UTILIZAÇÃO DAS FERRAMENTAS ACV E AHP PARA AVALIAÇÃO E COMPARAÇÃO HIERÁRQUICA NO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE COBRE EM PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO

JOSINALDO DE OLIVEIRA DIAS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES

FEVEREIRO - 2020

UTILIZAÇÃO DAS FERRAMENTAS ACV E AHP PARA AVALIAÇÃO E COMPARAÇÃO HIERÁRQUICA NO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE COBRE EM PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO

JOSINALDO DE OLIVEIRA DIAS

Tese de doutorado apresentada ao corpo docente do Centro de Ciência e Tecnologia dos Materiais, da Universidade Estadual do Norte Fluminenses Darcy Ribeiro - UENF, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Engenharia e Ciência dos Materiais.

Orientador: Prof. Angelus Giuseppe Pereira da Silva
Co-orientador: Prof. José Nilson F. de Holanda
Co-tutela: Profª. Sílvia Pinho Cardinal

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

FEVEREIRO - 2020

FICHA CATALOGRÁFICA
UENF - Bibliotecas
Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

D541 Dias, Josinaldo de Oliveira.

Utilização das Ferramentas ACV e AHP para avaliação e comparação hierárquica dos processos de recuperação de cobre em placas de circuito impresso / Josinaldo de Oliveira Dias. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2020.

133 f.
Bibliografia: 116 - 123.

Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência dos Materiais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciência e Tecnologia, 2020.
Orientador: Angelus Giuseppe Pereira da Silva.

1. Resíduos eletrônicos. 2. Avaliação do Ciclo de Vida. 3. Análise Multicritério. 4. Hidrometalurgia. 5. Recuperação de metais. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 620.11

UTILIZAÇÃO DAS FERRAMENTAS ACV E AHP PARA AVALIAÇÃO E COMPARAÇÃO HIERÁRQUICA NO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE COBRE EM PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO

JOSINALDO DE OLIVEIRA DIAS

Tese de doutorado apresentada ao corpo docente do Centro de Ciência e Tecnologia dos Materiais, da Universidade Estadual do Norte Fluminenses Darcy Ribeiro - UENF, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Engenharia e Ciência dos Materiais.

Aprovada em 06 de fevereiro de 2020.

Comissão examinadora:

_____

Prof[a]. Camila Mendonça Romero Sales (DSc.) - IFF

_____

Prof[a]. Márcia Giardinieri de Azevedo (DSc.) - UENF

_____

Prof. José Nilson França de Holanda (DSc.) - UENF
(Co-orientador)

_____

Prof. Angelus Giuseppe Pereira da Silva (DSc.) - UENF
(Orientador)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, que esteve ao meu lado, dando força e sabedoria necessária para seguir em frente e superar obstáculos. As pessoas que lutam diariamente ao meu lado, transmitindo fé, amor, alegria, determinação, paciência, e coragem, tornando nossos dias mais felizes e bonitos, em especial a memória da minha tia Maria da Penha, que tanta alegria transmitiu em sua vida. Aos meus pais e irmãos! Em especial a minha amada mãe, Lusia Cardoso de Oliveira, exemplo de honestidade, bondade e força de vontade. Obrigado por sua devoção e amor!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por meu carregar em seus braços nos momentos mais difíceis.

À minha querida e amada mãe pelo carinho, paciência, companheirismo e apoio nos principais momentos da minha vida. Meu maior exemplo de vida.

À minha irmã Flávia e minha sobrinha Maria Eduarda, por todo cuidado e preocupação.

Aos professores e orientadores Dr. Angelus Giuseppe P. de Souza e Dr. José Nilson F. de Holanda pela confiança depositada em meu trabalho, e incentivo durante a concretização deste ciclo.

Á minha eterna professora Dra. Camila M. Romero Sales, por todo incentivo, orientação e amizade.

Aos professores por compartilharem seus conhecimentos, e pela importante contribuição em todo desenvolvimento desse trabalho.

À professora Dra. Márcia Giardinieri por todo carinho, atenção e disponibilidade.

Aos meus amigos, que foram minha base durante os períodos de incerteza.

À Professora Dra. Sílvia Pinho, por me receber e me conduzir carinhosamente durante o período sanduiche em Portugal.

À Professora Dra. Belmira Neto por toda atenção, auxílio e credibilidade.

À UENF, por me proporcionar a concretização deste sonho.

À FAPERJ por acreditar e financiar esta pesquisa.

À CAPES por me proporcionar o aprimoramento científico a nível internacional.

À Universidade do Porto – Faculdade de Engenharia, onde construí laços de aprendizado e afeto.

Enfim, agradeço a todos os diretamente ligados à minha formação pessoal e/ou acadêmica.

Resumo da Tese de doutorado apresentada ao CCT-UENF como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Engenharia e Ciência dos Materiais.

UTILIZAÇÃO DAS FERRAMENTAS ACV E AHP PARA AVALIAÇÃO E COMPARAÇÃO HIERÁRQUICA NO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE COBRE EM PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO

Josinaldo de Oliveira Dias
06 de Fevereiro de 2020

Orientador: Prof. Angelus Giuseppe Pereira da Silva

O consumo em massa de eletroeletrônicos, em combinação com a redução de seu tempo de vida útil leva a um aumento expressivo no volume de material eletrônico descartado. As Placas de Circuito Impressos (PCIs) são partes integrantes de equipamentos eletroeletrônicos, constituídos muitas vezes por materiais de alto valor econômico e grande potencial de dano aos meios biótico e antrópico. Contudo, a reciclagem convencional de resíduos eletrônicos consome grande quantidade de energia e de produtos químicos, além de gerar como subprodutos substâncias perigosas, emissões gasosas e grandes volumes de resíduos efluentes. Este trabalho propõe o uso articulado da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e do método multicritério de suporte à decisão - AHP para avaliar e comparar os impactos ambientais de duas rotas hidrometalúrgicas de recuperação de cobre em PCIs. O método consiste basicamente em quatro etapas: caracterização dos resíduos de PCI; execução das rotas hidrometalúrgicas (em meios alcalino e ácido) para recuperação do cobre e sua caracterização; aplicação do método ACV com uso do software SimaPRO 8.0; aplicação do método AHP. A segunda etapa gera os dados que serão aplicados na ACV. Por sua vez, as informações produzidas na ACV são utilizadas na AHP. Esta última permite a análise hierárquica entre as rotas, apontando aquela que causa menor impacto ambiental. De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, indica-se o uso do processo de separação por densidade e separação magnética em frações com tamanho de partícula +1 mm, uma vez que a classe Concentrado NM + 1mm apresentou concentração de 78% de cobre em sua composição metálica. Destaca-se que a classe Concentrado, representa cerca de 14% de cobre (em massa) levando-se em consideração a quantidade de 3,789 kg de material de entrada. Visando a recuperação deste metal, aplicou-se duas rotas de lixiviação química, onde a rota em ácido sulfúrico (H_2SO_4) apresentou eficiência de 90,05% na solubilização de Cu, e a rota em sulfato de amônia ($(NH_4)_2SO_4$) e amônia (NH_3) teve seu desempenho de solubilização do Cu estimado em 49% de eficiência. Referente a ACV, foi possível estimar os impactos do ciclo de vida dos processos hidrometalúrgicos associados às operações de recuperação de Cu em PCIs. Após a obtenção dos valores dos impactos normalizados por categoria, utilizou-se a ferramenta AHP. Este procedimento apontou que a lixiviação em meio alcalino responde por cerca de 72% dos impactos ambientais identificados na pesquisa, quando comparada a rota de lixiviação em meio ácido, sendo assim a rota de lixiviação menos preferida frente a redução de impactos ambientais associados.

Abstract of thesis presented to CCT-UENF as part requirements for obtaining the Doctor degree in Engineering and Materials Science

APPLICATION OF ACV AND AHP TOOLS FOR HIERARCHICAL ASSESSMENT AND COMPARISON IN THE COPPER RECOVERY PROCESS IN PRINTED CIRCUIT BOARDS

Josinaldo de Oliveira Dias
February 06, 2020

Advisor: Prof. Angelus Giuseppe Pereira da Silva

The mass consumption of electronics, in combination with the reduction of its useful life leads to a significant increase in the volume of discarded electronic material. Printed Circuit Boards (PCBs) are an integral part of electronic equipment, often consisting of materials of high economic value and great potential for damage to biotic and anthropic media. However, conventional recycling of electronic waste consumes a large amount of energy and chemicals, in addition to generating dangerous substances, gas emissions and large volumes of effluent waste as by-products. This work proposes the articulated use of the Life Cycle Assessment (LCA) methodology and the multi-criteria decision support method - AHP to assess and compare the environmental impacts of two hydrometallurgical copper recovery routes in PCIs. The method basically consists of four stages: characterization of PCI residues; execution of hydrometallurgical routes (in alkaline and acid media) to recover copper and its characterization; application of the LCA method using the SimaPRO 8.0 software; application of the AHP method. The second stage generates the data that will be applied in the LCA. In turn, the information produced in the LCA is used in the AHP. The latter allows hierarchical analysis between routes, pointing out the one that causes the least environmental impact. According to the results obtained in the present study, the use of the density / magnetic separation process in fractions with particle size +1 mm is indicated, since the Concentrate class NM + 1mm presented a concentration of 78% copper in its metallic composition. It is noteworthy that the Concentrate class, represents about 14% of copper (by mass) taking into account the amount of 3.789 kg of input material. In order to recover this metal, two routes of chemical leaching were applied, where the route in sulfuric acid (H_2SO_4) showed an efficiency of 90.05% in the solubilization of Cu, and the route in ammonium sulfate ($(NH_4)_2SO_4$) and ammonia (NH_3) had its Cu solubilization performance estimated at 49% efficiency. Regarding LCA, it was possible to estimate the life cycle impacts of hydrometallurgical processes associated with Cu recovery operations in PCBs. After obtaining the values of impacts normalized by category, the AHP tool was used. This procedure pointed out that alkaline leaching accounts for about 72% of the environmental impacts identified in the research, when compared to the acid leaching route, thus being the least preferred leaching route in view of the reduction of associated environmental impacts.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS 18
1.1 Introdução 18
1.2 Objetivos 20
1.2.1 Objetivo geral 21
1.2.2 Objetivos específicos 21
1.3 Problemática 21
1.4 Ineditismo 23
1.5 Justificativa 24
1.6 Estrutura do trabalho 26
CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 27
2.1 Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos – REEE 27
2.1.1 Caracterização das Placas de Circuito Impresso – PCI 29
2.1.1.1 Caracterização química das PCI's 31
2.2 Processos extrativos 32
2.2.1 Processos físicos e mecânicos 33
2.2.3 Processo Pirometalúrgico 35
2.2.4 Processo Hidrometalúrgico 36
2.2.4.1 Processo hidrometalúrgico em meio ácido – Ácido Sulfúrico 37
2.2.4.2 Processo hidrometalúrgico em meio alcalino – Amônia 38
2.2.5 Processo Biohidrometalúrgico 39
2.3 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV 40
2.3.1 Princípios e estruturas da ACV aplicados 42
2.4 Método *Analytic Hierarchy Process* – AHP 44
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS 49
3.1 Caracterização das PCIs 49
3.2 Processamento físico e mecânico 50
3.3 Caracterização física e química dos resíduos de PCI's 53
3.3.1 Caracterização física 53
3.3.2 Caracterização química 54
3.4 Recuperação de Cobre por Hidrometalurgia 55
3.5 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV 57
3.6 Análise Multi-Critério 59

3.6.1 Definição do objetivo 59
3.6.2 Definição dos critérios e alternativas.....59
3.6.3 Atribuição dos valores de julgamento 60
3.6.4 Cálculo PML's e PG's.....63
3.6.5 Razão de consistência 63
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO 64
4.1 Caracterização visual das Placas de Circuito Impresso 64
4.2 Processamento físico e mecânico.....65
4.2.1 Desmantelamento 65
4.2.2 Cominuição 66
4.2.2.1 Análise da poeira produzida no processo de fragmentação 67
4.2.3 Separação granulométrica 73
4.2.4 Separação por densidade e Magnética.....73
4.2.5 Definição da amostra teste.....79
4.3 Caracterização química e física das amostras.....80
4.4 Recuperação de Cobre por Hidrometalurgia.....92
4.4.1 Lixiviação química em ácido sulfúrico 93
4.4.2 Lixiviação química em sulfato de amônia.....95
4.5 ACV aplicada aos processos de recuperação de Cu por hidrometalurgia.....97
4.5.1 ACV aplicada a fase de pré-tratamento 97
4.5.1 Definição, objetivo e escopo da ACV aplicada a Lixiviação.....100
4.5.2 Inventário do Ciclo de Vida – ICV 100
4.5.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida – AICV 102
4.5.4 Resultados 102
4.6 Análise Multicritério 104
4.6.1 Definição do objetivo 104
4.6.2 Definição dos critérios e alternativas.....105
4.6.3 Matriz de comparação e Matriz normalizada 106
4.6.3.1 Matriz de comparação e Matriz normalizada - critérios.....106
4.6.3.1.1 Cálculo PML's - critérios.....111
4.6.3.1.2 Razão de consistência - critérios 111
4.6.3.2 Matriz de comparação e Matriz normalizada – alternativas 112
4.6.4 Prioridade Média Global - PG 115
CAPÍTULO 5 - CONCLUSÃO 116

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 118
APÊNDICE I – DADOS REFERENTES A EAA 124
ANEXO I – CARACTERIZAÇÃO DAS CATEGORIAS DE IMPACTO – ACV 131

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 : Processos de tratamento de PCI (adaptado de Oliveira, 2012 apud Silvas, 2014). 33

Figura 2.2 : Rotas hidrometalúrgicas para a reciclagem de REEE (Pant et al., 2012).....37

Figura 2.3 : Fases da ACV (Adaptado ISO, 2006). 42

Figura 2.4 : Entradas e saídas do sistema (Rubin et al., 2013). 43

Figura 2.5 : Estrutura de hierarquias (Adaptado de Saaty 1990). 45

Figura 3.1 : Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C. 49

Figura 3.2 : EWZ M400 / I-200 máquina de trituração de eixo único. a) Estrutura externa; b) Eixo de trituração; c) Amostra para a trituração. 51

Figura 3.3 : Fragmentador RETSCH SM 200. a) Estrutura externa; b) Eixo de facas; c) Escotilha. 51

Figura 3.4 : Separador vibratório (RETSCH AS 200). 52

Figura 3.5 : Mesa oscilatória para a separação por densidade (Adaptado de Wills, 2006). ..52

Figura 3.6 : Fluorescência de Raio X - Oxford X-MET 7000. 53

Figura 3.7 : Processo de digestão em água régia. 54

Figura 3.8 : Equipamento para a definição do Carbono Total (TOC-V, SHIMADZU). 55

Figura 3.9 : Equipamento utilizado para a Espectrometria de Absorção Atômica. 55

Figura 3.10 : a) Processo de lixiviação em meio amoníaco; b) Processo de lixiviação em meio ácido. 56

Figura 4.1 : Vista superior da placa semidesmantelada e seus componentes. 64

Figura 4.2 : Corte transversal na PCI tipo FR- 4. 65

Figura 4.3 : Microscopia Eletrônica de Varredura. a) imagem global 1mm – ponto Z1; b) Imagem aproximada (500x) - pontos Z2, Z3,Z4 e Z5. 68

Figura 4.4 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z1. 69

Figura 4.5 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z2. 69

Figura 4.6 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z3. 70

Figura 4.7 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z4. 70

Figura 4.8 : Mesa oscilatória tipo Wilfley. 74

Figura 4.9 : Distribuição da massa (em %) das classes obtidas na separação por densidade. 75

Figura 4.10 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a classe e granulometria da amostra.....76

Figura 4.11 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a granulometria e característica magnética. 77

Figura 4.12 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a granulometria, classe e característica magnética.....77

Figura 4.13 : Estrutura esquemática do fluxo de entradas e saídas na fase de pré-tratamento. 78

Figura 4.14 : Distribuição da massa dos 12 produtos (em %) de acordo com a granulometria, classe e característica magnética. 80

Figura 4.15 : Concentração de Carbono Total (TC) nas amostras dos 12 produtos.....81

Figura 4.16 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria +1mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto. 82

Figura 4.17 : Produto Magnético (M) de granulometria +1mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto. 83

Figura 4.18 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria +1mm – 0,45mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto.....84

Figura 4.19 : Produto Magnético (NM) de granulometria +1mm – 0,45mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto. 85

Figura 4.20 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria – 0,45mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto. 86

Figura 4.21 : Produto Magnético (M) de granulometria – 0,45mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto. A imagem e) representa uma ampliação de imagem d). 87

Figura 4.22 : Quantificação do material insolubilizado durante a digestão por água régia. ...89

Figura 4.23 : Quantificação da presença de Cobre na fração metálica das amostras.....90

Figura 4.24 : Composição metálica da classe Concentrado. 92

Figura 4.25 : Amostra solubilizadas após a lixiviação por H_2SO_4. 94

Figura 4.26 : Evolução do processo de solubilização do Cu nas amostras durante a lixiviação. 95

Figura 4.27 : Processo de lixiviação em meio Amoníaco. Imagem a) representa o sistema composto por um balão de Erlenmeyer, um agitador mecânico e a tampa protetora do sistema. A imagem b) apresenta as amostras ao longo do processo lixiviante. 96

Figura 4.28 : Inventário do Ciclo de Vida (ICV) para a fase de pré-tratamento. 97

Figura 4.29 : ICV do processo de lixiviação em ácido sulfúrico. 101

Figura 4.30 : ICV do processo de lixiviação em amônia/sulfato de amônia. 101

Figura 4.31 : Árvore de decisão para o modelo proposto: objetivo, critérios e alternativas. 105

Figura 4.32 : Estrutura matricial para o cálculo das PG's. 115

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 : Apreciação crítica dos principais trabalhos sobre a temática.....24

Quadro 2.1 : Definição de resíduos eletrônicos perigosos e não perigosos segundo “A Lista Europeia de Resíduos” (Europe Comission, 2018).....28

Quadro 2.2 : Classificação de PCIs de acordo com a composição do laminado (Hall & Williams, 2007 ; Cui & Forssberg, 2003). 30

Quadro 2.3 : Categorias de metais presentes nas PCIs (Adaptado de DAS et al., 2009).....32

Quadro 2.4 : Escala para comparações pareadas (Adaptado de Saaty, 2000). 44

Quadro 3.2 : Alternativas e critérios para a análise hierárquica.....60

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 : Ensaios hidrometalúrgicos em meio ácido (H_2SO_4). 38

Tabela 2.2 : Entradas e saídas quantificadas no processo (Rubin et al., 2013). 43

Tabela 2.3 : Categorias de impacto referentes ao processo avaliado (Rubin et al., 2013). ... 43

Tabela 3.1 : Condições de lixiviação em meio ácido. 56

Tabela 3.2 : Condições de lixiviação em meio básico. 57

Tabela 3.3 : Escala adaptada de Saaty para a comparação dos critérios. 61

Tabela 3.4 : Escala adaptada de Saaty para comparação das alternativas. 62

Tabela 4.1 : Distribuição da massa da amostra geral da poeira (%). 71

Tabela 4.2 : Composição química (% massa) amostra de poeira. 72

Tabela 4.3 : Separação granulométrica das PCIs. 73

Tabela 4.4 : Distribuição da massa de acordo com a granulometria, classe e característica magnética. 79

Tabela 4.5 : Definição dos 12 produtos e suas respectivas massas. 79

Tabela 4.6 : Massa de Cu estimada para os 12 produtos. 90

Tabela 4.7 : Composição da fração metálica da classe Concentrado. 92

Tabela 4.8 : Condições de lixiviação em meio ácido e taxa de extração de Cu. 93

Tabela 4.9 : Condições de lixiviação em meio alcalino e taxa de extração de cobre. 96

Tabela 4.10 : ICV do processo I considerando unidade funcional = 1kg CNM +1mm (78% Cu). 98

Tabela 4.11 : ICV do processo II considerando unidade funcional = 1kg CNM +1mm (78% Cu). 98

Tabela 4.12 : Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) da fase de pré-tratamento. 99

Tabela 4.13 : ICV do processo de lixiviação em ácido sulfúrico. 101

Tabela 4.14 : ICV do processo de lixiviação em amônia/sulfato de amônia. 102

Tabela 4.15 : AICV Comparativa caracterizada entre os processos de lixiviação em meio ácido e alcalino. 103

Tabela 4.16 : AICV comparativa Normalizada entre os processos de lixiviação em meio ácido e alcalino. 103

Tabela 4.17 : Matriz de comparação dos critérios $aij = ci - cj$. 106

Tabela 4.18 : Matriz de comparação dos critérios $(ci - cj)$. 108

Tabela 4.19 : Matriz de pesos atribuídos a cada critério. 109

Tabela 4.20 : Matriz dos critérios normalizada e PML. 110

Tabela 4.21 : RC para a matriz de pesos atribuídos aos critérios. 111

Tabela 4.22 : Matriz de comparação das alternativas $aij = A1 - A2$. 112

Tabela 4.23 : Matriz de comparação das alternativas à luz de cada critério. 112

Tabela 4.24 : PML de cada alternativa a luz de cada critério. 113

Tabela 4.25 : Matriz de pesos atribuídos a cada alternativa frente a cada critério. 114

Tabela 4.26 : PG's para cada alternativa. 115

LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AHP – *Analytic Hierarchy Process*
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
E – Lixo – Lixo eletrônico
ICV – Inventário de Ciclo de Vida
ISO - *International Organization for Standardization*
LCA – *Life Cycle Assessment*
LoW – *List of Waste*
PCI – Placa de Circuito Impresso
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
REEE – Resíduos Eletroeletrônicos
UNEP - *United Nations Environment Programme*
WEEE – *Waste Electrical and Electronic Equipment Directive*
PML – Prioridade média local
PG – Prioridade média global
EDTA - ácido etilenodiamino tetra-acético
DTPA - ácido pentetico
NTA - ácido Nitrilotriácetico
As – Arsênio
Sb – Antimônio
Se – Selênio
Ta – Tântalo
Zn – Zinco
Ni - Níquel
Be – Berílio
Cd – Cádmio
Cr – Crômio
Hg – Mercúrio
Pb – Chumbo
Cu – Cobre
Ag – Prata
Au – Ouro
Pt – Platina
NO_x – Óxido de azoto
SO_2 - Dióxido de enxofre
CO – Monóxido De carbono
In – Índio
Ga – Gálio
Pd – Paládio
Sn – Estanho
Ti – Tálio
Si – Silício
Ge – Germânio
M – Molar
CM – Concentrado Magnético
CNM – Concentrado Não-Magnético
MM - Misto Magnético
MNM – Misto Não-Magnético
EM - Estéril Magnético
ENM – Estéril Não-Magnético
MOM - Matéria Orgânica Magnético
MONM – Matéria Orgânica Não-magnético

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 Introdução

Por consequência do avanço tecnológico, da redução do tempo de vida útil estimado dos produtos e da maior acessibilidade aos consumidores para a aquisição, o descarte dos resíduos eletrônicos tem crescido de forma exponencial. Segundo a *United Nations E-Waste Coalition*, em seu relatório intitulado "*A new circular vision for electronics – time for a global reboot*", publicado em 2019, os Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs) ou *Waste Electrical and Eletronic Equipament* (WEEE), alcançaram os patamares de 50 milhões de toneladas em 2018.

A reciclagem de resíduos eletrônicos tem se tornado alvo das indústrias extrativas devido ao aumento da quantidade e do valor econômico associado à recuperação de materiais. A mineração urbana, como é chamada a atividade de reciclagem de eletrônicos, proporciona a obtenção de mais metais preciosos do que o processo de mineração convencional (XAVIER & LINS, 2018).

O E-lixo ou *E-waste* compreende o descarte de aparelhos eletrônicos dentre os quais, computadores e celulares apresentam-se desproporcionalmente abundantes em relação aos demais aparelhos eletrônicos, devido ao curto ciclo de vida que apresentam. Já o Resíduo de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) caracterizam-se por incluírem também, além do E-lixo, bens como refrigeradores e fornos (KOHLER e ERDMAN, 2004). Contudo, a distinção entre as duas classificações tem sido atenuada cada vez mais, devido à introdução de Placas de Circuito Impresso (PCIs) em tais equipamentos para garantir funcionalidades diferenciadas (HILTY, 2005).

As PCIs apresentam-se como parte integrante dos equipamentos eletroeletrônicos, possuindo em sua composição, materiais metálicos, cerâmicos e poliméricos (ERNST et al., 2003). Cobbing (2008) afirma que o REEE, sobretudo as PCIs, caracterizam-se pela distinção química e física em relação aos demais resíduos industriais, sendo constituídos muitas vezes, por materiais de alto valor econômico e também por materiais que expressam risco eminente para o meio biótico e antrópico.

Para Lim (2010), a composição do REEE pode ser segmentada em materiais com a classificação “perigosos” (como, Be; Cd; Cr; Hg; Pb) e “não-perigosos” (como, Cu; Ag, Au, Pt).

Mediante a necessidade de gestão adequada destes resíduos, Li et al., (2012) apontam que os maiores esforços no estabelecimento de sistemas formais e eficientes para o tratamento e recuperação dos REEE tem vindo dos países desenvolvidos. Desde o início da década de 1990, estabeleceu-se na União Europeia, a adoção de diretivas para tratamento desses resíduos.

Em relação ao Brasil, no ano de 2010 foi promulgada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), representada pela lei de nº 12.305/2010, tendo como um dos principais pontos a Logística Reversa (LR), que visa garantir o retorno de produtos, ao final de vida útil (*end of life*), aos processos industriais, ou encaminhá-los para o descarte adequado. A PNRS não trata de forma individual dos resíduos eletroeletrônicos, a mesma apresenta especificações para a gestão de um grupo limitado de resíduos, são eles: agrotóxicos, pilhas e baterias; pneus; óleos lubrificantes e seus resíduos de embalagem; lâmpadas fluorescentes; produtos eletroeletrônicos e seus componentes (BRASIL, 2010).

Os esforços para a melhoria das atividades de gestão de resíduos têm se intensificado, pois os efeitos colaterais da disposição inadequada, bem como a extração excessiva de recursos naturais, são sentidos por toda a sociedade, não só por meio do aumento do custo final para a aquisição dos bens, mas também pelos custos de remoção e tratamento dos resíduos (RIBEIRO, 2014).

Desta forma, a sustentabilidade industrial permite conciliar os aspectos ambiental, social e econômico, na era moderna, por meio da gestão dos resíduos sólidos, que por sua vez constitui-se de modelos e sistemas integrados que visam à redução dos resíduos produzidos pela população, provido de programas que auxiliam a reutilização, recuperação e a reciclagem, inserindo tais resíduos como insumos novamente para a indústria (GALBIATI et al., 2005).

De acordo com Ogunseiton et al., (2009), os produtos eletroeletrônicos são frequentemente descartados sem o pensamento sobre os efeitos adversos causados ao meio ambiente e a saúde pública. Isso se deve à ausência de políticas públicas eficazes para a gestão destes resíduos, bem como à alta taxa de obsolescência e

altos custos para a reciclagem e recuperação de tais itens. Yu et al., (2010) afirmam que os países em desenvolvimento preveem descartar o dobro do número de computadores pessoais anualmente, tal como os países desenvolvidos, até 2030.

A reciclagem pode recuperar os componentes reusáveis e materiais base, principalmente metais, como Cu, Au, Ag entre outros. No entanto, devido à falta de instalações, altos custos de mão-de-obra e regulamentações ambientais incipientes, os processos primitivos como desmontagem manual, digestão ácida forte e queima em sistema aberto, são métodos extremamente ativos para o processamento de REEE, sobretudo em países emergentes como Índia e China. (COBBING, 2008; LIU et al. 2009).

Assim, a reciclagem dos materiais oriundos das PCIs representa a mitigação dos impactos ambientais e sociais, garantindo que seja tangível a obtenção de concentrados metálicos passíveis de recuperação (SILVAS, 2014).

Silvas (2014) ainda afirma que durante o processo de recuperação de metais das PCIs, verifica-se a composição heterogênea que a mesma apresenta, o que dita a necessidade criteriosa de seleção dos métodos e parâmetros de recuperação, tais como os processos hidrometalúrgico e biohidrometalúrgico que demandam características singulares de lixiviação química/bioquímica (potencial de oxirredução, pH, força iônica, cepa bacteriana, modo de agitação, etc.).

Já os processos intitulados pirometalúrgicos, apresentam uso de altas temperaturas para o processamento de materiais. O objetivo desta técnica baseia-se em obter os metais componentes promovendo a concentração em uma fase metálica e outra fase contendo escória (onde encontra-se os materiais cerâmicos). Os polímeros por sua vez, degradam-se termicamente, o que caracteriza a principal desvantagem do método, propiciando a geração de dióxidos. (ZHOU et al., 2010; FLANDINET et al., 2012).

1.2 Objetivos

A seguir será apresentado o objetivo geral que conduz a pesquisa, assim como os objetivos específicos.

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo central do presente trabalho consistiu na proposição de um procedimento sistemático baseado na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e no método multicritério de suporte à decisão *Analytic Hierarchy Process* (AHP) para a avaliação e comparação de duas rotas hidrometalúrgicas para a recuperação de Cu em placas de circuito impresso, levando em consideração a caracterização destes resíduos, visando maximizar os benefícios ambientais na recuperação de metais.

1.2.2 Objetivos específicos

a) Caracterizar os resíduos de PCIs;

b) Realizar ensaios de tratamento físico e mecânico nos resíduos de PCIs visando a recuperação de metais;

c) Caracterizar e executar as rotas hidrometalúrgicas, de acordo com o interesse deste estudo;

d) Delimitar as fronteiras do sistema de recuperação de Cu em resíduos de PCI.

e) Realizar o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) dos referidos processos;

f) Definir os critérios e subcritérios para a análise hierárquica de acordo com a ferramenta de ACV utilizada;

g) Estruturar a árvore de decisão, de acordo com o problema decisório, critérios, subcritérios e alternativas;

h) Construir a Matriz de decisão e apresentar a hierarquia gerada;

1.3 Problemática

A atividade de reciclagem de resíduos eletrônicos, na maioria dos países em desenvolvimento, é largamente desregulada e frequentemente associada à

recuperação de materiais e metais empregando métodos de reciclagens rústicos. A reciclagem convencional de resíduos eletrônicos consome uma grande quantidade de produtos químicos e energia, e também gera como subproduto substâncias perigosas, emissões gasosas e descargas de resíduos efluentes em altos volumes (LI et al., 2007; CHATTERJEE, 2009).

Esforços do meio técnico científico foram direcionados para o desenvolvimento de metodologias para a recuperação e tratamentos destes materiais. Diferentes estudos relatam a realização de ensaios de recuperação de materiais de acordo com as principais rotas de processo: pirometalúrgica, hidrometalúrgica e biohidrometalúrgica.

O método pirometalúrgico consiste em uma abordagem tradicional para a recuperação de metais dos resíduos de PCIs. Contudo, a recuperação de metais de forma seletiva dificilmente pode ser feita por esta via. Esta técnica exige fundição em plasma, grandes fornos, altas temperaturas e gases seletivos para recuperar primordialmente metais não ferrosos. A principal vantagem deste método é a capacidade de aceitar diversos tipos de resíduos eletrônicos. Porém, apresenta também alto consumo de energia para o alcance de altas temperaturas bem como a geração de gases tóxicos durante o processo (GOSH et al., 2015).

A rota hidrometalúrgica é focada principalmente na recuperação de cobre, sendo o ácido sulfúrico o reagente preferido para a lixiviação de Cu. No entanto, reagentes como os ácidos inorgânicos (ácido sulfúrico, ácido clorídrico e ácido nítrico), ácidos orgânicos (ácido cítrico, ácido oxálico) ou solução com caráter alcalino (hidróxido de amônio e sódio), quando não bem gerenciados no processo, podem apresentar riscos expressivos ao meio ambiente devido ao seu grau de toxicidade (STUHLPFARRER et al., 2016).

A biolixiviação com microorganismos como bactérias e fungos é tecnicamente viável para a extração de metais comuns e metais preciosos de resíduos PCI. Contudo, a baixa taxa de reação, as precipitações metálicas, bem como a toxicidade bacteriana são algumas das principais questões projetadas por diversos pesquisadores como desvantagens do método (SILVAS, 2014).

Todavia, tais processos continuam a serem desafiados por questões de cunho técnico, ecológico e comercial, mesmo com os progressos significativos na área. A

adoção de uma determinada metodologia depende de critérios como capacidade de extração de metais, compatibilidade com a legislação ambiental, tempo necessário para a recuperação, capital investido, necessidade de mão de obra qualificada, consumo de energia, infraestrutura necessária, quantidade de resíduo gerado e o tipo de material a ser recuperado, etc.

Diante das vantagens e desvantagens, bem como as diversas etapas apresentadas por cada processo de forma singular, segundo diversos autores, e da viabilidade da adoção de uma determinada metodologia condicionada à caracterização do cenário, surgem alguns questionamentos peculiares e que orientaram toda a elaboração deste trabalho:

a) Quais são as dimensões dos impactos gerados pelos processos de recuperação de metais?
b) Sobre a luz de quais parâmetros uma metodologia pode ser de fato indicada como mais vantajosa em relação às demais?
c) A definição de um procedimento sistemático que visa à avaliação e comparação das rotas de recuperação de metais contidos nos resíduos eletrônicos, levando em consideração a caracterização destes resíduos, pode fornecer subsídio quanto à definição do método preferido de forma singular?

1.4 Ineditismo

Ghosh et al., (2015) apontam que durante a revisão de mais de 150 artigos, principalmente os publicados nos últimos 15 anos, relacionados com a temática do presente projeto (cobrindo áreas como a caracterização de resíduos de placas de circuito impresso, os riscos para a saúde associados ao processamento e as diferentes rotas de reciclagem) foram evidenciados os aspectos potenciais de diferentes rotas. No entanto, as questões relativas à eficácia e eficiência dos métodos de recuperação de resíduos de PCI não foram abordadas em sua completude.

Dessa forma, mediante pesquisa bibliográfica junto as principais bases de dados, tais como *Scielo, Scopus* e *Web of Science*, foi possível constatar a inexistência de procedimentos comparativos quantitativos que colaborem para a

tomada de decisão sobre a adoção de determinado método, diante de critérios característicos, sendo encontrados apenas três estudos que apresentaram inclinação, de forma moderada e limitada, para a temática do presente trabalho (Quadro 1.1).

Quadro 1.1 : Apreciação crítica dos principais trabalhos sobre a temática.

Referência	Crítica
Rubin et al., (2013)	A análise ocorreu somente pela perspectiva de entradas e saídas. Pôde ser constatada também a ausência de análise multicriteriosa e avaliação de forma simultânea dos aspectos ambientais, sociais e econômico.
Long et al., (2013)	Neste estudo, foi introduzida uma nova medida quantitativa para citar a "reciclabilidade" de resíduos de PCI, o que não caracteriza um direcionamento para a priorização dos métodos de recuperação
Priya et al., (2017)	Abordagem comparativa dos métodos de forma exploratória qualitativa, não apresentando procedimento sistematizado, baseando-se em escalas subjetivas.

Os trabalhos supracitados mostram-se relevantes para a presente temática, contudo, os mesmos apresentam-se incipientes quanto ao processo comparativo, de forma simultânea, entre dois ou mais métodos de recuperação de metais em resíduos eletrônicos. Além disso, os autores Rubin et al., (2013) e Priya et al., (2017) inferem de forma subjetiva a predileção por um método de recuperação, preponderando apenas às vantagens e desvantagens, não realizando uma análise quanto ao desempenho, de forma quantitativa, dos métodos de forma pareada.

1.5 Justificativa

Diante do desequilíbrio existente entre as quantidades reaproveitadas e as quantidades descartadas de resíduos eletrônicos, ou seja, descarta-se muito e recicla-se pouco, é possível salientar que as atividades de gestão e recuperação dos REEE apresentam-se de forma incipientes.

As organizações empresariais buscam frequentemente o aumento da eficiência produtiva e a redução de custos ao longo de sua cadeia de suprimentos, visando o valor agregado ao produto. Algumas modificações foram introduzidas na estruturação da cadeia de suprimentos ao longo do tempo, o que derivou a *Green Supply Chain management ou* Gestão Verde da Cadeia de Suprimentos*,* que quando bem administrada permite a redução de desperdício, atendimento aos mercados primários

e secundários, atendimento as normas ambientais e valorização da imagem corporativa, levando a organização a um elevado nível de competitividade.

Com o advento da PNRS no ano de 2010, segundo o Art. 33 constante na mesma, são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa, mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de: produtos eletroeletrônicos e seus componentes.

Desta forma fundamenta-se a boa gestão da cadeia de suprimentos verde com o intuito de redução de custos industriais, atendimento à legislação ambiental e diminuição dos impactos ambientais, contribuindo para o decrescimento do volume de resíduos dispostos no espaço urbano.

Para garantir que os processos de recuperação de metais sejam de fato sustentáveis do ponto de vista industrial, tornam-se necessários estudos minuciosos sobre o desempenho de tais metodologias, a fim de verificar a existência de viabilidade econômica, ambiental e tecnológica. Ressalta-se a importância da investigação, de forma multicriteriosa e comparativa, do real desempenho dos métodos utilizados na recuperação destes materiais, haja vista os *trade-off* salientados por diversos pesquisadores, como por exemplo a alta eficiência na extração de metais condicionada a um intenso consumo de energia e reagentes químicos.

Rubin et al., (2013) aconselha o uso da metodologia *Life Cycle Assessment* – LCA (Avaliação do Ciclo de Vida – ACV) para avaliar e comparar processos de recuperação de material, o que representará um ponto de partida para avaliações mais aprofundadas desses processos, bem como um estímulo para realizar outros tipos de investigações avaliação em termos de benefícios e impactos econômicos, ambientais e sociais.

Desta forma, o presente trabalho representa a oportunidade de um estudo sistemático sobre o desempenho dos métodos de recuperação, comparados aos pares, possibilitando a identificação de lacunas no conhecimento, bem como pontos chave para pesquisas futuras as quais serão benéficas para a temática.

O estudo se faz importante também para as empresas privadas do setor de recuperação de metais, pois proporciona oportunidades de melhorias em seus processos produtivos visando técnicas que dinamizem os fatores de sustentabilidade.

1.6 Estrutura do trabalho

A estrutura do trabalho inicia-se no capítulo I com a exposição exploratória sobre a temática abordada, bem como as delimitações da pesquisa quanto aos métodos e metas que serão utilizados para alcançar o objetivo do estudo, apresentando as justificativas plausíveis para o emprego de esforços junto à presente pesquisa.

O capítulo seguinte, intitulado Capítulo II, realiza explanação teórica sobre a geração de resíduos eletrônicos, associando a estes os principais métodos de recuperação disponíveis na atualidade. Faz-se ainda a contextualização conceitual sobre os elementos metodológicos, apresentando tópicos que versam sobre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e seu respectivo software de apoio SimaPRO ®, bem como a caracterização do método de Análise multicritério AHP.

Já o Capítulo III apresenta de forma detalhada todo o procedimento metodológico utilizado para a elaboração da presente pesquisa.

O capítulo IV definido como resultados e discussão, apresenta e correlaciona os principais resultados alcançados com a aplicação metodológica junto ao objeto de estudo. Este capítulo ainda apresenta, de forma secionada, o alcance dos objetivos específicos delimitados no capítulo I.

O capítulo V compreende a análise conjunta das principais inferências realizadas a partir dos resultados obtidos. Desta forma, este capítulo representa a conclusão do trabalho.

Posteriormente, a estrutura do trabalho apresentará duas seções informativas. A primeira é representada pelas referências bibliográficas utilizadas para a construção conceitual desta pesquisa. E a segunda é constituída pelo conjunto de informações as quais subsidiaram a realização dos ensaios metodológicos previstos, dispostos nos anexos.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta dados e informações obtidas por meio de livros, artigos científicos, teses e dissertações, além da consulta em mídias digitais, que permitiram analisar e compreender os aspectos gerais envolvidos na gestão e recuperação de materiais em resíduos eletrônicos.

2.1 Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos – REEE

Devido ao intenso desenvolvimento da indústria eletrônica, o número de aquisições per capita de produtos eletrônicos tem crescido de forma exponencial. Além disso, o tempo de vida útil estimado dos produtos eletrônicos tem sido reduzido drasticamente, resultando em uma massiva geração de produtos pós uso, popularmente conhecido como Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) (OGUSEITAN, 2013). O consumo de equipamentos eletroeletrônicos (EEE) tem ocorrido de forma mais intensa em países desenvolvidos. Contudo, os países emergentes tem sinalizado um rápido crescimento e potencial de consumo destes bens (GOSH et al., 2015).

De forma geral, a infraestrutura de tratamento e as legislações para o gerenciamento destes resíduos ainda apresentam-se limitadas, sendo menos vigorosas em nações em desenvolvimento. Dessa forma, tanto a geração quanto a gestão de REEE acontecem de forma desreguladas nesses países, sendo em grande parte tratada pelo setor informal de reciclagem (ISLAM & HUDA, 2018).

No entanto, o tratamento informal e as atividades ilegais não se limitam aos países em desenvolvimento. Em países desenvolvidos, pode ser evidenciados fluxos de resíduos eletrônicos indocumentados (ilegal ou semilegal) os quais podem receber tratamentos inadequados (MAGALINI et al., 2012; HUISMAN et al., 2013).

De acordo com Puckett e Smith (2002), esse cenário é agravado pelas peculiaridades apresentadas pelos REEE. Este tipo de resíduos apresenta cerca de mil substâncias diferentes em sua composição, sendo muitas de alto valor econômico e/ou também de alta toxicidade (LI et al., 2004).

Visando a segmentação, em detrimento da toxidade envolvida nestes resíduos, a União Europeia - UE elaborou o que foi definido como "*The European List of Wastes – LoW*" ou "A Lista Europeia de Resíduos" onde apresentam a classificação de resíduos na UE para fins administrativos (ou seja, para autorizações e supervisão no campo da geração e gestão de resíduos). Muitos países europeus, usam a LoW como um quadro central para coletar dados de estatísticas de resíduos. A LoW define 839 tipos de resíduos, que são estruturados principalmente de acordo com a fonte do lixo (isto é, o setor econômico ou processo de origem).

Cada tipo de resíduo é caracterizado por um código de seis dígitos. Existem 13 códigos LoW que se referem a *E-waste*. Eles são subdivididos em resíduos perigosos e não perigosos, e estão listados no Quadro 2.1.

Quadro 2.1 : Definição de resíduos eletrônicos perigosos e não perigosos segundo "A Lista Europeia de Resíduos" (Europe Comission, 2010).

CÓDIGO	REEE PERIGOSOS
09 01 11	Câmeras de uso único que contêm baterias
16 02 09	Transformadores e capacitores contendo PCIs
16 02 10	Equipamentos descartados contendo ou contaminado por PCIs, os quais não foram enquadrados no código 16 02 09
16 02 11	Equipamentos descartados contendo clorofluorcarbonos, HCFC, HFC
16 02 12	Equipamento descartado contendo amianto livre
16 02 13	Equipamento descartado que contém componentes perigosos os quais não foram enquadrados nos códigos 16 02 09 a 16 02 12
20 01 21	Tubos fluorescentes e outros resíduos contendo mercúrio
20 01 23	Equipamento descartado contendo clorofluorcarbonos
20 01 35	Equipamentos elétricos e eletrônicos descartados que não sejam os mencionados em 20 01 21 e 20 01 23 contendo componentes perigosos
CÓDIGO	**REEE NÃO PERIGOSOS**
09 01 10	Câmeras de uso único sem baterias
09 01 12	Câmeras de uso único que contenham baterias diferentes das mencionadas em 09 01 11
16 02 14	Equipamento descartado, diferente dos mencionados em 16 02 09 a 16 02 13
20 01 36	Equipamentos elétricos e eletrônicos descartados que não sejam os mencionados em 20 01 21, 20 01 23 e 20 01 35

Frações ou componentes que podem ser gerados durante o tratamento de resíduos eletrônicos, tais como como sucata de metal, plástico e vidro de chumbo, não são listados (EUROPE COMISSION, 2010).

2.1.1 Caracterização das Placas de Circuito Impresso – PCI

As PCIs são partes integradas aos diversos equipamentos eletrônicos, e garantem suporte elétrico e mecânico aos demais componentes físicos, tais como resistores, capacitores, indutores, circuitos integrados, diodos, transistores e outros mais e viabilizar as conexões que estabelecem o contato elétrico desses mesmos componentes, pelas trilhas de cobre, sendo responsáveis por cerca de 6% da massa total dos REEEs (DAS et al., 2009; CHI et al., 2011; JUJUN et al., 2014).

De maneira geral, as PCIs são constituídas por materiais cerâmicos, poliméricos e metálicos (ERNST et al., 2003). Sua composição é heterogeneamente característica, apresentando diversidades de acordo com a tipologia do equipamento. A placa pode ser produzida em celulose ou fibra de vidro acompanhada de resina epóxi ou fenólica, contando ainda com a sobreposição de camadas de cobre que podem sofrer variação entre uma e dezesseis camadas (CUI & FORSSBERG, 2003).

Moraes (2011) corrobora relatando que as PCI's podem ser classificadas de acordo com o número de camadas de cobre depositadas na placa isolante, podendo apresentar uma lâmina de cobre seguida por um laminado de substrato (face simples), duas lâminas de cobre intercaladas por laminados de substrato (face dupla) ou de 4 até 16 lâminas de cobre intercaladas por laminados de substrato (multicamadas).

As PCIs são confeccionadas por meio de dois processos principais (NAKAHARA, 2008):

1. O subtrativo, onde uma camada de Cu é depositada sobre a base da placa permitindo a elaboração do desenho das trilhas, sendo posteriormente retirado quimicamente o excesso de Cu;
2. Aditivo: No processo aditivo, a formação do padrão condutor é realizada adicionando cobre a um substrato nu (sem folha de cobre) no padrão e nos locais desejados. Isso pode ser feito galvanizando cobre, peneirando pasta condutora ou colocando fios isolantes.

O processo aditivo é utilizado para fabricação de placas com uma ou duas faces. Ainda que pouco utilizado quando comparado ao processo subtrativo, duas tecnologias foram desenvolvidas a partir do aperfeiçoamento do processo aditivo: *panel plating* e *pattern plating*. Já o processo subtrativo pode ser utilizado tanto para placas monocamadas como para placas multicamadas, sendo a *print & etch* a metodologia mais utilizada no contexto deste processo (MELO, 2001).

Segundo Sanapala (2008), para a fabricação de uma PCI, são utilizadas camadas condutoras de folhas de cobre fino e fibras compostas dielétricas isolantes. Assim, as PCIs podem também sofrer classificação quanto aos materiais presentes na composição dos laminados. O Quadro 2.2 apresenta a classificação das PCIs quanto aos materiais existentes na composição dos laminados.

Quadro 2.2 : Classificação de PCIs de acordo com a composição do laminado (Hall & Williams, 2007; Cui & Forssberg, 2003).

Identificação	Descrição
FR-1	Produzidas em celulose impregnada com resina fenólica
FR-2	Produzidas em celulose impregnada com resina fenólica
FR-4	Composta por fibras de vidro com resina epóxi, absorvendo menos água que FR-1 e FR-2
CEM-1	Composta por materiais compósitos como fibras de vidro e celulose com resina epóxi

Para computadores e equipamentos de comunicação, o FR-4 é o modelo mais comum, enquanto que para eletrodomésticos e televisão, o FR-2 é predominantemente usado (FR significa retardador de chama e denota a Segurança de inflamabilidade dos laminados epóxi reforçados com fibra de vidro).

Nakahara (2008) sistematiza que a classificação das PCIs pode estar condicionada aos seguintes fatores :

1. Conforme a natureza do substrato a base das PCIs pode ser classificada em orgânica ou inorgânica;
2. Segundo a forma como o padrão de trilhas é impresso podem ser classificadas em *graphical3* ou *discrete-wire3*. No primeiro processo a imagem do circuito é formada fotograficamente ou em um material fotossensível recoberto por um filme plástico ou camada de vidro. Já placas

discrete-wire3 não envolvem nenhum processo de imagem para a formação das trilhas de condução;

3. De acordo com as propriedades físicas podem ser classificadas em rígidas ou flexíveis.
4. Segundo a tecnologia de fabricação subtrativa ou aditiva;
5. De acordo com o número de camadas podem ser: face simples, face dupla ou multicamadas;
6. Conforme a existência ou não de furos para construção do sinal elétrico;
7. Segundo o processo de fabricação: *panel plating3, pattern plating3 e print & etch3.*

2.1.1.1 Caracterização química das PCI's

De acordo com Zhou et al., (2010) a composição elementar das PCIs varia de acordo com o tipo e suas aplicações. Em geral, as PCIs contêm aproximadamente 28% de metais, 23% de polímeros e a porcentagem restante corresponde aos materiais cerâmicos.

Cerca de 10-20% da PCI é composta por cobre, que forma a camada condutora para conexão elétrica entre diferentes componentes. Os metais preciosos, especialmente Au e Pd, são utilizados como materiais de contato nas juntas. As soldas típicas Pb/Sn, que são usadas para conectar os componentes superficiais, representam de 4 a 6% da massa total de placa. Os componentes afixados nas PCIs também apresentam diferentes metais em suas composições, dentre eles: Ga, In, Ti, Si, Ge, As, Sb, Se, Te, Ta, etc. (LIU et al., 2011). O Quadro 2.3 apresenta as categorias de metais presentes nas PCIs segundo diversos autores.

A presença dos metais preciosos na composição das placas de circuito impresso não apresenta expressividade em termos de massa, representando apenas 1% da massa total da placa, contudo em se tratando de valor econômico, os mesmos representam 80% do valor relativo. Diante disto, esforços foram direcionados para o desenvolvimento de processos focados na recuperação de metais, principalmente os preciosos como ouro e prata, sendo os metais preciosos os propulsores do mercado

de reciclagem de REEE, seguidos do cobre e zinco (MECUCCI & SCOTT, 2002; DARBY & OBARA, 2005).

Quadro 2.3 : Categorias de metais presentes nas PCIs (Adaptado de DAS et al., 2009).

Categoria	Metais
Metais base	Cobre; Alumínio; Ferro; Estanho.
Metais preciosos	Prata; Ouro; Paládio; Platina
Metais perigosos	Chumbo; Zinco; Níquel; Antimônio; Manganês; Magnésio; Bismuto; Cromo; Cádmio; Bário; Arsênico; Berílio; Mercúrio.
Metais raros	Gálio; Tântalo

Devido à natureza diversa e complexa dos resíduos de PCIs, a caracterização em termos de tipo, estrutura, componentes e composição torna-se importante para estabelecer o processo para reciclagem (GOSH, 2015).

Segundo Li et al., (2012), componentes tóxicos, especialmente Pb, Cd, Hg, As e Cr estão significativamente presentes em PCIs. Liu et al. (2009) relataram que os trabalhadores de reciclagem de resíduos eletrônicos apresentaram alterações cromossômicas em proporção 20 vezes maior que os que não estavam expostas aos resíduos eletrônicos. O que constata o alto grau de toxidade destes elementos para com a saúde humana.

2.2 Processos extrativos

Atualmente, a valorização de REEE encontra-se dividida em três etapas chave, sendo elas: desmantelamento, que se caracteriza por ser um processo seletivo, focando-se na retirada de componentes com características de periculosidade ou com valor; processos mecânicos e/ou metalúrgicos, onde efetua-se a concentração do material de interesse; e a refinação, na qual os materiais são purificados, através de processos químicos, de forma a serem aceitos para a função a que se destinam.

De forma a proceder à recuperação dos metais existentes, principalmente nas PCI, recorre-se a processos físicos e mecânicos, e a processos metalúrgicos, tais como a pirometalurgia, hidrometalurgia e a biohidrometalurgia, (CUI & FORSSBERG,

2003; HE et al., 2006). A Figura 2.1 apresenta o processo de tratamento e recuperação de materiais dos resíduos de PCI.

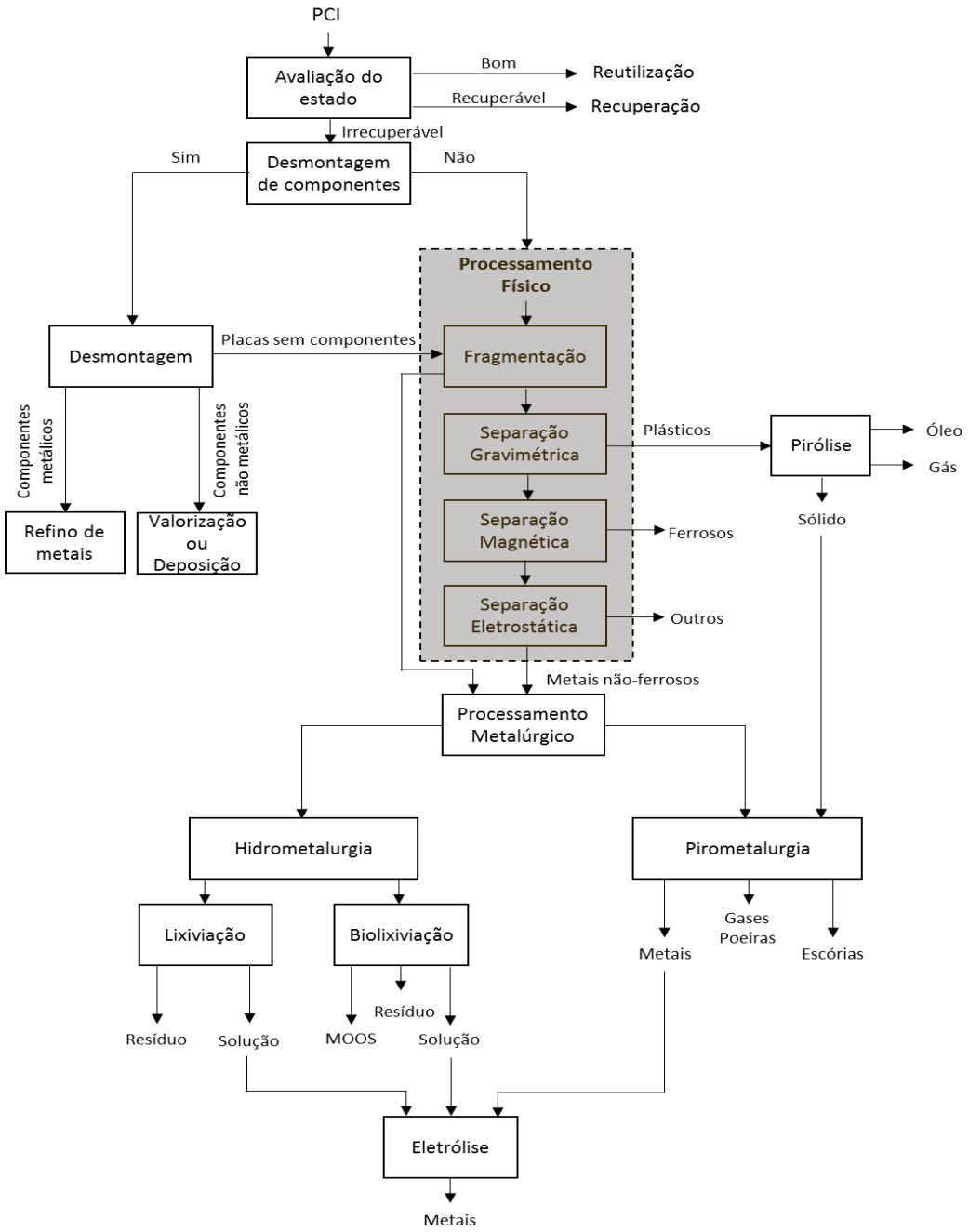


Figura 2.1 : Processos de tratamento de PCI (adaptado de Oliveira, 2012 apud Silvas, 2014).

2.2.1 Processos físicos e mecânicos

A recuperação de metais a partir de resíduos eletrônicos requer a execução do pré-tratamento inicialmente, visando a liberação dos metais existentes no interior das

PCIs, os quais serão posteriormente extraídos por processos metalúrgicos como hidrometalurgia, biohidrometalurgia ou pirometalurgia.

O desmantelamento de diferentes componentes eletrônicos fixados superficialmente nas PCIs é uma etapa de grande importância no processo de reciclagem. A desmontagem seletiva de componentes perigosos das PCIs garante que os elementos tóxicos não entrem na corrente principal da reciclagem processo. Componentes como baterias, capacitores, etc., são tratados de forma diferente e em instalações mais dedicadas, pois esses componentes contêm metais pesados tóxicos (KNOTH et al., 2002; DUAN et al., 2011).

O processo de desmantelamento pode ocorrer de forma manual, automática ou semiautomática. Contudo, de acordo com o estado da arte, a desmontagem manual é a técnica mais comumente adotada na maioria das plantas de reciclagem. A aplicação de diferentes técnicas de desmantelamento para PCIs foram exploradas por Li et al., (2004), onde os autores relatam que o processo de desmantelamento automático pode ser mais econômico do que o manual.

As etapas para o beneficiamento dos resíduos de PCIs é composta por basicamente quatro fases distintas, sendo elas:

- Cominuição - Na qual o resíduo de PCI é fragmentado e/ou esmagado em um moinho de martelos/facas para homogeneização e redução de tamanho de partículas (LI et al., 2004; VEIT et al., 2005; LONG et al, 2010); A trituração também pode ser realizada em um equipamento de trituração úmida, como o moinho de martelo com meio aquoso, o que pode ajudar a controlar os odores fugitivos e as emissões de poeira, evitando a temperatura excessiva em partes do moinho durante o processo (DUAN et al., 2009).
- Classificação granulométrica - Os resíduos após a trituração são submetidos a peneiras com aberturas de tamanho diferenciados, com o objetivo de agrupar as frações em uma granulometria específica (CHAVES & PERES, 1999).
- Separação magnética - Este processo é realizado principalmente por separadores magnéticos com diferentes intensidades que se destinam a separar, do resíduo previamente cominuído, os materiais magnéticos. O

material resultante pode ser classificado em ferromagnético, paramagnético e diamagnéticos (LUZ et al., 1995).

- Separação eletrostática – Pela separação eletrostática os materiais são segmentados de acordo com suas propriedades elétricas, sendo classificados ao fim do processo como condutores, mistos e não condutores (LUZ et al., 2004).

2.2.3 Processo Pirometalúrgico

O processo pirometalúrgico apresenta-se como um método tradicional de reciclagem de PCI, com ampla utilização industrial nas principais empresas de fundição global. Contudo, os investimentos para estas plantas de processos são expressivos, e as instalações são inevitavelmente de grande escala (YU et al., 2009). Além disso, a pirometalurgia exige grandes quantidades de energia e pode apresentar subprodutos com alta toxidade (YOUSSEF et al., 2012).

Cui e Zhang (2008) afirmam também que maioria das aplicações industriais da reciclagem de resíduos eletrônicos direciona-se a processos físicos e pirometalúrgicos, onde no processo industrial o resíduo eletrônico é destinado, imediatamente após a separação física, para a recuperação de metal através da queima (YAZICI, 2012).

Os processos pirometalúrgicos incluem a incineração, pirólise, fusão, sinterização e reações gasosas a elevadas temperaturas. Este conjunto de processos permite a volatilização de impurezas, possibilitando a concentração dos metais de interesse em escórias, posteriormente refinadas (VEIT, 2005; SYED, 2012). A seleção do processo depende da composição do resíduo e de condições termodinâmicas, cinéticas e ambientais associadas a cada processo (NASSARALLA, 2001).

Embora a pirometalurgia seja um método com grande predileção para o refinamento de minérios de alta qualidade, este acarreta alguns problemas operacionais, tais como alto custo de investimento e uso de energia, bem como problemas ambientais associados à volatilização dos metais sobre a forma de cloretos, e à emissão de óxidos de azoto (NOx), dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO) e dioxinas e furanos, resultantes da degradação térmica dos

polímeros que constituem as placas, e baixo nível de pureza final dos metais extraídos (NASSARALLA, 2001; OLIVEIRA, 2012).

Veldbuizen e Sippel (1994) apud Cui e Zhang (2008) apresentam em sua pesquisa, a unidade industrial em Quebec no Canadá, onde a empresa *Noranda Inc*. realiza a reciclagem de cerca de 100 000 t/ano de REEE. O processo relatado pelos autores consiste na introdução do material num banho de metal fundido a 1250 ºC, que é agitado por meio da introdução de ar com 39% de oxigénio. Esse processo característico permite a conversão das impurezas, incluindo ferro, zinco e chumbo, em óxidos, que por sua vez aderem-se numa escória à base de sílica, que é posteriormente arrefecida e triturada, para que possam recuperar-se os referidos metais.

A *Umicore*, em Hoboken, na Bélgica, tem como uma das suas áreas de atividade a recuperação de metais preciosos de resíduos eletrônicos, onde os REEE representam cerca de 10% das 250 000 t/ano processadas nesta instalação. Também se incluem resíduos industriais diversos, abundantes em metais, e subprodutos de indústrias de metais não-ferrosos. A indústria ainda apresenta duas linhas de operação distintas: as PMO (*Precious Metals Operations*), focadas em rendimentos otimizados, destinando seus esforços para a refinação eficiente de uma diversificada gama de materiais, incluindo metais preciosos. Já as BMO (*Base Metals Operations*) são direcionadas para a extração principalmente de cobre, por meio dos processos de lixiviação e eletrodeposição, dos quais resulta um resíduo de metais preciosos, que é enviado para um posterior processo de refinação (HAGELÜKEN, 2006).

2.2.4 Processo Hidrometalúrgico

A principal característica inerente dos processamentos hidrometalúrgicos é representada pela presença da interface sólido/líquido. De forma genérica, o processo pode ser compreendido como a lixiviação dos REEE pelo agente lixiviante (podendo ser ácido ou básico) e a posterior dissolução dos metais. A lixiviação é orientada de acordo com o objetivo do processo, permitindo a combinação de agentes lixiviantes com o intuito de se obter uma lixiviação seletiva dos materiais de interesse (LUZ; SAMPAIO; ALMEIDA, 2004).

De acordo com a literatura, são diversas as rotas hidrometalúrgicas existentes. Contudo, Pant (2012) e seus colaboradores apresentaram as principais técnicas utilizadas na reciclagem de REEE. A Figura 2.2 ilustra tais técnicas.

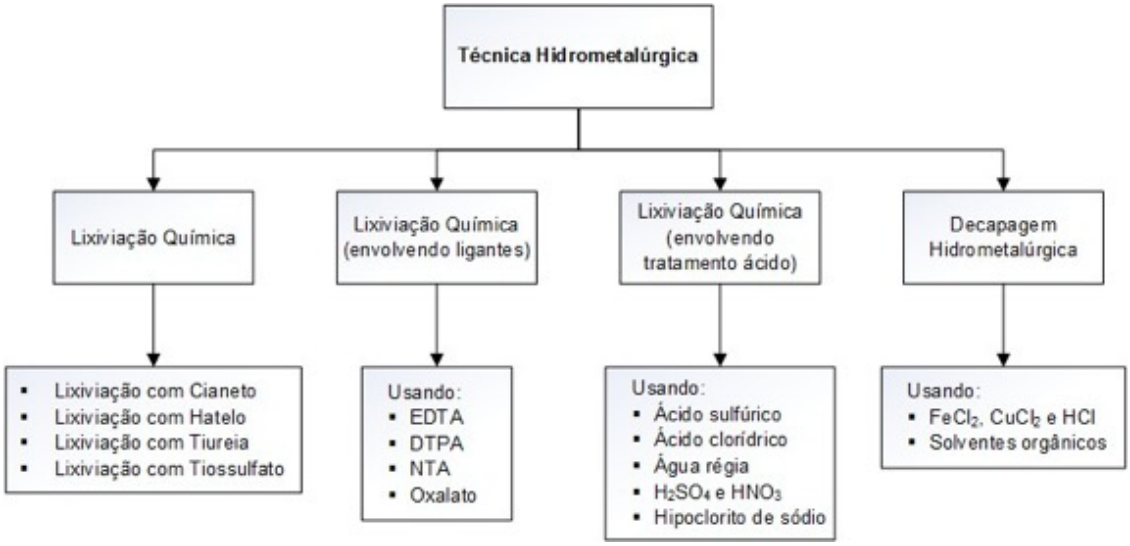


Figura 2.2 : Rotas hidrometalúrgicas para a reciclagem de REEE (Pant et al., 2012).

2.2.4.1 Processo hidrometalúrgico em meio ácido – Ácido Sulfúrico

Oishi et al., (2007) também ressaltam as várias etapas que os processos hidrometalúrgicos requerem, incluindo uma série de ácidos ou cáusticos como meio de lixiviação para material sólido, seguidos de outros procedimentos de separação e purificação. No entanto, Kinoshita et al., (2003) afirmam que a hidrometalurgia pode ser considerada como rota sustentável para o processamento de resíduos quanto à recuperação de cobre. Contudo, a extração de metais preciosos, e principalmente o ouro, só é possível em meios com cianeto.

Em se tratando da recuperação de cobre, diversas rotas hidrometalúrgicas foram testadas visando a extração de Cu da composição dos PCIs, sendo este classificado como "ouro vermelho", e considerado o principal elemento metálico na composição desses resíduos. Diante disso, o ácido sulfúrico mostrou-se um reagente de custo mínimo, sendo amplamente utilizado a nível industrial para recuperação de metais a partir de minérios, além de apresentar boa eficiência na dissolução de Cu na presença de peróxido de hidrogênio. Assim, este sistema ganhou visibilidade no meio técnico-científico, sendo apontado como um sistema de lixiviação química muito

adequado para dissolução de Cu de placas de circuito impresso de resíduos (YANG et al., 2011). A Tabela 2.1 apresenta algumas condições relatadas por autores para a lixiviação de REEE em um sistema ácido (H_2SO_4). As condições baseiam-se na definição da temperatura, tempo, estequiometria dos agentes lixiviantes, relação sólido/líquido e estequiometria do oxidante.

De acordo com tais informações, é possível verificar que a metodologia adotada por Silvas et al., (2015) apresentou condições e desempenho ótimos na extração do Cu em amostras com granulometria de um milímetro, quando comparada aos demais autores. Contudo, verifica-se que esta metodologia foi executada por meio de dois ensaios principais. O primeiro foi realizado levando em consideração a submissão do sistema a uma temperatura de 75 º Celsius, por quatro horas de *run time,* adotando-se a relação 1:10 de razão sólido/líquido (1M H_2SO_4). No segundo ensaio, as condições iniciais foram mantidas, adicionando a este sistema a atividade de oxidação por meio do peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Destaca-se que a taxa de extração, no segundo ensaio, foi registrada com 100% de eficiência, atribuindo essa melhora do desempenho do sistema ao processo de oxidação.

Tabela 2.1 : Ensaios hidrometalúrgicos em meio ácido (H_2SO_4).

Amostra (mm)	Condições para a lixiviação (temperatura; tempo; molaridade; razão sólido/liquido; oxidante)	Extração Cu (%)	Referência
-3	(1) 30º C; 3h; 2M H_2SO_4 ; (1:10; S/L); 20 mL H_2O_2 (2) 30º C; 3h; 2M H_2SO_4 ; (1:10; S/L); 20 mL H_2O_2	(1) 76 (2) 90	Biloarga et al., (2013).
1	(1) 75º C; 4h; 1M H_2SO_4 ; (1:10; S/L) (2) 75º C; 4h; 1M H_2SO_4 ; (1:10; S/L); 240 mL de H_2O_2	(1) 0,0 (2) 100	Silvas et al., (2015).
-3,35	(1) 68º C; 4h; 1,6 M H_2SO_4 ; (1:10; S/L); 0,8 M H_2O_2	(1) 98,2	Devecci (2010).
- 1	(1) 85º C; 8h; 2 M H_2SO_4 ; (1:10; S/L); 0,2 M H_2O_2	(1) 100	Oh et al., (2003).

2.2.4.2 Processo hidrometalúrgico em meio alcalino – Amônia

Koyama et al., (2006), afirmam que diante de alguns estudos já realizados, o sistema amoniacal apresenta-se como seletivo para a recuperação de cobre nas PCI. Assim, durante o processo de lixiviação com amônia, os metais preciosos formam complexos de amônia, contudo a purificação do cobre, níquel e cobalto na solução

amoniacal apresenta complexidade relevante devido à similaridade das suas propriedades físico-químicas (DUAN et al., 2011).

Xiao et al., (2013) estudaram a recuperação do cobre de REEE no sistema de amônia-sulfato de amônia. Os autores utilizaram-se de dois agentes de oxidação, sendo estes o ar (sistema aberto) e o peróxido de hidrogénio em diferentes volumes. Os ensaios foram conduzidos a 22 °C com e sem agitação, diferentes razões sólido/líquido e diferentes quantidades de agente lixiviante, evidenciando que o peróxido de hidrogénio é um importante agente de oxidação para este sistema.

2.2.5 Processo Biohidrometalúrgico

A biohidrometalurgia apresenta-se como o sistema mais recente para a recuperação de metais a partir de resíduos PCIs. A obtenção de metais como Cu, Ni, Zn, Cr e metais preciosos de resíduos PCI apresenta-se tecnicamente viável através do uso de reação assistida por bactérias (FARAMARZI et al., 2004; KARWOWSKA et al., 2014). Brandl et al., (2008) afirmam ainda que é possível recuperar metais provenientes dos REEE com o auxílio do uso de microorganismos como bactérias (*Thiobacilli*) e fungos (*A. Niger, P. Simplicissimum*).

Contudo, ao que tange à concentração de metais (definido também como densidade de polpa) utilizada nos ensaios de biolixiviação de REEE, os mesmos ainda necessitam estar em quantidade reduzida. Isso porque à toxicidade inerente de alguns metais, que quando em excesso, afetam os microrganismos reagentes (BRANDL et al., 2008; TUNCUK et al., 2012). Não somente a densidade de polpa deve ser levada em consideração, outros fatores também são de suma importância, como:

- Presença de substâncias tóxicas;
- Tamanho da partícula e área superficial do material a ser lixiviado;
- Adaptação prévia dos microrganismos;
- Temperatura;
- pH;
- Potencial de oxirredução (Eh);
- O_2 e CO_2 disponíveis;
- Quantidade de nutrientes;

- Forma como os metais estão presentes (óxidos, sulfetos, forma metálica).

Dessa forma, faz-se necessário conhecer as propriedades e características do resíduo para determinar qual o melhor microrganismo e condições a serem aplicadas. Na biolixiviação tradicional de minérios sulfetados, a reação de oxidação é catalisada pela ação dos microrganismos (MOOS) capazes de oxidar Fe^{2+} e/ou compostos sulfurados (SILVAS, 2014).

Diversas bactérias acidófilas possuem a capacidade de oxidar Fe e/ou S, porém as principais são: a *Acidithiobacillus ferrooxidans,* a *Acidithiobacillus thiooxidans* e a *Leptospirillum ferrooxidans.* Em relação aos microrganismos com a habilidade de oxidar o Fe, a Acidit*hiobacillus ferrooxidans* representa os microrganismos mais utilizados na biolixiviação tradicional. Outras bactérias acidófilas do gênero *Acidithiobacillus,* tais como a espécie *thiooxidans,* e também a *Leptospirillum ferrooxidans* também são frequentemente utilizadas nos processos convencionais. Além disso, outros microrganismos também apresentam potencial de utilização como lixiviantes, tais como: *Sulfolobos acidocaldarius, Metallogenium sp., Gallionella sp., Leptothrix sp., Crenothriz sp. e Sulfobacillus thermosulfidooxidans* (ROSSI, 1990; LIANG et al., 2010; ZHU et al., 2011; BAS et al., 2013).

2.3 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV

A *Life Cycle Assesment* (LCA) ou Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é sintetizada como a compilação e avaliação das entradas e saídas e dos potenciais impactos ambientais de um produto através do seu ciclo de vida (ISO 14040:2006), manipulando o processo produtivo como uma cadeia de subsistemas, de forma a evidenciar as trocas de *inputs* e *outputs* (MALÇA & FREIRE, 2006). A ACV apresenta-se como uma ferramenta estruturada, flexível e padronizada em âmbito internacional e busca mensurar, de forma quantitativa, informações sobre as emissões, recursos consumidos e sobre os impactos ambientais, não se isentando dos impactos sobre a saúde humana e o nível de depleção de recursos (EC/JRC/IES, 2010).

Diante da consciência de que qualquer sistema, produto, processo ou atividade gera impactos ambientais desde a extração dos recursos naturais, até o fim de vida

útil, em que são devolvidos ao ambiente na forma de emissões aquosas (efluentes) e atmosféricas, resíduos ou energia, a ACV é utilizada e caracterizada por sua excelência em avaliar o desempenho ambiental de produtos e serviços (RIBEIRO, 2008).

A série de normas ISO 14000 permite que as organizações disponham de um conjunto de ferramentas que visa o gerenciamento e controle dos aspectos ambientais. Em particular, a norma de número 14040 que versa sobre a implementação da avaliação do ciclo de vida.

Faz-se necessário ressaltar que a norma ISO 14040 não é de caráter certificativo, porém a mesma dispõe de direcionamentos importantes quanto aos procedimentos da avaliação do ciclo de vida, além de apresentar a interatividade entre estes (Figura 2.3). Tais procedimentos são descritos como (ABNT, 2006):

a) Definição do objetivo e do escopo: definição de metas, escopo e objetivos gerais, assim como os limites do sistema em estudo, as fontes de dados e a unidade funcional a que se referem os resultados alcançados.
b) Inventário do ciclo de vida: consiste em compilações detalhadas de todas as entradas ambientais (materiais e recursos naturais) e saídas (efluentes, emissões atmosféricas, resíduos sólidos, etc.) em cada estágio do ciclo de vida.
c) Avaliações de impacto do ciclo de vida: objetiva quantificar a importância relativa de todos os encargos ambientais obtidos no inventário, através da análise de sua influência sobre os efeitos ambientais selecionados.
d) Interpretação dos resultados: deve ser interpretada no sentido de encontrar os pontos chaves e comparar com cenários alternativos. Esta fase está associada a todas as fases anteriores.

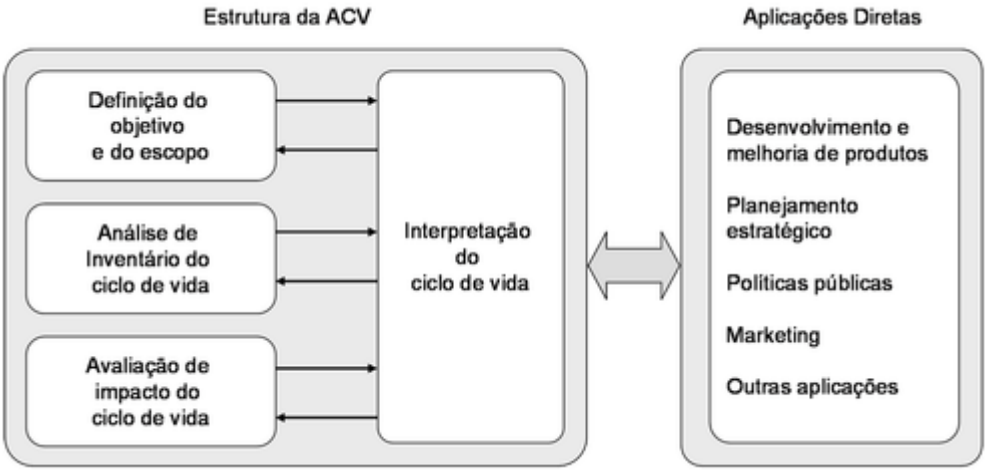


Figura 2.3 : Fases da ACV (Adaptado ISO, 2006).

A prática da análise do ciclo de vida, não tem sido empregada somente como um processo de previsão dos impactos ambientais gerados futuramente, mas também atuando como indicadores de desempenho em diversas atividades (comunicação verde, instrumentos de marketing verde, produção verde, etc.) quando estas estão relacionadas à sustentabilidade na cadeia produtiva (BLENGINI & SHIELDS, 2010).

2.3.1 Princípios e estruturas da ACV aplicados

Para ilustrar e descrever de forma característica e simples a metodologia de ACV, esta seção apresenta um fragmento do estudo de Rubin et al., (2013), onde os autores utilizaram a metodologia para a avaliação do processo hidrometalúrgico de recuperação de metais em PCIs.

- Objetivo/escopo - comparar os processos eletroquímicos, tendo como referência 200 g de PCI triturados em partículas com menos de 1 mm e concentrados por separação magnética e eletrostática (PCI pré-

processada) visando a recuperação de cobre. A definição da fronteira do sistema em estudo é apresentada na Figura 2.4.

- O inventário de entradas e saídas foi constituído por dados secundários, com base nas quantidades utilizadas por Veit (2005). A Figura 2.4 e o Tabela 2.2 apresentam as entradas e saídas do processo.
- Com a inserção dos dados obtidos na fase inventário de entradas e saídas, foi possível, com auxílio de um software de ACV, verificar os impactos gerados pelo processo estudado. A Tabela 2.3 demonstra algumas das categorias de impactos avaliadas

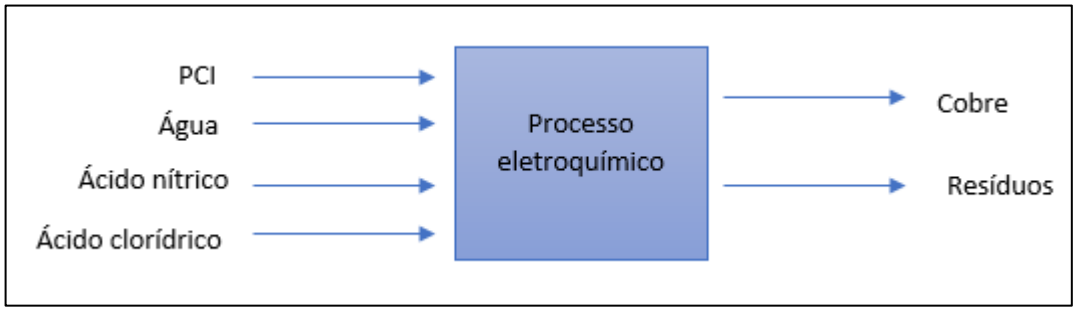


Figura 2.4 : Entradas e saídas do sistema (Rubin et al., 2013).

Tabela 2.2 : Entradas e saídas quantificadas no processo (Rubin et al., 2013).

Processo eletroquímico	
Entradas	Quantidade
Ácido clorídrico (HCl)	450mL
Ácido nítrico (HNO_3)	150 mL
H_2O para diluição	19400mL
PCI pré-processada	200g
Saídas	Quantidades
Cobre	102g
Resíduo ($HCl+HNO_3+H_2O+PCI$)	20L
Outros materiais (metais)	4,26g

Tabela 2.3 : Categorias de impacto referentes ao processo avaliado (Rubin et al., 2013).

Categoria de Impacto	Unidade	Lixiviação água régia
Aquecimento Global	kg CO_2 - eq	$5,33 \times 10^{-5}$
Depleção da camada de ozônio	Kg R11 - eq	$2,67 \times 10^{-8}$
Eutrofização aquática	kg NO_3 - eq	$6,21 \times 10^{-6}$
Eutrofização terrestre	kg NO_3 - eq	$5,75 \times 10^{-6}$

2.4 Método *Analytic Hierarchy Process* – AHP

Segundo Saaty e Vargas (1991) a *Analytic Hierarchy Process* - AHP é uma ferramenta sistemática utilizada para analisar hierarquicamente os elementos ou critérios de um problema. Ele organiza racionalmente a fragmentação de um problema em partes cada vez menores, permitindo uma série de julgamentos de comparação em pares (que é documentado e pode ser reexaminado). Dessa forma, os tomadores de decisão são capazes de expressar a força relativa ou intensidade do impacto dos critérios na hierarquia. Em geral, utiliza-se uma escala numérica, proposta por Saaty (2000), para representar os julgamentos, conforme o Quadro 2.4:

Quadro 2.4 : Escala para comparações pareadas (Adaptado de Saaty, 2000).

Intensidade da Importância	Definição	Caracterização
1	Igual importância	Dois critérios têm igual contribuição para o objetivo.
3	Moderada Importância	Experiência e julgamento favorecem ligeiramente um critério em detrimento de outro.
5	Forte importância	Experiência e julgamento favorecem fortemente um critério em detrimento de outro.
7	Muito forte importância	Um critério está muito fortemente favorecido sobre outro.
9	Extrema importância	Há evidência favorecendo um critério em detrimento de outro. É a mais alta ordem possível de afirmação.
2,4,6,8	Ajuste entre os valores acima	Às vezes é preciso interpolar numericamente um julgamento.

Uma tarefa importante no processo de tomada de decisão é escolher os fatores que são relevantes para essa decisão. No método AHP podemos organizar esses fatores, uma vez selecionados, em uma estrutura hierárquica a partir de um conjunto de critérios, subcritérios (caso existam) e alternativas em níveis sucessivos, como mostra a Figura 2.5 (SAATY, 1990; TAHA, 2013).

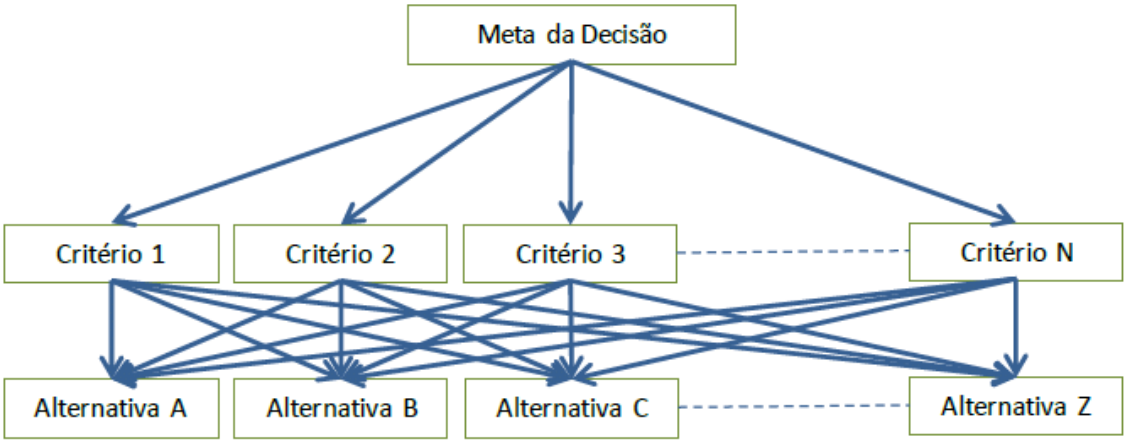


Figura 2.5 : Estrutura de hierarquias (Adaptado de Saaty 1990).

A seguir expõe-se a sistemática do método AHP, de acordo com o que propõem Saaty (1990) e Taha (2013). A estrutura geral do AHP pode incluir várias hierarquias de critérios. Suponha-se que exista n critérios em uma dada hierarquia. Dessa forma, busca-se a construção da matriz de comparação **A**, par a par, que organiza a quantificação do julgamento do tomador de decisões no que se refere à importância relativa dos diferentes critérios. A comparação *par a par* é feita de tal maneira que o critério na linha i $(i = 1, 2, \dots, n)$ é classificado em relação a todos os outros critérios. Definindo o elemento (i, j) de **A** como a_{ij}, o AHP usa a escala numérica (conforme Tabela 2.4) na qual, por exemplo, uma entrada $a_{ij} = 1$ significa que o critério i tem igual importância em relação ao critério j; uma entrada $a_{ij} = 9$ indica que i é muito mais importante do que j; a interpretação é análoga para os outros valores da escala.

A consistência no julgamento requer que $a_{ij} = p$ implique automaticamente em $a_{ji} = \frac{1}{p}$. Qualquer matriz positiva com essa propriedade é definida como matriz recíproca. Além disso, **A** é consistente quando a seguinte condição é satisfeita: $a_{ij}a_{jk} = a_{ik}$, para todo $i, j, k = 1, \dots, n$.

Ressalta-se também que a diagonal principal da matriz **A** deve ser 1, já que os elementos a_{ii} classificam um critério em relação a ele mesmo.

Para verificar a consistência aceitável de um nível, torna-se necessário desenvolver um índice que quantifique o afastamento da condição de consistência

para uma matriz de comparação **A**. Sabe-se que uma matriz consistente produz uma matriz normalizada (matriz de massas) na qual todas as colunas são idênticas:

$$\boldsymbol{N} = \begin{bmatrix} w_1 & w_1 & \cdots & w_1 \\ w_2 & w_2 & \cdots & w_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_n & w_n & \cdots & w_n \end{bmatrix}$$

Na matriz $\mathbf{N}$ cada elemento w_{ij} é obtido dividindo-se o respectivo elemento a_{ij} da matriz de comparação **A** pela soma das entradas da sua coluna j.

Com a matriz normalizada, pode-se calcular a PML´s (Prioridades Médias Locais) obtidas por meio do cálculo das médias das linhas da matriz $\boldsymbol{N}$. Essas PML´s representam a prioridade de cada critério dentro da estrutura hierárquica.

A matriz de comparação **A** original pode ser então recuperada com base nas entradas da matriz **N**, dividindo os elementos da coluna j por w_i, como representado abaixo:

$$\boldsymbol{A} = \begin{bmatrix} 1 & w_1/w_2 & \cdots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & 1 & \cdots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \cdots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

Pela definição dada de **A**, tem-se:

$$\begin{bmatrix} 1 & w_1/w_2 & \cdots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & 1 & \cdots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \cdots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \cdots & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} = n \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix}$$

Ao multiplicar-se a matriz **A** pelo vetor das massas médias locais $\boldsymbol{w} = (w_1, w_2, \dots, w_n)^T$, o resultado dessa multiplicação é $\boldsymbol{A}\boldsymbol{w} = n\boldsymbol{w}$, a Algebra Linear indica que $\boldsymbol{w}$ é o autovetor de **A** e n é um autovalor associado a $\boldsymbol{w}$ para matriz **A**.

Cada linha da matriz **A** é múltiplo constante da primeira linha $(1, \frac{w_1}{w_2}, \dots, \frac{w_1}{w_n})$, porquê ao considerar a linha i $(\frac{w_i}{w_1}, \frac{w_i}{w_2}, \dots, \frac{w_i}{w_{i-1}}, 1, \frac{w_i}{w_{i+1}}, \dots, \frac{w_i}{w_n})$ esta pode ser escrita

como $w_i\ (\frac{1}{w_1},\ \frac{1}{w_2}, \dots, \frac{1}{w_{i-1}},\ \frac{1}{w_i},\ \frac{1}{w_{i+1}}, \dots,\ \frac{1}{w_n})$ e multiplicando w_i por w_1/w_1 chega-se a $\frac{w_i}{w_1}\ (\frac{w_1}{w_1},\ \frac{w_1}{w_2}, \dots, \frac{w_1}{w_{i-1}},\ \frac{w_1}{w_i},\ \frac{w_1}{w_{i+1}}, \dots,\ \frac{w_1}{w_n})$, um múltiplo da primeira linha de **A**. Então o posto da matriz **A** é 1. Assim, da Álgebra Linear, $n-1$ autovalores são iguais a 0. A soma dos autovetores de uma matriz é igual ao seu traço, isto é, a soma dos elementos da diagonal principal. Neste caso, o traço da matriz **A** é igual a n, portanto, n é o maior autovalor ou principal de **A**.

A solução de $\mathbf{A}w = nw$, chamado autovetor de **A**, é composto de entradas positivas e é único com uma constante multiplicativa. Para fazer $\boldsymbol{w}$ único, normalizamos suas entradas dividindo-as pela soma dos elementos de $\boldsymbol{w}$.

Em um ambiente geral de tomada de decisão, torna-se complexo identificar com precisão os valores da razão w_i/w_j, assim faz-se apenas estimativas destes. Serão consideradas as estimativas de valores indicados por um especialista que pode cometer pequenos erros de julgamento. Sabe-se que uma pequena perturbação em torno de um simples autovalor, como temos em n quando **A** é consistente, leva a um problema de autovalores da forma $\mathrm{A}w = \lambda_{max}w$ em que λ_{max} é o principal autovalor de **A**, onde **A** pode não ser mais consistente, mas ainda é recíproca. O problema agora é: até que ponto w reflete a real opinião do(s) especialista(s).

Desse modo, obtém-se $\boldsymbol{w}$ resolvendo este problema e, em seguida, formamos uma matriz com as entradas w_i/w_j, obtém-se, então, uma aproximação para **A** por uma matriz consistente.

A inconsistência ao longo da matriz pode ser capturada por um único número $\lambda_{max} - n$ que mede o desvio dos julgamentos da aproximação consistente. Resulta, assim, dois teoremas importantes (SAATY e VARGAS, 1991):

Teorema 1: Seja $\mathbf{A}_{nxn}$ uma matriz recíproca e de entradas reais positivas, **A** possui um autovetor máximo $\lambda_{max} \geq n$.

Teorema 2: Seja $\mathbf{A}_{nxn}$ uma matriz recíproca e de entradas reais positivas. A matriz será consistente se somente se $\lambda_{max} = n$, isto é, $\boldsymbol{Aw} = n\boldsymbol{w}$.

No método AHP é necessário calcular a Razão de Consistência (RC), que diz respeito à avaliação da inconsistência da matriz de comparação. Como pode ser

observado no Teorema 2, quanto mais próximo λ_{max} estiver de n, mais consistente será a matriz **A**. A Razão de Consistência é calculada pela seguinte fórmula:

$$RC = \frac{IC}{IR}$$

Em que, IC representa o Índice de Consistência dado por $IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n-1}$ e IR, Índice de Consistência Randômica, calculado por $IR = \frac{1{,}98(n-2)}{n}$ (TAHA, 2013). A Razão de Consistência será aceita se $RC \leq 0{,}10$. Alves e Alves (2015) corroboram afirmando que os julgamentos da matriz de decisão são considerados consistentes se: $RC = 0$ para $n = 2$, $RC < 0{,}05$ para $n = 3$, $RC < 0{,}09$ para $n = 4$ e $RC \leq 0{,}10$ para $n > 4$.

CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão estruturados todos os procedimentos necessários para o alcance do escopo da presente pesquisa.

3.1 Caracterização das PCIs

A definição e caracterização do resíduo se fez importante pois a adoção de uma determinada metodologia pode estar condicionada a critérios como: capacidade de extração de metais, tempo necessário para a recuperação, consumo de energia, infraestrutura necessária, quantidade de resíduo gerado, entre outros.

As Placas de Circuito Impresso utilizados em todos os experimentos foram obtidas a partir de computadores obsoletos, dos quais foram removidos alguns componentes, dentre eles as entradas do *Universal Serial Bus* (USBs) e da *High Definition Multimedia Interface* (HDMIs).

Para a caracterização interna das PCI, utilizou-se o Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C (Figura 3.1) para analisar o material posterior a realização de um corte transversal.

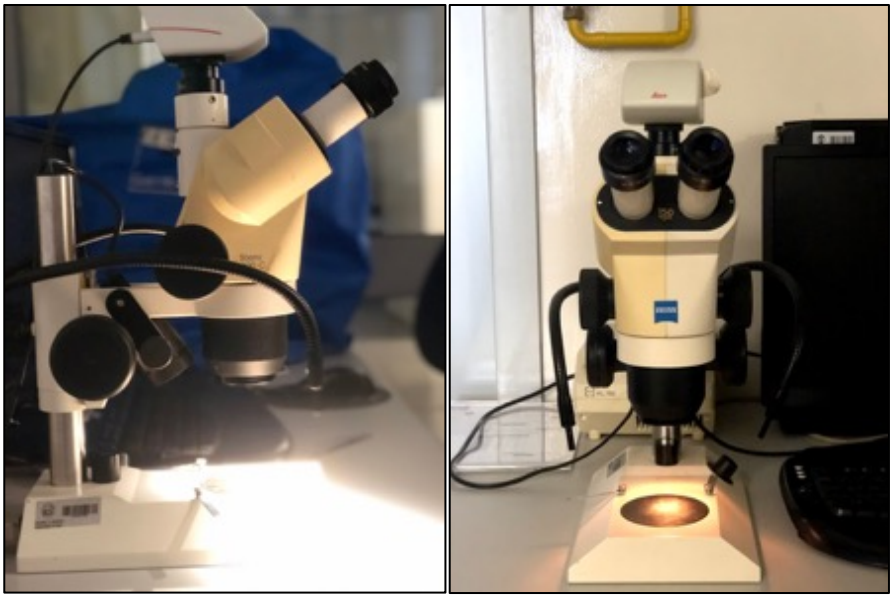


Figura 3.1 : Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C.

3.2 Processamento físico e mecânico

O presente estudo buscou inferir suas análises diante dos desempenhos apresentados pela rota de recuperação hidrometalúrgica, sofrendo variações apenas quanto ao meio lixiviante. Desta forma, a padronização do pré-tratamento dos resíduos proporcionou subsídio para garantir a entrada de insumos (resíduos PCI) de forma igualitária, tanto quantitativamente quanto qualitativamente, nos processos. As etapas adotadas por esta metodologia consistiram em:

1. Coleta e desmantelamento manual;
2. Cominuição;
3. Classificação granulométrica;
4. Separação magnética;
5. Separação por densidade;
6. Quantificação do Carbono Orgânico.

Os resíduos de PCI's foram cortados em partes de 5 x 5 cm usando uma guilhotina. Em seguida, foram triturados usando um fragmentador de martelo (EWZ M400 / I-200 máquina de trituração de eixo único) com grade de 8 mm de diâmetro para reduzir o tamanho da amostra (trituração primária), apresentado na Figura 3.2 - e um fragmentador de facas RETSCH SM 200 com uma grade de 4 mm de diâmetro para obter tamanhos menores (trituração secundária), apresentado na Figura 3.3.

O material resultante foi classificado de acordo com três tamanhos, respectivamente, +1 mm, -1 mm +0,45 mm, -0,45 mm com agitador vibratório (RETSCH AS 200), ilustrado na Figura 3.4, e as peneiras (crivos) correspondentes.

Figura 3.2 : EWZ M400 / I-200 máquina de trituração de eixo único. a) Estrutura externa; b) Eixo de trituração; c) Amostra para a trituração.

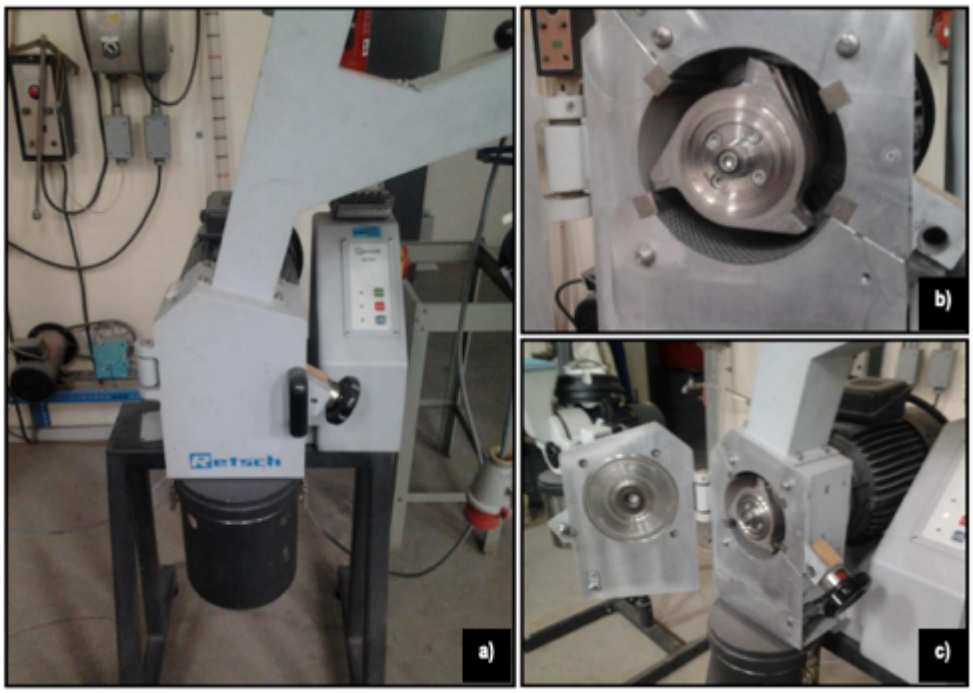


Figura 3.3 : Fragmentador RETSCH SM 200. a) Estrutura externa; b) Eixo de facas; c) Escotilha.

Figura 3.4 : Separador vibratório (RETSCH AS 200).

Após a separação por granulometria, a amostra foi submetida à separação por densidade, utilizando uma mesa oscilatória (modelo Wilfley). Este processo permitiu a geração de quatro classes de produtos, denominados: Concentrado, Misto, Estéril e Matéria Orgânica. A mesa oscilatória é caracterizada por uma superfície inclinada, que possui pequenas saliências (rifles) posicionadas em paralelo, ao longo de seu comprimento. Há um movimento assimétrico na direção longitudinal e um filme de água que cruza a superfície da mesa transversalmente (Figura 3.5).

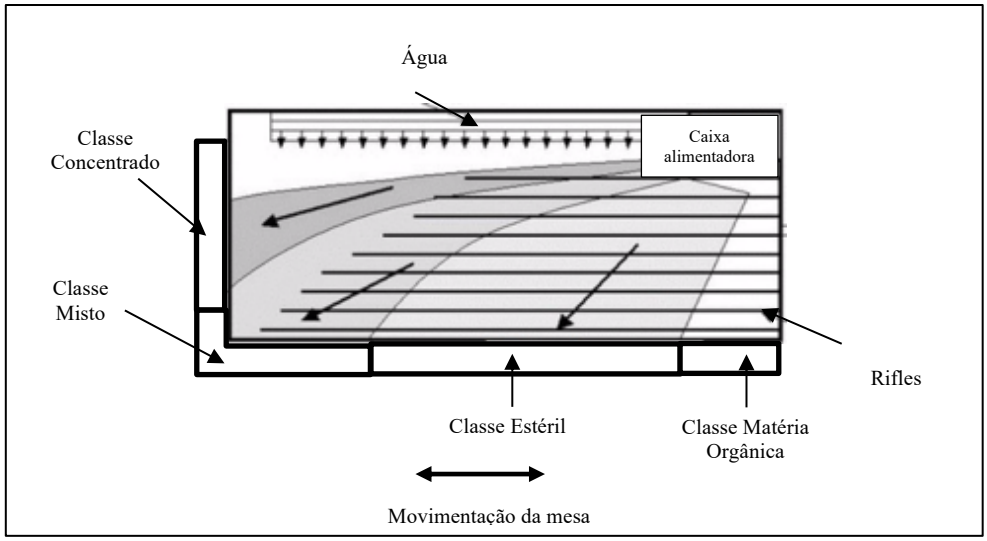


Figura 3.5 : Mesa oscilatória para a separação por densidade (Adaptado de Wills, 2006).

Além da operação de separação por gravidade, a separação magnética foi realizada por meio de um dispositivo magnético manual, a fim de obter frações

potencialmente enriquecidas em cobre. Assim, as classificações magnéticas (M) e não magnéticas (NM) das amostras analisadas foram obtidas.

3.3 Caracterização física e química dos resíduos de PCI's

Após a fase de processamento físico e mecânico, as amostras foram segmentadas de acordo com a propriedade magnética, tamanho de grão e classe de produto (definida após o processo de separação por densidade).

3.3.1 Caracterização física

Com auxílio do Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C as amostras foram analisadas visualmente, permitindo a seleção prévia do material de interesse deste estudo. Visando corroborar com a análise visual, realizou-se também a caracterização elementar das amostras com base na Fluorescência de Raio X por meio do equipamento Oxford X-MET 7000 (Figura 3.6).

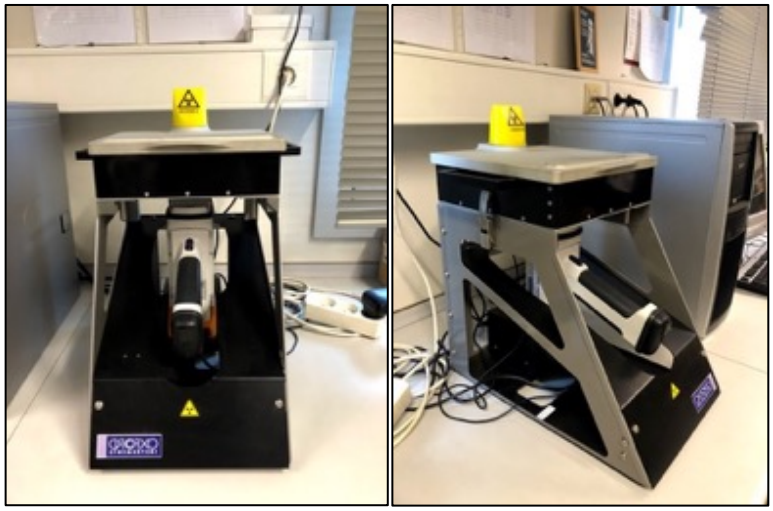


Figura 3.6 : Fluorescência de Raio X - Oxford X-MET 7000.

As classes Concentrado e Misto foram priorizadas, devido ao maior potencial de concentração em metais, sobretudo cobre.

3.3.2 Caracterização química

Para quantificação dos metais, as amostras foram submetidas a um ataque químico com água régia – solução química estabelecida entre o ácido nítrico (HNO_3) e o ácido clorídrico (HCl) em uma relação 1:3 - de acordo com a norma ISO 11466: 1995. As digestões (Figura 3.7) foram realizadas em tubos *kjeldahl*, com aproximadamente 1 g de cada amostra e 15 mL de água régia durante 3 horas a 90º C. Os testes foram realizados em triplicado.

Figura 3.7 : Processo de digestão em água régia.

Após o resfriamento, as soluções foram filtradas e diluídas com água deionizada até um volume de 100 mL. Os metais cobre, ferro, zinco, níquel, prata, ouro e manganês, foram determinados nas soluções por análise da Espectrometria de Absorção Atômica usando um espectrômetro UNICAM 969 AA (Figura 3.9). O conteúdo orgânico foi determinado pelo Carbono Total (TC) com um analisador TC (TOC-V, SHIMADZU), ilustrado na figura 3.8, de acordo com a norma EN 13137: 2001.

Figura 3.8 : Equipamento para a definição do Carbono Total (TOC-V, SHIMADZU).

Figura 3.9 : Equipamento utilizado para a Espectrometria de Absorção Atômica.

3.4 Recuperação de Cobre por Hidrometalurgia

Para a recuperação do cobre existente no produto Concentrado Não-Magnético (CNM) +1mm, foram executadas duas rotas de ensaios por hidrometalurgia. Na primeira, a lixiviação ocorreu em meio ácido, utilizando como lixiviante o ácido sulfúrico na presença do oxidante peróxido de hidrogênio. A segunda rota foi realizada em meio básico, utilizando como lixiviante o sistema amônia - sulfato de amônia na presença do oxidante peróxido de hidrogénio.

Para ambos os processos, utilizou-se um sistema fechado, sob agitação por mecânica, com a utilização do agitador modelo *Stirrer* CAT R50, como exemplificado na Figura 3.10.

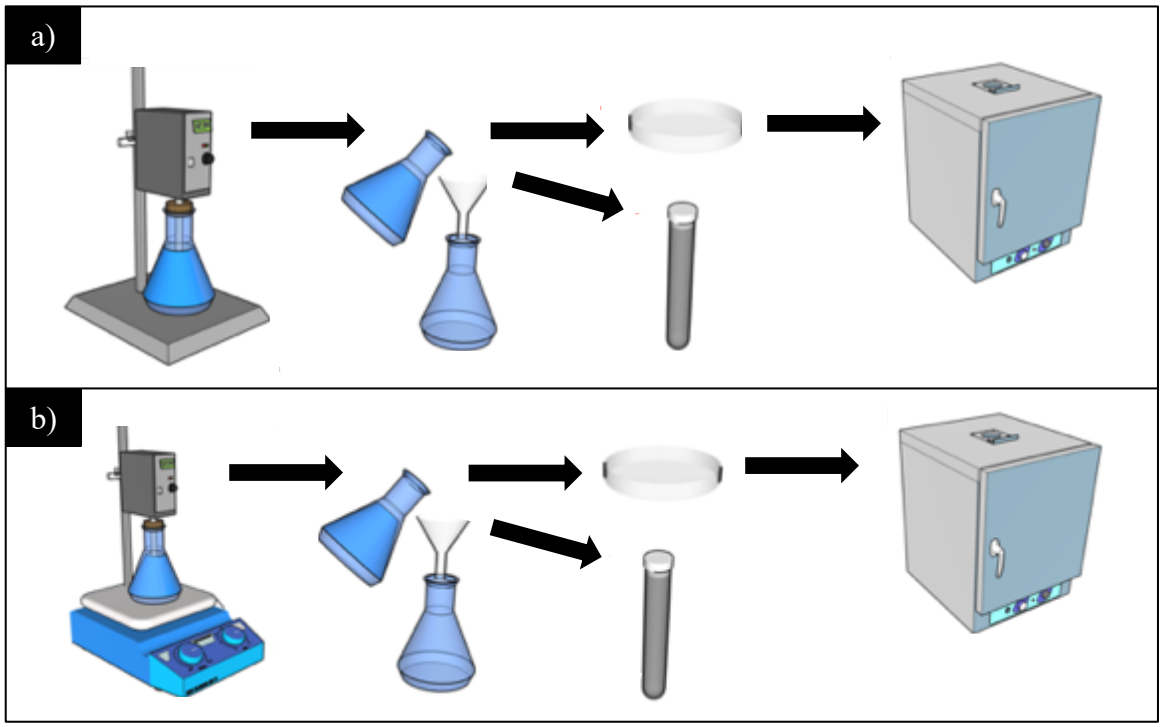


Figura 3.10 : a) Processo de lixiviação em meio amoníaco; **b)** Processo de lixiviação em meio ácido.

Para os ensaios em meio ácido, o processo de lixiviação ocorreu por no máximo 6 horas. Em um balão de Erlenmeyer com capacidade de 250 mL, foi disposta a amostra do produto CNM +1mm com cerca de 10 g, para um volume total de 100 mL de solução. Os ensaios ocorreram segundo a descrição dos parâmetros exibidos na Tabela 3.1. Foram analisados parâmetros, tais como: velocidade de agitação, estequiometria dos agentes lixiviantes e oxidantes, tempo de lixiviação e temperatura.

Tabela 3.1 : Condições de lixiviação em meio ácido.

Ensaio	H_2SO_4 (Molar)	H_2O_2 (Molar)	Tempo (h)	Temperatura (ºC)	Agitação (rpm)
I	1	1	6	23 ± 2	300
II	1	2	6	23 ± 2	300
III	2	2	6	30	300
IV	4	2	6	60	300
V	2	2	6	75	500
VI	2	2	6	75	500
VII	2	2	3	75	300
VIII	2	2	6	75	300
IX	2	2*	4	75	300

*Foram adicionados 240mL de H_2O_2 a cada de 30 min de reação.

Em relação aos ensaios no sistema amoniacal, os mesmos foram realizados durante um período mínimo de lixiviação de 4 horas e no máximo 12 horas. Em um balão de Erlenmeyer com capacidade de 250 mL, foi disposta a amostra do produto

CNM +1mm com cerca de 10 g, para um volume total de 100 mL de solução. Ao longo do tempo foram retiradas amostras, para análise dos metais de modo a verificar a evolução da dissolução dos metais para a solução. A Tabela 3.2 apresenta as condições ensaiadas.

Tabela 3.2 : Condições de lixiviação em meio básico.

Ensaio	$(NH_4)_2SO_4$ (Molar)	NH_3 (Molar)	H_2O_2 (mL)	Tempo (h)	Temperatura (ºC)	Agitação (rpm)
I	2	5	10	4	23 $\pm$ 2	300
II	2	5	10	6	23 $\pm$ 2	300
III	2	5	10	8	23 $\pm$ 2	300
IV	2	5	10	10	23 $\pm$ 2	300
V	2	5	10	12	23 $\pm$ 2	300

3.5 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV

A aplicação da ACV compreendeu três estágios distintos, representados pela definição do Objetivo e do Escopo, Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV).

O objetivo deste estudo consistiu em estimar os impactos do ciclo de vida dos processos hidrometalúrgicos associados às operações de extração de Cu em PCIs utilizando os padrões e princípios gerais da série de normas NBR ISO 14040.

Ao que tange à definição da fronteira do sistema para a avaliação , foi abordado somente à fase de recuperação, decomposta nos processos de pré-tratamento e lixiviação química.

Levando em consideração que a fase de pré-tratamento é comum a todos os processos a jusante, realizou-se a ACV deste conjunto de processos de forma isolada, com o intuito de aferir seu Impacto ambiental pontual. Assim, a Unidade Funcional foi estabelecida em termos da obtenção de 1 kg do produto CNM + 1mm (com uma concentração de 78% Cu), uma vez que este foi o produto de entrada para os processos de lixiviação que ocorreram a posteriori.

Para os processos de lixiviação, a Unidade Funcional adotada foi 1kg de Cu, ou seja, a obtenção de 1kg de Cu após tais processos. O método de Avaliação de

Impacto do Ciclo de Vida (AICV) usado foi o *Recipe Midpoint (v1.13; Europe Recipe H).*

No Inventário do Ciclo de Vida relativo a cada processo, os dados foram coletados, medidos, calculados ou estimados, permitindo a quantificação das entradas e saídas, o que contribuiu para a AICV. Tais dados classificaram-se principalmente como:

- Consumos e liberações de energia e substâncias químicas de/para os compartimentos aquático, terrestre e atmosférico da biosfera (chamados de intervenções);
- Saídas e entradas de subprodutos utilizados por cada processo, compondo os fluxos intermediários;
- Informações complementares de natureza técnica sobre o processo;

A obtenção dos dados ocorreu por duas formas distintas: Fonte de dados primários, onde os dados são coletados diretamente na realização do processo; Fonte de dados secundário, representada por pesquisas pertinentes já realizadas de acordo com os parâmetros exigidos ou consulta ao banco de dados do software de ACV.

O software utilizado como apoio neste trabalho foi o SimaPRO® 8.0, que permitiu obtenção de informações complementares por meio de consulta a diversas bases de Inventários de dados, dentre elas a Ecoinvent 3.0 – base de dados criada e mantida pelo governo da Suíça e que, atualmente se constitui na maior base de dados do mundo, com cerca de 4000 inventários individuais de empresas de variados produtos.

A etapa de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) envolveu um conjunto de informações e procedimentos para quantificar a entrada (energéticas e materiais), e também as saídas (efluentes líquidos e resíduos sólidos), fundamentais para a realização de estudos dos impactos ambientais.

A avaliação geral dos impactos do ciclo de vida foi realizada através do Método do Eco-indicator 99, já as avaliações dos impactos sobre a geração de gases de efeito estufa foi obtida pelo Método *Impact* 2002+, ambos utilizados com grande frequência em estudos de ACV de produtos e processos. Em relação aos impactos gerados

durante o processo (*Midpoint*) foi utilizado o ReCIPE para convergência de informações.

Ao nível de *Midpoin*t, são abordadas 18 categorias de impactos, dentre eles: as alterações climáticas, a depleção da camada de ozono, a acidificação terrestre, a eutrofização de águas superficiais, entre outras.

3.6 Análise Multi-Critério

3.6.1 Definição do objetivo

O objetivo da aplicação do método AHP pôde ser definido como:

- Apresentar a hierarquia do impacto ambiental global associado aos métodos de recuperação de metais em resíduos eletrônicos, levando em consideração os efeitos dos processos sobre as categorias de impactos.

3.6.2 Definição dos critérios e alternativas

A definição dos critérios visando o alcance do objetivo geral, ocorreu em detrimento da sustentabilidade industrial, sendo representados pelos fatores ambientais, sendo extraídos do ambiente de AICV do programa SimPRO® 8.0. Tais critérios estão representados no Quadro 3.2. Já as alternativas foram representadas pelos métodos de recuperação de metais hidrometalúrgicos (lixiviação em ácido sulfúrico e lixiviação em amônia). Diante disto, tornou-se possível a elaboração da hierarquia, contendo: Objetivo, critérios e as alternativas.

Quadro 3.1 : Alternativas e critérios para a análise hierárquica.

Alternativa	Critério
Processo Hidrometalúrgico: Lixiviação em H_2SO_4	Alterações Climáticas
	Depleção da camada de ozônio
	Acidificação terrestre
	Eutrofização de agua doce
	Toxicidade humana
	Ecotoxicidade terrestre
	Ecotoxicidade de água doce
Processo Hidrometalúrgico: Lixiviação em $NH_3/(NH_4)_2SO_4$	Radiação ionizante
	Ocupação de terras agrícolas
	Ocupação de terras urbanas
	Formação de oxidantes fotoquímicos
	Depleção fóssil

3.6.3 Atribuição dos valores de julgamento

De acordo com a metodologia convencional da ferramenta AHP, os valores de julgamento atribuídos à análise paritária, são obtidos segundo estimativa dos especialistas da temática abordada em cada caso. Na presente situação, visando a obtenção de um julgamento mais assertivo, evitando dubiedades, a ferramenta foi adaptada, sendo alimentada com os valores expressos pelos relatórios do software de ACV SimaPRO® em sua fase de AICV.

No âmbito do AHP, compara-se par a par (ou paritariamente) os elementos de uma camada ou nível da hierarquia à luz de cada um dos elementos em conexão em uma camada superior da hierarquia, ou seja, para cada critério, serão comparadas aos pares as alternativas disponíveis. Assim, cada alternativa quando comparada par a par em relação a um critério, receberá um valor para seu índice de desempenho de acordo com a métrica adotada pelo programa de ACV utilizado.

Dessa forma, utilizou-se as informações da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida, na modalidade Normalizada, onde os resultados dos indicadores de categoria são relativizados a uma situação referencial, ou seja, as categorias de impacto são avaliadas em uma mesma dimensão, permitindo a análise da contribuição de cada categoria para o impacto global associado ao processo.

A partir dos dados normalizados, foi possível obter uma matriz de julgamento paritário fazendo a subtração de um critério i por um critério j para $i, j = 1,2,3 \ldots 12$, construindo uma matriz de comparação, obedecendo: $aij = ci - cj$, onde ci é o valor de impacto normalizado do critério i e cj é o valor de impacto normalizado do critério j. Assim, define-se $P(ci - cj)$ ou $P(aij)$, para cada entrada da matriz quadrada de ordem $n = 12$. Além disso, utilizou-se a escala Saaty (2000) adaptada para a obtenção dos pesos finais da matriz de julgamento. Desta maneira, obteve-se a atribuição de pesos adaptada de acordo com o AHP.

Para a adaptação da escala Saaty (2000), realizou-se a classificação dos valores obtidos em cada entrada $P(aij)$ de acordo com a amplitude (h) e classe (k). Para tanto, calculou-se a amplitude através da fórmula $h = ((Ls - Li)/k)$, onde Ls corresponde ao maior valor e Li corresponde ao menor valor obtido em $P(aij)$, e K corresponde ao numero de classes sendo expresso por $k = 1 + 3{,}3 \cdot log\, n$.

A Tabela 3.3 evidencia os intervalos de classes considerados neste estudo para a adaptação da escala Saaty (2000).

Tabela 3.3 : Escala adaptada de Saaty (2000) para a comparação dos critérios.

Conversão de escalas	
Escala adaptada	Escala Saaty
$3{,}762E - 07 \vdash 0{,}00056367$	1
$0{,}00056367 \vdash 0{,}00112696$	2
$0{,}00112696 \vdash 0{,}00169025$	3
$0{,}00169025 \vdash 0{,}00225354$	4
$0{,}00225354 \vdash 0{,}00281683$	5
$0{,}00281683 \vdash 0{,}00338013$	6
$0{,}00338013 \vdash 0{,}00394342$	7
$0{,}00394342 \vdash 0{,}00450671$	8
$0{,}00450671 \vdash 0{,}00507$	9

Diante das definições supracitadas, definiu-se os pesos a partir da seguinte relação:

.

$$aij = P\,(ci - cj), \qquad se\ ci \geq cj$$

$$aij = \frac{1}{P\,(cj - ci)}\,, \qquad se\ ci < cj$$

Posterior à análise paritária dos critérios, foram definidos os pesos de cada alternativa. Nesta etapa, utilizou-se os resultados percentuais de contribuição de cada rota de lixiviação para a categoria de impacto avaliada (Tabela 4.16). Desse modo, realizou-se a adaptação da escala de Saaty (2000) para a definição da matriz de comparação de cada alternativa frente aos critérios avaliados (Tabela 3.4) . O processo ocorreu de forma análoga a construção da matriz de comparação entre os critérios, onde foi possível obter uma matriz de julgamento paritário, realizando a subtração do valor de impacto da alternativa $A1$ pela alternativa $A2$ à luz de cada categoria de impacto avaliada cj para $j = 1,2,3 \ldots 12,$ construindo um vetor de comparação, obedecendo: $A1 - A2 = aij$, em que $i = 1$ e $j = 1,2 \ldots 12$. Assim, define-se $P(A1 - A2)$ ou $P(aij)$, para cada entrada no vetor de ordem $n = 12$.

Tabela 3.4 : Escala adaptada de Saaty (2000) para comparação das alternativas.

Conversão de escalas	
Escala adaptada	Escala Saaty
$0 \vdash 11$	1
$11 \vdash 22$	2
$22 \vdash 33$	3
$33 \vdash 44$	4
$44 \vdash 55$	5
$55 \vdash 66$	6
$66 \vdash 77$	7
$77 \vdash 88$	8
$88 \vdash 100$	9

Assim, definiu-se os pesos para a matriz comparação entre as alternativas pela seguinte relação:

$$aij = P\ (A1 - A2), \qquad se\ A1 \geq A2$$

$$aij = \frac{1}{P\ (A2 - A1)}\ , \qquad se\ A1 < A2$$

3.6.4 Cálculo PML's e PG's

Após a estruturação da árvore de decisão e dos pesos associados aos critérios e alternativas, calculou-se as prioridades médias locais (PML's) e prioridades médias globais (PG's).

A PML's pôde ser calculada por meio da média dos valores no sentido horizontal, ou seja, pela média das linhas da matriz N. Já o cálculo das prioridades médias globais (PG's), de acordo com Costa (2002), requer a combinação das PML's da estrutura hierárquica para a definição da melhor alternativa. A equação abaixo apresenta a estrutura matemática para a obtenção das PG's.

$$PG_{ai} = (PML_{c1} * PML_{ai}) + (PML_{c2} * PML_{ai}) + \cdots (PML_{cn} * PML_{ai})$$

3.6.5 Razão de consistência

A Razão de Consistência pôde ser calculada com base na seguinte fórmula, de acordo com (TAHA, 2013) :

$$RC = \frac{IC}{IR}$$

Ressalta-se que para a validação dos pesos atribuídos na construção da matriz de pesos *RC* deve respeitar a seguinte condição: $RC \leq 0{,}10$.

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização visual das Placas de Circuito Impresso

Visando garantir a uniformidade da amostra, utilizou-se neste estudo as PCI's oriundas de computadores, também conhecidas como *motherboards*. Contudo, as placas podem apresentar variações quanto a sua composição básica, ainda que sejam obtidas de um mesmo tipo de equipamento eletrônico.

Para verificar a similaridade entre as placas utilizadas, realizou-se inicialmente a caracterização visual das PCIs. Sendo assim, analisou-se a composição da superfície estrutural das placas, identificando os principais componentes existentes na mesma. A Figura 4.1 ilustra a vista superficial de uma placa semidesmantelada utilizada no estudo.

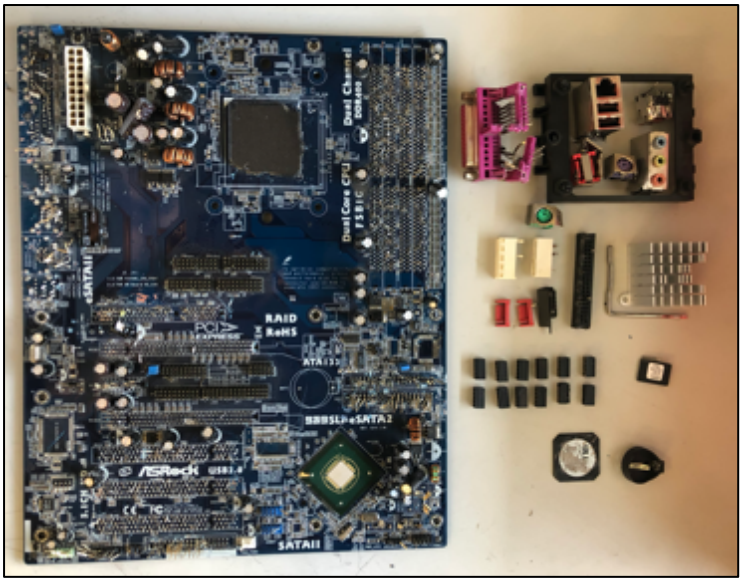


Figura 4.1 : Vista superior da placa semidesmantelada e seus componentes.

Posterior a análise superficial, utilizou-se a Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C para a identificação e caracterização das placas por imagem, de acordo com a sua estrutura interna.

A análise com base no corte transversal realizado na placa de circuito impresso permitiu a visualização de 4 camadas de cobre em seu interior, sendo estas intercaladas por camadas de fibra de vidro. Nas regiões mais externas é possível

identificar a presença de uma camada de sobreposição composta de resina epóxi. A Figura 4.2 ilustra o corte transversal de uma das placas que constituíram a amostra geral.

Diante da estrutura interna evidenciada e dos materiais que a compõe, é possível inferir que a placa analisada corresponde ao modelo FR - 4, o qual é indicado pela literatura como a tipologia de placa utilizada principalmente na confecção de computadores e eletrônicos de alto valor agregado.

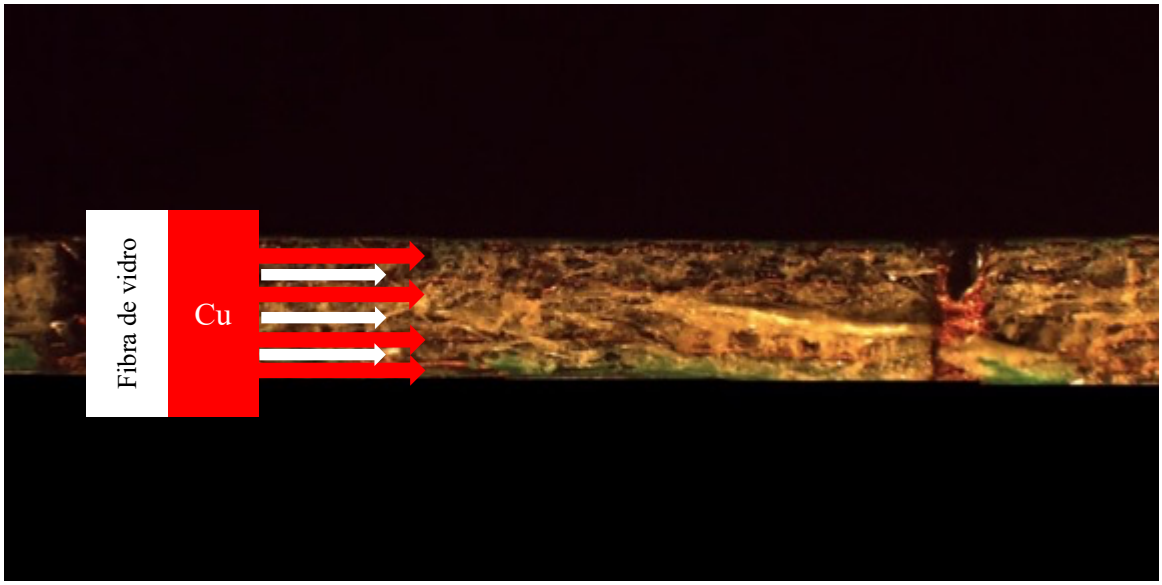


Figura 4.2 : Corte transversal na PCI tipo FR- 4.

4.2 Processamento físico e mecânico

4.2.1 Desmantelamento

Visando colaborar para a concentração e facilitar recuperação de metais a jusante, realizou-se o desmantelamento manual dos componentes superficiais das PCIs empregadas na elaboração desta pesquisa. Contudo, mesmo após o desmantelamento ainda foi possível perceber a presença de alguns componentes de superfície, estes são denominados *Surface Mount Device* – SMD, que correspondem a capacitores, resistores e diodos, os quais encontram-se afixados na placa base nua.

A retirada dos componentes superficiais contribuiu de forma significativa para a redução da existência de material polimérico no resíduo estudado. Isso porque grande parte destes componentes são representados por conectores plásticos de diversas modalidades, como conexões simples, conexões para cabo de força e conexões com contatos metálicos.

Subsequente, as placas foram submetidas ao equipamento guilhotina, que permitiu reduzir o tamanho da amostra em partes de 5 x 5 cm, em média. Este processo favoreceu a etapa de cominação, realizada posteriormente, permitindo que as amostras fossem mais facilmente processadas.

4.2.2 Cominuição

Após os processos de desmantelamento e corte na guilhotina, a amostra foi submetida ao processo de cominuição, sendo utilizados dois modelos distintos de fragmentadores. Na primeira etapa do processo de cominuição, o material foi triturado usando um moinho de martelos de modelo EWZ M400 / I-200 com crivo de 8 mm de diâmetro. O processo foi realizado de forma duplicada para garantir maior homogeneidade quanto ao tamanho de grão do lote. Em termos quantitativos, o processo de cominuição iniciou-se com a entrada de aproximadamente 4,5 kg de material desmantelado e guilhotinado.

Em sequência, o material já triturado pelo fragmentador de martelos, foi submetido ao fragmentador de facas, modelo RETSCH SM 200 (Figura 4.5) com crivo de 4 mm de diâmetro, o que permitiu a redução do tamanho do grão da amostra. O processo também ocorreu de forma duplicada. A moagem neste tipo de moinho é realizada, principalmente, quando o intuito é a liberação dos materiais, como o caso do cobre presente no interior das PCIs.

Destaca-se que anterior a ocorrência dos processos de fragmentação, os equipamentos utilizados foram submetidos a procedimentos de higienização para que não houvesse contaminação da amostra obtida.

Durante a execução da trituração foi possível registrar perda estimada em cerca de 192 gramas de material. Assim, em termos gerais, constatou-se que as perdas globais durante o processo de cominuição correspondem a cerca de 4,3 % do total da

amostra de entrada no processo. Estas perdas estão associadas a materiais retidos junto a estrutura interna dos equipamentos e materiais de fácil trituração que acabam dissipando-se em forma de poeira durante o processo.

4.2.2.1 Análise da poeira produzida no processo de fragmentação

Wang et al., (2015) apresentam, com base em dados estatísticos, que o quantitativo de poeira gerada nas linhas industriais de recuperação de materiais advindos das PCIs, corresponde em média, a cerca de 3,7 % da capacidade de processamento da planta. Além disso, os autores ressaltam a grande dificuldade em dispor ou tratar adequadamente a poeira gerada.

Em detrimento da geração de poeira durante o processo de fragmentação, a qual pode apresentar potencial de reinserção no processo de recuperação de materiais, bem como estar associada a doenças ocupacionais respiratórias quando não bem geridas, realizou-se a caracterização deste material, capturado durante o processo de cominuição por meio de filtros de papel com 37mm de diâmetro, umedecidos em água. Os filtros foram posteriormente submetidos a estufa para a secagem durante o período de 24 horas, a uma temperatura de 50º Celsius. Então, realizou-se o procedimento de raspagem em cada filtro utilizado, acumulando-se todo o material em uma única amostra.

O intuito deste procedimento foi caracterizar física e quimicamente o material particulado, com baixa granulometria, que esteve em suspensão na parte interna do equipamento de fragmentação.

Para a caracterização da amostra geral da poeira, realizou-se o exame de Microscopia Eletrônica de Varredura – MEV, utilizando o Microscópio Eletrônico de Varrimento ambiental, de alta resolução (Schottky), e também a Espectroscopia de Raio X por Dispersão – EDS com Microanálise por Raio X e Análise de Padrões de Difração de Elétrons: Quanta 400 FEG ESEM / EDAX Genesis X4M. A amostra foi revestida com filme fino de Au/Pd, por pulverização catódica (*sputtering*), utilizando o equipamento *SPI Module Sputter Coater*.

Como evidenciado na Figura 4.3, por meio da análise MEV e com o auxílio da análise EDS, foi possível estudar pontualmente as partículas Z1, Z2, Z3, Z4 e Z5. Através da Figura 4.4 observa-se a partícula Z1, a qual apresenta em sua composição Ba e Ti. De acordo com Silvas (2015), essa partícula origina-se provavelmente de um material ferroelétrico utilizado frequentemente pela indústria eletroeletrônica. Este material encontra-se na forma de Titanato de Bário ($BaTiO_3$), que caracteriza-se por ser um material cerâmico que exibe efeito fotorrefrativo e propriedades dielétricas.

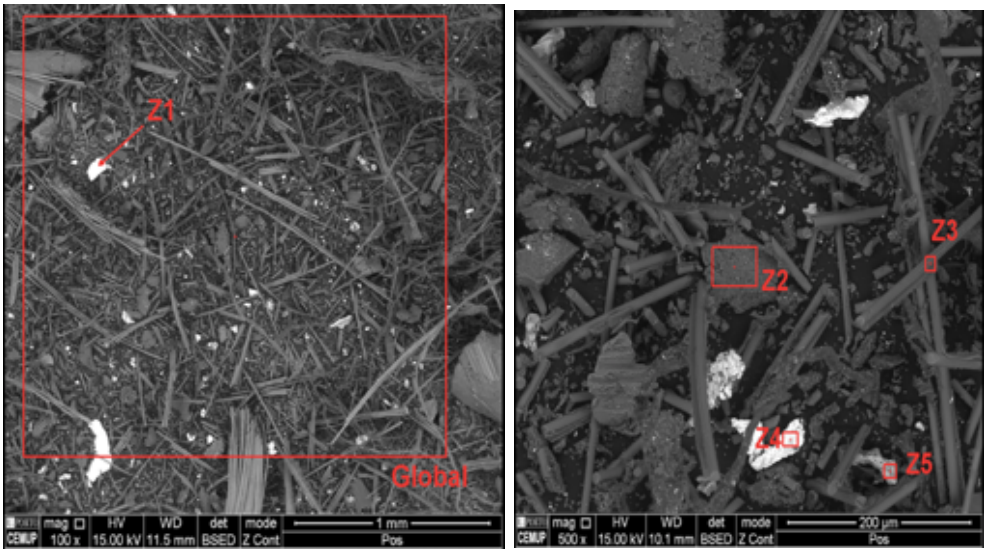


Figura 4.3 : Microscopia Eletrônica de Varredura. a) imagem global 1mm – ponto Z1; b) Imagem aproximada (500x) - pontos Z2, Z3,Z4 e Z5.

De acordo com Wang (2015), o substrato das PCIs é principalmente composto por C e O, além de metais como Al, Cu e Fe que são liberados durante o processo de trituração. De acordo com a Figura 4.5 obtida pelo ensaio EDS no ponto Z2, é possível inferir que a partícula analisada representa possivelmente uma parte do substrato da PCI, uma vez que apresenta a caracterização elementar típica.

Diante das imagens obtidas pelo MEV – Figura 4.3 b), é possível perceber a peculiaridade geométrica da partícula Z3, onde a mesma apresenta-se de forma alongada. Quando observado as informações geradas a partir da análise EDS (Figura 4.6) na partícula Z3, nota-se em destaque a presença dos elementos Si, O, Al e Ca. Diante de tais características, a partícula Z3 possivelmente trata-se de fibras de vidro, onde os elementos supracitados existem na forma de óxidos como SiO_2 e Al_2O_3.

Na análise do ponto Z4, Figura 4.7, nota-se a presença relevante de Sn na amostra, isso porque este elemento é utilizado de forma frequente na produção das PCIs para soldar outros componentes a superfície da placa.

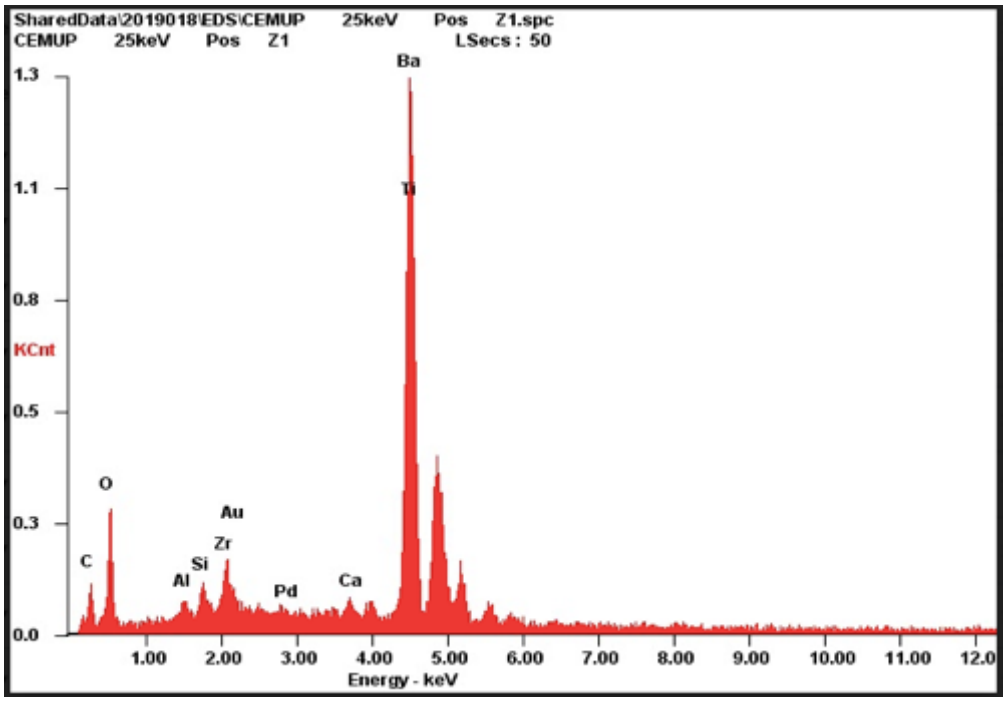


Figura 4.4 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z1.

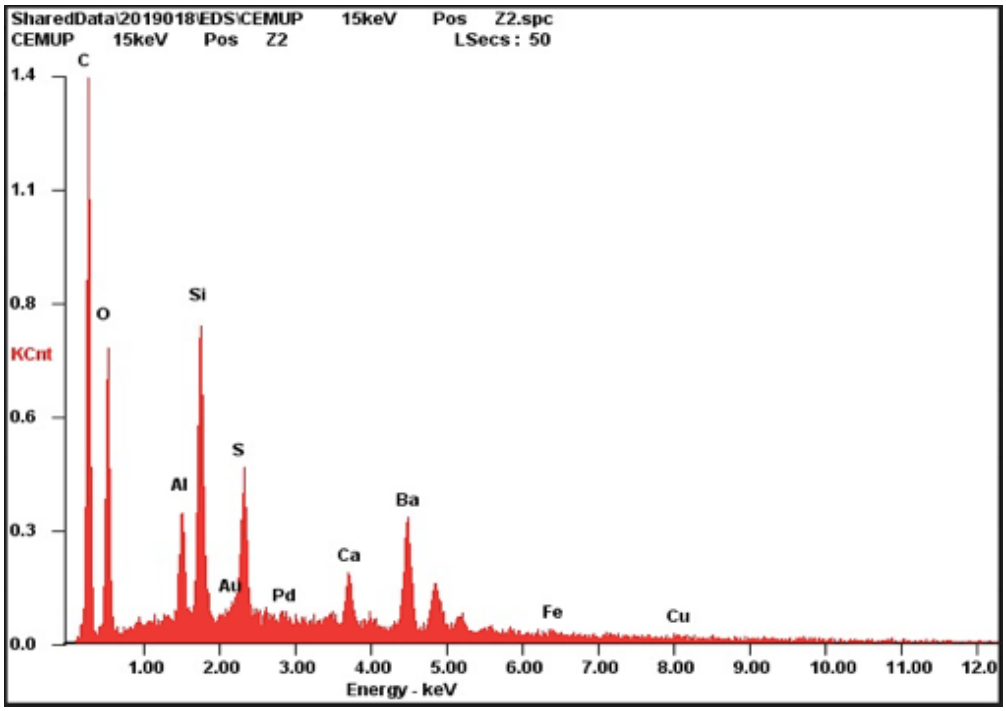


Figura 4.5 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z2.

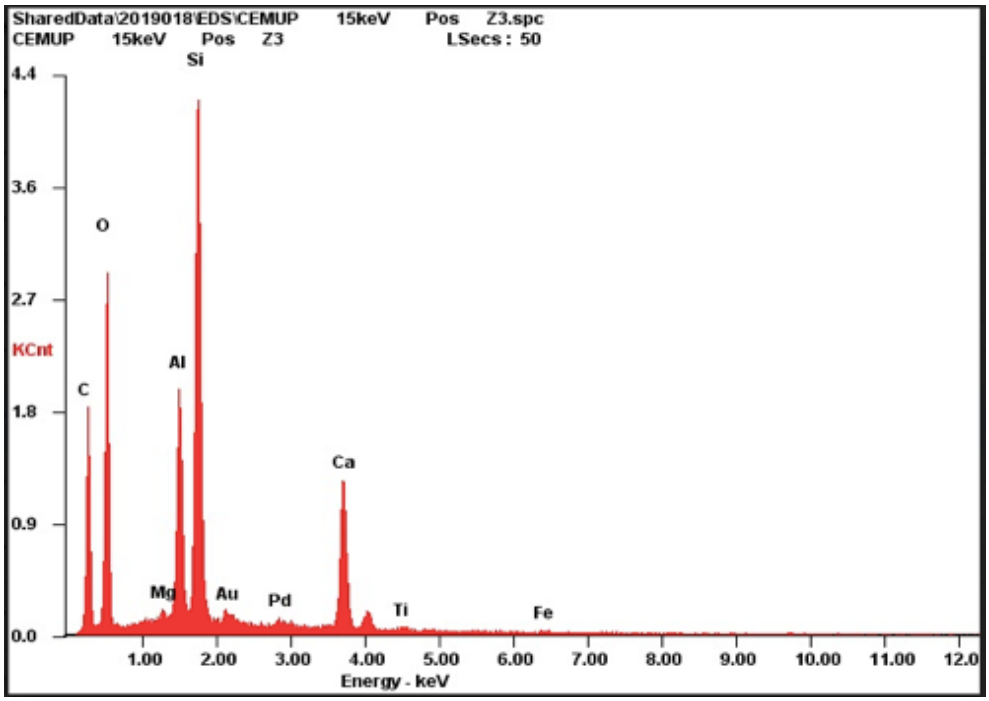


Figura 4.6 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z3.

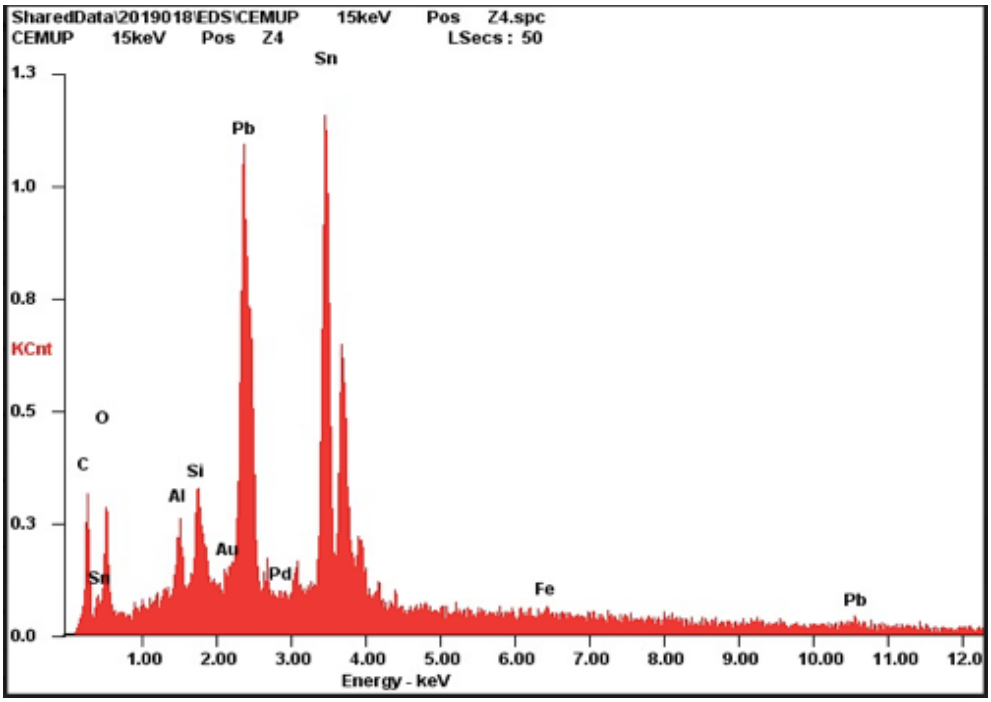


Figura 4.7 : Espectroscopia (EDS) – ponto Z4.

Após a caracterização por imagem, a amostra geral da poeira foi submetida ao processo de separação por frações granulométricas, onde foram definidos quatro intervalos de classes. Uma vez que a maior granulometria apresentada pela amostra estava abaixo de 0,45 mm, atribuiu-se as seguintes classes: -0,45mm +0,25mm, -0,25mm +0,15mm, -0,15mm +0,05 mm e -0,05mm.

A Tabela 4.1 evidencia a distribuição da massa, em porcentagem, apresentada por cada fração granulométrica em relação a amostra geral. Cerca de 70% de toda a amostra obtida apresentou granulometria intervalar de -015mm +0,05mm.

Tabela 4.1 : Distribuição da massa da amostra geral da poeira (%).

Fração Granulométrica	Massa (%)
-0,45mm +0,25mm	8,36
-0,25mm +0,15mm	7,15
-0,15mm +0,05mm	69,95
-0,05mm	14,54

Com o suporte do equipamento de Fluorescência de Raio X - Oxford X-MET 7000 a análise química elementar de cada fração granulométrica foi obtida, estando as mesmas apresentadas na Tabela 4.2.

De forma geral, verificou-se que devido a maior concentração (em massa) da amostra estar alocada no intervalo de -0,15mm +0,05mm, os elementos Fe (18,30 %), Si (10,73 %), Ca (9,21 %) e Cu (8,89 %) se destacam quanto a participação da composição elementar desta fração e também quanto a composição geral da amostra. Contudo, em uma análise pontual, é possível perceber a tendência inversamente proporcional da presença de Fe (em % de massa) em relação a granulometria das classes, ou seja, quanto menor a granulometria do material, maior é a presença relativa de Fe na fração.

O oposto ocorre com o Cu, que registra a sua maior participação (28,38%) na composição da fração de maior granulometria (-0,45mm +0,25mm), decrescendo de acordo com a redução do tamanho de partícula da amostra.

Tabela 4.2 : Composição química (% massa) amostra de poeira.

Elemento	Tamanho da fração (mm)			
	- 0,45 +0,25	- 0,25 +0,15	- 0,15 +0,05	-0,05
Cu	28,38	16,75	8,89	6,99
Si	8,99	11,17	10,73	8,27
Al	7,31	6,76	6,15	4,63
Ca	7,30	11,80	9,21	6,29
Sn	2,91	1,93	2,13	1,91
Fe	2,34	6,65	18,30	29,70
Pb	1,49	1,48	1,22	1,05
Rb	1,30	1,20	0,84	0,40
Ti	1,01	1,28	1,02	0,78
Ba	0,95	1,21	0,93	0,76
S	0,56	0,52	0,34	0,09
Cl	0,53	-	-	-
As	0,52	0,50	0,34	0,29
Ni	0,40	0,40	0,48	0,60
Zn	0,19	0,39	0,63	0,73
Ag	0,17	0,08	0,09	0,08
V	0,16	0,10	-	0,10
Sr	0,14	0,17	0,16	0,10
Sb	0,12	0,07	0,13	0,05
Au	0,10	0,06	0,06	-
Bi	0,10	0,05	0,05	0,02
Hg	0,08	0,06	0,04	0,03
Zr	0,08	0,08	0,11	0,13
Tl	0,08	0,04	0,01	-
K	0,05	0,07	0,09	0,07
Se	0,03	0,02	0,01	-
Co	0,01	-	-	-
Mn	-	-	-	0,06

4.2.3 Separação granulométrica

Após o processo de cominuição, o material foi classificado de acordo com sete tamanhos de granulometria, respectivamente, +1 mm; -1 mm +0,71mm; -0,71mm +0,45 mm; -0,45 mm +0,25mm; -0,25mm +0,15mm; -0,15mm +0,05mm; e -0,05mm. A separação granulométrica ocorreu com o auxílio do separador vibratório (RETSCH AS 200) e as peneiras correspondentes.

De acordo com a Tabela 4.3, a distribuição, em porcentagem de massa da amostra geral, teve sua maior concentração na fração de granulometria +1mm, apresentando cerca de 64% do total do massa da amostra. Os demais 36% encontram-se distribuídos nas demais frações, não ultrapassando a representatividade de 10% do total da massa da amostra geral em cada fração.

Tabela 4.3 : Separação granulométrica das PCIs.

Fração Granulométrica	Massa (%)
+1mm	63,27
- 1mm + 0,71mm	7,38
- 0,71mm +0, 45mm	9,23
- 0,45mm + 0,25mm	5,42
- 0,25mm + 0,15mm	3,67
- 0,15mm + 0,05mm	5,93
- 0,05mm	5,09

4.2.4 Separação por densidade e Magnética

A mesa oscilatória (Figura 4.8) é caracterizada por uma superfície inclinada, que possui pequenas saliências (rifles) posicionadas em paralelo, ao longo de seu comprimento. Há um movimento assimétrico na direção longitudinal e um filme de água que cruza a superfície da mesa transversalmente.

A técnica dos líquidos densos é usada para separar partículas sólidas por meio da diferença de densidade. As partículas que precisam ser separadas são imersas em um líquido que tem um valor de densidade entre os valores de densidade dos componentes que se pretende separar. As partículas mais pesadas vão para o fundo enquanto as partículas mais leves flutuam na superfície (RON & PENEV, 1995).

O processo mostra-se bastante eficiente, pois torna possível separar os metais dos polímeros e cerâmicos. A desvantagem da técnica é a toxicidade dos líquidos empregados e também o custo destes líquidos.

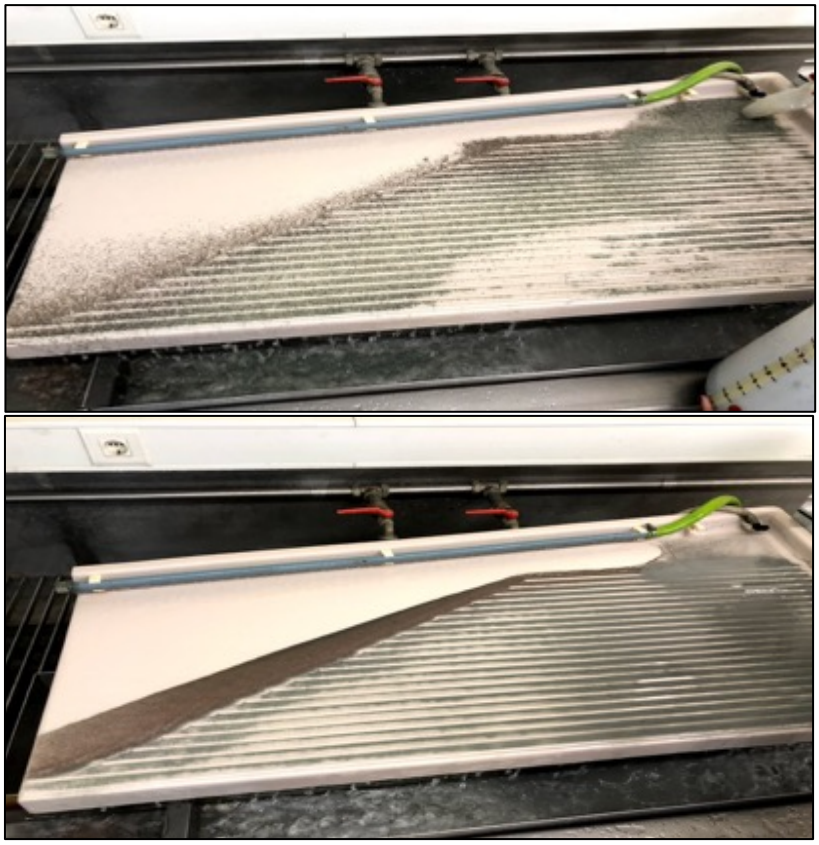


Figura 4.8 : Mesa oscilatória tipo Wilfley.

Contudo, para garantir maior eficiência no processo de separação por densidade, percebeu-se por meio de um teste piloto, que as amostras de baixa granulometria, as quais possuíam pequena representatividade diante da massa total da amostra geral, não responderam de forma eficiente ao processo. Desse modo, optou-se por agrupar o material geral em apenas três frações granulométricas.

Assim, após a separação por fração granulométrica secundária, onde adotou-se os intervalos de classe +1mm, -1mm +0,45mm e -0,45mm, a amostra foi submetida à separação por densidade, utilizando uma mesa oscilatória, com um caudal de 0,000009508 m^3/s. Utilizou-se água como meio líquido para a execução da atividade de separação por densidade.

Este processo permitiu a geração de quatro classes de produtos, denominados: Concentrado, Misto, Estéril e Matéria Orgânica.

A classe Concentrado destaca-se por apresentar maior potencial de enriquecimento de metais através do processo de separação por densidades, uma vez que os materiais de maior densidade, quando comparado a densidade do meio, acompanham o movimento oscilatório da mesa ao longo dos rifles, desembocando em sua grande maioria em um mesmo compartimento.

A classe Misto apresenta certa relevância quanto a presença de metais. Contudo, a mesma também caracteriza-se por apresentar materiais poliméricos e cerâmicos, o que torna esta classe menos favorável ao enriquecimento de metais, quando comparada a classe Concentrado.

As classes Estéril e Matéria Orgânica caracterizam-se pelo acúmulo intenso de materiais cerâmicos e poliméricos, ou seja, baixo potencial de enriquecimento de metais. Neste caso, os materiais apresentaram densidade inferior a densidade da água, sofrendo flutuação imediata durante o processo.

Juntas, as classes de Material Concentrado e Misto corresponderam a 60% do massa total da amostra submetida ao processo de separação por densidade. A Figura 4.9 apresenta a distribuição da massa (em %) das classes obtidas na separação por densidade.

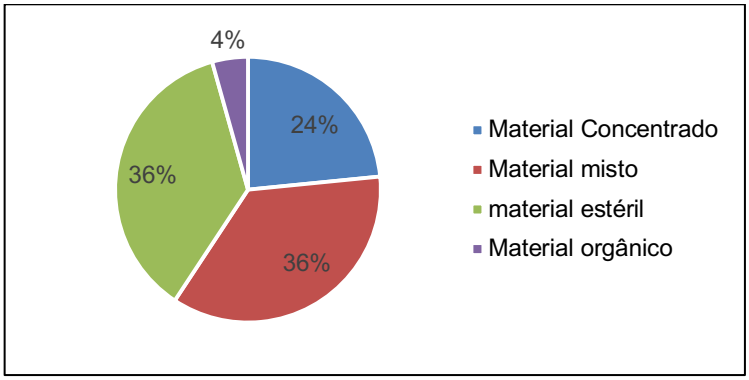


Figura 4.9 : Distribuição da massa (em %) das classes obtidas na separação por densidade.

Após a separação por densidade, a amostra geral foi segmentada de acordo com a fração granulométrica e classe. A Figura 4.10 apresenta a distribuição da massa da amostra geral, em porcentagem. Destaca-se a participação da granulometria +1mm na composição, de forma majoritária, de 3 das 4 classes observadas. Além disso, levando em consideração as classes Concentrado e Misto com granulometria

+1mm, as quais possuem maior potencial de enriquecimento metálico, percebe-se que juntas, correspondem a cerca de 44% em massa da amostra geral

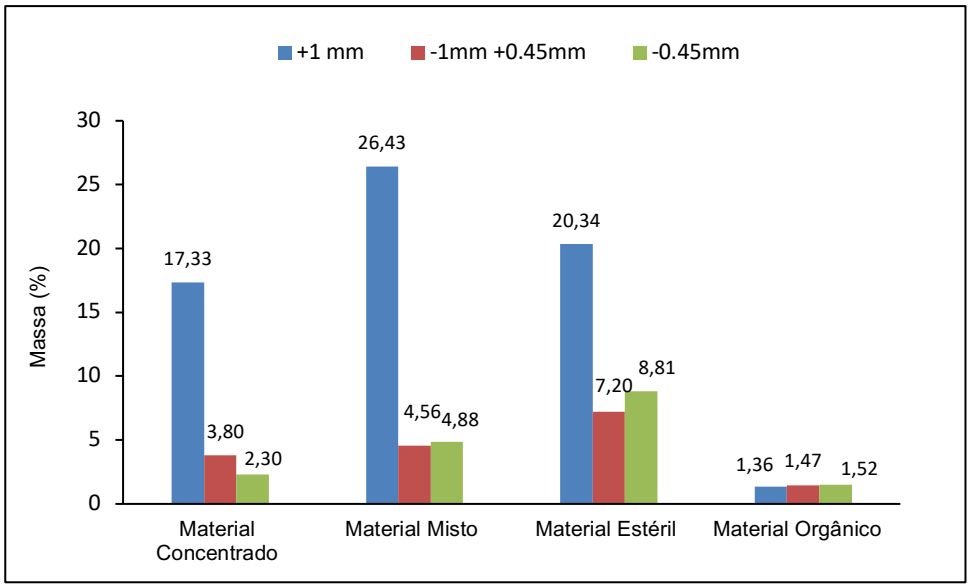


Figura 4.10 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a classe e granulometria da amostra.

A posteriori, foi realizada a separação magnética, por meio da qual identificou-se dois grupos de materiais: Materiais Não-magnéticos (NM) e Materiais Magnéticos (M). Cerca de 7% da amostra correspondeu a materiais com características magnéticas (M), já os materiais NM, apresentaram valores em torno de 93% da massa da amostra geral.

Com base nas informações evidenciadas na Figura 4.11, observou-se que a maior presença de materiais magnéticos, foi registrada na fração granulométrica –0,45mm, alcançando o valor de 23% do total (em massa) desta faixa granulométrica.

Levando-se em consideração as classes obtidas após a separação por densidade, constatou-se que na fração Concentrado, Misto e Estéril, os materiais NM de granulometria +1mm predominaram a composição destas, representando cerca de 16%, 27% e 21% respectivamente, em relação a massa da amostra geral (Figura 4.12).

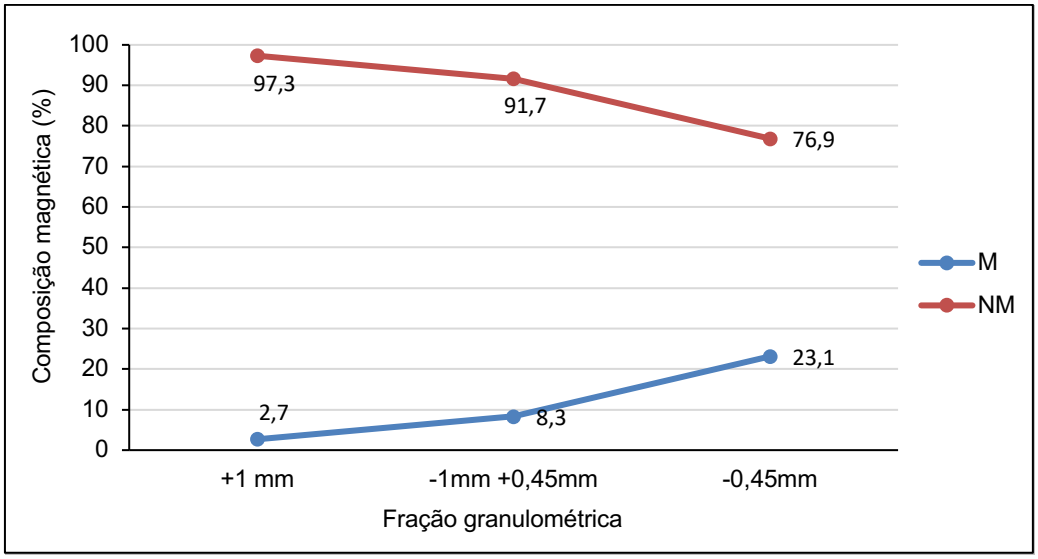


Figura 4.11 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a granulometria e característica magnética.

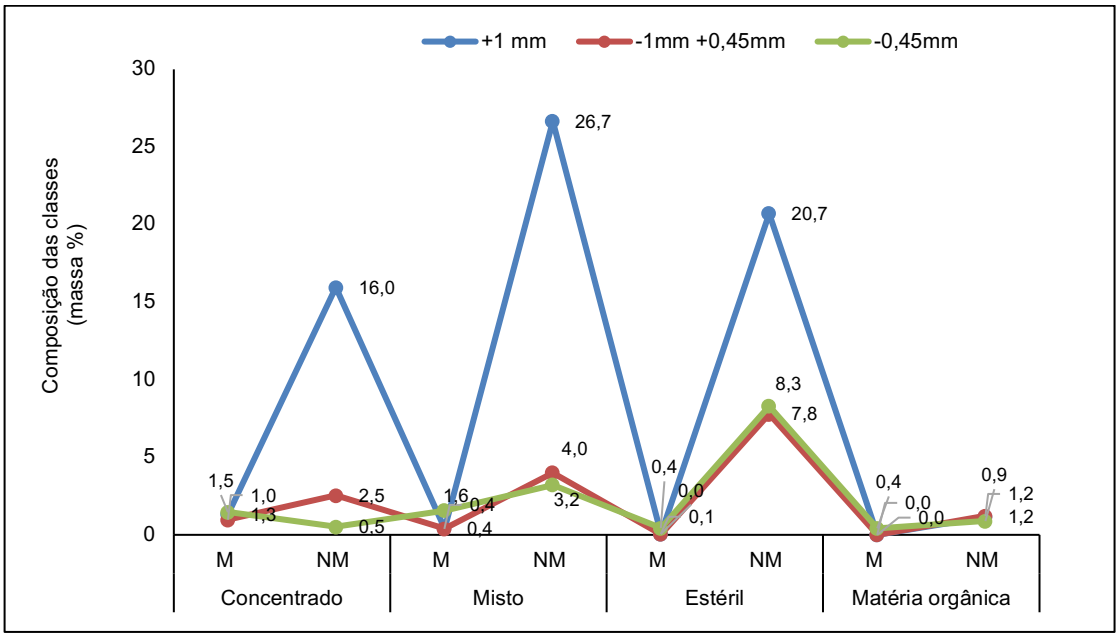


Figura 4.12 : Distribuição da massa (em %) de acordo com a granulometria, classe e característica magnética.

Contudo, as classes Estéril e Matéria Orgânica são caracterizada pelo baixo potencial de acúmulo de metais, de acordo com a dinâmica do processo oscilatório da mesa de separação por densidade. Assim, as classes Concentrado e Misto se destacam devido a potencialidade de acúmulo de metais, dentre eles o cobre (Cu), sendo estas duas classes alvo central deste estudo.

A Figura 4.13 sistematiza todo o fluxo operacional da fase de pre-tratamento, apresentando as movimentações de entrada e saída de cada operação. A Tabela 4.4 orienta quanto a alocação mássica da amostra geral de acordo com a classe, fração granulométrica e separação magnética.

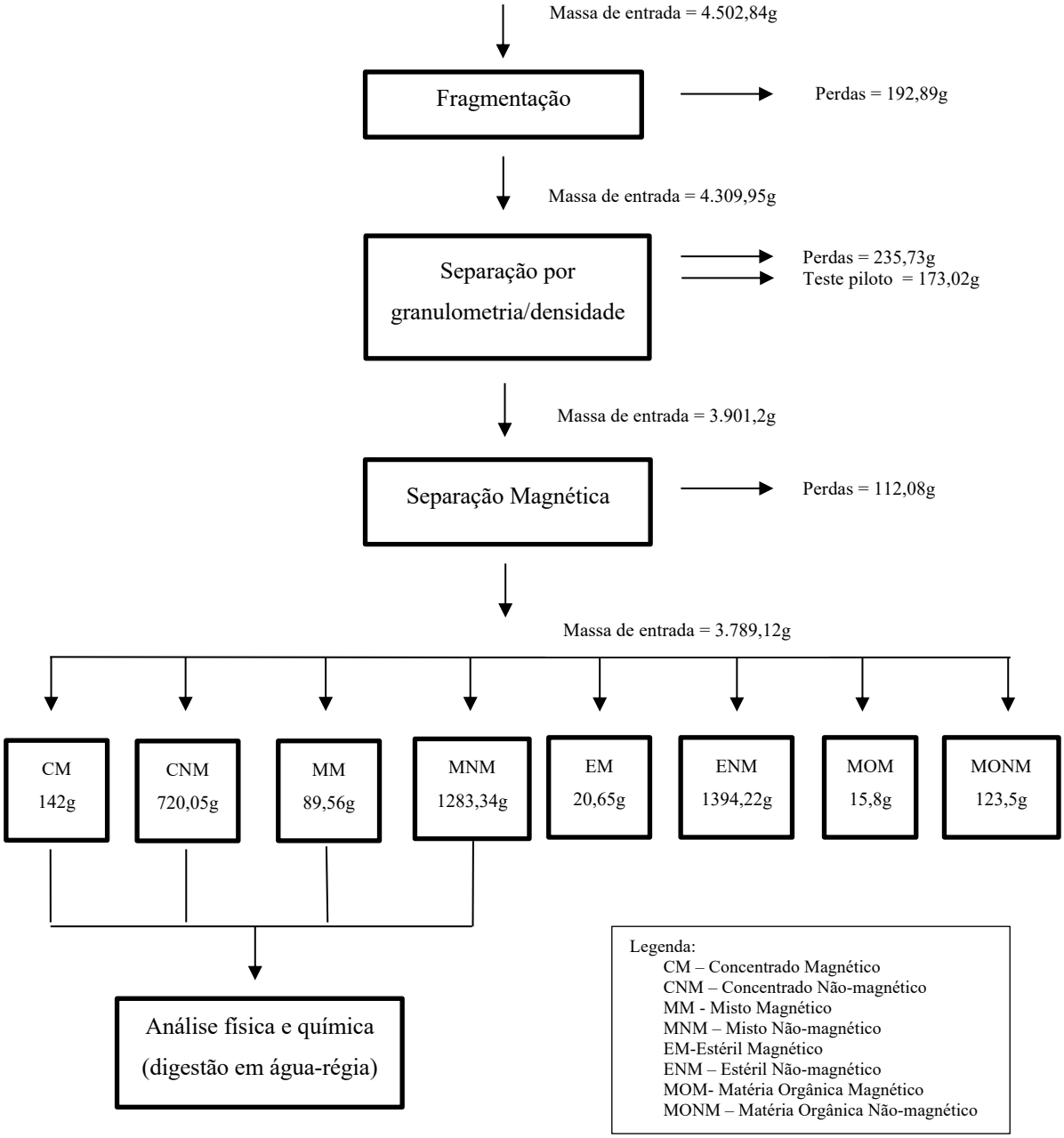


Figura 4.13 : Estrutura esquemática do fluxo de entradas e saídas na fase de pré-tratamento.

Tabela 4.4 : Distribuição da massa de acordo com a granulometria, classe e característica magnética.

Fração granulométrica	Material Concentrado (em grama)		Material Misto (em grama)		Material estéril (em grama)		Material Orgânico (em grama)	
	M	NM	M	NM	M	NM	M	NM
+1 mm	49,84	604,47	15,34	1009,81	2,13	785,06	-	44,04
-1mm +0,45mm	37	95,83	14,49	151,28	1,87	294,99	-	45,9
-0,45mm	55,16	19,75	59,73	122,25	16,65	314,17	15,8	33,56
Total	142	720,05	89,56	1283,34	20,65	1394,22	15,8	123,5

4.2.5 Definição da amostra teste

Mediante a seleção das classes Concentrado e Misto, 12 diferentes produtos foram obtidos, variando de acordo com o tamanho de partículas e com a presença de propriedade magnética ou não, conforme mostrado na Tabela 4.5, onde a massa total da amostra correspondeu a 2.234,95 gramas (somatório das massas de todos os produtos das classes Concentrado e Misto).

Tabela 4.5 : Definição dos 12 produtos e suas respectivas massas.

Classe	Fração granulométrica (mm)	Produto	Massa (g)
Concentrado	+1 mm	NM	604,47
		M	49,84
	-1 mm + 0,45 mm	NM	95,83
		M	37,00
	– 0,45 mm	NM	19,75
		M	55,16
Misto	+1 mm	NM	1009,81
		M	15,34
	-1 mm + 0,45 mm	NM	151,28
		M	14,49
	– 0,45 mm	NM	122,25
		M	59,73

Com base na Figura 4.14 é possível inferir que mais de 75% da massa da amostra total dos produtos, possui granulometria +1mm, sendo que os produtos Misto Não-Magnético (MNM) e Concentrado Não-Magnético (CNM) configuram maior participação na composição desta fração (em massa), com 45,18% e 27,05%

respectivamente, totalizando 72,23 %. Contudo, quanto menor a granulometria, menor a quantidade de material NM presente na amostra. Por outro lado, a quantidade em massa do material M torna-se mais expressiva nas classes de tamanho de partícula menores, tendência similar a amostra geral analisada na Figura 4.11.

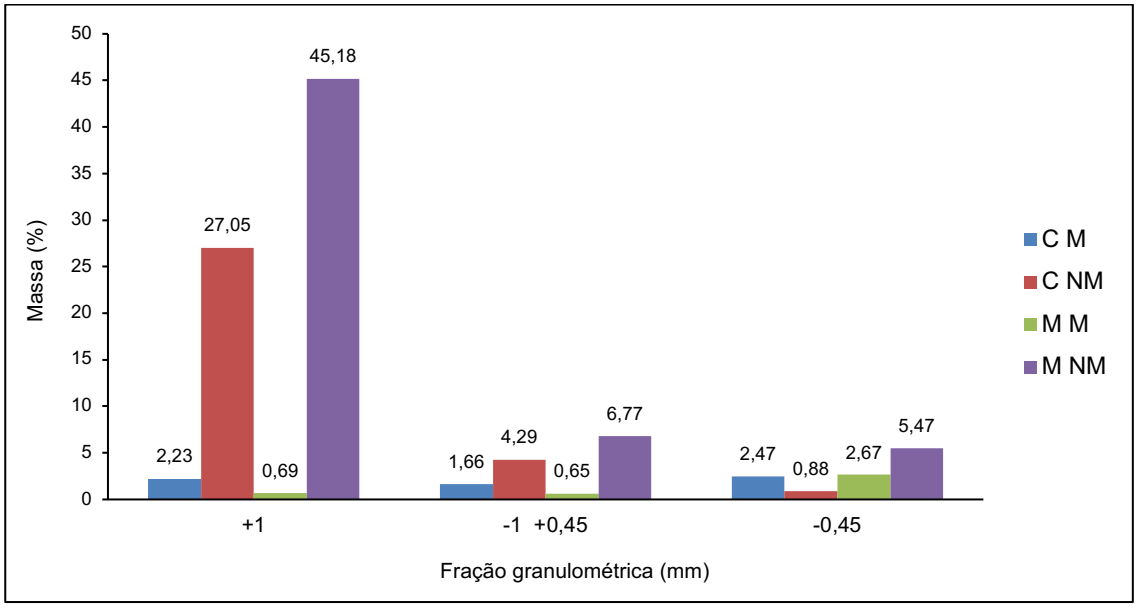


Figura 4.14 : Distribuição da massa dos 12 produtos (em %) de acordo com a granulometria, classe e característica magnética.

Após a seleção das amostras de interesse, iniciou-se os procedimentos para a caracterização física e química destes produtos.

4.3 Caracterização química e física das amostras

As amostras selecionadas para a análise visual e de composição química foram definidas a partir do processo de quarteamento. Por se tratar de um material com grande heterogeneidade e com diferentes tamanhos de partículas, ressalta-se a necessidade de garantir a maior uniformidade possível nas amostras a serem submetidas as análises. O quarteamento manual consistiu na redução de massa das amostras dividindo a amostra global em alíquotas com massa menor, para obtenção da amostra final de acordo com o objetivo do ensaio.

As amostras foram encaminhadas para três análises complementares, sendo elas: quantificação do Total de Carbono (TC); Análise visual da estrutura física das

partículas constituintes de cada amostra; Análise química por meio da digestão em água-régia e por Espectrometria de Absorção Atômica.

O conteúdo de Carbono Total (TC) foi estimado com o auxílio do equipamento (TOC-V, SHIMADZU), de acordo com a norma EN 13137: 2001.

O resultado da análise estimou uma baixa presença de carbono nas amostras da classe Concentrado, alcançando seu maior valor, de 1,9 % de Carbono Total, no produto CNM +1mm e CNM -0,45mm. Nota-se, como esperado após o processo de separação por densidade, que a classe Misto possui maior presença de Carbono em suas amostras, pontuando seu maior valor, de 24,1 % de Carbono Total, no produto MNM +1mm. Isso se deve a maior presença de material polimérico na classe Misto, quando comparada com a classe Concentrado. A Figura 4.15 mostra os valores registrados para cada produto analisado em relação a concentração de Carbono Total (em %) nas amostras analisadas.

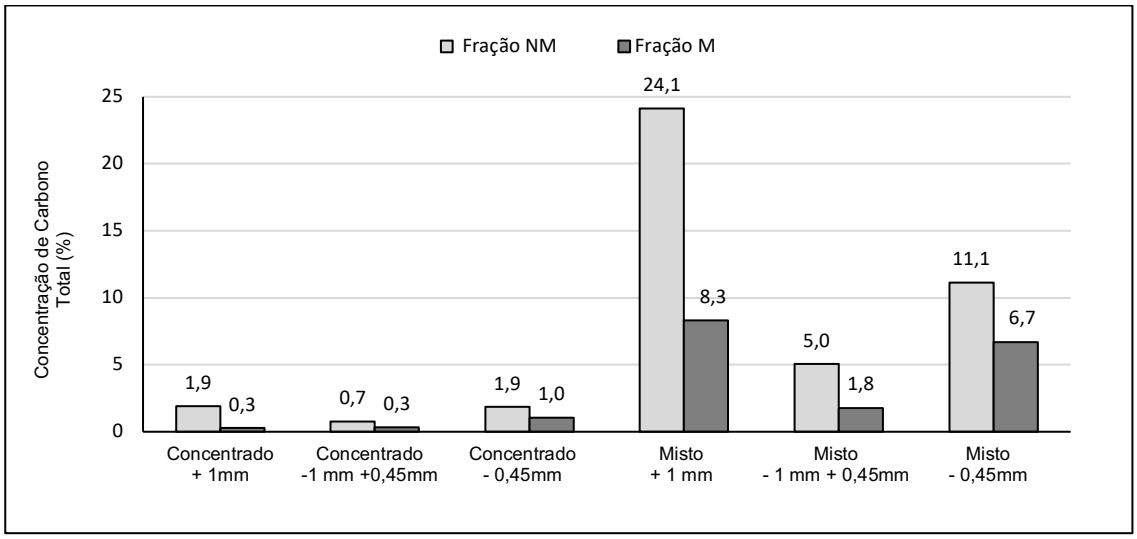


Figura 4.15 : Concentração de Carbono Total (TC) nas amostras dos 12 produtos.

Com o auxílio do Microscópio Estéreo Stemi 2000 – C, analisou-se a estrutura física das partículas de cada produto estudado. A Figura 4.16 apresenta as imagens relativas aos produtos de fração granulométrica +1mm, CNM (imagens “a” e “b”) e MNM (imagens “c” e “d”). Nas imagens “a”, “b” e “d” é possível identificar a existência de partículas que apresentam tonalidade verde em sua superfície, com bordas alaranjadas (destacadas em vermelho). Estas partículas possivelmente se originam

do substrato da PCI, sendo sumariamente constituída por resina epóxi (recoberta por máscara de solda), camadas de cobre - depositado no substrato, e fibra de vidro.

Observadas ainda as imagens “c” e “d”, é possível perceber a presença da fibra de vidro (destacado em amarelo) no produto MNM +1mm. Assim, quando realizada a separação por densidade, alguns metais ainda acoplados nas partículas de fibra de vidro, sofreram o fenômeno de arraste para a classe Misto.

Ao analisar pontualmente as partículas de cor laranja, possivelmente partículas de cobre, pôde-se perceber diferentes geometrias apresentadas. Além das partículas de Cu originárias do substrato da PCI, é possível notar (imagem “b”) a presença de cobre oriundo dos indutores das PCIs, em formato de bastão (destacado em azul).

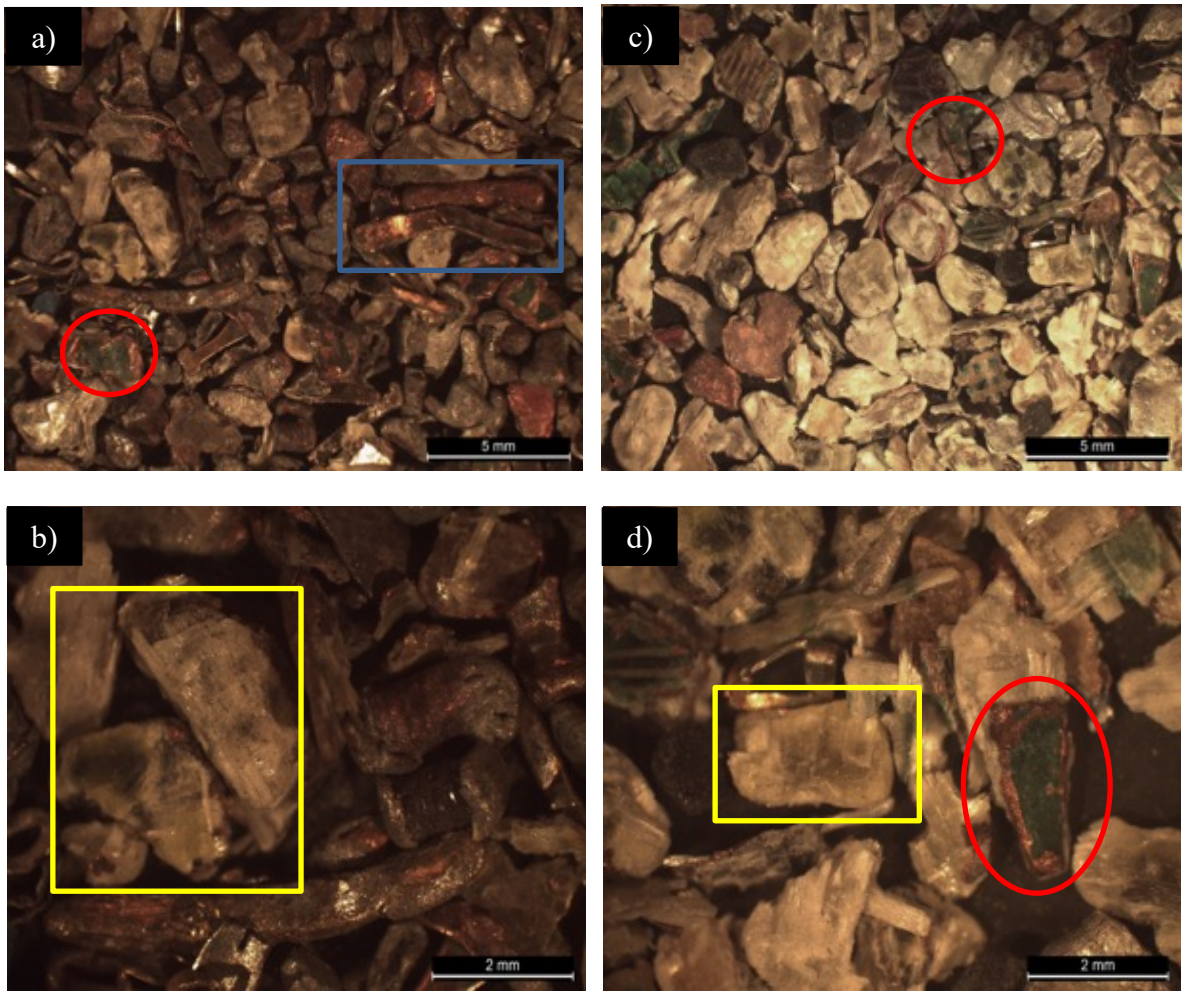


Figura 4.16 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria +1mm. **a)** e **b)** apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; **c)** e **d)** apresentam as imagens referentes a classe Misto.

Em relação ao produto CM +1mm, mostrado na Figura 4.17 (imagens “a” e “b”), além da presença de material de coloração alaranjada (destacado em vermelho), possivelmente Cu, que pode ter sofrido arraste por estar associado a algum outro tipo de material, observa-se também materiais de brilho intenso, com coloração prateada (destacado em amarelo), podendo estas partículas serem compostas por chumbo, zinco, alumínio e estanho, por exemplo. Também é possível perceber a presença de materiais de coloração escura (destacado em azul) nas imagens “c” e “d”. Estes materiais podem originar-se dos microchips acoplados nas placas. De acordo com os estudos de Ribeiro (2017), os microchips apresentam em sua composição básica cerca de 57% de Cu, 13% de Sn, 11,8% de Fe e 7,9 % de Ni.

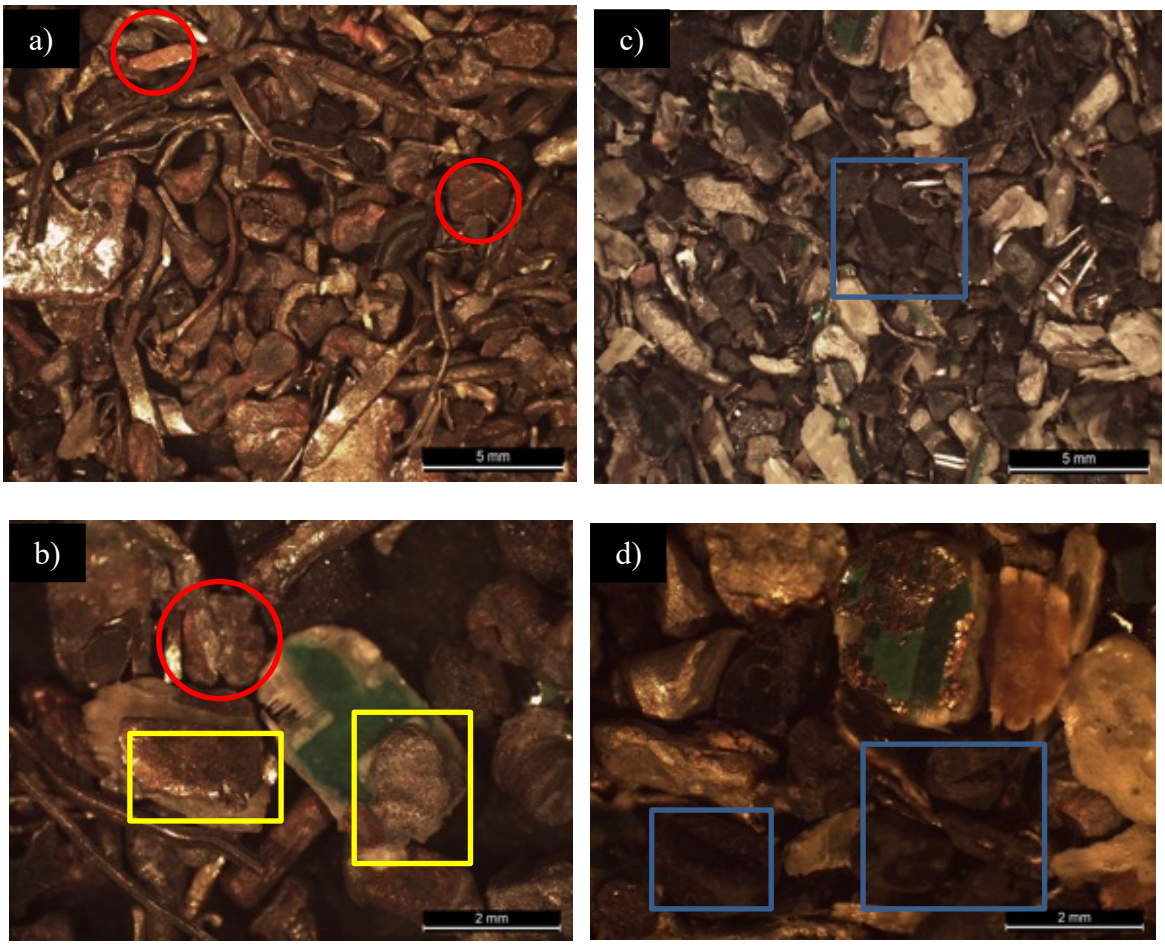


Figura 4.17 : Produto Magnético (M) de granulometria +1mm. **a)** e **b)** apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; **c)** e **d)** apresentam as imagens referentes a classe Misto.

Em se tratando do produto CNM -1mm + 0,45mm , registrou-se visualmente a redução da presença das partículas de fibra de vidro, como apresentado na Figura 4.18 (imagens “a” e “b”). Além disso, foi possível notar a diversificação na geometria

das partículas de Cu (destacado em vermelho), destacando-se grãos com formato de bastão, possivelmente oriundos de conectores metálicos e indutores. Quanto ao MNM -1mm +0,45mm (imagens “c” e “d”), referente aos materiais metálicos, verificou-se a existência de Cu proveniente do substrato das PCIs.

Figura 4.18 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria +1mm – 0,45mm. **a)** e **b)** apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; **c)** e **d)** apresentam as imagens referentes a classe Misto.

Com relação ao produto CM -1mm + 0,45mm, apresentado na Figura 4.19 (imagens “a” e “b”), percebe-se a presença relevante de um componente específico, a Ferrite *Bead* SMD (destacado em vermelho) que são usados como indutores na estrutura da PCI. Este componente apresenta coloração prateada e preta, e caracteriza-se também por possuir itens alfanuméricos inscritos em sua superfície externa.

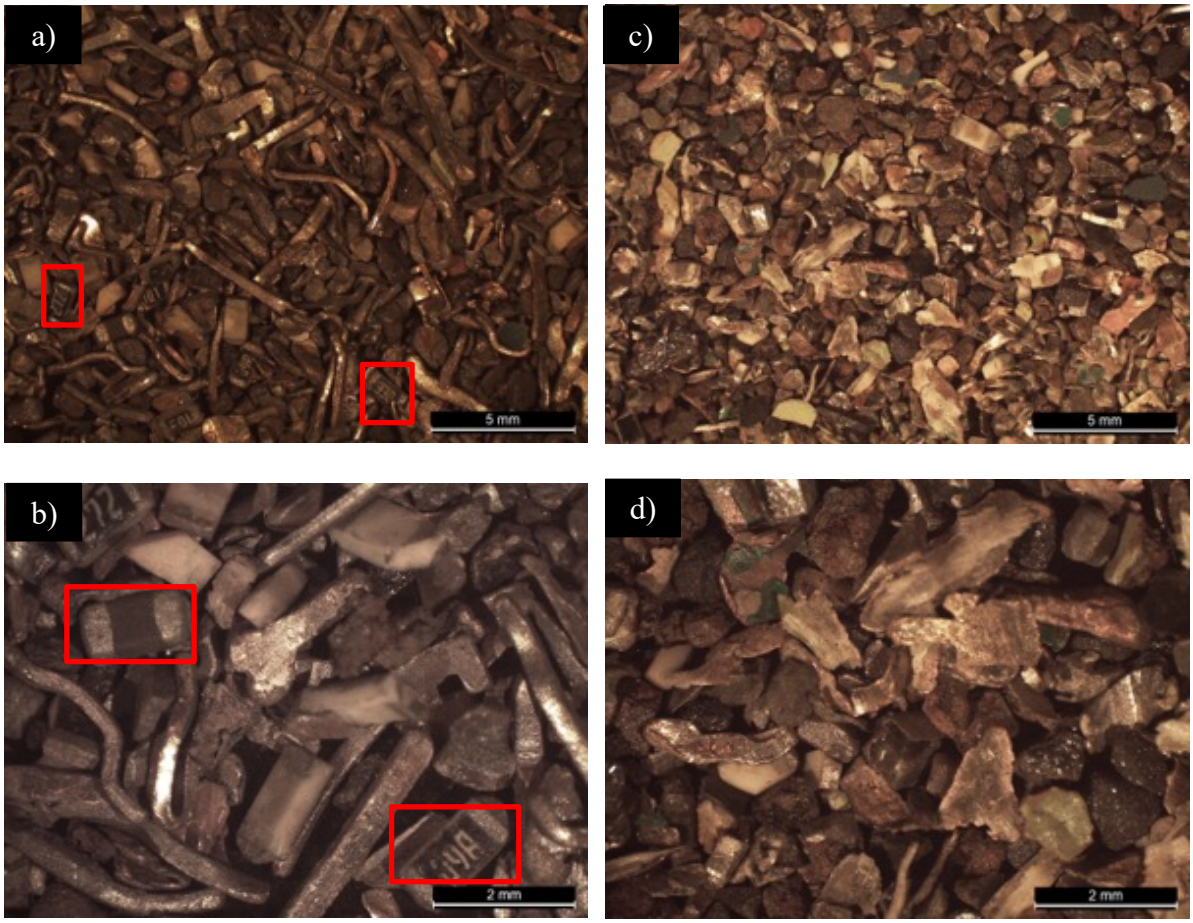


Figura 4.19 : Produto Magnético (NM) de granulometria +1mm – 0,45mm. a) e b) apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; c) e d) apresentam as imagens referentes a classe Misto.

De acordo com a Figura 4.20 (imagens “c” e “d”), é possível observar um aumento considerável na presença de fibra de vidro (material de coloração esbranquiçada), além disso é possível perceber também partículas de coloração verde no produto MNM -0,45mm, que podem ser originárias da camada de resina epóxi e mascara de solda. Verifica-se ainda que nas referidas frações granulométricas existe uma menor presença de partículas mistas, ou seja, aquelas compostas por materiais metálicos, poliméricos e cerâmicos. Este efeito pode estar associado ao tamanho da partícula, uma vez que quanto menor o tamanho do grão, maior o grau de liberação do material.

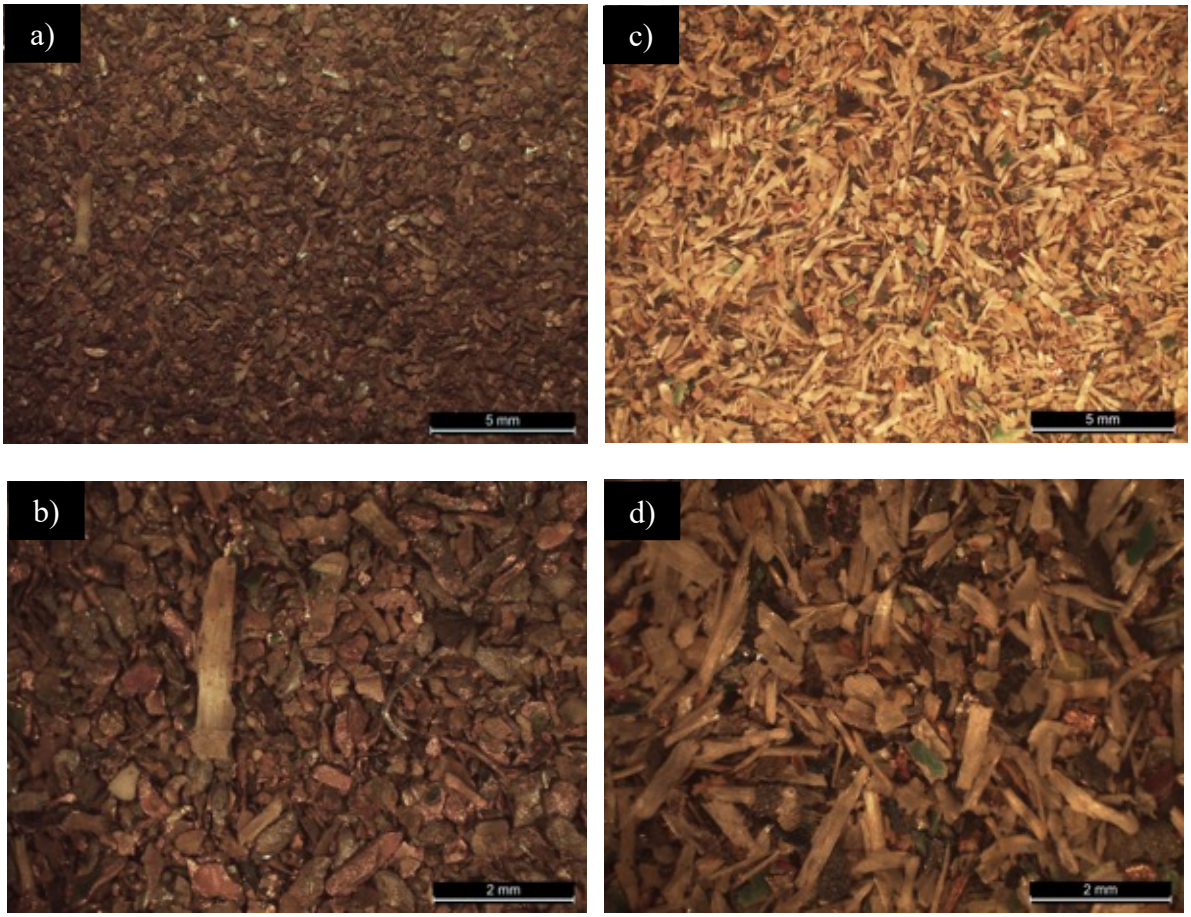


Figura 4.20 : Produto Não-magnético (NM) de granulometria – 0,45mm. **a)** e **b)** apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; **c)** e **d)** apresentam as imagens referentes a classe Misto.

Diante da Figura 4.21, pontua-se ainda o registro de emaranhados, de forma esférica (destacado em vermelho), imagem “d” e “e”, encontrados no produto MM – 0,45mm. Provavelmente, a formação destes emaranhados está condicionado a existência de fibra de vidro e ferrite. Estes emaranhados tendem aprisionar entre as fibras outros materiais, como cobre, ferro e polímeros.

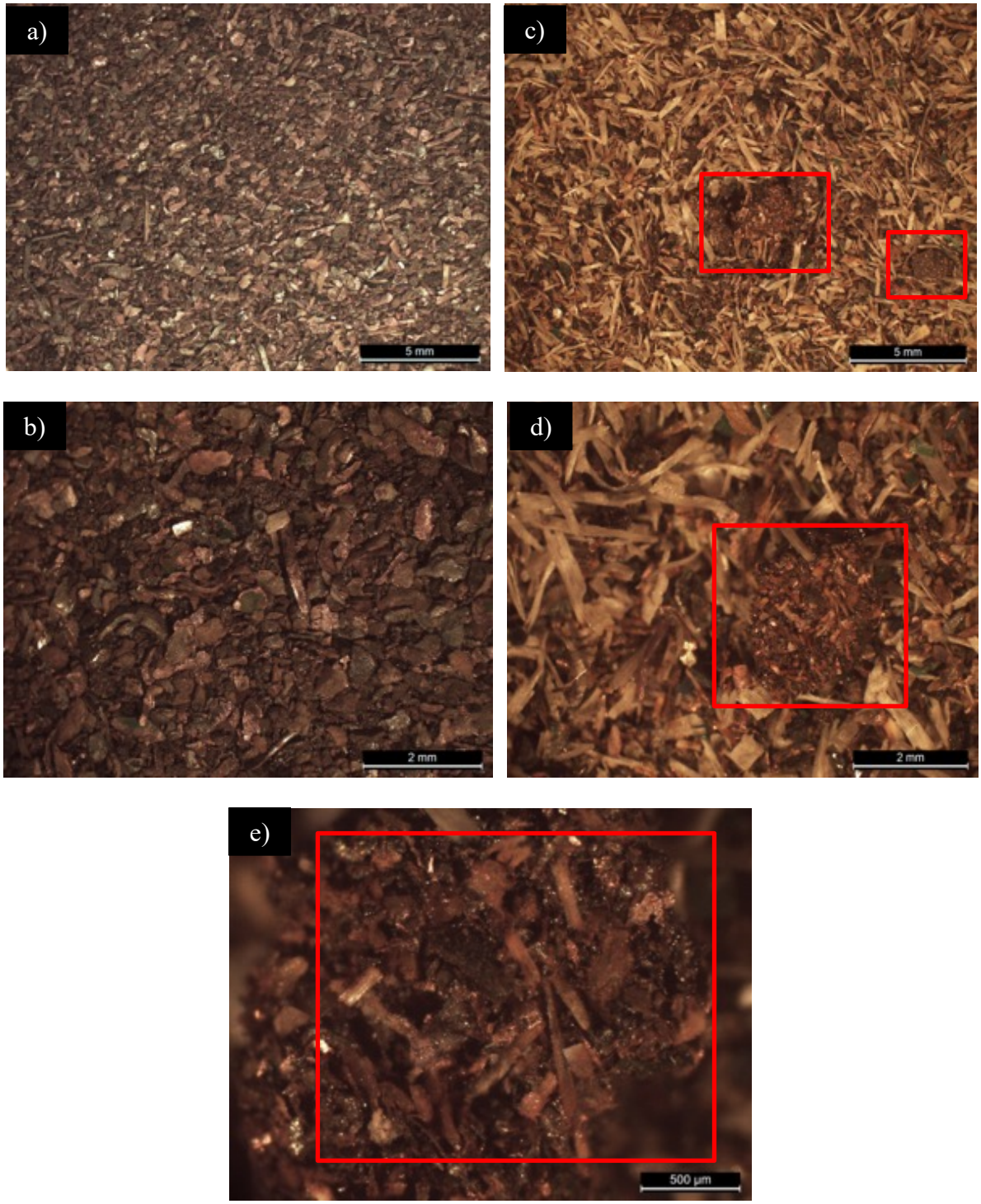


Figura 4.21 : Produto Magnético (M) de granulometria – 0,45mm. **a)** e **b)** apresentam as imagens referentes a classe Concentrado; **c)** e **d)** apresentam as imagens referentes a classe Misto. A imagem **e)** representa uma ampliação de imagem **d).**

Após a caracterização física das partículas que compõem cada produto, realizou-se a análise química de cada amostra. Para tanto, visando a quantificação elementar dos metais, as amostras foram submetidas a um ataque químico com água

régia – solução química estabelecida entre o ácido nítrico (HNO_3) e o ácido clorídrico (HCL) em uma relação 1:3, de acordo com a norma ISO 11466: 1995.

As digestões foram realizadas em tubos *kjeldahl*, com aproximadamente 1g de cada amostra e 15 mL de água régia durante 3 horas a 90 ºC. Os testes foram realizados em triplicado, ou seja, direcionou-se 3 gramas de amostra de cada produto para realizar a digestão ácida.

Após o resfriamento, as soluções foram filtradas e diluídas com água deionizada até um volume de 100 mL. Para a quantificação elementar nas amostras solubilizadas, foi necessário realizar algumas diluições a partir da solução original. Isso ocorreu devido a saturação de alguns elementos na solução. De acordo com tipo de elemento analisado, as soluções foram diluídas em 10 vezes, 100 vezes, 2500 vezes ou não sofreram diluição.

Após a digestão em água régia e a filtragem, o resíduo sobrenadante retido nos filtros de papel foi levado a estufa por 24 horas a 50ºC. Após esse período, o material residual foi pesado, e realizou-se a subtração entre o peso inicial da amostra e o peso do material residual, permitindo a quantificação do material insolubilizado. A Figura 4.22 apresenta a porcentagem dos materiais solubilizados e insolubilizados após a digestão química. Cabe ressaltar que a classe dos materiais insolúveis compreende os materiais poliméricos e cerâmicos, já os materiais solubilizados durante o processo, correspondem ao materiais metálicos.

Dessa forma, percebe-se o aumento significativo na existência de materiais polímeros e cerâmicos na classe Misto quando comparada a Classe Concentrada, sendo estes registrados de forma significativa nos produtos MNM +1 mm, MM +1mm, MNM -0,45mm e MM - 0,45mm.

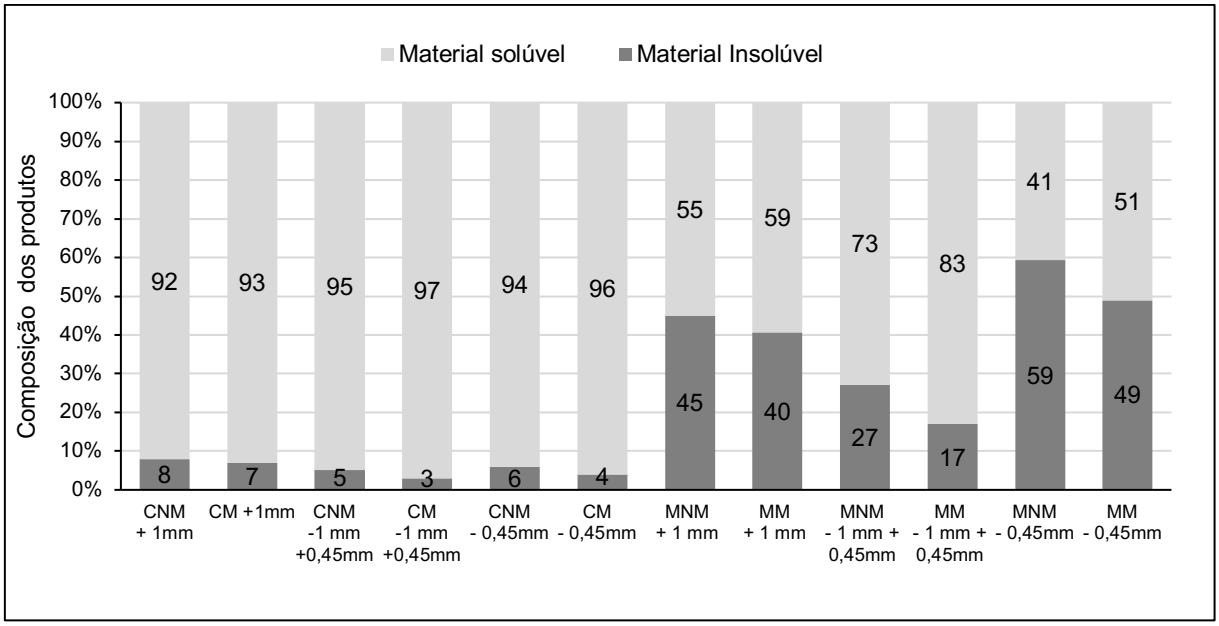


Figura 4.22 : Quantificação do material insolubilizado durante a digestão por água régia.

Inicialmente, quantificou-se a presença do cobre, metal objetivo de recuperação da presente pesquisa, nas soluções por análise da Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) usando um espectrômetro UNICAM 969 AA.

De acordo com os dados obtidos na EAA (Anexo I), destaca-se o produto CNM +1mm que apresentou 78% de concentração de Cu na amostra estudada, de acordo com a fração metálica solubilizada. O produto MNM -1mm + 0,45mm também apresenta valores relevantes para a concentração de cobre na composição, atingindo o valor de 67%. Como esperado, a fração NM apresentou maior quantidade de cobre. A Figura 4.25 mostra as concentrações percentuais para cada um dos produtos analisados.

Em geral, observou-se que a presença de cobre na fração metálica do produto CNM diminui de acordo com a redução do tamanho das partículas da amostra. O mesmo não ocorre com o produto MNM, uma vez que o MNM -1mm + 0,45mm apresenta o maior valor de concentração de cobre nessa classe.

Considerando a quantificação dos materiais metálicos existentes em cada produto (Figura 4.22) associada a quantificação da concentração do Cu nas amostras (Figura 4.23), foi possível estimar o valor em massa (g) de Cu, tendo por base a massa registrada para cada produto estudado (Tabela 4.5).

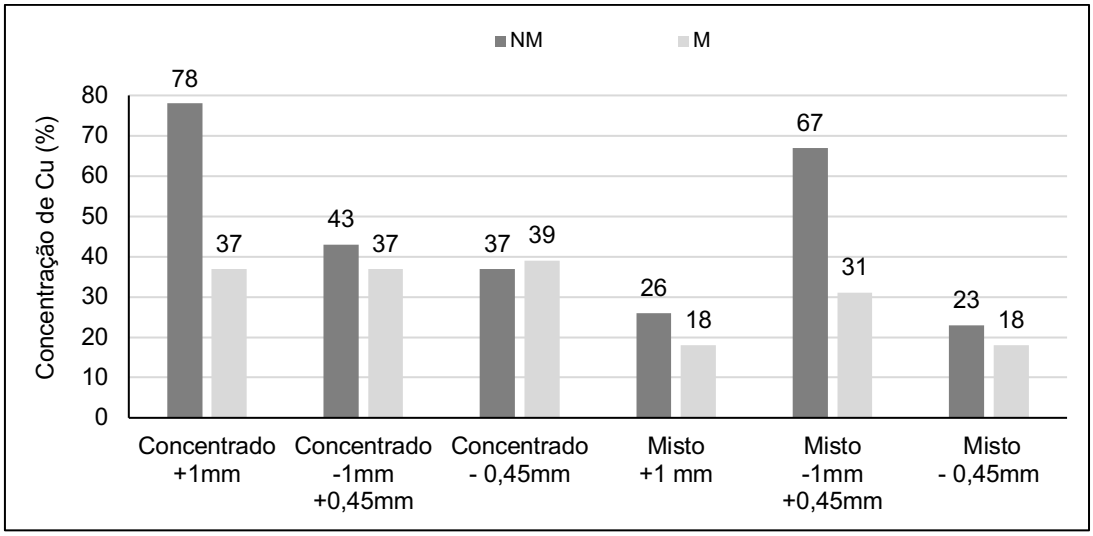


Figura 4.23 : Quantificação da presença de Cobre na fração metálica das amostras.

A Tabela 4.6 estratifica os valores de massa de Cu referentes a cada produto, de acordo com a concentração obtida segundo a Espectrometria de Absorção Atômica. Diante destes dados, tornou-se possível inferir que as classes Concentrado e Misto, juntas, representam cerca de 772 gramas de cobre, o que em termos gerais, levando em consideração a quantidade de 3.789,12g de material de entrada (eliminando as perdas e teste piloto), representa cerca de 20% de cobre em relação a massa total de resíduo de PCI utilizada no estudo. Destaca-se que a classe Concentrado isoladamente, apresenta 14% do cobre (em massa) da amostra de entrada.

Tabela 4.6 : Massa de Cu estimada para os 12 produtos.

Classe	Fração granulométrica (mm)	Produto	Massa (g)	Massa Metálica (g)	Massa Cu (g)
Concentrado	+1 mm	NM	604,47	556,11	433,76
		M	49,84	46,35	17,15
	-1 mm + 0,45 mm	NM	95,83	91,04	39,15
		M	37,00	35,89	13,28
	– 0,45 mm	NM	19,75	18,56	6,87
		M	55,16	52,95	20,65
Misto	+1 mm	NM	1.009,81	555,39	144,40
		M	15,34	9,05	1,63
	-1 mm + 0,45 mm	NM	151,28	110,43	73,99
		M	14,49	12,03	3,73
	– 0,45 mm	NM	122,25	50,12	11,52
		M	59,73	30,46	5,48
	Total		2.234,95	1.568,38	771,61

Diante da representatividade da classe Concentrado para este estudo, realizou-se ainda a análise de Espectrometria de Absorção Atômica para a quantificação de outros metais existentes nessa classe. Assim a Figura 4.24 apresenta a composição metálica de cada produto da classe Concentrado, de acordo com a presença dos seguintes metais: cobre, ferro, zinco, níquel, prata, ouro e manganês.

Nesta análise, verificou-se que o Fe concentra-se nas frações magnéticas, principalmente nos produtos CM +1mm e CM -0,45 mm, apresentando valores de 44,9% e 55,3%, respectivamente da composição da fração. O zinco também mostra-se significativo na análise geral, expressando sua maior participação no produto CNM +1mm, com 15,5%. O níquel apresenta seus valores mais expressivos nos produtos magnéticos, onde seu mais alto valor foi registrado na composição do CM +1mm, correspondendo a 3,7%. De acordo com a redução do tamanho de partícula das amostras magnéticas da classe Concentrado, observou-se o declínio da presença de níquel.

Especificamente, para Au e Ag, que se caracterizam por seu alto valor econômico, foi identificado um baixo teor na composição química da classe de concentrado, uma vez que Au e Ag tiveram sua participação mais importante no produto CM -0,45 mm, 0,08% e 0,04%, respectivamente.

Ainda é possível inferir que o produto CNM +1 mm e o CM -0,45 mm apresentam os menores valores em relação a outros metais, representando 6,23% e 3,97%, respectivamente, obtendo alta eficiência na concentração de metais durante a separação. Os valores gerais da composição da fração metálica de cada produto encontram-se dispostos na Tabela 4.7.

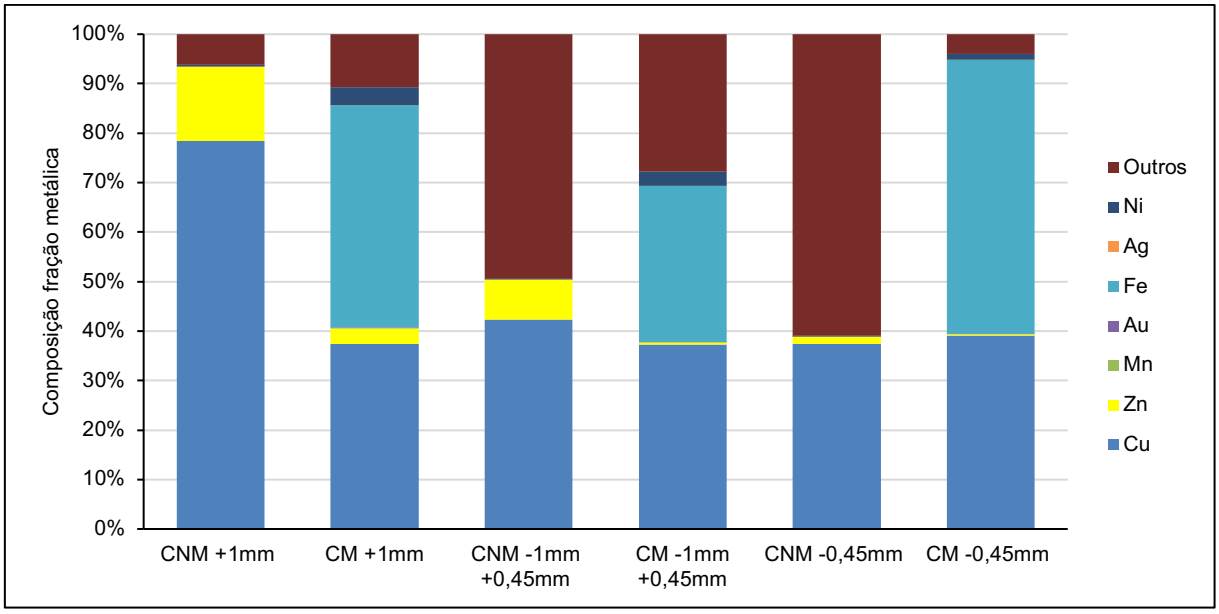


Figura 4.24 : Composição metálica da classe Concentrado.

Tabela 4.7 : Composição da fração metálica da classe Concentrado.

Fração Granulométrica	Cu (%)	Zn (%)	Mn (%)	Au (%)	Fe (%)	Ag (%)	Ni (%)	Outros (%)
CNM +1mm	78,48	15,00	0,008	0,01	0,04	0,02	0,21	6,23
CM +1mm	37,46	3,1	0,13	0,02	44,9	0,02	3,7	10,67
CNM -1mm +0,45mm	42,34	8,07	0,01	0,02	0,04	0,02	0,12	49,38
CM -1mm +0,45mm	37,30	0,35	0,09	0,05	31,6	0,01	2,83	27,77
CNM -0,45mm	37,36	1,46	0,03	0,07	0,06	0,02	0,14	60,86
CM -0,45mm	39,02	0,3241	0,11	0,07	55,3	0,04	1,16	3,97

O escopo desta pesquisa baseou-se no processo de recuperação de Cu em resíduos de PCIs, onde o produto CNM + 1mm tornou-se de grande interesse para este sistema devido à concentração potencial de metais.

Após a caracterização química, identificou-se que essa classe era composta por 78% de cobre, colaborando assim para a efetividade do processo metalúrgico de recuperação de cobre.

4.4 Recuperação de Cobre por Hidrometalurgia

A literatura relata diversos experimentos os quais variam seus parâmetros de lixiviação de acordo com a granulometria da amostra adotada. Para este estudo comparativo, o processo hidrometalúrgico foi fixado em termos do meio lixiviante ácido

(ácido sulfúrico - H_2SO_4), utilizando como oxidante o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), e do meio lixiviante básico (sulfato de amônia ($(NH_4)_2SO_4$) e amônia (NH_3)).

De acordo com a execução das rotas supracitadas de recuperação de Cu por hidrometalurgia, percebeu-se que a rapidez da lixiviação (processo de extração de um constituinte solúvel de um sólido por um solvente) pode estar atrelada a pelo menos quatro aspectos fundamentais: 1) tamanho de partículas, quanto maior a área superficial de contato entre o sólido e o líquido , maior poderá ser velocidade de extração; 2) solvente, o qual deve possuir a característica de seletividade; 3) temperatura, a rápida solubilidade pode estar condicionada ao aumento da temperatura, o que resultará em maior velocidade de extração e 4) agitação, colabora com o aumento de contato superficial do sólido com o líquido e evita a sedimentação das partículas.

4.4.1 Lixiviação química em ácido sulfúrico

Os ensaios de lixiviação em meio ácido ocorreram de acordo com as informações dispostas na Tabela 4.8. Dessa forma, percebeu-se que as condições estabelecidas no ensaio IX (2 molar de H_2SO_4 , 2 molar de H_2O_2 , adicionando-se 30 mL de H_2O_2 a cada 30 minutos, *run time* de 4 horas, a temperatura de 75ºC e 300 rpm) garantiram a maior taxa de extração, onde cerca de 90% do Cu existente na amostra foi solubilizada.

Tabela 4.8 : Condições de lixiviação em meio ácido e taxa de extração de Cu**.**

Ensaio	H_2SO_4 (Molar)	H_2O_2 (Molar)	Tempo (h)	Temperatura (ºC)	Agitação (rpm)	Extração Cu (%)
I	1	1	6	23 $\pm$ 2	300	0,7875
II	1	2	6	23 $\pm$ 2	300	5,46
III	2	2	6	30	300	9,02
IV	4	2	6	60	300	8,46
V	2	2	6	75	500	10,98
VI	2	2	6	75	500	11,55
VII	2	2	3	75	300	32,5
VIII	2	2	6	75	300	38,55
IX	2	2*	4	75	300	90,05

*Foram adicionados 240mL de H_2O_2 a cada de 30 min de reação.

Tornou-se necessário a análise crítica quanto ao procedimento de adição do oxidante (H_2O_2) ao sistema, o qual ocorreu por aplicações regulares ao longo do *run time* do ensaio. Esta característica é de extrema importância, uma vez que ao fracionar as aplicações, de forma regular ao longo do tempo de ensaio, o efeito da dissolução dos grãos de cobre, no sistema sólido/líquido, é garantido durante todo o processo, evitando que ao aplicar-se todo o oxidante no início do processo, o mesmo reaja potencialmente no início do ensaio e reduza sua ação posteriormente, apresentando partículas de cobre metálico ainda em estado físico sólido ao final do ensaio.

A Figura 4.25 ilustra as soluções após o processo de lixiviação e filtragem. A coloração azul deve-se a presença do cobre solubilizado, sendo possível notar a maior presença de cobre em soluções com tonalidades em azul escuro.

Durante a realização dos ensaios, foram registradas imagens da amostra imediatamente após o encerramento do processo de lixiviação. A Figura 4.26, apresenta a evolução da solubilização do cobre ao longo do processo de lixiviação por meio ácido. A imagem “a” evidencia os grãos de cobre (em tons alaranjados) superficialmente decapados. Isso significa que a solução lixiviante não obteve contato direto com o interior das partículas, o que por consequência colaborou para uma baixa taxa de extração do cobre na amostra.

As imagens “b” e “c” permitem inferir que ao ajustar a temperatura, agitação e aplicação do oxidante, as partículas de cobre solubilizaram-se de forma exponencial, saindo de 38% (ensaio VIII), para 90,05 % (ensaio IX) de taxa de extração.

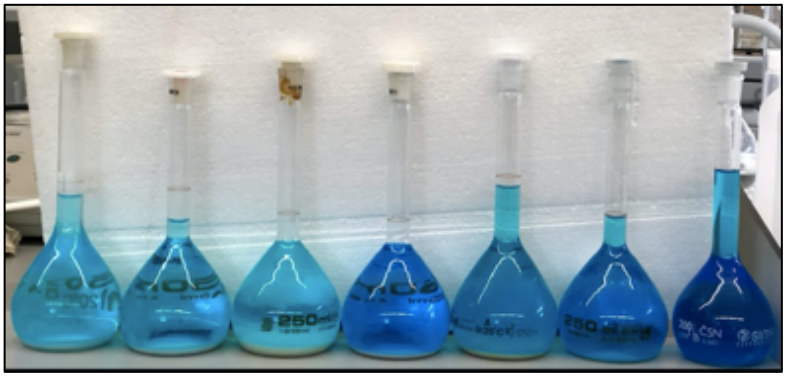


Figura 4.25 : Amostra solubilizadas após a lixiviação por H_2SO_4**.**

Dessa forma, levando-se em consideração o quantitativo geral de massa do produto CNM +1mm obtido (Tabela 4.6), associado ao enriquecimento de cobre deste produto em cerca de 78 % (Tabela 4.7) e levando-se em consideração a taxa de extração de cobre pelo ensaio de lixiviação em meio ácido (90,05%), verifica-se que o quantitativo estimado de cobre recuperado desta fração corresponde ao valor de 390,60 gramas.

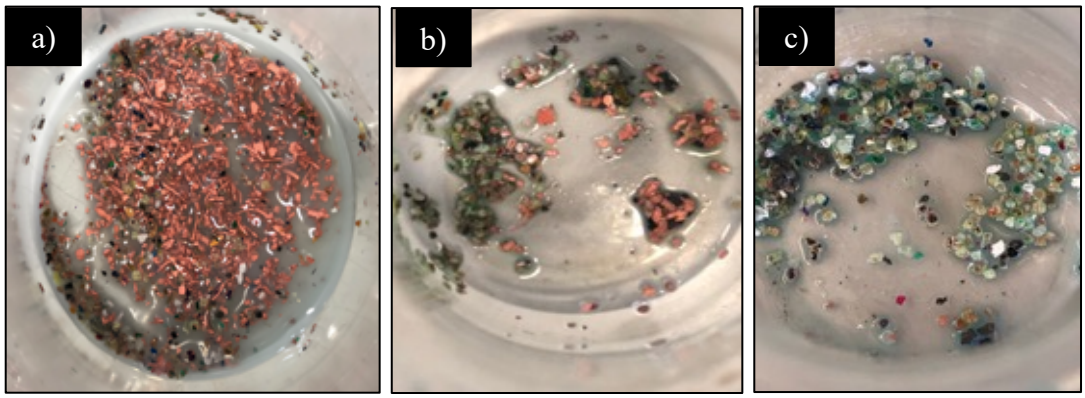


Figura 4.26 : Evolução do processo de solubilização do Cu nas amostras durante a lixiviação.

4.4.2 Lixiviação química em sulfato de amônia

De acordo com Koyama et al., (2006) a solução amoniacal possui a característica de seletividade para a recuperação de cobre das PCI. Dessa forma, durante o processo de lixiviação no sistema amoniacal, os metais preciosos formam complexos de amônia (DUAN et al., 2017).

Contudo, durante a realização dos ensaios, percebeu-se que a reação de dissolução do cobre, de acordo com os parâmetros estudados (Tabela 4.9), está associada ao tempo de lixiviação, registrando sua maior taxa de extração (49%), após 12 horas.

Os ensaios foram conduzidos de acordo com o sistema apresentado na Figura 4.29 “a”, durante um período mínimo de lixiviação de 4 horas até ao máximo de 12 horas. Em um balão de Erlenmeyer com capacidade de 250 mL, foi disposta a amostra do produto CNM +1mm com cerca de 10 g.

Tabela 4.9 : Condições de lixiviação em meio alcalino e taxa de extração de cobre.

Ensaio	$(NH_4)_2SO_4$ (Molar)	NH_3 (Molar)	H_2O_2 (mL)	Tempo (h)	Temperatura (ºC)	Agitação (rpm)	Extração (%)
I	2	5	10	4	23 ± 2	300	18,61
II	2	5	10	6	23 ± 2	300	17,03
III	2	5	10	8	23 ± 2	300	34,00
IV	2	5	10	10	23 ± 2	300	38,07
V	2	5	10	12	23 ± 2	300	49,00

As amostras de coloração azul escuro (Figura 4.27 – imagem “b”), são provenientes de cada fase do ensaio. Posteriormente, utilizou-se a Espectrometria de Absorção Atômica para estimar as concentrações de cobre nas amostras.

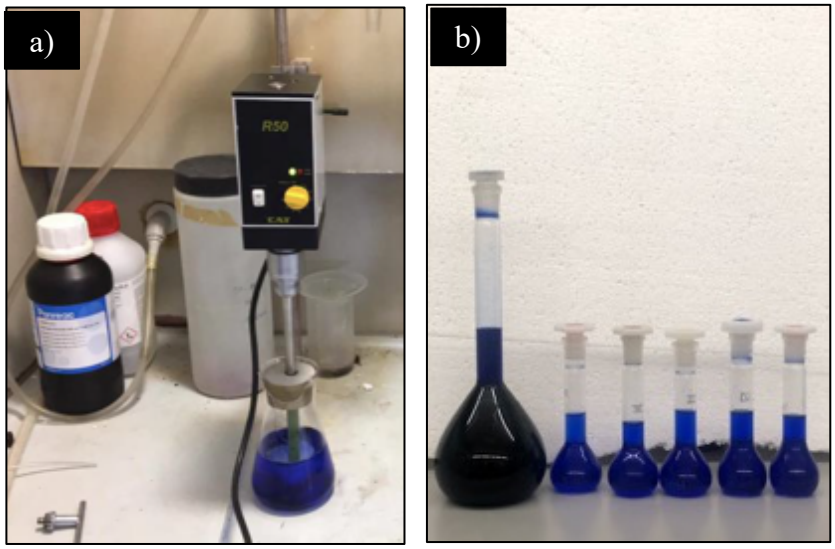


Figura 4.27 : Processo de lixiviação em meio Amoníaco. Imagem **a)** representa o sistema composto por um balão de Erlenmeyer, um agitador mecânico e a tampa protetora do sistema. A imagem **b)** apresenta as amostras ao longo do processo lixiviante.

De acordo com o desempenho de extração do cobre no sistema ensaiado (49%), e considerando o quantitativo geral de massa do produto CNM +1mm obtido (Tabela 4.6), uma vez que este produto apresentou concentração de cobre de cerca de 78 % (Tabela 4.7) verifica-se que o quantitativo estimado de cobre recuperado desta fração corresponde a cerca de 212 gramas.

4.5 ACV aplicada aos processos de recuperação de Cu por hidrometalurgia

A Avaliação do Ciclo de Vida foi aplicada ao processo de recuperação de cobre em resíduos de Placas de Circuito Impresso por hidrometalurgia, visando obter dados referentes aos impactos ambientais associados aos experimentos realizados. Contudo, a fase de tratamento físico e mecânico dos resíduos ocorreu de forma única, visando garantir a uniformidade da amostra de entrada em ambos os procedimentos de lixiviação (meio básico e em meio ácido). Dessa forma, a critério de informações adicionais, realizou-se a ACV de modo pontual, para o conjunto de processos que definem a fase de pré-tratamento.

4.5.1 ACV aplicada a fase de pré-tratamento

Assim, conduziu-se a ACV do processo de pré-tratamento destes resíduos, de modo a aferir os impactos associados a obtenção do produto CNM +1mm com 78% de Cu em sua composição.

A fronteira do sistema inicialmente estudado compreende dois conjuntos de processos (Figura 4.28): processo I (operações de trituração e peneiramento) e processo II (separação por densidade e separação magnética).

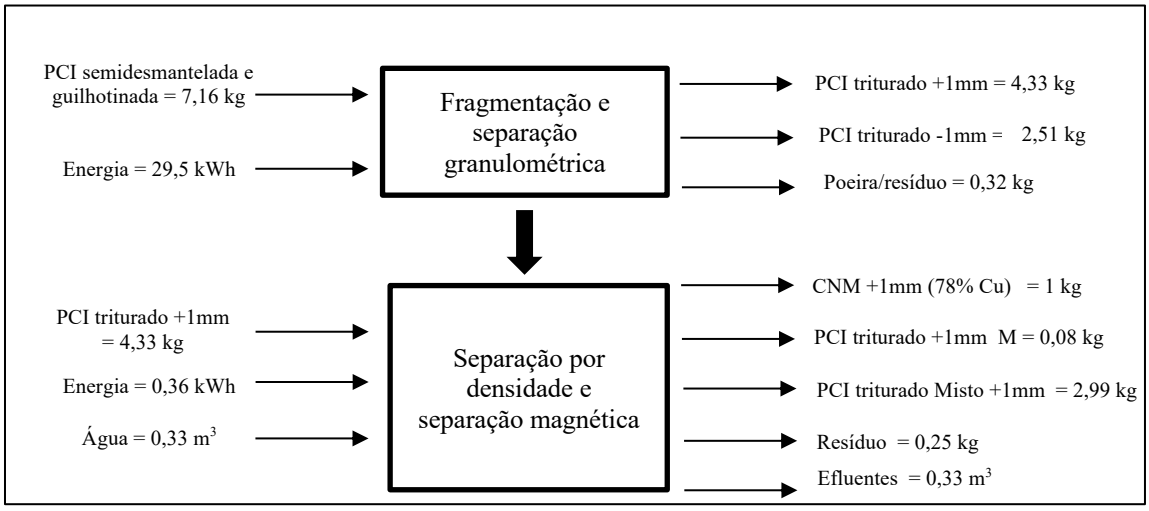


Figura 4.28 : Inventário do Ciclo de Vida (ICV) para a fase de pré-tratamento.

Para a ACV, a unidade funcional (UF) utilizada foi de 1 kg do produto CNM + 1mm (com uma concentração de 78% Cu). O método de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) usado foi o *Recipe Midpoint (v1.13; Europe Recipe H).*

As Tabelas 4.10 e 4.11 apresentam os inventários do ciclo de vida (ICV) para o sistema estudado.

Tabela 4.10 : ICV do processo I considerando unidade funcional = 1kg CNM +1mm (78% Cu).

Processo I (Trituração e separação granulométrica)		
Descrição	**Valor**	**Unid.**
Entradas (materiais e energia)		
Resíduos de PCI	7,16	kg
Energia	29,5	kWh
Saídas (produtos, resíduos e subprodutos)		
Produto Resíduos de PCI triturado +1mm	4,33	kg
Subproduto Resíduos de PCI triturado -1mm	2,51	kg
Resíduo para tratamento - poeira/resíduo	0,32	kg

Tabela 4.11 : ICV do processo II considerando unidade funcional = 1kg CNM +1mm (78% Cu).

Processo II (Separação por densidade e magnética)		
Descrição	**Valor**	**Unid.**
Entrada (materiais e energia)		
Produto Resíduos de PCI triturado +1mm	4,33	kg
Energia	0,36	kWh
Água	0,33	m^3
Saída (produtos, resíduos e subprodutos)		
Produto CNM +1mm (78% Cu)	1	kg
Subproduto Resíduos de PCI triturado +1mm M	0,08	kg
Subproduto Resíduo de PCI triturado Misto +1mm	2,99	kg
Resíduo para tratamento – resíduo	0,25	kg
Efluentes	0,32	m^3

Analisando os valores totais dos impactos gerados na fase de pré-tratamento para recuperação de cobre em resíduos de PCI, torna-se possível inferir que as operações de trituração e peneiramento, que compõem o processo I, tiveram participação majoritária em todas as categorias de impacto avaliadas. Em sete das nove categorias avaliadas, as atividades de trituração e peneiramento foram responsáveis por mais de 90% dos valores de impacto registrados. A Tabela 4.12 expõe os resultados da AICV para a fase de pré-tratamento. O Anexo II traz algumas informações pertinentes quanto a caracterização de cada categoria avaliada pelo método *Recipe Midpoint (v1.13; Europe Recipe H).*

Em uma análise particular do processo I, verificou-se que os impactos associados a este, sofrem grande influência pela forma a qual energia utilizada nesta etapa é obtida (matriz energética). Isso se deve ao uso de equipamentos que demandam por maior consumo energético, quando comparados às atividades que compõem o processo II.

Por outro lado, a operação de separação por densidade, realizada em uma mesa oscilatória, exigiu o uso de água, que gerou efluentes como saída do processo. Além disso, os resíduos dispostos em depósitos subterrâneos contribuíram para que o processo II atingisse cerca de 20% da participação total na categoria Impacto da ecotoxicidade da água doce.

O processo de trituração é necessário porque apresenta a característica de liberação dos metais no PCI, principalmente o cobre, que também está presente nas camadas internas do PCI. no entanto, a maioria dos materiais processados na fase de trituração é de origem cerâmica ou polimérica, o que dificulta os processos subsequentes para a recuperação de metais em quantidade e qualidade.

Foi possível obter o produto CNM + 1mm (78% Cu) devido às operações de separação realizadas no processo II, que contribuíram para o acúmulo de metais, em particular cobre, em uma fração específica, facilitando os processos hidrometalúrgicos ou pirometalúrgicos.

Tabela 4.12 : Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) da fase de pré-tratamento.

Categoria de Impacto	**Unidade**	**Total**	**Trituração e separação por granulometria**	**Separação por densidade e magnética**
Alterações Climáticas	kg CO_2 eq	15,4	15,1	0,236
Esgotamento fóssil	kg oil eq	4,1	4,04	0,0613
Ocupação de terras agrícolas	m^2a	3,77	3,04	0,2
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	3,24	3,04	0,2
Radiação ionizante	kBq U235 eq	3,24	3,04	0,2
Depleção de metal	kg Fe eq	0,246	0,216	0,03
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq	0,0979	0,0781	0,0198
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	0,000695	0,000676	1,89E-5
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	1,2E-6	1,19E-6	1,71E-8

4.5.1 Definição, objetivo e escopo da ACV aplicada a Lixiviação

O objetivo desta análise consistiu em avaliar, de forma comparativa, duas rotas hidrometalurgicas de recuperação de Cu em resíduos de placas de Circuito impresso. As lixiviações químicas ocorreram em meio alcalino ($NH_3/(NH_4)_2SO_4$) e meio ácido (H_2SO_4). Além da obtenção de informações sobre os impactos associados, de acordo com as categorias de avaliação, a elaboração desta ACV proporcionou dados de entrada para a proposição de um modelo de tomada de decisão, com base na análise multicritério, por meio das informações de impactos normalizadas e características.

4.5.2 Inventário do Ciclo de Vida – ICV

Durante a realização dos ensaios supracitados, obteve-se o fluxo proveniente das entradas e saídas dos processos. Quantificou-se os reagentes utilizados, amostra de resíduo, consumo elétrico e de água, resíduos para tratamento e resíduos para disposição final. As Figuras 4.29 e 4.30 expressam os dados quantitativos referentes aos inventários. Essas informações são de grande importância e valia para a etapa de modelagem de ACV no ambiente virtual do software de Avalição do Ciclo de Vida, permitindo a mensuração ajustada dos impactos ambientais associados e também a criação de cenários para a recuperação de materiais e disposição adequada de inertes.

Cabe ressaltar que os ensaios foram desenvolvidos em âmbito europeu, especificamente em Portugal, dessa forma utilizou-se as informações da base de dados Ecoinvent 3.0 referentes a caracterização europeia.

As Tabelas 4.13 e 4.14 apresentam os dados de ICV complementares para a modelagem AICV. Ressalta-se que a Unidade Funcional (UF) estabelecida para a avaliação do processo de lixiviação ocorreu em prol da recuperação de 1kg de Cu, ou seja, todo o processo foi dimensionado visando a obtenção do produto de saída 1kg de Cu.

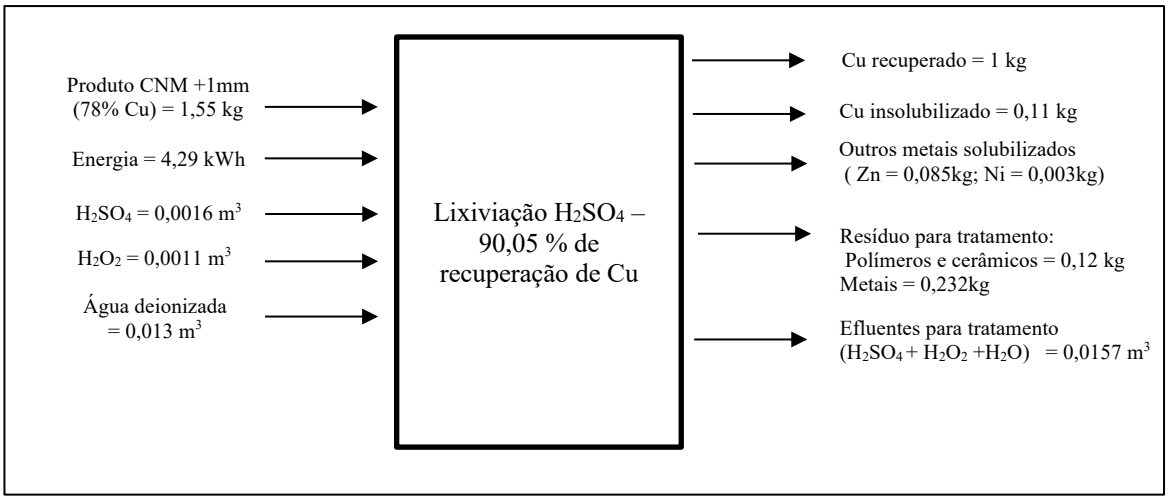


Figura 4.29 : ICV do processo de lixiviação em ácido sulfúrico.

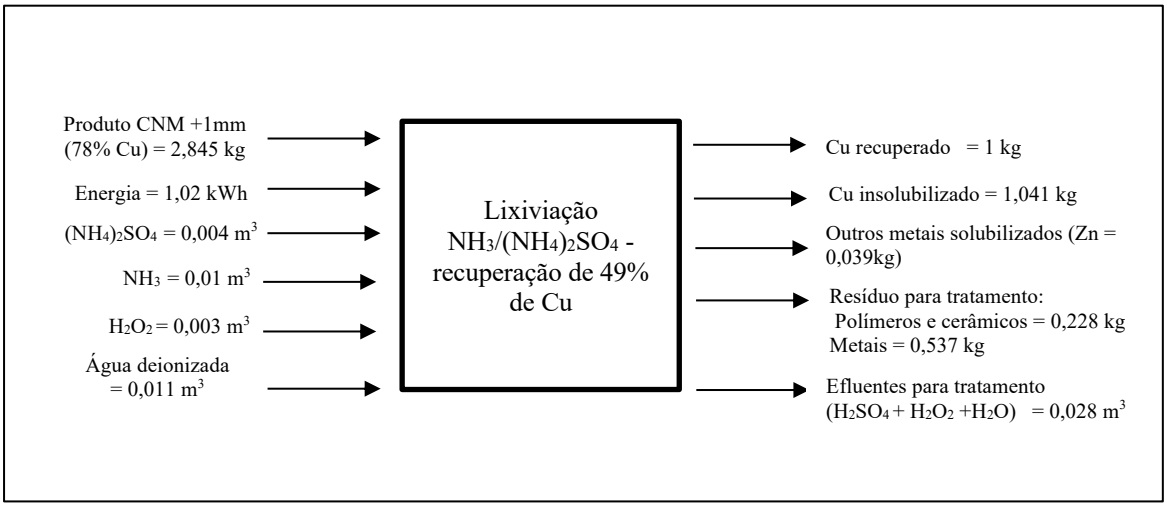


Figura 4.30 : ICV do processo de lixiviação em amônia/sulfato de amônia.

Tabela 4.13 : ICV do processo de lixiviação em ácido sulfúrico.

Lixiviação em meio ácido – H_2SO_4		
Descrição	**Valor**	**Unid.**
Entrada (materiais e energia)		
Produto CNM +1mm (78% Cu)	1,55	kg
Energia	4,29	kWh
H_2SO_4	0,0016	m^3
H_2O_2	0,0011	m^3
Água deionizada	0,013	m^3
Saída (produtos, resíduos e subprodutos)		
Produto: Cu solubilizado	1	kg
Subproduto: Cu insolubilizado	0,11	Kg
Subproduto: Outros metais solubilizados	0,088	kg
Resíduo para tratamento: Resíduo insolúvel	0,352	kg
Efluentes: (H_2SO_4 + H_2O_2 +H_2O)	0,0157	m^3

Tabela 4.14 : ICV do processo de lixiviação em amônia/sulfato de amônia.

Lixiviação em básico – NH_3 /$(NH_4)_2SO_4$		
Descrição	**Valor**	**Unid.**
Entrada (materiais e energia)		
Produto CNM +1mm (78% Cu)	2,845	kg
Energia	1,02	kWh
$(NH_4)_2SO_4$	0,004	m^3
NH_3	0,01	m^3
H_2O_2	0,003	m^3
Água deionizada	0,011	m^3
Saída (produtos, resíduos e subprodutos)		
Produto: Cu solubilizado	1	kg
Subproduto: Cu insolubilizado	1,041	Kg
Subproduto: Outros metais solubilizados	0,039	kg
Resíduo para tratamento: Resíduo insolúvel	0,765	kg
Efluentes: (H_2O_2 + NH_3 + $(NH_4)_2SO_4$ + H_2O)	0,028	m^3

4.5.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida – AICV

Para a execução da ACV, o método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) usado foi o *Recipe Midpoint (v1.13; Europe Recipe H).* A simulação de cenários ocorreu com base no processo de lixiviação química, onde foram avaliadas as principais categorias de impactos associadas, listadas na Tabela 4.15.

4.5.4 Resultados

Para executar as análises de Impactos associados a atividade de lixiviação química para a recuperação de cobre em PCI, utilizou-se o software SimaPRO 8.

Diante de dois processos característicos para extração de metais em resíduos eletrônicos, optou-se por conduzir a análise em cunho comparativo, verificando o desempenho de cada rota ensaiada de acordo com cada categoria de impacto definida como de interesse para este estudo.

O programa dispõe de duas formas básicas para a obtenção dos resultados quantitativos em relação a AICV, sendo elas: Caracterização, que expressa os impactos ambientais de acordo com cada categoria de impacto, unidades de medida específicas, também conhecidas como indicadores de categoria, resultando em um único índice numérico por categoria. E a Normalização onde os resultados dos indicadores de categoria são relativizados a uma situação de referência, fornecendo

informação sobre sua significância relativa do impacto geral do processo, ou seja, permite a análise da contribuição de cada categoria para o impacto global associado ao processo.

As Tabelas 4.15 e 4.16 apresentam os resultados extraídos do ambiente virtual do software nas modalidades de Caracterização e Normalização, respectivamente.

Tabela 4.15 : AICV Comparativa caracterizada entre os processos de lixiviação em meio ácido e alcalino.

Categoria de Impacto	Unidade	Total	Impacto lixiviação H_2SO_4	Impacto lixiviação $NH_3/(NH_4)_2SO_4$
Alterações Climáticas	kg CO_2 eq	22,93	7,33	15,6
Depleção da camada de ozônio	kg CFC -11eq	5,29E-08	1,51E-08	3,78E-08
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	0,0587	0,0325	0,0262
Eutrofização de água doce	kg P eq	0,0000738	0,0000132	0,0000606
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	2,464	0,894	1,57
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	0,000661	0,000225	0,000436
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq	0,00424	0,00296	0,00128
Radiação ionizante	kBq U235 eq	10,43	2,83	7,60E+00
Ocupação de terras agrícolas	m^2a	0,001683	1,36E-03	3,23E-04
Ocupação de terras urbanas	m^2a	0,000741	0,000599	0,000142
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	0,037	0,0171	0,0199
Depleção fóssil	kg Fe eq	7,99	2,15	5,84

Tabela 4.16 : AICV comparativa Normalizada entre os processos de lixiviação em meio ácido e alcalino.

Categoria de Impacto	Impacto normalizado Total	Impacto Lixiviação H_2SO_4	Impacto Lixiviação H_2SO_4 (%)	Impacto Lixiviação $NH_3/(NH_4)_2SO_4$	Impacto Lixiviação $NH_3/(NH_4)_2SO_4$(%)
	$ci; cj$		$A2$		$A1$
Alterações Climáticas	0,002024	0,000654	32%	0,00137	68%
Depleção da camada de ozônio	0,00000233	0,000000685	29%	0,00000165	71%
Acidificação terrestre	0,001704	0,000945	55%	0,000759	45%

Eutrofização de água doce	0,0001749	0,0000319	18%	0,000143	82%
Toxicidade humana	0,00391	0,00142	36%	0,00249	64%
Ecotoxicidade terrestre	0,00008	0,0000272	34%	0,0000528	66%
Ecotoxicidade de água doce	0,000385	0,000269	70%	0,000116	30%
Radiação ionizante	0,001674	4,54E-04	27%	1,22E-03	73%
Ocupação de terras agrícolas	3,76E-07	3,00E-07	80%	7,62E-08	20%
Ocupação de terras urbanas	1,844E-06	0,00000147	80%	0,000000374	20%
Formação de oxidantes fotoquímicos	0,000648	0,0003	46%	0,000348	54%
Depleção fóssil	0,00507	0,00138	27%	0,00369	73%

4.6 Análise Multicritério

4.6.1 Definição do objetivo

O objetivo da elaboração da análise multicritério, consistiu em propor um mecanismo, seletivo, com base nas informações importadas dos relatórios de AICV obtidas junto ao software de ACV, para a tomada de decisão quanto aos processos de recuperação de metais em REEE, visando a sustentabilidade industrial.

O escopo desta proposição metodológica corresponde a definição, de forma hierárquica, dos processos que mais contribuem para os impactos ambientais associados a execução das referidas rotas de recuperação de metais em PCI.

Dessa forma, buscou-se eliminar a subjetividade da metodologia a AHP utilizando como fonte de definição dos pesos para a análise par a par envolvendo os critérios e alternativas, os valores normalizados do AICV obtidos na análise comparativa dos processos.

4.6.2 Definição dos critérios e alternativas

Os critérios definidos para a estrutura do modelo proposto consistiram no conjunto de categorias de avaliação de impactos dispostas na metodologia de AICV *Recipe Midpoint (v1.13; Europe Recipe H).* As alternativas são figuradas pelas rotas de lixiviação ensaiadas. A Figura 4.31 apresenta a estruturação da árvore de decisão do modelo.

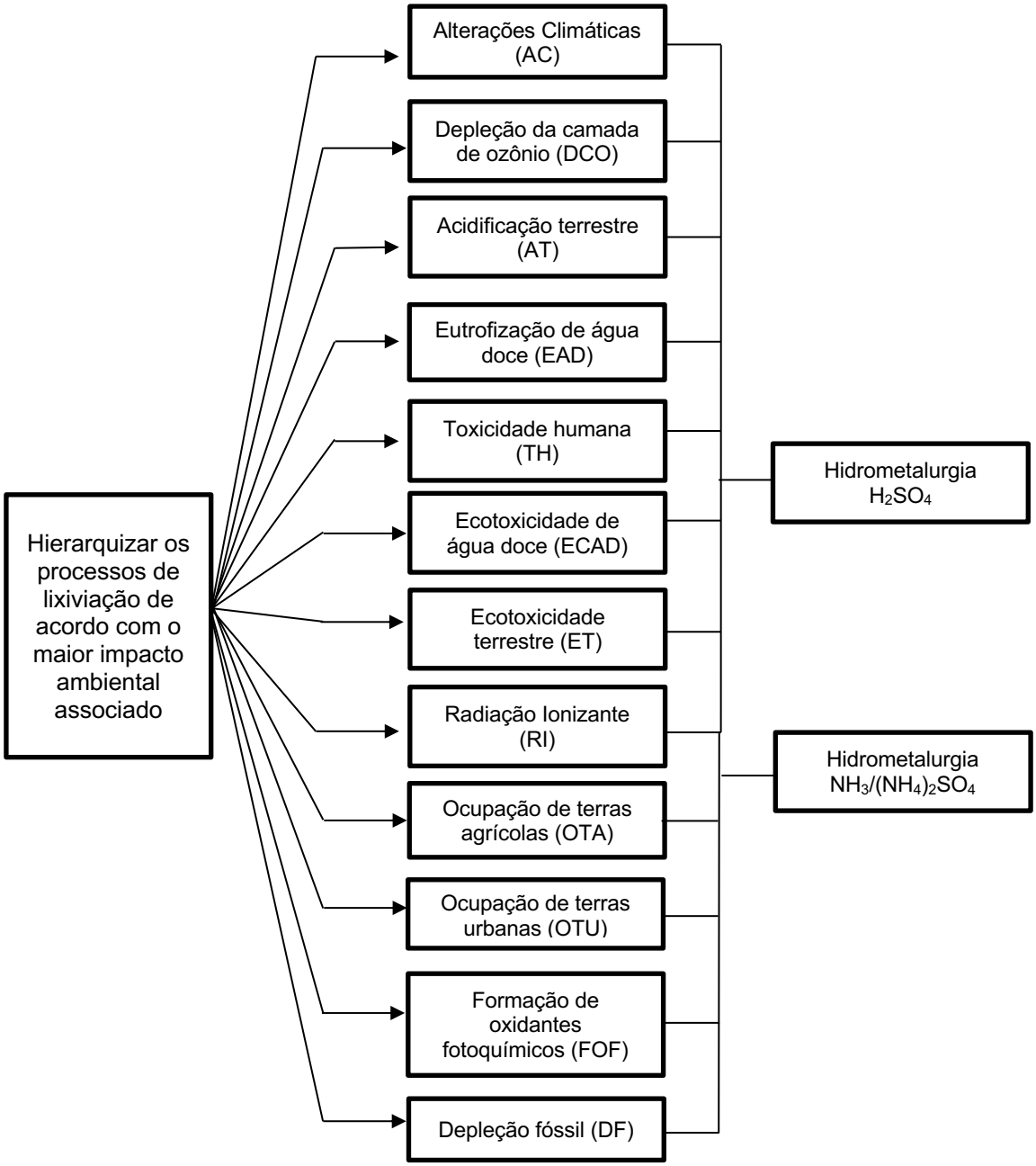


Figura 4.31 : Árvore de decisão para o modelo proposto: objetivo, critérios e alternativas**.**

4.6.3 Matriz de comparação e Matriz normalizada

4.6.3.1 Matriz de comparação e Matriz normalizada - critérios

Com a definição da escala adaptada de Saaty (2000) e com a obtenção dos dados normalizados dos impactos associados a cada critério, tornou-se possível realizar o preenchimento da matriz comparação para os critérios selecionados. Ressalta-se que o procedimento básico para o preenchimento da matriz comparação consistiu inicialmente na subtração de um critério i por um critério j para $i, j = 1,2,3 \ldots 12$, construindo uma matriz de comparação, obedecendo: $aij = ci - cj$, onde ci é o valor de impacto normalizado do critério i e cj é o valor de impacto normalizado do critério j, considerando a estrutura apresentada na Tabela 4.17.

Tabela 4.17 : Matriz de comparação dos critérios $\boldsymbol{aij = ci - cj}$.

		cj											
		AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF
ci	AC	a_{11}	a_{12}	a_{13}	a_{14}	a_{15}	a_{16}	a_{17}	a_{18}	a_{19}	a_{110}	a_{111}	a_{112}
	DCO	a_{21}	a_{22}	a_{23}	a_{24}	a_{25}	a_{26}	a_{27}	a_{28}	a_{29}	a_{210}	a_{211}	a_{212}
	AT	a_{31}	a_{32}	a_{33}	a_{34}	a_{35}	a_{36}	a_{37}	a_{38}	a_{39}	a_{310}	a_{311}	a_{312}
	EAD	a_{41}	a_{42}	a_{43}	a_{44}	a_{45}	a_{46}	a_{47}	a_{48}	a_{49}	a_{410}	a_{411}	a_{412}
	TH	a_{51}	a_{52}	a_{53}	a_{54}	a_{55}	a_{56}	a_{57}	a_{58}	a_{59}	a_{510}	a_{511}	a_{512}
	ET	a_{61}	a_{62}	a_{63}	a_{64}	a_{65}	a_{66}	a_{67}	a_{68}	a_{69}	a_{610}	a_{611}	a_{612}
	ECAD	a_{71}	a_{72}	a_{73}	a_{74}	a_{75}	a_{76}	a_{77}	a_{78}	a_{79}	a_{710}	a_{711}	a_{712}
	RI	a_{81}	a_{82}	a_{83}	a_{84}	a_{85}	a_{86}	a_{87}	a_{88}	a_{89}	a_{810}	a_{811}	a_{812}
	OTA	a_{91}	a_{92}	a_{93}	a_{94}	a_{95}	a_{96}	a_{97}	a_{98}	a_{99}	a_{910}	a_{911}	a_{912}
	OTU	a_{101}	a_{102}	a_{103}	a_{104}	a_{105}	a_{106}	a_{107}	a_{108}	a_{109}	a_{1010}	a_{1011}	a_{1012}
	FOF	a_{111}	a_{112}	a_{113}	a_{114}	a_{115}	a_{116}	a_{117}	a_{118}	a_{119}	a_{1110}	a_{1111}	a_{1112}
	DF	a_{121}	a_{122}	a_{123}	a_{124}	a_{125}	a_{126}	a_{127}	a_{128}	a_{129}	a_{1210}	a_{1211}	a_{1212}

Como exemplo, tem-se o elemento $a_{12} = c_1 - c_2$, onde consultando a Tabela 4.16 percebe-se que os valores dos impactos associados a estes critérios são : $c_1 = 0{,}002024$ e $c_2 = 0{,}00000233$. Assim $a_{12} = 0{,}002024 - 0{,}00000233$.

A Tabela 4.18 apresenta os valores alcançados após o processo de subtração entre os critérios, par a par. Após a obtenção dos valores, utilizou-se a escala proposta adaptada de Saaty (2000) (Tabela 3.3) para definir os pesos associados a cada entrada. Os valores negativos foram consultados junto a escala adaptada de acordo com o seu valor em módulo e caracterizam-se por apresentar $ci < cj$. Posteriormente, obedeceu-se a seguinte relação para a atribuição dos pesos:

.

$$aij = P\,(ci - cj), \qquad se\ ci \geq cj$$

$$aij = \frac{1}{P\,(cj - ci)}\,, \qquad se\ ci < cj$$

Dessa maneira, utilizando-se da situação exemplificada para o elemento a_{12} tem-se que $a_{12} = 0{,}00202235$. De acordo com o intervalo de classe da escala adaptada de Saaty (2000) (Tabela 3.3), pôde-se converter este elemento para escala de Saaty (2000) onde o mesmo recebeu o valor de peso = 4, ou seja, $a_{12} = 4$ uma vez que $ci \geq cj$.

A Tabela 4.19 apresenta a atribuição dos pesos para cada critério, de forma paritária, obedecendo os atributos definidos na escala adaptada. Cabe ressaltar que a matriz obtida apresenta os valores de sua região triangular inferior inversos aos da região triangular superior. Por esse motivo, a matriz de comparação (Tabela 4.18) possui valoração somente em sua área triangular superior.

Após a obtenção da matriz de comparação dos critérios com seus respectivos pesos atribuídos, foi possível gerar a matriz de comparação dos critérios normalizada, que consistiu na divisão de cada elemento aij pelo somatório de sua respectiva coluna matricial, como informado na Tabela 4.20.

Tabela 4.18 : Matriz de comparação dos critérios ($\boldsymbol{ci} - \boldsymbol{cj}$).

	Critérios											
	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF
AC	1	0,00202235	0,00032	0,0018491	-0,001886	0,001944	0,001639	0,00035	0,002023624	0,002022156	0,001376	-0,003046
DCO		1	-0,0017024	-0,0001733	-0,0039084	-0,00007835	-0,0003834	-0,0016724	1,2738E-06	-1,94E-07	-0,0006464	-0,0050684
AT			1	0,0015291	-0,002206	0,001624	0,001319	3E-05	0,001703624	0,001702156	0,001056	-0,003366
EAD				1	-0,0037351	0,0000949	-0,0002101	-0,0014991	0,000174524	0,000173056	-0,0004731	-0,0048951
TH					1	0,00383	0,003525	0,002236	0,003909624	0,003908156	0,003262	-0,00116
ET						1	-0,000305	-0,001594	7,96238E-05	0,000078156	-0,000568	-0,00499
ECAD							1	-0,001289	0,000384624	0,000383156	-0,000263	-0,004685
RI								1	0,001673624	0,001672156	0,001026	-0,003396
OTA									1	-1,4678E-06	-0,0006476	-0,0050696
OTU										1	-0,0006462	-0,0050682
FOF											1	-0,004422
DF												1

Tabela 4.19 : Matriz de pesos atribuídos a cada critério.

	Critérios													
	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF	Autovetor	Autovetor normalizado
AC	1	4	1	4	1/4	4	3	1	4	4	3	1/6	1,64	9%
DCO	1/4	1	1/4	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1/2	1/9	0,48	3%
AT	1	4	1	3	1/4	3	3	1	4	4	2	1/6	1,51	8%
EAD	1/4	1	1/3	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1	1/9	0,53	3%
TH	4	7	4	7	1	7	7	4	7	7	6	1/3	3,96	21%
ET	1/4	1	1/3	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1/2	1/9	0,50	3%
ECAD	1/3	1	1/3	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1	1/9	0,54	3%
RI	1	3	1	3	1/4	3	3	1	3	3	2	1/7	1,39	8%
OTA	1/4	1	1/4	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1/2	1/9	0,48	3%
OTU	1/4	1	1/4	1	1/7	1	1	1/3	1	1	1/2	1/9	0,48	3%
FOF	1/3	2	1/2	1	1/6	2	1	1/2	2	2	1	1/8	0,74	4%
DF	6	9	6	9	3	9	9	7	9	9	8	1	6,20	34%
													18,4	100%
Σ coluna	14,92	35,00	15,25	33,00	5,77	34,00	32,00	16,50	35,00	35,00	26,00	2,60		

Tabela 4.20 : Matriz dos critérios normalizada e PML.

	Critérios													
	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF	PML	PML (%)
AC	0,07	0,11	0,07	0,12	0,04	0,12	0,09	0,06	0,11	0,11	0,12	0,06	0,09	9
DCO	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,03	3
AT	0,07	0,11	0,07	0,09	0,04	0,09	0,09	0,06	0,11	0,11	0,08	0,06	0,08	8
EAD	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	3
TH	0,27	0,20	0,26	0,21	0,17	0,21	0,22	0,24	0,20	0,20	0,23	0,13	0,21	21
ET	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,03	3
ECAD	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	3
RI	0,07	0,09	0,07	0,09	0,04	0,09	0,09	0,06	0,09	0,09	0,08	0,05	0,07	7
OTA	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,03	3
OTU	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,03	3
FOF	0,02	0,06	0,03	0,03	0,03	0,06	0,03	0,03	0,06	0,06	0,04	0,05	0,04	4
DF	0,40	0,26	0,39	0,27	0,52	0,26	0,28	0,42	0,26	0,26	0,31	0,38	0,34	34

4.6.3.1.1 Cálculo PML's - critérios

O cálculo das PML's correspondeu a média aritmética dos valores dispostos em cada linha da matriz dos critérios normalizadas (Tabela 4.20). Sendo assim, observou-se que os critérios Depleção fóssil e Toxicidade Humana apresentaram-se como critérios de maior impacto ambiental associado, quando comparado com os demais critérios, assumindo 34% e 21% dos impactos globais dos processos, respectivamente.

4.6.3.1.2 Razão de consistência - critérios

Para aferir a consistência do processo de atribuição dos pesos aos critérios, a metodologia AHP recomenda o cálculo da Razão de Consistência (RC) com base na matriz de pesos atribuídos. Dessa forma, a RC é calculada pela seguinte fórmula:

$$RC = \frac{IC}{IR}$$

O valor de λ_{max} é obtido através da multiplicação entre os vetores (Tabela 4.19) Σ coluna e autovetor normalizado. Assim, os valores referentes a razão de consistência para atribuição dos pesos na matriz critérios estão dispostos na Tabela 4.21.

Tabela 4.21 : RC para a matriz de pesos atribuídos aos critérios.

Consistência da matriz de pesos atribuídos	
λ_{max}	12,51
IC	0,047
IR	0,028

De acordo com os valores obtidos, foi possível constatar através do λ_{max} que a variância entre os pesos atribuídos é relativamente baixa, uma vez que quanto mais distante o valor do λ_{max} estiver da ordem n da matriz, maior será a variância. Além disso, o valor do IR correspondeu a 0,028, respeitando a condição $RC \leq 0{,}10$, garantindo a consistência do cálculo.

4.6.3.2 Matriz de comparação e Matriz normalizada – alternativas

Para a definição da matriz de comparação das alternativas, o processo ocorreu de forma análoga a construção da matriz de comparação entre os critérios, onde foi possível obter uma matriz de julgamento paritário, realizando a subtração do valor de impacto da alternativa $A1$ pela alternativa $A2$ à luz de cada categoria de impacto avaliada cj para $j = 1,2,3 \ldots 12$, construindo um vetor de comparação, obedecendo: $A1 - A2 = aij$, em que $i = 1$ e $j = 1,2 \ldots 12$, considerando a estrutura da Tabela 4.22.

Tabela 4.22 : Matriz de comparação das alternativas $\boldsymbol{aij = A1 - A2}$.

Critérios (cj)	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF
$A1 - A2 = (aij)$	a_{11}	a_{12}	a_{13}	a_{14}	a_{15}	a_{16}	a_{17}	a_{18}	a_{19}	a_{110}	a_{111}	a_{112}

Como exemplo, tem-se o elemento $a_{11} = A1 - A2$, à luz do critério AC. Assim, consultando a Tabela 4.16 obtém-se $a_{11} = 68 - 32$. A Tabela 4.23 apresenta a matriz de comparação entre cada alternativa diante dos critérios de impactos associados.

Tabela 4.23 : Matriz de comparação das alternativas à luz de cada critério.

Critérios (cj)	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF
$A1 - A2 = (aij)$	36	42	- 10	64	28	32	- 40	46	- 60	- 60	8	46

Após a obtenção destes dados, tornou-se possível realizar a atribuição dos pesos para cada alternativa de acordo com a escala adaptada de Saaty (2000) proposta (Tabela 3.4). Cabe ressaltar que para a consulta na escala adaptada de Saaty (2000), os valores negativos foram analisados de acordo com seus módulos. Posteriormente, definiu-se os pesos para a matriz comparação entre as alternativas pela seguinte relação:

$$aij = P\ (A1 - A2), \qquad se\ A1 \geq A2$$

$$aij = \frac{1}{P\ (A2 - A1)}\ , \qquad se\ A1 < A2$$

Desse modo, utilizando-se da situação exemplificada para o elemento a_{11} tem-se que $a_{11} = 36$. De acordo com o intervalo de classe da escala adaptada de Saaty (2000) (Tabela 3.4), pôde-se converter este elemento para escala de Saaty (2000) onde o mesmo recebeu o valor de peso = 4, ou seja, $a_{11} = 4$ uma vez que $A1 \geq A2$.

Assim, obteve-se 12 matrizes quadradas de ordem $n = 2$, referentes a comparação das alternativas frente os critérios estipulados. A Tabela 4.25 apresenta os pesos recebidos por cada uma das alternativas no processo comparativo. Salienta-se que as matrizes obtidas, assim como no cálculo da matriz de comparação para os critérios, apresentam os valores de sua região triangular inferior inversos aos da região triangular superior.

Após o processo de normalização, que consistiu na divisão de cada elemento aij pelo somatório de sua respectiva coluna matricial, foi possível calcular a matriz de Prioridades Médias Locais. Por meio da Tabela 4.24 percebe-se que de forma majoritária a rota de lixiviação baseada no sistema amoniacal apresenta as maiores PML's, possuindo participação acima de 75 % nos impactos associados a sete dos doze critérios estudados.

Tabela 4.24 : PML de cada alternativa a luz de cada critério.

	AC	DCO	AT	EAD	TH	ET	ECAD	RI	OTA	OTU	FOF	DF
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	0,8	0,8	0,5	0,86	0,75	0,75	0,2	0,83	0,14	0,14	0,5	0,83
H_2SO_4	0,2	0,2	0,5	0,14	0,25	0,25	0,8	0,17	0,86	0,86	0,5	0,17

Tabela 4.25 : Matriz de pesos atribuídos a cada alternativa frente a cada critério.

AC		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	4
H_2SO_4	1/4	1
$\Sigma\, coluna$	1,25	5

AT		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	1
H_2SO_4	1	1
$\Sigma\, coluna$	2	2

TH		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	3
H_2SO_4	1/3	1
$\Sigma\, coluna$	1,33	4

DCO		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H2SO4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	4
H2SO4	1/4	1
$\Sigma\, coluna$	1,25	5

EAD		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	6
H_2SO_4	1/6	1
$\Sigma\, coluna$	1,17	7

ET		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	3
H_2SO_4	1/3	1
$\Sigma\, coluna$	1,33	4

ECAD		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	1/4
H_2SO_4	4	1
$\Sigma\, coluna$	5	1,25

RI		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	5
H_2SO_4	1/5	1
$\Sigma\, coluna$	1,2	6

OTA		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	1/6
H_2SO_4	6	1
$\Sigma\, coluna$	7	1,17

OTU		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	1/6
H_2SO_4	6	1
$\Sigma\, coluna$	7	1,17

FOF		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	1
H_2SO_4	1	1
$\Sigma\, coluna$	2	2

DF		
	$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	H_2SO_4
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	1	5
H_2SO_4	1/5	1
$\Sigma\, coluna$	1,2	6

4.6.4 Prioridade Média Global - PG

Para a definição da PG's realizou-se o processo de multiplicação entre as PML's obtidas através dos critérios (Tabela 4.20) e as PML's obtidas através das alternativas (Tabela 4.24). De forma matricial, a relação para o cálculo da PG está estabelecida na Figura 4.32.

$$\begin{array}{c} NH3/(NH4)2SO4 \\ H2SO4 \end{array} \begin{pmatrix} 0{,}8 & 0{,}8 & 0{,}5 & 0{,}86 & 0{,}75 & 0{,}75 & 0{,}2 & 0{,}83 & 0{,}14 & 0{,}14 & 0{,}5 & 0{,}83 \\ 0{,}2 & 0{,}2 & 0{,}5 & 0{,}14 & 0{,}25 & 0{,}25 & 0{,}8 & 0{,}17 & 0{,}86 & 0{,}86 & 0{,}5 & 0{,}17 \end{pmatrix} \text{x} \begin{pmatrix} 0{,}09 \\ 0{,}03 \\ 0{,}08 \\ 0{,}03 \\ 0{,}21 \\ 0{,}03 \\ 0{,}03 \\ 0{,}07 \\ 0{,}03 \\ 0{,}03 \\ 0{,}04 \\ 0{,}34 \end{pmatrix} \begin{array}{c} AC \\ DCO \\ AT \\ EAD \\ TH \\ ET \\ ECAD \\ RI \\ OTA \\ OTU \\ FOF \\ DF \end{array}$$

Figura 4.32 : Estrutura matricial para o cálculo das PG's.

Após o cálculo matricial, obteve-se os valores dispostos na Tabela 4.26, a qual apresenta o resultado de saída da análise do processo hierárquico em questão. Cabe ressaltar que o escopo desta análise consistiu em avaliar duas metodologias de recuperação de metais em resíduos, diante de seus impactos ambientais. Dessa forma, salienta-se que impacto ambiental, neste contexto, foi tido como um atributo indireto, ou seja, quanto maior o valor associado a uma alternativa, pior se torna o seu desempenho ambiental.

Tabela 4.26 : PG's para cada alternativa.

ALTERNATIVAS	PG'S (%)
$NH_3/(NH_4)_2SO_4$	71,65
H_2SO_4	29,35

CAPÍTULO 5 - CONCLUSÃO

Diante do exposto, conclui-se que a operação de separação física é capaz de contribuir significativamente para a concentração de metais, especialmente cobre, facilitando as operações subsequentes de recuperação e refino desses metais em processos metalúrgicos. De acordo com os resultados obtidos, indica-se o uso do processo de separação por densidade em frações com tamanho de partícula +1 mm, visando o enriquecimento de frações metálicas, principalmente a fração não magnética, haja vista o desempenho deste estudo na concentração de 78% de cobre referente a fração metálica deste produto.

Considerando os impactos ambientais associados a fase de pré-tratamento, observou-se que a produção, suprimento e disponibilidade de energia contribuem de maneira agravante. Assim, os impactos relacionados a demanda de energia podem sofrer alterações importantes quando a matriz energética do fornecedor é modificada, ou seja, para um processo mais ambientalmente eficaz, são necessários esforços na adoção de fontes de energia renováveis.

Constatou-se que a ACV se apresenta como uma ferramenta de grande valia no processo de aferição dos impactos ambientais associados a recuperação de metais em resíduos eletrônicos, permitindo a modelagem característica dos processos e estimando seus potenciais impactos em detrimento do inventário de ciclo de vida (valores relativos a entradas e saídas de insumos/resíduos). Além disso, a metodologia fornece dados quantificados que permitem o embasamento para a tomada de decisão quanto ao processo mais sustentável industrialmente, subsidiando a iniciativa pública e privada.

Mediante a análise hierárquica duas alternativas para a recuperação de cobre, a luz das categorias de impactos ambientais assumidas como critérios de comparação, concluiu-se que a lixiviação em meio alcalino ($NH_3/(NH_4)_2SO_4$) apresentou maior criticidade, sendo a menos preferida, correspondendo a cerca de 72% dos impactos ambientais globais associados.

O estudo evidenciou a recuperação de metais em resíduos eletrônicos como uma prática potencial, devido ao seu poder colaborativo para a redução dos volumes

de produtos na fase *end of life,* além de proporcionar redução extrativa de recursos naturais e mitigar impactos ambientais associados a disposição final destes resíduos. Salienta-se que os processos executados para a recuperação de materiais devem apresentar viabilidade econômica, social e ambiental, sendo seus impactos associados aferidos e monitorados de forma contínua.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR ISO 14040:2006. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), 2006.

ALVES, J. R. X.; ALVES, J. M. Definição de localidade para instalação industrial com o apoio do método de análise hierárquica (AHP). **Prod.**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 13-26, Mar. 2015. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010365132015000100013&lng=en&nrm=iso >. Acessado em 22 Jan. 2020.

BAS, A. D.; DEVECI, H. & YAZICI, E. Y. Bioleaching of copper from low grade scrap TV circuit boards using mesophilic bacteria. Hydrometallurgy, v. 138, p. 65–70, 2013.

BIRLOAGA, I., COMAN, V., KOPACEK, B., VEGLI, F., 2014. An advanced study on the hydrometallurgical processing of waste computer printed circuit boards to extract their valuable content of metals. Waste Manage. 34, 2581–2586.

BLENGINI, G. A.; SHIELDS, D. J. Green labels and sustainability reporting: overview of the building products supply chain in Italy. Management of Environmental Quality: An International Journal, 2010. Vol 21, p. 477 – 493.

BRANDL, H. Microbial Leaching of Metals. In: REHM, J. & REED, G. (Eds) Biotechnology. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH, 2008. p. 191–224.

BRASIL. Política nacional de resíduos sólidos (Lei n o 12.305/2010). Brasília: Diário Oficial da União, 2010. Available at: . Viewed 28 ago. 2014

BRIOZO, R. A.; MUSETTI, M. A. Método multicritério de tomada de decisão: aplicação ao caso da localização espacial de uma Unidade de Pronto Atendimento – UPA 24 h. Gest. Prod., São Carlos , v. 22, n. 4, p. 805-819, dez. 2015 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104530X2015000400805&lng=pt&nrm=iso >. acessado em 21 jan. 2020. Epub 29-Set-2015. http://dx.doi.org/10.1590/0104-530X975-13

CHATTERJEE, S. KUMAR, K., Effective electronic waste management and recycling process involving formal and non-formal sectors, Int. J. Phys. Sci. 4 (13) (2009) 893–905.

CHAVES, A. P.; PERES, A. E. C. Teoria e prática do tratamento de minérios. v. 3 ed. São Paulo: Signus, 1999.

CHI, T.D., LEE, J., PANDEY, B.D., YOO, K., JEONG, J., 2011. Bioleaching of gold and copper from waste mobile phone PCBs by using a cyanogenic bacterium. Miner. Eng. 24, 1219-1222.

COBBING M. Toxic Tech: Not in Our Backyard. Uncovering the Hidden Flows of e-waste. Report from Greenpeace International. http://www.greenpeace.org/raw/content/belgium/fr/press/reports/toxic-tech.pdf, Amsterdam, 2008.

COSTA, H. G. Introdução ao método de análise hierárquica - Análise Multicritério no Auxílio à Decisão. Biblioteca da Escola de Engenharia e Instituto de Computação da UFF. Niterói, 2002.

CUI, J. & FORSSBERG, E. Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review. Journal of Hazardous Materials, v. 99, n. 3, p. 243–263, 2003.

CUI, J., ZHANG, L., 2008. Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review. J. Hazard. Mater. 158, 228-256.

XIANG, D.; MOU, P., WANG, J.; DUAN, G.; ZHANG, H.C. Printed circuit board recycling process and its environmental impact assessment, Int. J. Adv. Manuf. Technol. 34 (2007) 1030–1036

DARBY, L. & OBARA, L. Household recycling behaviour and attitudes towards the disposal of small electrical and electronic equipment. Resources, Conservation and Recycling, v. 44, n. 1, p. 17–35, 2005.

DAS, A.; VIDYADHAR, A.; MEHROTRA, S. P., 2009. A novel flowsheet for the recovery of metal values from waste printed circuit boards. Resour Conserv Recy, 53, 8, 464-469

DAVENPORT, W. G.; KING, M.; SCHLESINGER, M. & BISWAS, A. K. Extractive metallurgy of copper. 5 ed. Oxford: Pergamon, 2002.dismantling of waste printed circuit boards in light of recycling and environmental concerns. J. Environ. Manag. 92, 392-399

DEVECI, H., YAZICI, E.Y., AYDIN, U., YAZICI, R., AKCIL, A., 2010. Extraction of copper from scrap TV boards by sulphuric acid leaching under oxidising conditions. In: Proceedings of Going Green-CARE INNOVATION 2010 Conference, 8–11 November, Vienna, Austria, p. 45.

DRECHSEL, C. Mechanical processes for recycling waste electric and electronic equipment with the rotorshredder and rotor impact mill. Aufbereitungs Technik, v. 47, 2006.

DUAN, H., EUGSTER, M., HISCHIER, R., STREICHER-PORTE, M., LI, J., 2009. Life cycle assessment study of a Chinese desktop personal computer. Sci. Total Environ. 407, 1755-1764.

DUAN, H., HOU, K., LI, J., ZHU, X., 2011. Examining the technology acceptance for dismantling of waste printed circuit boards in light of recycling and environmental concerns. J. Environ. Manag. 92, 392-399.

DUAN, H., WANG, Z., YUAN, X., WANG, S., GUO, H., YANG, X., (2017). A novel sandwich supported liquid membrane system for simultaneous separation of copper, nickel and cobalt in ammoniacal solution, Separation and Purification Technology, 173, pp.323-329.

EC/JRC/IES (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg. Publications Office of the European Union, March 2010, EUR 24708 EN.

ERNST, T.; POPP, R.; WOLF, M. & VAN ELDIK, R. Analysis of eco-relevant elements and noble metals in printed wiring boards using AAS, ICP–AES and EDXRF. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 375, n. 6, p. 805–814, 2003.

FARAMARZI, M.A., STAGARS, M., PENSINI, E., KREBS, W., BRANDL, H., 2004. Metal solubilization from metal-containing solid materials by cyanogenic Chromobacterium violaceum. J. Biotechnol. 113, 321-326.

FLANDINET, L.; TEDJARA, F.; GHETTA, V. & FOULETIER, J. Metals recovering from waste printed circuit boards (WPCBs) using molten salts. Journal of Hazardous Materials 213– 214 (2012) 485– 490

G. ZHOU, Z. LUO, X. ZHAI, Experimental study on metal recycling from waste PCB, in: Proc. Int. Conf. Sustainable Solid Waste Management, 5–7 September, Chennai, India, 2007, pp. 155–162

GHOSH B, GHOSH MK, PARHI P, MUKHERJEE PS, MISHRA BK, Waste Printed Circuit Boards Recycling: An Extensive Assessment of Current Status, Journal of Cleaner Production (2015), doi: 10.1016/j.jclepro.2015.02.024.

HAGELÜKEN, C., 2006. Recycling of electronic scrap at Umicore's integrated metals smelter and refinery. World Metall.-Erzmetall 59, 152-161.

HALL, W. J. e WILLIAMS, P. T.. Processing waste printed circuit boards for material recovery. Eneergy and Resources Research Institute. v. 33, n. 4, p.43 - 50, 2007.

HE, W., LI, G., MA, X., WANG, H., HUANG, J., XU, M., & HUANG, C. (2006). WEEE recovery strategies and the WEEE treatment status in China. Journal of Hazardous Materials, 136(3), 502–512.

HILTY, L.M. Electronic waste — an emerging risk? Environ Impact Assess Rev, 25 (2005), pp. 431–435.

HOFFMANN, J. E. Recovering precious metals from electronic scrap. JOM, v. 44, p. 43–48, 1992.

HUISMAN, J. (W)EEE Mass Balance and market structure in Belgium, Recupel (2013).

ISLAM, M.T., HUDA, N., 2018. Reverse logistics and closed-loop supply chain of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)/E-waste: A comprehensive literature review. Resour. Conserv. Recycl. 137, 48-75. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.026.

J. CUI, L. ZHANG, Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review, J. Hazard. Mater. 158 (2008) 228–256

JACO, H.; MAGALINI, F.; KUEHR, R. & MAURER, C. Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (Weee) - Final Report. 2008. United nations University. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/weee/pdf/final_rep_unu.pdf>. Acessado em: 01.dez.2019.

JUJUN R, XINGJIONG Z, YIMING Q, JIAN H (2014) A new strain for recovering precious metals from waste printed circuit boards. Waste Manag 34:901–907

KARWOWSKA, E., ANDRZEJEWSKA-MORZUCH, D., ŁEBKOWSKA, M., TABERNACKA, A., WOJTKOWSKA, M., TELEPKO, A., KONARZEWSKA, A., 2014. Bioleaching of metals from printed circuit boards supported with surfactant-producing bacteria. J. Hazard. Mater. 264, 203-210.

KINOSHITA T., S. AKITA, N. KOBAYASHI, S. NII, F. KAWAIZUMI, K. TAKAHASHI, Metal recovery from non-mounted printed wiring boards via hydrometallurgical processing, Hydrometallurgy 69 (2003) 73–79.

KNOTH, R., BRANDSTOTTER, M., KOPACEK, B., KOPACEK, P., 2002. Automated disassembly of electronic equipment, Proceedings of International Symposium on Electronics and the Environment. IEEE, San Francisco, USA, pp. 290-294.

KOHLER, L. ERDMANN Expected environmental impacts of pervasive computing Hu Ecol Risk Assess, 10 (2004), pp. 831–852

KOYAMA, K., TANAKA, M., LEE, J.-c., 2006. Copper leaching behavior from waste printed circuit board in ammoniacal alkaline solution. Mater. Trans., JIM 47, 1788-1792.

LI, J., LIU, L., REN, J., DUAN, H., ZHENG, L. Behavior of urban residents toward the discarding of waste electrical and electronic equipment: a case study in Baoding, China. Waste Management & Research, v. 30, n. 11, p.1187-1197, (2012).

LI, J., SHRIVASTAVA, P., GAO, Z., ZHANG, H.-C., 2004. Printed circuit board recycling: a state-ofthe-art survey. IEEE Transactions on Electronics Packaging Manufacturing, 27, 33-42.

LI, J.; LU, H.; GIO, J.; XU, Z.; ZHOU, Y., Recycle technology for recovering resources and products from waste printed circuit boards, Environ. Sci. Technol. 41 (2007) 1995–2000.

LIANG, G.; MO, Y. & ZHOU, Q. Novel strategies of bioleaching metals from printed circuit boards (PCBs) in mixed cultivation of two acidophiles. Enzyme and Microbial Technology, v. 47, n. 7, p. 322–326, 2010.

LIANG, G.; TANG, J.; LIU, W. & ZHOU, Q. Optimizing mixed culture of two acidophiles to improve copper recovery from printed circuit boards (PCBs). Journal of hazardous materials, v. 250-251, p. 238–45, 2013.

LIM S.R.S.J. (2010) Toxicity potentials from waste cellular phones, and a waste management policy integrating consumer, corporate, and government responsibilities. Waste Manag 30(8–9):1653–1660

LIU, J., XU, X., WU, K., PIAO, Z., HUANG, J., GUO, Y., LI, W., ZHANG, Y., CHEN, A., HUO, X., 2011. Association between lead exposure from electronic waste recycling and child temperament alterations. Neurotoxicology 32, 458-464.

LIU, R., SHIEH, R., YEH, R.Y., LIN, C., 2009. The general utilization of scrapped PC board. Waste Manage. (Oxford) 29, 2842-2845.

LONG, L., SUN, S., ZHONG, S., DAI, W., LIU, J., SONG, W., 2010. Using vacuum pyrolysis and mechanical processing for recycling waste printed circuit boards. J. Hazard. Mater. 177, 626-632.

LONG, L. H.; YAMASUE, E.; & OKUMURA, H. & ISHIHARA, K. (2013). MEMRECS—A Sustainable View for Metal Recycling from Waste Printed Circuit Boards. Journal of Environmental Protection. 04. 803-810. 10.4236/jep.2013.48094.

LUZ, A. B. da; COSTA, L. S. N.; POSSA, M. V. & ALMEIDA, S. L. M. de. Tratamento de minérios. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. p. 155, 174, 187–200, 332–358

LUZ, A. B. DA; SAMPAIO, J. A. & ALMEIDA, S. L. M. de. Tratamento de Minérios. 4. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004. p. 867

MAGALINI et al., Household WEEE Generated in Italy (2012), Ecodom

MALÇA, J., FREIRE, F. Renewability and life-cycle Energy efficiency of bioethanol and Bio-Ethyl tert-Butyl Ether (bioETBE): assessing the implications of allocation. Energy, 2006.

MECUCCI, A. & SCOTT, K. Leaching and electrochemical recovery of copper, lead and tin from scrap printed circuit boards. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v. 77, p. 449–457, 2002.

MELO, P. R. de S.; RIOS, E. C. D. & GUTIERREZ, R. M. V. Placas de circuito impresso: mercado atual e perspectivas. BNDES Setorial, v. 14, p. 111–136, 2001.

MORAES, V. T. Recuperação de metais a partir do processamento mecânico e hidrometalúrgico de placas de circuito impresso de celulares obsoletos. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

NAKAHARA, H. Types of printed wiring boards. In: COOMBS JR., C. F. (Ed.). Printed circuits handbook. 6. ed. Nova York: Mc Graw-Hill, 2008. p. 1615.

NASSARALLA, C. L. (2001). Pyrometallurgical Extraction. In Encyclopedia of Materials: Science and Technology. of Gold, Silver, Palladium, and Copper from Waste Printed Circuit Boards. Proceedings of the International Conference on Chemical, Civil and Environment engineering (ICCEE'2012), 24-25 mar, Dubai, 226-234.

OGUNSEITAN O.A., SCHOENUNG J.M., SAPHORES J-D.M., SHAPIRO A.A. (2009) The electronics revolution: from e-wonderland to e-wasteland. Science 326(5953):670

OGUNSEITAN, O.A., 2013. The Basel Convention and e-waste: translation of scientific

OH, C.J., LEE, S.O., YANG, H.S., HA, T.J., KIM, M.J., 2003. Selective leaching of valuable metals from waste printed circuit boards. J. Air Waste Manag. Assoc. 53, 897-902.

OISHI T., K. KOYAMA, S. ALAM, M. TANAKA, J.-C. LEE, Recovery of high purity copper cathode from printed circuit boards using ammoniacal sulfate or chloride solutions, Hydrometallurgy 89 (2007) 82–88.2007

OLIVEIRA, P. (2012). Valorização de Placas de Circuito Impresso por Hidrometalurgia. Tese de Doutoramento. Instituto Superior Técnico.

PANT, D.; JOSHI, D.; UPRETI, M. K. & KOTNALA, R. K. Chemical and biological extraction of metals present in E waste: A hybrid technology. Waste Management, v. 32, p. 979–990, 2012.

PRIYA, ANSHU & HAIT, SUBRATA. (2017). Comparative assessment of metallurgical recovery of metals from electronic waste with special emphasis on bioleaching. Environmental Science and Pollution Research. 24. 10.1007/s11356-016-8313-6.

PUCKETT, J., SMITH, T. 2002. Exporting harm: the high-tech trashing of Asia. The Basel recycling: A sector review with special focus on China. Waste Manage. (Oxford) 31,

RIBEIRO, P. T. A. - Ecologia Industrial e a Gestão de Resíduos em Portugal - Políticas e Ferramentas para o Fecho dos Ciclos dos Materiais. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa, 2008.

RIBEIRO, L. C. de S., et al . Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. Nova econ., Belo Horizonte , v. 24, n. 1, p. 191-214, Apr. 2014 .

ROSSI, G. Biohydrometallurgy. New York: Mc Graw-Hill, 1990.

RUBIN R.S.; DE CASTRO M.A.S.;, BRANDÃO D.; SCHALCH V.; OMETTO A.R., Utilization of life cycle assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap, Journal of Cleaner Production (2013), doi: 10.1016/j.jclepro.2013.07.051.

SAATY, T. L. Decision Making for Leaders. 3. ed. Pittsburgh: RWS Publications, 2000. p. 314.

SAATY, T. L. How to make a decision:: The Analytic Hierarchy Process. European Journal Of Operational Research, North-holland, v. 48, p. 9-26, 1990.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. Analytical Planning: The Organization of Systems. 4. ed. RWS Publications, 1991.

SANAPALA, RAVIKUMAR. (2008). Characterization of FR-4 Printed Circuit Board Laminates Before and After Exposure to Lead-free Soldering Conditions.

SHINKUMA, T. & HUONG, N. T. M. The flow of e-waste material in the Asian region and a reconsideration of international trade policies on e-waste. Environmental Impact Assessment Review, v. 29, p. 25–31, 2009.

SILVAS, FLÁVIA PAULUCCI CIANGA. Utilização de hidrometalurgia e biohidrometalurgia para reciclagem de placas de circuito impresso / F.P.C. Silvas. -- Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. São Paulo, 2014.

SILVAS, F.P.C., JIMÉNEZ CORREA, M.M., CALDAS, M.P.K., DE MORAES, V.T., ESPINOSA, D.C.R., TENÓRIO, J.A.S., 2015. Printed circuit board recycling: Physical processing and copper extraction by selective leaching. Waste Management 46, 503-510.

STUHLPFARRER, P., LUIDOLD, S. & ANTREKOWITSCH, H. (2016). Recycling of waste printed circuit boards with simultaneous enrichment of special metals by using alkaline melts: A green and strategically advantageous solution. *Journal of hazardous materials* 307, 17–25,

SYED, S. (2012). Recovery of gold from secondary sources—A review. Hydrometallurgy, 115-116, 30–51.

TAHA, A. H. Operational Research. 8. ed. Pearson, p. 363, 2013

TSYDENOVA O, BENGTSSON M (2011) Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. Waste Manag 31(1):45–58

TUNCUK, A.; STAZI, V.; AKCIL, A.; YAZICI, E. Y. & DEVECI, H. (2012) Aqueous metal recovery techniques from e-scrap: Hydrometallurgy in recycling. Minerals uncertainty to protective policy. The Lancet Global Health 1, e313-e314.

UNITED NATIONS E-WASTE COALITION. A New Circular Vision for Electronics Time for a Global Reboot. Jan. 2019. Disponível em:http://www3.weforum.org/docs/WEF_A_New_Circular_Vision_for_Electronics.pdf. Acessado em: 25 de Jan. 2020.

VEIT, H. M. (2005). Reciclagem de cobre de sucatas de placas de circuito impresso. Tese de Doutoramento. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

WANG, F., J. HUISMAN, ET AL. (2012). "The Best-of-2-Worlds philosophy: Developing local dismantling and global infrastructure network for sustainable e-waste treatment in emerging economies." Waste Management

XAVIER, L. H. ; LINS, F. A. F. Mineração Urbana de resíduos eletroeletrônicos: uma nova fronteira a explorar no Brasil. BRASIL MINERAL - nº 379 - Março de 2018

XIAO,Y., YANG, Y., VAN DEN BERG, J., SIETSMA, J., AGTERHUIS, H., VISSER, G., BOL,D.,(2013). Hydrometallurgical recovery of copper from complex mixtures of end of life shredded ICT products, Hydrometallurgy, 140, pp. 128-134

Y. ZHANGA, SHILI LIUA , HENGHUA XIEA , XIANLAI ZENGB , JINHUI LIB - The 7th International Conference on Waste Management and Technology Current status on leaching precious metals from waste printed circuit boards; Procedia Environmental Sciences 16 (2012) 560 – 568

YANG, H., LIU, J., YANG, J., 2011a. Leaching copper from shredded particles of waste printed circuit boards. J. Hazard. Mater. 187, 393–400. Yang, X., Moats, M.S., Miller, J.D., Wang, X., Shi, X., Xu, H., 2011b. Thiourea– thiocyanate leaching system for gold. Hydrometallurgy 106, 58–63.

YAZICI, E.Y., 2012. Recovery metals from electronic waste with physical and hydrometallurgical methods. Ph.D. Thesis, Karadeniz Technical University, Institute of Science, November, Trabzon.

YOUSSEF, C., AMEER, S., HISHAM, A., NAVEENA, S., SAEED, N., TALEB, I. , 2012. Recovery of Gold, Silver, Palladium, and Copper from Waste Printed Circuit Boards. Proceedings of the International Conference on Chemical, Civil and Environment engineering (ICCEE'2012), 24-25 mar, Dubai, 226-234.

YU J, WILLIAMS E, JU M, YANG Y (2010) Forecasting global generation of obsolete personal computers. Environ Sci Technol 44(9):3232–3237

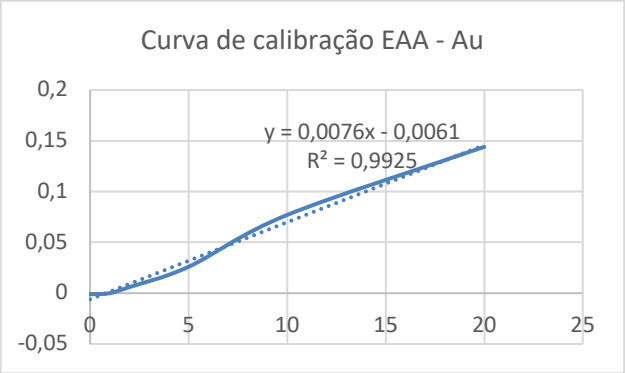
YU, J., WILLIAMS, E.D., & JU, M. (2009). Review and prospects of recycling methods for waste printed circuit boards. *2009 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology*, 1-5.

ZHOU, Y. & QIU, K. A new technology for recycling materials from waste printed circuit boards. Journal of Hazardous Materials 175 (2010) 823–828.

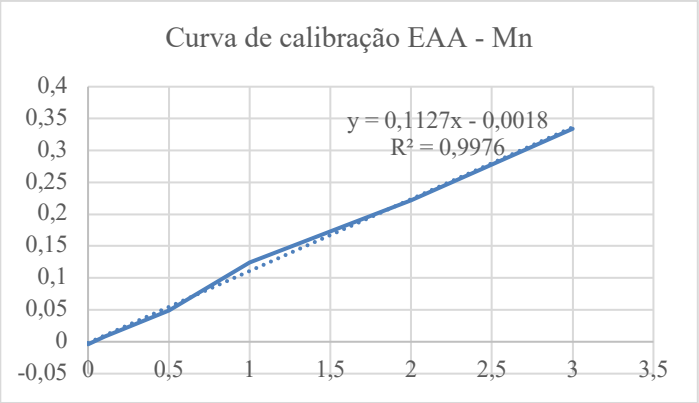
ZHOU, Y.; WU, W. & QIU, K. Recycling of organic materials and solder from waste printed circuit boards by vacuum pyrolysis-centrifugation coupling technology. Waste management, v. 31, n. 12, p. 2569–76, 2011.

ZHU, N.; XIANG, Y.; ZHANG, T. WU, P.; DANG, Z; LI, P. & WU, J. Bioleaching of metal concentrates of waste printed circuit boards by mixed culture of acidophilic bacteria. Journal of Hazardous Materials, v. 192, n. 2, p. 614–619, 2011.

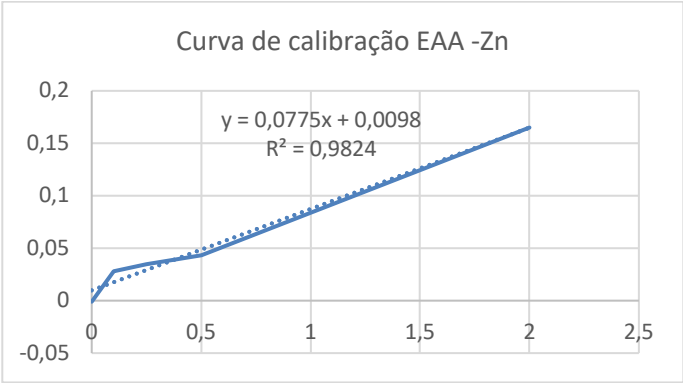
APÊNDICE I – DADOS REFERENTES A EAA



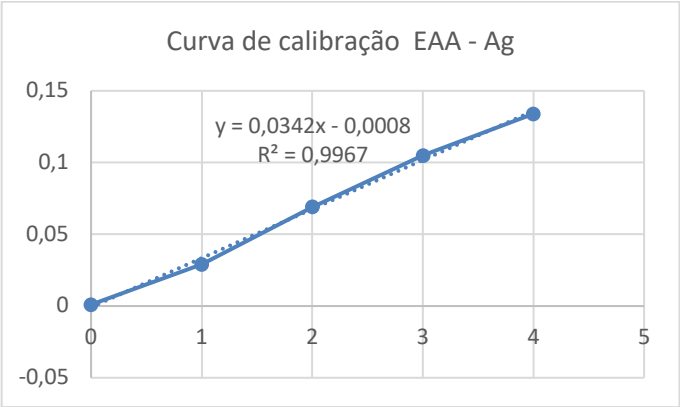
OURO (Au)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (C) (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de Diluição (CD)	C * CD	C (%)	Concentração média (%)	Desvio Médio Padrão (%)
CONC. +1 mm NM	1	0,003	0,98	0,98	0,06	1,01	1	0,98	0,01	0,01	0,00
	2	0,003	0,97			1,00	1	0,97	0,01		
	3	0,004	1,11			1,00	1	1,11	0,01		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,014	2,41	1,72	0,36	1,01	1	2,41	0,02	0,02	0,00
	5	0,008	1,72			1,00	1	1,72	0,02		
	6	0,007	1,59			1,00	1	1,59	0,02		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,044	6,76	6,76	1,15	1,00	1	6,76	0,07	0,07	0,01
	8	0,039	5,78			1,00	1	5,78	0,06		
	9	0,06	8,55			1,01	1	8,55	0,09		
CONC. +1 mm M	10	0,011	2,29	2,29	0,50	1,01	1	2,29	0,02	0,02	0,00
	11	0,06	1,35			1,00	1	1,35	0,01		
	12	0,014	2,49			1,00	1	2,49	0,02		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,032	4,81	4,81	0,57	1,00	1	4,81	0,05	0,05	0,01
	14	0,037	5,50			1,01	1	5,50	0,05		
	15	0,026	4,10			1,00	1	4,10	0,04		
CONC. - 0,45mm M	16	0,054	7,81	7,27	1,04	1,00	1	7,81	0,08	0,07	0,01
	17	0,05	7,27			1,00	1	7,27	0,07		
	18	0,036	5,37			1,01	1	5,37	0,05		



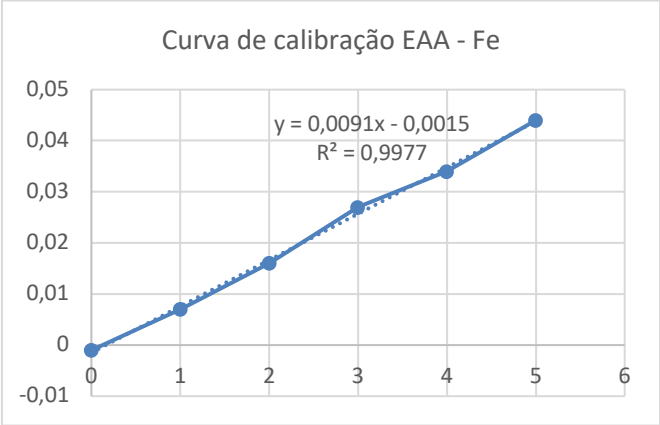
MANGANÊS (Mn)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,008	0,09	0,09	0,00	1,01	1	0,09	0,00	0,00	0,00
	2	0,007	0,08			1,00	1	0,08	0,00		
	3	0,008	0,09			1,00	1	0,09	0,00		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,073	0,66	1,18	0,86	1,01	1	0,66	0,01	0,01	0,01
	5	0,131	1,18			1,00	1	1,18	0,01		
	6	0,302	2,69			1,00	1	2,69	0,03		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,305	2,71	2,12	0,98	1,00	1	2,71	0,03	0,03	0,01
	8	0,237	2,12			1,00	1	2,12	0,02		
	9	0,043	0,40			1,01	10	3,98	0,04		
CONC. +1 mm M	10	0,196	1,75	1,35	0,26	1,01	10	17,50	0,17	0,13	0,03
	11	0,126	1,13			1,00	10	11,30	0,11		
	12	0,15	1,35			1,00	10	13,48	0,13		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,099	0,89	0,89	0,06	1,00	10	8,95	0,09	0,09	0,01
	14	0,112	1,01			1,01	10	10,14	0,10		
	15	0,098	0,89			1,00	10	8,90	0,09		
CONC. - 0,45mm M	16	0,121	1,09	1,12	0,04	1,00	10	10,86	0,11	0,11	0,00
	17	0,124	1,12			1,00	10	11,17	0,11		
	18	0,131	1,18			1,01	10	11,81	0,12		



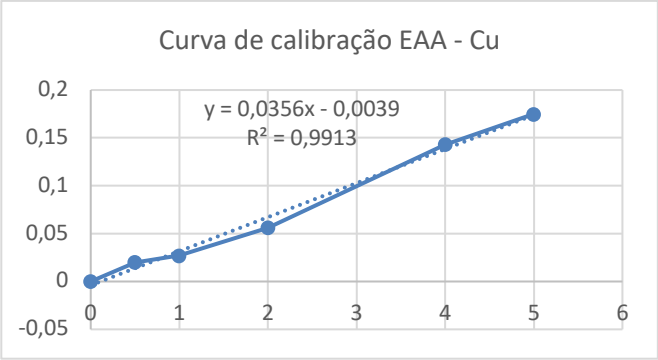
Zinco (Zn)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentration (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,053	0,60	0,60	0,00	1,01	2500	1500,50	14,92	15,01	0,11
	2	0,056	0,60			1,00	2500	1499,75	14,94		
	3	0,056	0,61			1,00	2500	1521,75	15,16		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,027	0,31	0,32	0,01	1,01	2500	775,25	7,68	8,08	0,36
	5	0,037	0,34			1,00	2500	858,00	8,56		
	6	0,034	0,32			1,00	2500	803,00	7,99		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,093	1,07	1,47	0,29	1,00	100	107,37	1,07	1,46	0,28
	8	0,133	1,59			1,00	100	159,19	1,59		
	9	0,145	1,74			1,01	100	173,86	1,72		
CONC. +1 mm M	10	0,017	0,10	0,12	0,05	1,01	2500	245,25	2,44	3,10	1,24
	11	0,016	0,08			1,00	2500	203,50	2,03		
	12	0,025	0,19			1,00	2500	485,25	4,85		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,036	0,34	0,36	0,06	1,00	100	34,12	0,34	0,35	0,06
	14	0,044	0,44			1,00	100	44,06	0,44		
	15	0,032	0,29			1,01	100	28,50	0,28		
CONC. - 0,45mm M	16	0,038	0,36	0,33	0,02	1,01	100	36,11	0,36	0,32	0,02
	17	0,035	0,32			1,01	100	31,73	0,31		
	18	0,033	0,31			1,02	100	30,80	0,30		



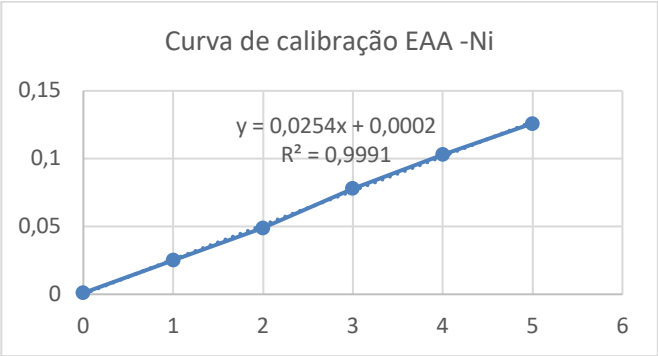
Prata (Ag)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,009	0,29	0,30	0,02	1,01	10	2,86	0,03	0,03	0,00
	2	0,01	0,33			1,00	10	3,26	0,03		
	3	0,009	0,28			1,00	10	2,79	0,03		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,009	0,28	0,29	0,01	1,01	10	2,79	0,03	0,03	0,00
	5	0,009	0,29			1,00	10	2,87	0,03		
	6	0,009	0,30			1,00	10	2,98	0,03		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,008	0,25	0,21	0,03	1,00	10	2,48	0,02	0,02	0,00
	8	0,005	0,17			1,00	10	1,69	0,02		
	9	0,006	0,20			1,01	10	2,04	0,02		
CONC. +1 mm M	10	0,008	0,26	0,21	0,04	1,01	10	2,61	0,03	0,02	0,00
	11	0,006	0,19			1,00	10	1,90	0,02		
	12	0,005	0,17			1,00	10	1,70	0,02		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,005	0,18	0,15	0,02	1,00	10	1,78	0,02	0,02	0,00
	14	0,004	0,15			1,01	10	1,52	0,02		
	15	0,004	0,13			1,00	10	1,30	0,01		
CONC. - 0,45mm M	16	0,138	4,05	4,13	0,13	1,00	1	4,05	0,04	0,04	0,00
	17	0,146	4,31			1,00	1	4,31	0,04		
	18	0,136	4,02			1,01	1	4,02	0,04		



Ferro (Fe)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,041	4,68	4,39	0,24	1,01	1	4,68	0,05	0,04	0,00
	2	0,035	4,10			1,00	1	4,10	0,04		
	3	0,038	4,39			1,00	1	4,39	0,04		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,032	3,75	4,14	0,30	1,01	1	3,75	0,04	0,04	0,00
	5	0,039	4,49			1,00	1	4,49	0,04		
	6	0,036	4,19			1,00	1	4,19	0,04		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,005	0,68	0,63	0,04	1,00	10	6,78	0,07	0,06	0,00
	8	0,004	0,59			1,00	10	5,91	0,06		
	9	0,004	0,63			1,01	10	6,33	0,06		
CONC. +1 mm M	10	0,014	1,79	1,79	0,03	1,01	2500	4477,50	44,52	44,99	0,47
	11	0,014	1,76			1,00	2500	4387,75	43,73		
	12	0,015	1,82			1,00	2500	4552,50	45,46		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,01	1,26	1,27	0,06	1,00	2500	3161,00	31,56	31,62	1,36
	14	0,011	1,34			1,01	2500	3350,00	33,31		
	15	0,01	1,20			1,00	2500	2999,25	29,98		
CONC. - 0,45mm M	16	0,018	2,19	2,22	0,03	1,01	2500	5475,00	54,43	55,35	0,92
	17	0,018	2,21			1,00	2500	5525,00	55,06		
	18	0,019	2,25			1,00	2500	5635,00	56,27		



Cobre (Cu)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,1040	3,04	3,15	0,15	1,01	2500	7590,00	75,48	78,48	3,87
	2	0,1160	3,37			1,00	2500	8425,50	83,95		
	3	0,1050	3,05			1,00	2500	7631,25	76,02		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,0590	1,78	1,80	0,01	1,01	2500	4455,75	44,16	42,34	3,12
	5	0,0600	1,80			1,00	2500	4502,50	44,91		
	6	0,0600	1,80			1,19	2500	4505,00	37,95		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,0540	1,63	1,52	0,13	1,00	2500	4077,25	40,63	37,36	4,02
	8	0,0430	1,34			1,06	2500	3347,75	31,69		
	9	0,0530	1,60			1,01	2500	3996,50	39,75		
CONC. +1 mm M	10	0,0460	1,42	1,50	0,08	1,01	2500	3547,75	35,27	37,46	1,91
	11	0,0530	1,60			1,00	2500	4006,75	39,93		
	12	0,0490	1,49			1,00	2500	3721,75	37,16		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,0550	1,67	1,50	0,20	1,00	2500	4185,75	41,79	37,30	4,89
	14	0,0500	1,59			1,01	2500	3983,25	39,61		
	15	0,0390	1,22			1,00	2500	3051,75	30,51		
CONC. - 0,45mm M	16	0,0430	1,33	1,57	0,17	1,00	2500	3333,25	33,32	39,02	4,06
	17	0,0550	1,65			1,00	2500	4129,25	41,28		
	18	0,0570	1,71			1,01	2500	4280,75	42,47		



Níquel (Ni)											
Fração	Amostra	Sinal (Abs)	Concentração (mg/L)	Concentração média (mg/L)	Desvio Padrão (mg/L)	Peso amostra	Coeficiente de diluição	c * d	c (%)	Concentração média (%)	Desvio Padrão
CONC. +1 mm NM	1	0,034	1,35	2,07	0,62	1,01	10	13,55	0,13	0,21	0,06
	2	0,073	2,87			1,00	10	28,66	0,29		
	3	0,051	1,99			1,00	10	19,92	0,20		
CONC. -1 mm +0,45mm NM	4	0,052	2,04	1,27	0,56	1,01	10	20,40	0,20	0,13	0,05
	5	0,019	0,75			1,00	10	7,52	0,07		
	6	0,026	1,01			1,00	10	10,12	0,10		
CONC. - 0,45mm NM	7	0,037	1,47	1,43	0,03	1,00	10	14,72	0,15	0,14	0,00
	8	0,036	1,42			1,00	10	14,19	0,14		
	9	0,035	1,39			1,01	10	13,93	0,14		
CONC. +1 mm M	10	0,112	4,39	3,72	0,56	1,01	100	438,93	4,36	3,71	0,55
	11	0,077	3,02			1,00	100	301,93	3,01		
	12	0,095	3,75			1,00	100	375,15	3,75		
CONC. -1 mm +0,45mm M	13	0,077	3,03	2,84	0,15	1,00	100	302,95	3,02	2,84	0,14
	14	0,072	2,82			1,01	100	282,18	2,81		
	15	0,068	2,68			1,00	100	267,58	2,67		
CONC. - 0,45mm M	16	0,026	1,04	1,16	0,11	1,00	100	104,24	1,04	1,16	0,11
	17	0,029	1,14			1,00	100	113,82	1,14		
	18	0,033	1,31			1,01	100	131,19	1,30		

ANEXO I – CARACTERIZAÇÃO DAS CATEGORIAS DE IMPACTO – ACV

A seguir, são apresentadas algumas categorias comumente incorporadas em estudos de ACV:

- **Acidificação**: Relaciona-se à liberação de íons hidrogênio (H+) em ecossistemas terrestres e aquáticos. Substâncias como dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NOx) e amônia (NH3) reagem com o vapor de água atmosférico, originando os ácidos sulfúrico (H_2SO_4) e nítrico (HNO_3). A deposição destes ácidos causada pela chuva, névoa, neve e orvalho resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações. O Potencial de Acidificação de cada substância é expresso em quilogramas de SO_2 equivalentes por emissão (kg SO_2 eq/kg emissão).

- **Depleção de Ozônio Estratosférico**: Correlaciona-se com a mitigação dos níveis de ozônio (O_3) na estratosfera causada por emissões compostos como clorofluorcarbonos (CFCs). A criticidade da camada de ozônio ocasiona uma maior incidência da radiação ultravioleta sobre a superfície terrestre, gerando desequilíbrios nos ecossistemas e danos a diversos tipos de materiais. O Potencial de Depleção de Ozônio comumente aceito é proposto pela World Meteorological Organization (WMO) e relaciona as emissões à massa de CFC-11 (kg CFC - 11 eq/kg emissão).

- **Ecotoxicidade**: é relativa à ação prejudicial, algumas vezes irreversível, de substâncias tóxicas ao meio ambiente. Esta categoria pode ser definida tanto 18 para a água como para o solo, utilizando emissões de substâncias químicas ao ar, água e solo. Seu indicador corresponde ao Potencial de Ecotoxicidade de cada emissão em relação à substância referência (por exemplo, o trietilenoglicol – TEG).

- **Eutrofização**: é associada à adição de nutrientes (fertilização) em superfícies aquáticas e terrestres, o que ocasiona aumento na produção de biomassa e consequentes alterações no número de espécies do ecossistema. Na água, a eutrofização conduz à redução da concentração de oxigênio dissolvido. Pode ser considerada como uma categoria de efeito local ou regional, estabelecida pelo Potencial de Eutrofização de cada emissão ao solo, água e ar em relação ao fosfato (kg PO_4 3- eq/kg emissão).

- **Formação Fotoquímica de Ozônio** (Oxidante): faz referência à formação de ozônio na troposfera, provocada por reações de óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis (COVs) sob a influência da luz solar (radiação ultravioleta). O monóxido de carbono (CO) e o metano (CH_4) também podem estar associados à formação de O_3. A presença de oxidantes no ambiente é caracterizada por uma névoa (smog) que causa problemas respiratórios e danos à vegetação. Pode ser representada pelo Potencial de Formação de Oxidante, que estima a quantidade de ozônio formado fotoquimicamente por uma determinada substância, como o etileno (C_2H_4), por exemplo.

- **Mudança Climática** (Aquecimento Global): refere-se ao aumento da temperatura terrestre na baixa atmosfera causado pela presença crescente de gases de efeito estufa como dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4). Estes gases absorvem as radiações emitidas pela superfície da Terra, causando seu aquecimento. A contribuição potencial de uma substância para esta categoria é definida como Potencial de Aquecimento Global, que é expresso em quilogramas de CO_2 equivalente por quilogramas de emissão (kg CO_2 eq/kg emissão). Proposto pelo IPCC, o Potencial de Aquecimento Global considera um horizonte de tempo de 100 anos.

- **Toxicidade Humana**: esta categoria caracteriza a exposição humana a substâncias tóxicas, especialmente através da ingestão e inalação. Valores

referentes a efeitos toxicológicos agudos e crônicos fornecem estimativas do risco toxicológico e impactos associados à massa (em quilogramas) de uma substância emitida ao meio, como o diclorobenzeno ($C_6H_4Cl_2$), por exemplo. Pode ser representada por anos de vida perdidos (YLL) ou ajustados por incapacidade (DALY).

- **Radiação Ionizante**: está relacionada com a emissão de radionuclídeos (átomos com núcleos instáveis) ao ambiente durante atividades como, por exemplo, a extração de rochas de fosfato. Esta radiação pode provocar diversos danos à saúde humana, como cânceres e efeitos hereditários. Esta categoria pode ser expressa em quilogramas de Bequerel equivalente do Carbono-14 emitidos ao ar por quilograma de emissão (kg Bq C-14 eq ar/kg emissão) ou em anos de vida ajustados por incapacidade (DALY).

- **Uso do Solo**: corresponde ao impacto da mudança da cobertura do solo, ocasionado pela transformação de uma área natural para agrícola (por exemplo) e/ou por sua ocupação em um intervalo de tempo (o que impede seu retorno à condição natural). Os efeitos locais e regionais são caracterizados considerando o número de espécies da fauna e da flora na área analisada. Pode ser expressa em metros quadrados de área arável afetada por ano ou pela fração de espécies potencialmente desaparecidas na área por ano.