



Perspectivas do Gerenciamento de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos

Mariana Lúcia Branco Zeitune

Monografia em Engenharia Química

Orientadores:

Prof^ª. Isabelli Dias Bassin, D.Sc.

Prof. Ronei de Almeida, M.Sc.

Dezembro de 2019

PERSPECTIVAS DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS

Mariana Lúcia Branco Zeitune

Monografia em Engenharia Química submetida ao corpo docente da Escola de Química,
como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de bacharel em Engenharia
Química.

Aprovado por:

Marcelo Viana, D.Sc.

Daniel Tinoco, M.Sc.

Orientado por:

Isabelli Dias Bassin, D.Sc.

Ronei de Almeida, M.Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Dezembro de 2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, em especial à minha mãe, por me apoiar e incentivar em todos os desafios enfrentados durante essa longa jornada chamada graduação.

Aos meus professores orientadores que me auxiliaram nesse momento crucial e possibilitaram a conclusão da, até então, mais importante etapa da minha vida.

Aos meus colegas de faculdade, monitores e professores que compartilharam seus conhecimentos, tornando, assim, o processo de aprendizado menos árduo.

Às atividades de extensão da Universidade, Fluxo Consultoria e Alunos Contadores de Histórias, que complementaram a minha formação profissional e me tornaram uma pessoa melhor.

Resumo da Monografia apresentada à Escola de Química como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de bacharel em Engenharia Química

PERSPECTIVAS DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS

Mariana Lúcia Branco Zeitune

Dezembro, 2019

Orientadora: Prof. Isabelli Dias Bassin, D.Sc e Ronei de Almeida M.Sc

Os resíduos eletroeletrônicos estão em crescente geração e devido a sua heterogeneidade, possuem diversos materiais em sua composição que quando destinados inadequadamente, podem causar contaminação do meio ambiente e danos à saúde das pessoas. Além disso, a recuperação de metais presentes nas peças descartadas representa um grande potencial econômico ainda pouco explorado no Brasil. Nesse trabalho, o objetivo principal foi levantar as tecnologias para a destinação de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEEs) e o panorama do seu gerenciamento no Brasil. Como resultado, as tecnologias convencionais de tratamento de REEEs foram apresentadas, assim como suas vantagens e desvantagens. Em seguida, as principais e mais recentes tecnologias em desenvolvimento para a recuperação de metais de placas de circuito impressas foram mapeadas e analisadas. As tecnologias que tiveram um maior número de trabalhos publicados recentemente foram a hidrometalurgia e biometalurgia. Na primeira, destacaram-se trabalhos com o intuito de reduzir a toxicidade dos reagentes utilizados. E na segunda, técnicas com catalisadores e outros componentes foram desenvolvidas para reduzir o longo tempo de biolixiviação e aumentar sua eficiência. Por fim, realizou-se propostas para trabalhos futuros e identificou-se tendências de mercado a partir de todo o levantamento bibliográfico e tecnológico realizado.

Palavras-chave: resíduos eletroeletrônicos, REEEs, pirometalurgia, hidrometalurgia, biometalurgia, placas de circuito impressas.

SUMÁRIO

1	Introdução	1
1.1	Contextualização	1
1.2	Objetivos	3
1.2.1	Objetivo geral	3
1.2.2	Objetivos específicos	3
2	Revisão Bibliográfica	4
2.1	Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs)	4
2.2	Classificação e materiais presentes nos Resíduos Eletroeletrônicos	5
2.3	Quantidade de REEEs gerado	8
2.4	Aspectos socio-ambientais da gestão de REEEs	11
2.4.1	Impactos ambientais da destinação inadequada dos REEEs	11
2.4.2	Impactos à saúde humana da destinação inadequada dos REEEs	12
2.4.3	Impactos sociais da gestão dos REEEs.....	15
2.5	Legislação Ambiental para REEEs	17
2.5.1	Legislação Brasileira	17
2.5.2	Legislação em Outros Países	22
2.6	Logística reversa de REEEs e sua implementação no Brasil	23
2.6.1	Aspectos gerais e economia circular.....	23
2.6.2	Pontos de coleta de equipamentos eletroeletrônicos	24
2.6.3	Adesão e conscientização da população na implementação da logística reversa	26
2.6.4	Participação das empresas de equipamentos eletroeletrônicos.....	27
2.7	Gerenciamento dos REEEs	28
3	Principais destinações convencionais para REEE	31
3.1	Pré-tratamento ou desmontagem	31
3.1.1	Desmantelamento	31
3.2	Beneficiamento.....	32

3.2.1	Moagem	33
3.2.2	Separação granulométrica.....	35
3.2.3	Separação magnética	35
3.2.4	Separação eletrostática.....	36
3.2.5	Processamento pirometalúrgico.....	38
3.2.6	Processamento hidrometalúrgico.....	38
3.2.7	Lixiviação	39
3.2.8	Processamento biohidrometalúrgico.....	42
3.3	Refino	45
3.3.1	Extração por solvente	45
3.3.2	Precipitação ou cementação.....	48
3.3.3	Processo eletrometalúrgico	50
3.4	Processos adotados nas recicladoras	50
4	Tecnologias em desenvolvimento para a recuperação de metais de REEE.....	53
4.1	Tendências Tecnológicas no Pré-tratamento.....	53
4.2	Alternativas para a Pirometalurgia	55
4.3	Tendências Tecnológicas na Hidrometalurgia	55
4.4	Tendências Tecnológicas na Biohidrometalurgia	58
4.5	Tendências Tecnológicas no Refino.....	61
5	Considerações finais	62
6	Referências Bibliográficas	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ciclo de vida conceitual dos Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE).	4
Figura 2: Classificação de Equipamentos Eletroeletrônicos.	5
Figura 3: Classificação de Baldé <i>et al.</i> para Equipamentos Eletroeletrônicos.	6
Figura 4: Materiais básicos utilizados na manufatura de equipamentos elétricos e eletrônicos.....	7
Figura 5: Mapa de distribuição da população no Estado do Rio de Janeiro.....	9
Figura 6: Posição dos catadores na coleta de resíduos recicláveis pós-consumo.....	16
Figura 7: Abrangência legislativa à nível estadual em 2012.	19
Figura 8: Fluxo de Operação Posto na Consulta Pública do Acordo Setorial de Produtos Eletroeletrônicos e seus componentes.	21
Figura 9: Número de municípios brasileiros que exercem controle sobre o manejo de resíduos especiais por tipo de resíduo.	24
Figura 10: Distribuição geográfica dos PEVs no estado do Rio de Janeiro.....	25
Figura 11: Processos de reciclagem por material triado.....	32
Figura 12: Fluxograma de etapas empregadas na recuperação de metais de REEES.....	33
Figura 13: Fluxo de separação de placas de circuito impressas.	37
Figura 14: Diagrama de Pourbaix simplificado para metais.	40
Figura 15: Diagrama de Pourbaix para o ouro a 25°C.....	40
Figura 16: Efeito do pH de acordo com o número de oxidação do metal.	47
Figura 17: Seletividade de extração de metais com o pH.....	47
Figura 18: Solubilidade dos metais em função do pH.....	49
Figura 19: Fluxograma do Processo de uma Recicladora de REEES de São Paulo.....	51
Figura 20: Fluxograma do Processo de uma Recicladora de REEES da Suíça.	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Categorias dos Equipamentos Eletroeletrônicos.	6
Tabela 2: Quantidade média de EEE no mercado e REEEs gerados.	8
Tabela 3: Aspectos relacionados à exposição à REEEs.	12
Tabela 4: Efeitos adversos à saúde humana de REEEs.	14
Tabela 5: Principais legislações brasileiras sobre resíduos sólidos.	18
Tabela 6: Processo de lixiviação para a recuperação de metais em PCIs.	41
Tabela 7: Parâmetros de processo para a biolixiviação de PCIs.	44
Tabela 8: Comparação das novas tecnologias para o desmantelamento.	54
Tabela 9: Comparação entre vários métodos de lixiviação para a recuperação de metais em PCI.	58
Tabela 10: Estudos recentes de biolixiviação.	59
Tabela 11: Estimativas dos custos e receitas para o processamento de PCIs.	61
Tabela 12: Comparação do processamento de PCIs.	63

LISTA DE ABREVISATURAS E SIGLAS

2D: Duas dimensões

ABINEE: Associação Brasileira de Equipamentos Eletroeletrônicos

ABRADISTI: Associação Brasileira dos Distribuidores de Produtos e Serviços de Tecnologia da Informação

ABREE: Associação Brasileira de Reciclagem de Produtos Eletroeletrônicos e Eletrodomésticos

Ag: Prata

Al: Alumínio

ASSESPRO: Federação das Associações das Empresas Brasileiras de Tecnologia da Informação

Au: Ouro

Ba: Bário

Be: Berílio

Cd: Cádmio

CETEM: Centro de Tecnologia Mineral

CNC: Confederação Nacional do Comércio de Bens, Serviços e Turismo

Co: Cobalto

CO₂: Dióxido de carbono

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr: Cromo

Cu²⁺: Cátion de cobre II

EAI: Índice de Vantagem Econômica

EDDS: Ácido etilenodiamina-N,N'-di-succínico

EDTA: Ácido etilenodiamino tetra-acético

EEEs: Equipamentos Eletroeletrônicos

EGI: Índice de Ganho Econômico

ELETROS: Associação Nacional dos Fabricantes de Produtos Eletroeletrônicos

Fe²⁺: Cátion de ferro II

GLDA: Ácido N,N-dicarboximetil glutâmico

H⁺: Íon hídrón ou cátion hidrogênio

Hg: Mercúrio

IDC: *International Data Corporation*

IDSA: Ácido imino di-succínico

Li: Lítio

LR: Logística Reversa

M: concentração mol/L

MIF: Fator de Intensidade Mássico

MMA: Ministério do Meio Ambiente

Ni: Níquel

OPR: Oxidation Reduction Potencial

PAHs: Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

Pb: Chumbo

PBBs: Bifenilas polibromados

PBDEs: Difenil éteres policromados

PCBs: Bifenilas policlorados

PCDDs: Dibenzodioxinas policloradas

PCDFs: Dibenzonofuranos

PCIs: Placas de Circuito Impressas

PDCA: *Plan, Do, Check e Act*

PEI: Polietilenoimina

PEVs: Pontos de Entrega Voluntária

pH: Potencial Hidrogeniônico

PIB: Produto Interno Bruto

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

PSO: Otimização por Enxames de Partículas

REEEs: Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos

ROI: Retorno do Investimento

SINAEES-SP: Sindicato da Indústria de Aparelhos Elétricos, Eletrônicos e Similares do Estado de São Paulo

SMA: Secretaria do Meio Ambiente

Sn: Estanho

STEP: *Solving the e-waste Problem*

TI: Tecnologia da Informação

WIPO: Organização Mundial da Propriedade Intelectual

Zn: Zinco

1 Introdução

1.1 Contextualização

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEEs) são os equipamentos eletroeletrônicos em desuso descartados (ABNT, 2013) que possuem diversas classificações (XAVIER, 2017; EU, 2012; BALDÉ *et al.*, 2015) e englobam diversos tipos de equipamentos, como refrigeradores, computadores e televisões (BALDÉ *et al.*, 2015). Por ser um resíduo com uma grande diversidade de equipamentos, os materiais presentes em suas composições são inúmeros, se destacando os metais, vidro e plástico (PINHEIRO *et al.*, 2009).

Devido ao grande estímulo ao consumo, a geração de REEEs é crescente (XAVIER *et al.*, 2018). Somente no ano de 2016, foram gerados 44,7 milhões de toneladas, com previsão de atingir 50 milhões de toneladas em 2019 (BALDÉ *et al.*, 2017). Todo esse volume representa uma grande ameaça ao ambiente e à saúde das pessoas quando destinados inadequadamente, uma vez que esses resíduos possuem, dentre outros compostos, metais pesados (SAOJI, 2012). Essas substâncias podem causar efeitos adversos aos humanos como danos no sistema nervoso central e câncer (GUPTA, 2014).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos classifica os REEEs como resíduos especiais e define a responsabilidade compartilhada de fabricantes, comerciantes e consumidor para a sua correta destinação (BRASIL, 2010). Na qual cada um desses agentes possui uma função distinta e relevante para o atingimento da destinação adequada (MOI *et al.*, 2012). Além disso, introduz como obrigatória a logística reversa desses resíduos (BRASIL, 2010), que consiste no transporte do produto do consumidor final ao fabricante (FLEISCHMANN *et al.*, 1997).

Além dos aspectos socioambientais e regulatórios, os REEEs possuem um grande potencial econômico. Estima-se que o valor da matéria-prima utilizada na fabricação desses equipamentos, somente dos resíduos gerados em 2016, seria cerca de 55 bilhões de euros (BALDÉ *et al.*, 2017). No entanto, esse potencial não é totalmente aproveitado no Brasil, uma vez que não há indícios do processamento para a recuperação de metais nas recicladoras locais. Isso se deve, principalmente, devido à falta de tecnologia e investimentos (NETO *et al.*, 2017).

Neste contexto, foi realizado um levantamento das tecnologias convencionais de tratamento de REEES que foram divididas em três grupos: pré-tratamento, beneficiamento e refino. No primeiro grupo, realiza-se a triagem dos equipamentos e seu desmantelamento. No segundo, ocorre a moagem, separação granulométrica, magnética e eletrostática, processamento pirometalúrgico, hidrometalúrgico e biometalúrgico. E no último, estão a extração por solventes, precipitação, cementação e processo eletrometalúrgico (MORAES *et al.*, 2014). Além disso, foi apresentado o panorama do gerenciamento de REEES no Brasil, assim como identificada as tendências de mercado.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo geral, realizar o levantamento de tecnologias para a destinação de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos, identificar tendências no mercado e apresentar o panorama geral do gerenciamento desses resíduos no Brasil.

1.2.2 Objetivos específicos

- Apresentar os impactos socioambientais ocasionados pelo descarte inadequado de resíduos eletroeletrônicos;
- Identificar fatores que influenciam nos custos de destinação de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEEs);
- Determinar vantagens e desvantagens nos processos atuais de destinação dos REEEs;
- Apresentar novas tecnologias para a destinação dos REEEs;
- Identificar oportunidades de mercado subaproveitadas.

2 Revisão Bibliográfica

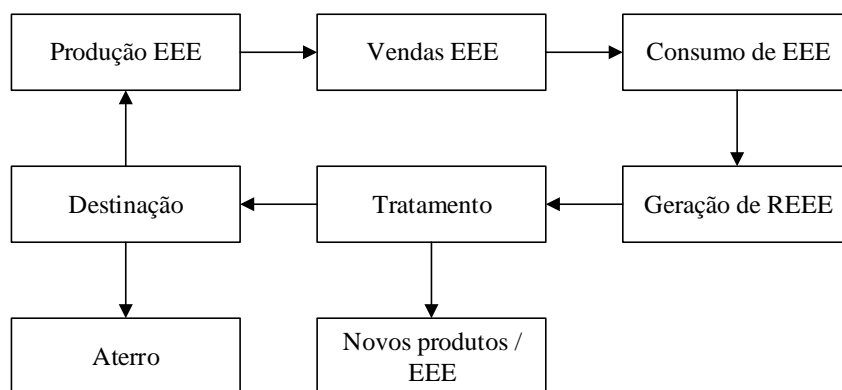
2.1 Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs)

Segundo a ABNT NBR 16156:2013, resíduos eletroeletrônicos são equipamentos eletroeletrônicos cujo tempo de vida útil se esgotou ou o uso foi descontinuado. Ainda de acordo com essa norma, são considerados equipamentos eletroeletrônicos aqueles cujo funcionamento adequado depende de correntes elétricas ou campos eletromagnéticos, assim como aqueles que geram, transmitem, transformam e medem essas correntes e campos, independente do seu tipo de uso: doméstico, industrial, comercial ou de serviços. Alguns exemplos desses equipamentos são: eletrodomésticos e equipamentos de informática e telecomunicações (ABNT, 2013).

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), resíduos provenientes de produtos eletroeletrônicos e seus componentes são caracterizados como resíduos sólidos. Esses resíduos são descritos nessa lei como materiais descartados por consequência das atividades humanas e cuja destinação final se encontra no estado sólido ou semissólido, assim como os gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviáveis o seu descarte em redes de esgoto ou corpos d'água (BRASIL, 2010).

O ciclo de vida dos equipamentos eletroeletrônicos apresenta fases sucessivas em um ciclo fechado, como pode ser verificado na Figura 1, na qual a destinação de materiais residuais e novos equipamentos são encaminhados para outros ciclos produtivos. Esses novos ciclos podem ser a disposição em aterros para materiais residuais e criação de produtos reconicionados para geração de novos equipamentos (XAVIER *et al.*, 2014).

Figura 1: Ciclo de vida conceitual dos Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE).



Fonte: XAVIER *et al.* (2014).

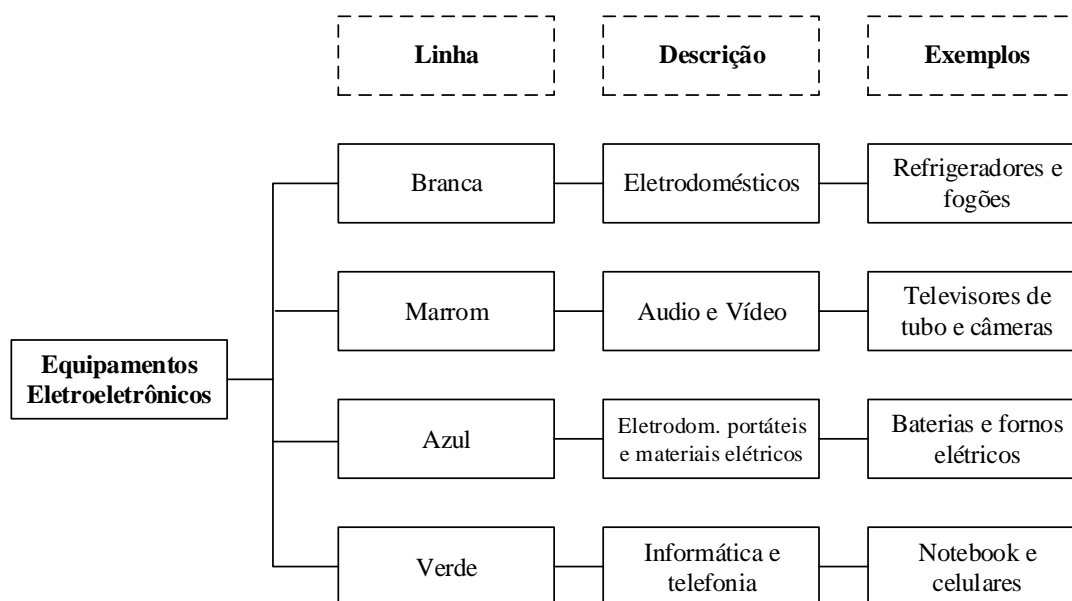
É notório que a duração desse ciclo está diretamente relacionada com o tempo de vida útil dos produtos que está cada vez mais curto devido às rápidas evoluções tecnológicas e incentivos ao consumo. (XAVIER *et al.*, 2014)

2.2 Classificação e materiais presentes nos Resíduos Eletroeletrônicos

Os REEEs podem ser classificados de diversas formas, de acordo com a referência adotada. A seguir serão descritas as principais classificações empregadas por órgãos nacionais e internacionais.

Pode-se classificar os equipamentos eletroeletrônicos em linha branca, marrom, azul e verde, de acordo com a Associação Brasileira de Equipamentos Eletroeletrônicos (ABINEE), conforme ilustrado no diagrama da Figura 2 (XAVIER, 2017).

Figura 2: Classificação de Equipamentos Eletroeletrônicos.



Fonte: Adaptado de Xavier (2017).

Também é possível categorizar esses equipamentos conforme a Diretiva número 19 de 2012 da União Europeia (EU, 2012). Na Tabela 1 estão dispostos alguns exemplos de equipamentos eletroeletrônicos de acordo com as classificações adotadas pela União Europeia.

Tabela 1: Categorias dos Equipamentos Eletroeletrônicos.

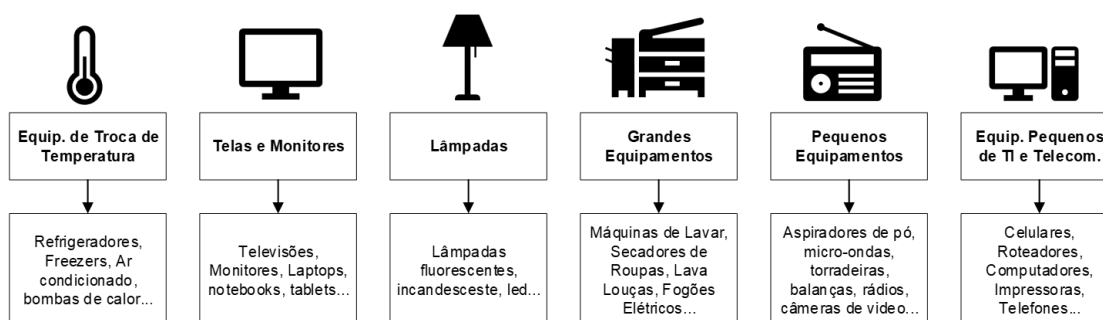
Categoria	Exemplos de Equipamentos
1 Grandes Eletrodomésticos	Grandes aparelhos de arrefecimento, frigoríficos, máquinas de lavar louça, fogões, microondas, aparelhos de aquecimento elétricos e ar condicionado.
2 Pequenos Eletrodomésticos	Aspiradores, torradeiras, fritadeiras, máquinas de café, facas elétricas, secadores de cabelo e balanças.
3 Equipamentos informáticos e de telecomunicações	Microcomputadores, unidades de impressão, computadores pessoais, notebooks, calculadoras, telefones e celulares.
4 Equipamentos de consumo e painéis fotovoltaicos	Aparelhos de rádio, televisão, câmeras de vídeo, gravadores de vídeo, instrumentos musicais e painéis fotovoltaicos.
5 Equipamentos de iluminação	Aparelhos de iluminação para lâmpadas fluorescentes (exceto os domésticos), lâmpadas fluorescentes, lâmpadas de haletos metálicos e lâmpadas de sódio.
6 Ferramentas elétricas e eletrônicas ¹	Serras, máquinas de costura, equipamentos para tornear, cortar e brocar, ferramentas para solda e equipamentos para pulverizar substâncias líquidas e gases.
7 Brinquedos e equipamentos de esporte e lazer	Jogos de vídeo portáteis, computadores para ciclismo, mergulho e corrida, equipamentos esportivos com componentes elétricos ou eletrônicos e caça-níqueis.
8 Aparelhos médicos ²	Equipamentos de radioterapia, cardiologia, diálise, medicina nuclear e de laboratórios, ventiladores pulmonares e congeladores.
9 Instrumentos de monitoramento e controle	Detectores de fumo, reguladores de aquecimento, termóstatos, equipamentos de medição, pesagem ou regulação domésticos ou laboratoriais.
10 Distribuidores automáticos	Distribuidores automáticos de bebidas quentes, de garrafas ou latas quentes ou frias e de dinheiro (caixas eletrônicos).

Legenda: ¹ exceto ferramentas industriais fixas de grandes dimensões
² exceto produtos implantados e infetados

Fonte: Adaptado de União Europeia (2012).

Ainda é possível classificar os equipamentos eletroeletrônicos segundo Baldé e colaboradores (2015) em equipamentos de troca de temperatura, telas e monitores, lâmpadas, grandes equipamentos, pequenos equipamentos, equipamentos pequenos de Tecnologia de Informação (TI) e telecomunicações (BALDÉ *et al.*, 2015), conforme ilustrado no esquema da Figura 3.

Figura 3: Classificação de Baldé *et al.* para Equipamentos Eletroeletrônicos.

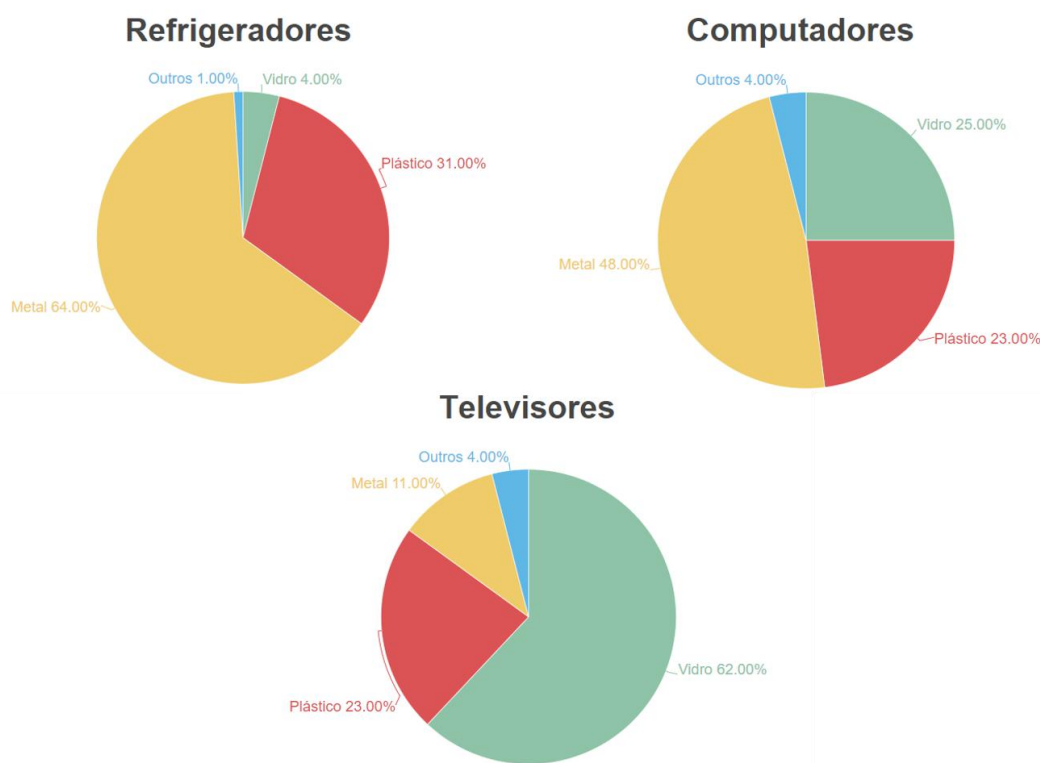


Fonte: Adaptado Baldé *et al.* (2015).

Em relação à composição, os REEEs, por apresentarem uma definição muito abrangente, podem conter variados materiais, tais como: vidro, madeira, plástico, cerâmica, borracha, aço, ferro, metais ferrosos e não ferrosos. Estima-se que cerca de 50% de todo eletrônico é composto de aço, 21% de plástico e 13% de metais não-ferrosos, como alumínio e cobre, e preciosos como prata, ouro e platina (ALGHAZO *et al.*, 2016).

Na figura 4 pode-se observar a distribuição de materiais em refrigeradores, computadores e televisores. Nota-se que o metal é o material em maior quantidade em computadores e refrigeradores. Já para os televisores, a quantidade de vidro em sua composição é majoritária (PINHEIRO *et al.*, 2009).

Figura 4: Materiais básicos utilizados na manufatura de equipamentos elétricos e eletrônicos.



Fonte: Adaptado de Pinheiro *et al.* (2009).

De uma maneira geral, esses resíduos podem também ser classificados em função da periculosidade como perigosos (classe I) conforme a ABNT NBR 10.004 de 2004, devido à sua toxicidade, já que possuem metais pesados como mercúrio e chumbo em sua composição (CARVALHO *et al.*, 2011).

Devido a ampla gama de variedade de equipamentos que são caracterizados como REEEs, estes podem conter mais de mil substâncias tóxicas como chumbo, mercúrio,

éteres difenílicos bromados e cromo hexavalente, dentre as quais os metais pesados são os mais relevantes. Além disso, outros compostos podem ser emitidos a partir dos REEEs, os quais podem ser divididos em três grandes grupos: constituintes originais dos equipamentos, compostos adicionados no processo de recuperação e substâncias formadas durante os processos de reciclagem (LUNDGREN, 2012).

2.3 Quantidade de REEEs gerado

Dentre todas as classificações citadas, os equipamentos da linha verde se destacam, pois, apenas os computadores, apresentaram um volume de vendas, no Brasil, de aproximadamente 5,5 milhões de unidades em 2018 segundo a IDC Brasil. Já a indústria de telecomunicações conseguiu superar esse volume: cerca de 44,4 milhões de *smartphones* foram vendidos nesse mesmo ano (IDC, 2019).

Ao analisar o volume de vendas de toda uma categoria, os números são ainda mais impressionantes: o volume de vendas de equipamentos portáteis no ano de 2017, como batedeiras, ferro de passar e aspirador de pó, foi de 66,9 milhões de unidades, seguidos dos equipamentos da linha branca com 14 milhões de unidades (ELETROS, 2018).

Esse elevado volume de vendas está diretamente relacionado à alta taxa de substituição dos equipamentos e consequente geração de resíduos. Na Tabela 2 é possível verificar a relação entre a quantidade de produtos eletrônicos no mercado e a geração de resíduos eletrônicos: em 2014 foram gerados 41,8 milhões de toneladas de resíduos o que representa quase 74% dos equipamentos eletroeletrônicos disponíveis no mercado em 2012 (XAVIER *et al.*, 2018).

Tabela 2: Quantidade média de EEE no mercado e REEEs gerados.

País	EEE no mercado em 2012		REEEs gerados em 2014	
	Produção Total (milhões de toneladas)	Per capita (kg/pessoa)	Produção Total (milhões de toneladas)	Per capita (kg/pessoa)
Mundo	56,5 (100%)	8,2	41,8 (100%)	5,9
EUA	7,4 (13%)	23,5	7,0 (17%)	22,1
China	12,4 (22%)	9,2	6,0 (14%)	4
Índia	3,0 (5%)	2,5	1,6 (4%)	1,3
América do Sul	3,7 (7%)	9,8	6,6 (16%)	2,7

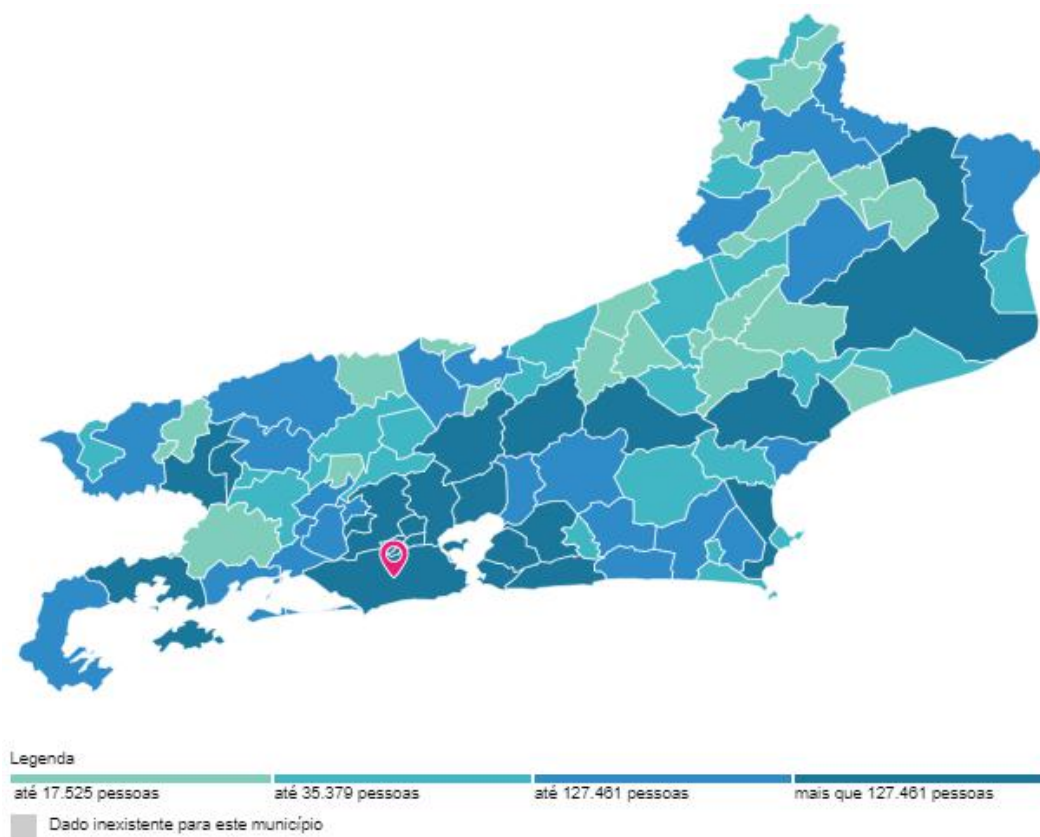
Fonte: Adaptado de Xavier *et al.* (2018).

Em 2016 foram gerados cerca de 44,7 milhões de toneladas de resíduos eletrônicos no mundo e, somente no Brasil foram 1,5 milhões de toneladas, se destacando como o maior produtor na América Latina. Estima-se que em 2019 a produção mundial seja próxima à 50 milhões de toneladas. Já para o ano de 2021, espera-se que a quantidade de REEEs atinja 52,2 milhões de toneladas (BALDÉ *et al.*, 2017).

No entanto, é válido ressaltar que os valores projetados de volume de geração podem ser ainda maiores. Um estudo de 2009 previa a produção acumulada de REEEs no Brasil entre 2001 a 2020 de 22,4 milhões de toneladas (PINHEIRO *et al.*, 2009), contudo foi gerado quase o dobro desse valor apenas no ano de 2016 (BALDÉ *et al.*, 2017).

É válido salientar que a geração de resíduo está distribuída no território conforme a densidade populacional, uma vez que representa o maior consumo de aparelhos eletroeletrônicos. Assim, áreas com maiores taxas de geração de resíduo estão localizadas naquelas com maior densidade demográfica. No mapa do Rio de Janeiro abaixo, as áreas em azul escuro indicam as regiões com maiores densidades demográficas, logo, maior geração de resíduo e se concentra na região metropolitana carioca. (XAVIER, 2018)

Figura 5: Mapa de distribuição da população no Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: IBGE (2010).

Existem estudos que criaram modelos para correlacionar a magnitude da população com a geração de resíduos (ALGHAZO *et al.*, 2019). Além da densidade demográfica, outro fator que está relacionado à produção de REEEs é o desenvolvimento econômico do país: quanto maior é a renda, maior é a produção de resíduos per capita (HOORNWEG *et al.*, 2012). Pesquisas atestaram a correlação do Produto Interno Bruto (PIB) de países da América Latina com a produção de resíduos eletrônicos e concluíram que essa relação é praticamente linear (XAVIER *et al.*, 2018).

Outro fator relevante na geração de REEEs é o tempo médio de vida dos equipamentos como televisões, máquinas de lavar e aparelhos de som. Já para aparelhos como computadores e celulares, esse fator não é muito preciso para a estimativa de geração de resíduos, pois há uma grande variação. Para esses aparelhos, o método que se mostrou mais adequado foi a correlação com o volume de vendas, como citado anteriormente (ARAÚJO *et al.*, 2012).

A diminuição do ciclo de vida dos equipamentos e consequente aumento na geração de resíduos pode ser atribuído às constantes inovações tecnológicas que incentivam a troca dos EEEs por modelos mais modernos (BARROSO *et al.*, 2005) e à obsolescência programada (BACH *et al.*, 2015). Esse último termo foi cunhado pela primeira vez no final da grande crise de 1929 por Bernard London e consiste na pré-definição de um tempo de vida útil dos equipamentos para estimular o consumo (LONDON, 1932). Já o incentivo à substituição dos aparelhos ainda em boas condições por modelos com a tecnologia mais recente ou *design* mais atraente é chamado de obsolescência induzida (XAVIER, 2014).

Todo esse volume de resíduos não representa apenas uma ameaça ao meio ambiente, mas também um potencial econômico subaproveitado. Calcula-se que o valor total de matéria-prima presente nos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEEs) gerados somente em 2016 seria por volta de 55 bilhões de euros (BALDÉ *et al.*, 2017). Esse valor é maior do que o faturamento de toda a indústria de EEEs no Brasil no ano 2018 que somou 40 bilhões de dólares (ABINEE, 2019).

Segundo um estudo realizado pelo Bradesco em 2013, 47,3% dos custos da produção de eletrodomésticos é relativo à matéria-prima. Isso impacta diretamente o preço dos produtos comercializados e, conseqüentemente, no lucro das indústrias. Pode-se entender esse impacto ao analisar a estrutura de custos do fogão: 18% do preço final

do produto comercializado é somente para a matéria-prima. Além disso, 70% da matéria prima utilizada na fabricação de EEEs no polo industrial de Manaus é importada, evidenciando ainda mais a importância desse fator na estrutura de custos desse segmento industrial (BRADESCO, 2017).

2.4 Aspectos socio-ambientais da gestão de REEEs

2.4.1 Impactos ambientais da destinação inadequada dos REEEs

É possível classificar os impactos ambientais de acordo com o meio que é impactado pela poluição: solo, água ou ar. A contaminação da água ocorre devido à destinação inadequada de equipamentos, principalmente os que contêm metais como chumbo, bário e mercúrio. Esses elementos podem ser drenados com as águas das chuvas para lençóis freáticos, pequenos lagos e rios, prejudicando, também, toda a fauna e flora que dependem dessas águas, inclusive os humanos. Já o ar pode ser poluído pela queima dos REEEs, como por exemplo, para a recuperação de cobre, e geração de fumaça tóxica que, além de hidrocarbonetos, pode conter metais pesados e outras substâncias tóxicas. E, por fim, a contaminação de solos pode ocorrer pela deposição direta de resíduos eletroeletrônicos de forma inadequada. As substâncias tóxicas que penetram o solo podem ser absorvidas pelas plantas e reduzir a produtividade dos solos (PLANT *et al.*, 2018). Além disso, o solo também pode ser contaminado por irrigação com água contaminada, o que prejudica plantações, colocando em risco a saúde de pessoas e animais (MOLETSANE *et al.*, 2018).

Estudos de genotoxicidade foram realizados em raízes com amostras de solos de diversos locais nas Filipinas onde eram estocados resíduos eletroeletrônicos apontaram efeitos prejudiciais à flora. Foram obtidos diferentes resultados entre as amostras, indicando a ocorrência de efeitos diversos para um mesmo tempo de exposição devido à heterogeneidade desse tipo de resíduo. Após a exposição, as raízes tiveram seu crescimento inibido, aumento no surgimento de aberrações cromossômicas, como fragmentos e cromossomos vagantes, dentre outros efeitos. Além disso, análises espectroscópicas das amostras de solo detectaram a presença de cádmio, cobre, chumbo, níquel e zinco em concentrações acima recomendadas pela Organização Mundial de Saúde (ALAM *et al.*, 2019).

2.4.2 Impactos à saúde humana da destinação inadequada dos REEEs

A exposição dos seres vivos aos componentes tóxicos que esses resíduos podem conter ocorre por diversas vias conforme listado na Tabela 3. Nota-se que é possível haver contaminação pelo contato com a pele, inalação de gases resultantes de processos inadequados de combustão desses resíduos ou até mesmo ingestão desses resíduos (PERKINS *et al.*, 2014).

Tabela 3: Aspectos relacionados à exposição à REEEs.

Poluente orgânico persistente	Componente do equipamento eletroeletrônico	Fonte da exposição	Forma de exposição
Retardantes de chamas bromados: Difenil éteres polibromados (PBDEs) Bifenilas polibromados (PBBs)	Retardantes de chamas para equipamentos eletroeletrônicos	Ar, poeira, alimento, água e solo	Ingestão, inalação e transplacentário
Bifenilas policlorados (PCBs)	Fluidos dielétricos, lubrificantes e refrigerantes em geradores, capacitores e transformadores, lâmpadas fluorescentes, ventiladores de teto, lava louças e motores elétricos	Ar, poeira, solo e alimento (bioacumula em peixes e frutos do mar)	Ingestão, inalação, contato com a pele e transplacentário
Dioxinas			
Dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) e Dibenzofuranos (PCDFs)	Liberadas na combustão	Ar, poeira, solo, alimento, água e vapor	Ingestão, inalação, contato com a pele e transplacentário
Dioxinas como difenis policromados	Liberadas na combustão, mas também encontrada em fluidos dielétricos, lubrificantes e refrigeradores em geradores, capacitores e transformadores, lâmpadas fluorescentes, ventiladores de teto, lava louças e motores elétricos	Ar, poeira, solo e alimento (bioacumula em peixes e furtos do mar)	Ingestão, inalação e contato com a pele
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs)	Liberadas na combustão	Ar, poeira, solo e alimento	Ingestão, inalação e contato com a pele
Elementos			
Chumbo (Pb)	Placas de circuito impressas, tubos de raios catódicos (CRTs), lâmpadas, televisores, soldas e baterias	Ar, poeira, água e solo	Inalação, ingestão e contato com a pele
Cromo (Cr) e Cromo Hexavalente	Coberturas anticorrosivas, fitas de dados e disquetes	Ar, poeira, água e solo	Inalação e ingestão

Continua

Conclusão

Poluente orgânico persistente	Componente do equipamento eletroeletrônico	Fonte da exposição	Forma de exposição
Cádmio (Cd)	Interruptores, springs, conectores, placas de circuitos impressas, baterias, detectores de infravermelho, chips semi-condutores, cartuchos para impressoras, tubos de raios catódicos e celulares	Ar, poeira, água, solo e alimento (especialmente arroz e vegetais)	Inalação e ingestão
Mercúrio (Hg)	Termostatos, sensores, monitores, células, placas de circuito impressas, lâmpadas fluorescentes de catodo frias e telas de cristal líquido (LCD)	Ar, vapor, água, solo e alimento (bioacumula em peixes)	Inalação, ingestão e contato com a pele
Zinco (Zn)	Tubos de raios catódicos e revestimentos metálicos	Ar, água e solo	Ingestão e inalação
Níquel (Ni)	Baterias	Ar, solo, água e alimento (plantas)	Inalação, ingestão, contato com a pele e transplacentário
Lítio (Li)	Baterias	Ar, solo, água e alimento (plantas)	Inalação, ingestão e contato com a pele
Bário (Ba)	Tubos de raios catódicos e lâmpadas fluorescentes	Ar, solo, água e alimento	Inalação, ingestão e contato com a pele
Berílio (Be)	Caixas de fonte de alimentação, computadores, máquinas de raios X, componentes cerâmicos de eletroeletrônicos	Ar, alimento e água	Inalação, ingestão e transplacentário

Fonte: Adaptado de Perkins (2014).

Os compostos chamados de PBDE (Difenil éteres polibromados), conforme citado na tabela 3, são amplamente utilizados como retardantes de chamas em equipamentos. Possuem efeitos adversos à saúde, tais quais desregulação do hormônio da tireoide e neurotoxicidade, além de ser prejudicial no desenvolvimento dos animais em geral.

No estudo de Ghimire *et al.* (2019), foi avaliado a contaminação do ar em locais de tratamento de REEEs: a concentração dessa substância no ar nessas regiões foi maior do que a concentração em locais de reciclagem de resíduo convencional, sendo quase o dobro do valor (GHIMIRE *et al.*, 2019). Han *et al.* (2009) concluíram que no inverno, essas regiões podem alcançar quase sete vezes a concentração atmosférica de áreas urbanas na China.

Outros elementos significantes na toxicidade de REEEs são os metais pesados, conforme apresentado na Tabela 3, pois configuram um risco de contaminação do ambiente quando destinados inadequadamente. Descartes em aterros e queima desses resíduos em incineradores podem causar contaminação do ar, solos e água. Estudos

relacionam danos no sistema nervoso, rins, ossos, sistemas reprodutivos e endócrinos à longa exposição de humanos a essas substâncias (SAOJI, 2012).

Estudos realizados em plantas de reciclagem de REEEs na Tailândia correlacionaram as concentrações de chumbo e cádmio no solo com os níveis desses metais no sangue de seus trabalhadores. Foram encontradas elevadas concentrações no sangue desses indivíduos consideradas prejudiciais para a saúde (KIDDEE *et al.*, 2018).

Na Tabela 4, encontram-se os principais elementos presentes nos resíduos eletroeletrônicos e seus principais efeitos adversos na saúde. Esses efeitos são ainda mais preocupantes para os colaboradores que trabalham diretamente com esses resíduos (GUPTA, 2012).

Tabela 4: Efeitos adversos à saúde humana de REEEs.

Fonte do REEE	Componente	Efeitos na saúde
Solda em placa de circuito impressa, painéis de vidro e juntas em monitores de computador	Chumbo	Danos ao sistema nervoso central e periférico, sistema sanguíneo e rins. Afeta o desenvolvimento do cérebro das crianças
Resistores de <i>chip</i> e semi-condutores	Cádmio	Acumula nos rins e fígado, causa danos neurais, efeitos irreversíveis teratogênicos e tóxicos na saúde humana
Relés e interruptores, placas de circuito impresso	Mercúrio	Danos crônicos no cérebro, distúrbios respiratórios e na pele devido à bioacumulação no peixe
Carcaça de plástico de eletrônicos	Chama bromada	Distúrbio nas funções endócrinas
Proteção contra corrosão de chapas de aço não tratadas e galvanizadas, decoradas ou endurecidas para carcaça de aço	Cromo hexavalente	Bronquite asmática e dano ao DNA
Cabeamento e carcaça de computador	Plásticos incluindo PVC	A queima gera dioxinas. Dioxinas causam: problemas no desenvolvimento do sistema reprodutivo, danos no sistema imunológico e interfere na regulação de hormônios
Painel frontal de tubos de raios catódicos	Bário	Exposição à curto prazo: fraqueza muscular, danos ao coração, fígado e baço
Placa-mãe	Berílio	Câncer de pulmão. A inalação da fumaça e poeira causa doenças crônicas de berílio

Fonte: GUPTA (2014).

2.4.3 Impactos sociais da gestão dos REEEs

Além da relevância ambiental e econômica, a gestão dos resíduos eletroeletrônicos está intimamente relacionada ao aspecto social, uma vez que a coleta de resíduos é a principal fonte de renda de cerca de 600.000 habitantes no Brasil (IPEA, 2013). Muitas vezes, essas pessoas estão submetidas a condições inseguras, pois manipulam materiais potencialmente perigosos, como apresentado no item anterior, sem a devida proteção (CARVALHO *et al.*, 2014).

No contexto regulatório, a PNRS (Política Nacional de Resíduos Sólidos) desempenha um importante papel, pois define a responsabilidade compartilhada no ciclo de vida dos equipamentos eletroeletrônicos, logística reversa e tornou prioritária a participação de cooperativas ou formas de associação de catadores de materiais (GHISOLFI *et al.*, 2017). Nessa lei, as principais mudanças na perspectiva dos catadores foram o incentivo à redução de risco à saúde dessas pessoas; a institucionalização da contratação de cooperativas pelos municípios; e a garantia de treinamento e capacitação adequada para os recicladores (SYLMARA *et al.*, 2013).

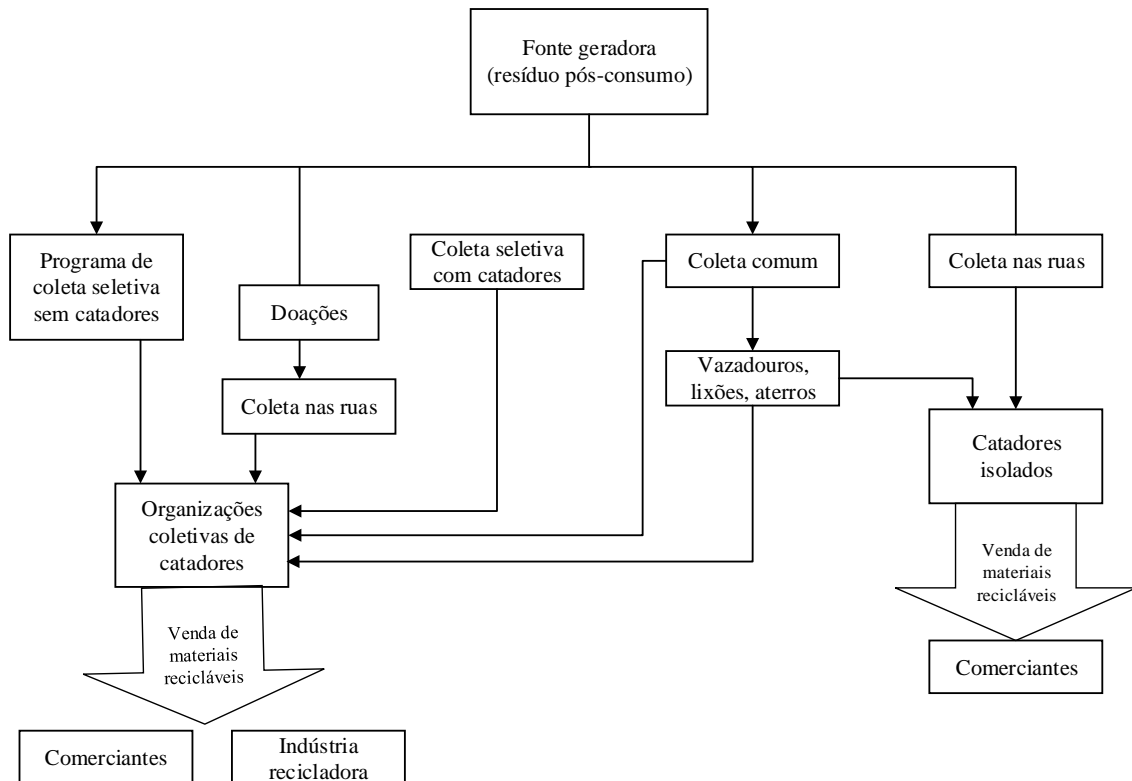
Outros avanços em prol dos catadores, na esfera federal, foram a remoção da obrigatoriedade de licenciamento para a contratação de cooperativas pelas instituições, em 2006, a criação da Constituição do Comitê Internacional de Inclusão dos Catadores de Materiais Recicláveis (CIISC), em 2003, e da sua secretaria executiva, em 2007 (GHISOLFI *et al.*, 2017). Além disso, a arquitetura de uma política de pagamento por serviços ambientais urbanos (PSAU) foi avaliada pelo IPEA (IPEA 2010) visando uma previsão de remuneração adequada aos catadores e o programa Pró-catador foi institucionalizado em 2010 pelo decreto número 7.405 a fim de fomentar a sua organização (BRASIL, 2010).

No entanto, a formalização desse trabalho ainda requer um maior incentivo por parte das autoridades devido ao baixo poder de barganha da mão-de-obra comparadas às empresas. Além disso, outros fatores que dificultam a integração de catadores informais é baixa legitimidade dessa profissão na visão da sociedade e a baixa adesão dos catadores à participação em cooperativas devido ao caráter temporário dessa ocupação (GHISOLFI *et al.*, 2017).

Em 2010, foi contabilizada um total de 1100 cooperativas no Brasil, sendo 47% delas concentradas no Sudeste (IPEA, 2012).

Os catadores desempenham uma importante função na cadeia para a reciclagem conforme ilustrado na Figura 6, pois são ativamente atuantes na coleta, separação e venda dos materiais (SYLMARA *et al.*, 2014).

Figura 6: Posição dos catadores na coleta de resíduos recicláveis pós-consumo.



Fonte: IPEA (2012)

Percebe-se na Figura 6 que estruturalmente os catadores se dividem em dois grupos: organizações coletivas e catadores isolados. O primeiro grupo recebe materiais de diversas fontes, como programa de coleta seletiva sem catadores e coleta nas ruas com ou sem o auxílio dos catadores. Já o segundo grupo atua na coleta nas ruas e em vazadouros, lixões e aterros. Geralmente os compradores dos catadores são intermediários que encaminham os resíduos para a indústria de pré-beneficiamento (SYLMARA *et al.*, 2014). Calcula-se que 90% de todos os resíduos que são reciclados foram coletados pelos catadores (IPEA, 2012).

Outro aspecto social explorado no âmbito dos resíduos eletroeletrônicos é o tráfego mundial desse resíduo para países em desenvolvimento. Na convenção de Basileia realizada em 1989, essa manobra foi restringida e discutiu-se mecanismos internacionais para controle dos movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos e seu depósito (UNEP, 2014). No entanto, práticas ilegais de transbordo de resíduos ainda ocorrem e a quantidade total do tráfego aumentou ao longo dos anos superando 1 bilhão de quilogramas em 2012 (LEPAWSKY, 2015). Estudos acerca do desenvolvimento de legislações para mitigar o tráfego internacional apontam dificuldades devido à internacionalidade dos crimes e à falta de recursos para implementar e fiscalizar regulamentações (ROTHER, 2010).

2.5 Legislação Ambiental para REEEs

2.5.1 Legislação Brasileira

No Brasil, os primeiros avanços legislativos em relação aos resíduos sólidos ocorreram após a convenção de Basileia de 1989 citada anteriormente com o estabelecimento do Decreto nº 875 de 1993 (BRASIL, 1993). Essa convenção também inspirou a criação da Resolução do CONAMA 452 de 2012 (BRASIL, 2012) que dispôs mecanismos de controle para a importação de resíduos e o Decreto nº 4.581 de 2003 (BRASIL, 2003).

No Decreto nº 875 os principais pontos abordados foram:

“a) reduzir os movimentos transfronteiriços de resíduos ao mínimo consistente com a gestão eficaz e ambientalmente saudável de tais resíduos;

b) minimizar a quantidade e o conteúdo tóxico dos resíduos perigosos gerados e assegurar sua disposição ambientalmente saudável tão próximo quanto possível do local de produção; e

c) assistir os países em desenvolvimento na gestão ambientalmente saudável dos resíduos perigosos que produzirem.” (BRASIL, 1993)

Em seguida, surgiram regulamentações regionais que dispunham acerca dos resíduos sólidos conforme ilustrado na Tabela 5:

Tabela 5: Principais legislações brasileiras sobre resíduos sólidos.

Ano de publicação	Regulamentação	Estado	Principal diretriz
1993	Lei nº 9.921	RS	
1998	Decreto nº 38.356	RS	
1999	Lei nº 12.493	PR	Alerta sobre a importância da disposição final adequada de resíduos sólidos, mas não regulamenta a logística reversa e a responsabilidade pós-consumo
2001	Lei nº 13.103	CE	
2002	Lei nº 1.145	RO	
2006	Lei nº 12.300	SP	
2009	Lei nº 14.675	SC	
2002	Decreto nº 26.604	CE	
2002	Lei nº 14.248	GO	Define a responsabilidade pós-consumo
2002	Lei nº 7.862	MT	
2003	Lei nº 4.191	RJ	
2004	Lei nº 416	RR	
2006	Lei nº 5.857	SE	
2009	Decreto nº 54.645	SP	
2009	Lei nº 9.264	ES	Cadeia de suprimentos em malha fechada
2009	Lei nº 18.031	MG	
2009	Decreto nº 45.181	MG	
2010	Lei nº 13.509 (Curitiba)	PR	
2010	Lei nº 3.924 (Teresina)	PI	Logística reversa
2013	Lei nº 15.084	PE	
2012	Lei nº 2.539	AC	
2009	Lei nº 3.338 (Tubarão)	SC	
2012	Lei nº 9.941	ES	Regulamentação para resíduos eletroeletrônicos
2012	Lei nº 8.806 (Florianópolis)	SC	
2013	Deliberação nº 118	MG	
2015	Lei nº 247	AM	
2015	Lei nº 6.496 (Maceió)	AL	
2015	SMA nº 45	SP	
2016	Lei nº 16.032	CE	
2016	Resolução nº 33	MT	

Fonte: Adaptado de Xavier (2018).

De todas as legislações citadas na Tabela 5, pode-se destacar, entre as leis reunidas no primeiro grupo, a Lei nº 9.921 do Estado do Rio Grande do Sul como sendo a primeira legislação estadual sobre essa temática que dispõem sobre a gestão de resíduos sólidos no geral (RIO GRANDE DO SUL, 1993).

No segundo grupo, a responsabilidade pós-consumo é definida. Como exemplo, o Decreto nº 26.604 de 2002 do Ceará enfatiza, no primeiro artigo, a responsabilidade de toda a sociedade na gestão dos resíduos sólidos, e nas disposições gerais. No artigo 48,

obriga a todos os geradores de resíduos especiais a apresentação de um plano de gerenciamento que contemple um programa de coleta seletiva com o recolhimento de resíduos pós-consumo (CEARÁ, 2002).

No terceiro grupo, pode-se destacar a Lei nº 18.031 de Minas Gerais que define ciclo de vida dos produtos, considerando a sua avaliação a fim detectar impactos ambientais e definir tratamentos e destinações adequadas para os seus resíduos. Essa definição antecipada de destinações pode ser caracterizada como cadeia de suprimentos em malha fechada (MINAS GERAIS, 2009).

No quarto grupo, o conceito de logística reversa é definido e utilizado. Como exemplo, a Lei Municipal nº 13.509 de 2010 de Curitiba define que o plano de gerenciamento de resíduos sólidos deve englobar a logística reversa (CURITIBA, 2010).

Por fim, no último grupo, encontram-se as legislações que definem uma regulamentação específica para os resíduos eletroeletrônicos. Das quais pode-se destacar a Lei nº 247 de 2015 do Estado de Amazonas que é específica para o gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos (AMAZONAS, 2015).

Na Figura 7, observa-se a abrangência da legislação estadual em todo Brasil em 2012 e percebe-se que muitos estados ainda não possuem regulamentação à nível estadual. As regulamentações municipais devem ser mais rigorosas do que as federais, assim, os estados em laranja possuem maiores restrições para o manejo de resíduos sólidos do que a PNRS (ABDI, 2013).

Figura 7: Abrangência legislativa à nível estadual em 2012.



Fonte: ABDI (2013).

Em 2010 foi publicada a PNRS que configurou um marco regulatório para a gestão dos resíduos sólidos, pois também abordou questões acerca do desenvolvimento econômico, social e qualidade ambiental (IPEA, 2012). Através dela, os importadores e comerciantes de equipamentos eletroeletrônicos são obrigados a proverem um sistema de logística reversa dos produtos e seus componentes após a sua utilização pelo consumidor (BRASIL, 2010). É válido ressaltar que essa foi a primeira lei brasileira cuja regulamentação desse tipo de resíduos foi imposta (XAVIER, 2018). No mesmo ano foi aprovado o Decreto 7404 que regulamenta a PNRS e estabelece critérios formais para a logística reversa por meio de acordo setoriais, termos de compromisso ou alguma regulação com autoridades públicas (NETO *et al.*, 2019).

A logística reversa consiste no transporte físico do produto do consumidor final para o produtor (FLEISCHMANN *et al.*, 1997). No contexto do gerenciamento de resíduos, pode-se entender esse conceito como o retorno do produto em seu estado final para a sua destinação adequada (LEINIG *et al.*, 2017).

Além da logística reversa, a PNRS define a responsabilidade compartilhada do ciclo de vida dos REEEs que abrange “os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos” (BRASIL, 2010). Esse conceito pode ser considerado uma inovação, pois os encargos da destinação dos resíduos sólidos são repartidos por todos os participantes durante o ciclo de vida dos equipamentos. Dessa forma, os consumidores são uma parcela importante nesse processo, uma vez que devem acondicionar adequadamente os materiais para a coleta ou devolução (OLIVEIRA, 2014).

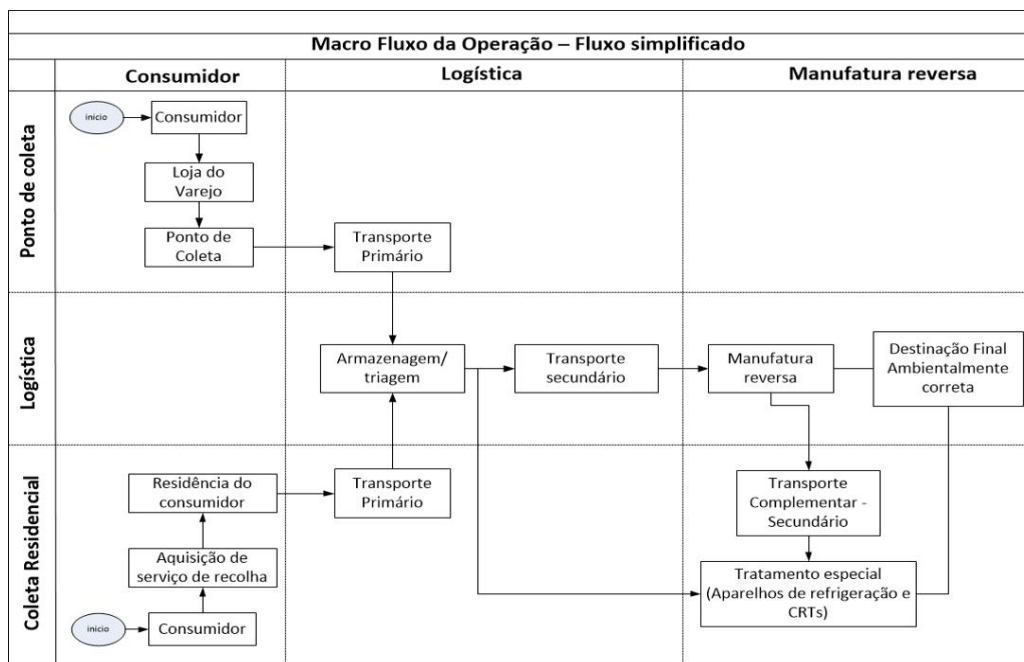
Pode-se dividir essa responsabilidade em três grandes grupos:

- Fabricantes: são responsáveis por promover a logística reversa, bem como uma rotulagem adequada que possa garantir a implementação dessa logística e o planejamento do produto deve prevenir os perigos na sua destinação;
- Comerciantes e distribuidores: responsáveis por informar os clientes acerca da logística reversa e dos locais de ponto de coleta;
- Consumidores: devem colaborar com a gestão dos resíduos por meio da separação adequada dos mesmos e entregando-os nos locais adequados (MOI *et al.*, 2012).

Visto que os fabricantes e comerciantes são peças chave para a gestão adequada dos REEEs, acordos entre as partes são extremamente benéficos. Recentemente, uma

consulta pública sobre um acordo setorial para a logística reversa de eletroeletrônicos foi encerrada em 30 de agosto de 2019 (CNM, 2019). Essa consulta pública foi intermediada pela ABINEE (Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica), ELETROS (Associação Nacional dos Fabricantes de Produtos Eletroeletrônicos), ABRADISTI (Associação Brasileira dos Distribuidores de Produtos e Serviços de Tecnologia da Informação), ABREE (Associação Brasileira de Reciclagem de Produtos Eletroeletrônicos e Eletrodomésticos), ASSESPRO (Federação das Associações das Empresas Brasileiras de Tecnologia da Informação), CNC (Confederação Nacional do Comércio de Bens, Serviços e Turismo) e Green Eletron (Gestora de Resíduos Eletroeletrônicos Nacional). A principal motivação desse acordo é o atendimento da PNRS e o esquema que foi proposto é apresentado na Figura 8 (MMA, 2019).

Figura 8: Fluxo de Operação Posto na Consulta Pública do Acordo Setorial de Produtos Eletroeletrônicos e seus componentes.



Fonte: MMA (2019)

No fluxo de operação da Figura 8, está ilustrado como a logística reversa deverá permear os pontos de coleta e a coleta residencial no que tange às ações do consumidor e a estratégia de logística. Nela, é proposto armazenamento temporário, triagem e manufatura reversa do REEEs (MMA, 2019).

2.5.2 Legislação em Outros Países

Assim como o Brasil, outros países também possuem legislação para resíduos sólidos. Pode-se citar o exemplo do Japão que é considerado uma referência mundial na destinação e recuperação de resíduos sólidos. A regulamentação para REEEs foi elaborada em 1998 e entrou em vigor em 2001, e diz que a seleção dos materiais deve ser realizada e a responsabilidade deve ser atribuída à produtores e importadores de equipamentos como ar-condicionado, geladeiras, máquinas de lavar roupas e televisores. Além disso, o mercado varejista é obrigado a recolher os equipamentos pós-consumo (SILVA *et al.*, 2014).

Na Europa, a diretiva europeia nº 96 de 2002 sobre os REEEs tem o objetivo de proteger e melhorar o meio ambiente por meio da redução do volume de tratamento desses resíduos. Segundo essa diretiva, todos os produtores de equipamentos eletroeletrônicos são responsáveis pelo tratamento, recuperação e gastos financeiros com a reciclagem. Essa diretiva foi implementada com sucesso em alguns países da Europa, como por exemplo, a Alemanha na qual uma lei baseada nessa diretiva foi criada e desde 2005 atua fortemente na gestão dos REEEs (WESTKÄMPER *et al.*, 2009).

Outro país europeu que também implementou políticas voltadas para a gestão dos REEEs foi Portugal por meio do decreto de lei nº 230 de 2004 que posteriormente foi substituída pelo decreto de lei nº 67 de 2014, baseado na diretiva europeia. A fim de fomentar o gerenciamento de resíduo eletrônico em Portugal, foram criadas duas organizações: Amb3R e EPR Portugal. A primeira gerencia cerca de 77 centros de recolhimento de resíduos eletroeletrônicos no país. Já a segunda também possui pontos de recolhimento e depositários no país e atuam de forma a aumentar a consciência da população acerca desse tipo de resíduos (MARQUES *et al.*, 2014).

Já na China, a primeira regulamentação que abordava os REEEs foi acerca de restrições para sua importação. Em 2003, foi implementada a primeira legislação sobre os REEEs que proibia o seu processamento de forma inadequada a fim de promover uma produção mais limpa. Em seguida, outras regulamentações foram desenvolvidas a fim de orientar ainda mais seu manejo e em 2011 foi elaborada uma legislação mais abrangente que regulamenta toda a gestão dos REEEs incluindo os conceitos de responsabilidade estendida e estabeleceu um fundo especial para a sua reciclagem (YU *et al.*, 2010).

2.6 Logística reversa de REEEs e sua implementação no Brasil

2.6.1 Aspectos gerais e economia circular

Atualmente, a logística reversa (LR) de REEEs ainda não foi totalmente implementada no Brasil. De acordo com GUARNIERI *et al.* (2016), os principais entraves que dificultam sua efetivação são a falta de tecnologias e habilidades para a coleta e processos de reciclagem adequados (a maioria dos processos desenvolvidos abrangem apenas a recuperação de materiais de alto valor agregado); financiamento; e investimento na reciclagem de REEEs.

Dieste e colaboradores (2018) sugeriram dois modelos distintos para a implementação da LR de REEEs existentes após um profundo estudo sobre os modelos já implementados na Europa: coletivo nacional e “limpando a casa”. No primeiro caso, mais de um sistema são implementados a fim de gerenciar os pontos de coleta de forma a maximizar a eficiência do processo. Geralmente, esse sistema é formado por diversas organizações sem fins lucrativos e associações de fabricantes. Já no segundo, os sistemas com registro nacional são responsáveis pela coleta, transporte e processamento dos produtos da mesma categoria, gerando, assim uma competição entre essas organizações. Devido às dimensões e características intrínsecas do Brasil, o ideal seria o modelo coletivo nacional a ser implementado primeiro em nível federal, depois estadual e por último municipal.

Os principais benefícios da implementação da Logística Reversa na gestão dos REEEs incluem a geração de renda, formalização de empregos nas áreas de coleta e triagem de resíduos, inclusão dos catadores, inclusão digital de instituições educacionais e sociais, redução no impacto ambiental, redução na quantidade de material dispostos em aterros e proteção ambiental (GUARNIERI *et al.*, 2016).

A logística reversa é essencial para o gerenciamento dos resíduos eletroeletrônicos, podendo estar atrelada à economia circular, que pode ser entendida como o fluxo circular de materiais no qual o valor dos produtos, componentes e materiais são mantidos (BRIDGENS *et al.*, 2017). Pode ser definida de acordo com Geissdoerfer e colaboradores (2017) como um sistema regenerativo no qual a utilização de recursos, resíduos, emissão, energia são minimizadas e criadas ciclos de utilização / reutilização de materiais e energia. Isso pode ser atingido por meio do design de longo prazo,

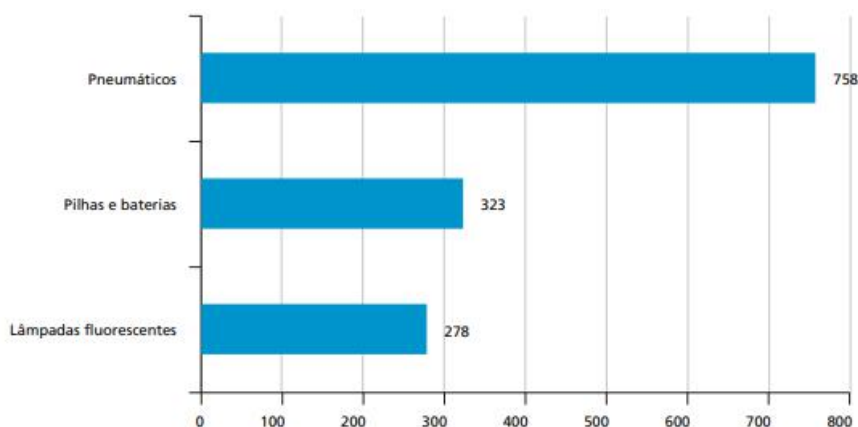
manutenção, reparo, reuso, remanufatura, reforma e reciclagem. Esse modelo se opõe ao utilizado atualmente, no qual os produtos são produzidos, consumidos e destinados. Para isso, algumas estratégias podem ser adotadas como o design de produtos para longevidade, que aumentem o tempo de vida dos equipamentos, e conseqüentemente altere a estratégia de destinação final. No entanto, isso pode significar uma redução de vendas para as empresas, que pode ser revertida com a diminuição do custo de matérias-primas e produtivos (BRIDGENS *et al.*, 2017).

No entanto, apesar de ser um modelo muito vantajoso em questões ambientais, ainda muitos desafios precisam ser superados para sua efetiva implementação. Esses desafios permeiam âmbitos tecnológicos que favoreçam a durabilidade dos produtos e sua manutenção para reuso em detrimento à obsolescência programada ou induzida (BRIDGENS *et al.*, 2017).

2.6.2 Pontos de coleta de equipamentos eletroeletrônicos

A coleta seletiva no Brasil não abrange adequadamente todos os REEEs. Em 2010 apenas 52,79% dos municípios brasileiros exerciam algum controle sobre o manejo dos resíduos especiais. No gráfico da Figura 9 são evidenciadas as quantidades de municípios brasileiros que possuem algum controle de acordo com o tipo de resíduo. Percebe-se que nenhum dos resíduos controlados pelos municípios é da categoria explorada pelo presente trabalho (REEEs). É válido ressaltar que a maioria desses municípios estão concentrados na região Sudeste e Sul do Brasil (IPEA, 2012).

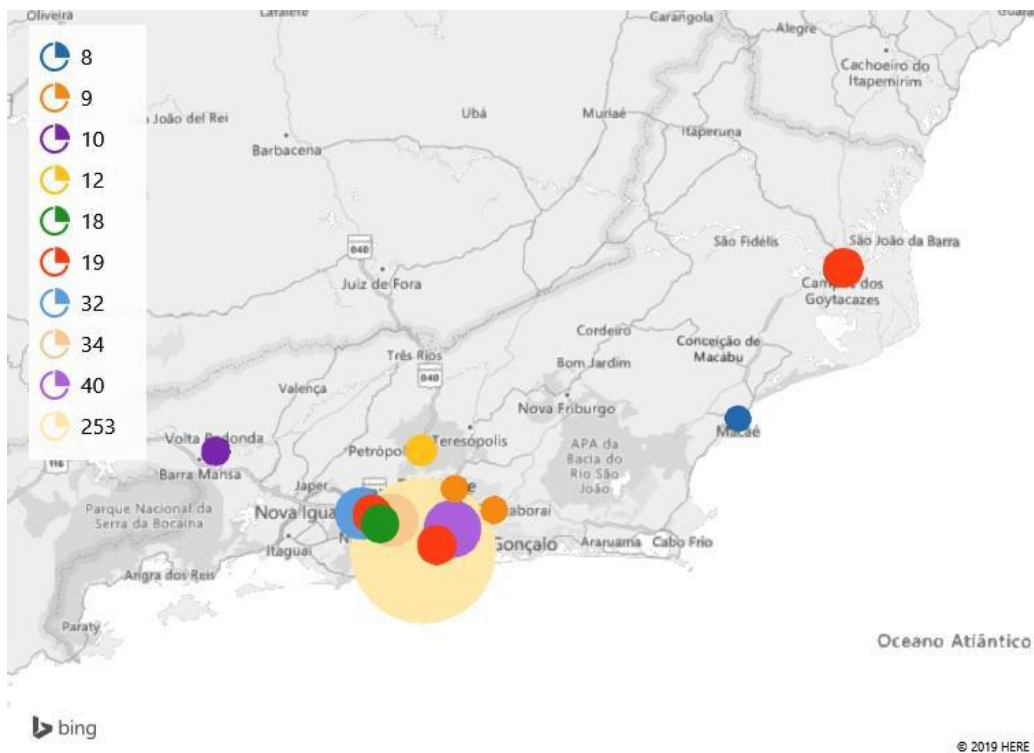
Figura 9: Número de municípios brasileiros que exercem controle sobre o manejo de resíduos especiais por tipo de resíduo.



Fonte: IPEA (2012)

Os pontos de coleta de entrega voluntária (PEVs) são uma ótima estratégia para auxiliar a implementação da LR, pois são locais pré-definidos e preparados para que os consumidores devolvam os materiais pós-consumo e facilitam o seu recolhimento por empresas gestoras de resíduos. No Rio de Janeiro, os PEVs estão distribuídos no estado conforme mostrado na Figura 10. Observa-se que a maior quantidade de PEVs está concentrada na região metropolitana com o ápice na capital estadual (COOPERMITI *et al.*, 2018).

Figura 10: Distribuição geográfica dos PEVs no estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Adaptado OTTONI (2018)

Além desses PEVs, alguns estabelecimentos comerciais também realizam o recolhimento de equipamentos eletroeletrônicos. Esses locais no Estado do Rio de Janeiro estão listados no Manual para a destinação de resíduos eletroeletrônicos do CETEM (XAVIER, 2017). Para os demais locais, existem sites como o da Coopermiti e Ecobraz no qual é possível agendar uma coleta (COOPERMITI e ECOBRAZ EMIGRE, 2019).

2.6.3 Adesão e conscientização da população na implementação da logística reversa

Assim como definido na PNRS, os consumidores possuem responsabilidade compartilhada na gestão dos REEEs, logo, é de fundamental importância a sua conscientização e participação na segregação, acondicionamento e devolução desses resíduos (PNRS, 2010). Levando isso em consideração, algumas pesquisas foram realizadas para entender o comportamento do consumidor e identificar formas de fomentar a sua participação na gestão dos REEEs (ARENHARDT *et al.*, 2016).

Uma pesquisa realizada em 2015 em Santa Maria, Rio Grande do Sul, sobre aparelhos celulares, identificou que 56,1% dos entrevistados substituem o celular a cada um ou dois anos e o principal motivo dessa substituição é o estrago do aparelho antigo representando 53,5% da amostra, seguido de 22,8% que alegaram desatualização do modelo e 15,3% por estilo fora de moda. Quando questionados acerca do destino dado ao aparelho não mais utilizado, 40% dos participantes indicaram guardar em casa, 31,2% doaram ou venderam para algum amigo ou parente e 16,3% utilizaram na negociação da aquisição de novos aparelhos. Dentre as pessoas entrevistadas, 40% disseram não saber onde entregar os telefones após uso (ARENHARDT *et al.*, 2016).

Ainda nessa pesquisa, 74,2% dos entrevistados não sabiam da existência de uma lei que determina a responsabilidade compartilhada na reciclagem de resíduos sólidos, 79,1% não sabiam que os vendedores e fabricantes dos aparelhos celulares são obrigados a receber de volta os aparelhos descartados e 73,7% não sabiam que existe uma lei para essa regulamentação. E por fim, 69,1% da população questionada não concorda em contribuir financeiramente com a reciclagem dos aparelhos. Assim, percebe-se que a população possui baixo conhecimento sobre a destinação adequada dos aparelhos celulares, legislações e não estão dispostos a arcar com encargos para o manejo desses resíduos (ARENHARDT *et al.*, 2016).

Outra pesquisa realizada em Medianeira, Paraná, em 2012, constatou que a maioria dos participantes não tinha ciência da coleta de REEEs (BUENO *et al.*, 2013). Um estudo no ano anterior realizado em Belo Horizonte, Minas Gerais, indicou que 36% dos participantes doam os equipamentos que não serão mais utilizados e 34% realizam o descarte em lixo comum. Outro dado alarmante apontado foi que 73,5% dos entrevistados

não conheciam nenhuma instituição ou ponto de coleta de REEEs e apenas 5% relataram levar esses resíduos para os postos de recolhimento (SIQUEIRA *et al.*, 2012).

Todas essas pesquisas apontaram um alarmante desconhecimento geral da população acerca da gestão dos REEEs e de seu papel nessa cadeia. Isso evidencia a urgente necessidade de conscientização da população acerca desse tema e a divulgação de estabelecimentos recolhedores, pontos de coletas voluntários e demais projetos voltados para a coleta e destinação adequada de REEEs.

2.6.4 Participação das empresas de equipamentos eletroeletrônicos

No entanto, apesar dos avanços legislativos nos últimos anos, um dos principais fatores, além dos abordados nos tópicos anteriores, que impedem a realização mais abrangente da logística reversa por parte das empresas é a falta de incentivos, pois muitas vezes os custos de implementação para determinados produtos são maiores do que os possíveis ganhos nesse processo (XAVIER, 2018).

Uma das primeiras empresas a fomentar a reciclagem de seus produtos foi a HP. Em 1992, a empresa inaugurou um programa no qual os cartuchos e impressoras poderiam ser devolvidos, se comprometendo a reutilizar, doar ou reciclar. A HP também recolhia outros componentes eletroeletrônicos por uma taxa de serviço. Em 2006, a empresa arrecadou cerca de US\$ 2,9 milhões ao reduzir seus gastos com aterros e com economias geradas pela reutilização (THOMPSON, 2012).

Outro aspecto influenciador é o quão fácil é o acesso ao público da informação dos fabricantes que disponibilizam a logística reversa. Leinig e colaboradores (2017) realizaram várias simulações em sites de todos os fabricantes de computadores e verificaram que, apesar da informação estar presente no site de todas as empresas analisadas, em apenas cinco dos fabricantes a efetividade foi conferida. Um ponto de melhoria identificado por esses autores é a acessibilidade da informação de logística reversa nos sites, pois em muitos deles é necessária uma investigação mais profunda no site para se encontrar as informações almejadas (LEINIG *et al.*, 2017).

Uma pesquisa realizada em Medianeira, Paraná, em 2012, identificou que todas as empresas de informática ou eletrônicas na região possuíam algum tipo de projeto ou incentivo para o manejo adequado dos REEEs (BUENO *et al.*, 2013).

Além das próprias empresas, entidades podem ser formadas para promoverem a logística reversa para um conjunto de empresas. Esse é o caso da GREEN Eletron fundada pela ABINEE e SINAEES-SP (Sindicato da Indústria de Aparelhos Elétricos Eletrônicos e Similares do Estado de São Paulo) que atua em São Paulo e conta com 24 empresas associadas. Essa organização implementou um projeto em 2018 no qual 35 PEVs foram instalados no estado e mais de 100 toneladas de produtos foram coletados e destinados adequadamente (ABINEE, 2018).

No Rio de Janeiro, foram mapeadas as entidades que coletam os REEEs no Manual para Destinação de Resíduos Eletroeletrônicos no Estado do Rio de Janeiro e separadas de acordo com o tipo de resíduos. Dentre elas, podem-se citar: eletrodomésticos (Zyklus, Techtrash e Prorecycle), eletroeletrônicos (Sony, HP, Apple, Motorola etc), monitores (Zyklus e Prorecycle), informática e telecomunicações (Techtrash, Positivo, Futura, Sony etc), dentre outros equipamentos que podem ser verificados no manual (XAVIER, 2018).

2.7 Gerenciamento dos REEEs

As principais etapas para o gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos são o pré-tratamento, beneficiamento e refino. Na etapa do pré-tratamento é realizada a triagem dos equipamentos e o seu desmantelamento. Posteriormente, é possível caracterizar esses materiais de forma a guiar as próximas fases e otimizar o processo. No beneficiamento, são observadas as seguintes etapas: moagem, separação granulométrica, magnética, eletrostática, processamento pirometalúrgico, hidrometalúrgico, lixiviação e processamento biohidrometalúrgico. E, por fim, no refino, são realizadas a extração por solvente, precipitação, cementação e processo eletrometalúrgico. Cada uma dessas etapas será detalhada e aprofundada no próximo capítulo (MORAES *et al.*, 2014).

A busca por inovações nos meios de gestão de REEEs foi quantificada em um relatório da WIPO (Organização Mundial da Propriedade Intelectual). Constatou-se que acerca de 70% das atividades com patentes na área de REEEs são da Ásia, na qual a China

e Japão lideram o ranking de maior atividade. Entre os assuntos mais abordados nessas patentes estão placas de circuito impressas, LEDs, computadores e *laptops*, cabeamento e telas. Quando se analisa as tecnologias de processamento, as modalidades que possuem a maior quantidade de patentes são relacionadas à descontaminação, extração de metais, separações químicas e tratamentos térmicos (WIPO, 2013). A busca em outro site de patentes por inovações registradas nos anos posteriores a esse relatório, indicou um cenário semelhante: a China continua sendo a maior depositante de patentes e a Ásia se destaca como o continente de maior quantidade de registros de inovações na reciclagem de REEEs (PATENT INSPIRATION, 2019).

Dessa forma, o gerenciamento dos REEEs abrange desde as estratégias de coleta (logística reversa), tratamento até destinação final englobando todos os fatores citados nos itens anteriores deste trabalho. Para uma gestão eficiente desses resíduos, é necessário o constante desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias para a sua reciclagem, pois conforme avaliado nas análises de patentes, o Brasil ainda não está entre os países que mais promovem inovações nessa área. Além disso, o incentivo à reutilização dos equipamentos que ainda estão em boas condições é uma forma de aumentar a sobrevida desses aparelhos e reduzir o volume gerado. Outros aspectos essenciais para o sucesso da gestão são um maior envolvimento público e de instituições privadas com a temática e uma maior participação e conscientização da população, pois conforme concluído no item 2.7.3, no geral, a população ainda é muito alienada sobre os REEEs e não sabe como proceder para realizar a destinação adequada (PANT *et al.*, 2018).

Alguns modelos de gestão de REEEs foram propostos para mitigar os desafios identificados. Paes e colaboradores (2017) implementaram um modelo na Universidade Federal de Itajuba baseado no PDCA (*Plan, Do, Check e Act*), uma ferramenta de melhoria contínua, no qual foram coletados dados para guiar o planejamento das ações a serem tomadas e após a implementação da ação, foram realizadas observações que geraram reflexões para conduzir novas ações (PAES *et al.*, 2017). Também foram criados modelos matemáticos para avaliar o impacto ambiental e financeiro de arranjos para a reciclagem. Esses modelos fornecem parâmetros comparativos que permitem identificar a melhor configuração para cada caso, como o Retorno do Investimento (ROI), Fator de Intensidade Mássico (MIF), Índice de Ganho Econômico (EGI) e Índice de Vantagem Econômica (EAI). O primeiro indicador citado permite mensurar o ganho obtido no investimento, o segundo, fornece a quantidade mássica processada de equipamentos

ponderada por um fator de correção, o terceiro, é a massa total de equipamentos processados sobre a vantagem econômica, e o quarto, é definido pela economia de material total gerada sobre a vantagem econômica (NETO *et al.*, 2017).

No estudo de Neto e colaboradores (2017) foram avaliadas duas empresas de reciclagem de REEes do Estado de São Paulo e uma de Genebra na Suíça. Concluíram que uma das maiores dificuldades dos recicladores era a falta de tecnologia implementada para o tratamento de placas de circuito impressas e recuperação de metais, pois todas as recicladoras entrevistadas exportavam esses materiais para realizar esse processamento em empresas estrangeiras. Outro desafio levantado foi o baixo domínio da logística reversa no Brasil, pois torna o processo descentralizado e atrapalha a criação de soluções conjuntas.

3 Principais destinações convencionais para REEE

Nesse capítulo serão abordadas técnicas e práticas utilizadas para a destinação dos REEEs que foram enumeradas no início do item 2.7. Em seguida, serão avaliados os processos utilizados atualmente nas empresas de reciclagem, sejam elas cooperativas ou programas de grandes marcas do mercado para promover a destinação adequada de seus produtos pós-consumo.

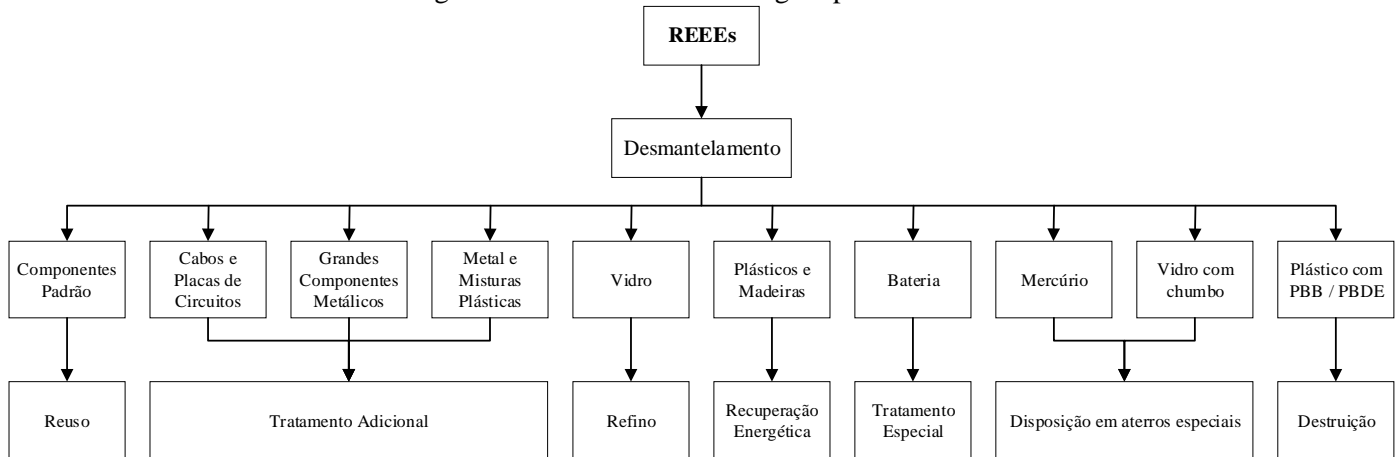
3.1 Pré-tratamento ou desmontagem

3.1.1 Desmantelamento

O desmantelamento consiste na desmontagem dos equipamentos eletroeletrônicos na qual seus componentes são removidos, completa ou parcialmente, para uma maior seletividade. Em seguida, é realizada uma triagem e classificação dos materiais a fim de definir quais serão as próximas etapas de tratamento. Esse processo pode ser automatizado, com o auxílio de robôs e equipamentos específicos para o desmonte. Contudo, a maioria das recicladoras utiliza o processo manual (CUI *et al.*, 2003).

Segundo Cui e colaboradores (2003), a priorização da desmontagem dos materiais deve seguir a seguinte ordem: componentes que podem ser reutilizados, materiais perigosos e peças com alto valor agregado como placas de circuito impressas, cabos e plásticos de engenharia. A Figura 11 ilustra os componentes que são tipicamente segregados nessa etapa e seus destinos. Nela é possível observar que são requeridas diversas tecnologias de processamento para cada tipo material.

Figura 11: Processos de reciclagem por material triado.



Fonte: Adaptado de CUI *et al.* (2003)

Os materiais que após serem testados estiverem em boas condições de uso, podem ser enviados após algum reparo, quando necessário, para revendedores como lojas, montadoras de produtos eletroeletrônicos e agências de manutenção (CHANDRAPPA *et al.*, 2012). Na Figura 11, esses casos são caracterizados como o item “Componentes Padrão”.

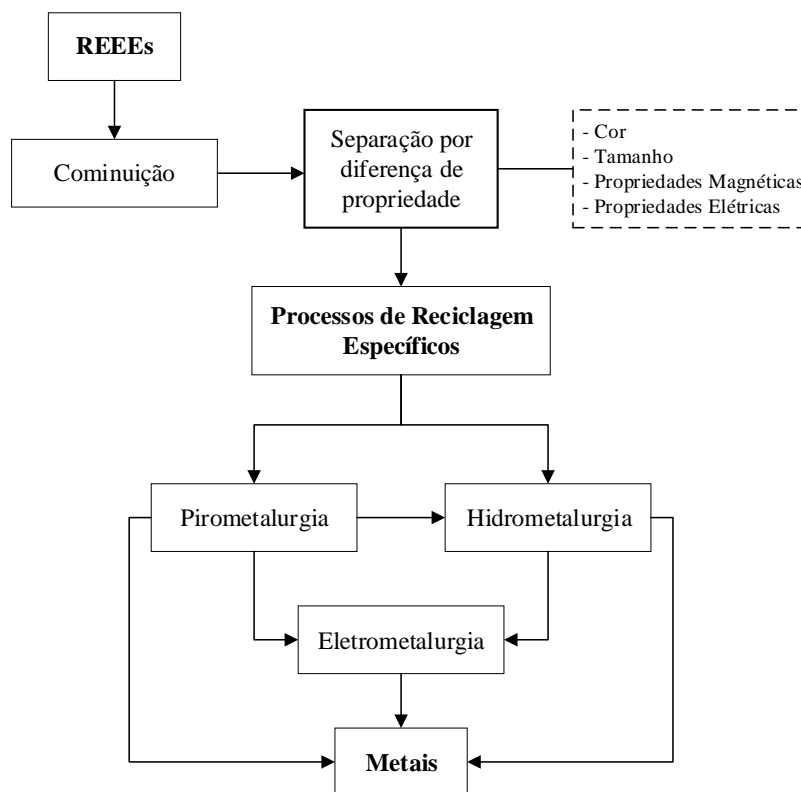
A desmontagem completa dos equipamentos é dificilmente realizada devido aos altos custos atrelados, uma vez que há uma grande diversidade de equipamentos que exigem formas distintas, e muitas vezes complexas, de desmantelar. Assim, esse processo pode ser otimizado com o auxílio de métodos semi-heurísticos para cada tipo de resíduo. Estudos determinaram um algoritmo para o desmantelamento de otimização por enxame de partículas (PSO) que depende da periculosidade dos elementos contidos no resíduo, do valor em potencial dos compostos recuperados e do peso dos componentes desmontados na operação, e possui como restrições aspectos geométricos e técnicos (LI *et al.*, 2013).

3.2 Beneficiamento

O beneficiamento de REEEs é realizado após o seu desmantelamento e consiste em processos mecânicos e metalúrgicos para a separação e/ou concentração dos materiais (MORAES *et al.*, 2014). O fluxograma mais usual de tratamento desses materiais está na Figura 12, no qual destaca-se a cominuição dos resíduos, separação por granulometria,

eletrostática e magnética, e os principais processos de tratamento: a pirometalurgia e hidrometalurgia, seguido do refino por eletrometalurgia. Vale ressaltar que a pirometalurgia pode ser seguida da hidrometalurgia ou ser realizada apenas uma dessas etapas. Além disso, a eletrometalurgia pode ser acoplada a cada uma dessas etapas (HAMERSKI, 2018).

Figura 12: Fluxograma de etapas empregadas na recuperação de metais de REEes.



Fonte: Adaptado de HAMERSKI (2018)

A seguir cada uma dessas etapas será detalhada e o processo biohidrometalúrgico não citado na Figura 12 será também elucidado.

3.2.1 Moagem

A moagem dos resíduos eletroeletrônicos previamente desmantelados possui como objetivo a redução do tamanho dos objetos por meio da ação mecânica, a fim de aumentar a área de contato com produtos externos e facilitar tratamentos posteriores. Esse

processo de cominuição pode ser realizada com o auxílio de diversos equipamentos: moinhos do tipo faca, martelo, de bolas e de alta energia. Os dois primeiros tipos citados conseguem reduzir menos os materiais processados do que os últimos, uma vez que o menor diâmetro de partícula alcançado com eles é de 1 mm (DAMMANN, 2017).

Os moinhos de martelo são equipamentos de impacto no qual os materiais a serem reduzidos são comprimidos e abrasados. (MORAES *et al.*, 2014) São formados por um conjunto de discos presos em um eixo apoiados em mancais (OLIVEIRA, 2007) e rolamentos em um rotor de alta velocidade. Podem atingir tamanho de partícula de 25 mm até 200 mesh para moinhos mais velozes (velocidade periférica de 110 m/s) (MCCABE *et al.*, 1993). No entanto, não são recomendados para pós abrasivos, uma vez que desgastam os martelos (BRUNATTO, 2017).

Já os moinhos de faca possuem uma câmara cilíndrica na qual um rotor horizontal com estruturas chamadas de facas que cominuem as partículas alimentadas. Os diâmetros de partículas que são expelidas do equipamento variam de 5 a 8 mm (RHYNER *et al.*, 1995).

Nos moinhos de bolas, os materiais são reduzidos a partir do atrito com as esferas no seu interior podendo chegar a tamanhos de partículas inferiores a 0,8 mm. Por esse motivo, são utilizados em diversas indústrias nas quais é necessário atingir produtos muito finos, como na de pintura e farmacêutica (BRUNATTO, 2017).

Dammann (2017) desenvolveu uma pesquisa com moinhos de alta energia para o processamento de REEEs. Esses equipamentos consistem na moagem em sistema fechado de pós na qual as partículas são constantemente deformadas, soldadas a frio, quebradas e re-soldadas, e o seu princípio de funcionamento é o atrito e o impacto (TORRES *et al.*, 2010). Pelo fato do sistema ser fechado, não ocorre a contaminação atmosférica por possíveis gases tóxicos emitidos durante o processo, aumentando, assim, a segurança dos operadores (DAMMANN, 2017). Ainda nessa pesquisa, Dammann (2017) concluiu que as amostras de resíduos processadas no moinho de alta energia tiveram uma etapa posterior de tratamento de lixiviação muito mais rápida se comparada aos cominuídos no moinho de faca, comprovando, assim a maior potencialidade dessa técnica.

No entanto, é possível ocorrer contaminação do material tratado com resíduos provenientes do desgaste dos moinhos. Logo, o tempo de residência nesses equipamentos

pode interferir na sua contaminação. Um exemplo são as placas de circuito impressas, pois como a sua composição é majoritariamente fibra de vidro, um material muito abrasivo, o tempo dentro desses equipamentos deve ser o mínimo possível para reduzir o risco de contaminações (MORAES *et al.*, 2014).

3.2.2 Separação granulométrica

Após a cominuição dos resíduos, os mesmos podem ser segregados de acordo com as dimensões das partículas por meio do peneiramento. Esse processo geralmente é realizado em peneiras vibratórias horizontais (MORAES *et al.*, 2014) que possuem uma baixa velocidade de deslocamento e geralmente operam com partículas abaixo de 5 mm (FILHO, 2017).

No entanto, essa etapa não é mandatória para a recuperação dos metais dos REEES, sendo utilizada geralmente em estudos para a avaliação da granulometria ideal para os processos de tratamento a serem abordados posteriormente (KAMEOKA, 2015). Segundo Veilt (2015), o tamanho de partícula ideal para a recuperação de metais encontra-se em torno de 1,0 mm.

3.2.3 Separação magnética

Já a separação magnética é utilizada com o intuito de segregar os materiais de acordo com as suas características magnéticas que são divididas em: ferromagnéticos, paramagnéticos e diamagnéticos. Essas propriedades magnéticas são atestadas por meio da submissão desses materiais a um campo magnético: as partículas que são fortemente atraídas pelo imã são chamadas de ferromagnéticas, as que são fracamente atraídas pelo imã são chamadas de paramagnéticas e as que não são atraídas pelo imã são as diamagnéticas (KAMEOKA, 2015).

Exemplos de substâncias que apresentam essas propriedades são: cobre, prata, chumbo e bismuto para diamagnéticos, alumínio e magnésio para paramagnéticos e ferro, cobalto e níquel para ferromagnéticos (KUNRATH, 2015). É válido ressaltar que alguns

metais raros como neodímio, praseodímio, gadolínio e disprósio são moderadamente abundantes nos REEEs e são magnetos permanentes, logo podem ser separados magneticamente. Esses metais geralmente são empregados em tecnologias inovadoras, assim, possuem alto valor agregado (ZHANG *et al.*, 2017).

A fração dos REEEs com propriedades magnéticas representa cerca de 18% para placas de circuito impressas de computadores e celulares cujos materiais em maior abundância são ferro e níquel (YAMANE *et al.*, 2011). Já Côrrea (2015) estimou em laboratório a fração magnética para placas mãe e placas de vídeo em cerca de 50% da massa total. A autora também ressalta a importância dessa etapa para a retirada do ferro no material cominuído e facilitar as próximas etapas de tratamento.

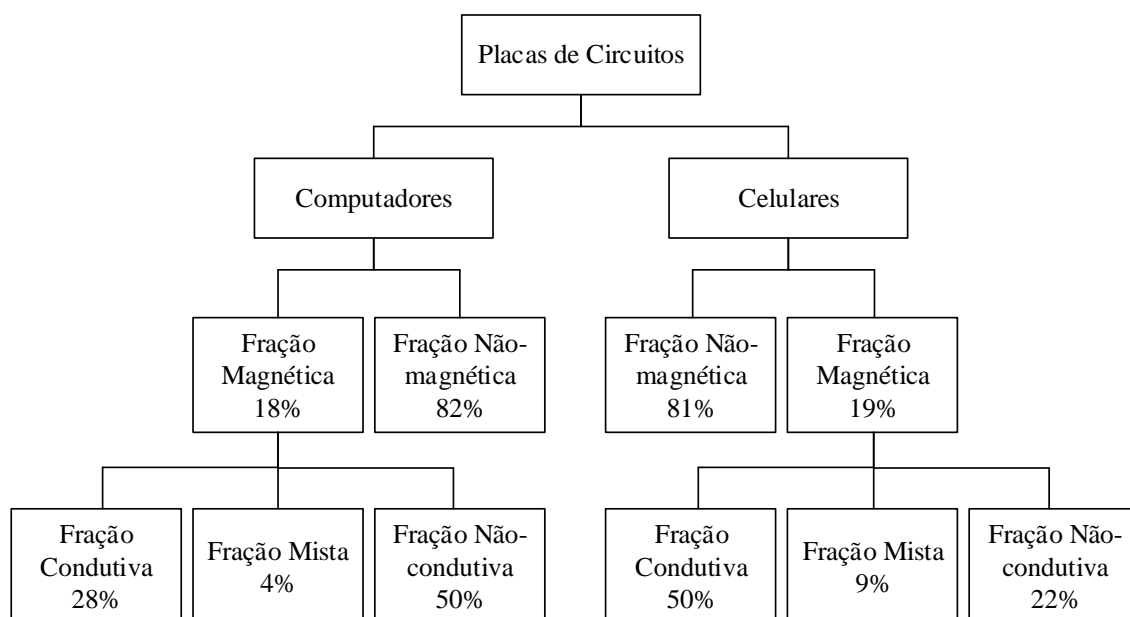
No entanto, essa etapa de separação não é citada em todas as referências sobre tratamento de REEEs (KAMEOKA, 2015). Autores como Petter e colaboradores (2014) sugerem processos nos quais separação magnética não é utilizada. Foi realizado um estudo no qual os metais prata e ouro foram recuperados de placas de circuito e, concluiu-se que mesmo sem essa etapa é possível obter próximo de 100% de recuperação de prata e 60% de ouro (PETTER *et al.* 2014). Dessa forma, pode-se concluir que a inclusão dessa etapa no pré-tratamento de REEE deve ser avaliada de acordo com os materiais que se deseja recuperar e eficiências almejadas (KAMEOKA, 2015).

3.2.4 Separação eletrostática

A separação eletrostática consiste na aplicação de um campo elétrico e adição de cargas elétricas nas partículas dos resíduos. Essas partículas percorrem determinados caminhos no campo de acordo com a sua condutividade (KAMEOKA, 2015). Com essa separação se obtêm uma fração condutora, uma não condutora e uma mista (CORREA, 2015).

Essa etapa pode ser realizada nas frações magnéticas obtidas após a separação magnética. De acordo com o estudo com placas de circuito realizado por Yamane e colaboradores (2011), 28% da fração magnética proveniente de computadores e 50% da fração magnética proveniente de celulares são condutoras conforme ilustrado na Figura 13.

Figura 13: Fluxo de separação de placas de circuito impressas.



Fonte: Adaptado de YAMANE *et al.* (2011)

A separação eletrostática pode ser por corrente de Foucault, eletrostática por corona e triboelétrica (HE *et al.*, 2006). A capacidade de separação depende da diferença de polaridade e da quantidade de carga adquirida pelas partículas (HIGASHIYAMA *et al.* 1998). O primeiro método, corrente de Foucault, utiliza um campo elétrico variável para indução de correntes elétricas que repelem metais não ferrosos como o alumínio (ROJAS, 2014). Já o segundo, consiste na aplicação do efeito corona, fluxo iônico dos elétrons quando submetidos a elevados potenciais, para o carregamento das partículas que se deseja separar. Por fim, no terceiro tipo de separador, o princípio de carregamento das partículas se baseia na diferença de carga elétrica induzida nos materiais, ou seja, aquisição de elétrons, que pode ser resultante do aquecimento do meio ou por queda das partículas (SAMPAIO *et al.*, 2018).

As mesmas considerações acerca da inclusão no pré-tratamento realizadas no item anterior para a separação magnética podem ser atribuídas para essa etapa: existem trabalhos que citam a importância dessa etapa principalmente para a concentração de metais (HE *et al.*, 2006) e outros não incluem etapas de separação após a cominuição como no trabalho de Petter e colaboradores (2014).

3.2.5 Processamento pirometalúrgico

No processamento pirometalúrgico, utilizam-se elevadas temperaturas para a concentração dos metais em uma fase e formação da escória com os demais materiais como, por exemplo, os cerâmicos. Para isso, é necessário um grande consumo de energia que pode ser proveniente da queima de combustíveis fósseis, calor gerado em reações exotérmicas de outras etapas e aquecimento elétrico (SOUZA, 2016). Os equipamentos utilizados nesses processos podem ser conversores, fornos rotativos e elétricos (MAZON, 2014). As principais etapas desse processamento são: calcinação, ustulação e pirólise. A calcinação consiste na decomposição térmica em meio rico em oxigênio, a ustulação é semelhante à calcinação, mas aplicada aos sulfetos e a pirólise é a decomposição térmica em meio pobre em oxigênio (SOUZA, 2016).

O processamento pirometalúrgico é amplamente utilizado na indústria por não necessitar de pré-tratamento e tratar qualquer tipo de REEEs. No entanto, além dos elevados gastos energéticos, esse processo pode gerar no ambiente gases tóxicos como furanos e dioxinas, ocorrer perdas de metais com a volatilização do cloreto e dificultar a recuperação de alumínio e zinco (BARROSO, 2016). Além disso, alguns REEEs apresentam metais em sua composição em formas diferentes das encontradas na natureza. Dessa forma, nem todos são totalmente recuperados nos processamentos tradicionais (KAMEOKA, 2015).

Apesar das desvantagens citadas, esse processo é empregado em empresas como a Noranda do Canadá, Boliden Rönnskår da Suécia e Umicore da Bélgica para a recuperação de metais (HAMERSKI, 2018). No Brasil, não foram encontrados dados sobre empresas recicladoras de REEEs que utilizem esse processo (MAZON, 2014).

3.2.6 Processamento hidrometalúrgico

A hidrometalurgia é, dentre os processos metalúrgicos de recuperação de metais em REEEs, a mais estudada atualmente, devido ao menor consumo energético comparado a pirometalurgia, as condições operacionais mais facilmente controláveis, menor investimento inicial e altas taxas de ocupação para plantas em pequena escala (GOUVEIA, 2014). No entanto, a utilização de solventes no processo acarreta a formação

de efluentes que necessitam de tratamento posterior e a cinética do processo é lenta se comparada à pirometalurgia (HAMERSKI, 2018).

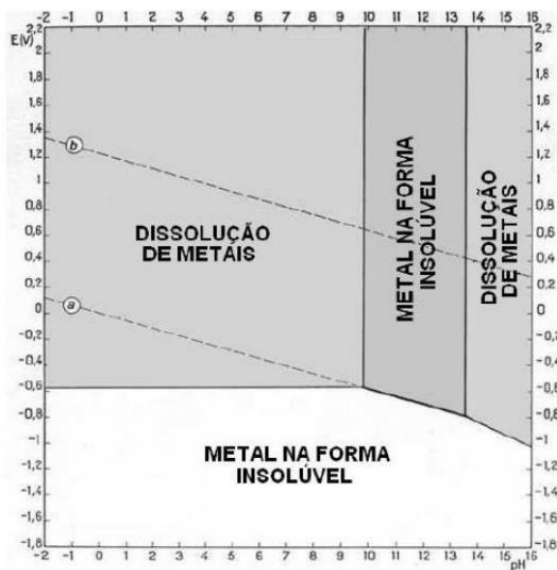
No processamento hidrometalúrgico são utilizadas soluções ácidas ou básicas para a dissolução e precipitação seletiva de metais (MAZON, 2014). É composto geralmente pelas seguintes etapas: lixiviação, purificação e tratamento da solução final para a recuperação de metais (GOUVEIA, 2014). Os estágios de purificação e tratamento podem compreender: extração por solventes, precipitação, cementação, troca iônica, filtração e destilação (BARROSO, 2016).

3.2.7 Lixiviação

A lixiviação consiste na dissolução dos metais de interesse dos materiais sólidos com soluções lixiviantes em condições diversas de temperatura e pressão. Os agentes lixiviantes podem variar de acordo com aspectos econômicos, aplicação ao processo almejado e toxicidade. Todavia, os mais utilizados são: cianeto, água-régia, tiouréia, haleto, cloreto férrico, isocianato de potássio, tiosulfato e misturas de ácidos sulfúrico, nítrico e clorídrico (SOUZA, 2016).

Para a escolha adequada dos reagentes de acordo com os metais que se deseja recuperar, suas características oxirredutivas devem ser consideradas. Uma forma gráfica que pode auxiliar no estudo dessas características é o diagrama de Pourbaix, Figura 14, da espécie em questão. Nele são distribuídos faixas de pH e potencial de oxirredução nas quais os metais estão dissolvidos ou na forma insolúvel. É válido frisar que o diagrama é avaliado a temperatura constante para um metal específico (MORAES *et al.*, 2014).

Figura 14: Diagrama de Pourbaix simplificado para metais.

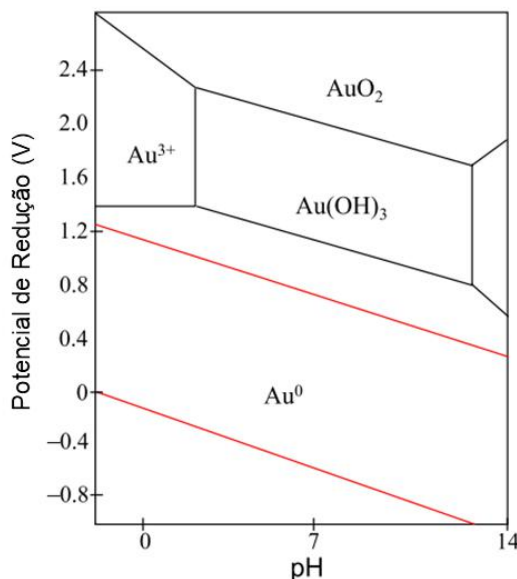


Fonte: JACKSON (1986)

Na Figura 14, as linhas “a” e “b” representam os limites de estabilidade da água na temperatura avaliada. Acima da linha “a” ocorre a oxidação da água gerando gás oxigênio e abaixo da linha “b” ocorre a redução da água gerando gás hidrogênio (MORAES *et al.*, 2014).

Na Figura 15 observa-se o diagrama de Pourbaix para o ouro a 25°C no qual destaca-se a grande área na qual o metal se encontra na sua forma metálica e estável (Au^0). Para a sua dissolução, o potencial de redução deve ser maior do que 1,0 eV (CHIPANA *et al.*, 2014).

Figura 15: Diagrama de Pourbaix para o ouro a 25°C.



Fonte: CHIPANA *et al.* (2014)

Na tabela 6, uma revisão da literatura acerca das condições operacionais para a extração de metais de placas de circuito impressas (PCI) foi apresentada. Pode-se destacar os metais que apresentaram um maior número de trabalhos visando a sua recuperação: ouro, prata e cobre, devido, possivelmente, ao alto valor agregado e às elevadas concentrações desses metais nas PCIs se comparadas aos minérios (KASPER, 2016). Também é possível notar que a maioria dos agentes lixivantes citados foram soluções ácidas e que as maiores recuperações obtidas foram com o emprego de água régia¹ para o ouro e prata, e água régia e ácido sulfúrico para o cobre.

Tabela 6: Processo de lixiviação para a recuperação de metais em PCIs.

Referência	Metais extraídos	Agente Lixivante	Condições da lixiviação	Etapas empregadas	Recuperação
Park e Fray (2009)	Prata, Paládio e Ouro	Água régia	Temperatura ambiente, relação metal/solução de 1/20 (g/ml), 3 horas de duração	Trituração, separação magnética e eletrostática, lixiviação, extração por solvente e separação eletrometalúrgica	98% Ag 93% Pd 97% Au
Castro e Martins (2009)	Estanho e Cobre	Misturas ácidas de ácido sulfúrico, clorídrico e nítrico	60°C, 120 minutos de duração	Desmantelamento, moagem, lavagem e secagem com água, lixiviação e precipitação	98% Sn 93% Cu
Moraes (2011)	Cobre	Ácido Sulfúrico	pH 0,5 75°C, 4 horas de duração	Desmantelamento, moagem, separação magnética, lixiviação e eletro-obtenção	99% Cu
Petter <i>et al.</i> (2012)	Prata e ouro	Ácido Sulfúrico, Nítrico e Clorídrico	60°C 2 horas de duração	Desmontagem, cominuição, lixiviação	3% Au 100% Ag (padrão Água régia)
Caldas <i>et al.</i> (2014)	Prata e Estanho	Água régia e Ácido Nítrico	Temperatura ambiente, 24 horas de duração (água régia) 2 horas de duração (ácido nítrico)	Desmantelamento, limpeza com acetona e lixiviação	90,3% Ag 99,9% Sn
Loureuro <i>et al.</i> (2014)	Ouro e cobre	Água régia e Ácido Nítrico	Temperatura ambiente, 24 horas de duração (água régia) 2 horas de duração (ácido nítrico)	Cominuição e lixiviação	Não calculado

Continua

¹ Mistura de ácido clorídrico e ácido nítrico, geralmente 3:1 V/V (GOUVEIA, 2014).

Conclusão					
Referência	Metais extraídos	Agente Lixivante	Condições da lixiviação	Etapas empregadas	Recuperação
Gouveia (2014)	Ouro e cobre	Água régia	90°C 2 horas de duração	Desmantelamento, cominuição, classificação granulométrica, calcinação, lixiviação, recuperação dos metais	99,75% Cu 90% Au
Souza (2016)	Cobre, níquel e prata	Ácido Sulfúrico	80°C 180 minutos de duração	Desmantelamento e lixiviação	Não calculado
Kasper (2016)	Ouro	Deplacante comercial, tiosulfato de sódio e tiosulfato de amônio	25°C 2 horas de duração (deplacante comercial) 4 e 24 horas de duração (tiosulfatos)	Lixiviação e eletrometalurgia	80% Au
Melo (2017)	Bromo, cobre e estanho	Água régia e Ácido Nítrico	80°C 6 horas de duração	Desmantelamento, cominuição, separação granulométrica, lixiviação e caracterização	42,32% da massa total lixiviada
Jorge (2019)	Cobre	Amônia, sulfato de amônia com peróxido de hidrogênio	Percolação contínua em coluna de acrílico	Desmantelamento, fragmentação, separação granulométrica, lixiviação e eletrodeposição	98,4 % Cu
Soares (2019)	Cobre	Ácido Nítrico	60°C 4 horas de duração	Desmantelamento, fragmentação, separação granulométrica, separação magnética, lixiviação e recuperação do cobre	75% Cu

Fonte: Elaboração própria.

3.2.8 Processamento biohidrometalúrgico

O processamento biohidrometalúrgico, chamado também de biolixiviação, se difere do hidrometalúrgico devido à ação de microrganismos para a recuperação dos metais. A escolha desses agentes microbianos depende de suas características e do lixiviado formado. Os microrganismos mais utilizados são: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans* e *archaeas* (KASPER, 2016).

As principais vantagens desse processamento frente ao hidrometalúrgico são: economia de reagentes, facilidade de instalação e uso de mão-de-obra não especializada

(MORAES *et al.*, 2014), além de exigir um menor consumo de energia e ter menor emissão de gases tóxicos. No entanto, a principal desvantagem desse processo é o elevado tempo de tratamento (ERÜST *et al.*, 2013).

Os microrganismos utilizados geralmente são aeróbios, ou seja, o meio reacional é rico em oxigênio. Dentre os principais gêneros empregados na biolixiviação, pode-se destacar o gênero *acidithiobacillus* cuja espécie *ferrooxidans* bacteriana é capaz de oxidar o ferro, crescer em condições ambientais extremas (alta acidez e concentração de metais), fixar o gás carbônico atmosférico e solubilizar metais com elevado valor agregado (YAMANE, 2012).

Outro gênero a ser ressaltado é *Leptospirillum*, cujas espécies são quimiolitotróficas estritas, resistem a baixos pH (entre 1,2 e 2) e temperaturas elevadas. E das *archaeas* destacam-se o gênero *Sulfolobus* por ser uma arqueobactéria, acidófila, termófila extrema, quimioautotrófica facultativa e utilizar o enxofre elementar como fonte energética, e o gênero *Acidianus* que consegue oxidar o enxofre, ferro (II) e sulfetos metálicos, além de crescer em meios com até 4% de cloretos de sódio (YAMANE, 2012).

Os fatores que mais influenciam na biolixiviação são parâmetros físico-químicos, microbiológicos, as propriedades dos minérios ou materiais tratados e o tipo de processo. Os fatores do primeiro grupo compreendem o pH, temperatura, potencial de oxirredução, disponibilidade de oxigênio, dióxido de carbono, disponibilidade de nutrientes, tensão superficial e concentração de íon férrico. Dos parâmetros microbiológicos, pode-se citar a presença de inibidores, diversidade microbiológica, densidade populacional, atividade microbiana, distribuição espacial dos microrganismos, tolerância aos metais e habilidade de adaptação. Acerca das propriedades do minério, resalta-se o tipo de material, composição, tamanho das partículas, área superficial, porosidade, hidrofobicidade e interações galvânicas. E, por fim, no tipo de processo, fatores como tipo de lixiviação, densidade da polpa, agitação e geometria da pilha influenciam o processo (YAMANE, 2012).

Na Tabela 7, há uma revisão bibliográfica com os parâmetros e microrganismos utilizados para a biolixiviação de metais e suas respectivas eficiências.

Tabela 7: Parâmetros de processo para a biolixiviação de PCIs.

Referência	Metais extraídos	Microorganismo	Condições da biolixiviação	Recuperação
Ilyas <i>et al.</i> (2007)	Alumínio, Cobre, Níquel e Zinco	<i>S. thermosulfidooxidans e acidophilic isolate</i>	pH: 2,0 T: 45°C S/L ¹ : 1% m/v Agitação: 180 rpm Tempo: 18 dias	79% Al 89% Cu 81% Ni 83% Zn
Yang <i>et al.</i> (2009)	Cobre	<i>A. ferrooxidans</i>	pH: 2,0 T: 30°C S/L ¹ : 2,5% m/v Agitação: 165 rpm Tempo: 4 dias	100% Cu
Liang <i>et al.</i> (2010)	Cobre	<i>A. ferrooxidans e A. thiooxidans</i>	pH: 1,5 T: 32°C S/L ¹ : 3% m/v Agitação: 180 rpm Tempo: 10 dias	90% Cu
Zhu <i>et al.</i> (2011)	Alumínio, Cobre e Zinco	<i>Mixed Acidophilic bacteria</i>	pH: 2,0 T: 30°C S/L ¹ : 1,2% m/v Agitação: 160 rpm Tempo: 1,8 dias	88,2% Al 96,8% Cu 91,6% Zn
Bas <i>et al.</i> (2013)	Cobre	<i>A. ferrooxidans, L. ferrooxidans e A. thiooxidans</i>	pH: ,17 T: 35°C S/L ¹ : 1% m/v Agitação: 175 rpm Tempo: 4,8 dias	89% Cu
Arshadi e Mousavi (2014)	Cobre e Níquel	<i>A. ferrooxidans</i>	pH: 1,7 T: 35°C S/L ¹ : 1% m/v Agitação: 175 rpm Tempo: 4,8 dias	100% Cu 100% Ni
Hong e Valix (2014)	Cobre	<i>A. thiooxidans</i>	pH: 1,0 T: 30°C S/L ¹ : 1% m/v Tempo: 5 dias	60% Cu
Yang <i>et al.</i> (2014)	Alumínio, Cobre e Zinco	<i>A. ferrooxidans</i>	pH: 2,2 T: 30°C S/L ¹ : 1,5% m/v Agitação: 170 rpm Tempo: 3 dias	75,4% Al 96,8% Cu 83,8% Zn
Mrazikova <i>et al.</i> (2015)	Alumínio, Cobre, Níquel e Zinco	<i>A. ferrooxidans e A. thiooxidans</i>	pH: 1,5 - 2,2 S/L ¹ : 1% m/v Tempo: 28 dias	20% Al 100% Cu 92% Ni 89% Zn
Işıldar <i>et al.</i> (2016)	Cobre	<i>A. ferrooxidans e A. thiooxidans</i>	pH: 1,0 - 1,6 T: ambiente S/L ¹ : 1% m/v Agitação: 150 rpm Tempo: 7 dias	98% Cu

Legenda: ¹ quantidade de PCI por volume de solução empregado na biolixiviação

Continua

Conclusão				
Referência	Metais extraídos	Microrganismo	Condições da biolixiviação	Recuperação
Utamura <i>et al.</i> (2017)	Cobre	<i>Acidophilic bacteria</i> da drenagem ácida de minas	pH: 1,8 T: 30°C S/L ¹ : 3,5% m/v Agitação: 170 rpm Tempo: 15 dias	92% Cu
Rizki (2019)	Ouro	<i>Acidiplasma sp.</i>	pH: 1,5 T: 45°C S/L ¹ : 3% m/v Agitação: 150 rpm Tempo: 2 dias	98% Au

Legenda: ¹ quantidade de PCI por volume de solução empregado na biolixiviação

Fonte: Adaptado de Marra *et al.* (2018).

Observa-se na Tabela 7 que, no geral, as eficiências de recuperação foram acima de 90%. No entanto, a duração dessa etapa é bem longa, uma vez que o menor tempo observado na literatura foi de 2 dias, enquanto para a hidrometalurgia era possível encontrar eficiências semelhantes com algumas horas de duração. Além disso, notou-se que muitos estudos focaram em metais como ouro e cobre, assim como na lixiviação. Porém, a recuperação de prata não foi assunto em destaque nos trabalhos sobre biolixiviação. O fator S/L da Tabela 7 indica a quantidade de PCI por volume de solução empregado na biolixiviação.

3.3 Refino

O refino consiste em processos físicos, metalúrgicos e eletrometalúrgicos para a concentração e purificação dos metais recuperados com os processamentos elucidados no item 3.2. Esses processos podem compreender a extração por solvente, precipitação ou cementação e processo eletrometalúrgico (MORAES *et al.*, 2014).

3.3.1 Extração por solvente

A extração por solventes consiste na recuperação seletiva de metais por meio de um processo extrativo líquido-líquido com o auxílio de solventes orgânicos (MORAES *et al.*, 2014). O princípio da separação é a diferença de solubilidade das espécies na qual

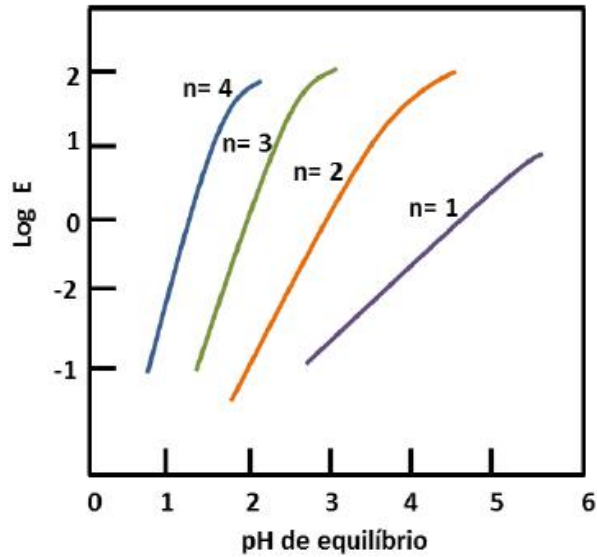
duas fases são misturadas e os metais migram da fase aquosa para a orgânica, normalmente, na forma de complexos orgânicos solúveis. Esses complexos formados geralmente são hidrofóbicos, favorecendo, assim, a sua solubilização na fase orgânica (CORREA, 2015).

Chamam-se agentes extratores aqueles que facilitam a transferência do metal da fase aquosa para a fase orgânica, sendo ele complexante ou não (SOUZA, 2016). Podem ser utilizados três tipos de agentes extratores: ácido, básico ou solvatação. No primeiro tipo de agente, a extração depende da acidez do meio, pois quanto maior o pH, mais a migração do metal para a fase orgânica é favorecida, uma vez que ao reagir com o ligante, um “H⁺” é liberado. Alguns exemplos desse agente são: ácidos carboxílicos, ácidos organofosforados, quelantes ácidos e hidroximas (CORREA, 2015).

No segundo tipo, a formação do complexo ocorre por meio de troca iônica com os ânions do metal, logo, depende da capacidade de formação de complexos aniônicos. No entanto, poucos metais são capazes de formar esse tipo de complexos, como, por exemplo, os metais de terras raras e urânio. Exemplos de agentes básicos são aminas e halogenetos de amônio. Já os agentes de solvatação atuam ao redor do complexo metálico aquoso e reduzem a quantidade de moléculas de água que solvata a espécie. Conseqüentemente, a hidrofobicidade do complexo e a sua dissolução no meio orgânico aumenta. Exemplos desse tipo de agente são os álcoois, éteres, ésteres, amidas e cetonas (CORREA, 2015).

Os principais parâmetros que influenciam o processo de extração são o pH, a concentração do extratante e a temperatura. Conforme citado anteriormente, o pH influencia principalmente a extração por meio do agente ácido devido à liberação de íon “H⁺” na formação do complexo. Portanto, um meio básico favorece esse processo ao consumir o próton formado. No entanto, de uma forma geral, um meio básico propicia a hidrólise do metal e reduz a extração para a fase orgânica. Assim, existe uma faixa de pH ótima para a extração que termina, geralmente, quando se inicia a hidrólise do metal. Além disso, o número de coordenação do metal também influencia na determinação do pH ótimo de extração, conforme Figura 16. Quanto maior for o número de coordenação, maior será o impacto do aumento do pH na formação do complexo (CORREA, 2015).

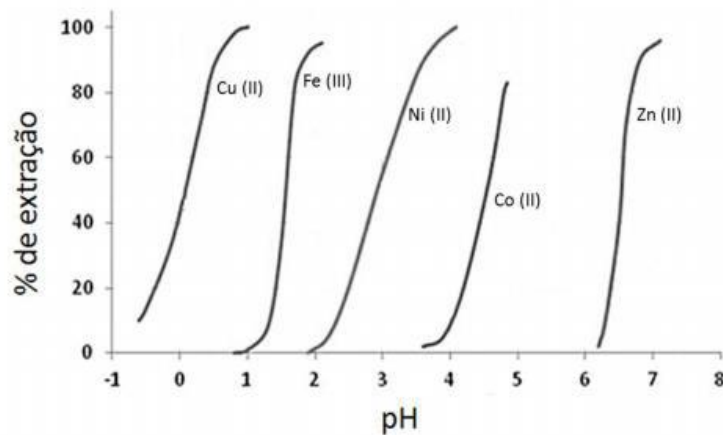
Figura 16: Efeito do pH de acordo com o número de oxidação do metal.



Fonte: CORREA (2015)

Na Figura 17, a seletividade para alguns metais com o extratante AcorgaP50 de acordo com o pH foi apresentado. Percebe-se que é possível determinar qual metal será extraído para a fase orgânica com o controle do pH (ALIPRANDINI, 2017).

Figura 17: Seletividade de extração de metais com o pH.



Fonte: ALIPRANDINI (2017)

A concentração do extratante também é outro fator a ser considerado, pois o coeficiente de extração é proporcional à sua magnitude, logo, quanto maior é a sua concentração no meio, maior é a extração do metal (ALIPRANDINI, 2017).

O último fator de influência a ser discutido é a temperatura. Sua influência é verificada em relação à constante de equilíbrio de extração, à cinética da transferência de massa, à solubilidade das espécies, à separação das fases e às perdas por arraste (CORREA, 2015).

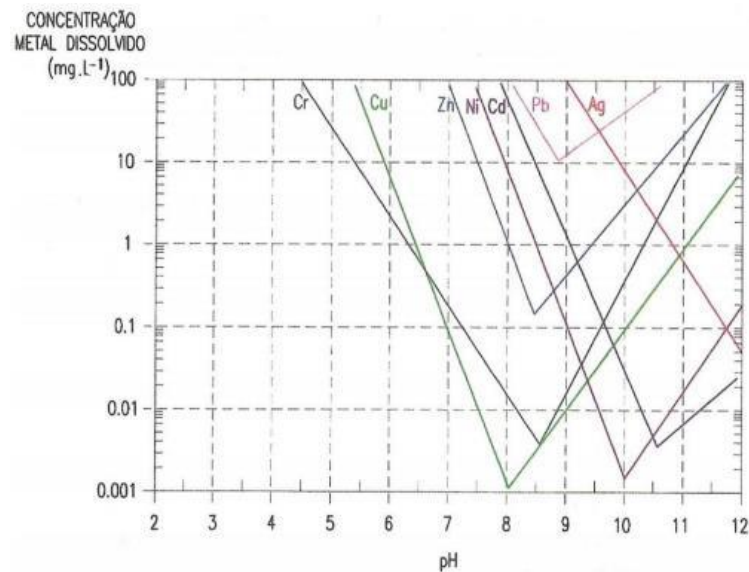
Dessa forma, para a extração de metais provenientes de REEes, deve-se conhecer o licor a ser tratado e determinar quais são os metais de interesse. Assim, é possível escolher o agente extrator adequado e os demais parâmetros da extração para que esse processo seja seletivo e permita a recuperação dos metais com maior pureza. Além disso, é válido ressaltar que a extração geralmente é realizada em temperaturas ambientes ou moderadas. No entanto, após a extração é necessário realizar a extração para a remoção de metais que ainda estejam no licor e promover a recuperação do solvente (ORTET, 2016).

3.3.2 Precipitação ou cementação

A precipitação química é um processo na qual ocorrem reações de dupla troca entre o metal e a substância adicionada para a formação de sólido insolúvel no meio. Esse sólido pode ser um álcali, um sal ou um óxido do metal (MORAES *et al.*, 2014). Esse processo compreende, normalmente, as seguintes etapas: adição dos reagentes para formação do precipitado, floculação, sedimentação e separação sólido-líquido (filtração e centrifugação ou decantação e lavagem) (OLIVEIRA, 2019).

Na formação de precipitado, para a realização da precipitação seletiva, adiciona-se um reagente que forme um composto insolúvel com o metal de interesse. Por exemplo, para a recuperação de prata, pode-se adicionar uma solução contendo cloreto e forma-se cloreto de prata na forma de precipitado. Já para o ouro, pode-se adicionar dióxido de enxofre para a recuperação do ouro com elevadas purezas (GOUVEIA, 2014). Além disso, também é possível precipitar os metais apenas com o ajuste do pH, uma vez que cada metal possui um pH ótimo para formação de hidróxidos insolúveis, conforme pode ser verificado na Figura 18. Percebe-se que a região de formação do hidróxido é delimitada pela parte côncava da curva no gráfico e o pH de maior insolubilidade está sobre o vale da curva (IDE *et al.*, 2011).

Figura 18: Solubilidade dos metais em função do pH.



Fonte: IDE *et al.* (2011)

Após a precipitação, a floculação é a etapa na qual ocorre a agregação das partículas coloidais do sólido formado. Esse processo pode ser promovido pela adição de agentes, geralmente polímeros, a fim de reduzir a tensão elétrica entre as partículas coloidais e favorecer a aglutinação (SILVA, 2009). Os principais fatores que influenciam esse processo são: pH e concentração dos aditivos adicionados (IDE *et al.*, 2011).

Em seguida, na sedimentação ocorre a deposição dos sólidos no fundo do equipamento. As variáveis que influenciam nessa deposição são a velocidade do leito, a concentração dos sólidos e a geometria do sedimentador. Por fim, os sólidos podem ser recuperados por processos de separação sólido-líquido, como a filtração. Essa técnica consiste na passagem do leito em um meio filtrante no qual as partículas sólidas são retidas (SILVA, 2009).

Já na cementação o princípio de separação utilizado é a diferença de eletronegatividade entre as espécies, na qual o elemento menos eletronegativo é precipitado da matriz original (OLIVEIRA, 2019). Ou seja, trata-se de um processo de oxirredução no qual um metal está na sua forma metálica e possui menor potencial de redução do que o metal solubilizado induzindo a precipitação do metal solubilizado (SOARES, 2019). Um exemplo é a cementação do cobre com o auxílio de ferro metálico

que no estudo de Soares e colaboradores (2019) apresentou uma recuperação de 92% do total de cobre da solução.

3.3.3 Processo eletrometalúrgico

Na reciclagem dos REEes podem-se utilizar os processos eletrometalúrgicos para a recuperação de metais. De forma geral, compreendem técnicas para a obtenção de metais por meio da eletrólise com eletrólitos aquosos ou sais fundidos (SILVA, 2018). Esses processos são capazes de recuperar metais preciosos em poucas etapas, com alta eficiência, não possuem restrição quanto ao tipo de resíduo metálico nem quanto ao metal (todos os metais podem ser dissolvidos simultaneamente) e o eletrólito pode ser reciclado (FERNANDES, 2014).

A eletrometalurgia pode ser dividida em processos de eletro-obtenção e eletro-refino. O primeiro é utilizado na produção de metais a partir da lixiviação de minérios ou de materiais a serem recuperados (como os REEes). Já o eletro-refino consiste na purificação de metais por meio da dissolução catódica e re-deposição catódica do metal (KASPER, 2016).

A eletro-obtenção ocorre por meio da transformação dos íons metálicos em sólidos metálicos após a aplicação de um potencial em dois eletrodos inseridos na solução. No catodo ocorre a redução dos íons metálicos e no anodo a oxidação dos ânions. O catodo pode ser confeccionado de metal ou material inerte e o anodo de material inerte (SILVA, 2018).

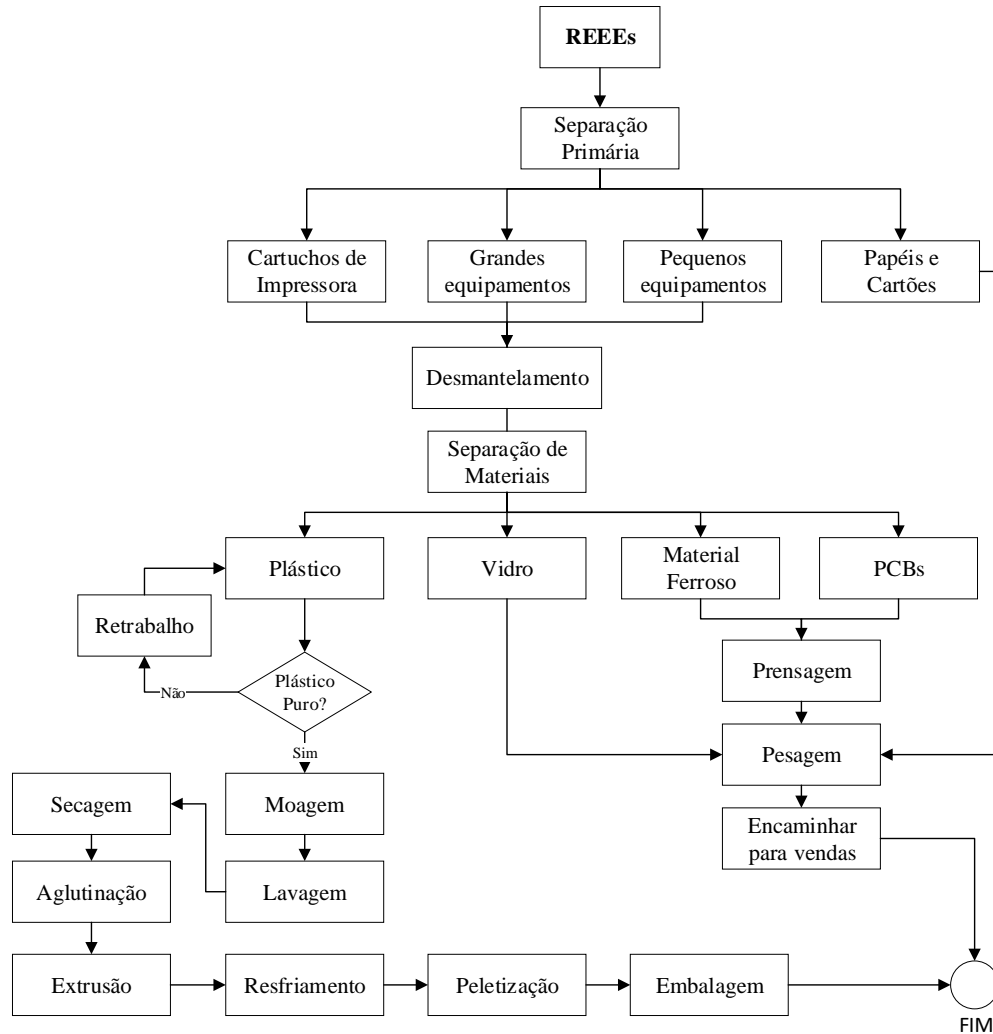
O eletro-refino consiste na utilização do metal contendo impurezas como anodo e um catodo mergulhados em uma solução contendo os íons do metal dissolvidos. Ao ser aplicada uma diferença de potencial, o metal do anodo é dissolvido no meio e se deposita no catodo. Dessa forma, purifica-se o metal (SILVA, 2018).

3.4 Processos adotados nas recicladoras

No Brasil, conforme citado no item 2.7, um estudo de Neto e colaboradores (2017) mapeou os processos de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos de duas recicladoras

paulistanas e após a segregação, o único tratamento realizado foi a reciclagem dos polímeros contidos nos REEEs pós desmantelamento. Na Figura 19, encontra-se o fluxograma do processo de reciclagem de uma das empresas estudadas. Observa-se que os materiais de maior valor agregado (PCBs e materiais ferrosos) são vendidos a terceiros.

Figura 19: Fluxograma do Processo de uma Recicladora de REEEs de São Paulo.

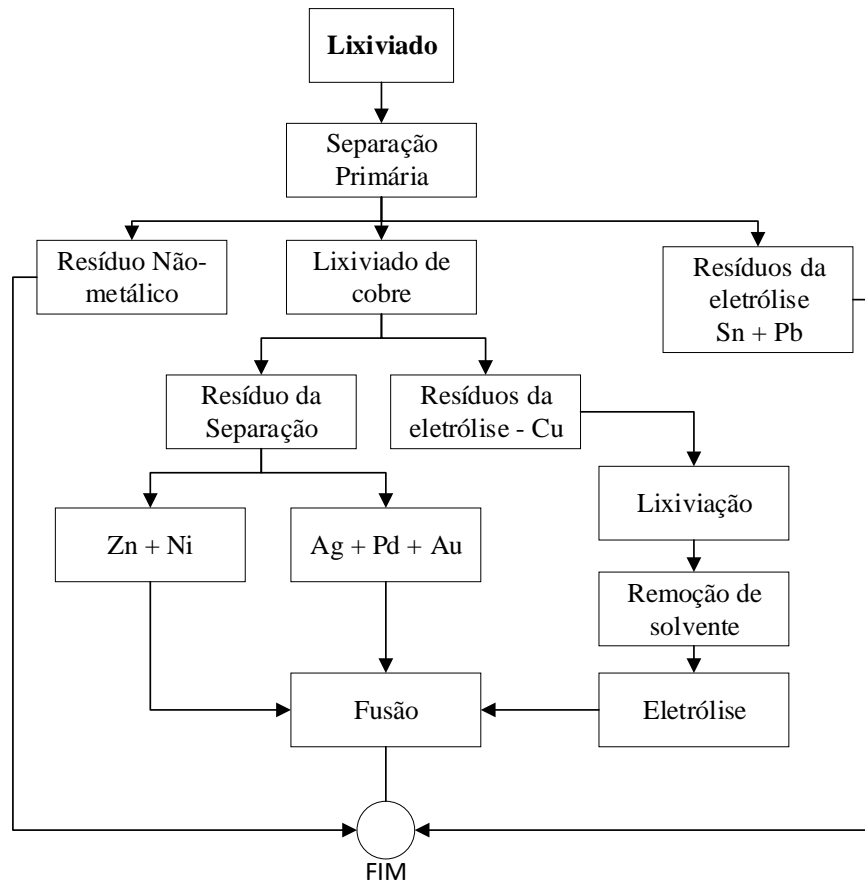


Fonte: Adaptado de NETO *et al.* (2017)

Outra pesquisa sobre as recicladoras brasileiras de Mazon (2014) reporta esse mesmo cenário: a reciclagem no terceiro nível que se refere ao processamento de metais preciosos está concentrada em países desenvolvidos. Os países em desenvolvimento, como o Brasil, quando possuem alguma recicladora para a recuperação de metais se limitam a metais mais comuns e não tratam as PCBs. Isso se deve, principalmente, ao grande capital de investimento requerido e a detenção de tecnologias para o tratamento adequado.

Na Figura 20, encontra-se o Fluxograma de processo de uma recicladora Suíça, na qual são recuperados metais dos REEEs. Nota-se que as etapas presentes no esquema se assemelham às propostas elucidadas no presente trabalho, como lixiviação e eletrólise (NETO *et al.*, 2017).

Figura 20: Fluxograma do Processo de uma Recicladora de REEEs da Suíça.



Fonte: Adaptado de NETO *et al.* (2017)

4 Tecnologias em desenvolvimento para a recuperação de metais de REEE

Nesse capítulo serão abordadas novas tecnologias para a recuperação de metais em REEEs. Para avaliar o potencial inovador de cada proposta, serão considerados os critérios estipulados pela iniciativa STEP (*Solving the e-waste Problem*). São eles: meio ambiente, saúde e segurança; recuperação de recursos; viabilidade econômica e conformidade social (MAZON, 2014).

4.1 Tendências Tecnológicas no Pré-tratamento

As principais tendências observadas nos últimos anos estão relacionadas ao emprego de sensores de visão (LASZLO *et al.*, 2019), às modificações na fabricação dos EEEs visando à otimização do desmantelamento (NOWAKOWSKI, 2018; PEETERS *et al.*, 2017) e à desmontagem de peças com o auxílio de máquinas configuradas para essa operação (RUBIN *et al.*, 2019). Nesse tópico não será abordado o emprego de algoritmos para a otimização sequencial do desmantelamento, uma vez que esse tema foi abordado no capítulo anterior.

Na pesquisa relacionada à primeira tendência citada, Laszlo e colaboradores (2019) propuseram a utilização de sensores e sistemas automatizados para o desmantelamento de placas-mãe de computadores pessoais. Com essa tecnologia, foi possível segregar o plástico, chips de silicone e componentes magnéticos. O sistema elaborado foi capaz de identificar corretamente os componentes em 90% dos casos.

A fim de otimizar o processo de triagem e desmontagem, Nowakowski (2018) sugeriu a utilização de etiquetas com códigos 2D e identificação por radiofrequência, a partir dos quais os fabricantes, ao adicionarem aos seus produtos, seriam identificados os materiais que estão presentes na sua composição, a massa de cada composto e o procedimento para o seu desmantelamento. Dessa forma, nas recicladoras, um aparelho de leitura de códigos identificaria essas informações e, além de facilitar as estratégias de desmantelamento, forneceria uma expectativa da lucratividade da reciclagem dos equipamentos (NOWAKOWSKI, 2018).

Outra estratégia abordada para a otimização do desmantelamento foi a implementação de fixadores sensíveis à temperatura ou à pressão. Dessa maneira, quando o equipamento fosse submetido a determinadas condições, essas partes iriam se desprender e as peças seriam desmanteladas automaticamente. Consequentemente, o tempo de desmantelamento e o gasto com mão-de-obra seria reduzido. O custo médio para a implementação desse modelo foi estimado em 1 euro por monitor, além dos custos de aquisição da câmera de pressão ou de aquecimento (PEETERS *et al.*, 2017).

Além das modificações propostas nos EEE que otimizem o desmantelamento manual, também é possível utilizar máquinas industriais para a realizar o desmonte dos equipamentos. Um estudo de 2019 investigou a utilização de centrífugas e ar quente no desmonte de Placas de Circuito Impressas (PCIs) de fontes e chips de memórias. Todavia, não foram realizados estudos acerca dos impactos ambientais desse processo, nem da viabilidade econômica da implementação em larga escala (RUBIN *et al.*, 2019).

Na Tabela 8, as tecnologias para o pré-tratamento de REEEs foram analisadas conforme os critérios estabelecidos no item 4 e priorizadas de acordo com o impacto caso implementadas.

Tabela 8: Comparação das novas tecnologias para o desmantelamento.

Pesquisa	Meio Ambiente, Saúde e Segurança	Recuperação de Recursos	Viabilidade Econômica	Conformidade Social
Classificação de REEE com sensores de visão (LASZLO <i>et al.</i> , 2019)	Reduz o contato direto de trabalhadores com os resíduos para a sua classificação	90%	Não avaliada	Reduz a geração de empregos formais nas recicladoras
Emprego de etiquetas codificadas para otimização do desmantelamento (NOWAKOWSKI, 2018)	Reduz o contato direto de trabalhadores com os resíduos para a sua classificação	78%	Etiquetas: 0,1 a 4,4 euros/unid. Leitores: 2.500 euros	Reduz a geração de empregos formais nas recicladoras
Utilização de fixadores sensíveis à temperatura e pressão (PEETERS <i>et al.</i> , 2017)	Reduz o contato direto de trabalhadores com os resíduos para o desmantelamento; Maior consumo de energia	75%	Fixadores à pressão: 40.000 euros	Reduz a geração de empregos formais nas recicladoras
Emprego de centrífugas e ar quente no desmonte de PCIs de fontes e chips de memórias (RUBIN <i>et al.</i> , 2019)	Reduz o contato direto de trabalhadores com os resíduos para o desmantelamento; Maior consumo de energia	PCIs de fontes: 94% PCIs de chips: 32%	Não avaliada	Reduz a geração de empregos formais nas recicladoras

Fonte: Elaboração própria.

De uma forma geral, todas as tecnologias analisadas reduziram o contato direto dos trabalhadores com os REEes, o que reduz o risco de contaminação com materiais tóxicos ao aumentar a automatização do processo. No entanto, devido à essa maior autonomia, o emprego de mão-de-obra é reduzido, aumentando, em tese, a lucratividade do processo e reduzindo a geração de empregos. Nota-se ainda, na Tabela 8, que a classificação com auxílio de sensores de visão foi a que apresentou maior eficiência, seguida do emprego de etiquetas. Sobre a viabilidade econômica, percebe-se que a técnica do emprego de etiquetas codificadas foi a alternativa com menores custos atrelados. No entanto, as iniciativas com sensores de visão e com centrífugas e ar quente não foram avaliadas economicamente, assim sendo, essa é uma oportunidade para trabalhos futuros.

4.2 Alternativas para a Pirometalurgia

A pirometalurgia, devido ao grande consumo de energia, às emissões gasosas e por ser uma tecnologia bem consolidada na metalurgia convencional (ABDELBASIR *et al.*, 2018), foi menos explorada nos últimos anos no âmbito acadêmico. O trabalho mais recente que abordou técnicas de aquecimento para a recuperação de metais em PCIs utilizou um micro-ondas industrial para promover o aquecimento, seguido de uma lixiviação e cementação. Esse tipo de processamento gerou uma menor formação de resíduos e um menor tempo comparado às técnicas convencionais (MAHAPATRA *et al.*, 2019).

4.3 Tendências Tecnológicas na Hidrometalurgia

Sobre a hidrometalurgia, no entanto, existem muitos trabalhos na literatura. Os principais focos das pesquisas estão em encontrar condições para a lixiviação mais amenas, conseqüentemente, menos agressivas ao meio ambiente. Essas pesquisas abordam a utilização de tiouréia, tiosulfato, tiocianato e amônia/amônio como agentes lixiviantes, e o desenvolvimento de novos métodos de lixiviação com agentes quelantes, líquido iônico (ionometalurgia) e supercrítica (LI *et al.*, 2018).

Lixiviações com a utilização de tiouréia podem atingir recuperações de até 99% de ouro. Contudo, esse composto é instável em pHs acima de 4,3 sendo facilmente oxidável

e decomposto (LI *et al.*, 2018). Jing-Ying e colaboradores (2012) também avaliaram esse agente lixiviante para o tratamento de REE's e obtiveram 90% de recuperação de ouro e 50% de prata com a concentração de 24g/L e tempo de reação de 2h.

Já o emprego de tiosulfato resultou em uma recuperação maior do que 93% tanto para ouro quanto para prata em 48 horas de reação (LI *et al.*, 2018). Outros estudos alcançaram 98% de recuperação de cobre com 0,12 M de tiosulfato e 0,2 M de amônia (WU *et al.*, 2017). No entanto, apesar do alto percentual de recuperação possível, da sua baixa toxicidade e alta seletividade, a duração do processo é longa se comparada a outras condições de lixiviação e o consumo de tiosulfato é alto, tornando essa opção não muito eficiente (LI *et al.*, 2018; WU *et al.*, 2017).

O tiocianato como agente lixiviante é capaz de atingir até 99,87% de recuperação da prata (SOUZA *et al.*, 2018), sendo utilizado na lixiviação do ouro geralmente com pH entre 1 e 2, além disso, pode ser empregado em conjunto com outras substâncias como tiouréia e iodeto (LI *et al.*, 2018).

Outro agente lixiviante que pode ser utilizado na hidrometalurgia para extração de metais é a amônia. Para a recuperação de cobre, esse composto é seletivo e atinge elevada eficiência (LI *et al.*, 2018). Nas pesquisas de Haccuria e colaboradores (2017) foi possível recuperar 99,56% do cobre combinando a lixiviação com amônia com eletrorecuperação em um processo galvanostático. Além do cobre, outros metais também podem ser lixiviados com sais de amônia, como por exemplo, a extração do zinco com carbonato de amônio, capaz de atingir até 100% de eficiência (LI *et al.*, 2018).

Acerca dos novos métodos de lixiviação em desenvolvimento, a utilização de agentes quelantes com ligantes multi-dentados é uma área a ser explorada. Estudos constaram que lixiviações com EDTA são capazes de extrair cobre de PCIs com eficiência de 84% a temperatura de 100°C e pH igual a 7, por 3 horas. No entanto, o EDTA também pode complexar outros metais como níquel, zinco, estanho, chumbo, ouro, prata e paládio. Portanto, são necessárias etapas adicionais para a separação desses metais e sua recuperação. Além do EDTA, outros quelantes possuem um grande potencial pouco explorado para a lixiviação de metais como a polietilenoimina (PEI) e compostos biodegradáveis como EDDS, GLDA e IDSA (LI *et al.*, 2018).

A lixiviação iônica líquida também é um tema a ser desenvolvido. O líquido iônico é um líquido apenas formado de íons a temperaturas próximas de 100°C ou ambiente. O

cátion é geralmente orgânico e o ânion inorgânico. Devido à essa característica, a formação de cristais é desfavorecida, resultando em baixos pontos de fusão, baixa pressão de vapor e alta estabilidade térmica. Na lixiviação de metais de PCIs, estudos reportaram a extração de cobre com eficiência próxima de 100% (LI *et al.*, 2018). Chen e colaboradores (2015) obtiveram 99% de recuperação de cobre com líquido iônico ácido, a 70°C e com 2 horas de duração. No entanto, apenas a recuperação de cobre foi explorada na literatura, caracterizando a pesquisa de lixiviação com líquido iônico para outros metais como uma oportunidade a ser desenvolvida (LI *et al.*, 2018).

Por fim, a lixiviação supercrítica de metais consiste no tratamento do material com fluido supercrítico, ou seja, uma substância que permanece com uma fase acima da sua temperatura e pressão críticas e apresenta propriedades de gases, como a difusão, e de líquidos, como a densidade. O gás carbônico supercrítico é um dos mais explorados, uma vez que as suas temperaturas (31,1°C) e pressões críticas (7,38MPa) são fáceis de serem atingidas (LI *et al.*, 2018). É possível recuperar 98,5% de ouro, 99% de prata e 97,2% de paládio com essa técnica combinada com a lixiviação com iodeto e as seguintes condições: 420°C e 60 minutos para o ouro e paládio, e 410°C e 30 minutos para a prata. Apesar de ser uma técnica que gera menos passivo ambiental e apresenta bons rendimentos, os custos operacionais e consumo energético são maiores do que na pirometalurgia e hidrometalurgia convencional (LI *et al.*, 2019).

Na Tabela 9, encontra-se uma comparação de algumas lixiviações com agentes convencionais como água régia e cianeto e com as técnicas em desenvolvimento apresentadas anteriormente. Percebe-se que as maiores toxicidades são dos compostos da lixiviação convencional (água régia e cianeto). Os mais eficazes são a água régia, tiouréia e EDTA. No entanto, esses três últimos agentes citados não possuem seletividade alta, o que torna necessária a adoção de etapas adicionais para segregar o metal de interesse. Quanto à reciclagem dos reagentes, o cianeto e EDTA se destacam por possibilitarem a recuperação da solução para reutilização. Com relação aos custos, os reagentes mais caros são o EDTA e líquido iônico. Contudo, esses dois agentes não exigem equipamentos especiais nem tratamentos adicionais como a água régia e cloro ou cloreto, devido à alta corrosividade; o cianeto, devido à sua toxicidade, exige tratamentos adicionais nos efluentes. amônia, com um sistema de absorção; e o fluido supercrítico, que necessita de um reator à alta pressão. Além disso, nota-se que apenas a tiouréia e tiosulfatos são amplamente estudados na literatura (LI *et al.*, 2018).

Tabela 9: Comparação entre vários métodos de lixiviação para a recuperação de metais em PCI.

Método de lixiviação	Impacto ambiental			Viabilidade econômica					Nível de pesquisa
	Toxicidade	Segurança	Taxa de lixiviação	Seletividade	Reciclagem dos reagentes	Custo dos reagentes	Corros.	Investimento especial	
Água régia	Média	Baixa	Muito alto	Baixa	Baixa	Baixo	Muito alta	Equipamento anticorrosivo	Baixo
Cianeto	Alta	Baixa	Médio	Alta	Alta	Médio	Baixa	Tratamento de efluentes	Baixo
Tiouréia (em meio ácido)	Baixa	Média	Muito alto	Média	Baixa	Médio	Alta	Não especificado	Alto
Tiosulfato	Baixa	Alto	Médio	Média	Média	Médio	Baixa	Não especificado	Alto
Tiocianato	Média	Baixa	Alto	Média	Média	Médio	Alta	Não especificado	Baixo
Cloro / Cloreto	Média	Baixa	Alto	Baixa	Baixa	Baixo	Muito alta	Equipamento anticorrosivo	Baixo
Brometo	Média	Baixa	Alto	Baixa	Baixa	Médio	Baixa	Não especificado	Baixo
Iodo / Iodeto	Não tóxico	Alto	Alto	Alta	Média	Médio	Baixa	Não especificado	Baixo
Amônia	Média	Baixa	Alto	Alta	Média	Baixo	-	Sistema de absorção	Médio
Quelante (EDTA)	Não tóxico	Alto	Muito alto	Média	Alta	Alto	Baixa	Não especificado	Baixo
Líquido Iônico	Baixa	Alto	Médio	Informação não disp.	Informação não disp.	Alto	Baixa	Não especificado	Baixo
Fluido Supercrítico	Não tóxico	Alto	Alto	Informação não disp.	Informação não disp.	Baixo	Informação não disp.	Reator à alta pressão	Baixo

Fonte: Adaptado de Li *et al.* (2018).

4.4 Tendências Tecnológicas na Biohidrometalurgia

A biohidrometalurgia, assim como a hidrometalurgia, foi amplamente explorada no âmbito acadêmico nos últimos anos. Estudos recentes continuam com enfoque na recuperação de ouro, cobre e outros metais nobres, e o microrganismo mais estudado foi *A. ferrooxidans*, conforme pode ser observado na Tabela 10 (BANIASADI *et al.*, 2019).

Tabela 10: Estudos recentes de biolixiviação.

Referência	Metais extraídos	Microrganismo	Tipo de Biolixiviação	Condições da biolixiviação	Recuperação
Priya <i>et al.</i> (2018)	Cobre, Zinco, Chumbo e Níquel	<i>A. ferroxidans</i>	Única etapa	pH: 2,5 T: 30°C Agitação: 170 rpm Tempo: 18 dias	94% Cu 92% Zn 64% Pb 81% Ni
Jagannath <i>et al.</i> (2017)	Cobre	<i>Acinetobacter sp. Cr B2</i>	Coluna de placa pulsada	Estágios: 6 PCI / estágio: 10g Frequência: 0,2 s ⁻¹ Amplitude: 6,5 cm Tempo: 6 dias	63% Cu
Xia <i>et al.</i> (2017)	Zinco, Cobre e Alumínio	<i>L. ferriphilum</i> , <i>A. caldus</i>	Reator de tanque agitado	pH: 3,2 T: 45°C S/L: 80 g/L Agitação: 400 rpm Tempo: 7 dias	85,23% Zn 76,59% Cu 70,16% Al
Gu <i>et al.</i> (2017a)	Cobre	<i>A. ferrooxidans</i>	Única etapa	pH: 2,0 T: 28°C S/L: 1:50 m/v Agitação: 125 rpm Tempo: 9 dias	99% Cu
Gu <i>et al.</i> (2017b)	Cobre	<i>A. ferrooxidans</i>	Única etapa	pH: 2,5 S/L: 10 g/L Dosagem grafeno: 0,04g/50mL de cultura Agitação: 125 rpm Tempo: 5 dias	84% Cu
Işıldar <i>et al.</i> (2016)	Cobre e Ouro	Etapa 1: <i>A. ferrivorans</i> / <i>A. thiooxidans</i> Etapa 2: <i>P. fluorescens</i> , <i>Pseudomonas putida</i>	Duas etapas	Etapa 1: pH: 1,0 - 1,6 T: 23°C S/L: 10 g/L Tempo: 7 dias Etapa 2: pH: 7,3 - 8,6 T: 30°C Duração: 2 dias	Etapa 1: 98,4% Cu Etapa 2: 44,0% Au
Bryan <i>et al.</i> (2015)	Cobre, Cromo, Níquel, Estanho e Zinco	<i>L. ferriphilum</i>	Duas etapas	pH: 2,0 T: 37°C pirita: 3% Agitação: 150 rpm Tempo: 7 dias	Não calculado

Fonte: Adaptado de Baniyadi *et al.* (2019).

Na Tabela 10, constam alguns estudos recentes que chegaram a constatações interessantes. Priya e colaboradores (2018) utilizaram ácido cítrico proveniente do suco de limão como agente quelante em uma lixiviação híbrida com o microrganismo. Apesar da alta eficiência de recuperação de metais, essa técnica apresentou a maior duração dentre todos os estudos apresentados na Tabela 10.

Já o trabalho de Jagannath e colaboradores (2017) se destaca pela aplicação de uma coluna com placas pulsantes, e a utilização de condições ambientais, baixo consumo energético e condições controladas. Além disso, também foi avaliado os efeitos do tamanho da coluna, da carga de resíduos, frequência e amplitude da pulsação. No entanto, para se alcançar a eficiência de 63%, foram necessárias 6 etapas consecutivas.

Na pesquisa de Xia e colaboradores (2017), concluiu-se que a bactéria termófila obteve uma melhor performance que a mesófila. Além disso, foi projetado o modelo de processo semi-industrial para dois estágios e uma análise financeira que indicou a viabilidade econômica do projeto, mesmo com o tempo de lixiviação de sete dias.

No estudo de Gu e colaboradores (2017a), foram utilizados nanotubos de carbono dopados com nitrogênio como catalisador na biolixiviação, de forma que a adição desse material aumentou a eficiência do processo em 20% se comparado à biolixiviação somente. Além disso, o processo foi otimizado com base nos efeitos do pH, ORP (*Oxidation Reduction Potential*, em português: potencial de oxidação e redução) e concentrações de Fe^{2+} e Cu^{2+} . O mecanismo de catálise foi analisado e os nanotubos de carbono foram reciclados no final do processamento. Já no segundo trabalho dos mesmos autores, foi utilizado grafeno como catalisador da biolixiviação, o que resultou em elevadas eficiências. Além disso, o aumento da recuperação foi de 10% comparada à biolixiviação sozinha (GU *et al.* 2017b).

No penúltimo trabalho explorado na Tabela 10, os metais foram lixiviados em etapas distintas, facilitando a sua separação. Três técnicas de processamento foram avaliadas: lixiviação, biolixiviação e híbrido, no qual os custos de cada um deles foram estimados e apresentados na Tabela 11. Nota-se que o maior custo total foi associado ao processamento híbrido (hidrolixiviação e biolixiviação), enquanto o mais econômico foi o biológico. Contudo, considerando a receita líquida e o tempo de retorno do investimento, conclui-se que o químico é o mais competitivo. Além disso, o cianeto é produzido no meio pela bactéria. Vale ressaltar que apesar da baixa eficiência para a obtenção do ouro, dentre todos os trabalhos analisados nesse tópico, o trabalho de recuperação de ouro foi o que apresentou menor duração (IŞILDAR *et al.*, 2016).

Tabela 11: Estimativas dos custos e receitas para o processamento de PCIs.

Tecnologia	Custo Operacional (Euro/Kg PCI)	Investimento (Euro/Kg PCI)	Custo Total (Euro/Kg PCI)	Receita Líquida (Euro/Kg PCI)	Tempo de Retorno do Investimento (anos)	Contribuição para Mudanças Climáticas (Kg CO ₂ /Kg PCI)
Biológica	0,159	0,457	0,616	4,41	5,1	8,26
Química	0,224	0,446	0,670	8,97	2,4	14,6
Híbrida	0,232	0,777	1,008	8,25	4,3	11,6

Fonte: Baniyadi *et al.* (2019).

Por fim, no estudo de Bryan e colaboradores (2015) a oxidação microbiana da pirita foi utilizada, a fim de gerar um biolixivante, evidenciando uma nova abordagem para a produção de agente lixivante. No entanto, não foi calculada a eficiência da recuperação.

Dessa forma, esses últimos estudos indicaram tendências do desenvolvimento de técnicas que utilizam catalisadores como nanotubos de carbono e grafeno para aumentar a eficiência da biolixiviação, bem como processos híbridos de hidrolixiviação com biolixiviação, como destaque à biolixiviação com ácido cítrico. Ademais, a adoção de outras fontes de lixivantes produzidas com o auxílio de agentes microbianos, como o exemplo da utilização da pirita, demonstram novas abordagens para trabalhos futuros.

4.5 Tendências Tecnológicas no Refino

Foram encontrados poucos trabalhos acadêmicos nos últimos anos focados na otimização do refino após a lixiviação, biolixiviação e / ou pirólise das placas de circuito impressas. Dos trabalhos analisados, dentre todas as tecnologias para o refino apresentadas no item 3.3, apenas a cementação foi estudada. Dentro dessa temática, o trabalho mais recente consiste na otimização e investigação da cinética da cementação do cobre após a lixiviação de PCIs, no qual o agente de cementação foi comparado com a recuperação de ferro e alumínio. Além disso, a influência da presença de ferro no meio foi avaliada, assim como as condições de pH, potencial de redução e tempo. Um estudo de *scale-up* do processo de cementação foi também realizado (SODHA *et al.*, 2019).

5 Considerações finais

Os REEEs representam um risco para contaminação de solos, águas e atmosfera, além dos efeitos adversos que podem causar na saúde das pessoas com a destinação incorreta. Por se tratar de um resíduo bem diverso, há muitos materiais em sua composição que podem ser recuperados e reutilizados, como os metais e polímeros.

A recuperação de metais, embora represente um grande potencial financeiro, ainda não é devidamente explorada pelas recicladoras nacionais, devido, principalmente, aos altos investimentos iniciais requeridos e à detenção de tecnologia adequada para o seu tratamento. Tendo em vista a mitigação da problemática do descarte inadequado e maior divulgação das tecnologias de tratamento de metais, essas tecnologias convencionais foram apresentadas no capítulo 3.

Na tabela 12, encontra-se um resumo das vantagens e desvantagens dos principais processamentos citados no capítulo 3. Nela pode-se notar que o processamento com maior quantidade de desvantagens é o pirometalúrgico, embora seja o mais utilizado atualmente, por poder tratar qualquer tipo de REEE e não necessitar de pré-tratamento. Suas principais desvantagens estão associadas ao grande consumo energético e à possível formação de gases tóxicos. A biometalurgia, no entanto, é a que apresenta o maior número de vantagens comparada às demais, como por exemplo, a facilidade de instalação, operação com mão-de-obra não especializada e baixo custo de implementação. Contudo, o longo tempo de biolixiviação necessário dificulta uma maior adesão por parte das recicladoras. Por fim, a hidrometalurgia se encontra em uma zona intermediária entre as demais e se caracteriza por consumir menos energia e possuir condições operacionais mais facilmente controladas do que a pirometalurgia. Todavia, ocorre uma grande geração de efluentes que requerem tratamento posterior e utilização de agentes tóxicos para a lixiviação.

Tabela 12: Comparação do processamento de PCIs.

Processamento	Síntese	Vantagens	Desvantagens
Pirometalúrgico	Concentração de metais com altas temperaturas	Não necessita de pré-tratamento	Elevado consumo energético
		Poucas etapas	Pode gerar gases tóxicos devido aos retardantes de chama dos REEEs
		Aplicável a qualquer tipo de REEEs	Não permite a reciclagem de polímeros
			Perda de metais pela volatilização de seus cloretos
			Recuperação de ferro e alumínio é dificultada pela formação de óxidos
Hidrometalúrgico	Tratamento do REEE com agentes químicos	Menor emissão de gases que o pirometalúrgico	Formação de efluentes para serem tratados
		Condições operacionais mais facilmente controláveis	Grande volume de soluções necessários
		Menor investimento inicial se comparado à pirometalurgia	Alguns agentes lixiviantes são tóxicos, como o cianeto
			Pode contaminar águas e solos se os efluentes foram destinados inadequadamente
Biometalúrgico	Tratamento do REEE com agentes biológicos	Facilidade de Instalação	Elevado tempo de tratamento
		Menor custo operacional, pois gera economia de solvente se comparada à Hidrometalurgia	Substâncias tóxicas podem ser produzidas durante a biolixiviação
		Menor consumo de energia que o pirometalúrgico	
		Menor especialização da mão-de-obra necessária	
		Menor emissão de gases que o pirometalúrgico	
		Ecologicamente correto	

Fonte: Adaptado de Abdelbasir *et al.* (2018).

Como o conhecimento científico é dinâmico e novas alternativas surgem constantemente, no capítulo 4 foram apresentadas as tecnologias em desenvolvimento para a recuperação de metais em placas de circuito impresso. O enfoque desse capítulo nesse tipo de peça obsoleta se deve ao alto percentual de metais presentes em sua estrutura. As tecnologias mais exploradas pelos trabalhos acadêmicos foram a hidrometalurgia e biometalurgia. No primeiro tipo de processamento, os enfoques de pesquisa se situam na utilização de diversos agentes lixiviantes menos tóxicos e com maior eficiência de extração que os convencionais. Dentre todos os métodos pesquisados, a lixiviação com agentes quelantes, líquido iônico e supercrítica se destacam como áreas a serem mais exploradas em trabalhos futuros. Na biolixiviação, de forma geral, se destacam pesquisas utilizando catalisadores e técnicas híbridas com a hidrometalurgia, a fim de aumentar a eficiência de recuperação dos metais e reduzir o tempo de tratamento.

6 Referências Bibliográficas

ABDELBASIR, S. M., HASSAN, S. S., KAMEL, A. H., EL-NASR, R. **Status of electronic waste recycling techniques: a review.** Environmental Science and Pollution Research, v. 25, p. 16533 – 16547, 2018.

ABDI – AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL. **Logística reversa de equipamentos eletroeletrônicos: análise de viabilidade técnica e econômica.** Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Brasília: ABDI, 2013.

ABINEE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA. **Panorama Econômico e Desempenho Setorial.** 2019. Disponível em: <<http://www.abinee.org.br/programas/50anos/public/panorama/2019/>> Acesso em: 10 ago. 2019.

ABINEE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA. **Relatório Anual 2018.** 2018. Disponível em: <<http://www.abinee.org.br/programas/imagens/rel2018/>> Acesso em: 03 out. 2019.

ALAM, Z. F., RIEGO, A. J. V., SAMSON, H. R. P., VALDEZ, S. A. V. **The assessment of the genotoxicity of e-waste leachates from e-waste dumpsites in Metro Manila, Philippines.** International Journal of Environmental Science and Technology, v. 16, p. 737 – 754, 2019.

ALGHAZO, J. OUDA, O., ALANEZI, F., ASAM, Z. U. Z., REHAN, M., SALAMEH, M. H., NIZAMI, A. S. **Potential of electronic waste recycling in Gulf Cooperation Council states: an environmental and economic analysis.** Environmental Science and Pollution Research, v. 26, p. 1 – 10, 2019.

ALGHAZO, J., OUDA, O. K. M., HASSAN, A. E. **E-waste environmental and information security threat: GCC countries vulnerabilities.** Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration, v. 4, n. 41207, p. 3 – 13, 2018.

ALIPRANDINI, P. **O uso da extração por solventes para tratamento de licor de lixiviação de minério limonítico de níquel.** 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

AMAZONAS. **Lei n. 247, de 31 de mar. de 2015.** Institui normas e procedimentos para a reciclagem, gerenciamento e destinação final de lixo tecnológico. Manaus, AM, 2015.

ARAÚJO, M. G., MAGRINI, A., MAHLER, C. F., BILITEWSKI, B. **A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil.** Waste Management, n. 32, p. 335 – 342, 2012.

ARENHARDT, D. L., DAMKE, L. I., RODRIGUES, L. A., DILL, R. A., TREVISAN, M. **Comportamento, atitudes e consciência ambiental quanto ao descarte de telefones celulares: um estudo quantitativo na cidade de Santa Maria, Rio Grande do Sul.** Revista de Administração da UFSM, v. 9, p. 43 – 60, 2016.

ARSHADI, M., MOUSAVI, S. M. **Simultaneous recovery of Ni and Cu from computer-printed circuit boards using bioleaching: statistical evaluation and optimization.** Bioresour. Technol., v. 174, p. 233 – 242, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16156: Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos: requisitos para atividade de manufatura reversa.** Rio de Janeiro, p. 26. 2013.

BACH, R. A., SELOW, M. L. C. **A obsolescência programada e suas consequências para o mercado e o meio ambiente.** Vitrine de Produção Acadêmica, v. 3, n. 2, p. 300 – 650, 2015.

BALDÉ, C. P., WANG, F., KUEHR, R., HUISMAN, J. **The Global E-waste Monitor – 2014.** United Nations University (UNU), Institute for the Advanced Study of Sustainability (IAS), Bonn, Germany. 2015.

BALDÉ, C.P., FORTI V., GRAY, V., KUEHR, R., STEGMANN, P. **The Global E-waste Monitor – 2017,** United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Vienna. 2017.

BANIASADI, M., VAKILCHAP, F., BAHALOO-HOREH, N., MOUSAVI, S. M., FARNAUD, S. **Advances in bioleaching as a sustainable method for metal recovery from e-waste: A review.** Journal of Industrial and Engineering Chemistry, v. 76, p. 75 – 90, 2019.

BARROSO, A. P., MACHADO, V. H. **A gestão logística dos resíduos em Portugal.** *Investigação Operacional*, n. 25, p. 179 – 194, 2005.

BARROSO, R. G. M. R. **Dimensionamento de sistemas para recuperação de materiais magnéticos, não magnéticos e polímeros provenientes de resíduo eletrônico.** 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Química Tecnológica) – Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília.

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.

BRADESCO. **Eletrodomésticos e eletroeletrônicos.** Departamento de pesquisas e estudos econômicos. 2017. Disponível em: <https://www.economiaemdia.com.br/EconomiaEmDia/pdf/infset_eletrodomesticos_e_eletronicos.pdf> Acesso em: 10 ago. 2019.

BRASIL. **Decreto n. 7.405, de 23 de dez. de 2010.** Institui o Programa Pró-Catador, denomina Comitê Interministerial para Inclusão Social e Econômica dos Catadores de Materiais Reutilizáveis e Recicláveis o Comitê Interministerial da Inclusão Social de Catadores de Lixo criado pelo Decreto de 11 de setembro de 2003, dispõe sobre sua organização e funcionamento, e dá outras providências. Brasília, DF, dez. 2010.

BRASIL. **Decreto n. 875, de 19 de jul. de 1993.** Promulga o texto da Convenção sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito. Brasília, DF, jul. 1993.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de ago. De 2010.** Política Nacional de Resíduos Sólidos. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução do CONAMA nº 452, de 02 de jul. de 2012.** Dispõe sobre os procedimentos de controle da importação de resíduos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito. Brasília, DF, jul. 2012.

BRIDGENS, B., HOBSON, K., LILLEY, D., LEE, J., SCOTT, J. L., WILSON, G. T. **Closing the Loop on E-waste: A Multidisciplinary Perspective.** *Journal of Industrial Ecology*, v. 23, n. 1, p. 169 – 181, 2017.

BRUNATTO, M. L. **Eficiência da moagem de pó cerâmico em moinho de agitador de esferas.** 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul.

BRYAN, C. G., WATKIN, T. J., MCCREDDEN, Z. R., HARRISON, S. T. L., KAKSONEN, A. H. **The use of pyrite as a source of lixiviant in the bioleaching of electronic waste.** *Hydrometallurgy*, v. 152, p. 33 – 43, 2015.

BUENO, P. A., HAUMANN, F. C., SCHMIDT, C. A. P. **Levantamento de dados sobre a reciclagem do lixo eletrônico no município de medianeira – PR.** *Tecnológica*, v. 17, n. 1, p. 53 – 39, 2013.

CALDAS, M. P. K., SILVA, MORAES, V. T., ESPINOSA, D. C. R., TENÓRIO, J. A. S. **Estudo de rota hidrometalúrgica visando a extração de prata estanho de solda presente em PCI.** In: 69ª Congresso anual da ABM, São Paulo, 2014.

CARVALHO, T. C. M. B., XAVIER, L. H. **Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade.** 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

CASTRO, L. A., MARTINS, A. H. **Recovery of tin and copper by recycling of printed circuit boards from obsolete computers.** *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 26, n. 4, p. 649 – 657, 2009.

CEARÁ. **Decreto n. 26.604, de 16 de mai. de 2002.** Regulamenta a Lei nº 13.103, de 24 de janeiro de 2001, que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos do estado do Ceará. Ceará, CE, 2002.

CHANDRAPPA, R., DAS, D. B. **Solid waste management: principles and practice. Londres: Principles and Practice.** Springer-Verlag, 2012.

CHEN, M. J., ZHANG, S., HUANG, J. X., CHEN, H. Y. **Lead during the leaching process of copper from waste printed circuit boards by five typical ionic liquid acids.** *Journal of Cleaner Production*, v. 95, p. 142 – 147, 2015.

CHIPANA, B. C. H., GOMERO, J. C. M., SOTOMAYOR, M. D. P. T. **Nanostructured Screen-Printed Electrodes Modified with Self-Assembled Monolayers for Determination of Metronidazole in Different Matrices.** Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 25, n. 9, p. 1737 – 1745, 2014.

CISCO. White paper: **Cisco Visual Networking Index: Forecast and Trends, 2017–2022.** 2019. Disponível em: <https://www.cisco.com/c/en/us/solutions/collateral/service-provider/visual-networking-index-vni/white-paper-c11-741490.html#_Toc532256800> Acesso em: 29 set. 2019.

COOPERMITI. **Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos.** Disponível em: <<http://www.coopermiti.com.br/>> Acesso em: 03 out. 2019.

CORREA, M. M. J. **Separação e purificação de metais presentes em placas de circuito impresso de computadores descartados utilizando-se extração por solventes.** 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

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

CURITIBA. **Lei n. 13.509, de 08 de jun. de 2010.** Dispõe sobre o tratamento e destinação final diferenciada de resíduos especiais que especifica e dá outras providências correlatas. Curitiba, PR, 2010.

DAMMANN, E. D. C. C. **Influência da moagem de alta energia na lixiviação ácida de sucata eletrônica.** 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DIESTE, M., SANTOS, R. F., VIAGI, A. F., MARTINS, F. A. S., PANIZZOLO, R. **Reverse logistics models for the collection of Waste Electrical and Electronic Equipment: the Brazilian case.** In: International Conference on Production and Operations Management Society (POMS), Peradeniya, Sri Lanka, 2018, p. 1 – 8.

ECOBRAZ EMIGRE. **Coleta de lixo eletrônico em todo o território nacional.** Disponível em: < <https://www.ecobraz.org.br/quem-somos/>> Acesso em: 03 out. 2019.

ELETROS – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE FABRICANTES DE PRODUTOS ELETROELETRÔNICOS. **Boletim de indicadores setoriais**. 2018. Disponível em: <<https://eletros.org.br/pdf/4295.pdf>> Acesso em: 10 ago. 2019.

ERÜST, C., AKCIL, A., GAHAN, C. S., TUNCUK, A., DEVECI, H. **Biohydrometallurgy of secondary metal resources: a potential alternative approach for metal recovery**. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 88, p. 2115 – 2132, 2013.

EU. **Directive 2003/11/EC of the European Parliament and of the Council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl ether, octabromodiphenyl ether)**. (Official Journal L 42, 15 fev. 2003, p. 45 – 46). Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003L0011:EN:HTML>> Acesso em: 27 set. 2019.

EU. **Diretiva 2012/19/EU do Parlamento Europeu e do Conselho, de 4 de julho de 2012, relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE)**. (Jornal Oficial da União Europeia L 197 de 24 de julho 2012, p. 38-71). Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019&from=EN>>. Acesso em: 13 ago. 2019.

FILHO, E. S. N. **Influência da umidade no dimensionamento e seleção de peneiras vibratórias em instalações de britagem**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FLEISCHMANN, M., RUWAARD, J. M. B., DEKKER, R., LAAN, E. V. D., NUNEN, J. A. E. E. V., WASSENHOVE, L. N. V. **Quantitative models for reverse logistics: A review**. *European Journal of Operational Research*, v. 103, p. 1 – 17, 1997.

GHIMIRE, A., CRUZ, A. L. N. D., WONG, R., NAVASUMRIT, P., CORMIER, S., LOMNICKI, S. M. **Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in ambient air samples at the electronic waste (e-waste) reclamation site**. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, v. 1, p. 79 – 89, 2019.

GHISOLFI, V., CHAVES, G. L. D., SIMAN, R. R., XAVIER, L. H. **System dynamics applied to closed loop supply chains of desktops and laptops in Brazil: A**

perspective for social inclusion of waste pickers. *Waste Management*, v. 60, p. 14 – 31, 2017.

GOUVEIA, A. R. **Recuperação de metais de placas de circuito impresso por via hidrometalúrgica.** 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, Porto.

GU, W., BAI, J., DONG, B., ZHUANG, X., ZHAO, J., ZHANG, C., WANG, J., SHIH, K. **Enhanced bioleaching efficiency of copper from waste printed circuit board driven by nitrogen-doped carbon nanotubes modified electrode.** *Chemical Engineering Journal*, v. 324, p. 122 – 129, 2017a.

GU, W., BAI, J., DONG, B., ZHUANG, X., ZHAO, J., ZHANG, C., WANG, J., SHIH, K. **Catalytic effect of graphene in bioleaching copper from waste printed circuit boards by *Acidithiobacillus ferrooxidans*.** *Hydrometallurgy*, v. 171, p. 172 – 178, 2017b.

GUARNIERI, P., SILVA, L. C., LEVINO, N. A. **Analysis of electronic waste reverse logistics decisions using Strategic Options Development Analysis methodology: A Brazilian case.** *Journal of Cleaner Production*, v. 133, p. 1105 – 1117, 2016.

GUPTA, M. **Environmental Effects of Growing E Waste.** *International Journal of Science and Research*, v. 3, n. 12, p. 204 – 206, 2014.

HACCUA, E., NING, P., CAO, H., VENKATESAN, P., JIN, W., YANG, Y., SUN, Z. **Effective treatment for electronic waste - Selective recovery of copper by combining electrochemical dissolution and deposition.** *Journal of Cleaner Production*, v. 152, p. 150 – 156, 2017.

HALLGREN, S., SINJARI, T., HAKANSSON, H., DARNERUD, P. O. **Effects of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on thyroid hormone and vitamin A levels in rats and mice.** *Toxicokinetics and metabolism*, v. 75, p. 200 – 208, 2001.

HAMERSKI, F. **Emprego de processamento mecânico na concentração de cobre a partir de placas de circuito impresso.** 2018. Tese (Doutorado em Engenharia) – Departamento de Engenharia de Materiais da Escola de Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do rio Grande do Sul, Porto Alegre.

HAN, W., FENG, J., GU, Z., CHEN, D., WU, M., FU, J. **Polybrominated Diphenyl Ethers in the Atmosphere of Taizhou, a Major E-Waste Dismantling Area in China.** Bull Environ Contam Toxicol, v. 83, p. 783 – 788, 2009.

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

HIGASHIYAMA, Y., ASANO, K. **Recent progress in electrostatic separation technology.** Particulate Science and Technology, v. 16, p. 77 – 90, 1998.

HONG, Y., VALIX, M. **Bioleaching of electronic waste using acidophilic sulfur oxidising bacteria.** J. Clean. Prod., v. 65, p. 465 – 472, 2014.

HOORNWEG, D., BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management.** Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington. 2012. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>> Acesso em: 29 set. 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010: população no último censo.** 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/rio-de-janeiro/panorama>> Acesso em: 02 out. 2019.

IDC. **Estudo da IDC aponta que mercado brasileiro de celulares teve queda de 6% em unidades, mas cresceu 8% em receita no primeiro trimestre.** 2019. Disponível em: <<http://www.idcbrasil.com.br/releases/news.aspx?id=2525>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

IDC. **Mercado de PCs mantém crescimento em 2018, segundo IDC Brasil.** 2019. Disponível em: <<http://www.idcbrasil.com.br/releases/news.aspx?id=2481>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

IDE, W. R., RIBEIRO, M. L. **Estudo de coagulação-floculação visando tratamento de resíduos líquidos perigosos.** In: XII Encontro de Iniciação científica da UFMS, 2011, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2011.

ILYAS, S., ANWAR, M.A., NIAZI, S.B., GHAURI, M. A. **Bioleaching of metals from electronic scrap by moderately thermophilic acidophilic bacteria.** Hydrometallurgy, v. 88, p. 180 – 188, 2007.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos de Logística Reversa Obrigatória**. Brasília: IPEA, 2012. Disponível em: <
http://ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120807_relatorio_residuos_solidos_reversa.pdf> Acesso em: 01 out. 2019.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Relatório de Pesquisa: diagnóstico sobre catadores de resíduos sólidos**. Brasília: IPEA, 2012.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Situação Social das catadoras e dos catadores de material reciclável e reutilizável – Brasil**. Brasília: IPEA, 2013.

IŞILDAR, A., VOSENBERG, J. V., RENE, E. R., HULLEBUSCH, E. D. V., LENS, P. N. L. **Two-step bioleaching of copper and gold from discarded printed circuit boards (PCB)**. *Waste Management*, v. 57, p. 149 – 157, 2016.

JACKSON, E. **Hydrometallurgical extraction and reclamation**. New York: Ellis Horwood Ltd., 1986.

JAGANNATH, A., SHETTY, V. K., SAIDUTTA, M. B. **Bioleaching of copper from electronic waste using *Acinetobacter sp. Cr B2* in a pulsed plate column operated in batch and sequential batch mode**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, p. 1599 – 1607, 2017.

JORGE, A. S. S. **Recuperação de cobre em Placas de Circuito Impresso: Lixiviação por percolação usando uma solução amoniacal**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto.

KAMEOKA, F. **Reciclagem de resíduos eletroeletrônicos: um estudo cinético da lixiviação ácida de ferro de placas de circuito impresso de microcomputadores**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

KASPER, A. C. **Utilização de técnicas hidrometalúrgicas e eletrometalúrgicas na recuperação de ouro proveniente de sucatas de telefones celulares**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

KIDDEE, P., DECHARAT, S. **Risk assessment of lead and cadmium exposure from electronic waste recycling facilities in Southern Thailand.** *Environmental Earth Sciences*, v. 77, p. 456, 2018.

KUNRATH, J. L. **Resíduos eletroeletrônicos: um diagnóstico da cadeia de processamento.** 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LASZLO, R., HOLONEC, R., COPÎNDEAN, R., DRAGAN, F. **Sorting System for e-Waste Recycling using Contour Vision Sensors.** In: 8th International Conference on Modern Power Systems (MPS), 2019, Cluj-Napoca, Romania. Cluj-Napoca: Technical University of Cluj-Napoca, 2019, p. 1 – 4.

LEINIG, A. K. G., PINTO, J. S. P., JANISSEK, P. R. **Logística reversa: O quanto os fabricantes de computadores estão preparados, suas alternativas e práticas.** *Brazilian Journal of Development*, v. 3, n. 2, p. 244 – 271, 2017.

LEPAWSKY, J. **The changing geography of global trade in electronic discards: time to rethink the e-waste problem.** *The Geographical Journal*, v. 181, n. 2, p. 147 – 159, 2015.

LI, H., EKSTEEN, J., ORABY, E. **Hydrometallurgical recovery of metals from waste printed circuit boards (WPCBs): Current status and perspectives – A review.** *Resources, Conservation & Recycling*, v. 139, p. 122 – 139, 2018.

LI, K., XU, Z. **A review of current progress of supercritical fluid technologies for e-waste treatment.** *Journal of Cleaner Production*, v. 227, p. 794 – 809, 2019.

LI, W., XIA, K., LU, B., CHAO, K. M., GAO, L., YANG, J. X. **A Distributed Service of Selective Disassembly Planning for Waste Electrical and Electronic Equipment with Case Studies on Liquid Crystal Display.** In: LI, W., MEHNEN, J. *Cloud Manufacturing: Distributed Computing Technologies for Global and Sustainable Manufacturing.* Londres: Springer-Verlag, 2013.

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, p. 322 – 326, 2010.

LONDON, B. **Ending the depression through planned obsolescence**. New York, v. 25, p. 0-19, 1932.

LOUREIRO, B. M., SILVA, F. P. C., MORAES, V. T., TENÓRIO, J. A. S., ESPINOSA, D. C. R. **Valorização, classificação e caracterização de PCIs**. In: 69^a Congresso anual da ABM, São Paulo, 2014.

LUNDGREN, K. **The global impact of e-waste: Addressing the challenge**. International Labour Office, Programme on Safety and Health at Work and the Environment (SafeWork), Sectoral Activities Department (SECTOR) – Geneva: ILO, 2012.

MAHAPATRA, R. P., SRIKANT, S. S., RAO, R. B., MOHANTY, B. **Recovery of basic valuable metals and alloys from E-waste using microwave heating followed by leaching and cementation process**. Sādhanā, v. 44, p. 1 – 10, 2019.

MARQUES, C. G., SILVA, V. G. **EWASTEU Programme: proposals to minimize the problem of e-waste**. Saúde & Tecnologia, n. 12, p. 41 – 45, 2014.

MARRA, A., CESARO, A., RENE, E. R., BELGIORNO, V., LENS, P. N. L. **Bioleaching of metals from WEEE shredding dust**. Journal of Environmental Management, v. 210, p. 180 – 190, 2018.

MCCABE, W. L., SMITH, J. C., HARRIOTT, P. **Unit operations of Chemical Engineering**. 5. ed. Singapura: McCraw-Hill International Editions, 1993.

MCCAN, D., WITTMANN, A. **E-waste Prevention, Take-back System Design and Policy Approaches**. United Nations University (UNU), Solving the E-Waste Problem (Step) Green Paper. 2015.

MELO, R. A. C. **Utilização de técnicas hidrometalúrgicas e eletrometalúrgicas na recuperação de ouro proveniente de sucatas de telefones celulares**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

MINAS GERAIS. **Lei n. 18.031, de 12 de jan. de 2009**. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Minas Gerais, MG, 2009.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Consulta pública eletroeletrônicos: acordo setorial de produtos eletroeletrônicos e seus componentes**.

2019. Disponível em: <http://consultaspublicas.mma.gov.br/eletroeletronicos/?fbclid=IwAR2fKTB0BSAB3jJEy_EUSLRI_nV-FbqNCmL0s1Bdr9prNu5ohOX69bKJD0A> Acesso em: 01 out. 2019.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Convenção de Basiléia: Controle dos Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.** 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/convencao-de-basileia.html>> Acesso em: 01 out. 2019.

MOLETSANE, R. I., VENTER, C. **Electronic Waste and its Negative Impact on Human Health and the Environment.** In: International Conference on Advances in Big Data, Computing and Data Communication Systems (icABCD), 2018, Durban, South Africa. Durban University of Technology, 2018, p. 1 – 7.

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

MORAES, V. T., ESPINOSA, D. C. R., LUCENA, L. L. Tecnologias de tratamento para resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. In: CARVALHO, T. C. M. B., XAVIER, L. H. **Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade.** 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

MRAZIKOVA, A., MARCINCAKOVA, R., KADUKOVA, J., VELGOSOVA, O., BALINTOVA, M. **Influence of used bacterial culture on zinc and aluminium bioleaching from printed circuit boards.** Nova Biotechnol. Chim, v. 14, p. 45 – 51, 2015.

NETO, G. C. O., CORREIA, A. J. C., SCHROEDER, A. M. **Economic and environmental assessment of recycling and reuse of electronic waste: Multiple case studies in Brazil and Switzerland.** Resources, Conservation & Recycling, v. 127, p. 42 – 55, 2017.

NETO, J. F. O., SILVA, M. M., SANTOS, S. M. **A Mini-Review of E-Waste Management in Brazil: Perspectives and Challenges.** Clean – Soil, Air, Water, v. 47, n. 1900152, 2019.

NOWAKOWSKI, P. **A novel, cost efficient identification method for disassembly planning of waste electrical and electronic equipment.** Journal of Cleaner Production, v. 172, p. 2695 – 2707, 2018.

OLIVEIRA, L. S. S. **Recuperação de prata de células fotovoltaicas por meio de lixiviação ácida e precipitação.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

ONU – NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **ONU anuncia Pacto Global de Mídia para conscientizar sobre os objetivos de desenvolvimento sustentável.** 2018. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/onu-anuncia-pacto-global-de-midia-para-conscientizar-sobre-os-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel/>> Acesso em: 03 out. 2019.

ORTET, O. A. L. **Extração Líquido-Líquido na Separação de Metais Raros e Preciosos de Matrizes Cloretadas Complexas.** 2016. Tese (Doutorado em Química) – Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.

OTTONI, M. S. O., NASCIMENTO, H. F., XAVIER, L. H. **Geração de resíduos eletroeletrônicos no estado do rio de janeiro: logística reversa a partir dos pontos de entrega voluntária (PEVS).** In: 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, Gramado, Rio Grande do Sul, 2018.

PAES, C. E., BERANARDO, M., LIMA, R. S., LEAL, F. **Management of Waste Electrical and Electronic Equipment in Brazilian Public Education Institutions: Implementation Through Action Research on a University Campus.** Systemic Practice and Action Research, v. 30, p. 377 – 393, 2017.

PANT, V. K., KUMAR, S. **Global and Indian Perspective of E-Waste and its Environmental Impact.** In: International Conference on System Modeling & Advancement in Research Trends, 2018, Moradabad, India. Moradabad: Teerthanker Mahaveer University, 2018, p. 132 – 137.

PARK, Y. J., FRAY, D. J. **Recovery of high purity precious metals from printed circuit boards.** Journal of Hazardous Materials, v. 164, p. 1152 – 1158, 2009.

PATENT INSPIRATION. **Search and analyze patents**, 2019. Disponível em: <<https://app.patentinspiration.com/#/report/3f635d68B954/filter>> Acesso em: 15 de dez. 2019.

PECHT, M. G., ALI, I., CARLSON, A. **Phthalates in Electronics: The Risks and the Alternatives**. IEEE Access (Institute of Electrical and Electronics Engineers), v. 6, p. 6232 – 6242, 2018.

PEETERS, J. R., VANEGAS, P., DEWULF, W., DUFLOU, J. R. **Economic and environmental evaluation of design for active disassembly**. Journal of Cleaner Production, v. 140, p. 1182 – 1193, 2017.

PETTER, P. M. H., BERNARDES, A. M., VEIT, H. M., BRITO, D. O. **Estudo de lixivantes alternativos para extração de metais de placas de circuito impresso**. In: VIII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2012.

PETTER, P. M. H., VEIT, H. M., BERNARDES, A. M. **Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones**. Waste Management, v. 34, p. 475 – 482, 2014.

PINHEIRO, E. L., MONTEIRO, M. A., ALMEIDA, R. N., FRANCO, R. G. F., PORTUGAL, A. M. **Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos – PGIREEE**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro, p. 40, 2009.

PRIYA, A., HAIT, S. **Extraction of metals from high grade waste printed circuit board by conventional and hybrid bioleaching using *Acidithiobacillus ferrooxidans***. Hydrometallurgy, v. 177, p. 132 – 139, 2018.

RCEL, D., GANTZ, J., RYDNING, J. **The digitization of the world: from edge to core**. IDC White paper. 2018. Disponível em: <<https://www.seagate.com/www-content/our-story/trends/files/idc-seagate-dataage-whitepaper.pdf>> Acesso em: 28 set. 2019.

RHYNER, C. R., SCHWARTZ, L. J., WENGER, R. B., KOHRELL, M. G. **Waste Management and Resource Recovery**. Florida: CRC Press, 1995.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei n. 9.921, de 27 de jul. de 1993.** Dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do artigo 247, parágrafo 3º, da Constituição do Estado e dá outras providências. Porto Alegre, RS, 1993.

RIZKI, I. N., TANAKA, Y., OKIBE, N. **Thiourea bioleaching for gold recycling from e-waste.** Waste Management, v. 84, p. 158 – 165, 2019.

ROJAS, M. G. R. **Otimização da Operação e Manutenção de um Sistema de Separação de Resíduos – Centro de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da AMRPB.** 2014. Relatório de Estágio (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Instituto Politécnico de Viseu, Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu, Viseu.

ROTHER, D. L. **Global E-waste trade: the need for formal regulation and accountability beyond the organization.** Criminology & Public Policy, v. 9, n. 3, p. 561 – 567, 2010.

RUBIN, R. S., CASTRO, M. A. S., BRANDÃO, D. **Disassembly of waste printed circuit boards using air heating and centrifugal force.** Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v. 23, p. 1 – 13, 2019.

SAMPAIO, J. A., LUZ, A. B., FRANÇA, S. C. A., GONZAGA, L. M. Separação magnética e eletrostática. In: LUZ, A. B., FRANÇA, S. C. A., BRAGA, P. F. A. **Tratamento de Minérios.** 6. ed. Rio de Janeiro: CETEM – Centro de Tecnologia Mineral / MCTIC – Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2018.

SANTOS, C., BISOGNIN, R. P., SOUZA, E. L., GUERRA, D., VASCONCELOS, M. C. **Perfil socioeconômico de catadores de materiais recicláveis do município de Três Passos-RS.** Revista Extensão em Foco, n. 15, p. 56 – 70, 2018.

SANTOS, M. M. **Proposta de ação para o descarte de resíduos eletroeletrônicos: um estudo na universidade federal de Sergipe.** 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Administração) – Departamento de Administração do Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.

SAOJI, A. **E-waste management: an emerging environmental and health issue in India.** National Journal of Medical Research, v. 2, n. 1, p. 107 – 110, 2012.

SAOJI, A. **E-waste management: an emerging environmental and health issue in India.** National journal of medical research, v. 2, p. 107 – 110, 2012.

SILVA, C., TENÓRIO, J. A., XAVIER, L. H. Desafios na gestão de REEE: panorama atual e perspectivas futuras. In: CARVALHO, T. C. M. B., XAVIER, L. H. **Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

SILVA, E. C. **Recuperação de metais em placas de circuito impresso**. 2018. Dissertação (Mestrado em Química) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

SILVA, R. D. R. **Tratamento de drenagens ácidas de minas de carvão pelo processo NFSL- Neutralização, Floculação e Sedimentação Lamelar**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SIQUEIRA, V. S., MARQUES, D. H. F. **Gestão e descarte de resíduos eletrônicos em belo horizonte: algumas considerações**. Caminhos de Geografia, v. 13, n. 43, p. 174 – 187, 2012.

SOARES, A. C., RIBEIRO, Y. D. **Avaliação do processo de extração do cobre contido em placas de circuito impresso via hidrometalúrgia e recuperação por oxirredução**. Brazilian Journal of Development, v. 5, n. 8, p. 11521 – 11531, 2019.

SODHA, A. B., TIPRE, D. R., DAVE, S. R. **Optimization and kinetics of copper cementation from bio-leachate generated during the waste printed circuit board (E-waste) processing**. Environmental Sustainability, v. 2, p. 391 – 399, 2019.

SOUZA, W. B. **Separação de metais com alto valor agregado a partir de placas de circuito impresso**. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

SOUZA, W. B., ABREU, C. S., RODRIGUES, G. D., MAGESTE, A. B., LEMOS, L. R. **Selective separation of Cu, Ni and Ag from printed circuit board waste using an environmentally safe technique**. Journal of Environmental Management, v. 226, p. 76 – 82, 2018.

SUN, H., LI, Y., WANG, P., ZHENG, S., MATSIKO, J., WANG, D., ZHANG, W., HAO, Y., ZHANG, Q., JIANG, G. **Atmospheric levels and distribution of**

Dechlorane Plus in an E-waste dismantling region of East China. Science China Chemistry, v. 60, n. 2, p. 305 – 310, 2017.

THOMPSON, S. **Electronic Waste and Its Regulation.** In: MEYERS, A. R. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. New York: Springer -Verlag, 21012.

TORRES, C. S., SHAEFFER, L. **Efeito da moagem de alta energia na morfologia e compressibilidade do compósito WC-Ni.** Revista Matéria, v. 15, n. 1, p. 88 – 95, 2010.

UNEP - United Nations Environment Programme. **Basel Convention: on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal.** 2014. Disponível em: <
<https://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/text/BaselConventionText-e.pdf>> Acesso em: 01 out. 2019.

UTIMURA, S. K., ROSARIO, C. G. A., BOTELHO, A. B., TENÓRIO, J. A. S., ESPINOSA, D. C. R. **Bioleaching process for metal recovery from waste materials.** Energy Technology 2017, the Minerals, Metals & Materials Series., p. 283 – 290, 2017.

WESTKÄMPER, E., ULBRICHT, C., LÜCKEFETT, H. J., DULLY, S. **National Registration for Producers of Electronic Waste.** Berlin: Springer, 2009.

WIPO - WORLD INTELLECTUAL PROPERTY ORGANIZATION. **Patent Landscape Report on E-Waste Recycling Technologies.** Patent landscape reports project, 2013. Disponível em: <
<https://www.wipo.int/publications/en/details.jsp?id=388&plang=ES>> Acesso em: 02 out. 2019.

WU, Z., YUAN, W., LI, J., WANG, X., LIU, L., WANG, J. **A critical review on the recycling of copper and precious metals from waste printed circuit boards using hydrometallurgy.** Front. Environ. Sci. Eng., v. 11, p. 1 – 14, 2017.

XAVIER, L. H. Design e Sustentabilidade na cadeia de REEE. In: CARVALHO, T. C. M. B., XAVIER, L. H. **Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade.** 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

XAVIER, L. H. **Manual para destinação de resíduos eletroeletrônicos: orientação ao cidadão de como dispor adequadamente os resíduos eletroeletrônicos.** Centro de Tecnologia Mineral - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2017.

XAVIER, L. H., CARVALHO, T. C. M. B. Introdução à gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. In: CARVALHO, T. C. M. B., XAVIER, L. H. **Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade.** 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

XAVIER, L. H., GIESE, E. C., LINS, F. A. F. **Urban mining and e-waste management in south America;** 4th symposium on urban mining and circular economy. 21-23 may 2018; Bergamo, Italy. Italy: CISA Publisher, 2018.

XIA, M. C., WANG, Y. P., PENG, T. J., SHEN, L., YU, R. L., LIU, Y. D., CHEN, M., LI, J. K., WU, X. L., ZENG, W. M. **Recycling of metals from pretreated waste printed circuit boards effectively in stirred tank reactor by a moderately thermophilic culture.** Journal of Bioscience and Bioengineering, v. 123, n. 6, p. 714 – 721, 2017.

YAMANE, L. H., MORAES, V. T., ESPINOSA, D. C. R., TENÓRIO, J. A. S. **Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers.** Waste Management, v. 31, p. 2553 – 2558, 2011.

YANG, T., XU, Z., WEN, J., YANG, L. **Factors influencing bioleaching copper from waste printed circuit boards by Acidithiobacillus ferrooxidans.** Hydrometallurgy, v. 97, p. 29 – 32, 2009.

YANG, Y., CHEN, S., LI, S., CHEN, M., CHEN, H., LIU, B. **Bioleaching waste printed circuit boards by Acidithiobacillus ferrooxidans and its kinetics aspect.** J. Biotechnol., v. 173, p. 24 – 30, 2014.

YANG, Z. Z., LI, Y. F., HOU, Y. X., LIANG, H. Y., QIN, Z. F., FU, S. **Vertical Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Soil Cores Taken from a Typical Electronic Waste Polluted Area in South China.** Bull Environ Contam Toxicol, v. 84, p. 260 – 263, 2010.

YU, J., WILLIAMS, E., JU, M., SHAO, C. **Managing e-waste in China: Policies, pilot projects and alternative approaches.** Resources, Conservation and Recycling, n. 54, p. 991 – 999, 2010.

ZHANG, S., DING, Y., LIU, B., CHANG, C. C. **Supply and demand of some critical metals and present status of their recycling in WEEE.** Waste Management, v. 65, p. 113 – 117, 2017.

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.** J. Hazard Mater, v. 192, p. 614 – 619, 2011.