre outros. Esses últimos têm menor toxicidade, melhor biodegradabilidade, e, no geral, são efetivos em faixas mais amplas de pH e temperatura do que os surfactantes tradicionais, o que implica menores usos de reguladores de pH (como a cal virgem) e energia. Apesar do grande potencial e da gama de diferentes fontes naturais de surfactantes (sais, vegetais, microrganismos) ainda não existe o uso reportado desses compostos em operações comerciais. Resultados interessantes para a flotação de minério sulfetado de cobre foram obtidos com ácidos nucleicos purificados, no entanto, os custos mais elevados dessa alternativa ainda são um desafio para levar essa iniciativa para escala industrial (Oulakhir *et al.*, 2023).

5.3.2 Reciclagem interna

No que diz respeito ao aproveitamento de materiais no próprio processo produtivo, existem diversas iniciativas na indústria, com diferentes níveis de maturidade. A reciclagem de água no processo e de estéril e rejeito como enchimento de mina já são práticas comuns nas minas ao redor do mundo, mas ainda há importantes

desenvolvimentos tecnológicos ocorrendo no que diz respeito à reciclagem interna de insumos, como os reagentes da flotação.

Para além da substituição de reagentes, uma alternativa para reduzir o impacto ambiental dos químicos usados na flotação é a recuperação de alguns reagentes, reduzindo o consumo primário. Xanthopoulos e Binnemans (2021) propõem a recuperação de reagente coletor na flotação de cobre por meio de um processo solvometalúrgico usando uma solução de NaOH em metanol, de forma que foi possível aumentar a recuperação de metal e, ao mesmo tempo, recuperar o coletor para reutilização no processo de flotação (Xanthopoulos; Binnemans, 2021).

Como apresentado no capítulo 5.2, a ecotoxicidade terrestre é uma das principais preocupações associadas à exploração de depósitos sulfetados de cobre (Yuan *et al.*, 2022). Por ser uma grande questão ambiental na mineração, existem hoje várias práticas e estudos para evitar ou mitigar os impactos relacionados ao fenômeno. Uma solução ainda em desenvolvimento que pode atenuar esse fenômeno é a reciclagem interna nos íons metálicos contidos no rejeito.

Assim, uma possibilidade que vem sendo explorada em alguns estudos é a o tratamento do rejeito para recuperação dos metais nele contidos, usando uma lixiviação por solvente num processo similar ao que ocorre naturalmente na drenagem ácida desse rejeito, porém em ambiente industrial e usando, além de água, uma sequência de reagentes cada vez mais agressivos para solubilizar os íons relevantes, recuperando alguns dos metais presentes da solução posteriormente por uma extração por eletrólise. Esse processo é mais eficiente para rejeitos com granulometrias menores, sem necessidade de cominuição, e também para rejeitos com teores mais elevados de metais, o que pode ser uma solução viável inclusive para operações que produzem rejeitos não conformes com os parâmetros estabelecidos na norma ambiental vigente (Ruiz-Sánchez; Tapia; Lapidus, 2023).

Um trabalho prévio aplicando essa tecnologia para o rejeito de cobre sulfetado de uma mina no México obteve resultados promissores para a técnica, contudo, o teor de cobre no rejeito analisado era de 0,6%, bastante superior ao teor encontrado no rejeito da operação analisada no presente trabalho, de 0,16%, portanto, mais estudos são necessários para afirmar que a técnica teria bons resultados também para rejeitos

com menores concentrações de metal (Ruiz-Sánchez; Tapia; Lapidus, 2023). Aplicando técnica semelhante, outro trabalho separou os metais presentes no rejeito de cobre de uma mina desativada em Portugal, obtendo bons resultados, com remoção de 97% do conteúdo de cobre do rejeito. Nesse último trabalho, no entanto, aplicou-se, como rota alternativa também uma solução biológica de bactérias redutoras de sulfato para provocar a precipitação do cobre (Nobahar *et al.*, 2022).

Do ponto de vista da Ecologia Industrial, essas soluções são interessantes, uma vez que fazem proveito de um fluxo antes considerado resíduo para obtenção de novos produtos, além de reduzir, ainda que marginalmente, a necessidade de extração de maiores quantidades de cobre mineral. Essas tecnologias, porém, precisam ser avaliadas com cautela com relação aos impactos ambientais adversos que incorporam ao processo, uma vez que os solventes extratores utilizados podem ter potencial toxicidade e até serem de origem fóssil, como o octanol e derivados de gás natural (Nobahar *et al.*, 2022).

Na literatura, são encontradas várias outras possibilidades de remediação para a questão da drenagem ácida de mina, com diferentes complexidades de aplicação e custos variáveis, como eletrodiálise, lavagem do solo, precipitação de chumbo com fosfato, tratamento de rejeito com sulfato ferroso, recuperação metálica com polímeros, microencapsulação, reabilitação com biocarvão e cobertura da mina com vegetação, solo compactado, rocha estéril ou com combinações contendo cimento. Essa última, inclui a técnica de *paste fill* que pode, além de contribuir para a estabilidade estrutural da mina, reduzir o contato da rocha com oxidantes, como a água da chuva, seja em cavas a céu aberto ou em mina subterrânea (Anawar, 2015).

Com relação à gestão de resíduos, tanto a disposição de rejeito como a destinação de material estéril podem ter contribuições relevantes para os impactos ambientais da produção de cobre na operação brasileira e a reciclagem desses materiais no próprio processo vem sendo explorada tanto para reduzir custos, como para mitigar impactos ambientais. A tecnologia de *paste fill*, em que paste do estéril e do rejeito são misturados com água e cimento para serem recolocados na mina têm sido uma alternativa amplamente adotada em minas subterrâneas de cobre ao redor do mundo nas últimas décadas para disposição deste material, ao mesmo tempo em que

soluciona questões de estabilidade e integridade estrutural da mina. Contudo, tanto os resultados deste trabalho quanto a revisão de trabalhos anteriores de avaliação de sustentabilidade em outras minas indicam que a produção do *paste fill* (produção de cimento, energia) teve impactos muito relevantes em algumas categorias de impacto chaves, como Potencial de Mudança Climática, Toxicidade Humana, Uso da Terra e de Água (Tao *et al.*, 2022).

Uma das razões é que o principal cimento usado como matéria prima para o *paste fill* é o cimento Portland, cujos impactos, especialmente na emissão de GEE, são conhecidos. Atualmente, no entanto, existem estudos e operações que utilizam materiais alternativos na produção da pasta de enchimento.

O uso de cinzas, pozolana, tijolos usados, agregados de concreto e asfalto reciclados e cal virgem vem sendo explorado para esse fim. No Brasil, estudos sobre o uso de cimento de escória de alto-forno com superplastificantes para *paste fill* e mina subterrânea de cobre obteve resultados promissores (Leandro de Lima Maia, 2019; Tao *et al.*, 2022).

Com relação ao impacto ambiental dessas alternativas, Tao e colaboradores avaliaram cenários de substituição de materiais na composição da pasta de enchimento, reduzindo em média 22% o impacto na categoria de Mudança Climática, tendo obtido os melhores resultados com cimento de pozolana com entre 36% e 55% de escória de alto-forno (Tao *et al.*, 2022).

Além da disposição de estéril na mina, o rejeito também pode ser disposto na cava exaurida, evitando a construção de diques ou barragens de rejeito – o volume disposto na cava, no entanto, deve ser aproximadamente 25% menor do que o que foi removido. Essa técnica é prática pois o material pode ser colocado concomitantemente com a lavra, em uma pequena cava inicial e a cobertura assegura erosão mínima e melhora a drenagem da área. É importante, no entanto avaliar os parâmetros hidrogeológicos da região, considerando a migração de contaminantes e infiltração. A disposição de resíduos considerados estéreis em cavas de mina é uma prática já comum em diversas partes do mundo (Mara Gilene Alves de Carvalho, 2009).

5.3.3 Reciclagem externa

A drenagem ácida de mina é um problema ambiental grave bastante comum em minas de cobre sulfetado, portanto, vários estudos e iniciativas na indústria já foram desenvolvidos para buscar soluções de prevenção, mitigação e remediação.

Os métodos mais convencionais de remediação incluem alcalinização do ácido com cal, hidróxido de sódio, carbonato de sódio e magnésia; existem também processos passivos, que requerem mais área e tempo que métodos convencionais, como lagoas aeróbicas para oxidação e precipitação de hidróxidos metálicos, lagoas anaeróbicas para redução de sulfato. Além dessas tecnologias já estruturadas e aplicadas, outras, mais recentes, envolvem o uso de membranas para tratamento dos efluentes, podendo até gerar água segura para consumo humano. Um método empregado é a eletrodialise com uma membrana de troca iônica semipermeável, outro é o uso de membrana de adsorção com aplicação de calor. É possível ainda usar membranas para osmose reversa e nanofiltração. Cada um desses processos com membranas é mais adequado para um tipo de efluente e minério e têm custos e eficiências distintas. Para o caso do cobre, estudos mostram que tanto a nanofiltração quanto a osmose reversa podem remover até 90% dos íons metálicos e de sulfato, mas essas soluções, apesar de eficientes, ainda têm um custo elevado e não são amplamente aplicadas na mineração (Rezaie; Anderson, 2020).

Com relação aos métodos de neutralização, Kaur e colaboradores (2018) avaliaram o uso de precipitado e licor de Bayer, efluente proveniente do refino de alumina, para neutralização e remoção de metais de drenagem ácida de mina na Austrália. Os resultados obtidos mostram que para diferentes concentrações do resíduo a neutralização foi alcançada e que o desempenho na remoção de metais foi satisfatório para os principais íons, sendo melhor do que a cal na remoção de magnésio. Essa solução tem potencial de reduzir a pegada ambiental de ambas as indústrias, de cobre e de alumina, com custos similares aos existentes no tratamento com cal, promovendo o aproveitamento do resíduo do processo da alumina (Kaur *et al.*, 2018).

Com relação ao rejeito com teor de cobre, que também contribui para o fenômeno de drenagem ácida existem algumas perspectivas para valorização e reaproveitamento desse material, para além da recuperação no próprio processo promovendo sua

reciclagem externa. Uma possibilidade é a utilização dos resíduos na produção de cerâmica, cimento e outros materiais de construção, substituindo matéria-prima. Outro cenário é uma evolução tecnológica, permitindo a reciclagem de metais com alta pureza e a geração de coprodutos na operação, como ácido sulfúrico, geopolímero e outros, gerados em processos de tratamento a jusante, além da recuperação de metal, que podem ser usados como insumos em outras indústrias(Adrianto *et al.*, 2023).

Uma avaliação do ciclo de vida comparativa entre diferentes cenários de reprocessamento do rejeito de cobre na Europa concluiu que essa iniciativa reduz a ecotoxicidade aquática em todos os tipos de cenários testados e, no caso da valorização do resíduo, reduz também as emissões de GEE, no cenário de expansão do sistema para produção de materiais de construção. Ao contrário do que o senso comum esperaria, o cenário de recuperação dos metais e geração de coprodutos aumentaram o potencial de mudança climática da operação, uma vez que o processo de recuperação metálica é muito intensivo em energia. Independentemente das emissões de GEE, a recuperação de materiais do fluxo de rejeito é importante para contornar as restrições de disponibilidade dessas matérias primas no futuro, melhorar a eficiência material e reduzir os impactos de toxicidade do rejeito para o meio ambiente (Adrianto *et al.*, 2023).

5.4 Limitações do estudo

A aplicação da ACV para o sistema em estudo no presente trabalho tem algumas limitações inerentes devido à dificuldade de acesso a dados detalhados de todas as etapas da operação. Assim, não foi possível realizar a modelagem do sistema completo, segregando todas as operações unitárias e fluxos. Consequências dessa limitação são a imprecisão ao determinar *hotspots* e potencial negligenciamento de algum fluxo no sistema na contabilização do impacto.

Ainda com relação ao inventário, poucos dos processos e fluxos utilizados no sistema e em sua cadeia de fornecimento estão modelados para a região em que se encontra a operação analisada ou para o Brasil, assim reduzindo o nível de confiabilidade dos resultados.

Além disso, por considerar dados, em sua maioria, obtidos em apenas uma operação de mineração e concentração de cobre, os resultados obtidos não necessariamente

refletem a realidade da produção de cobre em todo o Brasil. O mesmo pode ser dito com relação à representatividade temporal da análise, uma vez que não se coletou dados suficientes para caracterizar o cenário da produção de cobre no país na história recente, os dados utilizados na modelagem da ACV são uma fotografia representativa de dados de apenas três anos de operação.

Contudo, considerando a baixa quantidade de estudos de avaliação do ciclo de vida para metais básicos que têm como foco a produção na América do Sul ou no Brasil, este trabalho mantém sua importância como geração de conhecimento sobre as operações de cobre no Brasil e serve, para a comunidade acadêmica e empresarial, como interessante indicativo de caminhos para reduzir os impactos ambientais associados a essas operações e como fonte de informações para execução de outros estudos de avaliação de sustentabilidade, mesmo com todas as limitações identificadas com relação ao inventário de dados.

Penaherrera e Pehlken (2020) argumentam que a aplicação da metodologia de ACV para mineração, especificamente no contexto de minerais críticos para a transição energética, apresenta uma importante limitação no que diz respeito aos indicadores de impacto ambiental analisados e suas categorias. Isso se deve ao fato de que esses indicadores não consideram a criticidade do material, possibilidades de substituição, eficiência material e as variações temporais dos estoques de recursos (Penaherrera; Pehlken, 2020). Também neste trabalho, esta pode ser considerada uma limitação, uma vez que se utilizou metodologias de avaliação de impacto padrão para a ACV e não se aplicou nenhum tipo de ajuste ou metodologia específica para o contexto da transição energética. Por outro lado, argumenta-se também que o uso de uma metodologia de uso amplo como o ReCiPe, que já é utilizada em vários trabalhos de ACV para diversas indústrias há anos, facilita análise deste trabalho, inclusive em termos de comparação com outros estudos.

A respeito dos métodos de cálculo empregados, sabe-se que ainda não é possível ter clareza completa sobre os mecanismos de cálculo adotados por cada uma das metodologias e que a escolha do praticante da ACV com relação a uma metodologia pode impactar os resultados obtidos, uma vez que já é comprovado que diferentes metodologias de avaliação de inventário podem gerar resultados distintos para certas

categorias de impacto. O mesmo pode ser dito com relação ao *software* de ACV escolhido. Então, é fundamental que esse estudo seja analisado como uma maneira de avaliar a sustentabilidade de uma operação de cobre, dentro de todas as suas limitações, podendo ser complementado por outros trabalhos no futuro explorando diferentes *softwares* e metodologias de avaliação de inventário.

Ademais, avaliações de ecoeficiência e sustentabilidade têm um grau de subjetividade inerente, pois aspectos estruturantes do estudo, como definição de escopo, indicadores e modelo de processos dependem das escolhas adotadas por quem executa a avaliação. Essas escolhas metodológicas são sempre passíveis de questionamento, fundamentais, quando acompanhados de informações científicas e elementos de pesquisa, para a evolução da metodologia e das discussões sobre ecoeficiência e sustentabilidade no setor.

Por fim, devido a uma limitação de tempo imposta pelo formato do Mestrado, não foi possível avaliar quantitativamente, utilizando a ACV, os impactos das melhorias na extração e processamento mineral de cobre para o contexto da operação apresentada. Como alternativa, os cenários de melhoria foram sempre correlacionados com os processos e fluxos identificados como mais relevantes para o impacto ambiental adverso no caso e, quando disponível na literatura, resultados de avaliações de trabalhos prévios comparando o cenário base da indústria mundial de cobre atualmente e o cenário de melhoria foram apresentados.

6 CONCLUSÕES

A revisão sobre a aplicação e Avaliação do Ciclo de Vida em contexto de mineração propiciou um aprofundamento do entendimento de boas práticas e da realidade da avaliação de sustentabilidade no setor mineral. Apesar de a metodologia já ser amplamente difundida e até aplicada para a mineração e metalurgia, ainda há muito desenvolvimento a ser feito para a aplicação de ACV para metais de transição energética, incluindo desenvolvimento de metodologias de avaliação de impacto com indicadores específicos para minerais críticos para a transição energética e, principalmente, disponibilização de dados amplos e de acesso difundido sobre a produção desses minerais ao redor do mundo.

A falta de informações detalhadas e confiáveis sobre o setor para utilização em avaliações de sustentabilidade é uma das principais limitações para o desenvolvimento de iniciativas sustentáveis para mineração e é ainda mais relevante em algumas regiões, como na América do Sul, onde ainda há pouco desenvolvimento nesta área, com poucos trabalhos de Avaliação do Ciclo de Vida publicados para metais de transição energética, inclusive o cobre, na região.

Dentre os estudos de ACV publicados para o cobre, o principal indicador avaliado é o de Mudança Climática ou potencial de aquecimento global, avaliado em quilogramas de dióxido de carbono equivalente emitidos. Contudo, a revisão da literatura e a execução da ACV para uma operação de concentração de cobre no Nordeste do Brasil mostram que esse pode não ser o indicador mais crítico para avaliar as etapas de mineração e concentração, uma vez que os impactos percebidos estão relacionados, principalmente à toxicidade das emissões do sistema.

Neste trabalho, aplicou-se a ACV para uma operação de cobre brasileira e, na caracterização dessa operação, identificou-se que no Brasil, assim como no mundo, os teores de cobre no mineral de diversas regiões já em exploração estão em declínio. A redução dos teores representa uma perspectiva de agravamento dos impactos ambientais na exploração do cobre, devido ao aumento do volume de estéril movimentado e rejeito gerado, além do conseqüente aumento no consumo de energia, água e consumíveis na concentração. Na avaliação de impactos, apesar de o estéril ser um dos fluxos com impacto considerável em algumas categorias, a relação rocha-metal da operação é bem menor que o de 90% das operações de cobre no mundo, o que permite concluir que, apesar de a redução dos teores representar potencial agravamento nos impactos relacionados ao material inerte, esse ainda pode ser um diferencial de sustentabilidade desta operação no Brasil frente a outras instalações de mineração de cobre no mundo.

Explorou-se, neste trabalho, a execução da ACV para o mesmo sistema utilizando diferentes metodologias, comparando os resultados obtidos ao modelar o sistema como uma caixa preta, considerando apenas os fluxos de entrada e saída, e como um sistema de produto. As duas abordagens tiveram resultados distintos, atribuídos à inclusão de certos processos da cadeia de fornecimento ao sistema, bem como à

maneira como o *software* interpreta e calcula os resultados para cada tipo de modelo. No entanto, os principais indicadores de impacto são os mesmos nos dois casos: Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana: Não Carcinogênica são as categorias em que foi registrado o impacto mais significativo.

Dentre os processos avaliados no sistema, a energia elétrica foi a maior contribuinte para a maior parte dos impactos observados, em diferentes categorias. Ainda assim, o consumo de diesel registrado para a operação no Nordeste é menor que o encontrado para minas mistas ou subterrâneas de cobre apresentadas na literatura e o consumo de eletricidade está dentro da faixa encontrada para outras operações similares. É possível que os teores de cobre mais elevados dessa operação em comparação com outras globalmente e a escolha do *software* de ACV tenham impactado esse resultado.

Os consumíveis da etapa de concentração, especialmente os reagentes e os fluxos de estéril e rejeito também tiveram contribuição relevante para os impactos observados e preocupam principalmente nas categorias relacionadas a toxicidade e acidificação.

Os impactos avaliados são sensíveis principalmente ao consumo de energia elétrica, com correlação forte nas categorias de Ecotoxicidade Terrestre, Ecotoxicidade Aquática, Toxicidade Humana Carcinogênica e Não carcinogênica, Acidificação Terrestre e Formação de Material Particulado. O sistema é consideravelmente afetado também pelo teor do minério e massa de minério movimentado, cuja redução acarreta aumento do impacto em quase todas as categorias.

Os resultados obtidos para a ACV mostraram-se plausíveis e consistentes com estudos anteriores realizados em outras regiões para operações de cobre na China, Europa, Canadá e Chile.

Para mitigar e evitar os impactos mencionados, algumas melhorias são apresentadas. Existem várias maneiras de reduzir os impactos dos fluxos de eletricidade, mas a mais eficiente deve ser reduzir o consumo. Para isso, a estratégia mais eficiente é aplicar boas práticas de gestão de ativos e revisar escolhas de equipamentos na etapa de cominuição, especialmente na moagem.

Para o impacto dos consumíveis na concentração, tecnologias de reagentes verdes, oriundos de fontes naturais ou com reaproveitamento de resíduos de outros processos tem resultados promissores e os estudos para sua aplicação devem ser extrapolados do âmbito acadêmico e passar para testes em escala piloto na indústria.

A drenagem ácida de mina parece ser um importante fenômeno para os impactos ambientais adversos da operação, uma vez que contribui para os efeitos de Acidificação Terrestre e Ecotoxicidade. Logo, é fundamental explorar melhor tecnologias de tratamento do rejeito, antes de sua disposição. Recuperar metais e outros produtos do rejeito também é um caminho para aumentar a eficiência material e reduzir, ao mesmo tempo, a toxicidade do rejeito a ser disposto na natureza.

Embora o trabalho tenha suas limitações, foi possível cumprir o objetivo de caracterizar a produção de cobre em uma operação no Brasil e identificar, para esta operação em específico e para outras no mundo e na América do Sul, os principais impactos ambientais adversos associados, especialmente com relação a toxicidade dos fluxos de saída destas operações.

Estudos mais aprofundados sobre toda a cadeia do cobre no Brasil, para identificação de impactos e comparação de cenários aplicando novas tecnologias, mais verdes, envolvendo inclusive a indústria, iniciativa privada e órgãos governamentais permitirão o desenho de medidas para desenvolver uma indústria mais sustentável na região e garantir o protagonismo do Brasil no fornecimento de minerais para uma economia de baixo carbono. Este trabalho contribui, portanto, como base para desenvolvimento de tais estudos e também para o entendimento do contexto da produção de metais críticos para a transição energética no Brasil.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos achados deste trabalho e das limitações metodológicas descritas, são detalhadas algumas recomendações para trabalhos futuros.

Sobre o desenvolvimento da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, recomenda-se que trabalhos futuros comparem os resultados da ACV para o sistema em *softwares* distintos (OpenLCA, SimaPro, Gabi, Umberto, dentre outros) e apliquem outras metodologias de avaliação de inventário também muito utilizadas para o setor mineral, como ReCiPe, CML, UseTox, GWP IPCC e outras. Dessa forma, será possível não somente validar os resultados obtidos neste trabalho, como também aprofundar a compreensão sobre os mecanismos de cálculo em diferentes abordagens metodológicas e sobre como essas escolhas metodológicas impactam os resultados de uma ACV.

Com relação ao escopo e limite de bateria, sugere-se que, com o objetivo de ampliar o entendimento sobre a cadeia do cobre no Brasil, novos estudos de avaliação de sustentabilidade incluam não somente as etapas de mineração e concentração em outras unidades (incluindo minas a céu aberto e subterrâneas), mas também o processo de fundição do cobre realizado no país. Eventualmente, seria interessante construir um estudo do berço ao túmulo, incluindo no limite de bateria também as etapas de refino, uso e destinação final do cobre. É importante também que sejam desenvolvidas ACVs sobre o processo hidrometalúrgico de processamento do cobre na América do Sul, que, embora não seja comum no Brasil, é aplicado em várias operações na região em que há ocorrência de minério oxidado.

Ainda sobre o limite de bateria, visando aumentar o entendimento sobre a contribuição de cada operação unitária para os impactos ambientais na concentração de cobre, é fundamental que se desenvolva modelos, em colaboração com a indústria, para o processo de exploração dentro da mina, incluindo-os, com suas especificidades técnicas e seus fluxos, no limite de bateria para apreciação de sua contribuição nos resultados de avaliação de impacto ambiental.

Por fim, recomenda-se realizar uma ACV comparativa, modelando os cenários e melhoria sugeridos neste trabalho para a operação analisada e avaliando os impactos

associados a cada alternativa, bem como comparar os impactos ambientais e econômicos das possibilidades avaliadas.

REFERÊNCIAS

- ADIBI, N.; LAHFAJ, Z.; GEMECHU, E.; SONNEMAN, G.; PAYET, J. Introducing a multi-criteria indicator to better evaluate impacts of rare earth materials production and consumption in life cycle assessment. **Journal of Rare Earths**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 288–292, 2014.
- ADRIANTO, L. R.; CIACCI, L.; PFISTER, S.; HELLWEG, S. Toward sustainable reprocessing and valorization of sulfidic copper tailings: Scenarios and prospective LCA. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 871, p. 162038, 2023.
- AECS. Brasil pode se tornar um dos cinco maiores produtores de terras raras do mundo nos próximos anos. *In*: MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA - NOTÍCIAS. 8 ago. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/brasil-pode-se-tornar-um-dos-cinco-maiores-produtores-de-terras-raras-do-mundo-nos-proximos-anos>. Acesso em: 31 dez. 2024.
- ALEJANDRA BERNAL; JOERG HUSAR; JOHAN BRACHT. Latin America's opportunity in critical minerals for the clean energy transition. *In*: INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. 7 abr. 2023. Disponível em: <https://www.iea.org/commentaries/latin-america-s-opportunity-in-critical-minerals-for-the-clean-energy-transition>. Acesso em: 9 jan. 2025.
- ALEXANDER, C.; JOHTO, H.; LINDGREN, M.; PERSONEN, L.; ROINE, A. Comparison of environmental performance of modern copper smelting technologies. **Cleaner Environmental Systems**, [s. l.], v. 3, p. 100052, 2021.
- ALVES, A. R.; COUTINHO, A. D. R. Life cycle assessment of niobium: A mining and production case study in Brazil. **Minerals Engineering**, [s. l.], v. 132, p. 275–283, 2019.
- AMBROSE, H.; KENDALL, A. Understanding the future of lithium: Part 2, temporally and spatially resolved life-cycle assessment modeling. **Journal of Industrial Ecology**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 90–100, 2020.
- ANAWAR, H. M. Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 158, p. 111–121, 2015.
- ANDRADE, A. C. A. *et al.* Propagação de incertezas: um experimento acadêmico simples. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, [s. l.], v. 3, n. 3, p. 358–368, 2017.
- ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas**. [S. l.: s. n.], 2023. Disponível em: [PreviaAMB2022.pdf \(www.gov.br\)](https://www.gov.br/amb/pt-br/assuntos/publicacoes/anuario-mineral-brasil-2022). Acesso em: 24 out. 2023.
- BAI, Y.; ZHANG, T.; ZHAI, Y.; JIA, Y.; REN, KE.; HONG, J. Strategies for improving the environmental performance of nickel production in China: Insight into a life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 312, p. 114949, 2022.

BARBOSA, L. D. S. N. S.; BOGDANOV, D.; VAINIKKA, P.; BREYEER, C.; MAGAR, V. Hydro, wind and solar power as a base for a 100% renewable energy supply for South and Central America. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. e0173820, 2017.

BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J. Accounting for the environmental impacts of sulfidic tailings storage in the Life Cycle Assessment of copper production: A case study. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 153, p. 139–145, 2017.

BHP. **BHP Annual Report 2024**. Australia: BHP, 2024. Disponível em: https://www.bhp.com/-/media/documents/investors/annual-reports/2024/240827_bhpannualreport2024.pdf. Acesso em: 2 jan. 2025.

BHPBILLITON. **Analysts Visit Minera Escondida**. Antofagasta, Chile: BHP, 2004. Disponível em: <https://www.bhp.com/-/media/bhp/documents/investors/reports/2004/escondidasitevisit240404.pdf?la=en>. Acesso em: 2 jan. 2025.

BLUMENTHAL, J.; DIAMOND, M. L. Sustainability of the Internet of Things Requires Understanding of Mineral Demands and Supplies. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 56, n. 14, p. 9835–9837, 2022.

BORETTI, A. A realistic expectation of electricity production from current design concentrated solar power solar tower with thermal energy storage. **Energy Storage**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. e57, 2019.

BRASIL MINERAL. As Maiores Empresas do Setor Mineral: Ero Caraíba. In: BRASIL MINERAL. 2024. Disponível em: <https://www.brasilmineral.com.br/maiores/erobrasil>. Acesso em: 2 jan. 2025.

BROADHURST, J. L.; KUNENE, M.; VON BLOTTNIZ, H.; FRANZIDIS, J.P. Life cycle assessment of the desulfurisation flotation process to prevent acid rock drainage: A base metal case study. **Minerals Engineering**, [s. l.], v. 76, p. 126–134, 2015.

CALVO, G.; MUDD, G.; VALERO, A.; VALERO, A. Decreasing Ore Grades in Global Metallic Mining: A Theoretical Issue or a Global Reality?. **Resources**, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 36, 2016.

CAMILLA CARDOSO DA SILVA. **Processo Produtivo do Cobre: Estudo de Caso do Projeto Salobo**. 2019. 60 f. Monografia - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019. Disponível em: https://www.bing.com/ck/a?!&p=b604f869997fdedb806bdc5f8ac3fa680227265ca926caf012c16405b1347027JmItdHM9MTczNTc3NjAwMA&pfn=3&ver=2&hsh=4&fclid=05ee9593-bce1-6ba1-22f7-80f1bd046ac3&psq=teor+salobo&u=a1aHR0cHM6Ly93d3cuZGVtaW4udWZtZy5ici9kb3dubG9hZHRjYy5waHA_Zj01OQ&ntb=1. Acesso em: 2 jan. 2025.

CARLOS ALEXIS CIFUENTES BADILLO. **Cierre parcial de faenas mineras**. 2019. 46 f. Dissertação de mestrado - Universidad del Desarrollo, Santiago, Chile, 2019. Disponível em: <https://repositorio.udd.cl/server/api/core/bitstreams/01b28fc0-7db1-4afb-8170-6507c9c60299/content>. Acesso em: 18 jan. 2025.

CHERTOW, M. R. INDUSTRIAL SYMBIOSIS: Literature and Taxonomy. **Annual Review of Energy and the Environment**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 313–337, 2000.

CHERTOW, M. R.; KANAOKA, K.; MILLER, T.; BERRIL, P.; WOLFRAM, P.; HEEREN, N.; FISHMAN, T. The Systems Science of Industrial Ecology: Tools and Strategies Toward Meeting the Sustainable Development Goals. *In*: ADENLE, A. A. *et al.* (org.). **Science, Technology, and Innovation for Sustainable Development Goals**. 1. ed. [S. l.]: Oxford University Press, 2020. p. 148–173. Disponível em: <https://academic.oup.com/book/37010/chapter/322371535>. Acesso em: 9 jan. 2025.

CHIEN, F.; CHAU, K. Y.; SADIQ, M. The effect of energy transition technologies on greenhouse gas emissions: New evidence from ASEAN countries. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, [s. l.], v. 58, p. 103354, 2023.

CHU, E. W.; KARR, J. R. Environmental Impact: Concept, Consequences, Measurement ☆. *In*: REFERENCE MODULE IN LIFE SCIENCES. [S. l.]: Elsevier, 2017. p. B9780128096338023803. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128096338023803>. Acesso em: 27 dez. 2024.

CIMINI, A.; MORESI, M. Carbon footprint of a pale lager packed in different formats: assessment and sensitivity analysis based on transparent data. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 112, p. 4196–4213, 2016.

CONTADOR, J. L.; SENNE, E. L. F. Testes não paramétricos para pequenas amostras de variáveis não categorizadas: um estudo. **Gestão & Produção**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 588–599, 2016.

COPPER COUNCIL. **LME Copper Prices and Stocks**. [S. l.]: Copper Council Organization, 2022. Disponível em: <https://www.coppercouncil.org/wp-content/uploads/2023/03/Prices-and-Stocks-Tables.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2025.

COPPER DEVELOPMENT ASSOCIATION INC. **Copper Supply & Consumption**. [S. l.]: Copper Development Association Inc, 2024. Disponível em: https://www.copper.org/publications/pub_list/pdf/copper-supply-and-consumption-report-2003-2023-no-graphs.pdf. Acesso em: 1 abr. 2025.

COVRE, W. P.; RAMOS, S.J.; PEREIRA, W.V.S; SOUZA, E.S; MARTINS, G.C.; TEIXEIRA, O.M.M.; AMARANTE, C.; DIAS, Y.; FERNANDES, A.R.. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 421, p. 126688, 2022.

DAWARE, S.; CHANDEL, S.; RAI, B. A machine learning framework for urban mining: A case study on recovery of copper from printed circuit boards. **Minerals Engineering**, [s. l.], v. 180, p. 107479, 2022.

DONG, D.; VAN OERS, L.; TUKKER, A.; VAN DER VOET, E.. Assessing the future environmental impacts of copper production in China: Implications of the energy transition. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 274, p. 122825, 2020.

EBERT CUEVA; JOSVEL A. MOSTACERO; JULIO C. AGUILAR. **Geología y Alcances Generales del Yacimiento Minero de Antamina, Perú**. [S. l.]: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico, 2017. Disponível em: <https://app.ingemmet.gob.pe/biblioteca/pdf/UNC-5-2017.pdf>. Acesso em: 2 jan. 2025.

ECOINVENT ASSOCIATION. Ecoinvent v3.10. , 2023. Disponível em: <https://support.ecoinvent.org/system-models>. Acesso em: 2 jan. 2025.

ELSHKAKI, A.; GRAEDEL, T.E.; CIACCI, L.; RECK, B.K. Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 39, p. 305–315, 2016.

ELSHKAKI, A. The implications of material and energy efficiencies for the climate change mitigation potential of global energy transition scenarios. **Energy**, [s. l.], v. 267, p. 126596, 2023.

EPE. Matriz Energética e Elétrica. *In*: EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. 2024. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>. Acesso em: 21 nov. 2024.

ESTATÍSTICA BÁSICA. [S. l.]: Editora Saraiva, 2021.

EUROPEAN COMMISSION (org.). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: general guide for life cycle assessment: detailed guidance**. Luxembourg: Publications Office, 2010.

FARJANA, S. H.; HUDA, N.; PARVEZ MAHMUD, M.A.; SAIDUR, R. A review on the impact of mining and mineral processing industries through life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 231, p. 1200–1217, 2019.

FARJANA, S. H.; HUDA, N.; MAHMUD, M. A. P. Impacts of aluminum production: A cradle to gate investigation using life-cycle assessment. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 663, p. 958–970, 2019a.

FARJANA, S. H.; HUDA, N.; MAHMUD, M. A. P. Life cycle assessment of cobalt extraction process. **Journal of Sustainable Mining**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 150–161, 2019b.

FARJANA, S. H.; HUDA, N.; PARVEZ MAHMUD, M. A. Environmental impact assessment of european non-ferro mining industries through life-cycle assessment. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 154, p. 012019, 2018.

FLEXER, V.; BASPINEIRO, C. F.; GALLI, C. I. Lithium recovery from brines: A vital raw material for green energies with a potential environmental impact in its mining and processing. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 639, p. 1188–1204, 2018.

GESTÃO AMBIENTAL: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: PRINCÍPIOS E ESTRUTURA. [S. l.]: Abnt, 2009a.

GESTÃO AMBIENTAL: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: REQUISITOS E ORIENTAÇÕES. [S. l.]: Abnt, 2009b.

GIELEN, D. **Critical materials for the energy transition**. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency, 2021.

GISTEMP TEAM. GISS Surface Temperature Analysis (GISTEMP v4). *In*: NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA) GODDARD INSTITUTE FOR SPACE STUDIES (GISS). 20 out. 2024. Disponível em: <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

GLOBALDATA. **Copper Mining Market Analysis by Reserves, Production, Assets, Demand Drivers and Forecast to 2030**. [S. l.]: Globaldata, 2024. Disponível em: https://www.globaldata.com/store/report/copper-mining-market-analysis/?utm_source=lgp5&utm_medium=19-635455&utm_campaign=thematic-report-hyperlink&_gl=1*15m56n6*_ga*MTM4NjM4NjQyNC4xNzE5Njk3MTU4*_ga_MV98P28J3W*MTcxOTY5NzE1OC4xLjAuMTcxOTY5NzE1OC42MC4wLjA. Acesso em: 29 jun. 2024.

GRACIANE REGINA PEREIRA; FERNANDO SOARES PINTO SANT'ANNA. Uma análise da produção mais limpa no Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [s. l.], n. 24, 2012. Disponível em: https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBciAMB/article/view/321/270. Acesso em: 4 jan. 2025.

GRAEDEL, T. E. Material Flow Analysis from Origin to Evolution. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 53, n. 21, p. 12188–12196, 2019.

GRAEDEL, T. E. ON THE CONCEPT OF INDUSTRIAL ECOLOGY. **Annual Review of Energy and the Environment**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 69–98, 1996.

GREENDELTA. **openLCA**. Versão 2.3.1. Berlin, Germany: GreenDelta, 2024a. Disponível em: <https://www.openlca.org/>. Acesso em: 27 dez. 2024.

GREENDELTA. **openLCA 2 manual**. [S. l.]: GreenDelta GmbH, 2024b. Disponível em: <https://greendelta.github.io/openLCA2-manual/introduction/index.html>. Acesso em: 14 jan. 2024.

HERRMANN, I. T.; MOLTESEN, A. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? – a comparative assessment of SimaPro and GaBi. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 86, p. 163–169, 2015.

HONG, J.; CHEN, Y.; LIU, J.; MA, X.; QUI, C.; YE, L.. Life cycle assessment of copper production: a case study in China. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 23, n. 9, p. 1814–1824, 2018.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z.J.N; ELSHOUT, P.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017.

IBRAM. **Setor Mineral - 3º Trimestre 2024 - 3T24**. Brasília, DF, Brasil: [s. n.], 2024. Disponível em: <https://ibram.org.br/publicacoes/>. Acesso em: 2 jan. 2025.

IBRAM. **Setor Mineral Primeiro Semestre de 2023**. Brasília, DF, Brasil: [s. n.], 2023. Disponível em: https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2023/07/20230718_Coletiva-de-Imprensa-Resultados-1S23_rev02.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

IBRAM; KPMG. **Brazil Country Mining Guide- 2023**. [S. l.]: Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 2023. Disponível em: https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2023/03/1677590829_dead89_14141_kpmg_brazil_country_mining_web_digital_v2-1.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

ICSG. **The world copper factbook 2024**. [S. l.]: International Copper Study Group, 2024. Disponível em: <https://icsg.org/copper-factbook/>. Acesso em: 6 jan. 2025.

IGOS, E.; BENETTO, E.; MEYER, R.; BAUSTERT, P.; OTHONIEL, B. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 794–807, 2019.

IJASSI, W.; BEN REJEB, H.; ZWOLINSKI, P. Environmental impact evaluation of co-products: decision-aid tool for allocation in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 26, n. 11, p. 2199–2214, 2021.

IRENA. **World Energy Transitions Outlook 2023: 1.5°C Pathway**. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency, 2023. Disponível em: https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2023/Jun/IRENA_World_energy_transitions_outlook_2023.pdf. Acesso em: 4 jan. 2025.

IRENA; NUPI. **Constructing a ranking of critical materials for the global energy transition**. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency e Norwegian Institute of International Affairs, 2024a. Disponível em: https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2024/Oct/IRENA_Ranking_critical_materials_for_the_energy-transition_2024.pdf. Acesso em: 4 jan. 2025.

IRENA; NUPI. **Critical materials for renewable energy: Improving data governance**. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency e Norwegian Institute of International Affairs, 2024b. Disponível em: https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2024/Oct/IRENA_Critical_materials_for_renewables_Improving_data_governance_2024.pdf. Acesso em: 4 jan. 2024.

ISLAM, K.; VILAYSOUK, X.; MURAKAMI, S. Integrating remote sensing and life cycle assessment to quantify the environmental impacts of copper-silver-gold mining: A case study from Laos. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 154, p. 104630, 2020.

ISWARA, A. P.; FARAHDIBA, A.U.; NADHIFATIN, E.N.; PIRADE, F.; ANDHIKAPUTRA, G.; MUFLIHAN, I.; BOEDISANTOSO, R. A Comparative Study of Life Cycle Impact Assessment using Different Software Programs. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 506, n. 1, p. 012002, 2020.

JESWIET, J.; SZEKERES, A. Energy Consumption in Mining Comminution. **Procedia CIRP**, [s. l.], v. 48, p. 140–145, 2016.

JIANG, S.; ZHANG, L.; LI, F.; HUA, H.; LIU, X.; YOUAN, Z.; WU, H. Environmental impacts of lithium production showing the importance of primary data of upstream process in life-cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 262, p. 110253, 2020.

JOÃO BASTISTA GUIMARÃES TEIXEIRA; MARIA DA GLÓRIA DA SILVA; ZARA GERHARDT LINDENMEYER; LUIZ JOSÉ HOMEM D'EL REY SILVA; PAULO MARCOS VASCONCELOS; CARLOS HENRIQUE CASTRO DOS REIS; JOÃO BATISTA FREITAS ANDRADE. **IV - Depósitos de cobre do Vale do Rio Curaça, Bahia**. [S. l.: s. n.], 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/317496788_IV-DEPOSITOS_DE_COBRE_DO_VALE_DO_RIO_CURACA_BAHIA. Acesso em: 27 dez. 2024.

JOCELYN BOUCHARD ; GILLE LEBLANC; MICHELLE LEVESQUE; PETER RADZISZENWSKI. Breaking down energy consumption in industrial grinding mills. *In*: CANADIAN MINERAL PROCESSORS CONFERENCE, 2017, Ottawa, Ontario, Canadá. **Anais [...]**. Ottawa, Ontario, Canadá: [s. n.], 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/315148304_Breaking_down_energy_consumption_in_industrial_grinding_mills.

K. C. MICHAELS. **The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions**. [S. l.]: International Energy Agency, 2021. Disponível em: <https://iea.blob.core.windows.net/assets/ffd2a83b-8c30-4e9d-980a-52b6d9a86fdc/TheRoleofCriticalMineralsinCleanEnergyTransitions.pdf>.

KATRIEN DELBEKE; PATRICIO H. RODRIGUEZ. **Copper Concentrates: Environmental and Human Health hazard classification**. Belgium: European Copper Institute, 2014. Disponível em: <http://www.copperalliance.eu/industry/regulatoryframework/initiatives-and-regulations/imo-marpol-ghs>. Acesso em: 17 jan. 2025.

KAUNDA, R. B. Potential environmental impacts of lithium mining. **Journal of Energy & Natural Resources Law**, [s. l.], v. 38, n. 3, p. 237–244, 2020.

KAUR, G.; COUPERTHWAITTE; S.; HATTON-JONES, B.W.; MILLAR, G. J. Alternative neutralisation materials for acid mine drainage treatment. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 22, p. 46–58, 2018.

KELLY, J. C.; WANG, M.; DAI, Q.; WINJOBIL, O. Energy, greenhouse gas, and water life cycle analysis of lithium carbonate and lithium hydroxide monohydrate from brine and ore resources and their use in lithium ion battery cathodes and lithium ion batteries. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 174, p. 105762, 2021.

KIRSTEN LORI HUND; DANIELE LA PORTA ARROBAS; THAO PHUONG FABREGAS MASSLOVET; TIMOTHY JAMES LAING; JOHN RICHARD DREXHAGE. **Minerals for Climate Action: The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition**. Washington, D.C., United States of America: World Bank Group, 2023. Disponível em: <http://documents.worldbank.org/curated/en/099052423172525564/P16627806f5aa400508f8c0bdcba0878a3e>. Acesso em: 27 dez. 2024.

KOCH, D.; FRIEDL, A.; MIHALYI, B. Influence of different LCIA methods on an exemplary scenario analysis from a process development LCA case study. **Environment, Development and Sustainability**, [s. l.], v. 25, n. 7, p. 6269–6293, 2023.

KYZAS, G. Z.; MATIS, K. A. The Flotation Process Can Go Green. **Processes**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 138, 2019.

L. F. SILVA; L.F. MAGALHÃES; J.F. CAMPOS; D.B. MAZZINGHY. Abordagem geometalúrgica aplicada a um novo depósito polimetálico de cobre, ouro e prata na região centro oeste do Brasil. *In*: I SIMPÓSIO DE GEOMETALURGIA, 2024, Belo Horizonte. **I Simpósio de Geometalurgia**. Belo Horizonte: UFMG, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Leonardo-Campos-3/publication/386422761_ABORDAGEM_GEOMETALURGICA_APLICADA_A_UM_NOVO_DEPOSITO_POLIMETALICO_DE_COBRE_OURO_E_PRATA_NA_REGIAO_CENTRO_OESTE_DO_BRASIL/links/67509a92790d154bf9c37c3c/ABORDAGEM-GEOMETALURGICA-APLICADA-A-UM-NOVO-DEPOSITO-POLIMETALICO-DE-COBRE-OURO-E-PRATA-NA-REGIAO-CENTRO-OESTE-DO-BRASIL.pdf. Acesso em: 2 jan. 2025.

LAÍS NAMETALA SILVA. **Sistema para Fechamento de Balanços de Massas Complexos e Reconciliação de Dados**. 2017. 63 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-AVHK6F/1/disserta__o___la_s_nametala_silva.pdf. Acesso em: 6 jan. 2025.

LANSDOWN, A. B. G. **The carcinogenicity of metals: human risk through occupational and environmental exposure**. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2014. (Issues in toxicology, v. 18). Disponível em: Acesso em: 19 jan. 2025.

LEANDRO DE LIMA MAIA. **Estudo de melhoria da resistência à compressão uniaxial de enchimento de mina tipo paste fill da Mineração Caraíba S/A**. 2019. 114 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/38327/1/DISSERTA%c3%87%c3%83O%20Leandro%20de%20Lima%20Maia.pdf>. Acesso em: 2 jan. 2025.

LÈBRE, É.; STRINGER, M.; SVODOBOVA, K.; OWEN, JH.; KEMP, D.; CÔTE, C.; ARRATIA-SOLAR, A.; VALENTA, R. The social and environmental complexities of extracting energy transition metals. **Nature Communications**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 4823, 2020.

LI, B.; ZHANG, H.; MA, Y.; MCLAUGHLIN, M. Influences of soil properties and leaching on nickel toxicity to barley root elongation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 74, n. 3, p. 459–466, 2011.

LUIZ JOSÉ HOMEM D'EL REY SILVA. **Geologia e Controle Estrutural do Depósito Cuprífero Caraíba, Vale do Curaçá, Bahia, Brasil**. 1984. 157 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil, 1984.

LUKAS BOER; ANDREA PESCATORI; MARTIN STUERMER. **Energy Transition Metals**. Berlin, Germany: German Institute For Economic Research, 2021. Disponível em: <https://ssrn.com/abstract=3945524>. .

MANCINI, M. S.; GALLI, A.; NICCOLUCCI, V.; LIN, D.; BASTIANONI, S.; WACKERNAGEL, M.; MARCHETTINI, N. Ecological Footprint: Refining the carbon Footprint calculation. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 61, p. 390–403, 2016.

MARA GILENE ALVES DE CARVALHO. **Estratégia ambiental pró-ativa: sequenciamento de lavra concomitante com a disposição de estéril dentro da mina**. 2009. 113 f. Dissertação de mestrado - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, Brazil, 2009. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-03072009-150534/publico/Dissertacao_Mara_Carvalho_PMI_EPUSP_Abril_2009.pdf. Acesso em: 18 jan. 2025.

MARMIROLI, B.; RIGAMONTI, L.; BRITO-PARADA, P. R. Life Cycle Assessment in mineral processing – a review of the role of flotation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 62–81, 2022.

MAVLONOV, J.; MARDONOV, D.; ESHMIRZAYEV, M.; TOGAYEV, I.; NURMURODOV, T. Improvement of methods to ensure energy efficiency of ball mills functioning. **E3S Web of Conferences**, [s. l.], v. 417, p. 03014, 2023.

MEMARY, R.; GIURCO, D.; MUDD, G.; MASON, L. Life cycle assessment: a time-series analysis of copper. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 33, p. 97–108, 2012.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Boletim do Setor Mineral 2022**. Brasília, DF, Brasil: [s. n.], 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/geologia-mineracao-e-transformacao-mineral/publicacoes-1/boletim-do-setor-mineral/boletim-do-setor-mineral-2013-1-sem2022.pdf/view>. Acesso em: 27 dez. 2024.

MIT CLIMATE; JENNIFER MORRIS. What is “clean energy”? Is any kind of energy completely clean? *In*: CLIMATE PORTAL. 7 maio 2024. Disponível em: <https://climate.mit.edu/ask-mit/what-clean-energy-any-kind-energy-completely-clean>. Acesso em: 14 jan. 2024.

MORENO-LEIVA, S.; HAAS, J.; VALENCIA, F.; GODIN, H.; KRACHT, W.; NOWAK, W.; ELTROP, L. Renewable energy in copper production: A review on systems design and methodological approaches. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 246, p. 118978, 2020.

MORENO-LEIVA, S.; DÍAZ-FERRÁN, G.; JANNIK, H.; THOMAS, T.; DÍAZ-ALVARADO, F.; PALMA-BEHNKE, R.; WILLY, K.; ROMÁN, R.; CHUDINZOW, D.; ELTROP, L. Towards solar power supply for copper production in Chile: Assessment of global warming potential using a life-cycle approach. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 164, p. 242–249, 2017.

NASSAR, N. T.; LEDERER, G.; BRAINARD, J.L.; PADILLA, A. J.; LESSARD, J. D. Rock-to-Metal Ratio: A Foundational Metric for Understanding Mine Wastes. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 56, n. 10, p. 6710–6721, 2022.

NAVARRO, J.; ZHAO, F. Life-Cycle Assessment of the Production of Rare-Earth Elements for Energy Applications: A Review. **Frontiers in Energy Research**, [s. l.], v. 2, 2014. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenrg.2014.00045/abstract>. Acesso em: 26 dez. 2024.

NICOLE UNGER; PETER BEIGL; GUDRUN WASSERMAN. **General Requirements for LCA software tools**. [S. l.]: Institute of Waste Management, BOKU, 2004. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/General-requirements-for-LCA-software-tools-Unger-Beigl/a38b2acade348207cce15886d8f46bcd115b758d>.

NOBAHAR, A.; MELKA, A.R.; PUSTA, A.; LOURENÇO, J.P.; CARLIER, J..D.; COSTA, M.C. A New Application of Solvent Extraction to Separate Copper from Extreme Acid Mine Drainage Producing Solutions for Electrochemical and Biological Recovery Processes. **Mine Water and the Environment**, [s. l.], v. 41, n. 2, p. 387–401, 2022.

NORGATE, T.; JAHANSHAH, S. Assessing the energy and greenhouse gas footprints of nickel laterite processing. **Minerals Engineering**, [s. l.], v. 24, n. 7, p. 698–707, 2011.

NORTHEY, S.; HAQUE, N.; MUDD, G. Using sustainability reporting to assess the environmental footprint of copper mining. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 40, p. 118–128, 2013.

NUSS, P.; ECKELMAN, M. J. Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. e101298, 2014.

OULKHIR, A.; LYAMLOULI, K.; DANOUICHE, M.; OUZZANI, J.; BENHIDA, R. A critical review on natural surfactants and their potential for sustainable mineral flotation. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 105–131, 2023.

PARANAPANEMA. Quem Somos - Paranapanema. *In*: PARANAPANEMA. [s. d.]. Disponível em: <https://www.paranapanema.com.br/a-empresa/quem-somos/>. Acesso em: 28 dez. 2024.

PAULA BERNARDES BARRETO. **Caracterização e Concentração do Minério de Cobre da Mineração Caraíba**. 2020. 113 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brasil, 2020.

PEDRO MACIEL DE PAULA GARCIA; AROLDI MISI; JOSÉ HAROLDO DA SILVA SÁ. Metalogênese dos depósitos cupríferos de Caraíba, Surubim, Vermelhos e Sussuarana, Vale do Curaçá, Bahia, Brasil. Tipologia das mineralizações e geocronologia U-PB SHRIMP. *In*: III SIMPÓSIO BRASILEIRO DE METALOGENIA, 2013, Gramado, RS, Brasil. **Os Novos Depósitos Mineirais Brasileiros**. Gramado, RS, Brasil: [s. n.], 2013. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/356190372_METALOGENESE_DOS_DEPOSITOS_CUPRIFEROS_DE_CARAIBA_SURUBIM_VERMELHOS_E_SUSSUARAN_A_VALE_DO_CURACA_BAHIA_BRASIL_TIPOLOGIA_DAS_MINERALIZACOES_E_GEOCRONOLOGIA_U-PB_SHRIMP. Acesso em: 27 dez. 2024.

PENAHERRERA, F.; PEHLKEN, A. Limits of life cycle assessment in the context of the energy transition and its material basis. *In: THE MATERIAL BASIS OF ENERGY TRANSITIONS*. [S. l.]: Elsevier, 2020. p. 121–140. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128195345000088>. Acesso em: 16 jan. 2025.

PIERAGOSTINI, C.; MUSSATI, M. C.; AGUIRRE, P. On process optimization considering LCA methodology. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 96, n. 1, p. 43–54, 2012.

PRÉ SUSTAINABILITY. **SimaPro**. Amersfoort, Netherlands: Pré Sustainability, [s. d.]. Disponível em: <https://simapro.com/plans/>.

REYES-BOZO, L.; GODOY-FAÚNDEZ, A.; HERRERA-URBINA, R.; HIGUERAS, P.; SALAZAR, J.L.; VALDÉS-GONZÁLEZ, H.; VHYMEISTER, E.; ANTIZAR-LADISLAO, B. Greening Chilean copper mining operations through industrial ecology strategies. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 84, p. 671–679, 2014.

REZAI, B.; ANDERSON, A. Sustainable resolutions for environmental threat of the acid mine drainage. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 717, p. 137211, 2020.

RINNE, M.; ELOMAA, H.; LUNDSTRÖM, M. Life cycle assessment and process simulation of prospective battery-grade cobalt sulfate production from Co-Au ores in Finland. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 26, n. 11, p. 2127–2142, 2021.

RUIZ-SÁNCHEZ, A.; TAPIA, J. C. J.; LAPIDUS, G. T. Evaluation of acid mine drainage (AMD) from tailings and their valorization by copper recovery. **Minerals Engineering**, [s. l.], v. 191, p. 107979, 2023.

SANTERO, N.; HENDRY, J. Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 21, n. 11, p. 1543–1553, 2016.

SCHENKER, V.; OBERSCHELP, C.; PFISTER, S. Regionalized life cycle assessment of present and future lithium production for Li-ion batteries. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 187, p. 106611, 2022.

SECK, G. S.; HACHE, E.; BONNET, C.; SIMOËN, M.; CARCANAGUE, S. Copper at the crossroads: Assessment of the interactions between low-carbon energy transition and supply limitations. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 163, p. 105072, 2020.

SEGURA-SALAZAR, J.; LIMA, F. M.; TAVARES, L. M. Life Cycle Assessment in the minerals industry: Current practice, harmonization efforts, and potential improvement

through the integration with process simulation. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 232, p. 174–192, 2019.

SERAFEIM, G.; PARK, D. FREIBERG, D.; ZOCHOWSKI, R. Corporate Environmental Impact: Measurement, Data and Information. **SSRN Electronic Journal**, [s. l.], 2020. Disponível em: <https://www.ssrn.com/abstract=3565533>. Acesso em: 27 dez. 2024.

SILVA, L.; VICTOR, M.; LOPES, W.; CUNHA, S. COBRE: PRODUÇÃO INDUSTRIAL E APLICAÇÕES. **Química Nova**, [s. l.], 2019. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=6996&nomeArquivo=AR20190249.pdf. Acesso em: 27 dez. 2024.

SINGH, V. V.; GAUTAM, S. Bibliometric and Scientometric Assessment of the Environmental Impact and Sustainability of Open Cast Iron Ore Mining: A Comprehensive Analysis. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 235, n. 4, p. 248, 2024.

SONG, X.; PETTERSEN, J.B.; PEDERSEN, K.B.; ROBERG, S. Comparative life cycle assessment of tailings management and energy scenarios for a copper ore mine: A case study in Northern Norway. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 164, p. 892–904, 2017.

SONG, X.; YANG, J.; LI, B.; LI, B.; ZENG, G. Identification and assessment of environmental burdens of Chinese copper production from a life cycle perspective. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 580–588, 2014.

SPHERA. **GaBi**. Chicago, IL, United States of America: Sphera, [s. d.]. Disponível em: <https://sphera.com/solutions/environment-health-safety-sustainability/environmental-accounting-software>.

SU, D. (org.). **Sustainable Product Development: Tools, Methods and Examples**. Cham: Springer International Publishing, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-39149-2>. Acesso em: 2 jan. 2025.

TAO, M.; NIE, M.; ZHAO, R.; AHI, Y.; CAO, W. Environmental impact of mining and beneficiation of copper sulphate mine based on life cycle assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 29, n. 58, p. 87613–87627, 2022.

THE ALUMINUM ASSOCIATION. Infinitely Recyclable. *In*: THE ALUMINUM ASSOCIATION. [s. d.]. Disponível em: <https://www.aluminum.org/Recycling>. Acesso em: 27 dez. 2024.

UNICEF. Os desastres brasileiros e suas relações com as mudanças climáticas. *In*: UNICEF. 4 out. 2022. Disponível em: <https://www.unicef.org/brazil/blog/os-desastres-brasileiros-e-suas-relacoes-com-mudancas-climaticas>. Acesso em: 9 jan. 2025.

VAHIDI, E.; NAVARRO, J.; ZHAO, F. An initial life cycle assessment of rare earth oxides production from ion-adsorption clays. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 113, p. 1–11, 2016.

VAN DER MEIDE, M.; HARPPRECHT, C.; NORTHEY, S.; YANG, Y.; STEUBING, B. Effects of the energy transition on environmental impacts of cobalt supply: A prospective life cycle assessment study on future supply of cobalt. **Journal of Industrial Ecology**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 1631–1645, 2022.

VANESSA BIELEFELDT LEOTTI; ALAN RODRIGUES BIRCK; JOÃO RIBOLDONI. Comparação dos Testes de Aderência à Normalidade Kolmogorov-Smirnov, Anderson-Darling, Cramer-von Mises e Shapiro-Wilk por simulação. *In*: 11° SIMPÓSIO DE ESTATÍSTICA APLICADA À EXPERIMENTAÇÃO AGRONÔMICA (SEAGRO), 2005, Londrina, PR, Brasil. **Anais da 50a RBRAS e do 11° SEAGRO**. Londrina, PR, Brasil: RBRAS, 2005. Disponível em: https://www.inf.ufsc.br/~vera.carmo/Testes_de_Hipoteses/Testes_aderencia.pdf#:~:text=Neste%20trabalho%2C%20atrav%C3%A9s%20de%20simula%C3%A7%C3%A3o%20Monte%20Carlo%2C%20a,para%20cada%20tamanho%20de%20amostra%20e%20distribui%C3%A7%C3%A3o%20especificada. Acesso em: 27 dez. 2024.

VERA, M. L.; TORRES, W.R.; GALLI, C.L.; CHAGNES, A.; FLEXER, V. Environmental impact of direct lithium extraction from brines. **Nature Reviews Earth & Environment**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 149–165, 2023.

WAAS, T.; HUGÉ, J.; BLOCK, T.; WRIGHT, T.; BENITEZ-CAPISTROS, F.; VERBRUGGEN, A. Sustainability Assessment and Indicators: Tools in a Decision-Making Strategy for Sustainable Development. **Sustainability**, [s. l.], v. 6, n. 9, p. 5512–5534, 2014.

WANGER, T. C. The Lithium future-resources, recycling, and the environment: The Lithium future. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 202–206, 2011.

WITS. Copper ores and Concentrates Exports by country in 2022. , 2022. Disponível em: Acesso em: 27 dez. 2024.

XANTHOPOULOS, P.; BINNEMANS, K. Closing the Loop in Ion Flotation: Recovery of Copper, Regeneration and Reuse of Collector from the Foam Phase by a Solvometallurgical Process. **Journal of Sustainable Metallurgy**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 1565–1574, 2021.

YANG, Z.; YANG, Z.; YANG, S.; LIU, Z.; LIU, Z.; LIU, Y.; DREWNIK, L.; JIANG, C.; LI, Q.; LI, W.; YIN, H. Life cycle assessment and cost analysis for copper hydrometallurgy industry in China. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 309, p. 114689, 2022.

YU, H.; WEN, B.; ZAHIDI, I.; CHOW, M.F.; LIANG, D.; MADSEN, D.O. The critical role of energy transition in addressing climate change at COP28. **Results in Engineering**, [s. l.], v. 22, p. 102324, 2024.

YUAN, J.; DING, Z.; BI, Y.; LI, J.; WEN, S.; BAI, S. Resource Utilization of Acid Mine Drainage (AMD): A Review. **Water**, [s. l.], v. 14, n. 15, p. 2385, 2022.

YÜCE, A. E.; BULUT, G.; BOYLU, F.; ÖNAL, G. PROCESS FLOWSHEET DEVELOPMENT FOR BENEFICIATION OF NICKEL ORE. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 57–67, 2007.

ZAPP, P.; MARX, J.; SCHREIBER, A.; FRIEDRICH, B.; VOßENKAUL, D. Comparison of dysprosium production from different resources by life cycle assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 130, p. 248–259, 2018.

ZENG, X.; MATHEWS, J. A.; LI, J. Urban Mining of E-Waste is Becoming More Cost-Effective Than Virgin Mining. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 52, n. 8, p. 4835–4841, 2018.

ZHANG, T.; BAI, Y.; SHEN, X.; ZHAIN, Y.; JI, C.; MA, X.; HONG, J.; MA, X.; HONG, J. Cradle-to-gate life cycle assessment of cobalt sulfate production derived from a nickel–copper–cobalt mine in China. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 26, n. 6, p. 1198–1210, 2021.

ZHAO, S. *et al.* Quantifying provincial in-use stocks of rare earth to identify urban mining potentials in the Chinese mainland. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 453, p. 142251, 2024.

APÊNDICE A – Informações sobre a operação e balanço de massas

Tabela A. 1 – Balanço de massas macro para o metal na operação de cobre no Brasil.

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8
Massa de entrada (kg)	21,63	11,52	20,65	20,55	1,00	19,55	1,16	17,23
Concentração de Cu% entrada	1,784%	1,784%	1,784%	1,784%	2,982%	0,156%	0,156%	0,156%
Metal entrada (kg)	0,386	0,206	0,368	0,367	0,336	0,014	0,002	0,03
Massa de saída (kg)	21,63	11,52	20,55	11,28	1,00	8,12	1,16	17,53
Concentração de Cu% saída	1,784%	1,784%	1,784%	2,982%	33,633%	0,156%	0,000%	0,156%
Metal saída (kg)	0,386	0,206	0,367	0,336	0,336	0,013	0,000	0,03
Recuperação %	100,00%	100,00%	99,52%	91,73%	100,00%	94,06%	-	100%
Massa de estéril (kg)	52,85	-	-	-	-	-	-	-
Massa de rejeito (kg)	-	-	-	9,28	-	8,12	-	-
Concentração de Cu no rejeito %	-	-	-	0,156%	-	-	-	0,156%
Metal no rejeito (kg)	-	-	-	0,03	-	-	-	0,03
Massa recirculada	-	-	0,10	-	-	-	-	-
Metal no reciclo (t)	-	-	0,002	-	-	-	-	-
Umidade (%)	-	-	-	50%	8,26%	28%	-	-
Massa de água no concentrado (kg)	-	-	-	10,28	0,08	-	-	-
Massa de água no rejeito (kg)	-	-	-	-	-	5,19	-	5,19
Massa de água adicionada / removida (kg)	-	-	-	10,28	0,42	4,59	-	-

Fonte: Autoria própria (2024).

Legenda:

- 1: Operação na mina: perfuração, desenvolvimento, detonação, desmonte, carregamento e transporte do minério em mina subterrânea e em mina a céu aberto
- 2: Britadores primários dentro e fora da mina
- 3: Conjunto de britadores e peneiras de alta vibração
- 4: Rebritagem, moagem, remoagem, classificação e flotação (todas as etapas)
- 5: Espessamento e filtragem de concentrado
- 6: Espessamento de rejeito e disposição final
- 7: Unidade de *paste fill*
- 8: *Rejeito para disposição*

Tabela A. 2 - Consumíveis no processo industrial de beneficiamento para a operação de cobre no Brasil.

Tipo	Especificação	Quantidade consumida por kg de concentrado
Regulador de pH	Cal Virgem	0,527 g
Corpo moedor	Bola de moinho de ferro fundido 90 mm	0,476 g
Corpo moedor	Mídia de <i>Higmill</i> cerâmica de 9 mm	0,030 g
Coletor	Difosfato de sódio	0,480 g
Coletor	PAX	0,0002 g
Espumante	MIBC	0,023 g
Depressor	Amidex	0,064 g
Depressor	Carboximetilcelulose de sódio	0,236 g
Floculante	Poliacrilamida aniônica	0,002 g
Cimento para <i>paste fill</i>	Cimento Portland	0,01 kg

Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela A. 3 - Consumíveis na mina para a operação de cobre no Brasil.

Tipo	Especificação	Quantidade consumida por kg de concentrado
Detonação	Explosivos	0,044 kg
Combustível	Óleo diesel	0,112 g

Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela A. 4 - Consumo de água e energia elétrica na operação (incluindo mina e concentração).

Tipo	Quantidade consumida por kg de concentrado
Energia elétrica	0,034 kWh
Água nova	0,274 L
Água de reciclo	1,366 L
Consumo total de água	1,64 L

Fonte: Autoria própria (2024).

APÊNDICE B – Relatório de Avaliação do Ciclo de Vida conforme ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT ISO 14044:2009

23/01/2025

Autora: Manuela Cota Guimarães Mendonça Lage

Filiação: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais

Este relatório foi elaborado de acordo com os requerimentos determinados nas normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009.

Objetivo do estudo

O presente estudo de Avaliação de Ciclo de Vida foi desenvolvido com o objetivo de apresentar à comunidade científica e à indústria da mineração uma análise dos principais impactos ambientais associados à mineração e concentração de minério de cobre em uma operação no Nordeste do Brasil. Este não é um estudo comparativo e seu desenvolvimento tem apenas fins de caracterização e análise.

Escopo do estudo

O presente estudo está focado na análise de uma operação produtora de concentrado de cobre sulfetado no Nordeste do Brasil, que inclui todas as funções, fluxos e operações unitárias compreendidas desde a mineração até a obtenção do concentrado.

Não estão incluídas neste estudo as operações de transporte para fora do complexo minerário e nem as operações subsequentes de fundição, refino, moldagem, uso e descarte/reciclagem.

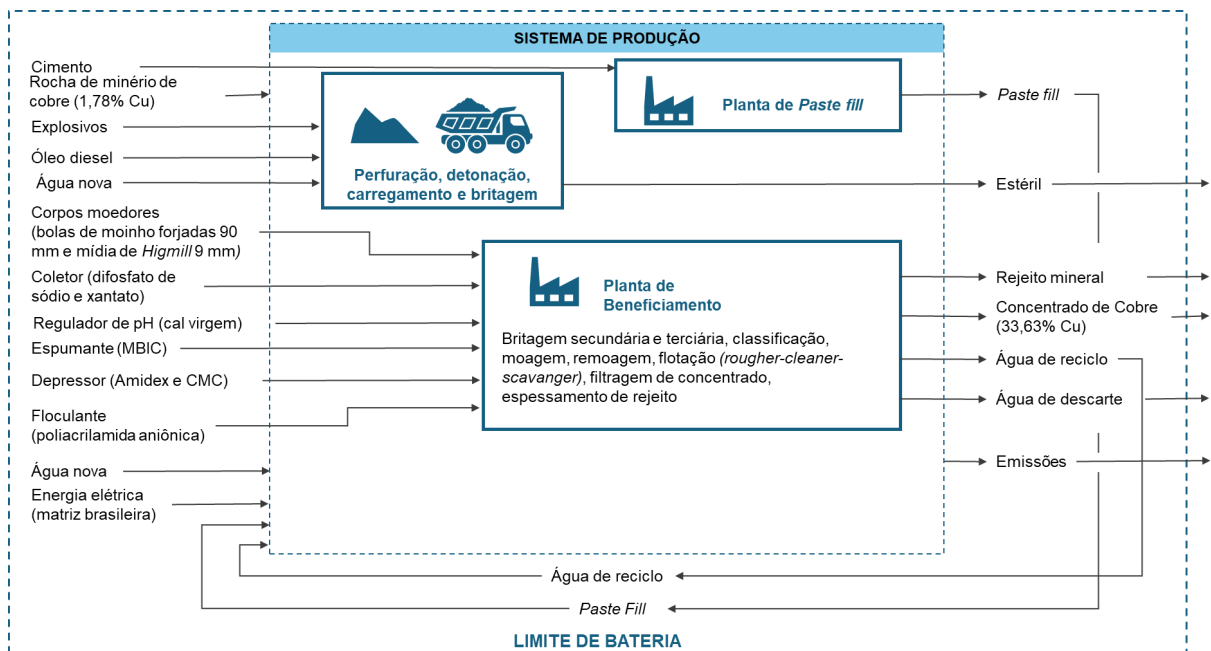
A unidade funcional adotada para este estudo é de 1 kg de concentrado de cobre sulfetado com 33,63% de teor de cobre metálico, em linha com a função da operação analisada, que tem esse como seu produto principal.

Limite de baterias

O sistema analisado compreende um limite de bateria definido pelas operações que ocorrem dentro da mina (perfuração, carregamento de explosivos, detonação, carregamento de minérios, britagem primária, transporte em caminhões, *shaft* ou

correias transportadoras) e dentro da unidade de concentração (rebritagem, moagem, classificação, flotação, espessamento e filtragem de concentrado, espessamento de rejeito), além de uma operação de produção de *paste fill* (mistura e destinação) e de destinação do rejeito e do estéril. Estão incluídos no limite de baterias também os processos de suprimento dos principais insumos (reagentes, corpos moedores, explosivos, energia elétrica e obtenção de água fresca) – assim, o limite de bateria é definido como do berço ao portão. Um esquema ilustrativo do limite de baterias é apresentado na Figura B. 1.

Figura B. 1 - Delimitação do limite de bateria para o sistema de produção de concentrado de cobre sulfetado



Fonte: Autoria própria (2024).

Estão excluídos do sistema as etapas de uso e destinação final do produto, além de, na etapa de fabricação, as operações de fundição e refino. Essas etapas não foram incluídas na ACV por falta de dados detalhados e de qualidade sobre essas etapas no sistema relacionado à concentração de cobre que ocorre no Brasil.

Com relação à quantificação de energia elétrica, baseou-se o consumo em dados reais históricos da operação e a fonte supridora de energia foi definida de acordo com a matriz energética da região estudada (NE – Brasil).

Os fluxos de entrada foram definidos conforme a realidade da operação no ano de 2022, a saber: rocha inerte, rocha com teor de cobre e outros minerais, reagentes: depressor, floculante, espumante, cal virgem; óleo diesel, explosivos, água, energia elétrica e corpos moedores.

Os fluxos de saída correspondem às emissões de cada processo, de acordo com o inventário estabelecido, além do produto: concentrado de cobre com teor de 33,63%, e os resíduos: rejeito de cobre com teor de 0,156%, rocha estéril e *paste fill* para enchimento de mina. Considerou-se também um efluente líquido, porém a maior parte da água passa por recirculação no sistema.

Avaliação do inventário de ciclo de vida

O sistema modelado, cujos limites de bateria já foram apresentados, conta com 4 macroprocessos principais, tratados aqui como operações unitárias:

- Mineração
- Concentração de cobre
- Produção de *paste fill*
- Destinação do rejeito

Os dados utilizados são provenientes de três fontes:

1) Dados reais da operação:

Os dados de três anos da operação em questão (2020, 2021, 2022) foram coletados pela própria empresa e tratados pela autora deste estudo. Os valores utilizados para a modelagem do ciclo de vida do produto, bem como as incertezas associadas, foram obtidos por meio do tratamento estatístico das principais variáveis, com a aplicação de testes de normalidade (curtose, simetria, *box-plots*), testes de igualdade entre médias (*t de student* ou ANOVA) nos casos de amostras normais e testes de igualdade entre médias (Kruskal-Wallis-Dunn e U- de Mann Withney) para as amostras não-normais. Além disso, calculou-se a estatística descritiva aplicada em cada caso. As principais variáveis obtidas diretamente da operação são:

- Massa de concentrado produzida
- Massa de minério explorada
- Massa de estéril movimentada
- Massa de rejeito gerada
- Teor do minério
- Teor do concentrado
- Teor do rejeito
- Consumo de água
- Consumo de energia elétrica
- Consumo de corpos moedores
- Consumo de reagentes
- Composição mineralógica da rocha explorada
- Composição do rejeito
- Composição do estéril

2) Dados obtidos na literatura:

Algumas informações não foram disponibilizadas pelo produtor de cobre, portanto, tiveram que ser obtidas na literatura para complementação do estudo. Algumas das informações obtidas na literatura são:

- Composição do *paste fill*.
- Consumo de cimento.
- Consumo de óleo diesel.
- Composição por fonte da matriz elétrica na região Nordeste do Brasil.

Alguns dados obtidos não foram incorporados no modelo, mas foram utilizados para validar as informações recebidas da empresa analisada. Em todos os casos, a fonte consultada foi referente a operações de cobre no Brasil, em publicações posteriores a 2010. As fontes de dados da literatura consultadas são citadas no tópico de Referências.

3) Dados de bases de inventário de ACV:

A principal base de dados de ACV utilizada neste estudo é a Ecoinvent v3.10. Os dados do Ecoinvent foram utilizados principalmente para preencher lacunas com relação aos processos a montante, relativos ao suprimento da unidade concentradora. Contudo, a base de dados do Ecoinvent foi utilizada também para compor o modelo em lacunas de dados, a saber:

- Consumo de explosivos
- Tecnologia de disposição de rejeito

Todos os dados incluídos no modelo foram usados em um balanço de massas para metal, água, minério e global, relativo ao sistema em análise. Foi calculada também a recuperação global do sistema, a partir do balanço de massas e seu valor foi comparado ao reportado pela empresa em análise.

A fonte dos dados usados para determinação de cada variável, bem como sua representação geográfica e temporal são apresentados no Quadro B. 1. Os fatores de caracterização utilizados para definição do inventário são os definidos na base de dados do *Ecoinvent v3.10*.

Para todos os dados no modelo, foi realizada uma análise de qualidade, com base no modelo de qualidade de dados do *Ecoinvent Data Quality System*. Nesse modelo são avaliados aspectos de representatividade geográfica, temporal, de tecnologia e com relação à incerteza dos dados.

Sobre a alocação de impactos, apenas o fluxo de concentrado de cobre foi considerado produto, sendo os demais fluxos de saída tratados como resíduo, portanto 100% do impacto avaliado foi alocado para esse produto.

Com relação à sensibilidade dos dados, realizou-se análise de sensibilidade com relação aos principais parâmetros associados a impacto: consumo de energia elétrica, massa de minério movimentada, massa de rejeito, teor do minério e recuperação global do sistema. Cada parâmetro teve seu valor variado entre -10% e +10% do valor assumido no modelo original e os efeitos sobre os impactos ambientais nas diversas categorias foram apreciados. Os resultados são apresentados na seção Avaliação do impacto de ciclo de vida.

Quadro B. 1 - Caracterização da origem dos dados de entradas e saídas e variáveis de processo utilizadas para o sistema analisado.

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Rep. temporal	Rep. geográfica
Teor do minério	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos dados de 2022	Local
Volume de saída da mina (ROM)	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana do ano de 2022 (soma das minas)	Local
Teor de metal no concentrado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022		Local
Massa de concentrado produzida	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana do ano de 2022	Local
Teor de cobre no rejeito	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana entre os dados dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa de rejeito produzido	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana entre os anos de 2020, 2021 e 2022	Local
Massa de estéril movimentado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa de entrada e saída em cada grupo de equipamentos ³	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana do ano de 2022 (padronização)	Local
Recuperação metalúrgica	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2020, 2021 e 2022	Local
Composição rejeito	Análises laboratoriais anteriores	2 análises laboratoriais de datas distintas para 8 e 2 amostras.	Média dos resultados para cada elemento em todas as amostras	Local
Composição estéril	Análises laboratoriais anteriores	2 análises laboratoriais de datas distintas para 16 e 19 amostras.	Média dos resultados para cada elemento em todas as amostras	Local
Consumo de água	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de floculante	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana do ano de 2022	Local

³ Britador primário, Sistema de britadores secundários, unidade de moagem e flotação, unidade de filtragem, unidade de Paste Fill, Saída de concentrado, Saída de rejeito.

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Rep. temporal	Rep. geográfica
Consumo específico de depressor	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de espumante	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de coletor	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo específico de cal	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo específico de corpos moedores	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Consumo de explosivos	(ecoinvent Association, 2023)	Fluxo de: <i>Copper mine operation and beneficiation, sulfide ore copper concentrate sulfide ore Consequential, U – RoW</i>	N/A	Global (Resto do Mundo)
Volume de água de reciclo	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana dos anos de 2021 e 2022	Local
Massa recirculada	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo de energia elétrica para principais grupos de equipamentos ^{os}	Operação	Pontos de dados mensais para grupos de equipamentos (britagem, Moagem, flotação, <i>Paste Fill</i>) para os anos de 2020, 2021 e 2022. Dados anuais desde 2018 para os mesmos grupos de equipamentos.	Mediana do ano de 2022	Local
Matriz elétrica brasileira	(EPE, 2024)	Matriz elétrica brasileira em 2023	N/A	Brasil
Consumo de óleo diesel	(ecoinvent Association, 2023)	Fluxo de: <i>Copper mine operation and beneficiation, sulfide ore copper concentrate sulfide ore Consequential, U – RoW</i>	N/A	Global (Resto do Mundo)

Variável	Origem do dado	Forma de apresentação	Rep. temporal	Rep. geográfica
Umidade no concentrado	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022 para cada mina	Mediana do ano de 2022	Local
Estéril para unidade de <i>Paste Fill</i>	Operação	Pontos de dados mensais 2020, 2021, 2022	Mediana do ano de 2022	Local
Consumo de cimento na unidade de <i>Paste Fill</i>	(Leandro de Lima Maia, 2019)	Dado de literatura para estudo de <i>paste fill</i> com minério de características semelhantes	N/A	Local

Fonte: Autoria própria (2024).

Avaliação de impacto de ciclo de vida

A avaliação de impacto de ciclo de vida foi feita no *software OpenLCA*, usando um sistema de produto incluindo os processos de extração do minério na mina, beneficiamento em unidade concentradora, destinação do rejeito em pilhas e produção do *paste fill* para enchimento da mina, a partir do estéril e do rejeito produzidos, bem como a cadeia de suprimentos a montante. Os processos escolhidos foram obtidos da base de dados Ecoinvent v3.10, localização Brasil ou Global.

O cálculo foi realizado seguindo a metodologia ReCipe, com 100% dos impactos alocados para o fluxo de produto de concentrado de cobre e com análise de qualidade de dados. O cálculo foi feito apenas para os indicadores intermediários (*midpoints*), na perspectiva Hierárquica. Todas as categorias de indicadores do ReCipe 2016 foram consideradas, uma vez que uma operação de mineração pode impactar o meio físico de formas muito distintas, portanto, analisar um número considerável de indicadores, em diferentes categorias, é interessante. Além disso, os indicadores considerados pela metodologia são amplamente aceitos pela comunidade científica internacionalmente. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela B. 1. Foram avaliados também os impactos relativos de cada processo ou fluxo principais, cuja contribuição é apresentada na Tabela B. 2.

Tabela B. 1 - Resultados da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida - Impacto por categoria.

Categoria	Unidade	Resultado
Acidificação: terrestre	kg SO ₂ – Eq.	9,878E-05
Mudança Climática	kg CO ₂ – Eq.	0,0564
Ecotoxicidade: aquática	kg 1,4-DCB – Eq.	0,0153
Ecotoxicidade: marinha	kg 1,4-DCB – Eq.	0,0208
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB – Eq.	1,9374
Recursos energéticos: não renovável, fóssil	kg petróleo Eq.	0,00466
Eutrofização: aquática	kg P – Eq.	9,796E-6
Eutrofização: marinha	kg N – Eq.	2,039E-6
Toxicidade humana: carcinogênica	kg 1,4-DCB – Eq.	0,0186
Toxicidade humana, não carcinogênica	kg 1,4-DCB – Eq.	0,0763
Radiação ionizante	kBq Co-60-Eq.	0,0306
Uso da Terra	m ² *a plantio – Eq.	0,0180
Recursos materiais: minerais/metals	kg Cu- Eq	0,0003
Depleção de ozônio	kg CFC -11- Eq.	5,859E-8
Formação de material particulado	kg PM _{2,5} – Eq.	4,505E-5
Formação de oxidante fotoquímico: saúde humana	kg NO _x – Eq.	9,082E-5
Formação de oxidante fotoquímico: ecossistemas terrestres	kg NO _x – Eq.	9,498E-5
Uso de água	m ³	0,0141

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela B. 2 - Contribuição relativa dos grupos de processos para o impacto final do sistema.

Categoria	Produção de materiais	Eletricidade
Acidificação: terrestre	8,42%	91,58%
Mudança Climática	5,27%	94,73%
Ecotoxicidade: aquática	1,80%	98,20%
Ecotoxicidade: marinha	4,43%	95,57%
Ecotoxicidade terrestre	16,93%	83,07%
Recursos energéticos: não renovável, fóssil	18,45%	81,55%
Eutrofização: aquática	17,35%	82,65%
Eutrofização: marinha	40,00%	60,00%
Toxicidade humana: carcinogênica	23,17%	76,83%
Toxicidade humana, não carcinogênica	5,33%	94,67%
Radiação ionizante	-0,10%	100,10%
Uso da Terra	3,36%	96,64%
Recursos materiais: minerais/metals	26,04%	73,96%
Depleção de ozônio	2,45%	97,55%
Formação de material particulado	11,80%	88,20%
Formação de oxidante fotoquímico: saúde humana	7,21%	92,79%
Formação de oxidante fotoquímico: ecossistemas terrestres	7,59%	92,41%
Uso de água	0,41%	99,59%

Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados devem ser analisados com cautela, uma vez que existem limitações na representatividade do modelo da realidade da operação analisada. Primeiro, utilizou-se dados da operação junto com dados de inventário e da literatura, podendo não corresponder complementarmente à realidade técnica da operação em estudo. Além disso, em alguns casos, não foi possível obter na literatura dados específicos da região analisada, utilizando-se por vezes da melhor alternativa possível, seja processos com referência no Brasil ou Global.

Assim, os resultados aqui apresentados são expressões relativas do sistema e não são previsões exatas dos impactos em categorias de indicadores de impacto final (*endpoints*), não refletindo o desrespeito a limites e normas, referências de segurança ou riscos.

Neste trabalho, não se agrupou ou converteu os resultados em indicadores de impacto final aos ecossistemas, saúde humana ou recursos.

Realizou-se análise de incertezas e qualidade dos dados. Análise de sensibilidade do sistema também foi realizada, avaliando o comportamento dos resultados frente a variações de 5% e 10%, para mais e para menos, em parâmetros chave (consumo de eletricidade, teor do minério, recuperação, teor do concentrado e consumo de água). Os resultados são apresentados Tabela B. 3, Tabela B. 4, Tabela B. 5, Tabela B. 6 e Tabela B. 7.

Tabela B. 3 - Resultados de análise de sensibilidade ao consumo de eletricidade para as principais categorias de impacto.

Consumo de eletricidade	Ecotoxicidade : terrestre	Toxicidade humana: não carcinogênica	Acidificação: terrestre	Mudança Climática	Radiação ionizante
Caso base (kWh/kg)	0,7105	0,7105	0,7105	0,7105	0,7105
Premissa alterada (kWh/kg)	0,639	0,639	0,639	0,639	0,639
Desvio absoluto	-0,0710	-0,0710	-0,0710	-0,0710	-0,0710
Desvio (%)	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Sensibilidade (%)	-8,22%	-9,08%	-7,94%	-9,26%	-10,03%

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela B. 4 - Resultados de análise de sensibilidade ao teor do minério para as principais categorias de impacto.

Teor do minério	Ecotoxicidade : terrestre	Toxicidade humana: não carcinogênica	Acidificação: terrestre	Mudança Climática	Radiação ionizante
Caso base (% Cu)	1,784%	1,784%	1,784%	1,784%	1,784%
Premissa alterada (% Cu)	1,606%	1,606%	1,606%	1,606%	1,606%
Desvio absoluto (%Cu)	-0,178%	-0,178%	-0,178%	-0,178%	-0,178%
Desvio (%)	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Sensibilidade (%)	1,97%	1,01 %	2,28%	0,82%	-0,03%

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela B. 5 - Resultados de análise de sensibilidade à recuperação para as principais categorias de impacto.

Recuperação	Ecotoxicidade : terrestre	Toxicidade humana: não carcinogênica	Acidificação: terrestre	Mudança Climática	Radiação ionizante
Caso base (%)	91,73%	91,73%	91,73%	91,73%	91,73%
Premissa alterada (%)	82,56%	82,56%	82,56%	82,56%	82,56%
Desvio absoluto	-9,17%	-9,17%	-9,17%	-9,17%	-9,17%
Desvio (%)	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Sensibilidade (%)	+1,98%	+1,01%	+2,29%	0,82%	-0,03%

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela B. 6 - Resultados de análise de sensibilidade ao teor do concentrado para as principais categorias de impacto.

Teor concentrado	Ecotoxicidade : terrestre	Toxicidade humana: não carcinogênica	Acidificação: terrestre	Mudança Climática	Radiação ionizante
Caso base (%)	33,63%	33,63%	33,63%	33,63%	33,63%
Premissa alterada (%)	27,70%	27,70%	27,70%	27,70%	27,70%
Desvio absoluto	-3,36%	-3,36%	-3,36%	-3,36%	-3,36%
Desvio (%)	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Sensibilidade (%)	-2,07%	-1,06%	-7,94%	-2,39%	+0,04%

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela B. 7 - Resultados de análise de sensibilidade ao consumo de água para as principais categorias de impacto.

Consumo de água	Ecotoxicidade : terrestre	Toxicidade humana: não carcinogênica	Acidificação: terrestre	Mudança Climática	Radiação ionizante
Caso base (m ³ /kg)	2,74E-04	2,74E-04	2,74E-04	2,74E-04	2,74E-04
Premissa alterada (m ³ /kg)	2,46E-04	2,46E-04	2,46E-04	2,46E-04	2,46E-04
Desvio absoluto (m ³ /kg)	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05
Desvio (%)	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Sensibilidade (%)	0%	0%	0%	0%	0%

Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados da análise de sensibilidade sugerem uma grande sensibilidade ao consumo de energia em quase todas as categorias críticas, enquanto a sensibilidade para outros parâmetros foi menor. O sistema não parece ser sensível ao consumo de água.

Interpretação do Ciclo de Vida

Os resultados apresentados são muito sensíveis a alguns parâmetros, como eletricidade, que carregam um alto grau de incertezas, devido à suposição da matriz energética considerada. Além disso, o sistema é muito sensível a pequenas alterações no modelo, como classificação de fluxos como produto ou resíduo, por exemplo. Portanto, a interpretação dos resultados deve ser cautelosa.

A análise de qualidade dos dados foi realizada com base no *Ecoinvent Data Quality System* e os resultados para cada categoria de impacto são apresentados na Tabela B. 8

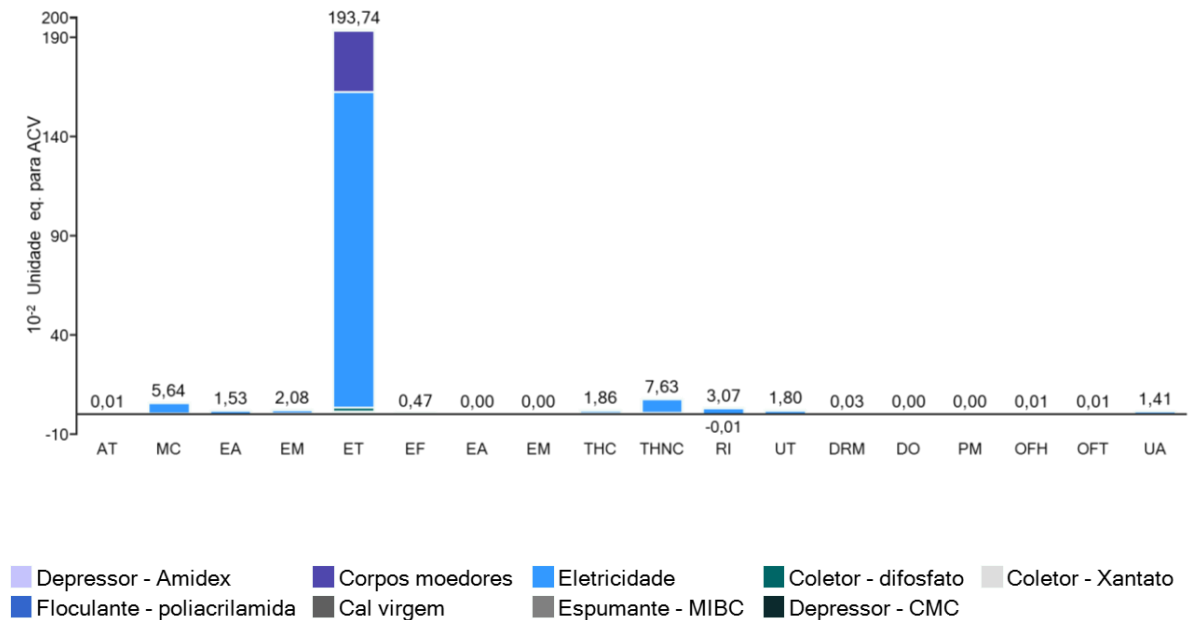
Tabela B. 8 - Análise da qualidade dados e confiabilidade por categoria de impacto ambiental analisada na ACV, segundo o Ecoinvent Data Quality System.

Categoria de impacto	Confiabilidade	Completo- de	Cor. Temporal	Cor. Geográfica	Cor. Tecnológica
Acidificação Terrestre	2	2	4	3	2
Mudança Climática	3	3	5	3	2
Ecotoxicidade aquática	1	1	3	1	1
Ecotoxicidade marinha	1	1	3	1	1
Ecotoxicidade terrestre	2	2	4	3	1
Recursos energéticos: fósseis	1	1	1	1	1
Eutrofização aquática	1	1	4	1	1
Eutrofização marinha	2	2	4	2	2
Toxicidade humana: carcinogênica	1	1	2	1	1
Toxicidade humana: não-carcinogênica	1	1	4	1	1
Radiação ionizante	1	1	5	1	1
Uso da terra	2	4	4	4	1
Depleção de Recursos minerais	2	2	4	1	1
Depleção de ozônio	4	4	4	4	4
Formação de material particulado	2	2	4	3	2
Formação de ozônio fotoquímico: saúde humana	2	3	5	4	1
Formação de ozônio fotoquímico: ecossistemas terrestres	2	3	5	4	1
Consumo de água	2	2	3	1	1

Fonte: Autoria própria (2024).

O impacto observado por categoria é apresentado na Figura B. 2. O impacto observado na categoria de Ecotoxicidade: terrestre, é muito relevante e superior ao observado em outras categorias de impacto avaliadas.

Figura B. 2 - Resultados de impacto ambiental do sistema de produto de concentrado de cobre, por categoria e processo.



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; EA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; EM = Ecotoxicidade Marinha [kg 1,4-DCB- eq.]; ET: Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM: Eutrofização Marinha [kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM= Formação de Material Particulado [kg PM_{2.5} eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³]).

Fonte: Autoria própria (2024).

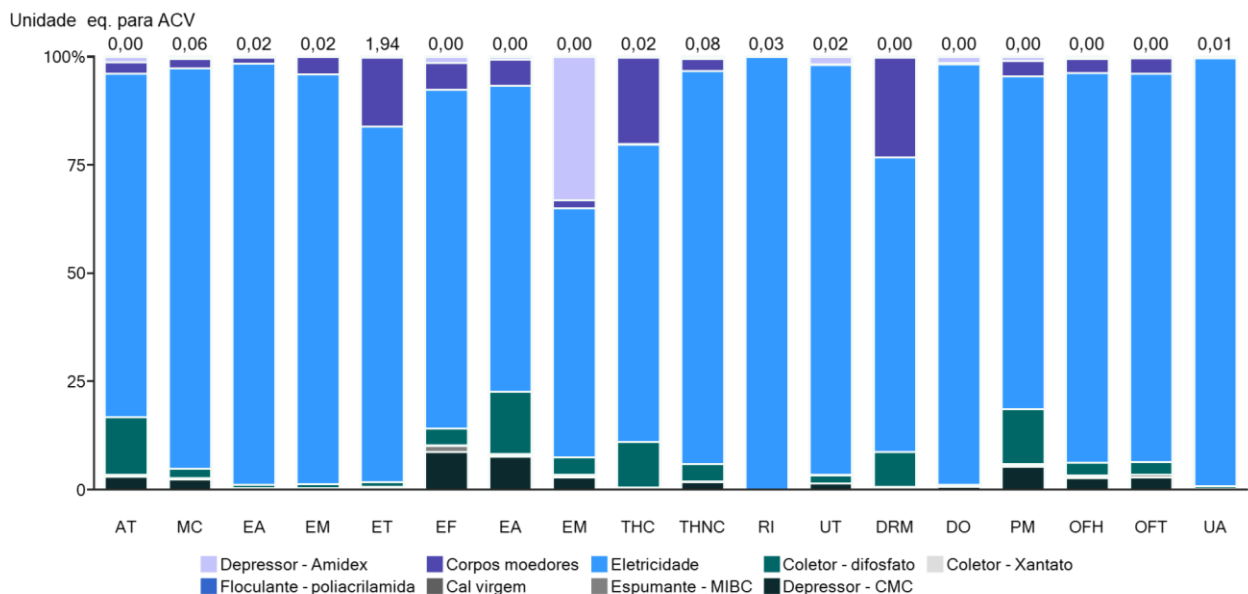
Para o sistema de produto, a categoria de maior impacto ambiental adverso foi Ecotoxicidade Terrestre, seguida de Toxicidade Humana: Não Carcinogênica. Na comparação com o processo caixa preta as duas categorias também se destacaram, mas na ordem inversa. O impacto relacionado a mudança climática também é relevante no caso em análise.

A exposição de seres humanos a altos níveis de cobre em seu meio pode ser tóxica e causar sintomas como náusea, diarreia, vômito, dano ao fígado e até morte. Quando o cobre é explorado e seus rejeitos são destinados no ambiente, ou as cavas acabam lixiviadas, esse cobre pode se misturar à água, tornando-se prejudicial não apenas

para a saúde humana, como também para ecossistemas aquáticos (Farjana; Huda; Parvez Mahmud, 2018). Além do cobre, o chumbo também pode ter grande influência neste resultado, uma vez que o chumbo encontrado nas análises do rejeito mineral apontaram superiores ao valor de referência para ecotoxicidade crônica (134%), segundo o Instituto Europeu do Cobre, e os compostos de chumbo são fortemente relacionados, no impacto à saúde humana, à toxicidade não carcinogênica (Katrien Delbeke; Patricio H. Rodriguez, 2014).

Com relação à contribuição de cada fluxo e processo da cadeia produtiva a montante para as categorias de impacto, observa-se uma grande contribuição da geração e conversão de energia elétrica. A produção de corpos moedores, cal e alguns reagentes também foi relevante nesse caso. Não tiveram relevância tão pronunciada, como no caso do processo caixa preta, os processos relacionados a movimentação de estéril e disposição do rejeito. Os resultados da árvore de contribuição podem ser apreciados na Figura B. 3.

Figura B. 3 - Contribuição relativa de cada processo para as diferentes categorias de impacto ambiental no sistema de produto de concentrado de cobre).



(AT = Acidificação terrestre [kg SO₂ eq.]; MC = Mudança Climática [kg CO₂ eq.]; EA= Ecotoxicidade Aquática [kg 1,4-DCB- eq.]; ET= Ecotoxicidade Terrestre [kg 1,4-DCB- eq.]; EF= Recursos energéticos: fósseis [kg óleo eq.]; EA= Eutrofização Aquática [kg P eq.]; EM= Eutrofização Marinha

[kg N eq.]; THC = Toxicidade Humana- carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; THNC= Toxicidade Humana Não Carcinogênicos [kg 1,4-DCB- eq.]; RI= Radiação Ionizante [kBq Co-60 eq.]; UT= Uso de Terras [m²*a plantação eq.]; DRM= Depleção de recursos minerais/metálicos [kg Cu eq.]; DO= Depleção de Ozônio [kg CFC-11 eq.]; PM= Formação de Material Particulado [kg PM2.5 eq.]; OFH= Formação de Ozônio Fotoquímico: Saúde Humana [kg Nox eq.]; OFT= Formação de Ozônio Fotoquímico: Ecossistemas Terrestres [kg Nox eq.]; UA= Uso de Águas [m³].

Fonte: Autoria própria (2024).

Nas duas categorias com impacto mais relevante para o sistema, Ecotoxicidade Terrestre e Toxicidade Humana não Carcinogênica, a principal contribuição do processo de eletricidade está relacionada à geração de energia eólica. Na categoria de mudança climática, a contribuição da eletricidade se deve principalmente à geração de energia hidrelétrica. Este é um ponto preocupante, especialmente uma vez que foi observada a tendência global de redução dos teores do minério explorado.

Dentre os reagentes, destacam-se o coletor, com impactos consideráveis na acidificação terrestre, eutrofização aquática e emissão de material particulado, e espumante, com impacto relevante para a eutrofização marinha.

A análise de sensibilidade revelou sensibilidade maior do que o esperado ao consumo de energia elétrica, haja vista o grande percentual de fontes renováveis na matriz elétrica considerada. Além disso, não se esperava que o sistema não apresentasse sensibilidade ao consumo de água para nenhuma categoria de impacto; esse resultado provavelmente está associado ao baixo consumo de água nova no modelo, já que se considerou a recirculação de um volume de água correspondente a mais de 83% do consumo total de água na unidade.

Considerando o grande impacto associado a categorias de toxicidade, recomenda-se um estudo adicional aplicando metodologias específicas para avaliação de toxicidade, de forma a validar os resultados obtidos neste estudo.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação Do Ciclo de Vida: Princípios E Estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISSO 14044: Gestão Ambiental: Avaliação Do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009.

ECOINVENT ASSOCIATION. Ecoinvent v3.10., 2023. Disponível em: <https://support.ecoinvent.org/system-models>. Acesso em: 2 jan. 2025.

EPE. Matriz Energética e Elétrica. *In*: EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. 2024. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>. Acesso em: 21 nov. 2024.

FARJANA, S. H.; HUDA, N.; PARVEZ MAHMUD, M. A. Environmental impact assessment of european non-ferro mining industries through life-cycle assessment. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 154, p. 012019, 2018.

KATRIEN DELBEKE; PATRICIO H. RODRIGUEZ. **Copper Concentrates: Environmental and Human Health hazard classification**. Belgium: European Copper Institute, 2014. Disponível em: <http://www.copperalliance.eu/industry/regulatoryframework/initiatives-and-regulations/imo-marpol-ghs>. Acesso em: 17 jan. 2025.

LEANDRO DE LIMA MAIA. **Estudo de melhoria da resistência à compressão uniaxial de enchimento de mina tipo paste fill da Mineração Caraíba S/A**. 2019. 114 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/38327/1/DISSERTA%c3%87%c3%83O%20Leandro%20de%20Lima%20Maia.pdf>. Acesso em: 2 jan. 2025.

APÊNDICE C – Análise de qualidade dos dados por categoria de impacto analisada.

Tabela C. 1 - Análise da qualidade dados e confiabilidade por categoria de impacto ambiental analisada na ACV.

Categoria de impacto	Confiabilidade	Completu- de	Cor. Temporal	Cor. Geográfica	Cor. Tecnológi- ca
Acidificação Terrestre	2	2	4	3	2
Mudança Climática	3	3	5	3	2
Ecotoxicidade aquática	1	1	3	1	1
Ecotoxicidade marinha	1	1	3	1	1
Ecotoxicidade terrestre	2	2	4	3	1
Recursos energéticos: fósseis	1	1	1	1	1
Eutrofização aquática	1	1	4	1	1
Eutrofização marinha	2	2	4	2	2
Toxicidade humana: carcinogênica	1	1	2	1	1
Toxicidade humana: não- carcinogênica	1	1	4	1	1
Radiação ionizante	1	1	5	1	1
Uso da terra	2	4	4	4	1
Depleção de Recursos minerais	2	2	4	1	1
Depleção de ozônio	4	4	4	4	4
Formação de material particulado	2	2	4	3	2
Formação de ozônio fotoquímico: saúde humana	2	3	5	4	1
Formação de ozônio fotoquímico: ecossistemas terrestres	2	3	5	4	1
Consumo de água	2	2	3	1	1

Fonte: Autoria própria (2024).