

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO

VOLUME III

GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS



**Viviana Maria Zanta
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Ronaldo Stefanutti
Luciana Paulo Gomes
Aurélio Pessoa Picanço
(Organizadores)**



CASA LEIRIA



Este volume 3 da coletânea sobre valorização de resíduos sólidos (RS) trata dos equipamentos eletroeletrônicos, parcela de RS cuja importância vem crescendo recentemente. Seus capítulos mostram estudos feitos para entender os fluxos de produção, as melhores formas de geri-los e perspectivas de seu aproveitamento que reforçam iniciativas de inclusão social e de minimização de impactos ambientais.

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO

VOLUME III

GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS

Viviana Maria Zanta
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Ronaldo Stefanutti
Luciana Paulo Gomes
Aurélio Pessoa Picanço
(Organizadores)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



CASA LEIRIA
São Leopoldo-RS
2017

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO

GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS VOLUME III

Publicação: Casa Leiria.

Imagem da capa: Destinação inadequada de REEE (monitor de computador) na entrega às URPV.

Os textos e as imagens são de responsabilidade de seus autores.

E-book publicado com base no material impresso.

Ficha catalográfica

G393 Gestão e valorização de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos
[recurso eletrônico]. / Organização de Viviana Maria Zanta et
al. – São Leopoldo: Casa Leiria, 2017. (Gestão sustentável de
resíduos sólidos: valorização, v.3).
Modo de acesso: online.

ISBN 978-85-9509-022-4

1. Gestão de resíduos sólidos de equipamentos
eletroeletrônicos. 2. Equipamentos eletroeletrônicos –
Sustentabilidade. I. Zanta, Viviana Maria (Org.). II. Série.

CDU 628

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecária: Carla Inês Costa dos Santos – CRB

Todos os direitos reservados.

A reprodução, ainda que parcial, por qualquer meio, das páginas que compõem este livro, para uso não individual, mesmo para fins didáticos, sem autorização escrita dos organizadores, é ilícita e constitui uma contrafação danosa à cultura.

ORGANIZADORA

VIVIANA MARIA ZANTA/ COORDENADORA DA REDE DE PESQUISA TECRESOL /UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA.

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de São Carlos (1985). Mestra em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos EESC/USP (1991) e doutora em Engenharia pela Escola de Engenharia de São Carlos EESC/USP (1997). Atualmente é Professora Associada do Departamento de Engenharia Ambiental e Docente Permanente do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, ambos da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

CO- ORGANIZADORES

RONALDO STEFANUTTI/ UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

Graduado em Engenharia Agrônômica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (1980). Mestre em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela USP (1991) e doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela USP (1997). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC. Professor na pós-graduação em Engenharia Civil: saneamento ambiental /DEHA/CT/UFC.

RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS/UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (1982). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo na Escola de Engenharia de São Carlos (1990) e doutor pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon França (2003). Desde 1993 é Professor da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

LUCIANA PAULO GOMES/ UNIVERSIDADE VALE DO RIO DOS SINOS

Graduada em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP (1986). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo/USP (1989) e doutora em Engenharia Civil, pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP (1995). É Professora Titular da Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Coordena o Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil.

AURÉLIO PESSÔA PICANÇO/ UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS

Graduado em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal do Pará (1997). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (2000). Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (2004). Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal do Tocantins. Professor do Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental.

PREFÁCIO

A rede cooperativa de pesquisa TECRESOL reuniu pesquisadores de cinco Universidades localizadas em diferentes regiões do País, para investigar o tema *Metodologias e Tecnologias para Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos: Ênfase na Redução e Valorização em Ambientes Urbanos*.

Considerou-se, que devido à elevada quantidade produzida e por suas características químicas, físicas e biológicas, prioritariamente, os resíduos orgânicos biodegradáveis de origem doméstica, os resíduos da construção civil, classe A, e os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos seriam o foco principal dos estudos realizados por representarem um desafio para a gestão sustentável.

Esses resíduos, se geridos inadequadamente, causam impactos ambientais negativos, prejuízos à saúde ambiental, além de representarem desperdício de recursos de materiais e de energia.

Como forma de promover a reinserção dos resíduos na cadeia produtiva, pesquisas foram conduzidas sobre processos de reciclagem de nutrientes por compostagem, aproveitamento energético por digestão anaeróbia, redução de extração de recursos naturais pela substituição de agregados naturais por reciclados e a recuperação de elementos preciosos presentes em componentes de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Esses processos podem ter diferentes escalas, o que permite maior flexibilidade de incorporação em ambientes urbanos tais como condomínios de conjuntos habitacionais, em empreendimentos com elevada geração ou atender a demanda em regiões do meio urbano em municípios.

O maior conhecimento de formas de valorização de resíduos e da qualidade dos produtos obtidos permite identificar limitações e oportunidades para a criação de novos negócios.

Parte dos resultados da rede cooperativa de pesquisa TECRESOL é apresentada na forma de coletânea de artigos compondo três livros. O Livro I aborda a gestão e a valorização de resíduos orgânicos biodegradáveis, o Livro II, a gestão e valorização de resíduos da construção civil e o livro III, a gestão e valorização de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Os resultados obtidos pela rede cooperativa de pesquisa e essa publicação só foram possíveis com o apoio financeiro do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicações por meio das agências, Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, para os quais expressamos nossos agradecimentos.

Esperamos que a leitura desses de artigos possa induzir novas práticas de gestão, transformando os resíduos em recursos valiosos, beneficiando ambiental, social e economicamente a nossa sociedade.

Desejamos uma boa leitura.

Viviana Maria Zanta



SUMÁRIO

1	RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS (REEE): O QUE SÃO, QUE RISCOS OFERECEM E COMO DESTINÁ-LOS (MARTA ELIZA BUBICZ, MIGUEL AFONSO SELLITTO, LUCIANA PAULO GOMES, CLAUDIA ADRIANA KOHL).....	9
2	MÉTODOS DE TRATAMENTO DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO COM VISTAS À RECUPERAÇÃO DE METAIS: UMA REVISÃO (AURÉLIO PESSOA PICAÑO)..	24
3	TECNOLOGIAS DE RECICLAGEM DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO: EMPREGO DE PROCESSAMENTO MECÂNICO (DEBORA C. DE FREITAS ROMÃO, JUAN CARLOS VALDES SERRA, AURÉLIO PESSOA PICAÑO)	37
4	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E POTENCIAL TAXA DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE GABINETES DE MICROCOMPUTADORES DE MESA (CLAUDIA ADRIANA KOHL E LUCIANA PAULO GOMES).....	49
5	FLUXO DA GERAÇÃO DOS RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS EM BELO HORIZONTE E REGIÃO (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO CINTHIA VERSIANI SCOTT VARELLA RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS).....	68
6	FLUXO DA CADEIA PÓS-CONSUMO DOS APARELHOS CELULARES EM BELO HORIZONTE (MG) (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS, CINTHIA VERSIANI VARELLA, LUIZ HENRIQUE SIQUEIRA RESENDE)	92
7	ESTUDO DE CASO DE UMA EMPRESA ESPECIALIZADA EM RECICLAGEM DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO DE APARELHOS CELULARES (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO, CINTHIA VERSIANI SCOTT VARELLA, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS LUIZ HENRIQUE SIQUEIRA RESENDE)	111
8	REVISÃO DAS TÉCNICAS UTILIZADAS NA RECUPERAÇÃO DE METAIS EM RESÍDUOS SÓLIDOS DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO (RPCI) (ROSANA GONÇALVES FERREIRA FRANCO, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)	130

1 RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS (REEE): O QUE SÃO, QUE RISCOS OFERECEM E COMO DESTINÁ-LOS (MARTA ELIZA BUBICZ, MIGUEL AFONSO SELLITTO, LUCIANA PAULO GOMES, CLAUDIA ADRIANA KOHL)

RESUMO: O objetivo deste artigo foi fazer uma revisão acerca dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE). A revisão apresentada inclui o conceito de REEE, como os REEE se originam e se constituem e, que riscos trazem para a saúde humana e para o meio ambiente. Também foram abordadas quais as opções para a sua destinação correta e como se organiza a cadeia produtiva de pós-consumo desses resíduos, onde foram incluídas as etapas de transporte, tratamento e destinação final. A principal contribuição do artigo é de servir como referencial teórico para futuras pesquisas, tanto em nível de mestrado e doutorado, quanto em projetos de pesquisa financiados pela indústria ou por órgãos de fomento.

Palavras-chave: REEE. Gestão de Resíduos. Gerenciamento ambiental.

1.1 INTRODUÇÃO

Equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE) tornaram-se parte importante do cotidiano da maioria das empresas e residências, sejam para uso pessoal, como computadores e telefones, ou industrial, como máquinas e equipamentos (KOH et al., 2012). Porém, ao mesmo tempo em que melhoram processos, ao fim da sua vida útil, EEE geram resíduos de difícil manejo, os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE). Muitas vezes os REEE são descartados de forma incorreta, tanto por falta de conhecimento dos riscos que podem causar, como por falta de cadeias de retorno capacitadas para tanto (KUIK et al., 2011).

Essa dificuldade de retorno é determinada principalmente pelo projeto dos EEE, com placas e circuitos de difícil desmontagem (WU e ZHANG, 2010), projetados para garantir alta confiabilidade, não para reaproveitamento (HANAFI et al., 2008). Como o processo de desmontagem é manual e oneroso, é mais difícil a formação de indústrias de retorno, como ocorre, por exemplo, com metais, vidros, papéis e outros tipos de resíduos (SUNDIN et al., 2012). Mesmo assim, indústrias de retorno têm surgido principalmente em países em desenvolvimento, envolvendo comércio, reparo e reutilização de EEE. Tais indústrias podem acarretar severos riscos de saúde e ambientais, que não são totalmente claros aos seus diversos agentes (WIDMER et al., 2005).

Uma das alternativas para mitigar o problema é a adoção do ecodesign no desenvolvimento de novos produtos (KUIK et al., 2011). Nesse, a concepção do produto minimiza impactos ambientais, inclusive após o uso. Outro conceito de interesse é a ecoeficiência. Projetos ecoeficientes privilegiam a reutilização ou substituição parcial de componentes sem a necessidade que todos sejam descartados quando apenas uma parte exige substituição (SCHVANEVELDT, 2003; GOOSEY, 2004).

A legislação tem papel fundamental para garantir correta destinação, seja por reuso do EEE, reaproveitamento das partes ou dos materiais que o compõem, ou ao menos por processo seguro de descarte (ESSOUSSI et al., 2010; RAMANATHAN et al., 2010). A legislação e suas correspondentes normativas têm como princípio estabelecer as diretrizes para manter o equilíbrio entre os benefícios trazidos por EEE e os danos gerados por REEE. Embora o rastreamento e o controle de produtos e processos sejam complexos e intrincados,

há esforços por parte de governos para que produtos com maior potencial de periculosidade sejam monitorados, diminuindo riscos ambientais e melhorando a imagem das empresas diante dos consumidores (SUNDIN et al., 2012).

Muitos governos e órgãos reguladores têm desenvolvido regulamentações com base no princípio da responsabilidade compartilhada. Por esse princípio, fabricantes, distribuidores, e varejistas são responsáveis solidariamente pela destinação final do item ou dos resíduos dele originados (HORNE e GERTSAKIS, 2006, BRASIL, 2010).

REEE contém componentes tóxicos perigosos que provocam danos à saúde e ao ambiente (SUNDIN et al., 2012, KOHL, 2014). Segundo estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU), somente no Brasil são produzidas mais de 360 mil toneladas de resíduos tecnológicos por ano, o que torna prioritária sua correta destinação (UNEP, 2009). Além da necessidade óbvia de reduzir a geração de resíduos, há a necessidade de se estudar processos de retorno de baixo custo, sem disposição em aterros sanitários ou incineração, pois esses processos podem causar danos ambientais e perdas de matéria prima (WAGER et al., 2011).

A principal causa para o aumento na geração de REEE é a velocidade do avanço das novas tecnologias e a substituição permanente de equipamentos, seja por obsolescência técnica, ou apenas por moda ou comportamento (BINDEL et al., 2010). Paradoxalmente, a obsolescência precoce não é necessariamente prejudicial ao meio ambiente, pois pode aportar benefícios, tais como aumento da eficiência energética e otimização de processos logísticos, com diminuição de cargas (GOOSEY, 2004).

Logo, o objetivo deste artigo foi oferecer uma revisão conceitual sobre REEE, incluindo contextualização e definição, principais riscos, como se organiza a cadeia produtiva de retorno e possibilidades de pesquisa futura. A principal contribuição do artigo visa servir como referencial teórico para futuras pesquisas, tanto em nível de mestrado e doutorado, como em projetos de pesquisa financiados pela indústria ou por órgãos de fomento.

1.2 REEE: CONTEXTUALIZAÇÃO INDUSTRIAL E DEFINIÇÃO

EEE são definidos como equipamentos e peças cujo funcionamento adequado depende de correntes elétricas ou campos eletromagnéticos, bem como equipamentos para a geração, transmissão, transformação e medição dessas correntes e campos, os quais podem ser para uso doméstico, industrial, comercial e uso de serviço. Já os REEE são definidos como “equipamentos elétricos e eletrônicos, partes e peças que chegaram ao fim da sua vida útil ou o uso foi interrompido.” (ABNT, 2013). A Diretiva do Parlamento Europeu 2002/96CE (chamada diretiva REEE) define REEE como todo EEE descartado, incluindo componentes, subsistemas e consumíveis que faziam parte do produto no momento do descarte (EU, 2002). REEE é um termo genérico que inclui as várias formas de EEE que já não possuem valor para seus proprietários (WIDMER et al., 2005). Segundo o *E-wasteguide* (2013), o termo REEE é utilizado para qualificar equipamentos eletroeletrônicos descartados ou obsoletos que ofereçam algum tipo de risco para o ambiente pela sua composição. REEE também é citado como termo genérico que caracteriza equipamentos que se utilizam de sistemas e componentes elétricos para seu funcionamento, descartados no final de sua vida útil, sendo potencialmente tóxicos e poluentes da água e do solo (GOOSEY, 2004). Para Tanskanen (2013), REEE são produtos que em algum momento deixaram de proporcionar o desempenho esperado e são considerados obsoletos, sendo passíveis de descarte por seus proprietários.

A gestão de REEE é um problema ambiental e uma oportunidade econômica, dada a presença de certas substâncias, ao mesmo tempo tóxicas e de alto valor, se recuperadas. Mais de 60% do conteúdo de REEE é composto por ferro, cobre, alumínio, ouro, e outros metais,

que podem ser recuperados. No entanto, cerca de 3% do conteúdo é composto por agentes poluidores, que devem ser segregados antes da reciclagem ou da incineração. Outra fonte de risco são os processos de recuperação de substâncias, tal como a extração de cobre de placas de circuito impresso, que emprega ácido sulfúrico e outras substâncias perigosas (WIDMER et al., 2005).

Há pouca padronização em atividade de retorno de REEE (LI et al., 2013). A legislação brasileira, por exemplo, não prevê como o retorno deve ocorrer, apenas indica o que não deve ser feito, tal como disposição em aterros sanitários e incineração (BRASIL, 2010). Iniciativas de gerenciamento de REEE ainda são incipientes e, até quanto se pesquisou, não há dados sobre a quantidade corretamente retornada (ONU, 2012; BIGUN et al., 2012). A ONU (2012) aponta, além da pequena quantidade de REEE corretamente tratada, comparados à gerada, o constante crescimento da atividade. A maior parte da coleta é feita por catadores de sucata, organizados em cooperativas, associações ou pequenos negócios. Se a atividade oferece trabalho e renda a comunidades vulneráveis, também submete estas comunidades a riscos. Diante desse cenário, o tema de gerenciamento de REEE ganha força.

Estima-se que apenas 13% de EEE sejam reciclados no mundo, o que pode gerar expressivo passivo ambiental (ONU, 2012). Quando dispostos de maneira incorreta, além do dano ambiental e das contaminações, há a perda econômica, pois muitos dos componentes e materiais, de alto valor, ainda teriam potencial de utilização por certo período (EROL et al., 2010; SANSOTERA et al., 2013; BIGUN et al., 2012).

Para a Agência Europeia de Desenvolvimento (EEA), o fluxo de REEE é um dos fluxos de resíduos mais complexos que existem, requerendo tecnologia de gestão, pois abrangem uma ampla variedade produtos que vão desde dispositivos mecânicos mais simples aos com sistemas integrados (EEA, 2003). A diretiva REEE da União Europeia dividiu os EEE em dez categorias, apresentadas no Quadro 1. As categorias de 1 a 4 respondem por quase 95% do volume de REEE gerado.

Quadro 1 - Categorização dos REEE conforme Diretiva 2002/96CE.

#	Categorias	Rótulo
1	Grandes eletrodomésticos	Large HH
2	Pequenos eletrodomésticos	Small HH
3	Equipamentos de informática e telecomunicações	ICT
4	Equipamentos de consumo	CE
5	Equipamentos de iluminação	Lighting
6	Ferramentas elétricas e eletrônicas	E & E tools
7	Brinquedos e equipamentos de esporte e lazer	Toys
8	Aparelhos médicos	Medical devices
9	Instrumentos de monitoração e controle	M & C
10	Dispensadores automáticos	Dispensers

Fonte: EU, 2002.

Estimativas europeias apontam para até 45% de crescimento na quantidade de REEE até 2020. No Brasil, a indústria de computadores e telefones celulares apresentou expressivo crescimento global, sendo que a venda de PCs decaiu um pouco a partir de 2013 (ABINEE, 2015). Os dados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Mercado de PCs, tablets e telefones celulares no Brasil (milhões de unidades).

Vendas	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
PCs	6,3	7,8	10,7	11,9	11,5	14,2	15,9	15,5	13,9	10,6
Tablets	-	-	-	-		0,1	1,1	3,1	8,4	9,9
Celulares	-	-	-	-	47,5	52,8	67,0	59,5	67,8	69,5

Fonte: ABINEE, 2015.

Segundo dados da Fundação Getúlio Vargas (FGV) e da Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE), existem atualmente no Brasil, 99 milhões de microcomputadores, representando cerca de um computador para cada dois habitantes. Pelos resultados da pesquisa da FGV, nos últimos quatro anos dobrou a quantidade de computadores no país. As estimativas, segundo a projeção de crescimento é de que em 2017 haja um computador por habitante, o que tem potencial para gerar expressivo passivo ambiental (FGV, 2012). Puckett et al. (2002) estimaram que, entre 1997 e 2007, meio bilhão de computadores pessoais e empresariais tenham sido descartados, apenas nos EUA. Os autores também estimaram que, em um bilhão de computadores pessoais descartados, haja cerca de: 6 milhões de toneladas de plástico; 1,5 milhão de toneladas de chumbo; 3 mil toneladas de cádmio; 2 mil toneladas de cromo, e; 600 toneladas de mercúrio.

Diante desse cenário, entende-se porque a diretiva REEE europeia fala em três fatores que devem ser gerenciados no manejo de REEE: prevenção na geração (reduzir o consumo de EEE na fonte); reciclagem e reutilização (reutilizar EEE ou suas partes em outras operações de manufatura); e disposição final (destinar corretamente o que não puder ser reaproveitado) (HISCHIER et al., 2005).

1.3 CARACTERIZAÇÃO DOS REEE E OS PRINCIPAIS IMPACTOS NA SAÚDE

REEE estão na categoria de produtos perigosos, nocivos à saúde e que causam danos ao ambiente pela sua composição química (WIDMER et al., 2005). REEE possuem placas e circuitos impressos com componentes químicos tóxicos e contaminantes que devem ser monitorados e recolhidos adequadamente, conforme legislação específica (KOHL, 2014). Não só os tipos de componentes tóxicos encontrados, mas a quantidade de cada um deve ser considerada para o controle e a destinação (OGUCHI et al., 2012). As regulamentações determinam a proibição da disposição em aterros, tendo a necessidade de controle sobre seu descarte e destino final (MMA, 2012). Mesmo que seu gerenciamento seja parte de programas de sustentabilidade ambiental nas empresas, dificilmente recebem toda a atenção devida (MMA, 2012; MARTINHO et al., 2012).

Os REEE têm três tipos de destinos: reaproveitamento como se encontram, desmontagem para uso das peças e disposição em aterros. Como em muitas localidades (principalmente em pequenas cidades) não existe capacidade de desmontagem ou reaproveitamento, pode resultar destinação inadequada, em aterros (MMA, 2012; FRANCO e LANGE, 2011). Tal destinação pode chegar até a 3% de todo o resíduo sólido urbano no planeta (ROBINSON, 2009) e a 8% na União Europeia (WIDMER et al., 2005). Cerca de 70% dos metais pesados (mercúrio e cádmio) e 40% do chumbo encontrados nos aterros dos EUA vêm de REEE (PUCKETT et al., 2002).

Dada a diversidade de materiais, não existe uma tipologia padronizada para a análise de REEE. No entanto, muitos estudos examinam cinco classes: metais ferrosos, metais não-ferrosos (principalmente cobre, alumínio, e chumbo), vidros, plásticos, e outros. Duas

caracterizações amostrais, feitas respectivamente nos EUA e na União Européia (EU), são apresentadas na Tabela 2. Pode-se verificar que há diferenças entre as amostragens.

Tabela 2 - Caracterização dos componentes de REEE com base nos EUA e na EU.

Componente	Peso em % (EUA)	Peso em % (UE)
Vidro	24,8	5,4
Plástico	23	20,6
Metais ferrosos	20,47	47,9
Metais não-ferrosos	27,42	15,8
Outros	4,3	10,2

Fonte: Adaptado de Kang e Schoenung (2005) e Widmer et al. (2005).

A destinação de componentes para reutilização somente é possível após a desmontagem. Embora os sistemas de gestão ambiental privilegiem o tratamento da maioria dos resíduos, os REEE não são tratados da mesma proporção. Os autores pesquisados apenas apresentam iniciativas isoladas de empresas que adotam práticas de logística reversa ou de entidades setoriais que evidenciam práticas de ecodesign e governança sustentável, com participação de fornecedores e distribuidores, segundo o princípio da responsabilidade compartilhada (EROL et al., 2010; LEE e CHAN, 2009; BALKAU et al., 2010).

Além dos benefícios ambientais, o retorno de REEE possibilita inclusão social, já que a indústria de desmontagem de produtos eletrônicos é uma atividade econômica muito mais rentável do que a simples catação, pela nobreza dos materiais envolvidos (PEDROSO, 2007; PEDROSO e ZWICKER, 2007). O que se percebe, entretanto é o desconhecimento sobre possibilidades de destinação e falta de empresas para o tratamento dos REEE, que muitas vezes é feita artesanalmente, sem utilização de EPIs e sem locais próprios para armazenagem (SCHONS, 2012). Iniciativas de educação da população e qualificação dos agentes da cadeia de retorno são apontadas por Schons (2012) como necessárias para a mudança do cenário, principalmente por que parte da população acredita que REEE possam ser destinados a aterros sanitários. Segundo estudos do Ministério do Meio Ambiente, um dos agravantes para a disposição inadequada é a falta de centros de recondicionamento e reciclagem de REEE no país, que torna o recolhimento oneroso, dadas as distâncias.

Outro problema relacionado a REEE são danos à saúde humana causados por substâncias presentes em seus materiais. Atualmente, mais de vinte doenças já foram relacionadas a REEE. Alguns dos principais danos já comprovados à saúde causados por substâncias presentes em REEE são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Principais danos à saúde causados por elementos presentes em EEE.

Agente tóxico	Danos causados	Onde é usado
Chumbo	Sistema nervoso e sanguíneo, irritabilidade, tremores musculares, alucinações, insônia e hiperatividade.	Computadores, celulares, televisões, soldas, baterias de chumbo-ácido, componentes eletrônicos, revestimento de cabos, no funil dos tubos de raios catódicos (CRT), etc.
Zinco	Vômitos, diarreias e problemas pulmonares.	Eletrônicos em geral. Eletrônico
Arsênico	Doenças de pele, prejudica o sistema nervoso e pode causar câncer no pulmão.	Celulares.
Berílio	Câncer no pulmão, tumores cerebrais, fraqueza muscular, danos ao coração, fígado e baço.	Computadores, celulares, equipamentos tecnológicos em geral.
Cádmio	Agente cancerígeno, causa envenenamento, afeta o sistema nervoso, provoca danos aos ossos, rins e pulmões (osteomalacia e osteoporose).	Computadores, monitores de tubo antigos, baterias de laptops.
Manganês	Dores abdominais, anemia, seborreia, perturbações emocionais.	Eletrônicos em geral.
Cloreto de amônia	Provoca asfixia.	Eletrônicos em geral.
Cromo hexavalente	Danos ao DNA e apresenta toxicidade para o meio-ambiente.	Grandes eletrodomésticos (aço).
Retardantes de chamas (BRT)	Desordens hormonais, nervosas e reprodutivas.	Diversos componentes eletrônicos, caixas plásticas, TVs e monitores CRT.
PVC (Cloreto de polivilina)	Se queimado e inalado, pode causar problemas respiratórios, pela emissão de dióxidos dos computadores.	Em fios, para isolar corrente, cabos, TVs e monitores CRT, cabos e computadores, utensílios domésticos, tubos, entre outros.
Toner	Toners pretos e coloridos sem o plástico protetor podem provocar câncer devido ao negro de carbono.	Periféricos de computadores.
Fósforo e aditivos	Tóxico aos humanos, no manuseio.	TVs e monitores CRT.
Mercúrio	Danos cerebrais e ao fígado, problemas no estômago, rins e neurológicos, alterações genéticas e no metabolismo.	Computadores (placas de circuito), monitores, TVs LCD, celulares, lâmpadas fluorescentes, baterias, interruptores e termostatos.

Fonte: Adaptado de CHRISTENSEIN (2011) e DIMITRAKAKIS et al. (2009).

A informalidade no sistema de coleta e desmontagem de REEE é outro agravante no manejo de REEE. Uma central de triagem adequada, com equipamentos corretos, equipamentos de proteção individual (EPI), identificação dos elementos por tipo de equipamento ou produto e identificação de componentes, possibilita maior controle sobre destino e tratamento dos componentes tóxicos (OGUCHI et al., 2012). O controle é uma forma de minimizar danos à saúde (OGUCHI et al., 2012; HISCHIER et al., 2005).

1.4 ELOS DA CADEIA DE RETORNO DE REEE

De maneira geral, a cadeia de retorno de REEE tem sido dividida em três elos: transporte; tratamento, e; destinação (BUBICZ, 2013). A seguir seguem as considerações sobre as regulações pertinentes.

Transporte: para o transporte geral de cargas perigosas, modelos de avaliação de desempenho ambiental têm sido desenvolvidos e legislações correspondentes têm sido

aplicadas, sempre baseadas em definição de critérios técnicos, em indicadores de desempenho, e na interpretação de outras legislações específicas (SELLITTO et al., 2010; BUBICZ e SELLITTO, 2012). Cargas e produtos perigosos são aqueles que apresentem algum tipo de risco a pessoas ou ao meio ambiente, por contaminação ou intoxicação e que possam trazer consequências quando não manipulados ou acondicionados corretamente (ANTT, 2004).

A classificação de produtos perigosos, segundo regulamentação e protocolos internacionais, previstos pela ONU traz a indicação de classes de risco e número de identificação do produto, conhecido como Número ONU, com padronização internacional. O transporte de produtos perigosos somente pode ser feito por profissionais qualificados, mediante capacitação prevista por legislação federal. No Brasil, o Decreto 96.044/88 é o que regulamenta o transporte rodoviário de produtos perigosos (BRASIL, 1988). A Resolução 168/04 do CONTRAN, alterada pela Resolução 422/12, estabelece normas e procedimentos para a formação especializada de condutores no transporte de produtos perigosos. Já, o transporte terrestre de produtos perigosos, incluindo os resíduos é regulamentado pela Resolução nº 420/04 da Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT). Essa resolução aprova as instruções complementares ao regulamento do transporte terrestre de produtos perigosos, os quais são classificados conforme apresentado no Quadro 3.

Quadro 3 - Classificação dos Produtos Perigosos.

Classe	Característica
Classe 1	Explosivos
Classe 2	Gases
Classe 3	Líquidos inflamáveis
Classe 4	Sólidos inflamáveis
Classe 5	Oxidantes e peróxidos orgânicos
Classe 6	Tóxicos e infectantes
Classe 7	Radioativos
Classe 8	Corrosivos
Classe 9	Substâncias e artigos perigosos diversos

Fonte: ANTT, 2004.

Os resíduos que não se enquadrem nos critérios estabelecidos na Resolução nº 420/04, mas que são abrangidos pela Convenção da Basiléia (UNEP, 1989), podem ser transportados como pertencentes à Classe 9, sob o número 3082 (substância que apresenta risco para o meio ambiente, líquidas, N.E) ou sob o nº ONU 3077 (substância que apresenta risco para o meio ambiente, sólidas, N.E), desde que sejam consideradas poluentes aquáticos conforme os critérios de ecotoxicidade (ANTT, 2004).

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos não se enquadram nos critérios estabelecidos na referida Resolução, mas estão contidos no Anexo VIII e no Anexo IX da Convenção da Basiléia, logo, são caracterizados como perigosos pela Convenção. Cabe salientar que o verbo optativo “poder” descrito na Resolução nº 420/04, desqualifica a obrigatoriedade de transportar os REEE como resíduo perigoso.

A mera existência de regulamentação para o transporte de REEE, com padronização internacional, não é garantia de atendimento das exigências de segurança. O relatório da OIT (2012) aponta irregularidades pelo transporte ilegal, que afetam a qualidade ambiental por

suas consequências, que podem ser tanto pela disposição irregular, como pelo manuseio que compromete a saúde do transportador e dos que estão envolvidos no processo.

Outra característica de desempenho de transporte de REEE são as emissões atmosféricas geradas na operação. Segundo Vasconcellos (2001), um caminhão gera, em média, 32 gramas de resíduo sólido por quilômetro em emissões atmosféricas, devido ao desgaste de componentes e ao consumo de combustível. O monitoramento de veículos de transporte nos sistemas de gestão ambiental avalia, principalmente, as emissões por consumo de combustível e idade da frota. Os impactos de transporte afetam diretamente a saúde humana pela presença de poluentes como carbono, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos e material particulado. Os poluentes do transporte são responsáveis pela maior parte das emissões totais e o efeito estufa é o mais relevante dos impactos (VASCONCELLOS, 2008).

Tratamento: a etapa de tratamento é composta por três tipos de atividades: (i) recebimento, separação, e armazenagem; (ii) desmontagem; e (iii) extração de componentes (BUBICZ, 2013). A primeira etapa não se difere muito das demais atividades de logística reversa: recebimento e descarga de materiais coletados em rotas otimizadas, classificação e armazenagem por tipo ou classe (NAGURNEY e TOYASAKI, 2005). Registros devem ser mantidos atualizados, tanto do nível de estoque como do ritmo de recebimentos. A desmontagem é basicamente manual, dada a dificuldade de se manipular automaticamente placas de circuito impressos (PCI) e outros subsistemas típicos de REEE (BUBICZ, 2013). Por fim, a extração se dá quando é necessário separar um componente, por processos químicos e termoquímicos, tais como cobre ou alumínio e placas de circuito impresso (PCI). Possivelmente, o tratamento mais difícil seja o exigido para as PCIs, dada a diversidade de formas e total despadronização, tanto de projeto como de processo de manufatura (HUANG et al., 2009). Huang et al. (2009), Guo et al. (2009), Li et al. (2007) e Wu e Zhang (2010), entre muitos outros, apresentam e discutem métodos já empregados para esta etapa, envolvendo diversos tipos de componentes. Não é objetivo deste artigo detalhar os métodos existentes, mas analisar suas implicações.

A eficácia na etapa de tratamento está diretamente ligada à eficácia na aplicação e controle das regulamentações pertinentes. Se as regulações forem cumpridas, o tratamento dos REEE torna-se mais fácil, rentável e seguro. A desmontagem, por exemplo, pode ser facilitada por regulamentações que imponham normas de ecodesign e recuperação de componentes, tais como metais ferrosos, metais preciosos ou metais não-ferrosos (CARVALHO, 2008). Vale a pena, então, sintetizar as principais regulamentações que podem influenciar na etapa de tratamento de REEE.

Diversos mecanismos de regulamentação foram desenvolvidos e adotados na forma de leis, para minimizar impactos ambientais geradas pelo acondicionamento inadequado, transporte, tratamento e descarte irregular de REEE. Os principais mecanismos que podem ser considerados norteadores são a Convenção de Basiléia, de 1989, o controle da movimentação de resíduos perigosos entre as fronteiras (OCDE), de 1984-1992 e as Diretivas da União Europeia (SANSOTERA et al., 2013; MMA, 2012; GOOSEY, 2004; TANSKANEN, 2013).

A Convenção de Basiléia foi uma iniciativa internacional para coibir o tráfico ilegal de produtos perigosos, desenvolvida em sistema de cooperação internacional. O Brasil aderiu em 1993 e criou uma normatização em 2012, por meio da Resolução CONAMA, 452/2012. Atualmente é proibida no Brasil a importação de resíduos sólidos perigosos, o que inclui REEE (MMA, 2016).

A União Europeia aprovou diretivas específicas sobre EEE. A Diretiva 2002/95/EC *Restriction of Hazardous Substances Directive* (RoHs), restringe o uso de substâncias consideradas perigosas nos EEE, A diretiva RoHs veda alguns materiais e exige o uso de

novos materiais não agressivos e a implementação de novos processos no projeto e manufatura de EEE e é uma das mais importantes iniciativas para o controle ambiental de REEE (GERAGTHY, 2003).

A Diretiva 2002/96/CE *Waste from Electrical and Electronic Equipment Directive* (WEEE), que tem como objetivo comum reduzir os impactos e danos que REEE podem causar no ambiente e nas pessoas que os manipulem, principalmente na etapa de tratamento. A diretiva WEEE especificamente objetiva o gerenciamento do fim da vida dos EEE. Por fim, cite-se ainda a Diretiva 2009/125/EC *Ecodesign and Energy Labelling* (EuP), que se refere a produtos que, ou dependem para funcionar, ou contribuem para produzir ou distribuir energia elétrica. Em vigor desde 2004, com regulamentações específicas em cada país, considera o crescimento da produção de EEE e, conseqüentemente de REEE (HISCHIER et al., 2005; GOOSEY, 2004). Hischier et al. (2005) salientam um aspecto importante na diretiva: o menor nível de toxicidade na reutilização e reciclagem de materiais comparados com a incineração. Ainda não há legislação obrigando o consumidor final a destinar adequadamente seus REEE, sendo esta uma ação voluntária (BREEN, 2006).

Na prática, o conjunto das três diretivas passou a requerer de fabricantes e usuários de EEE práticas de projeto e gestão compatíveis com o conceitual já consolidado do eco-design, ou da eco-eficiência, o que facilita a etapa de tratamento (JOHANSSON e BRODIN, 2008). Mesmo que diretivas já estejam implementadas na União Europeia, ainda há estudos e pesquisas em andamento para que se encontrem melhores formas de aplicação dos REEE e de controle da logística reversa envolvido no retorno (ONGONDO et al., 2011). O desenvolvimento de novas e automáticas tecnologias para a descaracterização e desmontagem de REEE e novos usos para eles ainda estão em aperfeiçoamento, dada a evolução da indústria. Por exemplo, é grande a diversidade de componentes e polímeros presentes em REEE que ainda necessitam de tecnologias para sua melhor identificação e posterior reuso (MARTINHO et al., 2012).

Destino final: o fechamento do ciclo de vida de um EEE, pelo reaproveitamento do REEE, deve se dar sob a lógica da responsabilidade compartilhada (ou responsabilidade estendida ao produtor), conforme prevê no Brasil a legislação que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010). Se produtores forem responsáveis pelo gerenciamento do final da vida de seus produtos, facilitarão as operações de desmontagem (KUMAR e PUTNAM, 2008), principalmente pelo uso de técnicas de projeto voltadas ao desempenho ambiental ou ecoeficiência (BORCHARDT et al., 2009; BORCHARDT et al., 2008).

São três os principais canais de destinação final de REEE, em ordem decrescente de recuperação de valor (primeiro o mais desejável): (i) reaproveitamento do EEE como se encontra, com eventuais pequenos reparos que garantam a funcionalidade, plena ou diminuída; (ii) uso de subsistemas na manufatura reversa, ou seja, na construção de outros EEE, diferentes ou não; e (iii) destinação como REEE a aterros sanitários (BUBICZ, 2013).

O primeiro e mais desejável canal é o reaproveitamento do EEE o mais próximo possível do original, tanto pelo impacto ambiental quase nulo, como pelo maior ganho socioeconômico. Nesse sentido, seria útil que prosperasse muito mais do que é hoje a indústria de máquinas usadas, reparadas, ou seminovas, como no mercado automotivo. O segundo canal é o reaproveitamento de subsistemas, tais como fontes de alimentação, conjuntos de ventilação e arrefecimento de máquinas, memórias e displays. Tais subsistemas não perdem desempenho de modo sensível com o tempo e não são os responsáveis pela obsolescência do EEE, geralmente concentrada em software, CPU, ou parte de potência. Se for possível desmontar facilmente tais partes e as interfaces forem projetadas adequadamente, nada impede que um EEE novo use, por exemplo, fonte de alimentação e memória volátil

salva de EEE obsoleto. Por fim, se o aproveitamento do subsistema não for viável, principalmente pela necessidade de destruir a parte, ao menos os componentes (resistores, capacitores, transformadores, ventiladores, ou materiais virgens, tais como metais e plásticos) podem ser aproveitados como matéria-prima na indústria. Obviamente, dados os custos e o baixo aproveitamento, essa última é a pior alternativa das três examinadas.

As normativas para destino final de REEE ainda não são específicas e totalmente claras para empresas e consumidores, sendo difícil identificá-las e interpretá-las no dia a dia das empresas. A Europa apresenta uma maior qualidade de controle, por meio das diretivas WEEE e RoHS, que estabelecem definições, tanto no processo direto de produção, como no retorno, por meio de metas de reciclagem (GOOSEY, 2004; ONGONDO et al., 2011). Como estas diretivas tornam o produtor responsável pelo resíduo que gera, esses têm gerenciado o recolhimento dos produtos no seu fim de vida, providenciando a reciclagem ou destino adequado. Essas ações de retorno têm, além da responsabilidade do produtor, a participação do varejo e também do consumidor.

A informalidade nas atividades de destinação de produtos é apontada como importante fator de risco pelo relatório da Organização Internacional do Trabalho (OIT, 2012). O principal problema que a informalidade traz é a falta de responsabilização quanto ao descumprimento da legislação.

CONCLUSÕES

O objetivo deste artigo foi oferecer uma revisão sobre REEE, principalmente para servir de base para futuras pesquisas no tema. As principais contribuições do artigo foram: contextualização sobre a indústria e definição de REEE segundo vários autores, os principais riscos à saúde humana gerados por REEE e os três elos da cadeia produtiva de retorno de REEE: transporte, tratamento e destinação final.

O tema está apenas iniciando como linha de pesquisa e oportunidades se abrem para novos estudos. Como continuidade de pesquisas, sugerem-se: (i) estudos de caso para entender melhor o trajeto que o REEE faz desde a central de triagem até o reaproveitamento; (ii) experimentos para encontrar um método, de preferência automático, para acelerar a desmontagem de placas de circuito impresso; (iii) pesquisas quantitativas que possam estimar as quantidades de REEE adequadamente retornados nos meios urbanos mais importantes; e (iv) estudos sobre ecodesign que possam trazer subsídios para que a indústria de manufatura eletrônica possa oferecer produtos mais facilmente desmontáveis ao fim da vida útil.

Como quadro de trabalho para classificação de novas pesquisas, sugere-se: (i) gerenciamento de REEE, composto por estudos das três etapas; (ii) implicações socioambientais, compostas por impactos na saúde humana e animal e benefícios sociais que atividades de retorno de REEE podem trazer; e (iii) processos em REEE, incluindo ecodesign, tecnologias automáticas para montagem e desmontagem, e tecnologias mais limpas para extração e recuperação de substâncias.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES – ANTT. (2004). Resolução n. 420, de 12 de fevereiro de 2004. *Manual de auto-proteção de produtos perigosos – Manuseio e transporte rodoviário* - PP8, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA – ABINEE. (2015). *Panorama Econômico e Desempenho Setorial 2014*. Disponível em:

<http://www.abinee.org.br/programas/50anos/public/panorama/index.htm#14>. Acesso em jan. 2015.

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

BALKAU, F.; SONNEMANN, G. (2010). *Managing sustainability performance through the value-chain*. Corporate Governance, v. 10, n. 1, p. 46-58.

BIGUN, M.; BROGAARD, L.; CHRISTENSEN, T. (2012). Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 207-208, n. 1, p. 8-14.

BINDEL, A.; CONWAY, P.; JUSTHAM, L.; WEST, A. (2010). New lifecycle monitoring system for electronic manufacturing with embedded wireless components. *Circuit World*, v. 36, n. 2, p. 33-39.

BORCHARDT, M.; POLTOSI, L.; SELLITTO, M.; PEREIRA, G. (2008). Considerações sobre ecodesign: um estudo de caso na indústria eletrônica automotiva. *Ambiente e Sociedade*, v. 11, n. 2, p. 341-353.

BORCHARDT, M.; SELLITTO, M.; PEREIRA, G. (2009). Adopting ecodesign practices: case study of a midsized automotive supplier. *Environmental Quality Management*, v. 19, n. 1, p. 7-2.

BRASIL. (1988). Decreto Nº 96.044, de 18 de maio de 1988. *Aprova o Regulamento para o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos*. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília/DF.

BRASIL. (2010). Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010. *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília/DF.

BREEN, L. (2006). Give me back my empties or else! A preliminary analysis of customer compliance in reverse logistics practices (UK). *Management Research News*, v. 29, n. 9, p. 532-551.

BUBICZ, M. (2013). *Avaliação e controle de desempenho ambiental nas operações de transporte, tratamento e destino final de REEE*. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas, UNISINOS, São Leopoldo/RS.

BUBICZ, M.; SELLITTO, M. (2012). Considerações sobre impactos ambientais causados pelo transporte coletivo urbano de passageiros. *Revista Liberato*, v. 13, n. 19, p. 01-84.

CARVALHO, M. (2008). *Avaliação da situação nacional em matéria de gestão de REEE*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova, Lisboa.

CHRISTENSEN T. (2011). *Solid waste technology and management*. Wiley, New delhi, 514 p.

DIMITRAKAKIS, E.; JANZ, A.; BILITEWSKI, B.; GIDARAKOS, E. (2009). Small WEEE: Determining recyclables and hazardous substances in plastics. *Journal of Hazardous Materials*, v. 161, n. 2-3, p. 913-919.

EROL, I.; VELIOGLU, M.; SERIFOGLU, F.; BÜYÜKÖZKAN, G.; ARAS, N.; ÇAKAR, N.; KORUGAN, A. (2010). Exploring reverse supply chain management practices in Turkey. *Supply Chain Management: An International Journal*, v. 15, n. 1, p. 43-54.

- ESSOUSSI, L.; LINTON, J. (2010). New or recycled products: how much are consumers willing to pay? *Journal of Consumer Marketing*, v. 27, n. 5, p. 458–468.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY – EEA. (2003). *Waste from Electrical and Electronic Equipment (WEEE) - Quantities, dangerous substances and treatment methods*. Disponível em: http://scp.eionet.europa.eu/publications/wp2003_1/wp/WEEE_2003. Acesso em: 23 abr. 2015.
- E-WASTEGUIDE. (2013). *Base de conhecimento para reciclagem sustentável do lixo eletrônico*. Disponível em: <http://ewasteguide>. Acesso em: 14 dez. 2014.
- FRANCO, R.; LANGE, L. (2011). Estimativa do fluxo dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 73-82.
- FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS – FGV. (2012). *23ª Pesquisa Anual de Uso de Tecnologias da Informação*. São Paulo. Disponível em: <http://eaesp.fgvsp.br/sites/eaesp.fgvsp.br/files/GVpesqTI2012PPT.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2013.
- GERAGATHY, K. (2003). An update on the WEEE and RoHS directives. *Circuit World*, v. 29, n. 4, p. 51-52.
- GOOSEY, M. (2004). End-of-life electronics legislation - an industry perspective. *Circuit World*, v. 30, n. 1, p. 41-45.
- GUO, J.; GUO, J.; XU, Z. (2009). Recycling of non-metallic fractions from waste printed circuit boards: a review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 168, n. 2, p. 567-590.
- HANAFI, J.; KARA, S.; KAEBERNICK, H. (2008). Reverse logistics strategies for end-of-life products. *The International Journal of Logistics Management*, v. 19, n. 3, p. 367-388.
- HISCHIER, R.; WÄGER, P.; GAUGLHOFFER, J. (2005). Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective? The environmental impacts of the Swiss take-back and recycling systems for waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Environmental Impact Assessment Review*, v. 25, n. 5, p. 525-539.
- HORNE, R.; GERTSAKIS. (2006). *A Literature Review on the Environmental and Health Impacts of Waste Electrical and Electronic Equipment*. Report prepared for the Ministry for the Environment, Government of New Zealand by RMIT University (Centre for Design). Disponível em: <http://www.mfe.govt.nz/publications/waste/weee-literature-review-jun06/weee-literature-review-jun06.pdf>. Acesso em: 21 jan 2013.
- HUANG, K.; GUO, J.; XU, Z. (2009). Recycling of waste printed circuit boards: A review of current technologies and treatment status in China. *Journal of Hazardous Materials*, v. 164, n. 2, p. 399-408.
- JOHANSSON, G.; BRODIN, M. (2008). An analysis of product properties affecting performance of end-of-life systems for electrical and electronics equipment. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 19, n. 6, p. 705-717.
- KANG, H.; SHOENUNG J. (2005). Electronic waste recycling: A review of U.S. infrastructure and technology options. *Resources Conservation & Recycling*, v. 45, n. 4, p. 368-400.
- KOH, S.; GUNASEKARAN, A.; TSENG, C. (2012). Cross-tier ripple and indirect effects of directives WEEE and RoHS on greening a supply chain. *International Journal Production Economics*, v. 140, p. 305-317.

- KOHL, C.A. (2014). *Caracterização e valorização de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa*. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo/RS.
- KUIK, S.; NAGALINGAM, S.; AMER, Y. (2011). Sustainable supply chain for collaborative manufacturing. *Journal of Manufacturing Technology Management*. v. 22, n. 8, p. 984-1001.
- KUMAR, S.; PUTNAM, V. (2008). Cradle to cradle: reverse logistics strategies and opportunities across three industry sectors. *International Journal of Production Economics*, v. 115, p. 305-315.
- LEE, G.; CHAN, E. (2009). Indicators for evaluating environmental performance of the Hong Kong urban renewal projects. *Facilities*. v. 27, n. 13-14, p. 515-530.
- LI, J.; LOPEZ N.; LIU, L.; ZHAO, N.; YU, K.; ZHENG, L. (2013). Regional or global WEEE recycling. Where to go? *Waste management*, v. 33, n. 4, p. 923-934.
- LI, J.; LU, H.; GUO, J.; XU, Z.; ZHOU, Y. (2007). Recycle technology for recovering resources and products from waste printed circuit boards. *Environmental Science & Technology*, v. 41, n. 6, p. 1995-2000.
- MARTINHO, G.; PIRES, A.; SARAIVA, L.; RIBEIRO, R. (2012). Composition of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE) by direct sampling. *Waste Management*, v. 32, n. 6, p. 1213-1217.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. (2012). *Cidades Sustentáveis*. Disponível em: www.mma.gov.br/publicacoes/cidades-sustentaveis. Acesso em: 13 abr 2013.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. (2016). *Convenção de Basiléia. Controle dos Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/convencao-de-basileia>. Acesso em: 26 abr 2016.
- NAGURNEY, A.; TOYASAKI, F. (2005). Reverse supply chain management and electronic waste recycling: a multitiered network equilibrium framework for e-cycling. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, v. 41, n. 1, p. 1-28.
- OGUCHI, M.; SAKANAKURA, H.; TERAZONO, A. (2013). Toxic metals in WEEE: Characterization and substance flow analysis in waste treatment processes. *Science of the Total Environment*, v. 463-464, p. 1124-1132.
- ONGONDO, F.; WILLIAMS, I.; CHERRETT, T. (2011). How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and electronic wastes. *Waste Management*, v. 31, n. 4, p. 714-730.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. (2012). *O futuro que queremos*. Disponível em: <http://www.onu.org.br/rio20/documentos/>. Acesso em: 19 out. 2012.
- ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO – OIT. (2012). *El desafío de la promoción de Empresas Sostenibles en América Latina y el Caribe: un análisis regional comparativo*. Disponível em: www.oit.org.br/publication. Acesso em: 01 jun. 2013.
- PEDROSO, M. (2007). Casos Sustentáveis. *Revista FGV*, v. 6. n. 2, p. 25-29.
- PEDROSO, M.; ZWICKER, R. (2007). Sustentabilidade na Cadeia Reversa de Suprimentos: um Estudo de Caso do Projeto Plasma. *RAUSP*, v. 42, n. 4, p.414-430.
- PUCKETT, J.; BYSTER, L.; WESTERVELT, S.; GUTIERREZ, R.; DAVIS, S.; HUSSAIN, A.; DUTTA, M. (2002). *Exporting harm: the high-tech trashing of Asia*. The Basel Action

- Network: Seattle, WA. Silicon Valley Toxics Coalition: San Jose/CA. Disponível em: <http://www.ban.org/E-waste/technotrashfinalcomp.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2015.
- RAMANATHAN, R.; BLACK, A.; NATH, P.; MUYLDERMANS, L. (2010). Impact of environmental Regulations on innovation and performance in the UK industrial sector. *Management Decision*, v. 48, n. 10, p. 1493-1513.
- ROBINSON, B. (2009). E-waste: an assessment of global production and environmental impacts. *Science of the total environment*, v. 408, n. 2, p. 183-191.
- SANSOTERA, M.; NAVARRINI, W.; TALAEEMASHHADI, S.; VENTURINI, F. (2013). Italian WEEE management system and treatment of end-of-life cooling and freezing equipments for CFCs removal. *Waste Management*, v. 33, n. 6, p. 1491-1498.
- SCHONS, P. (2012). O Gerenciamento dos Resíduos Eletroeletrônicos: um estudo sobre as empresas de Informática em São Miguel do Oeste-SC. *E-Tech: Tecnologias para Competitividade Industrial*. Florianópolis, v. 5, n. 1, p. 56-88.
- SCHVANEVELDT, S. (2003). Environmental performance of products: Benchmarks and tools for measuring improvement. *Benchmarking: An International Journal*, v. 10, n. 2, p. 137-152.
- SELLITTO, M.; BORCHARDT, M. PEREIRA, G. (2010). Modelagem para avaliação de desempenho ambiental em operações de manufatura. *Gestão & Produção*, v. 17, n. 1, p. 95-109.
- SUNDIN, E.; ELO, K.; LEE, H. (2012). Design for automatic end-of-life processes. *Assembly Automation*, v. 32, n. 4, p. 389-398.
- TANSKANEN, P. (2013). Management and recycling of electronic waste. *Acta Materialia*, v. 61, n. 3, p. 1001-1011.
- UNIÃO EUROPEIA – EU. (2002). *Directive 2002/96/EC of the European Parliament on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)*. Official Journal L037:0024-39 of 13/02/2003, 2002. Disponível em <http://europa.eu.int/eur-lex/en/>. Acesso em: 23 abr. 2015.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. (1989). Basel Convention. On the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal. Protocol on liability and compensation for damage resulting from transboundary movements of hazardous wastes and their disposal. Disponível em: <http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/text/BaselConventionText-e.pdf>. Acesso em: 26 mai. 2016.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. (2009). *Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Recycling – From e-waste to resources*. Disponível em: http://www.unep.org/publications/contents/pub_details_search. Acesso em: 18 ago. 2014.
- VASCONCELLOS, E. (2001). *Transporte urbano, espaço e equidade: análise das políticas públicas*. São Paulo: Annablume, 221 p.
- VASCONCELLOS, E. (2008). *Transporte e Meio Ambiente: conceitos e informações para análise de impactos*. São Paulo: Annablume, 191 p.
- WAGER, P.; HISCHIER, R.; EUGSTER, M. (2011). Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): A follow-up. *Science of the Total Environment*, v. 409, n. 10, p. 1746-1756.

WIDMER, R., OSWALD-KRAPF, H., SINHA-KHETRIWAL, D., SCHNELLMANN, M., BÖNI, H. (2005). Global perspectives on e-waste. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 25, n. 5, p. 436-458.

WU, G., ZHANG, Z. (2010). Recycling of waste printed circuit boards. *Circuit World*, v. 36, n. 4, p. 35–39.

2 MÉTODOS DE TRATAMENTO DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO COM VISTAS À RECUPERAÇÃO DE METAIS: UMA REVISÃO (AURÉLIO PESSÔA PICANÇO)

RESUMO: A preocupação crescente com a geração de resíduos sólidos no Brasil e no mundo vem aumentando cada vez mais a necessidade de implantação de um gerenciamento adequado dos resíduos devido à sua característica impactante, sendo ela ambiental, econômica, social e cultural. Junto a isso, vem o crescimento na geração dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE), decorrente principalmente da revolução tecnológica dos últimos anos que produz equipamentos em larga escala, e cada vez mais evoluídos, resultando em um aumento na quantidade e variação de equipamentos, que por se tornarem obsoletos prematuramente, acabam por representar uma porcentagem significativa dos resíduos descartados. O fato de haver tanta preocupação quanto ao destino correto dos REEE deve-se pela sua composição heterogênea, principalmente de metais pesados que podem causar sérios problemas ao ser humano e ao meio ambiente. Além de metais perigosos, os resíduos eletroeletrônicos também apresentam metais passíveis de reciclagem e reaproveitamento por meio de processos de beneficiamento. Neste estudo foi feito um levantamento bibliográfico, constatando que os principais processos utilizados para recuperação metais presentes nas placas de circuito impresso são o mecânico, hidrometalúrgico, pirometalúrgico, eletrometalúrgico e biometalúrgico. Dentre todos os processos, o mecânico se sobressaiu quanto ao baixo consumo energético. Destaca-se que o processo mecânico utilizado em conjunto com processos metalúrgicos apresenta um percentual de reciclagem de metal bem maior.

Palavras-chave: Resíduo de equipamentos eletroeletrônico, Reciclagem, Placas de circuito impresso.

2.1 INTRODUÇÃO

Os equipamentos eletroeletrônicos (EEE) são um marco da sociedade atual em seu desenvolvimento científico e tecnológico. Os produtos industriais que demandam tecnologias tais como: televisores, computadores e celulares são constituídos por componentes eletrônicos como chips, placas de circuito impresso, capacitores, processadores e outros.

Ademais, a velocidade com os quais as novas tecnologias disponíveis e lançamentos de produtos substituem os anteriores modelos e produtos é cada vez maior, por conseguinte a vida útil dos equipamentos de origem eletrônica tem se tornado cada dia mais curta nos últimos anos. A tendência é que esse quadro se mantenha dessa forma por um tempo considerável, em virtude das rápidas mudanças que ocorrem nesse setor, impulsionando a substituição dos aparelhos em uso por modelos mais modernos. Dessa forma, a consequência imediata é a geração de uma enorme quantidade de resíduos, em decorrência da considerável quantidade de equipamentos que se tornam obsoleta continuamente: o lixo eletrônico ou os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE).

As placas de circuito impresso (PCIs) constituem cerca de 3% em peso do total das sucatas proveniente de equipamentos eletrônicos descartados (GUO *et al.*, 2009 *apud* SANTOS, 2010) e a sua industrialização representa um dos principais consumidores para a atual demanda mundial de metais. É importante frisar que as PCIs e seus componentes eletrônicos, que são muito utilizadas em equipamentos da indústria tecnológica, também fazem parte dos REEE.

PCIs podem causar sérios danos ao meio ambiente, caso sejam descartadas de maneira indevida. Quando descartadas em terrenos abertos, como em aterros sanitários ou “lixões”, a lixívia gerada pode infiltrar no solo e alcançar o lençol freático, causando a contaminação desses corpos receptores (SANTOS, 2010).

A composição química dos REEE varia conforme o tipo, modelo, idade, marca e métodos de fabricação. Assim, os elementos e espécies químicas contidos nos REEE são bastante variados, compondo-se principalmente de vidros, cerâmicas, ligas metálicas, polímeros e metais, consequentemente refletidos nas PCIs. Em termos quantitativos as PCIs, em geral, possuem 49% de materiais cerâmicos, vidros e óxidos, 19% de plásticos, 4% de bromo e 28% de metais (PETTER, 2012).

Os metais encontrados nas PCIs são compostos por metais de base como: cobre (majoritariamente), estanho, ferro, níquel, chumbo, alumínio e zinco, bem como os metais preciosos: prata (1655 g/t), ouro (850 g/t) e paládio (42 g/t) (VEIT, 2005). Os metais preciosos apresentam grande interesse de mercado, devido seus valores comerciais. Metais de base como o chumbo possuem inconvenientes pela nocividade, toxicidade e potencial carcinogênico, logo, apresenta risco de danos à saúde e ao ambiente. O estudo efetuado por Kohl (2014) indicou que dentre todos os componentes de um gabinete de microcomputador de mesa (desktop), a placa-mãe é o componente mais interessante a nível econômico, devido à quantidade de metais presentes.

A ausência de um sistema de logística reversa conjuntamente com a carência de tecnologias que tratem adequadamente os REEE favorece o descarte inadequado desses. A estruturação de um sistema de reciclagem que possa reaproveitar todos os componentes de PCIs e aplicá-los como matéria-prima para novos produtos, reduzindo o descarte, torna-se uma opção atraente do ponto de vista ambiental.

A reciclagem é amplamente considerada como benéfica para o ambiente, embora a coleta, triagem e processamento de materiais em novos produtos também acarretam impactos ambientais significativos. Os métodos de reciclagem utilizados para o tratamento de PCIs incluem processos físicos ou químicos, dentre os quais envolvem a degradação da estrutura da placa, disponibilização dos metais em meio sólido ou líquido e separação dos metais alvos.

Tendo em vista toda preocupação ambiental sobre disposição dos REEE e de como reaproveitá-los, torna-se necessário investimento em pesquisas, a fim de aperfeiçoar processos em elaboração e os já existentes, que separem e dissolvam seletivamente os metais presentes nesses resíduos. Assim, este trabalho objetiva revisar sobre os principais métodos de beneficiamento de PCIs, haja vista a recuperação de metais contidos nesses.

2.2 RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS

Destaca-se que o aumento crescente do volume desses resíduos contribui para uma maior complexidade no controle do descarte. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2009), o mundo produz entre 20 a 50 milhões de toneladas métricas de lixo tecnológico todos os anos, representando cerca de 5% de todo o lixo produzido pela humanidade. Os Estados Unidos lideram o ranking com 3 milhões de toneladas, seguido pela China, com mais de 2,3 milhões de toneladas anuais. Quanto à geração de resíduos eletroeletrônicos no Brasil, a FEAM (2009) afirma que há uma previsão de acúmulo de REEE de 7 milhões de toneladas, entre os anos de 2001 e 2030. Tal geração é alarmante, visto que o país não tem controle adequado sobre os resíduos domésticos e, muito menos, sobre os resíduos eletrônicos.

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE), também são denominados resíduos elétricos e eletrônicos, resíduos tecnológicos, e-resíduos ou, no popular, lixo eletrônico. Esses nomes são dados aos resíduos provenientes da rápida obsolescência de equipamentos eletrônicos, que incluem computadores, celulares, baterias diversas, pilhas, lâmpadas fluorescentes, rádios, televisores, eletrodomésticos entre outros dispositivos. O manuseio e o descarte incorreto desses resíduos constituem um sério risco para o meio ambiente, pois além de possuírem materiais que podem ser reciclados e recuperados, possuem também em sua composição metais pesados altamente tóxicos, como mercúrio, cádmio, berílio e chumbo. Em contato com o solo esses metais contaminam as águas subterrâneas e, se queimados, poluem o ar, além de prejudicar a saúde dos seres vivos (NATUME e SANT'ANNA, 2011).

Os EEE modernos podem conter até 60 tipos de materiais diferentes, sendo alguns valiosos, outros perigosos e alguns que são tanto valiosos quanto contaminantes. Quanto a seus resíduos, é classificado como um lixo volumoso que ocupa grande espaço físico e caracterizam-se pela rápida obsolescência ocorrida na sociedade contemporânea. Em média, um computador apresenta uma duração de 5,5 anos e um telefone celular tem vida útil de 18 meses (COSTA, 2013; LIMA, SILVA e LIMA, 2008; PNUMA, 2009).

Quanto à composição dos materiais comumente presentes nos REEE, são compostos formados basicamente por materiais poliméricos e metálicos. Apresentam em sua constituição metais pesados e outros componentes, como os retardantes de chama bromados, que ao serem descartados no solo, em aterros ou lixões, podem causar graves danos ao meio ambiente e à saúde humana. Quanto aos metais pesados, presentes principalmente nas PCs (de computadores, celulares e afins), tais como mercúrio, chumbo, cádmio e arsênico, são altamente tóxicos. Quando esses metais são depositados em aterros não controlados há a possibilidade de ocorrer a lixiviação desses metais para o solo e para as águas subterrâneas e superficiais (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

2.2.1 Reciclagem de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos

Uma das alternativas encontradas para a redução dos riscos apresentados ao meio ambiente e a saúde do homem é a reciclagem dos componentes eletrônicos. Devido à crescente fabricação de novas tecnologias, que envolvem processos de custo muito elevado, é possível desenvolver uma maneira menos agressiva de obtenção de matérias primas e contribuir para a preservação de recursos naturais. Além destas contribuições, a indústria de reciclagem de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) apresenta bons resultados pela perspectiva socioeconômica, pois a maioria dos componentes associados pode ser reaproveitada. Ressalta-se que, em decorrência das contínuas modificações tecnológicas dos equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE), os REEE constituem um mix heterogêneo de materiais.

Na reciclagem, os materiais de interesse devem estar separados de outros contaminantes. Geralmente, esta separação envolve processos semiautomáticos, que combinam etapas manuais e posterior etapa de processamento mecânico. Estas etapas são consideradas fases de pré-tratamento e são de grande relevância para as etapas subsequentes. Nas fases iniciais do processo, os componentes destinados à reciclagem são direcionados para tratamentos específicos, responsáveis pela recuperação e extração de substâncias alvo. Qualquer classificação de uma substância alvo para o tratamento inadequado pode resultar na perda da mesma ao final da etapa de recuperação (LEAL, 2011; VEIT, 2005).

A recuperação ou a reciclagem de sucatas ou resíduos eletrônicos é muito mais simples do que extrair a matéria prima da natureza. O consumo energético é menor e gera-se menos poluição do que as atividades primárias. Além disso, as matérias primas obtidas a

partir de sucatas ou resíduos, são mais concentradas e exigem apenas processos de purificação. Além de tornar o processamento de obtenção do metal mais barato para o produtor, a reciclagem ou recuperação pode atender determinados objetivos sociais e ambientais, pode-se citar a conservação de fontes naturais e a proteção do meio ambiente quanto à poluição. Porém, para que o processo de reaproveitamento dos resíduos ocorra, torna-se essencial a participação da sociedade por meio da conscientização da mesma e estabelecimento de regulamentos quanto à coleta seletiva do lixo. Assim, o principal fator para o sucesso ou fracasso de programas de reciclagem é a viabilidade de um mercado para os materiais separados, pois, um programa de reciclagem inclui por necessidade um mercado consumidor para os materiais coletados, caso contrário, os materiais separados terão como destino os aterros junto aos demais resíduos não separados. É notório que nos últimos anos tem havido uma forte indicação por parte da população à dedicação de tempo e esforço para separar materiais para uma subsequente reciclagem. Sendo assim, mercados para materiais reciclados podem ser criados por uma demanda da população (RIBEIRO, 2013; VEIT, 2005).

De acordo com Li *et al.* (2007) a extração de metais do meio ambiente, de minas, se comparada com a recuperação de metais presentes em sucatas de EEE, apresenta maior consumo de energia e recursos naturais. Há ainda a constatação de que os metais reaproveitados dos circuitos eletrônicos dos equipamentos descartados apresentam níveis de pureza, cerca de dez vezes maior, quando comparados aos metais presentes em minérios. A utilização desses metais poderia garantir padrão de qualidade superior dos produtos finais. Sendo assim, o estudo constante de técnicas de processamento de REEE é algo que envolve a participação global na tentativa de desenvolvimento de novos processos de reciclagem (BUYUKBAY *et al.*, 2010).

2.2.2 Placas de circuito impresso

A PCI é um componente básico, largamente utilizado em toda a indústria eletrônica e chega a representar 30% de todo o produto fabricado (BERNARDES *et al.*, 1997), sendo constituída por uma placa onde são impressas ou depositadas trilhas de cobre. Enquanto a placa se comporta como um isolante (dielétrico), as trilhas têm a função de conectar eletricamente os diversos componentes e as funções que apresentam. A placa tanto constitui laminado mecânico para os componentes que formam o circuito (resistores, capacitores, circuitos integrados, transistores, diodos e componentes magnéticos) como viabiliza, devido às trilhas de cobre, o contato elétrico entre esses elementos (ANDRADE, 2002).

A composição dessas placas é extremamente heterogênea, o que dificulta a sua reciclagem (SAITO, 1994 *apud* VEIT, 2001). Mas, por outro lado, a presença de grande quantidade de metais em sua composição, torna as PCIs uma matéria prima interessante. O teor de metais nas PCIs é muito superior ao teor encontrado nos minérios (LEGARTH, 1997 *apud* RIBEIRO, 2013). Além disso, as mesmas contêm materiais perigosos (HAYS, 1993 *apud* VEIT, 2005; KOHL 2014) para o meio ambiente quando dispostos de maneira inadequada, tornando sua reciclagem, além de interessante economicamente também necessária ambientalmente.

Os primeiros estudos para reciclagem de sucatas eletrônicas datam de 1969, quando o U.S. Bureau of Mine (SUM, 1991 *apud* VEIT, 2001) começou a investigar procedimentos para recuperar metais preciosos de sucatas eletrônicas militares obsoletas ou danificadas que atingiam mais de 9.100 toneladas por ano.

As PCIs fornecem a base em que são montados os circuitos eletrônicos e são constituídas por polímeros, cerâmicas e metais. Para promover a interconexão entre as partes condutoras, são construídos os circuitos impressos a partir de metais tais como cobre, ferro, chumbo, estanho, níquel, alumínio e zinco. Essas placas estão presentes na maioria dos

equipamentos elétricos e eletrônicos sendo que sua produção cresce constantemente por todo o mundo. Como representante da maior parcela de resíduos de componentes eletrônicos, as PCIs atraem a atenção para a reciclagem destes componentes (GOU *et al.*, 2008 *apud* LEAL, 2011).

Os metais são os constituintes das PCIs que têm potencialmente mais interesse em se recuperar, por razões técnicas e econômicas. O valor das placas é vulgarmente ponderado com base nos teores em cobre, o elemento metálico principal, e no dos metais nobres. Em contrapartida, o componente polimérico das PCIs apresenta maiores dificuldade ao nível da sua valorização, dado que tem baixo potencial econômico. A resina utilizada é termo-endurecível impossibilitando a sua reciclagem e o reforço utilizado, tipicamente fibra de vidro, fica facilmente com a matriz, o que impede a sua utilização para qualquer outro fim (ABRANTES, 2009).

Algumas substâncias presentes nas PCI podem causar prejuízos à saúde. O chumbo, encontrado nas soldas das placas, é o principal, e pode causar danos aos sistemas nervoso central e periférico, além do sistema endócrino, circulatório e nos rins. Outros elementos como mercúrio, que pode causar danos no cérebro e o cádmio que causa danos nos rins, além de ser acumulativo, também estão presentes nas PCIs, porém em quantidades mais baixas.

De acordo com Recimp (2009) *apud* ABRANTES, (2009) as PCIs podem ser classificadas em função dos elementos químicos que as constituem, nomeadamente os metais nobres, sendo um deles o ouro. Assim, consideram-se dois tipos de placas: placas ricas e placas pobres. Considera-se que uma PCI é rica se possuir mais de 200 ppm de ouro e pobre se a quantidade de outro for inferior a este valor. Considera-se também que as PCIs pobres apresentam condensadores cilíndricos de grandes dimensões e uma grande quantidade de plásticos em relação à sua área total. Tipicamente estas placas distinguem-se das placas ricas devido à maior dimensão em altura e menor quantidade ou mesmo ausência de processadores (BIOSCA, 2013).

2.2.3 Métodos de processamento de placas de circuito impresso

A reciclagem é amplamente considerada como benéfica para o ambiente, embora a coleta, triagem e processamento de materiais em novos produtos também acarretam impactos ambientais significativos. O tratamento de PCI é um processo bastante complexo devido à grande heterogeneidade da sua composição. As tecnologias usadas para a reciclagem das PCIs incluem processos mecânicos, químicos e térmicos. Os principais processos são os mecânicos (cominuição, classificação e separação), pirometalúrgicos, hidrometalúrgicos, eletrometalúrgicos e biometalúrgicos (VEIT, 2005).

2.2.3.1 Processo mecânico

Dentre todos os tratamentos possíveis, o tratamento mecânico é o menos agressivo ao meio ambiente e aos seres humanos por gerar menos resíduos contaminantes. O processo mecânico pode ser compreendido como uma espécie de pré-tratamento, visando à separação de metais, materiais poliméricos e cerâmicos. Após este estágio, os metais são encaminhados para processos metalúrgicos. As técnicas que compõem o processo são: cominuição, classificação e separação (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

A cominuição é uma técnica mecânica de redução do tamanho das partículas. A fragmentação ocorre com o objetivo de formar partículas com tamanho e forma determinadas e liberar metais para futura concentração. O processo de fragmentação pode ser subdividido em britagem e moagem. Inicialmente, faz-se a britagem atingindo-se uma granulometria superior a 1 mm. A moagem é utilizada quando se deseja uma granulometria inferior a 1 mm. A etapa de classificação opera juntamente com o processo de fragmentação. As partículas de

material, obtidas pelo processo de cominuição, devem ser separadas ou classificadas de acordo com o seu tamanho. A classificação tem como objetivo o conhecimento da distribuição granulométrica das partículas. Após as etapas de cominuição e de classificação granulométrica, o enriquecimento do material acontece por meio de técnicas de separação, onde se separam as partes que interessam para o processo de refino do metal, destacando-se eventuais impurezas. As operações de separação podem ser, por exemplo, separação gravimétrica, magnética e eletrostática. A separação gravimétrica baseia-se nos diferentes graus de densidades utilizando-se de um meio fluido, água ou ar, para realizar a separação. A separação magnética baseia-se nos diferentes graus de atração exercidos por um campo magnético sobre vários compostos metálicos. No método de separação eletrostática a propriedade determinante é a condutividade elétrica, os materiais são classificados em condutores e não condutores e não em condutores de corrente elétrica. No caso das placas de circuito impresso, a diferença de condutividade elétrica entre os metais e os não metais é condição fundamental para o bom resultado da técnica (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

Yamane *et al.* (2011) apresentaram uma comparação entre PCIs de computadores e telefones celulares. As técnicas utilizadas para caracterização das placas foram trituração em moinho de martelos seguido de análise por tamanho de partícula, separação magnética e eletrostática e uso de água regia para lixiviação dos metais. A composição das placas de circuito impresso dos telefones móveis foi de 63% em peso de metais (sendo 34,5% de cobre), quanto aos computadores obtiveram 45% em peso de metais (sendo 20% de cobre), 27% de polímeros e 28% de materiais cerâmicos.

Yoo *et al.* (2009) por sua vez, realizaram o enriquecimento dos componentes metálicos de PCIs desfiando-as. As partículas menores que 10 mm foram moídas em um moinho de selo para liberação dos componentes metálicos. Em seguida as PCIs moídas foram classificadas em frações de <0,6, 0,6-1,2, 1,2-2,5, 2,5-5,0 e > 5,0 mm. Os componentes não metálicos com frações menores que 5,0 mm foram separadas numa fração de luz, enquanto a fração pesada de componentes metálicos foi separada por gravidade utilizando um classificador em zig-zag. Por meio da primeira separação magnética em 700 Gauss, com base no conjunto de fração magnética, foram recuperados 83% de níquel e ferro, enquanto na fração não magnética 92% de cobre foram recuperados. A recuperação cumulativa de concentrado de ferro-níquel elevou-se por uma segunda separação magnética a 3000 Gauss, mas o grau de concentrado diminuiu notavelmente de 76% para 56%. A recuperação cumulativa de concentrado de cobre diminuiu, porém houve um leve aumento no grau de pureza de 71,6% para 75,4%.

A fim de reciclar alguns dos componentes presentes nas PCIs de telefones celulares, Kasper *et al.* (2011) apresentaram um estudo utilizando em conjunto técnicas de processamento mecânico, hidrometalurgia e eletrometalurgia. Após o final do processo mecânico uma fração de metal concentrado foi obtida com uma concentração média de 60% de cobre. Essa fração concentrada em metais foi dissolvida em água régia e enviada para separação eletrolítica, recuperando assim 92% de cobre dissolvido, demonstrando a viabilidade técnica de recuperação de cobre, utilizando as três técnicas referidas.

2.2.3.2 Processo hidrometalúrgico

O processo hidrometalúrgico consiste na separação de metais, sendo que a etapa principal envolve reações de dissolução do material em soluções ácidas ou alcalinas seguidas de etapas de separação como filtração, destilação e precipitação dos metais dissolvidos (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

O processamento hidrometalúrgico apresenta bons resultados na recuperação de metais nocivos, pois é uma técnica que não oferece grandes custos nos processos envolvidos, se

comparado aos processamentos eletroquímicos, e gera menos impacto ambiental, sendo menos passível ao risco de poluição atmosférica comparada ao processamento pirometalúrgico (SUM, 1991 *apud* VEIT, 2005).

Júnior *et al.* (2013) desenvolveram um processo hidrometalúrgico aplicável as PCIs de pequenos aparelhos eletroeletrônicos usando três etapas de lixiviação. A primeira com hidróxido de sódio (NaOH), a segunda com ácido clorídrico (HCl) e a terceira usando água régia. A solução de hidróxido de sódio foi utilizada para o pré-tratamento das PCIs, e se mostrou eficaz na remoção da película que recobre as placas, praticamente sem a dissolução de metais, facilitando o ataque ácido nas etapas posteriores. Ressalta-se que esse pré-tratamento cumpre o mesmo papel da moagem e trituração das PCI usados em processos mecânicos. A lixiviação ácida das placas em duas etapas permitiu obter uma solução contendo metais nobres contendo poucos elementos interferentes. A lixiviação inicial (1ª etapa) com o ácido clorídrico (ácido não oxidante) dissolveu quase todos os metais mais eletropositivos do que o hidrogênio presente nas amostras tratadas, sendo o sólido desprendido nessa etapa consistido de fibras e vidro. Na 2ª etapa, conduzida em meio oxidativo (água régia), produziu uma solução muito rica em cobre e um precipitado contendo prata (AgCl). O ouro e a platina foram isolados dessa solução por meio de extrações líquido-líquido em série sem interferência de outros elementos, apresentando elevado rendimento e um ótimo grau de pureza.

Ainda segundo Júnior *et al.* (2013), as vantagens da rota hidrometalúrgica em multietapas aplicadas as PCIs de pequeno porte são evitar a moagem prévia das mesmas e a separação praticamente total dos elementos de maior valor agregado dos demais componentes das placas. Porém, esse processo não tem como ser aplicado a PCI de maior tamanho (como placas-mãe de computadores) devido à grande complexidade e heterogeneidade das mesmas. Outra dificuldade é o elevado custo do processo envolvendo multietapas (reagentes, solventes, insumos, tratamento de resíduos), dificultando sua viabilidade econômica.

Yang, Wu, Li (2012) apresentaram um processo de lixiviação para recuperar cobre a partir dos componentes metálicos de placas de circuito impresso. Como resultado, 96,7% de cobre foi recuperado a uma temperatura de 35° C durante um período de 2 horas de lixiviação com sulfato de amônio e amoníaco.

Recentemente um estudo utilizando processo hidrometalúrgico é descrito por Zhu *et al.* (2013), que utilizou dimetilsulfóxido (DMSO) em suas análises. O DMSO é conhecido por ser um excelente solvente não-aquoso, é polar, menos tóxico, inodoro e um solvente aprótico, a qual atua tanto como base macia (enxofre sulfóxido) e base forte. Assim, nos experimentos realizados conclui-se que o DMSO é um solvente altamente eficiente para dissolver as resinas epóxi de bromo utilizando processo de refluxo a 170°C. As PCIs são facilmente desagregadas facilitando a obtenção dos metais e fibra de vidro, reciclando também as resinas epóxi de bromo dissolvido. Devido às excelentes características de segurança, sua aplicação abrange uma ampla gama de propósitos, nomeadamente, como agente de limpeza para componentes eletrônicos.

Veit (2005) relata que as principais vantagens do processamento hidrometalúrgico de sucata eletrônica sobre métodos pirometalúrgicos é a separação mais fácil dos principais componentes das sucatas e a redução dos custos de processo. Enquanto que as desvantagens são a dificuldade em aceitar sucatas eletrônicas mais complexas, a necessidade de processar mecanicamente as sucatas para reduzir o volume, o ataque químico só é efetivo se o metal estiver exposto, o grande volume de soluções, a geração de efluentes em metais base que são corrosivos, tóxicos ou ambos e geração de resíduos sólidos.

2.2.3.3 Processo pirometalúrgico

É um processo metalúrgico que utiliza altas temperaturas, podendo produzir metais puros, ligas ou compostos intermediários. A pirometalurgia requer elevado consumo de energia para atingir as temperaturas adequadas para cada etapa do processo. Essa energia, normalmente é fornecida pela queima de combustíveis fósseis, por reações exotérmicas que ocorrem nas diferentes etapas ou aquecimento elétrico. O processo pirometalúrgico é constituído de uma série de etapas que vão desde a secagem da matéria-prima até o refino do produto final. A etapa de transformação química a ser utilizada vai depender do material de partida. As mais conhecidas são a calcinação (decomposição pelo calor na presença de oxigênio), ustulação (calcinação aplicada a sulfetos) e pirólise (decomposição pela ação do calor em um ambiente com pouco ou nenhum oxigênio). Ressalta-se que um dos maiores problemas da utilização de processos pirometalúrgicos é a possibilidade de emissão de compostos tóxicos como as dioxinas liberadas pela queima dos polímeros clorados (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

Importante destacar que a incineração é o método mais utilizado para remoção de componentes orgânicos e da fração polimérica. Os resíduos triturados podem ser incinerados para remoção dos polímeros e resinas orgânicas e o concentrado metálico obtido levado para processos de refinamento eletrolítico ou pirometalúrgico. Essa fase de incineração exige atenção quanto ao tratamento das fases gasosas, visto que a emissão de componentes poluentes, como as dioxinas, oferece sérios riscos à saúde humana e ao meio ambiente (SUM, 1991 *apud* VEIT, 2005).

Tecnologias que envolvem pirólise apresentam maior eficiência quanto à redução de volume e quantidade de sucatas, superando outros métodos também na eficácia de separação de componentes orgânicos. Os métodos apresentados por Zhou e Qiu (2010) envolvem diferentes fases de processamento, a primeira delas é a pirólise à pressão reduzida. Ao término da operação é obtida a fração de metais concentrados, as ligas metálicas impuras são novamente aquecidas e após a fusão, são submetidas à purificação através de centrifugação à pressão reduzida. Os resultados obtidos foram satisfatórios para a remoção das soldas (constituída por chumbo e estanho). Há destaque também para a reutilização do óleo, gás, e materiais inorgânicos, gerados durante a pirólise como combustíveis e matéria prima, depois de tratados adequadamente.

Long *et al.* (2010) por sua vez, demonstraram a viabilidade de um processo composto por pirólise a vácuo e processamento mecânico para reciclagem de PCIs. Por meio da pirólise a vácuo a matéria orgânica foi decomposta para forma de gases e líquidos que podem ser usados como combustíveis, porém a matéria inorgânica ficou inalterada, compondo o resíduo sólido. Na segunda fase, os resíduos obtidos na primeira fase foram inseridos para separar e recuperar o cobre por meio de tratamento mecânico, obtendo 99,86% de todo o cobre presente na placa.

Dentre vários processos pirometalúrgicos utilizados para o tratamento dos REEE, Cui e Zhang (2008), relatam sobre o processo da empresa Noranda utilizado no Canadá. A fundação recicla cerca de 100.000 toneladas de REEE por ano. Como resultado final dos processos é obtido cobre com 99,1% de pureza, os 0,9% restantes contêm metais preciosos que inclui o ouro, prata, platina e paládio, bem como outros metais passíveis de recuperação tais como selênio, telúrio, e níquel.

2.2.3.4 Processo eletrometalúrgico

A eletrometalurgia é uma forma de refino de metais por meio da eletrólise, baseado nas reações de oxidação-redução, não espontâneas em que o metal dissolve-se sob a forma de íons metálicos e é eletrodepositado no cátodo na forma pura (ZENI *et al.*, 2011).

Segundo Gerbase e Oliveira (2012) dois processos eletrometalúrgicos podem ser seguidos, o eletrorefino e a eletro-obtenção. O processo de eletrorefino é utilizado normalmente com metais fundidos obtidos por métodos pirometalúrgico, já a eletro-obtenção consiste na eletrólise (com ânodo insolúvel, inerte) de uma solução aquosa de um sal de metal (sulfato, cloreto, etc), obtida por extração do solvente ou lixiviação do minério ou concentrado. A solução do íon metálico é submetida a uma corrente elétrica e ocorre eletrodeposição do metal no cátodo. Na eletro-obtenção, metais como cobre, zinco, cádmio, alumínio, metais preciosos, entre outros, podem ser obtidos.

Fogarasi *et al.* (2014) apresentaram em estudo experimental, condições ideais de operação para o processo eletroquímico após a realização da lixiviação dos metais em meio ácido, permitindo uma recuperação de cobre com 99,04% de pureza com uma eficiência de corrente elétrica de 63,84% e consumo específico de energia de 1,75 KWh/kg cobre. Destaca-se que o resíduo sólido obtido, simultaneamente, com a recuperação de cobre apresentou uma concentração de ouro 25 vezes mais elevada do que as amostras de ouro nas amostras iniciais das placas.

Veit *et al.* (2006) demonstraram a viabilidade de uma técnica de recuperação de cobre usando processamento mecânico seguido de uma técnica eletrometalúrgica. Por esse processo foi possível obter fração concentrada em metais (Cu, Pb e Sn), destaque para o cobre que apresentou uma recuperação de 98%, e fração contendo polímeros e cerâmicas.

2.2.3.5 Processo biometalúrgico

A biometalurgia é um processo em que são utilizadas as interações entre os micro-organismos e minerais para recuperar metais. A principal aplicação da biometalurgia tem sido a biolixiviação de sulfetos metálicos. As principais vantagens da técnica são os baixos custos, quando comparados aos de uma fundição e a simplicidade. Como desvantagem possível pode-se citar o tempo requerido para a ocorrência da biolixiviação e a necessidade do metal estar em uma forma que fique exposto para o possível ataque microbiano (GERBASE e OLIVEIRA, 2012).

Liang *et al.* (2010) analisaram a recuperação de metais em PCIs por meio de culturas mistas de acidófilas. Os percentuais de extração de Cu, Ni, Pb e Zn apresentaram 94%, 89%, 90% e 86%, respectivamente.

Xiang *et al.* (2010) avaliaram a solubilidade de cobre, presente em resíduos de PCIs, por consórcio bacteriano. Os resultados indicaram que a extração de cobre foi realizada principalmente de forma indireta por meio da oxidação dos íons gerados a partir de bactérias. Destaca-se que a taxa máxima de cobre lixiviado foi de 95% após 5 dias, demonstrando que o cobre pode ser eficientemente solubilizado usando consórcio microbiano.

Karwowska *et al.* (2014) avaliaram a possibilidade de biolixiviação de metais presentes em placas de circuito impresso aplicando-os em cultura de bactérias oxidantes de enxofre e uma cultura mista de bactérias produtoras de surfactantes e bactérias bio-oxidante de enxofre. Como resultado o processo apresentou uma eficiência média de acordo com cada metal.

Tendo em vista os processos descritos acima é importante destacar que o processo biometalúrgico é uma alternativa promissora do ponto de vista ambiental e econômico, pois

percebe-se o baixo impacto ambiental na sua utilização e o baixo consumo energético quando comparados às outras técnicas, principalmente o processo pirometalúrgico.

CONCLUSÕES

Há uma grande quantidade de descarte dos REEE de forma incorreta, fato que amplifica a poluição do meio ambiente, bem como a interferência na saúde do ser humano. No mais, as PCIs componente presente nos REEE, são compostas por diversos metais passíveis de reciclagem, sendo a reciclagem uma das formas de reaproveitamentos desse tipo de resíduo. De acordo com o levantamento bibliográfico, observou-se que diversos estudos estão sendo realizados na busca de tecnologias que consigam a separação facilitada de metais preciosos dos REEE, mais precisamente de PCIs.

Em relação aos processos de recuperação dos metais de PCIs apresentados, observa-se que os mecânicos são os que causam menos impactos ambientais. O processo é frequentemente utilizado como pré-tratamento para posterior execução dos processos metalúrgicos. Ressalta-se que a cominuição garante uma redução nos custos, devido minimização da energia necessária para se obter partículas com tamanhos menores. Importante destacar que o processo mecânico, quanto utilizado em conjunto com processos metalúrgicos, apresenta uma rentabilidade bem maior quanto à recuperação de metais.

Dentre os principais gargalos tecnológicos para o beneficiamento de PCIs estão: a seleção de reagentes químicos adequados para os processos hidrometalúrgicos; a não formação de compostos tóxicos nos processos pirometalúrgicos, tais como dioxinas; a melhora na separação dos componentes individuais; os processos de tratamento atuais envolvem a geração de uma grande quantidade de resíduos ácidos, líquidos alcalinos e de lamas como poluição secundária, e; o excessivo consumo de energia para atingir as temperaturas necessárias para cada etapa dos processos.

Diante do exposto, conclui-se que diversas pesquisas estão sendo realizadas a fim de extrair de maneira mais rentável e menos poluidora os metais de REEE. Porém, ainda existe a necessidade de investimento em pesquisas no contexto de reciclagem de resíduos eletrônicos, mais precisamente sobre as placas de circuito impresso, que são um dos principais componentes dos mais diversos equipamentos eletrônicos existentes, além de ser rico em metais reaproveitáveis.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, R.J.D. (2009). *Reciclagem de placas de circuito impresso: otimização da operação de processamento físico*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, Portugal.
- ANDRADE, R. (2002) *Caracterização e classificação de placas de circuito impresso de computadores como resíduos sólidos*. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Campinas. Campinas, SP.
- BERNARDES, A.; BOHLINGER, I.; MILBRANDT, H.; RODRIGUEZ, D.; WUTH, W. (1997). Recycling of printed circuit boards by melting with oxidizing/reducing top blowing process. In: TMS ANNUAL MEETING, Orlando, Florida, EUA.
- BIOSCA, C.M.O. (2013). Lixo Eletrônico: um grande problema. In: Relatório Final (Iniciação Científica) – Centro Universitário Fundação Santo André, Santo André, SP.

BUYUKBAY, B.; CILIZ, N.; MAMMADOV, A. (2010). Cleaner production application as a sustainable production strategy, in a Turkish Printed Circuit Board Plant. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 10, p. 744-751.

COSTA, A.B. (2013). *Tecnologia social e políticas públicas*. São Paulo: Instituto Pólis. Brasília: Fundação Banco do Brasil.

CUI, J.; ZHANG, L. (2008). Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 158, p. 228-256.

FOGARASI, S.; LUCACI, F.I.; LUCACI, A.I.; ILEA, P. (2014). Copper recovery and gold enrichment from waste printed circuit boards by mediated electrochemical oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 273, p. 215-221.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – FEAM. (2009). *Diagnóstico da geração de resíduos eletroeletrônicos no estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte/MG.

GERBASE, A.E.; OLIVEIRA, C.R. (2012). Reciclagem do lixo de informático: uma oportunidade para a química. *Química Nova*, v. 35, n. 7, p. 1486-1492.

JÚNIOR, S S.H.; MOURA, F.P.; CORREA, R.S.; AFONSO, J.C. (2013). Processamento de placas de circuito impresso de equipamentos eletroeletrônicos de pequeno porte. *Química Nova*, v. 36, n. 4, p. 570-576.

KARWOWSKA, E.; MORZUCH, D.A.; LEBKOWSKA, M.; TABERNACKAA, A.; WOJTKOWSKA, M.; TELEPKO, A.; KARWOWSKA, A. (2014). Bioleaching of metals from printed circuit boards supported with surfactant-producing bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, v. 264, p. 203-210.

KASPER, A.C.; BERSELLI, G.B.T.; FREITAS, B.D.; TENÓRIO, J.A.S.; BERNARDES, A.M.; VEIT, H.M. (2011). Printed wiring boards for mobile phones: characterization and recycling of copper. *Waste Management*, v. 31, p. 2536-2545.

KOHL, C.A. 2014. *Caracterização e valorização de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa*. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo/RS.

LEAL, M.E.A. (2011). *Proposta de Metodologia de Extração de Separação por Análise Qualitativa de Metais em Circuito Eletrônico de Microcomputador*. Anápolis, GO. 2011. Monografia (Graduação) - Universidade Estadual de Goiás.

LI, J.; LU, H.; GUO, J.; XU, Z.; ZHOU, Y. (2007). Recycle technology for recovering resources and products from waste printed circuit boards. *Environmental Science & Technology*, v. 6, n. 41, p. 1995-2000.

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

LIMA, M.L.M; SILVA, J.B.; LIMA, J. (2008). Manufatura reversa e o gerenciamento adequado do lixo eletrônico, In: IX Seminário Nacional de Resíduos Sólidos.

LONG, L.; SUM, S.; ZHONG, S.; DAI, W.; LIU, J.; SONG, W. (2010). Using vacuum pyrolysis and mechanical processing for recycling waste printed circuit boards. *Journal of Hazardous Materials*, v. 177, p. 626-632.

NATUME, R.Y.; SANT'ANNA, F.S.P. (2011). Resíduos eletrônicos: um desafio para o desenvolvimento sustentável e a nova lei da política nacional de resíduos sólidos. In: *International Workshop Advances in Cleaner Production*, v. 3., São Paulo/SP.

PETTER, P.M.H. (2012). *Avaliação da eficiência de metais preciosos das placas de circuito impresso com utilização de lixivantes alternativos ao cianeto*. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE – PNUMA. (2009). *Recycling – from e-waste to resources*. Disponível em: http://www.unep.org.br/admin/publicacoes/texto/EWaste_final.pdf>. Acesso em 03 ago. 2014.

RIBEIRO, P.P.M. (2013). *Concentração de metais contidos em placas de circuito impresso de computadores descartados*. Monografia (Graduação) - Universidade Federal do Rio de Janeiro/RJ.

SANTOS, F.H.S. (2010). *Resíduos de origem eletrônica*. Série Tecnologia Ambiental, Rio de Janeiro: CETEM/MCT.

VEIT, H.M. (2001). *Emprego do processamento mecânico na reciclagem de sucatas de placas de circuito impresso*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre/RS.

VEIT, H.M. (2005). *Reciclagem de cobre de sucatas de placas de circuito impresso*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre/RS.

VEIT, H.M.; BERNARDES, A.M.; FERREIRA, J.Z.; TENÓRIO, J.A.S.; Malfatti, C.F. (2006). Recovery of copper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy. *Journal of Hazardous Materials*, v. B137, n. 6, p. 1704-1709.

XIANG, Y.; WU, P.; ZHU, N.; ZHANG, T.; LIU, W.; WU, J.; LI, P. (2010). Bioleaching of copper from waste printed circuit boards by bacterial consortium enriched from acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, v. 184, p. 812-818.

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

YANG, J.; WU, Y.; LI, J. (2012). Recovery of ultrafine copper particles from metal components of waste printed circuit boards. *Hydrometallurgy*, v. 121-124, p. 1-6.

YOO, J.M.; JEONG, J.; YOO, K.; LEE, J.C.; KIM, W. (2009). Enrichment of the metallic components from waste printed circuit boards by a mechanical separation process using a stamp mill. *Waste Management*, v. 29, p. 1132-1137.

ZENI, A.M.; KOVALESKI, J.L.; DE OLIVEIRA, I.L.; MAZUREK, M. (2011). Inovações Tecnológicas Para Gestão Sustentável De Resíduos Eletrônicos, *In: I Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção*. Ponta Grossa/PR.

ZHOU, Y.; QIU, K. (2010). A new technology for recycling materials from waste printed circuit boards. *Journal of Hazardous Materials*, v. 175, p. 823-828.

ZHU, P.; CHEN, Y.; WANG, L.Y.; ZHOU, M. (2013). A novel approach to separation of waste printed circuit boards using dimethyl sulfoxide. *International Journal Environmental Science Technology*, v. 10, p. 175-180.

3 TECNOLOGIAS DE RECICLAGEM DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO: EMPREGO DE PROCESSAMENTO MECÂNICO (DEBORA CRISTINA DE FREITAS ROMÃO, JUAN CARLOS VALDES SERRA, AURÉLIO PESSOA PICANÇO)

RESUMO: A cada ano, é gerado no mundo um grande montante de lixo eletrônico, conhecido como Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs). Dentro desses REEEs encontram-se as Placas de Circuito Impresso (PCIs), que possuem em sua composição vários metais de alto valor agregado, mas que, se dispostos de maneira inadequada no meio ambiente, podem causar graves problemas de contaminação. Dessa forma, o presente trabalho busca analisar as tecnologias mais eficientes de reciclagem e beneficiamento de PCIs para a recuperação de metais. Foram comparados trabalhos científicos que utilizaram o método do processamento mecânico com as seguintes etapas: moagem, classificação granulométrica, separação magnética e separação eletrostática. A partir da análise detalhada das técnicas empregadas em cada etapa, foi gerado um modelo de referência para a separação e recuperação dos metais de PCIs através do processamento mecânico.

Palavras-chave: Reciclagem. Processamento mecânico. Placas de Circuito Impresso. Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos.

3.1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem-se observado um acelerado desenvolvimento tecnológico. Dessa maneira, a produção dos equipamentos eletroeletrônicos – como computadores, notebooks, celulares – tem crescido em um ritmo muito alto, e todo esse montante de equipamentos é rapidamente descartado devido aos novos produtos que são lançados, a cada dia, no mercado. Esses produtos, depois de descartados, viram resíduos – conhecidos como “lixo tecnológico” ou Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs) – com um alto potencial poluidor e de contaminação ao meio ambiente, devido às suas composições.

De acordo com Barba-Gutiérrez *et al.* (2008) apud Luda (2011), foi estimado o montante de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos gerado anualmente no contexto mundial e chegou-se a um valor de aproximadamente 6,5 milhões de toneladas.

Segundo Veit *et al.* (2008), em muitos países, assim como no Brasil, os REEEs são geralmente dispostos em aterros sanitários, queimados ou depositados em lixões, com pouco controle ambiental, provocando a poluição dos compartimentos ambientais – solo, água e ar – e causando doenças na população que esteja próxima a esses locais. Quando isso acontece, além dos danos ambientais, os componentes ou materiais que compõem esses resíduos deixam de ser reutilizáveis e recicláveis.

No Brasil, a instituição da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, em 2010, veio reforçar a necessidade da adoção de medidas mais efetivas para a gestão integrada dos resíduos sólidos. Entre os seus objetivos, estão: “adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais; incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados (...)” (BRASIL, 2010, título II, cap. II, art. 7º).

Os objetivos dessa lei compactuam com a necessidade de se realizar a reciclagem dos REEEs, pois são resíduos que podem causar muitos danos ambientais e, ao mesmo tempo, possuem alto valor agregado pela presença de certos metais em sua composição, como cobre, ferro, prata e ouro.

Tendo em vista a necessidade de se dar uma destinação final ambientalmente adequada a esses REEEs e a possibilidade de se realizar a reciclagem dos mesmos, é imprescindível o estudo de técnicas que visem buscar soluções que possibilitem um aproveitamento de alguns componentes presentes nos REEEs – como as Placas de Circuito Impresso (PCIs) –, bem como alternativas de destinação ambientalmente adequada desse tipo de resíduo sólido, de maneira que essa destinação garanta a minimização dos impactos ambientais adversos, bem como a preservação dos compartimentos ambientais.

O presente trabalho busca trazer as tecnologias mais utilizadas atualmente, nos contextos nacional e mundial, para a separação e recuperação de metais oriundos de Placas de Circuito Impresso através do emprego do processamento mecânico.

3.2 PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO

Dentre os componentes que compõem um equipamento eletroeletrônico, está a Placa de Circuito Impresso (PCI). A PCI é a peça de hardware que atua como uma base e proporciona ligações elétricas para os componentes montados. Segundo Melo *et al.* (2001), a PCI compõe-se de uma placa (ou cartão) onde são impressas ou depositadas trilhas de cobre. Enquanto a placa se comporta como um isolante (dielétrico), as trilhas têm a função de conectar eletricamente os diversos componentes e as funções que representam. Em geral, a composição de uma PCI é basicamente de materiais poliméricos, cerâmicos e metálicos. Entretanto, devido aos diversos modelos de equipamentos existentes e à época em que foram produzidas, as PCIs variam em sua composição.

Segundo Moraes (2011), as PCIs podem ser fabricadas em celulose ou em fibra de vidro com resina epóxi ou fenólica, também variando no número de camadas de cobre, que podem ser de apenas uma até dezesseis. Segundo Veit (2010) a composição média de uma Placa de Circuito Impresso é de: 28% de Metais (14% de Cu, 6% de Fe, 2% de Ni, 2% de Zn, 2% de Sn, 0,3% de Ag, 0,04% de Au e 0,02% de Pd); 19% de Plástico; 4% de Bromo; 49% de materiais cerâmicos, vidros e óxidos.

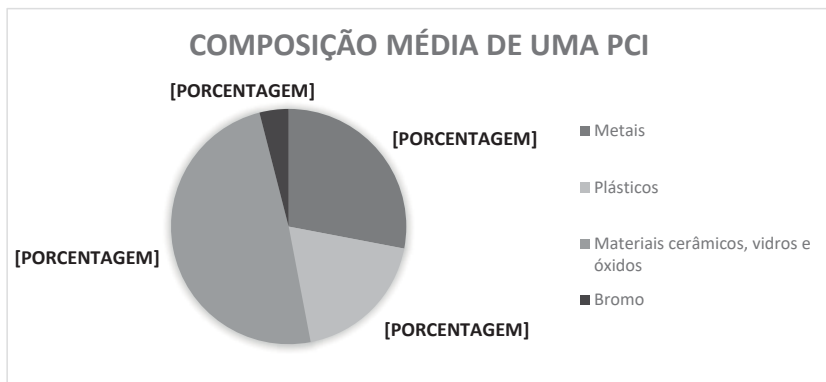


Figura 1: Composição de uma Placa de Circuito Impresso.

As PCIs podem ser recicladas através de diversas tecnologias, incluindo processos mecânicos, químicos e térmicos. Segundo Moraes (2011), os métodos de tratamento de PCIs envolvem a reciclagem de materiais que podem ser resumidos em 3 estágios: pré-tratamento, separação/concentração e refino mecânico/químico, ou segundo outros estudos: desmontagem, beneficiamento e refino. A desmontagem visa a caracterização dos materiais através da separação seletiva dos componentes passíveis de recuperação ou dos metais tóxicos. O beneficiamento é a utilização de processos mecânicos/físicos e/ou processos metalúrgicos para concentrar os metais. O refino busca a recuperação dos materiais, sendo o último estágio.

3.2.1 Processamento Mecânico

O processamento mecânico é utilizado a fim de se obter uma separação prévia dos metais, materiais poliméricos e cerâmicos, sendo considerado como pré-tratamento (FERNANDES, 2013). Assim, as etapas que envolvem a separação de metais das PCIs através do emprego do processamento mecânico são: desmantelamento; moagem; classificação granulométrica; separação gravimétrica; separação magnética; separação eletrostática.

3.2.2 Desmantelamento

O desmantelamento, geralmente, é um processo manual que visa a separação dos componentes tóxicos ou valiosos das PCIs, objetivando a otimização das etapas subsequentes de tratamento.

3.2.3 Moagem

A moagem é um método de cominuição. A cominuição, por sua vez, é a redução do tamanho das partículas. Busca promover a liberação dos materiais presentes nas PCIs através da ação mecânica. Segundo Chaves e Peres (2003), a moagem é efetuada através dos mecanismos de arredondamento das partículas, quebra de pontas e abrasão. Pode ser efetuada pela ação de uma força bruta fragmentando a sucata pelo movimento de “martelos”, “bolas” ou “facas” dentro de um compartimento fechado (HAYES, 1993 apud RIBEIRO, 2013).

3.2.4 Classificação granulométrica

A classificação granulométrica pode ser realizada com o auxílio de peneiras de diferentes aberturas de tamanho. Segundo Chaves e Peres (2003), para a classificação dos resíduos eletroeletrônicos são utilizadas peneiras vibratórias horizontais, pois elas permitem a separação por tamanho de partícula e facilitam a etapa de caracterização dos materiais através de análises químicas.

Ribeiro (2013) cita alguns fatores que determinam a eficiência do peneiramento, que são: material, densidade, distribuição do tamanho de partículas, forma das partículas, superfície das partículas, equipamento, superfície da peneira, movimento (amplitude, frequência, direção), ângulo de inclinação e método de alimentação da peneira.

3.2.5 Separação magnética

A separação magnética é um método muito utilizado na área de processamento de minérios e também para concentração e/ou purificação de muitas substâncias minerais. O princípio de concentração dos minerais se dá pelas diferentes respostas dos materiais ao campo magnético, podendo ser atraídos pelo campo magnético ou repelidos por ele. Assim, existem três classificações para os materiais em relação às suas respostas ao campo magnético: ferromagnéticos - atraídos fortemente pelo campo magnético; paramagnéticos - atraídos fracamente pelo campo magnético; diamagnéticos - repelidos pelo campo magnético (LUZ *et al.*, 2004).

Esse tipo de separação pode ser feita com equipamento de alta e baixa intensidade, assim como os equipamentos de correia cruzada, que contemplam as duas faixas de intensidade do campo magnético (CUI, 2003 apud MORAES, 2011). No caso dos processos de separação de metais, após a separação magnética as frações são separadas em magnética e não-magnética.

3.2.6 Separação eletrostática

A separação eletrostática baseia-se na condutividade elétrica, que separa materiais de condutividades elétricas diferentes, gerando frações condutoras e não-condutoras. A separação eletrostática é um processo de concentração de minérios que se baseia nas diferenças de algumas de suas propriedades, tais como: condutibilidade elétrica, susceptibilidade em adquirir cargas elétricas superficiais, forma geométrica, densidade entre outras. Para promover a separação é necessária a existência de dois fatores elétricos: um campo elétrico de intensidade suficiente para desviar uma partícula eletricamente carregada, quando em movimento na região do campo; carga elétrica superficial das partículas, ou polarização induzida, que lhes permitam sofrer a influência do campo elétrico (LUZ *et al.*, 2004; ZENG *et al.*, 2012).

3.3 METODOLOGIA

Este trabalho foi elaborado através de pesquisas bibliográficas em literaturas de alta relevância no campo de estudos da reciclagem de REEE e que trazem as técnicas mais utilizadas atualmente para a recuperação de metais provenientes de PCIs. Foi realizado um levantamento a respeito das PCIs – conceito, composição e utilização – e sobre as seguintes etapas que envolvem o processamento mecânico: moagem, classificação granulométrica, separação magnética e separação eletrostática. Foi realizada a comparação dos métodos empregados em diferentes trabalhos científicos, fazendo-se a análise das vantagens e desvantagens de cada método.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Moagem

Yamane *et al.* (2011) utilizaram um moinho de martelo para a moagem das placas, seguido de peneiramento com grelhas de malhas com aberturas de 2 mm para PCIs de computadores e de 4 mm para PCIs de celulares.

Já Chao *et al.* (2011) cortaram placas desmontadas em pedaços de 10 cm² e utilizaram duas etapas de moagem, sendo a primeira com um triturador de plástico e a segunda com um

moedor de micro usina, seguido de peneiramento – retornando à moagem as partículas maiores que 1.25 mm.

Kasper *et al.* (2011) realizaram a cominuição com um moinho de martelos para moer as partículas mais grosseiras (<10 mm) e um moinho de facas para as mais finas (<1 mm). Após o peneiramento, o material retido na peneira de malha maior foi devolvido para a moagem, até que todo o material chagasse a um tamanho menor do que 1 mm.

O quadro 1 mostra quais os equipamentos de trituração foram utilizados para a realização da moagem das PCIs nos trabalhos de Yamane *et al.* (2011), Chao *et al.* (2011) e Kasper *et al.* (2011):

Quadro 1: Equipamentos utilizados para moagem de Placas de Circuito Impresso por autor.

AUTOR	ANO	EQUIPAMENTO
Yamane <i>et al.</i>	2011	Moinho de martelos
Chao <i>et al.</i>	2011	Triturador de plástico e moedor de micro usina
Kasper <i>et al.</i>	2011	Moinho de martelos e moinho de facas

Observa-se que o triturador prevalente nos experimentos dos autores mencionados foi o moinho de martelos.

3.4.2 Classificação Granulométrica

Com uma amostra de cerca de 100g, obtida pelo aquartelamento da PCI esmagada, Yamane *et al.* (2011) realizaram a análise granulométrica por peneiramento usando aberturas de fundo de tamanhos 2 mm; 1 mm; 0.50 mm; 0.25 mm e 0.106 mm.

Chao *et al.* (2011) realizaram o peneiramento com peneiras de aberturas de 0.074 mm, 0.15 mm, 0.3 mm, 0.6 mm, 0.9 mm e 1.25 mm juntamente com um vibrador elétrico para rastrear materiais esmagados.

Kasper *et al.* (2011) utilizaram um classificador de tamanho de partículas da marca Retsch, que possui um conjunto de peneiras. Foram utilizadas a malha 16 (1 mm) e a malha 32 (0.5 mm), obtendo-se duas frações: uma de partículas < 0,5 mm e outra de partículas entre 0,5 a 1 mm.

A partir da tabela 1 é possível observar quais foram os equipamentos e os tamanhos das malhas utilizados para a classificação granulométrica por Yamane *et al.* (2011), Chao *et al.* (2011) e Kasper *et al.* (2011):

Tabela 1: Tamanho de partículas de Placas de Circuito Impresso após peneiramento por autor.

AUTOR	ANO	EQUIPAMENTO	TAMANHO DAS PARTÍCULAS (mm)
Yamane <i>et al.</i>	2011	Peneiras	2.00, 1.00, 0.50, 0.25, 0.106
Chao <i>et al.</i>	2011	Peneiras e vibrador elétrico	0.074, 0.15, 0.3, 0.6, 0.9, 1.25
Kasper <i>et al.</i>	2011	Peneiras	> 0.5, 0.5 – 1.00

Como pode ser observado, as peneiras são os principais equipamentos utilizados para classificar as partículas por tamanho, e esse varia de acordo com o tamanho das malhas, onde a faixa comum de tamanho ficou entre 0.1 e 1.0 mm.

3.4.3 Separação Magnética

Yamane *et al.* (2011) pegaram o material resultante da moagem (cerca de 7-8 kg) e colocaram-no em um separador magnético de correia cruzada. Esse separador separou partículas metálicas, que aderem à correia por causa da atração magnética. Os metais não ferrosos caíram em uma fração não-magnética por gravidade.

Semelhantemente, Kasper *et al.* (2011) também utilizaram um separador de correia cruzada – compreendendo um polo magnético de alta intensidade e um de baixa intensidade –, utilizando um intervalo de força do campo magnético de 6000 a 6500 Gauss. Foram obtidas frações altamente e fracamente atraídas pelo campo magnético e uma fração não não-magnética.

Diferentemente dos outros autores citados anteriormente, Chao *et al.* (2011) realizaram a separação magnética após a eletrostática como complementação desta, utilizando frações de 0.3 – 0.6 mm e 0.6 – 0.9 mm e a densidade magnética de 1200 Oe.

O quadro 2, a seguir, mostra quais os separadores magnéticos foram utilizados por Yamane *et al.* (2011), Chao *et al.* (2011) e Kasper *et al.* (2011):

Quadro 2: Tipos de equipamentos utilizados para separação magnética por autor.

AUTOR	ANO	EQUIPAMENTO
Yamane <i>et al.</i>	2011	Separador Magnético de correia cruzada
Chao <i>et al.</i>	2011	Tubo Magnético XZS-300
Kasper <i>et al.</i>	2011	Separador Magnético de correia cruzada

O separador magnético de correia cruzada foi o equipamento utilizado pela maioria dos autores.

3.4.4 Separação Eletrostática

Yamane *et al.* (2011) submeteram a fração não magnética (obtida da separação magnética) a um separador eletrostático que produziu frações dos tipos condutiva, mista e não condutiva.

Kasper *et al.* (2011) também utilizaram a fração não magnética para a separação eletrostática, que obteve duas diferentes frações: uma não condutiva (polímeros, cerâmicos e outros) e uma condutiva (metais não magnéticos). Foram testados três ajustes diferentes no separador buscando avaliar se uma pequena mudança na distância entre o eletrodo de ionização e a amostra não causaria uma alteração na eficiência de separação. A rotação do rotor (85 rpm) permaneceu constante, bem como a alta tensão de alimentação (45 - 46 kV).

Chao *et al.* (2011) chegaram à conclusão que as partículas de tamanho muito pequeno são fáceis de formar aglomerados, conduzindo a resultados pobres de separação. Dessa forma, a separação eletrostática foi conduzida em um separador eletrostático de alta voltagem para

quatro grupos de materiais (0.15 - 0.3, 0.3 - 0.6, 0.6 - 0.9, 0.9 - 1.25 mm), não sendo utilizadas frações menores que 0.15 mm.

A seguir, na tabela 2, é possível observar detalhadamente as regulagens de distância do rotor, ângulo, voltagem e a quantidade de rotações por minuto utilizadas por Yamane *et al.* (2011), Chao *et al.* (2011) e Kasper *et al.* (2011) nos separadores eletrostáticos:

Tabela 2: Regulagens dos separadores eletrostáticos por autor.

AUTOR	ANO	MODELO DO SEPARADOR	DISTÂNCIA DO ROTOR		ÂNGULO		VOLTAGEM	ROTAÇÃO DO MOTOR
			EI ¹	EE ²	EI ¹	EE ²		
Yamane <i>et al.</i>	2011	-	25cm	25cm	80°	52.5°	30 – 46kV	115rpm
Kasper <i>et al.</i>	2011	Equimag ES1010	20, 25cm	20, 25cm	80°	52.5°	45 – 46kV	85rpm
Chao <i>et al.</i>	2011	YD31300-21FZ	-	-	-	-	10kV	40rpm

¹Eletrodo Ionizante; ²Eletrodo Estático.

Como observado, foram utilizados pelos autores modelos diferentes de separadores, distâncias dos rotores e ângulos semelhantes, e voltagens e velocidades de rotação diferentes.

3.4.5 Etapas Complementares

Todos os trabalhos analisados possuem em comum a utilização das etapas de moagem, classificação granulométrica, separação magnética e separação eletrostática para a recuperação de metais oriundos de PCIs. Entretanto, foram empregadas algumas etapas complementares para que os experimentos tivessem mais eficiência.

Yamane *et al.* (2011) utilizaram o método de perda de peso por ignição para determinar a fração polimérica (materiais orgânicos voláteis) e a lixiviação em água régia foi utilizada para determinar a fração de metal. A fração de cerâmica foi calculada pela diferença de massa. Foram submetidas amostras quarteadas das frações magnética, não magnética, condutora, mista, não condutora de 1g cada em 20 mL de solução de água régia (1:20) para a separação dos metais. Após a digestão dos metais (24 horas), a porção insolúvel indicou a presença de cerâmica e polímeros. Já a porção de lixiviado representou os metais solúveis e foi analisada por plasma indutivamente acoplado a espectrometria de emissão óptica (ICP-OES). Os metais analisados foram: ouro, prata, ferro, estanho, cobre, zinco, níquel, chumbo e alumínio.

Semelhantemente, amostras quarteadas de todas as frações (magnética, não magnética, condutora, mista, não condutora) foram colocadas em cápsulas de cerâmica – levadas para o forno a 800°C em uma atmosfera inerte de argônio – e pesadas. Foi obtida uma fração inorgânica que indicou a presença de metais e materiais cerâmicos. A porção orgânica volatilizou e os polímeros foram calculados por diferença dos pesos inicial e final.

Após a classificação granulométrica, Chao *et al.* (2011) aqueceram as amostras a 100°C em uma estufa de secagem durante 3 horas para reduzir a umidade a 0%. Antes da separação eletrostática, as amostras foram submetidas à separação pneumática, que separou as partículas com base em seu tamanho e densidade. Os grandes teores de metais foram caracterizados pelo espectrômetro Optima 2100 DV ICP-OES.

A caracterização das frações obtidas após as etapas de separação realizada por Kasper *et al.* (2011) foi semelhante à utilizada por Yamane *et al.* (2011). Foi realizada a lixiviação em água régia com uma alíquota de 10 g de cada uma das 16 amostras (concentração 1:20, tempo de lixiviação de 2 horas a 60°C sem agitação) com a posterior análise química – método de Espectroscopia de Absorção Atômica com o espectrofotômetro Varian AA240FS – para determinar as concentrações de metais presentes. Como o objetivo dessa pesquisa era recuperar prioritariamente o cobre, este passou por duas vias de recuperação: digestão em água régia e eletro-obtenção.

A solução utilizada para a eletro-obtenção/eletrodeposição foi obtida pela digestão em água régia pelo método descrito anteriormente. Primeiramente, a concentração inicial de cobre no eletrólito a ser utilizado na separação eletrolítica foi determinada. Depois dos ensaios de separação, os eletrólitos utilizados foram analisados por espectroscopia de absorção atômica para verificar as concentrações finais de cobre. A camada eletrodepositada sobre o cátodo foi analisada usando microscopia da marca Jeol, modelo 5800, juntamente com equipamentos de análise dispersiva de raios-X (EDS) marca Noran.

3.4.6 Eficiência dos Processos

Seguem a seguir, na tabela 3, os resultados encontrados da separação de metais de PCIs por cada um dos trabalhos analisados:

Tabela 3: Concentrações médias de metais obtidas nas frações magnética, condutora e não condutora por autor.

	<i>Magnética (%)</i>			<i>Condutiva (%)</i>			<i>Não condutiva (%)</i>		
	<i>C¹</i>	<i>K²</i>	<i>Y³</i>	<i>C</i>	<i>K</i>	<i>Y</i>	<i>C</i>	<i>K</i>	<i>Y</i>
Cobre	57.12	26.36	2.73	76.66	65.29	17.74	23.34	20.95	4.53
Chumbo	-	2.5	0.50	7.21	3.36	2.34	0.32	0.98	0.77
Ferro	-	24.37	8.74	2.60	0.04	0.05	0.26	0.17	0.15
Estanho	-	2.72	0.77	9.45	2.43	4.05	0.11	0.47	1.14
Níquel	-	10.16	0.74	0.84	5.92	0.89	0.30	1.88	0.04
Zinco	-	1.11	0.35	6.24	5.39	4.19	0.61	0.70	0.57
Alumínio	-	0.10	0.63	1.77	0.46	1.30	0.50	0.17	0.96
Magnésio	-	-	-	1.05	-	-	0.22	-	-
Prata	-	0.27	0.02	-	0.22	0.10	-	0.05	0.05
Ouro	-	0.17	0.02	-	0.09	0.02	-	0.10	0.02

¹ Chao *et al.* (2011); ² Kasper *et al.* (2011); ³ Yamane *et al.* (2011).

Por meio das análises feitas do grau de recuperação dos 10 metais analisados – Cu, Pb, Fe, Sn, Ni, Zn, Al, Mg, Ag, Au – pelos trabalhos científicos, Kasper *et al.* (2011) obtiveram maior sucesso na recuperação dos metais pela separação magnética, conseguindo um maior

grau de recuperação em 7 dos 10 metais analisados. Na fração condutiva, Chao *et al.* (2011) foram mais eficientes pelo maior grau de concentração em 7 metais.

Em relação à fração não condutiva Kasper *et al.* (2011) conseguiram uma maior concentração em 5 metais, Chao *et al.* (2011) em 4 metais e Yamane *et al.* (2011) destacaram-se apenas em relação a 1 metal, mas obtiveram o mesmo grau de recuperação da prata que Kasper *et al.* (2011). É importante destacar que em relação ao cobre – metal que é encontrado em maior quantidade em PCIs – Chao *et al.* (2011) conseguiram o maior grau de recuperação, visto que recuperar esse metal era o foco da pesquisa.

A partir da análise dos dados da tabela 3, que foram obtidos por cada trabalho, é possível fazer uma correlação dos métodos utilizados e dos resultados finais em termos de recuperação de metais.

Em relação à moagem, como partículas de tamanho muito pequeno são fáceis de formar aglomerados (CHAO *et al.*, 2011), e partículas muito grandes podem prejudicar as etapas subsequentes do processamento, o tamanho de partículas que está mais próximo do ideal para o método em estudo é de 0.1 a 1.0mm, podendo-se fazer a separação de granulometria em diferentes frações, por exemplo, frações de 0.1 – 0.25, 0.25 – 0.5, 0.5 a 0.75 e 0.75 a 1.0. Os intervalos de tamanhos das frações dependerão dos tamanhos das malhas das peneiras disponíveis para a realização dos testes.

Chao *et al.* (2011) mostraram em seu estudo a importância da interdependência das separações magnética e eletrostática para a obtenção de resultados mais eficientes na recuperação dos metais. Kasper *et al.* (2011) utilizando a variação de intensidade de campo magnético, mostraram que é importante essa variação, pois alguns metais se concentraram na fração de alto campo magnético, enquanto outros metais concentraram-se mais eficientemente com a utilização de campo magnético permanente ou baixo campo magnético. Esse fator deve-se às características de comportamento dos materiais à presença do campo magnético – ferromagnéticos (ferro, níquel), paramagnéticos (alumínio, magnésio) e diamagnéticos (cobre, prata, chumbo).

Em relação à separação eletrostática, Kasper *et al.* (2011) demonstraram que a utilização de variações na distância entre o eletrodo de ionização e a amostra não afetaram significativamente os resultados em termos de recuperação de metais, visto que as quantidades de metais obtidas comparativamente entre as frações com diferentes distâncias foram bem parecidas. O fator de maior impacto na separação eletrostática é o tamanho das partículas, onde foi observado que as partículas menores concentraram uma maior quantidade de material não condutor, enquanto que as maiores concentraram maior quantidade de material condutor. Uma maneira de aumentar a eficiência nesse tipo de separação, além de utilizar diferentes tamanhos de partículas, é submeter as frações não condutoras duas vezes – ou quantas forem necessárias – ao separador eletrostático.

Mesmo separando as partículas em amostras por tamanho, existe uma diferença de tamanho entre as partículas de uma amostra, e os grânulos de tamanhos diferentes podem afetar negativamente a eficiência do processo de separação eletrostática. Wu *et al.* (2008) elaboraram um modelo de separador eletrostático tipo corona, composto por dois separadores do tipo rolo clássicos dispostos na posição vertical. Cada um com a mesma configuração de eletrodo, mas o primeiro com uma voltagem de 20 kV e o outro de 30 kV. Após passar pelo primeiro rolo de separação, as frações mista e não condutora foram submetidas novamente à

separação no segundo rolo. Esse modelo conseguiu diminuir a fração mista em até 73%, resultando em um aumento na recuperação de metais de até 34%.

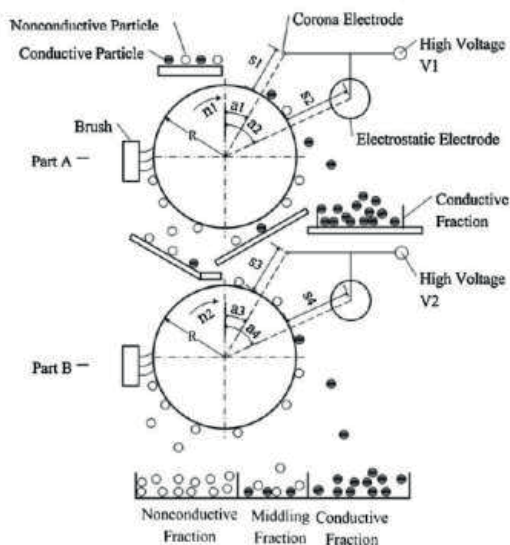


Figura 2: Representação esquemática do separador eletrostático corona de dois rolos. Fonte: Wu *et al.* (2008).

Tendo procedido à todas as etapas de separação e recuperação de metais, faz-se necessária a caracterização das frações/amostras que objetiva a identificação dos tipos de materiais encontrados nas mesmas, para que seja possível estimar o grau de recuperação dos metais. Yamane *et al.* (2011) e Kasper *et al.* (2011) utilizaram soluções de água régia para a concentração dos metais para a posterior identificação. Tanto o método de espectrometria de emissão óptica com plasma ICP-OES, quanto o de espectrofotometria de absorção atômica permitem quantificar a presença de metais, mas o primeiro é mais vantajoso, pois o plasma possui energia suficiente para promover a excitação da maioria dos elementos químicos existentes, possibilitando a quantificação de uma ampla faixa de analitos.

A partir dos levantamentos realizados, foram elencadas todas as etapas que envolvem o processamento de uma PCI até à recuperação dos metais. Através da figura 3, é possível visualizá-las resumidamente:



Figura 3: Fluxograma das etapas de recuperação de metais de PCIs através de processamento mecânico.

CONCLUSÕES

Pode-se concluir que a moagem das placas e a subsequente classificação granulométrica contribuíram para as etapas seguintes de separação, sendo imprescindível o uso de faixas granulométricas adequadas. As etapas de separação magnética e separação eletrostática tiveram resultados satisfatórios nos trabalhos analisados, sendo que alguns detalhes de equipamentos otimizaram os resultados obtidos.

A partir da junção das etapas mais eficientes realizadas em cada pesquisa foi possível construir um modelo de referência para a separação e recuperação dos metais de PCIs através do processamento mecânico. A utilização desse modelo representa um avanço no desenvolvimento de tecnologias voltadas para a reciclagem de REEs, o que consequentemente contribui para a diminuição desse tipo de resíduo, com alto potencial poluidor, em contato com o meio ambiente. Esse tipo de reciclagem é de grande relevância, pois contribui para a preservação dos recursos ambientais além de gerar ganhos econômicos pelo valor agregado dos metais.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

CHAO, G.; HUI, W.; WEI, L. W.; JIANGANG, F.; XIN, Y. Liberation characteristic and physical separation of printed circuit board (PCB). *Waste Manage*, v. 31, 2011, p. 2161-2166.

CHAVES, A. P.; PERES, A. E. C. *Teoria e Prática do Tratamento de Minérios – Britagem, Peneiramento e Moagem*. 2ª ed. São Paulo: Signus, 2003, v. 3, p. 662.

FERNANDES, I. S. M. Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos: Tecnologias de Reciclagem e Impactos Ambientais. Monografia de Graduação em Engenharia Ambiental. Palmas: Universidade Federal do Tocantins; 2013.

KASPER, A. C.; BERSELLI, G. B. T.; FREITAS, B. D.; TENÓRIO, J. A. S.; BERNARDES A. M.; VEIT, H. M. Printed wiring boards for mobile phones: characterization and recycling of copper. *Waste Manage*, v. 31, n. 12, 2011, p. 2536–2545.

LUDA, M. P. Recycling of Printed Circuit Boards. *Integrated Waste Management*, v. 2, 2011, p. 285-298.

LUZ, A. B.; SAMPAIO, J. A.; ALMEIDA, S. L. M. *Tratamento de Minérios*. 4ª ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT; 2004, p. 858.

MELO, P. R. S.; RIOS, E. C.D.; GUTIERREZ, R. M. V. Placas de Circuito Impresso: mercado atual e perspectivas. *BNDES Setorial*, 2001.

MORAES, V. T. Recuperação de metais a partir do processamento mecânico e hidrometalúrgico de Placas de Circuito Impressos de celulares obsoletos. Tese de Doutorado em Engenharia. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2011.

RIBEIRO, P. P. M. Concentração de metais contidos em placas de circuito impresso de computadores descartados. Monografia de Graduação em Engenharia Metalúrgica. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro; 2013.

VEIT, H. M.; BERNARDES, A. M.; BERTUOL, D. A.; OLIVEIRA, C. T. Utilização de processos mecânicos e eletroquímicos para reciclagem de cobre de sucatas eletrônicas. *Metalurgia & Materiais*, v. 61, n. 2, 2008, p. 159-164.

VEIT, H. M. Geração e destino dos resíduos eletro-eletrônicos. In: *VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*; Porto Alegre, Brasil, 2010.

WU, J.; LI, J.; XU, Z. Electrostatic separation for multi-size granule of crushed printed circuit board waste using two-roll separator. *Journal of Hazardous Materials*, v. 159, 2008, p. 230–234.

YAMANE, L. H.; DE 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 Manage*, v. 31, n. 12, 2011, p. 2553–2558.

ZENG, X.; ZHENG, L.; XIE, H.; LU, B.; XIA, K.; CHAO, K.; LI, W.; YANG, J.; LIN, S.; LI, J. Current status and future perspective of waste printed circuit boards recycling. *Procedia Environmental Sciences*, v.16, 2012. P. 590-597.

4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E POTENCIAL TAXA DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE GABINETES DE MICROCOMPUTADORES DE MESA (CLAUDIA ADRIANA KOHL E LUCIANA PAULO GOMES)

RESUMO: Este estudo teve como objetivos efetuar a caracterização física, bem como, calcular a potencial taxa de reciclagem de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa (desktops). Alcançaram-se tais objetivos por meio da desmontagem manual dos gabinetes e da separação, pesagem e desmontagem de oito componentes: (1) drive de disquetes, (2) drive de CDs, (3) cabos IDEs, (4) HD, (5) cooler, (6) placa mãe, (7) fonte de energia e (8) tampa, corpo e outras partes. Os materiais constituintes foram agrupados em sete grupos: (1) plásticos, (2) metais não ferrosos, (3) metais ferrosos, (4) materiais com substâncias de interesse (PCIs, microprocessadores e seus soquetes, módulos de memória, capacitores eletrolíticos de alumínio e componentes eletrônicos), (5) materiais considerados perigosos (baterias), (6) fios e cabos e (7) outros materiais (tecidos, fitas adesivas, esponjas, látex, borrachas, rejeitos misturados (plástico com metal), cerâmicas, etc.). Os resultados mostraram que os gabinetes de microcomputadores de mesa deste estudo, têm a massa média de 10,56 kg e que 81,71% desta massa é composta pelas placas mãe, pelas fontes de energia e pelos invólucros do gabinete (tampa, corpo e outras partes). Os outros componentes representam 18,29% da massa média dos gabinetes. A taxa de reciclagem obtida foi de 96,66%, essa taxa representa a quantidade de materiais com possibilidade de ser reciclado nas amostras estudadas.

Palavras-chave: REEE, resíduo de equipamento eletroeletrônico, resíduo de computador, reciclagem de computador, reciclagem de desktops.

4.1 INTRODUÇÃO

A disposição em aterro, reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético são atualmente as alternativas consideradas ambientalmente adequadas para destinação/disposição de resíduos sólidos (BRASIL, 2010). A Diretiva 2012/19/UE de 04/07/2012 que reformula a Diretiva 2002/96/EC, de 27/01/2003 é relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE). Esta Diretiva tem por objetivo contribuir para produção e consumo sustentáveis mediante, prioritariamente, a prevenção da geração de REEE e, adicionalmente, por meio da reutilização, reciclagem e outras formas de valorização desses resíduos. Visa reduzir a quantidade de resíduos, eliminar e contribuir para a utilização eficiente dos recursos e a recuperação de matérias-primas secundárias valiosas. Quando admissível, a reutilização dos REEEs e seus componentes deverá ser prioritária, quando isso não for possível, a valorização será a alternativa mais adequada. A valorização se dá por meio de objetivos mínimos que variam conforme a categoria que o equipamento eletroeletrônico (EEE) pertence. Para os EEEs pertencentes à Categoria 3 – Equipamentos de Informática e de Telecomunicações (os quais os resíduos de microcomputadores de mesa se enquadram), 65% dos materiais, componentes ou substâncias devem ser reciclados até o prazo de 14/08/2015 (UNIÃO EUROPEIA, 2012). Segundo Bigum, Brogaard e Christensen (2012) dentre todas as categorias de EEEs citadas na Diretiva Europeia 2012/19/UE, as Categorias 3 e 4 são as que possuem frações mais ricas em metais preciosos.

Países em todo o mundo têm um rápido acesso às tecnologias de informação e isso impulsiona as vendas de microcomputadores. Estima-se que somente em 2008 a base ativa

dessas máquinas era de 1 bilhão de unidades em todo o mundo e que em 2013 esse número chegou a 2 bilhões. O Brasil, Rússia, Índia e China terão mais de 775 milhões de novos microcomputadores em 2015. A China passará de 55 milhões de unidades em 2007 para 500 milhões em 2015 (VARIN e ROINAT, 2008).

No ano de 2010 a venda de microcomputadores de mesa ainda predominava no Brasil, diferentemente do que acontece em outras nações. Já nos anos de 2011 e 2012 houve uma queda na venda desse tipo de microcomputador. A proximidade de preços entre os portáteis e os micros de mesa orienta a preferência dos usuários domésticos pelos *notebooks*, que têm a facilidade de serem portáteis (IDC, 2014).

Meirelles (2014) na 25ª Pesquisa Anual do Uso de Tecnologia de Informação estima que no ano de 2013, a base ativa de microcomputadores no Brasil (micros em uso) chegou a 128 milhões e que em 2014 esse número chegou a 136 milhões (2 para cada 3 habitantes). O autor estima que em 2016 a base ativa chegue a de 200 milhões de unidades (1 para cada habitante).

Existe uma tendência de aumento na geração de resíduos de microcomputadores até o ano de 2020, principalmente nos países onde ainda há pouca inserção de micros, tais como Uganda, Senegal e Índia. Na África do Sul e China, estima-se que o fluxo de resíduos de microcomputadores aumentará em 2 a 4 vezes até o ano de 2020 (SCHLUEP *et al.*, 2009). Araújo *et al.* (2012) estimam a geração de resíduos de microcomputadores no Brasil em 0,56 kg/hab.ano em 2008, número esse, próximo ao definido por Schluep *et al.* (2009) para o Brasil que é de 0,50 kg/hab.ano.

Segundo Schulep *et al.* (2009) o Brasil é um dos países em desenvolvimento com capacidade de realizar a produção industrial dos processos de reciclagem de REEE, juntamente com a África do Sul, Marrocos, México e Colômbia. Esses países apresentam significativo potencial para adaptar tecnologias de pré-tratamento e destinação final de suas próprias necessidades.

De acordo com Araújo (2013) a cadeia de gestão de resíduos de computadores está dividida em três etapas: a) logística reversa; b) pré-tratamento ou tratamento primário, e; c) tratamento secundário. A etapa da logística reversa consiste na coleta dos equipamentos em empresas, domicílios, postos de entrega voluntária e outros. O pré-tratamento ou tratamento primário consiste na desmontagem dos computadores e segregação das partes, módulos e componentes. Módulos e partes que estão em funcionamento devem ser utilizados na remanufatura de outros computadores e as partes que contêm substâncias perigosas devem ser separadas para tratamento adequado. Nesta etapa devem-se segregar as placas de circuito impresso, que são de interesse econômico devido à possibilidade de recuperação de metais como ouro, cobre e outros. O tratamento secundário trata-se dos processos metalúrgicos, químicos e físicos utilizados na recuperação dos materiais dos REEEs, bem como os processos utilizados para recuperação energética utilizando tais resíduos.

Diante desse contexto, esse artigo tem como objetivo efetuar a caracterização física de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa, bem como calcular a potencial taxa de reciclagem destes resíduos. Conforme a Lei nº 12.305, de 02 de Agosto de 2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), em seus princípios e objetivos, são preconizadas a não geração, redução, reutilização, reciclagem e o tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Logo, faz-se necessário conhecer melhor este tipo de resíduo, a fim de desenvolver alternativas de gestão e de gerenciamento adequadas para este tipo de resíduo sólido.

4.1.1 Processos de pré-tratamento de resíduos de microcomputadores

Para reaver a matéria-prima contida nos microcomputadores, deve-se desmontá-lo para recuperação do material, além de remover os componentes que devem ter tratamento específico (OECD, 2003). Segundo Crowe *et al.* (2003) para efetuar o desmantelamento dos microcomputadores devem ser seguidas as etapas de desmontagem, segregação de metais ferrosos, metais não ferrosos, plásticos, remoção das partes com maior valor econômico e remoção das partes que contém substâncias perigosas. Já Varin e Roinat (2008), detalham o processo de desmontagem de gabinetes de microcomputadores. Para os autores a desmontagem consiste em remover os diversos componentes e colocá-los em lotes homogêneos a fim de serem recuperados pelas indústrias apropriadas. Primeiramente, retira-se a tampa do gabinete para se ter acesso aos componentes internos e separa-se conforme o tipo e material. Após deve ser retirada a fonte de energia e seus cabos de alimentação. Deve-se remover o disco rígido (HD) e as PCIs (a principal é a placa-mãe). Da placa-mãe devem ser extraídos os módulos de memória, o microprocessador e a bateria.

De acordo com Buchert *et al.* (2012) a desmontagem manual durante a fase de pré-tratamento é necessária para melhorar a reciclagem dos REEE. Os autores também relatam que a técnica praticada principalmente na Alemanha, onde é efetuada a trituração de equipamentos inteiros, leva a perda de materiais críticos, principalmente dos metais preciosos, que não são separados nesse processo. Para efetuar a recuperação desses metais é necessário remover manualmente os componentes que possuem matérias-primas importantes.

4.1.2 Processos de tratamento secundário de resíduos de microcomputadores

Os processos de recuperação e reciclagem de REEE são complexos e requerem a utilização de tecnologias avançadas, devido à heterogeneidade de sua composição e a periculosidade das substâncias tóxicas neles contidas. Estes processos visam principalmente a reciclagem dos metais e dos polímeros contidos nesses resíduos. Dentre os REEEs, as placas de circuito impresso (PCIs) são consideradas os componentes mais interessantes a nível econômico, devido a sua quantidade de metais (BEXIGA, 2009). Park e Fray (2009) relatam que os metais preciosos encontrados em placas de circuito impresso representam mais de 80% do valor inerente das PCIs, apesar da quantidade desses metais serem inferior a 1% da massa total. Os autores expõem ainda que o ouro é o metal mais importante a ser recuperado em placas de circuito impresso.

Os principais métodos de reciclagem de PCIs utilizados atualmente são: processamento mecânico, hidrometalurgia, pirometalurgia e eletrometalurgia. Ainda pode-se citar como método a biotecnologia e a combinação de métodos utilizando tecnologias químicas e metalúrgicas. A reciclagem de sucatas metálicas é importante, pois pode representar um lucro econômico, próprio do metal, o qual é significativo em metais como cobre, chumbo, alumínio e nos metais preciosos, tais como ouro, prata e platina. Outra vantagem na reciclagem desse tipo de sucata é a economia de energia, pois no processo primário da produção dos metais existe um elevado consumo de energia, o que não ocorre na reciclagem desses materiais (VEIT, 2005). Cui e Zhang (2008) citam que os principais métodos para recuperação de metais preciosos de REEEs são o pirometalúrgico, o hidrometalúrgico e o biometalúrgico. Os autores mencionam a pirometalurgia como a tecnologia habitual utilizada e que na última década a hidrometalurgia tem sido destacada.

Os plásticos contidos nos REEE correspondem a 30% do montante total dos REEE (UNEP, 2005). De acordo com Al-Salem, Lettieri e Baeyens (2009) existem quatro maneiras de reciclar plásticos, são elas: a) reciclagem primária (re-extrusão); b) secundária (reciclagem mecânica); c) terciária (reciclagem química), e; d) quaternária (recuperação de energia). Os

processos de reciclagem primária e secundária são conhecidos e estão largamente consagrados e os sistemas terciários e quaternários aparecem como soluções sustentáveis. Yang *et al.* (2013) relatam que os plásticos contêm materiais orgânicos, que depois de tratados corretamente podem ser utilizados para produzir combustíveis ou matérias-primas químicas. De acordo com os autores a reciclagem de matéria-prima por meio da pirólise é considerada a rota de processamento mais promissora para o tratamento dos plásticos dos REEE que contêm retardantes de chamas.

Araújo *et al.* (2008), efetuaram a reciclagem de cabos por meio de operações unitárias de tratamento de minérios. Souza e Tenório (2010) utilizaram o processamento hidrometalúrgico para recuperação de metais de sucatas de pilhas e baterias pós-consumo. Souza, Espinosa e Tenório (2011) e Provazi, Espinosa e Tenório (2012) utilizaram o processo de extração por solventes para recuperação dos elementos metálicos contidos em pilhas e baterias.

A reciclagem de computadores surge como uma oportunidade de recuperação de matérias-primas de uma forma ambientalmente saudável. O preço da sucata de metal subiu consideravelmente nos últimos anos, devido à escassez causada pelo aumento do consumo destas matérias-primas (VARIN e ROINAT, 2008). Isso faz com que a reciclagem se torne economicamente viável e atraente (VARIN e ROINAT, 2008; PINHEIRO *et al.*, 2009). Segundo a USGS (2001) uma tonelada de resíduos de microcomputadores contém mais ouro que 17 toneladas de minério bruto do ouro. No Brasil a cada tonelada de minério extraído, sobram apenas 0,4 gramas de ouro (ABES, 2011).

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Instalou-se uma unidade para pré-tratamento de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa, no Laboratório de Saneamento Ambiental na Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), na cidade de São Leopoldo/RS, Brasil. Obtiveram-se os equipamentos para desmontagem no Setor de Informática da universidade. Foram desmontados gabinetes de microcomputadores de mesa, modelo ATX desktop, do tipo horizontal, fabricante IBM, ano de fabricação 2002, de 5ª geração e processador Pentium 4.

Obtiveram-se os dados dos computadores descartados no ano de 2013 no setor do Sistema de Gestão Ambiental da universidade. Agruparam-se os computadores por modelo e ano de fabricação, após foram selecionados 5 gabinetes do modelo 8305 fabricado em 10/2002 dos 238 (deste mesmo modelo e ano) descartados em 2013. Os gabinetes selecionados encontravam-se estocados no setor de Suprimentos da universidade, os quais aguardavam o descarte apropriado.

A avaliação do balanço de massa foi realizada por meio de verificação visual, a qual é a praticada nas áreas de pré-tratamento de REEE, em cada gabinete individualmente. Desmontaram-se os equipamentos no Laboratório de Saneamento Ambiental e para isto foram utilizadas ferramentas manuais (alicates, chaves de fenda, jogo de chaves, tesoura, formão, dentre outras) e equipamentos de proteção individual (guarda-pó, óculos, luvas e sapatos fechados). Para a pesagem do material utilizou-se uma balança Marca Balmak, modelo MP-50, com capacidade de carga de 50 kg e precisão de 10 g e uma balança de precisão Marca Bioprecisa. Efetuaram-se as medições com uma trena de metal de 5 m marca Vonder.

Executou-se a retirada dos componentes soldados das placas de circuito impresso (PCIs) por meio da utilização de uma chapa aquecedora marca Quimis, aquecimento até

320°C, localizada dentro de uma Capela para exaustão de gases tóxicos marca Permutation. A Capela possui porta frontal em acrílico transparente com deslocamento vertical e exaustor do tipo centrífugo com motor blindado. As PCIs quando aquecidas geram gases que podem ser tóxicos, devido a este fato, faz-se necessário o controle destas emissões, bem como a utilização de luvas para proteção térmica com resistência a altas temperaturas, para manuseio das peças aquecidas.

Finalizada a etapa de desmontagem, determinou-se a massa de cada categoria e também dos gabinetes como um todo, adaptando-se a metodologia de Varin e Roinat (2008).

4.2.1 Processo de desmontagem e cálculos de massa e de potencial taxa de reciclagem

Catalogou-se o gabinete inteiro, o qual foi identificado na chegada ao laboratório por tipo (torre ou horizontal), fabricante, ano de fabricação e geração. Verificaram-se as medidas (altura, largura e comprimento) e após, a massa.

Cada gabinete foi desmontado manualmente, removendo-se inicialmente a tampa, de forma a possibilitar o acesso aos componentes internos. Na sequência, as etapas foram: remoção, segregação e pesagem de todos os itens encontrados. O resultado desta segregação significou a identificação de oito grupos distintos: (1) **drive de disquetes**, (2) **drive de CDs**, (3) **cabos IDEs**, (4) **HD**, (5) **cooler**, (6) **placa mãe**, (7) **fonte de energia** e (8) **tampa, corpo e outras partes**. Cada componente foi segregado separadamente e pesado.

Desmontaram-se todos os componentes removidos e pesados anteriormente. Após a desmontagem, segregaram-se os materiais encontrados em sete grupos de materiais: (1) **plásticos**, (2) **metais não ferrosos**, (3) **metais ferrosos**, (4) **materiais com substâncias de interesse** (PCIs, microprocessadores e seus soquetes, módulos de memória, capacitores eletrolíticos de alumínio e componentes eletrônicos), (5) **materiais considerados perigosos** (baterias), (6) **fios e cabos** e (7) **outros materiais** (tecidos, fitas adesivas, esponjas, látex, borrachas, rejeitos misturados (plástico com metal), cerâmicas, etc.). Os grupos (4) e (5) foram classificados conforme bibliografias e legislações encontradas. Cada grupo de material de cada componente foi segregado separadamente e pesado.

Retiraram-se manualmente todas as peças de fácil remoção da placa-mãe, inclusive a bateria e os capacitores. Após, a placa foi colocada em cima da chapa aquecida a 300°C até a solda se fundir (~10 min), o que permitiu a retirada do material soldado com ferramentas manuais. Segundo Veit (2005), os componentes das PCIs são soldados com uma liga Pb-Sn (37%-63%) que tem baixo ponto de fusão (~183°C) e quando aquecidas, soltam-se facilmente. Procedeu-se da mesma forma na desmontagem da placa-mãe e PCI da fonte de energia.

Efetuu-se o balanço de massa dos tipos de plásticos. A separação foi conforme os símbolos da ABNT NBR 13230:2008 – Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis – Identificação e simbologia. Nesta separação obtiveram-se dois grupos de materiais: a) plásticos com identificação, e; b) plásticos sem identificação. Após a separação, os materiais foram segregados e pesados. Após, todos os plásticos com identificação foram segregados e pesados por tipo de plástico.

Calculou-se a Potencial Taxa de Reciclagem (PTR) conforme as diretrizes da Diretiva Europeia 12/19/UE de 2012. Primeiramente calculou-se a PTR dos sete grupos de materiais dos gabinetes. Após, dos oito componentes e finalmente calculou-se a PTR total dos gabinetes.

A definição da PTR dos materiais deu-se por meio de levantamentos na literatura, a fim de identificar processos de reciclagem existentes. De tal modo, neste estudo, considerou-

se como potencial material reciclável, aquele que possui algum tipo de processo de reciclagem já estabelecido ou estudos onde os materiais possuem condições de serem reciclados. Efetuaram-se os cálculos por meio da razão entre o material com possibilidade de ser recuperado pelo peso de entrada de material. O cálculo da potencial taxa de reciclagem dos materiais está representado na Equação (1). A Figura 1 apresenta o fluxograma da metodologia utilizada neste estudo.

$$Tr = \frac{Mr}{Em} \times 100$$

Equação (1)

Onde:

Tr = Taxa de reciclagem (%)

Mr = Material a ser recuperado (kg)

Em = Entrada de material (kg)

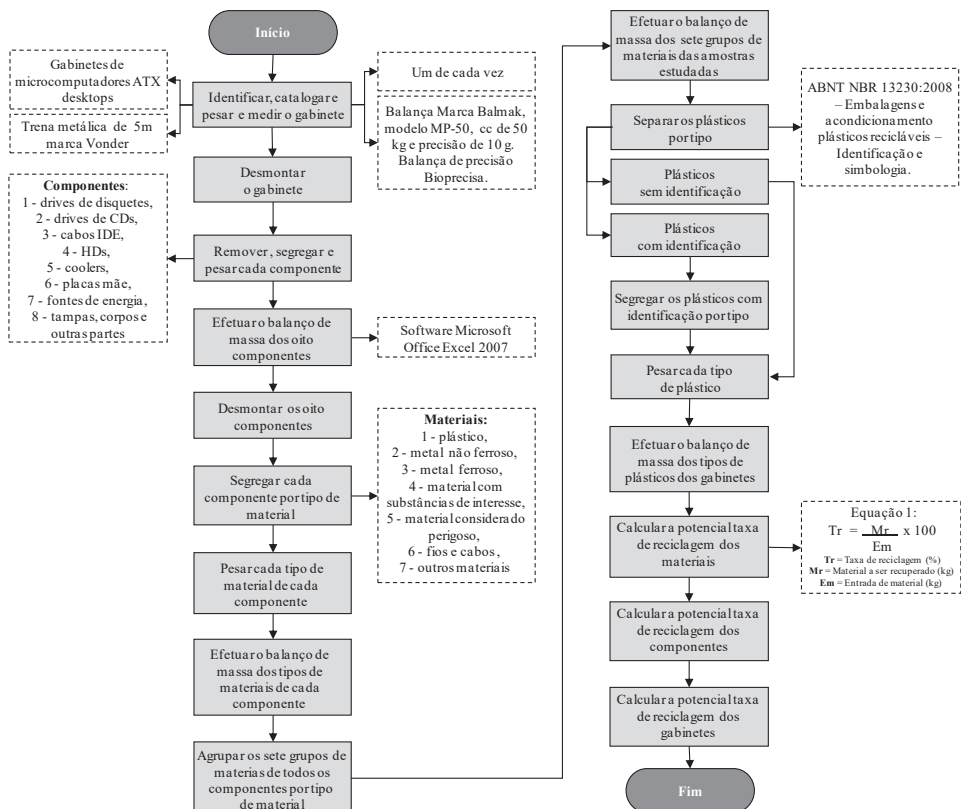


Figura 1: Fluxograma da metodologia utilizada neste estudo.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efetuiu-se a desmontagem de 52,81 kg de resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa, todos do tipo horizontal, fabricante IBM, ano de fabricação 2002, de 5ª geração e processador tipo Pentium 4. Todas as cinco amostras possuíam o mesmo tamanho (13,5 cm de altura x 42,5 cm de largura x 41,5 cm de comprimento). Após a pesagem de cada uma, verificou-se que o coeficiente de variação da massa foi de 1,6% (CV = 1,6%), onde se constatou uma alta homogeneidade das amostras. A massa média obtida das amostras estudadas foi de 10,56 kg. No estudo de Hischier *et al.* (2007) um gabinete de microcomputador de mesa com processador tipo Pentium 4, fabricado no ano de 2002 obteve a massa de 11,30 kg.

4.3.1 Massa dos componentes dos resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa

A massa média obtida para os oito componentes dos gabinetes foi de: (1) **drive de disquetes** = 0,40 kg, (2) **drive de CD** = 0,86 kg, (3) **cabos IDEs** = 0,14 kg, (4) **HD** = 0,47 kg e (5) **cooler** = 0,06 kg. Estes componentes representam 18,29% da massa média do gabinete. Obtiveram-se os seguintes valores para os demais componentes: (6) **placa mãe** = 1,10 kg, (7) **fonte de energia** = 1,27 kg, (8) **tampa, corpo e outras partes** = 2,41 kg, 2,69 kg e 1,16 kg respectivamente. O componente (8) representa 81,71% da massa média do gabinete. O tempo médio de desmontagem dos gabinetes foi de 9h. A Tabela 1 apresenta os dados consolidados da média de massa dos oito componentes dos gabinetes, bem como a representatividade de cada componente na massa total dos resíduos de gabinetes.

Tabela 1: Massa dos componentes dos resíduos de gabinetes (kg) e a representatividade de cada componente na massa total (%).

Código do gabinete	Massa (kg)	Média de massa dos oito componentes dos gabinetes (kg)									
	Gabinete montado	(1) Drive de disquetes	(2) Drive de CD	(3) Cabos IDEs	(4) HD	(5) Cooler	(6) Placa mãe	(7) Fonte de energia	(8) Tampa do gabinete	(8) Corpo	(8) Outros
1	10,650	0,410	0,890	0,130	0,610	0,060	1,090	1,280	2,380	2,680	1,120
2	10,350	0,400	0,750	0,140	0,420	0,060	1,090	1,270	2,400	2,660	1,160
3	10,510	0,400	0,880	0,130	0,430	0,060	1,090	1,280	2,380	2,700	1,160
4	10,500	0,400	0,890	0,140	0,370	0,060	1,110	1,270	2,410	2,690	1,160
5	10,800	0,410	0,880	0,140	0,540	0,060	1,120	1,270	2,480	2,700	1,200
Média	10,562	0,404	0,858	0,136	0,474	0,060	1,100	1,274	2,410	2,686	1,160
Representatividade		3,83%	8,12%	1,29%	4,49%	0,57%	10,41%	12,06%	22,82%	25,43%	10,98%

4.3.2 Massa dos materiais de cada componente

A Tabela 2 apresenta os dados consolidados da média de massa dos sete grupos de materiais de cada um dos oito componentes, bem como a representatividade de cada material na massa do componente.

Tabela 2: Massa dos sete grupos de materiais dos oito componentes (kg) e a representatividade de cada material na massa do componente (%).

Componente	Média de massa dos materiais de cada componente (kg)							Média de massa do componente (kg)
	(1) Plásticos	(2) Metal não ferroso	(3) Metal ferroso	(4) Materiais com substâncias de interesse	(5) Materiais considerados perigosos	(6) Fios e cabos	(7) Outros materiais	
(1) Drive de disquetes	0,011	0,009	0,356	0,011	0	0	0,017	0,404
Representatividade	2,62%	2,28%	88,12%	2,72%	0	0	4,26%	
(2) Drive de CDs	0,195	0,021	0,551	0,074	0	0	0,017	0,858
Representatividade	22,77%	2,40%	64,27%	8,62%	0	0	1,93%	
(3) Cabos IDE	0,036	0,010	0	0	0	0,090	0	0,136
Representatividade	26,47%	7,35%	0	0	0	66,18%	0	
(4) HD	0,010	0,318	0,114	0,014	0	0	0,018	0,474
Representatividade	2,07%	67,09%	24,05%	3,00%	0	0	3,80%	
(5) Cooler	0,028	0,003	0,013	0,002	0	0,004	0,010	0,060
Representatividade	47,33%	4,67%	21,00%	3,00%	0	6,67%	17,33%	
(6) Placa mãe	0,158	0,482	0,081	0,351	0,003	0,002	0,023	1,100
Representatividade	14,36%	43,82%	7,33%	31,93%	0,27%	0,18%	2,11%	
(7) Fonte de energia	0,050	0,123	0,522	0,179	0	0,170	0,230	1,274
Representatividade	3,92%	9,65%	40,97%	14,03%	0	13,34%	18,07%	
(8) Tampa, corpo e outras partes	0,240	5,866	0,062	0	0	0,052	0,037	6,256
Representatividade	3,83%	93,77%	0,98%	0	0	0,82%	0,59%	
Média de massa total dos gabinetes								10,562

(1) **Drive de disquetes:** O metal ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 88,12%. O tempo médio de desmontagem foi de 1h. A Figura 2 apresenta a segregação do drive de disquetes por tipo de material.



Figura 2: Segregação do drive de disquetes por tipo de material: 1 – Metais ferrosos, 2 – Plásticos, 3 – Materiais com substâncias de interesse, 4 – Metais não ferrosos, 5 – Outros materiais.

(2) **Drive de CDs:** O metal ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 64,27%. O tempo médio de desmontagem foi de 1h30min. A Figura 3 apresenta a segregação do drive de CDs por tipo de material.



Figura 3: Segregação do drive de disquetes por tipo de material: 1 – Plásticos, 2 – Metais ferrosos, 3 – Metais não ferrosos, 4 – Materiais com substâncias de interesse, 5 – Outros materiais.

(3) **Cabos IDE:** O grupo de fios e cabos é o material mais representativo neste componente, o qual representa 66,18%. O tempo médio de desmontagem foi de 20min. A Figura 4 apresenta a segregação dos cabos IDE por tipo de material.



Figura 4: 1 – Cabos IDE montados. Segregação dos cabos IDE por tipo de material: 2 – Plásticos, 3 – Metais não ferrosos, 4 – Fios e cabos.

(4) **HD:** O metal não ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 67,09%. O tempo médio de desmontagem foi de 20min. A Figura 5 apresenta a segregação do HD por tipo de material.



Figura 5: Segregação do HD por tipo de material: 1 – Metais não ferrosos, 2 – Metais ferrosos, 3 – Plásticos, 4 – Materiais com substâncias de interesse, 5 – Outros materiais.

(5) **Cooler:** O plástico é o material mais representativo neste componente, o qual representa 47,33%. O tempo médio de desmontagem foi de 20min. A Figura 6 apresenta a segregação do cooler por tipo de material.



Figura 6: Segregação do cooler por tipo de material: 1 – Plásticos, 2 – Metais não ferrosos, 3 – Metais ferrosos, 4 – Materiais com substâncias de interesse, 5 – Fios e cabos, 6 – Outros materiais.

(6) **Placa mãe:** O metal não ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 43,82%. O tempo médio de desmontagem foi de 2h45min. A Figura 7 apresenta a segregação da placa mãe por tipo de material.

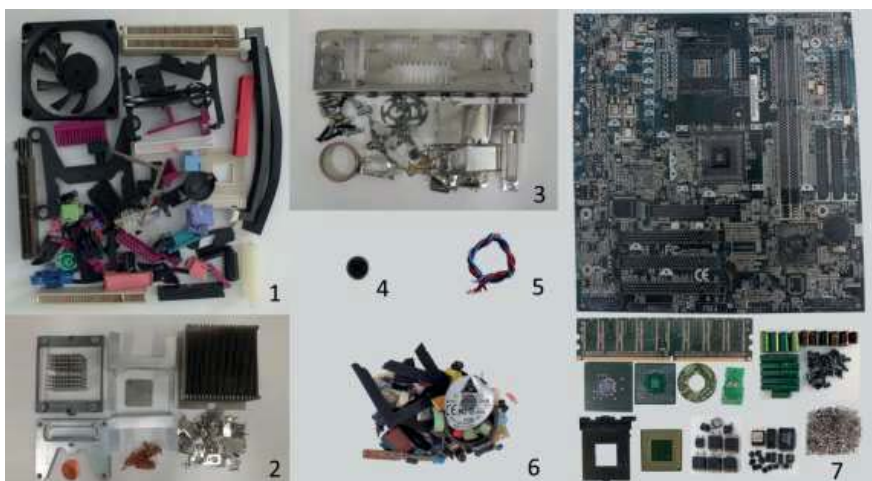


Figura 7: Segregação da placa mãe por tipo de material: 1 – Plásticos, 2 – Metais não ferrosos, 3 – Metais ferrosos, 4 – Materiais considerados perigosos (bateria), 5 – Fios e cabos, 6 – Outros materiais, 7 – Materiais com substâncias de interesse.

(7) **Fonte de energia:** O metal ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 40,97%. O tempo médio de desmontagem foi de 2h. A Figura 8 apresenta a segregação da fonte de energia por tipo de material.

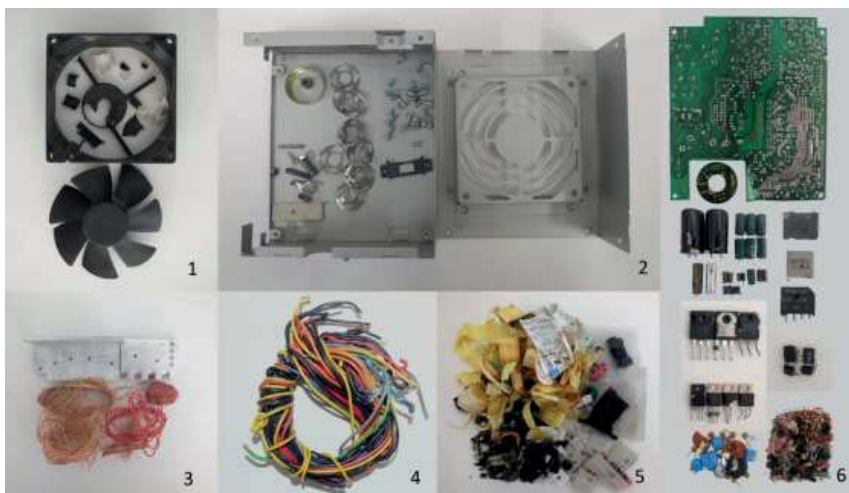


Figura 8: Segregação fonte por tipo de material: 1 – Plásticos, 2 – Metais não ferrosos, 3 – Metais ferrosos, 4 – Fios e cabos, 5 – Outros materiais, 6 – Materiais com substâncias de interesse.

(8) **Tampa, corpo e outras partes:** O metal não ferroso é o material mais representativo neste componente, o qual representa 93,77%. O tempo médio de desmontagem foi de 50min. A Figura 9 apresenta a segregação do corpo, tampa e outros componentes por tipo de material.

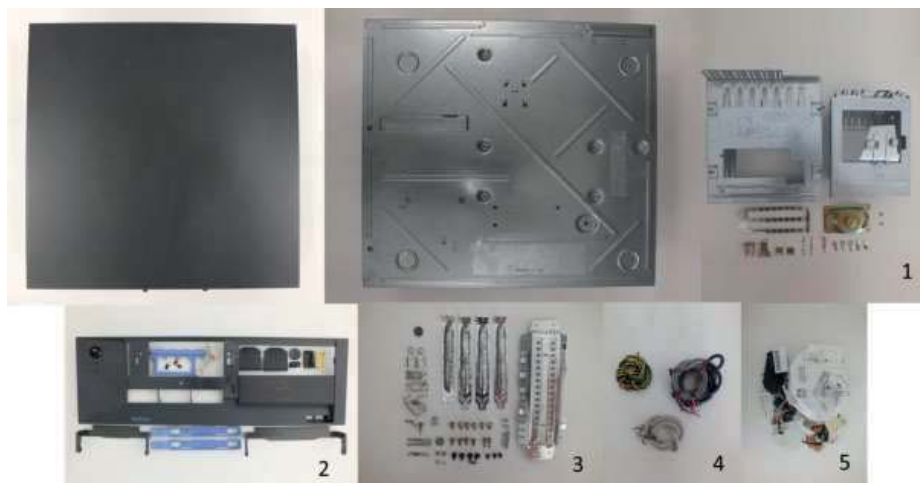


Figura 9: Segregação do corpo, tampa e outros componentes por tipo de material: 1 – Metais não ferrosos, 2 – Plásticos, 3 – Metais ferrosos, 4 – Fios e cabos, 5 – Outros materiais.

4.3.3 Massa dos materiais dos resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa

Neste estudo obteve-se para os resíduos de gabinetes com média de massa de 10,56 kg: (1) **plásticos** 6,89%, (2) **metais não ferrosos** 64,68%, (3) **metais ferrosos** 16,08%, (4) **materiais com substâncias de interesse** 5,97% (PCIs, microprocessadores e seus soquetes, módulos de memória, capacitores eletrolíticos de alumínio e componentes eletrônicos), de (5) **materiais considerados perigosos** 0,03% (bateria), (6) **fios e cabos** 3,01% e (7) **outros materiais** 3,34% (tecidos, fitas adesivas, esponjas, látex, borrachas, rejeitos misturados (plástico com metal), cerâmicas, etc.). A Tabela 3 apresenta os dados consolidados da média de massa dos resíduos de gabinetes por tipo de material, bem como a representatividade de cada material na massa total dos gabinetes.

Hischier *et al.* (2007) desmontou manualmente um gabinete de microcomputador de mesa da mesma marca e ano de fabricação. Pode-se inferir que neste estudo, efetuou-se um desmantelamento manual mais minucioso, onde se conseguiu melhor separação dos materiais. Com isso reduziu-se a quantidade de outros materiais (tecidos, fitas adesivas, esponjas, látex, borrachas, rejeitos misturados (plástico com metal), cerâmicas, etc.) em 84,4%. Outra situação a ser relatada é que o estudo de Hischier *et al.* (2007) obteve 0,46 kg de metais não ferrosos e 6,99 kg de metais ferrosos. Neste estudo obteve-se 6,83 kg de metais não ferrosos e 1,69 kg de metais ferrosos. Esta diferença pode ser justificada devido ao fato que os metais deste estudo foram analisados quimicamente, a fim de identificar seus elementos químicos majoritários, assim conseguiu-se uma melhor classificação dos materiais.

Tabela 3: Massa dos sete grupos de materiais dos resíduos de gabinetes (kg) e a representatividade de cada material na massa total dos resíduos (%).

Código do gabinete	Gabinete total (kg)	Média de massa por tipo de material (kg)						
		(1) Plásticos	(2) Metais não ferrosos	(3) Metais ferrosos	(4) Materiais com substâncias de interesse	(5) Materiais considerados perigosos	(6) Fios e cabos	(7) Outros materiais
1	10,650	0,699	6,804	1,829	0,638	0,003	0,314	0,363
2	10,350	0,711	6,825	1,503	0,637	0,003	0,306	0,365
3	10,510	0,695	6,824	1,713	0,626	0,003	0,316	0,333
4	10,500	0,767	6,779	1,663	0,624	0,003	0,326	0,338
5	10,800	0,767	6,926	1,783	0,630	0,003	0,326	0,365
Média	10,562	0,728	6,832	1,698	0,631	0,003	0,318	0,353
Representatividade		6,89%	64,68%	16,08%	5,97%	0,03%	3,01%	3,34%

4.3.4 Massa dos plásticos dos resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa

Os plásticos representam a massa média de 0,728 kg dos gabinetes (Tabela 4), ou seja, 6,89% da massa total, destes, 45,14% são plásticos com identificação e 54,86% são plásticos sem identificação. Martinho *et al.* (2012) indica que gabinetes de computadores não têm conteúdo de plásticos superiores a 10% da massa total, neste estudo o conteúdo de plásticos obtido foi de 6,89%. Pode-se perceber que os plásticos sem identificação correspondem a maior massa dos plásticos dos gabinetes, mas essa diferença é menor que 10% da massa total. A ausência da identificação dos tipos de plásticos na triagem manual dificulta o gerenciamento destes resíduos. Nota-se também que no ano de fabricação dos gabinetes deste estudo (2002), já havia certa preocupação com a identificação dos plásticos, a fim de facilitar o gerenciamento destes resíduos. A Tabela 4 apresenta os dados consolidados da média de massa dos plásticos dos gabinetes, bem como a representatividade dos plásticos na massa total destes.

Tabela 4: Massa dos plásticos dos gabinetes (kg), representatividade deste material na massa total dos gabinetes (%) e a representatividade destes materiais na massa total dos plásticos (%).

Código do gabinete	Gabinete total (kg)	Média de massa dos plásticos dos gabinetes					
		Plásticos total (kg)	Presença no gabinete (%)	Plásticos com identificação (kg)	Presença no gabinete (%)	Plásticos sem identificação (kg)	Presença no gabinete (%)
1	10,650	0,699	6,56%	0,290	2,72%	0,409	3,84%
2	10,350	0,711	6,87%	0,330	3,19%	0,380	3,67%
3	10,510	0,695	6,61%	0,290	2,76%	0,405	3,85%
4	10,500	0,767	7,30%	0,380	3,62%	0,387	3,69%
5	10,800	0,767	7,10%	0,350	3,24%	0,417	3,86%
Média	10,562	0,728	6,89%	0,328	3,11%	0,400	3,78%
		Representatividade		45,14%		54,86%	

Os plásticos com identificação representam a massa média de 0,328 kg dos gabinetes (Tabela 4). Destes, 52,96% são plásticos ABS, 19,56% são blendas ABS+PC, 14,51% são blendas PS+PPE e 12,97% são blendas ABS+PBT (Tabela 5). Martinho *et al.* (2012) obteve 45% de plásticos ABS, o qual indica que este plástico é o predominante em gabinetes de microcomputadores nos dois estudos. Para o ABS+PC, os autores obtiveram 23%, o qual indica que este é o segundo plástico predominante. Os 32% de plásticos restantes (PS, HIPS, SB, PPO, PC, PVC, PA, PBT, PE, PCPT e PO), encontrados no estudo de Martinho *et al.* (2012) não foram identificados neste estudo. Logo, pode-se inferir que estes plásticos se

encontram nos plásticos sem identificação deste estudo. A Tabela 5 apresenta os dados consolidados da média de massa dos plásticos com identificação, a representatividade destes na massa total dos gabinetes e a representatividade destes materiais na massa total dos plásticos com identificação.

Tabela 5: Massa dos plásticos com identificação dos gabinetes (kg), representatividade destes plásticos na massa total dos gabinetes (%) e a representatividade destes materiais na massa total dos plásticos com identificação (%).

Código do gabinete	Plásticos identificados total (kg)	Média de massa dos plásticos por tipo de plástico							
		Plástico ABS (kg)	Presença no gabinete (%)	Plástico ABS+P C (kg)	Presença no gabinete (%)	Plástico ABS+PB T (kg)	Presença no gabinete (%)	Plástico PS+PPE (kg)	Presença no gabinete (%)
1	0,290	0,170	1,60%	0,040	0,38%	0,000	0,00%	0,080	0,75%
2	0,330	0,150	1,45%	0,070	0,68%	0,110	1,06%	0,000	0,00%
3	0,290	0,170	1,62%	0,040	0,38%	0,000	0,00%	0,080	0,76%
4	0,380	0,160	1,52%	0,120	1,14%	0,100	0,95%	0,000	0,00%
5	0,350	0,220	2,04%	0,050	0,46%	0,000	0,00%	0,080	0,74%
Média	0,328	0,174	1,64%	0,064	0,61%	0,042	0,40%	0,048	0,45%
Representatividade		52,96%		19,56%		12,97%		14,51%	

4.3.5 Potencial taxa de reciclagem dos componentes e dos gabinetes

Com relação a Potencial Taxa de Reciclagem (PTR) de cada componente, os cabos IDEs foram os componentes que obtiveram 100% de PTR, pois são constituídos de plásticos, fios e metais não ferrosos, ambos recicláveis. Obteve-se uma PTR de 81,93% para as fontes de energia, a qual alcançou o menor resultado devido à quantidade de materiais não recicláveis (misturados) encontrada neste componente. A PTR média dos gabinetes estudados foi de 96,66%, a qual corresponde à quantidade de material com possibilidade de ser reciclado nas amostras estudadas. As Tabelas 6 e 7 apresentam as PTRs dos oito componentes dos gabinetes e a de cada gabinete individualmente, respectivamente.

Tabela 6: Potencial taxa de reciclagem dos oito componentes dos gabinetes (%).

Componentes	Massa média total (kg)	Material reciclável (kg)	Material não reciclável (kg)	PTR (%)
(1) Drives de disquetes	0,404	0,387	0,017	95,74
(2) Drives de CDs	0,858	0,841	0,017	98,07
(3) Cabos IDEs	0,136	0,136	0,000	100,00
(4) HDs	0,474	0,456	0,018	96,20
(5) Coolers	0,060	0,050	0,010	82,67
(6) Placas mãe	1,100	1,077	0,023	97,89
(7) Fontes de energia	1,274	1,044	0,230	81,93
(8) Tampas, corpos, outros componentes	6,256	6,219	0,037	99,41
Média	10,562	10,209	0,353	96,66

Tabela 7: Potencial taxa de reciclagem individual dos gabinetes (%).

Código do gabinete	Massa média total (kg)	Material reciclável (kg)	Material não reciclável (kg)	PTR (%)
1	10,650	10,287	0,363	96,59
2	10,350	9,985	0,365	96,47
3	10,510	10,177	0,333	96,83
4	10,500	10,162	0,338	96,78
5	10,800	10,435	0,365	96,62
Média	10,562	10,209	0,499	96,66

4.3.6 Potencial taxa de reciclagem dos materiais dos gabinetes

O grupo (1) que são os **plásticos** obteve a massa média na desmontagem dos gabinetes de 0,728 kg (Tabela 8) e considerou-se este grupo como reciclável. Essa reciclabilidade deu-se, devido ao fato de que atualmente existem processos de reciclagem de plásticos com retardantes de chama. Este grupo representa 6,89% da taxa de reciclagem de 96,66% obtida.

O grupo (2) que são os **metais não ferrosos** foi considerado reciclável, o qual representa a massa média de 6,832 kg (Tabela 8) e é o mais representativo nos gabinetes. Este grupo representa 64,68% da taxa de reciclagem de 96,66% obtida. O grupo (3) que são os **metais ferrosos**, também foi considerado reciclável. Este grupo soma 1,698 kg da massa média total e representa 16,08% da taxa de reciclagem obtida. Definiram-se estes dois grupos de material como recicláveis, devido ao fato de existirem vários processos de reciclagem de metais ferrosos e metais não ferrosos consolidados no mercado.

O grupo (4) que são os **materiais com substâncias de interesse** (PCIs, microprocessadores e seus soquetes, módulos de memória, capacitores eletrolíticos de alumínio e componentes eletrônicos), consiste em 0,631 kg da massa média total. Todo este grupo de materiais foi considerado como reciclável, devido ao fato de que atualmente existem várias tecnologias para reciclagem destes materiais, a fim de recuperar os metais nobres e preciosos neles existentes. Este grupo representa 5,98% da taxa de reciclagem de 96,66%.

O grupo (5) que são os **materiais considerados perigosos** (baterias) representa 0,003 kg da massa média total e o grupo (6) que são os **fios e cabos** representa 0,318 kg. Considerou-se estes dois grupos como recicláveis, devido à existência de diversos processos de reciclagem destes tipos de materiais consolidados no mercado. Estes grupos representam respectivamente 0,03% e 3,00% da taxa de reciclagem de 96,66%.

O grupo (7) que são os **outros materiais** representa 0,353 kg da massa média total dos resíduos de gabinetes dos microcomputadores. Considerou-se este grupo de materiais como não reciclável, devido ao fato de serem constituídos de materiais misturados como tecidos, etiquetas adesivas, esponjas, látex, borrachas, rejeitos misturados (plástico com metal), cerâmicas, dentre outros. A Tabela 8 apresenta os dados consolidados da potencial taxa de reciclagem dos sete grupos materiais dos resíduos de gabinetes.

Tabela 8: Potencial taxa de reciclagem dos sete grupos de materiais dos resíduos de gabinetes (%)

Grupo de materiais	Massa média total (kg)	PTR (%)
(1) Plásticos	0,728	6,89
(2) Metal não ferroso	6,832	64,68
(3) Metal ferroso	1,698	16,08
(4) Materiais com substâncias de interesse	0,631	5,98
(5) Materiais considerados perigosos	0,003	0,03
(6) Fios e cabos	0,318	3,00
(7) Outros materiais	0,353	0,00
Totais	10,562	96,66

CONCLUSÕES

A caracterização física dos resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa indica que os gabinetes deste estudo têm a massa média de 10,56 kg, sendo que 81,71% refere-se a placa mãe, fonte de energia e pelos invólucros do gabinete (tampa, corpo e outras partes). Os outros componentes que são o drive de disquetes, o drive de CDs, os cabos IDEs, o HD e o cooler representam 18,29% da massa média dos gabinetes.

A massa média de cada um dos oito componentes foi de: (1) drive de disquetes = 0,40 kg, (2) drive de CDs = 0,86 kg, (3) cabos IDEs = 0,14 kg, (4) HD = 0,47 kg, (5) cooler = 0,06 kg, (6) placa mãe = 1,10 kg, (7) fonte de energia = 1,27 kg e (8) tampa, corpo e outras partes = 2,41 kg, 2,69 kg e 1,16 kg (respectivamente).

Com relação à massa média de cada um dos sete tipos de materiais pelos quais os resíduos de gabinetes são compostos, determinou-se que: (1) plásticos = 0,728 kg (6,89%), (2) metais não ferrosos = 6,832 kg (64,68%), (3) metais ferrosos = 1,698 kg (16,08%), (4) materiais com substâncias de interesse = 0,631kg (5,97%), (5) materiais considerados perigosos = 0,003 kg (0,03%), (6) fios e cabos = 0,318 kg (3,01%) e (7) outros materiais = 0,353 kg (3,34%).

Os plásticos representam a massa média de 0,728 kg dos resíduos de gabinetes. Dentre os plásticos que compõe os gabinetes 0,328 kg (45,14%) são plásticos com identificação e 0,400 kg (54,86%) são plásticos sem identificação.

Dos plásticos com identificação que compõe os resíduos de gabinetes, após a segregação realizada obteve-se: plásticos ABS = 0,174 kg (52,96%), blenda ABS+PC = 0,064 kg (19,56%), blenda PS+PPE = 0,048 kg (14,51%) e blenda ABS+PBT = 0,042kg (12,97%).

A potencial taxa de reciclagem obtida para os resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa foi de 96,66%. Essa taxa representa a quantidade de materiais com possibilidade de ser reciclado nas amostras estudadas. A potencial taxa de reciclagem de cada componente foi de: (1) drive de disquetes = 95,74%, (2) drive de CDs = 98,07%, (3) cabos IDEs = 100,00%, (4) HD = 96,20%, (5) cooler = 82,67%, (6) placa mãe = 97,89%, (7) fonte de energia = 81,93% e (8) tampa, corpo e outras partes = 99,41%.

Com relação ao potencial de reciclagem de cada um dos sete tipos de materiais, pelos quais os resíduos de gabinetes são compostos, conclui-se que: (1) 6,89% de plásticos, (2) 64,68% de metais não ferrosos, (3) 16,08% de metais ferrosos, (4) 5,98% de materiais com substâncias de interesse, (5) 0,03% de materiais considerados perigosos e (6) 3,00% de fios e cabos foram considerados com 100% de reciclabilidade. Considerou-se o grupo (7) constituído de 3,34% de outros materiais, como não reciclável.

O aumento da geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos já é considerado um grave problema ambiental e requer conhecimento e controle. A reciclagem de computadores é uma alternativa sustentável para minimizar o problema do descarte desse tipo de resíduo. Conhecer os REEE continua sendo um desafio, pois são necessários estudos e conhecimento técnico para identificar os materiais com possibilidade de reciclagem. Existem poucos estudos e dados relacionados aos resíduos de gabinetes de microcomputadores de mesa, diante deste fato, espera-se, que com esse trabalho se possa contribuir para ampliar os conhecimentos a respeito deste tipo de resíduo.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES. ALMG debate em Paracatu os impactos da mineração de ouro. 2011.
- AL-SALEM, S.M.; LETTIERI, P.; BAEYENS, J. (2009). Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management – Elsevier*. v. 29, p. 2625-2643.
- ARAÚJO, M.C.P.B.; CHAVES, A.P.; ESPINOSA, D.C.R.; TENORIO, J.A.S. 2008. Electronic scraps – Recovering of valuable materials from parallel wire cables. *Waste Management – Elsevier*. v. 28, p. 2177-2182.
- ARAÚJO, M.G. Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil. 2013. 232 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) -- Programa de Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2013.
- ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A.; MAHLER, C.F.; BILITEWSKI, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management - Elsevier*. v. 32, p. 335-342.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 13230: Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis – Identificação e simbologia. Rio de Janeiro, 2008.
- BEXIGA, Luís Miguel Beirão. Reciclagem mecânica de placas de circuitos eletrônicos. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) -- Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal, 2009.
- BIGUM, M.; BROGAARD, L.; CHRISTENSEN, T.H. (2012). Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials - Elsevier*. v. 207-208, p. 8-14.
- BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.
- BUCHERT, M.; MANHART, A.; BLEHER, D.; PINGEL, D. (2012). Recycling critical raw materials from waste electronic equipment. *Oeko-Institut e.V. Germany*. 88 p.
- CROWE, M.; ELSEY, A.; GÖPFERT, B.; MERTINS L.; MEYER, T.; SCHMID, J.; SPILLNER, A.; STRÖBEL, R. (2003). Waste from electrical and electronic equipment (WEEE): quantities, dangerous substances and treatment methods. *Europe Environment Agency*. 80 p.
- CUI, J.; ZHANG L. (2008). Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review. *Journal of Hazardous Materials – Elsevier*. v. 158, p. 228–256.

HISCHIER, R.; CLASSEN, M.; LEHMANN, M.; SCHARNHORST, W. (2007). Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. Ecoinvent report n° 18. *EMPA Technology and Society Lab*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Duebendorf, Suíça.

INTERNATIONAL DATA CORPORATION – IDC. IDC Releases. Segundo estudo da IDC, mercado brasileiro de computadores comercializou 30 unidades por minuto em 2012.

MARTINHO, G.; PIRES, A.; SARAIVA, L.; RIBEIRO, R. (2012). Composition of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE) by direct sampling. *Waste Management – Elsevier*. v. 32, p. 1213–1217.

MEIRELLES, F.S. (2014). 25ª Pesquisa Anual do Uso de Tecnologia de Informação. *Fundação Getúlio Vargas*.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. (2003). Technical guidance for the environmentally sound management of specific waste streams: used and scrap personal computers. ENV/EPOC/WGWPR(2001)3/FINAL. Paris, França, 21 p.

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

PINHEIRO, E.L.; MONTEIRO, M.A.; ALMEIDA, R.N.de; FRANCO, R.G.F.; PORTUGAL, S.M. Plano de gerenciamento integrado de resíduos de equipamentos elétricos, eletrônicos – PGIREEE. *Fundação Estadual do Meio Ambiente*, Belo Horizonte. 40 p. 2009.

PROVAZI, K.; ESPINOSA, D.C.R.; TENORIO, J.A.S. (2012). Estudo eletroquímico da recuperação de metais de pilhas e de baterias descartadas após o uso. *Rem: Rev. Esc. Minas [online]*. Ouro Preto, 65(3), p. 335-341.

SCHLUEP, M.; HAGELUEKEN, C.; KUEHR, R.; MAGALINI, F.; MAURER, C.; MESKERS, C.; MUELLER, E.; WANG, F. (2009). Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Recycling – from e-waste to resources. *United Nations Environment Programme (UNEP)*. 120 p.

SCHLUEP, M.; HAGELUEKEN, C.; KUEHR, R.; MAGALINI, F.; MAURER, C.; MESKERS, C.; MUELLER, E.; WANG, F. (2009). Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Recycling – from e-waste to resources. *United Nations Environment Programme (UNEP)*. 120 p.

SOUZA, K.P.; ESPINOSA, D.C.R.; TENORIO, J.A.S. (2011). Extração por solventes de metais de pilhas e baterias descartadas após o uso, estudo dos parâmetros de reextração. In: *CONGRESSO DA ABM, 66, 2011, São Paulo. Anais...* São Paulo, p. 486-496.

SOUZA, K.P.; TENORIO, J.A.S. (2010) Recuperação de metais de sucatas de pilhas e baterias pós-consumo utilizando processamento hidrometalúrgico. In: *CBECIMat, 19. Anais eletrônicos...* Campos do Jordão, p. 7388-7395.

UNIÃO EUROPÉIA (2012). Directive 2012/19/UE of the European Parliament and of the Council. Of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Official Journal L 197*, p. 38-71.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP (2005). DEWA/GRID – Europe. E-waste, the hidden side of IT equipment's manufacturing and use. *Chapter 5. Environment Alert Bulletin*.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. Obsolete Computers, “gold mine” or High-Tech Trash? Resource Recovery from Recycling. USGS Fact Sheet FS-060-0a: 2001.

VARIN, B.; ROINAT, P-E. (2008). The entrepreneur's guide to computer recycling. Basics for starting up a computer recycling business in emerging markets. *United Nations Organization for Education, Science and Culture (UNESCO)*. v. 1. 93 p.

VEIT, H.M. Reciclagem de cobre de sucatas de placa de circuito impresso. 2005. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2005.

YANG, X.; SUN, L.; XIANG, J.; HU, S.; SU, S. (2013). Pyrolysis and dehalogenation of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE): A review. *Waste Management - Elsevier*. v. 33, p. 462–473.

5 FLUXO DA GERAÇÃO DOS RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS EM BELO HORIZONTE E REGIÃO (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO CINTHIA VERSIANI SCOTT VARELLA RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)

RESUMO: O trabalho tem por objetivo analisar os principais fluxos de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) em Belo Horizonte (MG) e região, a partir da identificação e caracterização dos atores que estão envolvidos nos processos a que os REEE são submetidos, segundo aspectos técnicos, socioambientais e econômicos. Foram realizados levantamentos de dados iniciais a partir dos autores identificados por meio da revisão de literatura, onde foi possível através das indicações destes (técnica bola de neve), de entrevistas (com roteiro de entrevista semi-estruturada) realizadas por meio de contatos telefônicos e de visitas técnicas conhecer novos atores inseridos neste contexto. Foram levantadas também informações complementares em sítios eletrônicos relacionados aos atores que fazem parte de alguma etapa da cadeia dos REEE. Essas informações foram armazenadas em um banco de dados e sistematizadas. Os resultados foram apresentados e discutidos através de fluxogramas. Verificou-se que em Belo Horizonte não existe um sistema formal de gestão dos REEE, embora exista um mercado incipiente que recupera parte desses materiais. O fato de o mercado reger a recuperação dos REEE traz algumas consequências para o sistema: limita a quantidade de REEE reciclada e os materiais contaminantes, como as baterias dos celulares, “desaparecem” no processo de reciclagem, pressupondo-se que estão sendo descartadas de maneira inapropriada. Conclui-se, portanto, que os REEE, até por seu eventual componente de perigo, enquadram-se numa categoria que exige uma gestão mais aprimorada, ainda que o mercado não precise que esta iniciativa a contento.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos, Fluxograma, Atores, Belo Horizonte e região.

5.1 INTRODUÇÃO

A gestão de Resíduos Sólidos (RS) exige equacionamento de vários componentes. Isto preocupa pelo reflexo direto no meio ambiente, uma vez que a redução dos preços de venda, a evolução tecnológica e a diminuição do tempo de vida útil dos equipamentos eletroeletrônicos têm ocasionado maior geração de resíduos e, por conseguinte uma maior demanda na extração dos recursos naturais (BARROS, 2012). Belo Horizonte (MG), com 335 km², população de 2.412.937 habitantes (IBGE, 2014), com Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,839, tem um mercado de consumo desenvolvido e com elevado potencial de geração de REEE.

Franco e Lange (2011) prognosticaram para o município uma geração potencial de 136.341 toneladas de resíduos entre os anos de 2012 e 2023 (portanto, por volta de 11.361 t/ano), considerando apenas os telefones celulares, televisores e computadores. Já Barros *et al.* (2014), com base nos dados do CMRR (2010), estimaram que foram gerados em Belo Horizonte e região, em 2014, aproximadamente 9.052 t/ano de REEE, considerando os mesmos equipamentos (telefones celulares, televisores e computadores). Estes números traduzem uma realidade subestimada – e, nesta comparação, com uma diferença da ordem de 20% na geração anual -, uma vez que a geração de REEE é muito superior, justificado pelos

itens amostrados no estudo serem pouco representativos entre os diversos outros tipos de Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE) produzidos nas quatro linhas existentes (verde, marrom, azul e branca).

Um fato que interfere na quantidade de REEE gerada é o comportamento relacionado ao descarte de REEE pelos consumidores que, em geral, não sabem (e não se interessam) qual o destino dar a esses materiais. Como os REEE são derivados muitas vezes de produtos de estima (ex.: aparelhos celulares, televisores *etc.*), as pessoas guardam por um maior tempo esses bens em casa, ou seja, eles não estão sendo descartados quando finalizado o tempo de vida útil dos produtos, ou depois que aquele produto não tem mais utilidade para o seu detentor, prolongando o tempo entre a aquisição do equipamento eletroeletrônico e o seu descarte.

O contexto dos REEE em Belo Horizonte e região é, em meados da década de 2010, marcado por duas características: carência de políticas públicas de gestão de REEE e um mercado ainda incipiente e informal. Assim, uma pequena parte dos REEE é remanufaturada, outra parte é encaminhada para a cadeia da reciclagem, e com o restante - provavelmente a maior fração - ainda não se sabe o que está sendo feito: imagina-se que seja totalmente descartada, e de maneira inadequada.

No Brasil, reforçados pela lei da Política Nacional de RS (de 2010), os estudos sobre esta problemática ainda são poucos diante da complexidade que estes resíduos demonstram ter e de suas quantidades. Não se pode dizer o mesmo de outros países, onde a questão apareceu antes e vem suscitando pesquisas e estudos que tentem equacionar adequadamente a superprodução destes REEE (ver Quadro 1, que apresenta uma síntese de aspectos legais e normativos nos cenários internacional e nacional). Até a edição desta lei da Política brasileira de RS, Belo Horizonte e região contavam com pouquíssimos instrumentos locais (a Lei estadual de RS é de 2009 e tem uma única referência aos REEE) como, por exemplo, o código de saúde estadual (de 2004) (BARROS, 2012).

Arelada a essa nova lei brasileira de RS foi lançada, em abril de 2011, a Portaria nº 113/11, sobre a Implantação de Sistemas de Logística Reversa (ABDI, 2013). Com esta Portaria foi então aprovado o regimento interno para o Comitê Orientador para Implantação¹ de Sistemas de Logística Reversa, que responsabiliza os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, a gerir os sistemas de logística reversa, “mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo do RS” (BRASIL, 2010).

Diferentes pesquisas vêm sendo desenvolvidas em instituições do país visando a contribuir para a minimização dos problemas e dificuldades enfrentadas pela sociedade no manejo de seus resíduos: este capítulo é uma amostra de parte destes estudos. O Quadro 2, usando a questão dos telefones celulares a guisa de exemplo, mostra as substâncias nocivas à saúde neles presentes.

Este trabalho tem por objetivo analisar os principais fluxos de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) em Belo Horizonte (Minas Gerais) e região, a partir

¹ A implantação de sistemas de logística reversa depende dos acordos setoriais entre os principais elos da cadeia (o poder público e os fabricantes, importadores, distribuidores/comerciantes). Foi lançado o edital que contempla a implantação compartilhada pelo ciclo de vida do produto, mas ainda não foram firmados estes acordos devido a vários impasses entre o governo e as empresas (ABINEE, 2015).

da identificação e caracterização dos atores envolvidos nos processos de produção a que os REEE são submetidos, segundo aspectos técnicos, socioambientais e econômicos.

Quadro 1 – Síntese dos aspectos legais e normativos

Local	Leis e normas	Descrição	Referência
Europa	<i>Waste Electrical and Electronic Equipment</i> (Diretiva WEEE, 2011/65/EU)	Objetiva a prevenção de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos e também a reutilização e reciclagem e/ou outras formas de valorização dos mesmos	(EU, 2011)
Europa	<i>Restriction on the use of Hazardous Substances</i> (Diretiva RoHS, 2012/19/EU)	Dispõe sobre a restrição de uso de substâncias perigosas na produção de equipamentos eletroeletrônicos	(EU, 2012)
EUA (Califórnia e Maine)	<i>Cell Phone Recycling Law</i>	Dispõem sobre a reutilização e reciclagem adequada e legal para eliminação de telefones celulares usados	(ERCC, 2016)
Japão	<i>Home Appliance Recycling Law</i>	Dispõe sobre as medidas para garantir a coleta, descarte, transporte e reciclagem adequada de resíduos eletrodomésticos específicos e utilização eficaz dos recursos naturais	(METI, 2016)
Brasil	Resolução CONAMA nº401/2008	Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias (...) e dá outras providências.	(BRASIL, 2008)
Brasil	Lei nº12.305/2010	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.	(BRASIL, 2010)
Brasil	ABNT NBR 10.004/2004	Dispõe sobre a classificação dos Resíduos sólidos.	(ABNT, 2004)
Brasil	ABNT NBR 16.156/2013	Estabelece requisitos para proteção ao meio ambiente e controle dos riscos de segurança e saúde no trabalho na atividade de manufatura reversa de resíduos eletroeletrônicos.	(ABNT, 2013)
Minas Gerais	Lei nº 18.031/09	Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos.	(MINAS GERAIS, 2009)
Belo Horizonte	Lei municipal nº 10.534/2012	Dispõe sobre a limpeza urbana (...) e dá outras providências.	(BELO HORIZONTE, 2012)

:

Quadro 2 – Substâncias nocivas à saúde e ao meio ambiente presentes nos aparelhos celulares

Substância	Utilização	Efeito nocivo à saúde humana	Efeito nocivo ao meio ambiente
Arsenio (As)	- Microcircuitos eletrônicos	- Em níveis elevados, o arsênio inorgânico pode causar a morte - A exposição a níveis mais baixos por muito tempo pode causar uma descoloração na pele e o surgimento de verrugas	- Doses extremamente baixas (em PPM) são suficientes para afetar a saúde de plantas e animais, inclusive a humana
Berílio (Be)	- Liga de Cu/Be (98% Cu, $\leq 2\%$ Be) nos pontos de conexão com os cabos	- Cancerígeno, principalmente para os pulmões - Exposição extrema pode levar a uma condição potencialmente fatal, denominada Doença Aguda do Berílio	- Não identificado
Cádmio (Cd)	- Baterias de Ni/Cd, placas de contato, interruptores e circuito eletrônico	- O cádmio é altamente tóxico e afeta principalmente os rins e o esqueleto. Pode causar irritação no aparelho digestivo - É também um agente cancerígeno por inalação	- Produção e operações de reciclagem ineficientes liberam quantidades consideráveis de cádmio para o meio ambiente - É tóxico para plantas, animais e microorganismos
Chumbo (Pb)	- Circuito eletrônico e processo de solda	- É o mais tóxico dos elementos, com efeitos tóxicos agudos e crônicos, à saúde humana, mesmo em níveis muito baixos de exposição pode causar danos no sistema nervoso central e periférico, e no sistema endócrino	- Produção e operações de reciclagem ineficientes liberam quantidades consideráveis de chumbo para o meio ambiente - É tóxico para plantas, animais e microorganismos
Cobalto (Co)	- Bateria de íon lítio	- Potencial carcinogênico	- Não identificado
Cristal líquido	- Tela mostradora	- Potencial carcinogênico	- Quando incinerado pode formar dioxinas e furanos que são carcinogênicos
Halo gênios (Cl, Br, F)	- Baterias (F), circuito eletrônico e invólucro (caixa) como retardante de chama (Br, Cl)	- Potencial carcinogênico	- Quando incinerado pode formar dioxinas e furanos, que são carcinogênicos
Íon de lítio (Li-íon)	- Baterias	- Pode ocasionar faltas respiratórias, depressão do miocárdio, edema pulmonar e causar queimaduras na pele	- Afetam o solo, animais e microorganismos
Mercurio (Hg)	- Lâmpadas de iluminação dos visores de aparelhos antigos	- É altamente tóxico ao homem, sendo que doses de 3g a 30g são fatais - Nocivo neurológico, mas não é carcinogênico	- Utilizado largamente nos garimpos de ouro, contamina as águas e, por conseguinte os peixes, que fazem parte da cadeia alimentar
Níquel (Ni)	- Baterias Ni/Cd e hidróxido de níquel e, também, em liga de aço	- Provável carcinogênico e causador de efeitos teratogênicos sobre o sistema respiratório	- Estudos mostram que algumas plantas podem acumular níquel. Os alimentos são as principais fontes de exposição ao níquel
Plásticos	- Invólucro	- Potencial carcinogênico	- Quando incinerado pode formar dioxinas e furanos que são carcinogênicos
Retardante de chama bromado	- Aplicados em placas de circuitos e carcaças plásticas	- A exposição constante a este composto pode acarretar problemas no sistema nervoso como memória e aprendizagem	- Não se decompõem facilmente e se acumulam no meio ambiente

Fonte: (Adaptado) Rodrigues (2007), Franco (2008), e Sena (2012)

5.2 METODOLOGIA

O objeto deste estudo abrangeu o município de Belo Horizonte e região (cidades adjacentes, conurbadas com a capital mineira), incorporando elementos que permitiram identificar diversos atores na cadeia dos REEE e seus papéis. Para elaborar a pesquisa, no período entre junho de 2013 e maio de 2015 foram realizadas as seguintes ações

- Identificação dos atores e levantamento de dados relacionados à cadeia dos REEE:
 - revisão bibliográfica e levantamento de informações a partir de artigos, documentos oficiais, relatórios técnicos, dissertações e teses relacionadas aos REEE em Belo Horizonte e região;
 - levantamento das empresas licenciadas através do Sistema de Informação Ambiental (SIAM), da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) de Minas Gerais;
 - indicações (através da técnica bola de neve) a partir das entrevistas (com roteiro de entrevista semi-estruturada) realizadas por meio de contatos telefônicos e visitas técnicas;
 - levantamento amostral sobre gestão de REEE em oficinas de reparos de equipamentos eletroeletrônicos em BH e região;
 - levantamento de informações complementares em sítios eletrônicos.
- Sistematização das informações através de tabelas e representações gerais por meio de fluxogramas;
- Análise dos dados.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi possível identificar várias atividades existentes relacionados à cadeia dos REEE e seus respectivos atores, tais como: reuso e acondicionamento; coleta; coleta, triagem e descaracterização de REEE; beneficiamento e transformação; e destinação final. Os resultados obtidos, sistematizados, constituem um banco de dados e são apresentados em parte na Tabela 1.

Tabela 1: Identificação e demais informações levantadas relacionadas aos REEE

Atividades	Atores	(NEI) Núm. de Empresas Identificadas	(NEV) Núm. de Empresas Visitadas	NEV/NEI (%)
Reuso e acondicionamento	Organizações assistenciais e públicas	3	1	33
	Oficinas de reparação	116	116	100
Coleta	Gerenciamento de resíduos industriais	6	0	0
	Fabricantes	-	-	-
	Leilões	-	-	-
	Distribuidores	-	-	-
	Entidades especializadas em coleta de REEE	1	1	100
Coleta, triagem e descaracterização de REEE	Associações de catadores	12	5	42
	Sucateiros e ferro-velho	3	2	67
	Empresas especializadas em REEE	4	3	75

Beneficiamento e transformação	Processamento de PCI*	1	1	100
	Processamento de metais proveniente de REEE	3	1	33
Beneficiamento e transformação	Processamento de plásticos proveniente dos REEE	1	1	100
	Processamento de vidro proveniente dos REEE	-	-	-
	Processamento de pilhas e baterias	-	-	-
Destinação final	Aterro industrial	1	1	100
	Aterro sanitário	2	0	0
	Entrepasto (URPV**)	34	0	0
	Disposições inadequadas (clandestinas)	-	-	-

Notas: *PCI (Placa de Circuito Impresso); **URPV (Unidade de Recebimento de Pequenos Volumes)

Foram identificados os atores que estão localizados em Belo Horizonte e região; porém, existiam empresas instaladas em outros estados² que também coletam os REEE gerados nesta cidade e processam estes materiais.

A partir do momento em que são gerados, os REEE podem seguir por três caminhos principais: recondicionamento, cadeia da reciclagem ou destinação final (aterros sanitários e especiais, lixões, locais clandestinos ou inapropriados), conforme o fluxograma abaixo.

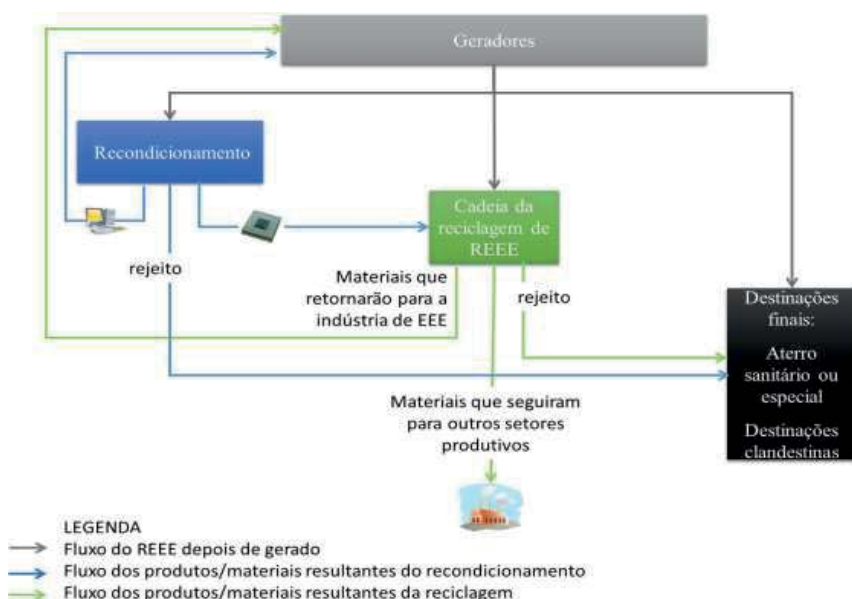


Figura 1 - Fluxograma com os principais caminhos dos REEE após sua geração

² Essas empresas estão localizadas principalmente em São Paulo em função da distância (entre Belo Horizonte e São Paulo: 580 km), já que o custo do frete compensa a coleta de materiais de grandes geradores, e daquele estado ser o principal parque industrial do Brasil, também neste setor.

Os destinos dos REEE são diferentes de acordo com o tipo de gerador, podendo ser classificados em (1) instituições públicas e privadas e (2) consumidores. As instituições públicas e privadas podem ser configuradas como grandes geradores de REEE pelas quantidades que geram: para o sistema, os resíduos são gerados de forma concentrada, o que reduz o custo do transporte entre os processos, além de poderem ser mais homogêneos favorecendo a remanufatura e a reciclagem. Identificou-se que, mesmo que os REEE originados pelos grandes geradores não tenham homogeneidade, eles ainda são atrativos para o mercado, se transformando com frequência em uma fonte de receita para o gerador.

A Tabela 2 mostra, em particular, informação sobre parte da situação dos aparelhos celulares.

Tabela 2 – Estudos sobre a geração de aparelhos celulares pós-consumo

Local	Vida útil (anos)	Peso médio (kg)	Geração média de REEE (t/ano)	Período (FVU)	Referência
Brasil	2	0,1	2.742	2002 a 2016	Rodrigues (2007)
Brasil Bahia RMS	2	0,103	4.514 252 114	2009	Tanimoto e Sales (2012)
São Paulo	4	0,1	323	2005 a 2010	Rodrigues (2012)
Brasil Minas Gerais Belo Horizonte	2	0,093	2.888 819 105	2007 2008	Rocha <i>et al.</i> (2009)
Belo Horizonte	2	0,1	301	2012	Franco e Lange (2011)
Belo Horizonte	2	0,1	232	2010	Franco (2008)

Além dessas considerações mercadológicas dos REEE, existem exigências (tais como condicionantes de licenças ambientais, regras do mercado internacional *etc.*) que obrigam os grandes geradores a destinarem adequadamente seus resíduos. Para comprovar a destinação adequada desses resíduos, é necessário que a(s) empresa(s) que irá(ão) transportar e receber o resíduo, para a devida disposição final, seja(m) licenciada(s) para tais atividades. No caso das instituições públicas, os REEE geralmente passam por um processo de desfazimento do patrimônio e depois são realizados processos licitatórios, leilões e/ou doações. O Quadro 3 sintetiza os principais destinos de REEE descartados.

Por sua vez, os consumidores geram os REEE de forma pulverizada e em pequenas quantidades, o que torna oneroso o custo de logística reversa do processo. No âmbito legal, segundo a PNRS (BRASIL, 2010), os consumidores também são responsáveis pelos REEE e deveriam destinar esses materiais; porém, observam-se desconhecimento e desinteresse referente às possíveis destinações adequadas, e que há insatisfação pelos preços cobrados, pelas empresas privadas, por esses serviços. Depois de gerados, os REEE podem seguir pelo menos três caminhos (ver Figura 1): recondiçãoamento, cadeia da reciclagem ou destinação final.

Quadro 3 – Atividades de destino de produtos descartados

Processos	Definições	Exemplo
Reuso	Representa as atividades de verificação da possibilidade de continuação do uso do produto e revenda ou doação deles, em sua forma original	Retorno de embalagens – em geral, garrafas – novamente cheias depois de terem sido lavadas
Recondicionamento	É a estratégia de estender o uso dos produtos ou seus componentes através de reparo e manutenção para posterior venda	Recondicionamento de pneus usados
Remanufatura	Consiste na desestruturação do produto para reutilizar seus componentes em outros ou novos produtos	Regeneração de óleos usados ou de solventes, ou do papel
Reciclagem	Inclui desmontagem, trituração, separação, tratamento, recuperação e reprocessamento dos materiais contidos no produto ou componentes para torná-los matérias-primas para novos produtos	Fusão de garrafas de vidro quebradas, para fazer novas garrafas
Destinação e disposição final	Distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais diversos	Incineração (com ou sem recuperação de energia) e envio dos rejeitos aos aterros sanitários

Fonte: Hori (2010) e Barros (2012)

5.4 RECONDICIONAMENTO

Segundo Xavier e Carvalho (2013), os REEE podem seguir para a fase de recondicionamento *“por meio da manutenção, com a finalidade de recuperação da função do produto para o mesmo objetivo para o qual foi desenvolvido ou para outros fins”*. Neste caso, são processados, sobretudo pelas oficinas de reparação de equipamentos eletroeletrônicos. Em outros casos, os REEE seguem para o recondicionamento (recuperação) e a metarreciclagem, que consiste na desconstrução do lixo tecnológico para reconstrução da tecnologia, onde são processados principalmente por instituições públicas ou por Organizações Não Governamentais (Figura 2).



Figura 2: Atividade de recondicionamento dos REE

As oficinas de reparação são geralmente empresas pequenas e estão espalhadas geograficamente em Belo Horizonte, de acordo com levantamento bastante representativo (não exaustivo) realizado em 116 oficinas. Elas possuem em média três funcionários e recondicionam uma ampla gama de equipamentos eletroeletrônicos abrangendo todas as linhas (branca, verde, marrom e azul). A linha branca representa 6% das oficinas, a linha verde 39%, a linha marrom 24%, a linha azul 10%, e 21% atuam em mais de uma linha. Do número total de oficinas, 35% delas existem há menos de 9 anos, 31% entre 10 e 19 e 34% têm mais de 20 anos. Foi diagnosticado que parte das oficinas comercializa os resíduos gerados (ex.: plásticos, vidros e sucatas metálicas em geral; fios; placas de circuito impresso - PCI; baterias etc) para outros atores da cadeia da reciclagem (catadores autônomos, sucateiros e ferros-velhos) e/ou os destinam para a coleta convencional municipal, junto com os resíduos domésticos (ver Figura 3).

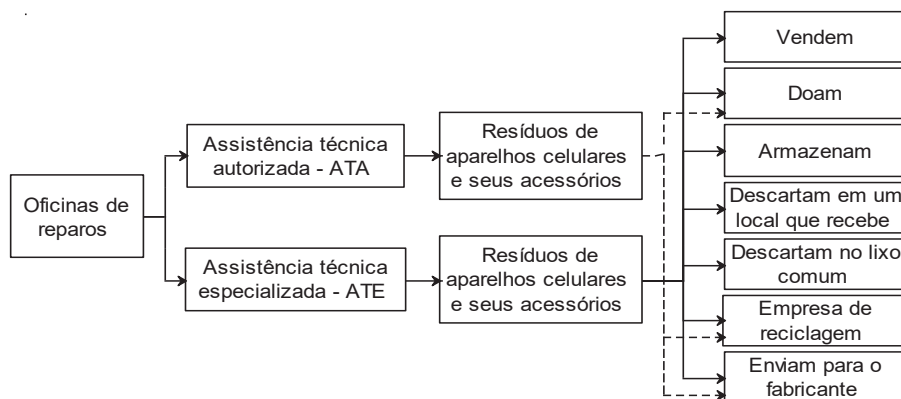


Figura 3 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares das oficinas de reparos até o descarte final

Foram identificadas em Belo Horizonte e região apenas três³ entidades que trabalham com o recondicionamento de equipamentos de informática (*desktops*, monitores, *laptops*, impressoras, estabilizadores, modem, teclados, *mouses* etc), sendo que duas (AMAS⁴ e PRODABEL⁵) são vinculadas à Prefeitura e outra é uma Organização Não Governamental (CDI⁶). Elas recebem os equipamentos por meio de doações de entidades públicas, privadas e de consumidores. Os computadores são recondicionados por técnicos, monitores e alunos, já que essas entidades atuam também na capacitação, principalmente de jovens, no serviço de

³ Ao longo desta pesquisa uma das entidades parou de trabalhar com a recuperação de REEE.

⁴ A Associação Municipal de Assistência Social (AMAS) é uma sociedade civil de direito privado criada para desenvolver atividades sócio-assistenciais para os segmentos sociais menos favorecidos de Belo Horizonte. Recebem material eletrônico em geral, como telefones celulares, *Ipod* etc. (Fonte: <https://www.facebook.com/amasbh/info?tab=page_info>. Acesso em: 15 mai. 2015).

⁵ A PRODABEL é uma empresa municipal de informática e informação, e possui um Centro de Recondicionamento de Computadores (CRC). Suas principais atividades são: recondicionamento de computadores e oferecimento de cursos de capacitação. (Fonte: <<https://prodabel.pbh.gov.br/content/tecnologia-servi%C3%A7o-do-cidad%C3%A3o>>. Acesso em: 15 mai. 2015)

⁶ O Comitê para Democratização da Informática (CDI) é uma ONG de inclusão digital que busca, por meio de soluções sustentáveis e da inovação social, promover o desenvolvimento das comunidades, oferecendo cursos básicos e avançados, e também com a oferta de serviços para a população local e do entorno, sempre em benefício da própria comunidade. Recebem materiais eletroeletrônicos em geral: só não recebem televisões, geladeiras e fogões. (Fonte: <<http://www.cdimg.org.br/pagina.php?id=1>>. Acesso em: 15 mai. 2015)

metarreciclagem, manutenção e recondicionamento de computadores. Os computadores recuperados são doados para projetos/entidades com fins sociais, tais como projetos de inclusão digital, escolas e centros comunitários. Essas atividades são custeadas pelo poder público municipal (possuem convênios também com o governo federal), por recursos provenientes de fundações, por doações de empresas e pessoas físicas (no caso da ONG).

Os rejeitos do processo são encaminhados para empresas da cadeia da reciclagem, que separam os materiais: os que têm valor são direcionados para a reciclagem, e os que não têm são destinados, em geral, a aterros sanitários. Os rejeitos gerados no processo são os componentes [drives, leitores de CD e DVD, Placas de Circuito Impresso (PCI), monitores] que não funcionam mais e os materiais que constituem as carcaças dos equipamentos. No caso das entidades públicas, a empresa contratada, via processo licitatório, para retirar os resíduos não cobra pelo serviço, ou seja, a receita proveniente da venda dos materiais paga no mínimo os custos de transporte, separação e destinação desses materiais.

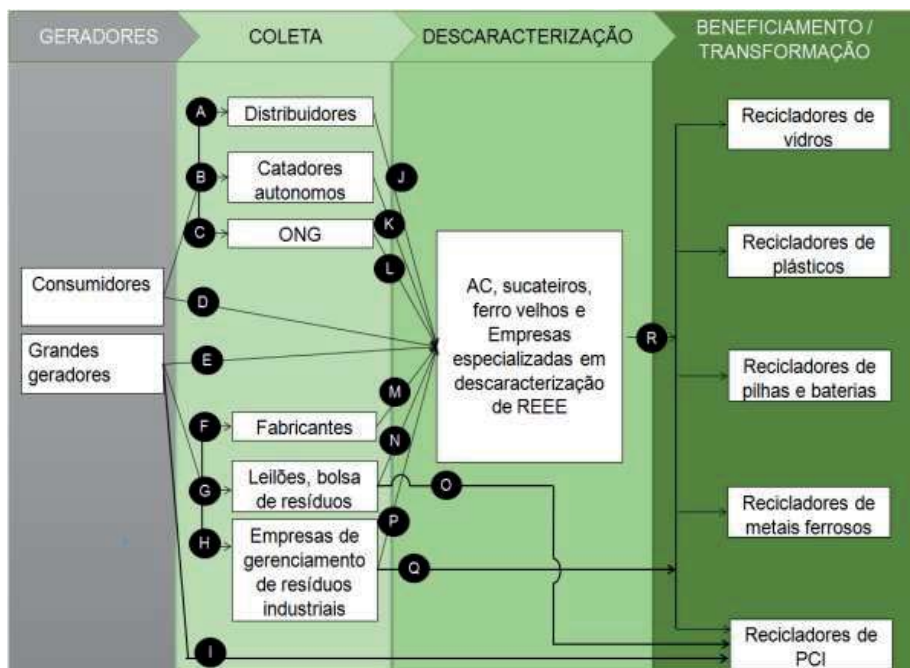


Figura 4: Fluxograma com as relações entre atores da cadeia de reciclagem de REEE

5.5 CADEIA DA RECICLAGEM

A identificação dos atores que compõem a cadeia da reciclagem de REEE acaba ficando comprometida devido à elevada informalidade do setor: 30% deste setor seriam informais (CEMPRE, 2011; *apud* KOBAL *et al.*, 2013). A cadeia de reciclagem de REEE pode ser compreendida através de quatro etapas: geração, coleta, descaracterização e posterior beneficiamento/transformação. A primeira etapa (geração) consiste do descarte dos

equipamentos que não têm mais valor de uso para o seu detentor. A etapa de coleta garantirá que os REEE cheguem até a descaracterização, compreendendo as atividades de transporte, estocagem e comercialização. A descaracterização é caracterizada pela separação dos diferentes componentes e materiais que compõem os REEE, tais como as PCI, os plásticos, metais, vidros e baterias. Por último, o beneficiamento/transformação compreende tanto as atividades necessárias para transformar os materiais em matéria prima para processos industriais (beneficiamento) quanto às atividades necessárias para transformar a matéria prima em produtos de consumo final (transformação), sejam eles equipamentos eletroeletrônicos ou outros. O fluxograma da Figura 4 sintetiza as etapas da cadeia de reciclagem de REEE e os atores que atuam nela (ver elementos discutidos no texto).

Os REEE gerados pelos consumidores são direcionados para:

- [A] Distribuidores e comerciantes: os consumidores, segundo a PNRS (Brasil, 2010) devem devolver os REEE após o uso, a esses atores; porém, este ainda não é um canal logístico relevante⁷ no contexto de Belo Horizonte, embora alguns comerciantes/distribuidores recebam alguns tipos de REEE (por exemplo, as lojas que comercializam celulares [JJ]);
- [B] Catadores autônomos: são pessoas que vendem os REEE, que foram gerados por outras pessoas, à etapa subsequente do processo. Como o fluxo B é um processo informal e que envolve muitas pessoas dispersas geograficamente, é difícil identificar esses atores e estimar quantidades, embora eles sejam fornecedores importantes de materiais para o elo subsequente do processo;
- [C] ONG: é uma Organização Não Governamental que possui “eco-pontos” e faz campanhas de recolhimento de REEE gerados por consumidores. Em 2013, ela arrecadou e destinou à correta reciclagem 375 toneladas de REEE;
-

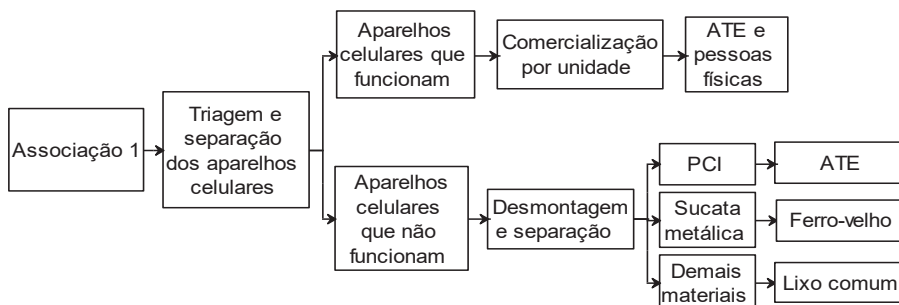


Figura 5 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares de uma Associação de catadores até o descarte final

⁷ Ainda não foi realizada qualquer análise sistemática deste canal logístico, porém os atores que estão envolvidos na etapa de descaracterização não citam os distribuidores como fornecedores do processo, indicando que este ainda não é um canal logístico relevante. Existe a hipótese de que os materiais recolhidos pelos distribuidores sejam coletados por empresas que atuam nacionalmente e sejam enviados para outras regiões do Brasil.

- [D] Associações e/ou Cooperativas de Catadores (AC): são entidades que processam materiais recicláveis provenientes da coleta seletiva da Prefeitura de Belo Horizonte; porém, existem consumidores que destinam de forma equivocada⁸ alguns tipos de REEE junto com os materiais recicláveis. Na cidade existem seis AC que recebem (ver Figura 5) materiais provenientes da coleta seletiva e a quantidade de REEE processada por esses grupos é insignificante, tanto em relação à quantidade total processada, quanto em relação à quantidade processada por outros atores que compõem a cadeia produtiva.



Figura 6 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa “1” até o descarte final

- Sucateiros e ferros-velhos: são empresas que compram e comercializam sucatas em geral (metais ferrosos e não-ferrosos, plásticos e papeis), inclusive os REEE. Esses atores compram os REEE de catadores autônomos [K], de consumidores [D], de empresas privadas [E] e de outros sucateiros menores, descaracterizam esses equipamentos e depois os comercializam para sucateiros maiores ou para empresas beneficiadoras e transformadoras de REEE [R]. Esses atores processam grande parte do REEE gerado em BH; porém, devido à informalidade do setor, a quantificação desses atores fica comprometida.

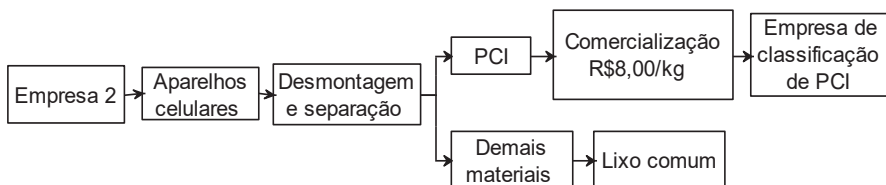


Figura 7 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa “2” até o descarte final

- Empresas especializadas em descaracterização de REEE: são empresas que processam somente REEE. Foram identificadas quatro empresas (ver Figuras 6, 7, 8 e 9), sendo duas delas da cidade, outra tem sede no estado de São Paulo e uma unidade em BH, e a última é uma multinacional cuja sede no Brasil fica em São Paulo (em Belo Horizonte, possuem dois galpões de estoque, descaracterização e triagem de placas de REEE). Esses atores executam as mesmas atividades que os sucateiros e ferros-velhos, bem como compram e comercializam os REEE com os mesmos atores que eles.

⁸ Formalmente, a população de Belo Horizonte é responsável pelos REEE classificados como “Resíduos Sólidos Especiais”, devendo ser processados por métodos aprovados e licenciados pelos órgãos ambientais competentes, de acordo com a legislação específica, com as normas ambientais, com as disposições da lei, de seu regulamento e das normas técnicas da SLU (Lei municipal nº 10.534/2012).

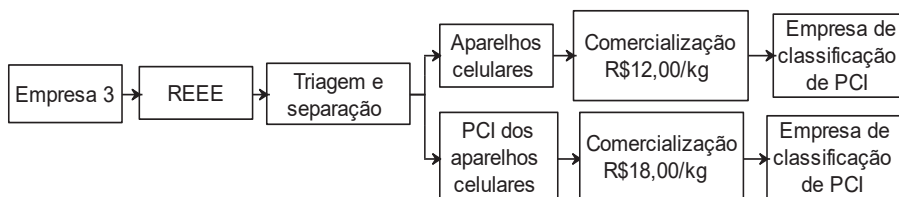


Figura 8 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa “3” até o descarte final

Já os materiais gerados pelos grandes geradores seguem para:

- [E]
 - Sucateiros, ferros-velhos (conforme descrição acima);
 - Empresas especializadas na descaracterização de REEE (conforme descrição acima)

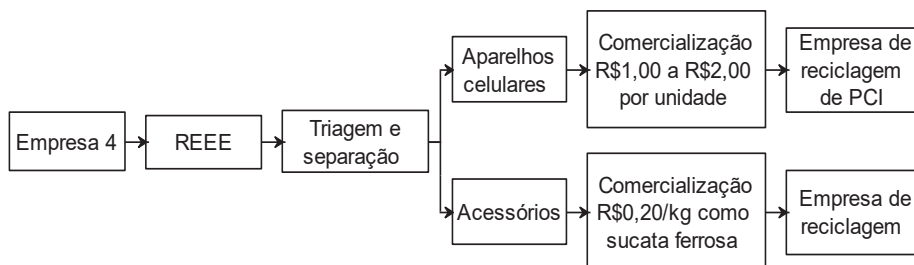


Figura 9 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa “4” até o descarte final

- [F] Fabricantes: identificou-se que alguns fabricantes possuem uma estrutura de logística reversa, oferecendo aos seus clientes, entidades públicas e privadas, a coleta depois de finalizado a vida útil dos equipamentos fornecidos por elas (ver Figura 10).
- [G] Leilões: as empresas que organizam leilões, assim como o projeto Bolsa Resíduos da FIEMG⁹, promovem a venda dos REEE, geralmente para sucateiros, ferros-velhos, empresas especializadas em descaracterização [N] e para recicladores de PCI [O], atuando na etapa de coleta. Existem leilões via *internet* e presenciais, geralmente realizados em São Paulo.

⁹ Sistema Integrado de Bolsa de Resíduos (SIBR) é um serviço gratuito de informações de oferta, procura e doação de resíduos. É uma iniciativa da Confederação Nacional da Indústria (CNI) que promove as transações a nível nacional, sendo a união de diversas Bolsas de Resíduos existentes no Brasil em um único sistema virtual. Objetiva contribuir para a redução de custos e de passivos ambientais da indústria, além de ser uma fonte de pesquisa para o mercado de recicláveis e de gerar fontes de receitas para as empresas a fim de otimizar ainda os processos de gestão de resíduos, incentivando a reciclagem (Fonte: <http://www.sibr.com.br/sibr/index_bolsa.jsp>. Acesso em: 08 mai. 2015)



Figura 10 – Modelo de coletor de REEE da empresa

- [H] Empresas de gerenciamento de resíduos industriais: atuam na coleta (ver Figura 11), comercializando os materiais para empresas especializadas em descaracterização de REEE [P] e algumas dessas empresas atuam também na descaracterização de REEE, comercializando os materiais para recicladores [Q].

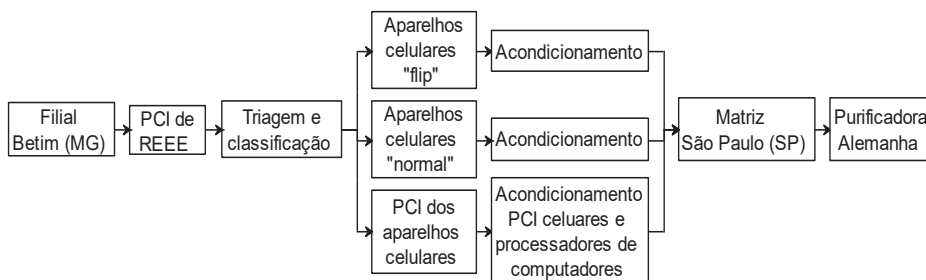


Figura 11 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa especializada em classificação de PCI/REEE

- [I] Recicladores de PCI: esses atores (ver Figura 12), além de comprar materiais das empresas que descaracterizam e coletam REEE [R], também compram esses resíduos por meio de leilões e de bolsa de resíduos [O] e fazem contratos com grandes geradores para garantir o aprovisionamento de materiais direto da fonte geradora desses resíduos [I].
- Os REEE que seguem para a cadeia da reciclagem estão sujeitos somente às questões mercadológicas, já que não existem políticas públicas municipais, estaduais e/ou federais relativas a esta reciclagem que estejam funcionando na prática. Assim, os materiais que têm alto valor no mercado, como os PCI's provenientes de computadores e celulares e processadores, são bastante disputados pelos diversos atores que compõem a cadeia. Os materiais que têm baixo valor, tais como sucata plástica e vidros, não têm sua destinação assegurada pelo mercado. E os materiais que têm elevado custo para serem tratados e destinados de forma ambientalmente correta não seguem para a cadeia da reciclagem. O mix de materiais que os diferentes atores processam é diferenciado. Essas e outras considerações são discutidas por etapa da cadeia produtiva nos tópicos a seguir.

5.6 COLETA

Foi identificado na pesquisa o estabelecimento de algumas estratégias de provisionamento de materiais proveniente dos consumidores:

1. compra: alguns atores compram REEE dos consumidores que levam os equipamentos até eles. Assim, os consumidores e catadores arcam com o custo de transporte e recebem uma quantia financeira baseada no preço dos materiais no mercado;
2. pontos fixos de coleta: são locais onde os consumidores podem direcionar os REEE; assim, os consumidores doam os materiais e assumem o custo do transporte. Esses pontos de coleta podem ser em locais negociados pelos atores ou nas próprias unidades das empresas, que podem funcionar como pontos de coleta. Esses atores restringem os tipos de resíduos que eles recebem em função do valor: por exemplo, alguns não recebem televisores/monitores e geladeiras, pois é preciso pagar para destiná-los corretamente
3. campanhas de recolhimento: são eventos organizados pelos atores que recolhem os materiais em datas e locais específicos: não são portanto ocasiões permanentes. Os atores viabilizam essas atividades através de parcerias com outras entidades, como o poder público, empresas, universidades e escolas.

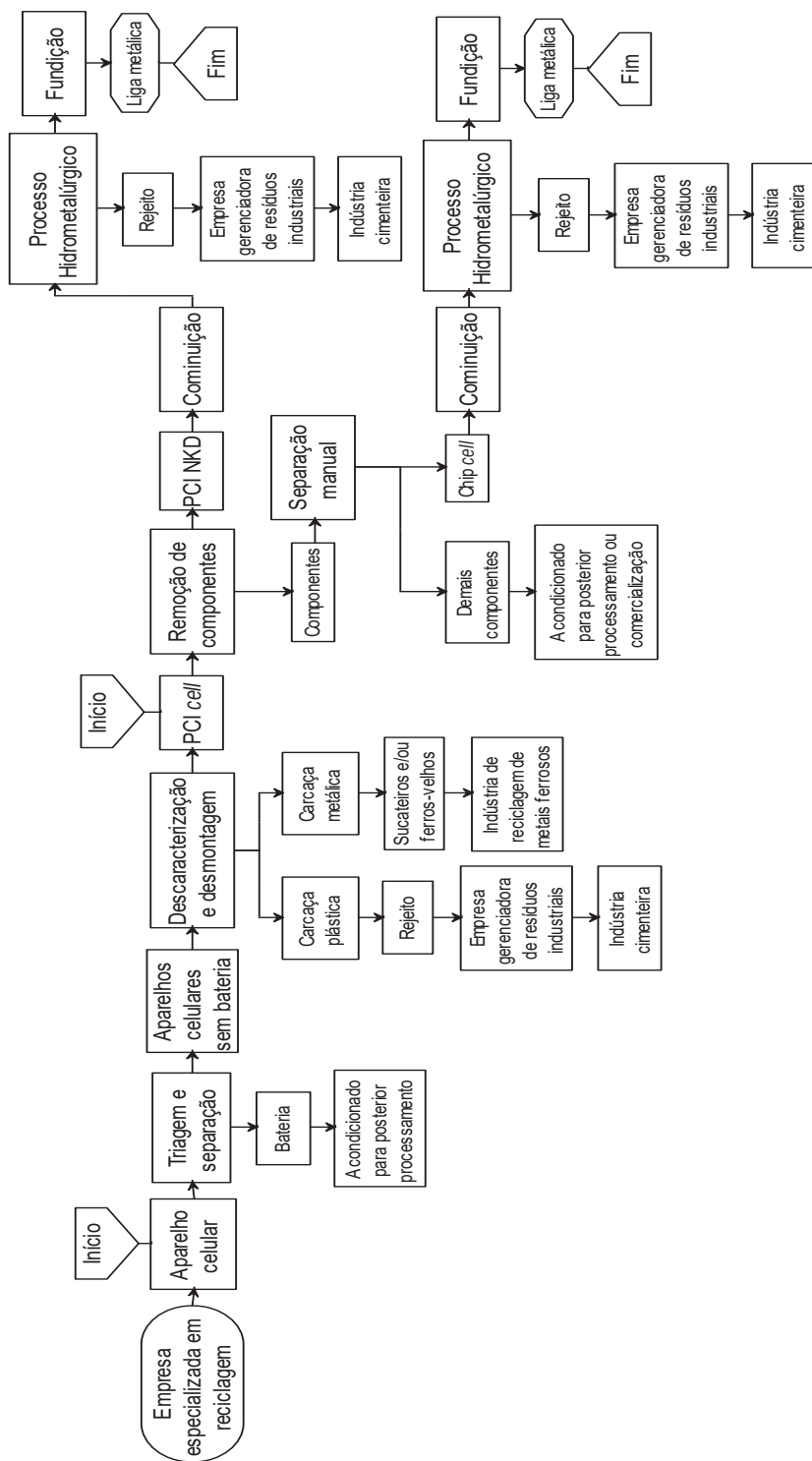


Figura 12 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa especializada em reciclagem de PCI/REEE

4. coleta domiciliar: é um serviço oferecido pelas empresas especializadas em descaracterização de REEE (ONG e alguns sucateiros), mediante o pagamento de uma taxa. O serviço pode ser gratuito se a quantidade a ser doada e o tipo de material justificarem o transporte (estabelecimento de lote mínimo).
5. coleta de catador: funciona quando o catador coleta os materiais e os comercializa com algum outro ator (sucateiro, ferro-velho). O catador assume os custos de transporte e recebe uma quantia referente à venda deles. Coleta somente os materiais que têm valor no mercado, que mostra oscilações sazonais;
6. coleta seletiva: é o sistema de coleta seletiva (de tipo porta-a-porta) estabelecido pela Prefeitura municipal através de seu órgão de limpeza pública. Apesar de não ser considerada adequada para recolher esse tipo de material, os consumidores acabam destinando parte dos REEE para este canal.

O Quadro 4 relaciona as estratégias de coleta com os atores identificados na pesquisa.

Quadro 4 - Estratégias de coleta em função da atividade dos atores identificados

Atividades	Atores	Estratégia de coleta	Observação
Coleta	Catador autônomo	Coleta de catador	-
	Distribuidores	Pontos fixos de coleta	- distribuidores de alguns tipos de REEE também estabelecem suas lojas como pontos de coleta, como algumas lojas de venda de telefones celulares ou lojas de venda da linha branca (recebem de volta o equipamento mediante a apresentação da nota fiscal de compra)
	ONG	Pontos fixos de coleta, coleta domiciliar e campanhas de recolhimento	- ator troca REEE por <i>voucher</i> de passagens aéreas, em pontos fixos e nas campanhas de recolhimento; - estratégia viabilizada pela parceria entre a empresa aérea (motivada por interesses de <i>marketing</i> e ações na área de responsabilidade ambiental), e a ONG, que destina corretamente os materiais
Coleta, triagem e descaracterização de REEE	Associações e cooperativas de catadores (AC)	Coleta seletiva	-
	Sucateiros e ferro velho	Compra e coleta domiciliar	- preço de compra de REEE: entre R\$0,20/kg e R\$0,25/kg (em Belo Horizonte e região).
	Empresas especializadas em REEE	Compra, pontos fixos de coleta, coleta domiciliar e campanhas de recolhimento	- preço de compra de REEE: entre R\$0,20/kg e R\$0,40/kg (em Belo Horizonte e região) - coleta domiciliar: lote mínimo 5 equipamentos; se menor, cobra-se taxa de R\$30,00 para coletar (em Belo Horizonte e região)
Beneficiamento e transformação	Processamento de PCI	Compra, pontos fixos de coleta, coleta domiciliar	- estabelece pontos de coleta em prédios residenciais e condomínios

Foram identificadas algumas estratégias dos atores para captar REEE provenientes dos grandes geradores, tais como o estabelecimento de contratos com as matrizes das empresas geradoras, o oferecimento de outros serviços que possam agregar valor para a empresa geradora de resíduo, a participação em leilões e em licitações públicas.

5.7 DESCARACTERIZAÇÃO

A descaracterização é a primeira etapa que gera valor de uso aos materiais, através da separação dos componentes e materiais que compõem os REEE, fornecendo matéria prima para outros processos industriais. A Tabela 3 apresenta os preços dos diferentes materiais que compõem os REEE.

Todos os atores, com exceção das empresas de processamento de metais ferrosos, separam os materiais manualmente. Essa atividade é feita geralmente em bancadas e mesas, com o auxílio de máquinas e ferramentas, tais como desaparafusadeiras (elétricas ou pneumáticas), serras, esmeril, marretas e chaves de fendas. Observam-se também catadores autônomos realizando de modo improvisado essa atividade pelas ruas, retirando os materiais com valor dos REEE e deixando as carcaças e os materiais contaminantes sobre os passeios.

Tabela 3 - Preços¹⁰ de materiais em Belo Horizonte

Materiais	Preço (R\$/kg)	Materiais	Preço (R\$/kg)
ferro	0,25	placa marrom	0,15
plásticos	0,12	processador de plástico	40,00
alumínio	2,50	memória dourada	20,00
placa mãe	12,00	cooler	0,10
placa leve com ponteira	10,40	HD	2,40
placa leve sem ponteira	10,00	fio encapado	3,00
placa de DVD	2,80	-	-

No caso das empresas de processamento de metais ferrosos, os REEE classificados como sucata de obsolescência¹¹, são prensados, triturados; depois, é feita separação mecânica dos metais ferrosos, não ferrosos e do restante do material, que é enviado para cimenteiras (co-processamento) ou para aterros. Por exemplo, geladeiras são prensadas e trituradas com espuma, plásticos e vidros das divisórias e das gavetas internas, que depois da separação dos metais ferrosos e não ferrosos seguem para as cimenteiras ou para aterros.

Uma prática observada nesses atores é que eles comprem os materiais já sem alguns componentes contaminantes: por exemplo, celulares sem baterias, bobinas de cobre proveniente de monitores, TV sem tubos de raios catódicos e carcaças de geladeiras sem gás. Assim, os atores envolvidos nesta etapa transferem para os geradores e para os atores da coleta a responsabilidade pelos contaminantes, eximindo-se da responsabilidade por esses resíduos.

Já os materiais e equipamentos provenientes dos grandes geradores, que têm responsabilidade legal pelos resíduos gerados, geralmente são destinados para empresas que

¹⁰ Preços referentes a junho de 2014, praça de Belo Horizonte.

¹¹ Os REEE que seguem para as empresas de processamento de metais ferrosos são constituídos predominantemente de metais ferrosos, como os equipamentos da linha branca (geladeiras, fogões e máquinas de lavar) e da linha azul (ferro e torradeira).

forneem os certificados de destinação correta. Esses atores são formalizados e destinam corretamente os materiais. Como essas atividades envolvem mais custos (além da descaracterização, também tratamento e destinação), os REEE são avaliados por lotes e o preço é estabelecido pelas características desses materiais. Assim, se o lote for composto predominantemente de monitores de CRT, os grandes geradores irão pagar pela correta gestão; por outro lado, se o lote for composto de computadores, então eles irão receber.

5.8 BENEFICIAMENTO E TRANSFORMAÇÃO

Nesta etapa, os REEE já estão descaracterizados e os diferentes materiais e componentes vão seguir processos distintos; assim, é necessário analisar os processos por materiais: PCI, metais, plásticos, vidros e pilhas e baterias. No caso dos vidros e das pilhas e baterias, não existem empresas recicladoras em Belo Horizonte e região: acabam seguindo para a destinação final.

5.9 RECICLADORES DE PCI

As Placas de Circuito Impresso (PCI) são classificadas inicialmente em duas grandes categorias: placas verdes (feitas com resina epóxi, fibra de vidro e cobre) e placas marrons (feitas com papel e resinas fenólicas). As placas marrons, presentes nos eletrodomésticos, televisores, brinquedos, têm baixo valor no mercado, com preços variando entre R\$0,15/kg e R\$0,40/kg; os preços das placas verdes, dos equipamentos de informática e telecomunicações, equipamentos que possuem especificações mais severas, vão até R\$15,00/kg.

As PCI e os processadores são os componentes mais valiosos presentes nos REEE, sendo disputadas pelos atores que compõem a cadeia da reciclagem devido ao elevado teor de metais nobres que contêm. Existem atores que compram as placas baseadas na quantidade de metais nobres que eles conseguem extrair delas. A maior parte das placas processadas pelos atores que coletam e descaracterizam REEE em Belo Horizonte e região é enviada para fora de Minas Gerais, geralmente para São Paulo. Parte é processada lá mesmo e parte placas é exportada. Existe apenas uma empresa em Belo Horizonte e região que processa aproximadamente 3t/mês de PCI, realizando a separação dos componentes e os processos químicos visando à produção de ligas metálicas.

Foi identificado na pesquisa que atores informais retiram metais nobres das placas com procedimentos perigosos e com utilização de substâncias proibidas.

5.10 RECICLADORES DE METAIS

Os recicladores de metais ferrosos (empresas do setor de siderurgia) compram os REEE que são compostos predominantes por metais ferrosos. Como dito no item descaracterização deste artigo, os REEE, misturados às sucatas de obsolescência, são prensados e triturados inteiros e depois os metais ferrosos são separados por separadores magnéticos. Este processo mecânico de separação é bastante eficiente pelo fato do ferro ser atraído por ímã, o rendimento metálico da sucata de obsolescência é de 78%. A sucata ferrosa então segue para as aciarias. As aciarias elétricas são adaptadas para processar sucata de obsolescência, podendo corresponder a até 94% da matéria prima usada.

Existem 4 siderúrgicas¹² que compram sucata proveniente dos REEE em Belo Horizonte e região. Na empresa visitada a sucata de obsolescência é prensada em BH e região e as etapas subsequentes são feitas em outros Estados.

5.11 RECICLADORES DE PLÁSTICOS

Os plásticos provenientes dos REEE são de diversos tipos: poliestireno (PS), polipropileno (PP), acrilonitrila butadieno estireno (ABS), estireno-acrilonitrila (Sangel), policarbonato (PC), polióxido de metileno (POM) e outros. Com exceção do PS e do PP, o restante dos plásticos é classificado como plástico de engenharia, que segundo a ABIPLAST (2015) representa 11,8% da produção de plástico nacional. Foram identificado dois tipos de processamento dos plásticos: reciclagem mecânica e o coprocessamento em cimenteiras.

A reciclagem mecânica consiste na transformação do plástico em grânulos e posteriormente na sua transformação em produtos, como embalagens, mangueiras, peças de carros *etc.* O processo de transformação consiste basicamente na moagem, lavagem, aglutinação, extrusão (produção do grânulo) e injeção. Os plásticos de engenharia reciclados são direcionados principalmente para os setores automobilístico e eletroeletrônico, correspondendo esses a cerca de 65% do total da matéria prima desse setor (PLASTIVIDA, 2013). Foi identificada dificuldade dos atores que coletam e descaracterizam REEE em comercializar o plástico, indicando que existe muita informalidade. Não existem muitas empresas no setor e o valor desses plásticos é baixo no mercado (R\$0,12/kg). A informalidade é acentuada pelo perfil das empresas recicladoras de plásticos: segundo a ABIPLAST (2015), 93,4% das empresas de transformados de plástico são micro e pequenas. Foi identificada apenas uma empresa que processa os resíduos plásticos provenientes de uma empresa produtora de EEE, ou seja, resíduo pré-consumo.

Como as empresas que fazem reciclagem mecânica são informais, a alternativa que alguns atores que descaracterizam REEE e que precisam de certificados de destinação correta acharam foi encaminhar os plásticos para as indústrias cimenteiras, nas quais os plásticos seguem para o coprocessamento, ou seja, são utilizados como combustível na produção do *clínquer* (matéria prima para a produção de cimento).

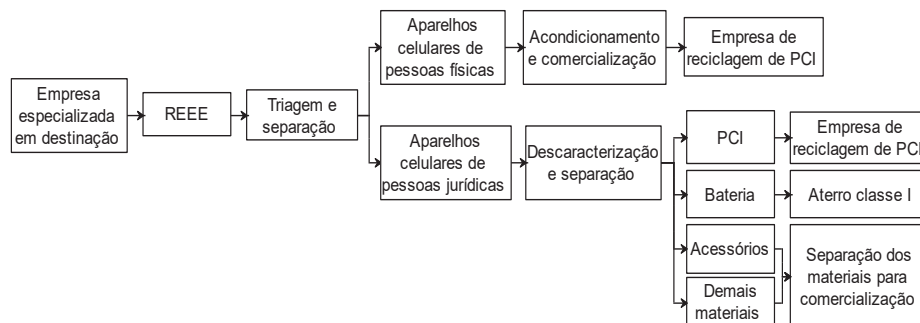


Figura 13 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares da empresa especializada em destinação de REEE

¹² Foi feita visita técnica a apenas uma siderúrgica: os dados apresentados se referem a ela.

5.12 DESTINAÇÃO FINAL

São três destinos finais (ver Figura 13) que os REEE podem ter em Belo Horizonte e região: aterro sanitário, aterro industrial, destinações clandestinas. Sabe-se que parte dos REEE acaba sendo dispensada de maneira inadequada pela população junto com os resíduos domésticos ou com outros RS – poda, entulho, volumosos – que, não sendo coletados pelos procedimentos convencionais, são encaminhados para as URPV's.



Figura 14 - Destinação inadequada de REEE (monitor de computador) na coleta domiciliar convencional (esq.) e na entrega às URPV (dir.)

Foi observado também que algumas oficinas de reparação, assim como alguns atores da cadeia da reciclagem, acabam direcionando os resíduos dos seus processos (materiais e componentes que não são comercializados) para a coleta convencional do município (ver Figura 14). Esses resíduos são encaminhados para aterro sanitário privado, em Sabará (MG). Os REEE podem contaminar o aterro, que não é preparado para receber este tipo de material.



Figura 15 – REEE identificados na URPV 1

Observou-se também que uma parte do REEE é dispensada pela população junto com os resíduos de construção civil (RCC) nas URPV¹³ ou em caçambas, de onde são enviados para algum aterro da região não adaptado para receber este tipo de resíduo. Uma parte dos REEE gerados, principalmente pela indústria, é direcionada para aterros industriais (Classe I - Resíduos Perigosos). Os REEE também são descartados de forma incorreta e em locais inadequados (ver Figuras 15 e 16), em encostas, corpos d'água, terrenos baldios e em margens de rodovias, contaminando o solo e o lençol freático e, por conseguinte, os animais e seres humanos. Mesmo os aterros sanitários 'convencionais' não são o local adequado para o descarte deste tipo de resíduos.



Figura 16 – Rejeitos do processo de reciclagem de REE dispostos no CTRS da BR-040

Franco (2008) lembra que as substâncias tóxicas estão, em sua maioria, presentes nos materiais de forma inerte, ou seja, o manuseio dos REEE sem danificá-los em princípio não contaminaria o meio ambiente e os seres humanos. Ainda assim, atenção especial deve ser dada aos monitores de televisão, computadores, compressores de aparelhos de refrigeração e capacitores eletrolíticos que, se desmontados, liberam substâncias contaminantes.

CONCLUSÕES

Em Belo Horizonte não existe um sistema formal de gestão dos REEE, embora já exista um mercado incipiente que recupera parte desses materiais. O fato do mercado reger a recuperação dos REEE traz algumas consequências para o sistema: materiais contaminantes, como baterias, “desaparecem” do processo (são descartados de maneira inapropriada) e materiais gerados pelos consumidores (pessoas físicas) de maneira pulverizada mostram baixas taxas de recuperação (a logística de coleta é custosa para as empresas).

Na maioria das cidades da região não se cobra taxa de limpeza pública, sendo, portanto todos os serviços bancados pelo orçamento municipal. Em particular concernente à coleta e à disposição de REEE, a situação ainda é mais delicada, visto que as prefeituras não têm práticas de registro, havendo assim um comércio paralelo, sem controles fiscais e ambientais. Algumas cooperativas e associações de catadores ensaiam passos para participarem também da reciclagem destes resíduos, em condições precárias de trabalho e sem

¹³ URPV (unidade de recebimento de pequenos volumes) é o nome dado em BH a pontos aos quais os usuários podem levar alguns tipos de resíduos sólidos (principalmente poda, objetos volumosos, entulho) em “pequenas” quantidades (máximo de 1m³ por descarga/dia). Não recebem restos de alimentos, animais mortos, resíduos líquidos e pastosos (óleo, lama, ácidos, graxas etc.) nem resíduos de saúde (SLU, 2014). No começo de 2014, havia 32 destes equipamentos espalhados pela cidade, a maioria dos quais com problemas de funcionamento, inclusive devido à precária forma de colaboração dos usuários. Tem sido cada vez mais observado o aporte de REEE a estes locais.

que o mercado sinalize, de maneira inequívoca, o interesse – representado pelo valor monetário destes resíduos – em participar da gestão.

A Lei nacional de 2010 traz alguns elementos que reforçam a necessidade de ser feita uma gestão de RS digna deste nome, ajudando regulamentos locais (Belo Horizonte tem uma gestão às vezes referida como “moderna” e “eficiente”), em que os REEE não têm sido especialmente contemplados. Os REEE, até por seu eventual componente de perigo, enquadram-se numa categoria que exige uma gestão mais aprimorada, ainda que o mercado não precifique esta iniciativa a contento.

As limitações deste estudo estão relacionadas à investigação das empresas responsáveis pelo transporte de REEE que, em geral, se inserem na cadeia. Outro fator limitante deste trabalho fica acerca dos recicladores de outros metais (cobre, alumínio *etc.*) derivados dos REEE.

REFERÊNCIAS

ABDI (Associação Brasileira de Desenvolvimento Industrial). Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: análise de viabilidade técnica e econômica. Brasília (DF). 2013. 179 p.

ABINEE (Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica). Panorama econômico e desempenho setorial. São Paulo (SP). 2013. 36 p. Disponível em: <<http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm>>. Acesso em: 28 jan. 14.

Associação Brasileira da Indústria de Plástico (ABIPLAST). Perfil 2014: indústria brasileira de transformação de material plástico. 2015. Disponível em: <http://file.abiplast.org.br/download/links/2015/perfil_abiplast_2014_web.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2015.

BARROS, R. T. V. Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 2012. 424 p.

BARROS, R. T. V.; LIMA, F. P. A.; VARELLA, C. V. S.; SANTOS, V. R. Análise da situação da produção de resíduos eletroeletrônicos (REEE) em Belo Horizonte e região. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12., 2014, (Natal): ABES, 2014. 12 p.

BELO HORIZONTE, Lei municipal nº 10.534/12 [Dispõe sobre a limpeza urbana (...) e dá outras providências].

BRASIL. Lei federal nº 12.305/2010 [Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (...) e dá outras providências].

CARVALHO, T. C. M. B.; XAVIER, L. H. (Org.). Gestão de resíduos eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014. 240 p.

CMRR (Centro Mineiro de Referência em Resíduos). Diagnóstico da Geração de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE). BH (MG). 2010. 65 p.

FRANCO, R. Protocolo de referência para gestão de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos domésticos para o município de Belo Horizonte. Mestrado – Programa de pós-graduação em saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. Belo Horizonte (MG), 2008, 162 p.

FRANCO, R. G. F.; LANGE, L. C. Estimativa do fluxo dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Engenharia Sanitária e Ambiental, (ABES), v. 16, n. 1, p.73-82, 2011.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Disponível em: <<http://www.ibge.org.br>>. Acesso em: 15 abr. 15.

Instituto Socioambiental dos Plásticos (PLASTIVIDA). Monitoramento dos Índices de Reciclagem Mecânica dos Plásticos no Brasil (IRmP): ano base 2012. 2013. Disponível em: <http://www.plastivida.org.br/2009/pdfs/IRmP/Apresentacao_IRMP_2012.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2015.

KOBAL, A.; SANTOS, S. M.; SOARES, F.; LÁZARO, J. Cadeia de suprimento verde e logística reversa - os desafios com os resíduos eletroeletrônicos. Produto & Produção, vol. 14 n.1, p.55-83, fev. 2013.

MINAS GERAIS, Lei estadual nº 18.031/2009 [Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos].

Relatórios internos parciais da pesquisa sobre tecnologias de valorização de REEE (2013-2015)

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA (SLU/Prefeitura de BH), 2014. Disponível em: <<http://portalpbh.pbh.gov.br>>. Acesso em: 4 dez. 2014.

6 FLUXO DA CADEIA PÓS-CONSUMO DOS APARELHOS CELULARES EM BELO HORIZONTE (MG) (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS ,CINTHIA VERSIANI VARELLA, LUIZ HENRIQUE SIQUEIRA RESENDE)

RESUMO: este capítulo tem como objetivo analisar o fluxo da cadeia pós-consumo dos aparelhos telefônicos celulares a partir dos principais atores que foram identificados na cidade de Belo Horizonte (MG). Esta pesquisa foi desenvolvida em duas fases, sendo a fase 1 dividida em duas etapas. Em cada etapa foi selecionada uma técnica para coleta e análise dos dados de acordo com os atores que foram identificados a partir de revisão bibliográfica, documental e visitas técnicas *in loco* aos atores que trabalham com os REEE, em especial os atores que atuam na cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares. Utilizaram-se ainda sítios da *internet* e contatos telefônicos para complementar a busca de novos atores e para levantar informações adicionais. Os atores identificados foram agrupados de acordo com as atividades que desempenham. A fase 2 consistiu em analisar o fluxo dos resíduos de aparelhos celulares gerados nas atividades identificadas. A partir do diagnóstico apresentado da gestão da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares é possível afirmar que os programas de logística reversa ainda são carentes e precários em Belo Horizonte. Os programas existentes encontram falhas e precisam ser mais estudados. Embora exista um mercado incipiente que recupera parte dos resíduos dos aparelhos celulares, em Belo Horizonte ainda não existe um sistema formal de gestão de REEE. Portanto, faz-se necessária a implantação de um plano de gerenciamento para os REEE gerados no município para que seja possível criar mecanismos de controle e fiscalização das atividades de remanufatura, desmontagem e destinação desses resíduos que estão em crescimento constante, além de propor a valorização desses materiais por meio da reciclagem. Existe também a necessidade da criação, em nível nacional, de acordo setorial para a implementação do sistema de logística reversa para os produtos eletroeletrônicos e para o estabelecimento de metas de recuperação de materiais por meio da reciclagem, uma vez que a disposição final desses resíduos está diretamente relacionada a preservação do meio ambiente e ao bem estar da saúde humana. Além disso, é fundamental propor não somente metas para recolhimento dos produtos que são lançados no mercado, mas sim a maneira como são concebidos e projetados esses produtos de forma a aumentar a sua vida útil e a minimizar os seus efeitos nocivos como resíduos.

Palavras-chave: Gestão de resíduos eletroeletrônicos, Aparelhos celulares, Cadeia pós-consumo, caso de Belo Horizonte.

6.1 INTRODUÇÃO

A problemática da gestão de resíduos sólidos (RS), associada às causas e consequências da questão de produção desenfreada, vem se destacando com maior frequência nas discussões acerca de políticas sociais e econômicas atreladas ao desenvolvimento da saúde e do meio ambiente em escala global. Na comunidade europeia, as articulações já se encontram consolidadas acerca dos RS em geral com as questões de saúde, planejamento urbano e a ocupação do solo. Essas articulações resultam em uma maior sensibilidade e, por conseguinte, evolução na valorização dos RS, tanto desde a prevenção até a geração quanto nas medidas eficazes de recuperação e destinação final.

Barros *et al.* (2014) ressaltam que o crescimento populacional desordenado, com a elevação do poder de compra associada à redução dos preços de venda, e à estabilidade

financeira, acarretam a geração desenfreada de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE), ocorrendo pela rápida mudança das características dos produtos e pela aceleração de sua obsolescência, demandando uma maior extração de recursos naturais.

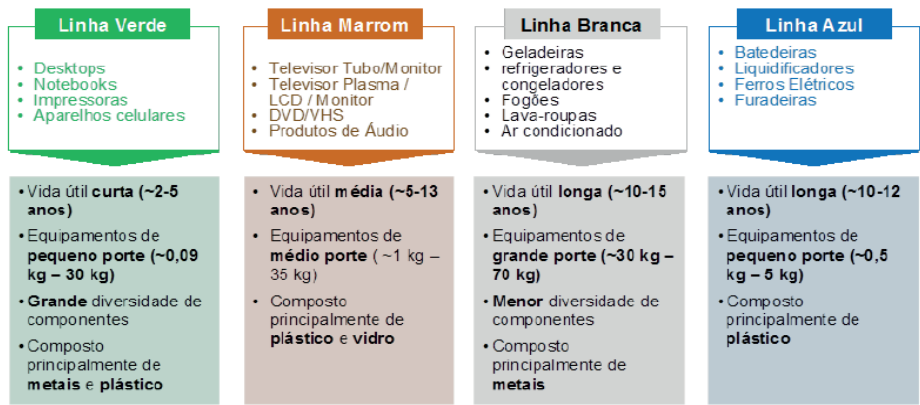


Figura 1 – Categorias dos EEE no cenário brasileiro
Fonte: ADBI (2013)

Entre os vários tipos (ver Figura 1) de equipamentos eletroeletrônicos (EEE), como televisores, computadores, geladeiras, utensílios de cozinha (ex.: batedeiras, liquidificadores), destacam-se em especial como REEE os aparelhos telefônicos celulares, pela crescente quantidade gerada em função do seu pequeno tempo de vida útil, e ainda associada aos potenciais impactos ao meio ambiente e à saúde humana quando dispostos de forma inadequada (ABDI, 2013).

Tabela 1 – Exemplo de alguns tipos e características de aparelhos celulares existentes

Tipo	Flip	Slide	Barra (Normal)	Barra (Touch)
Características				
Modelo	V8	5200	W200	A9300+
Ilustração				
PCI (%)	13,31	28,53	32,24	10,94
Tela (%)	37,49	5,99	8,67	19,89
Bateria (%)	14,04	7,00	18,75	22,5
Plástico (%)	28,07	56,99	33,45	30,87
Pecas metálicas (%)	8,31	7,46	6,13	3,74

Fonte: Adaptado (TOMBINI *et al.*, 2014; e TRIGO, ANTUNES e BALTER, 2013)

Os aparelhos celulares (ver algumas características na Tabela 1), apesar de seu pequeno tamanho, têm um alto potencial de poluição, pois em cada aparelho podem ser encontrados até 12 itens considerados altamente prejudiciais à saúde e ao meio ambiente. Entre estes materiais estão o mercúrio (Hg), cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As), dioxinas e furanos (NELEN *et al.*, 2014; VIET *et al.*, 2011). Lopes, Manzato e Siqueira

(2008) ressaltam ainda que, dentre as substâncias nocivas ao homem e ao meio ambiente, o chumbo é o elemento mais danoso quando disposto de forma inadequada.

Para ilustrar este cenário, de acordo com os dados da ANATEL (2016) e do portal Teleco (2016d) foi possível verificar que, em apenas quatro anos, houve um crescimento de cerca de 100 milhões de novos acessos ao Serviço Móvel Pessoal (SMP) no Brasil, atingindo em fevereiro de 2016 a marca de 258,06 milhões de linhas ativas na telefonia móvel e a densidade de 125,62 acessos por grupo de 100 habitantes. Esses números podem indicar uma geração cada vez maior de resíduos sólidos advindos dos aparelhos celulares, uma vez que os acessos ao serviço móvel são cada vez maiores.

Quadro 1 – Etapas do ciclo de vida do aparelho celular

Etapas	Descrição
1	Ele é desenvolvido para atender às demandas do mercado usando as novidades tecnológicas apropriadas
2	Recursos da natureza são extraídos e processados para fornecer os elementos necessários para montar o celular
3	O equipamento é montado em uma fábrica
4	Junto com vários outros, o celular é distribuído para intermediários – uma rede de supermercados, por exemplo – que se encarregam da venda direta aos consumidores
5	O consumidor compra o celular, leva-o até sua casa e o utiliza por alguns anos
6	Chega a hora do consumidor se desfazer do equipamento. Neste momento, ele tem duas opções principais: 1) quando em bom funcionamento, passá-lo adiante, revendendo-o ou doando-o a outra pessoa, por exemplo; 2) enviá-lo para reciclagem – com isso, ele se tornará parte do ciclo de vida de outros equipamentos, já que seus componentes serão reciclados e reaproveitados. Com isso, diminui-se a necessidade de extrair os recursos limitados da natureza necessários para produzir novos equipamentos

Fonte: (Adaptado) Trigo, Antunes e Balter (2013)

A existência de estudos relacionados à problemática dos REEE apresenta em sua grande maioria uma abordagem ampla e voltada para o gerenciamento de vários resíduos eletroeletrônicos em conjunto, evidenciando assim a necessidade de estudos mais aprofundados acerca de um determinado tipo de REEE (ver Quadro 1). Com isso, este capítulo se refere a pesquisa que visou a estudar o fluxo da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte em função dos principais atores identificados.

6.2 METODOLOGIA

Delimitação da área de estudo

O estudo objeto deste capítulo tem como área de abrangência a zona urbana de Belo Horizonte conurbada com as regiões urbanas das cidades adjacentes (Figura 2). Capital do Estado de Minas Gerais, a cidade de Belo Horizonte possui extensão territorial de 331,4 km² e população de 2.491.109 habitantes (IBGE, 2014).

A cidade está localizada na região centro-sul do estado de Minas Gerais e é uma das principais metrópoles do país. A qualidade de vida da população, se comparada pelo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH=0,839), é acima da média brasileira (IDH = 0,775), o que, segundo Franco e Lange (2011), representa um desenvolvimento significativo no mercado de consumo e com elevado potencial de geração de REEE.

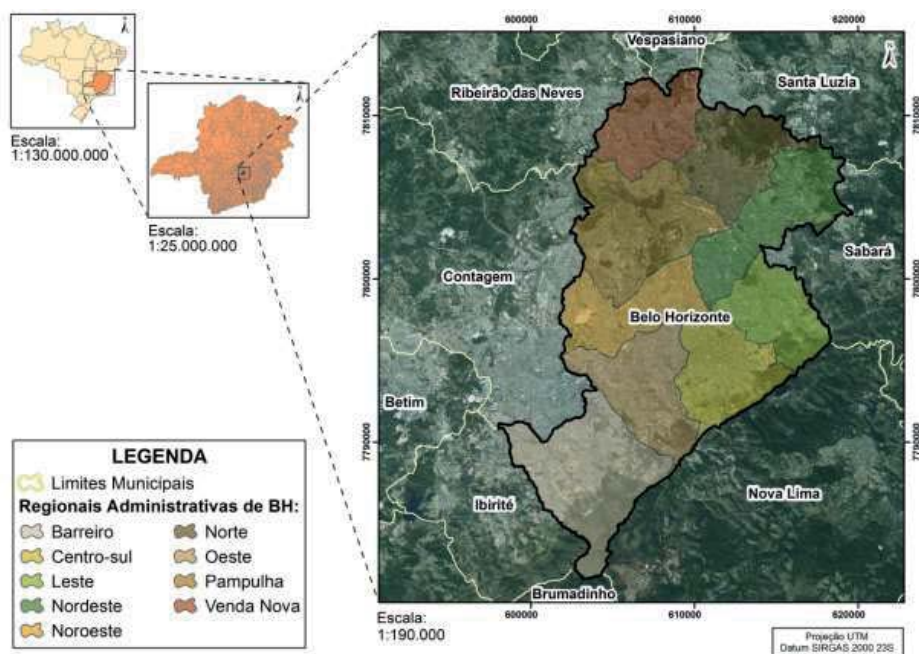


Figura 2 – Localização da área de estudo
Fonte: IBGE (2010).

Desenvolvimento da pesquisa

A metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa de que trata este capítulo subdividiu-se em duas fases. A fase 1 por sua vez foi dividida em duas etapas. Em cada etapa foi selecionada uma técnica para coleta e análise dos dados de acordo com os atores que foram identificados a partir de revisão bibliográfica e de visitas técnicas *in loco* aos atores que trabalham com os REEE, em especial os resíduos de aparelhos celulares. Logo, utilizaram-se documentos oficiais (estudos, relatórios técnicos) e acadêmicos (artigos, dissertações e teses) como fonte de identificação dos principais atores que atuam em alguma etapa da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte. Utilizaram-se ainda sítios da *internet*, como o Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), o Sistema de Informação Ambiental (SIAM), ECYCLE, entre outros, e contatos telefônicos para complementar a busca de novos atores e para levantar informações adicionais.

Os atores identificados foram divididos em sete grupos de acordo com a atividade que desempenham (ver Quadro 2).

A partir da identificação e agrupamento dos atores, são apresentadas as técnicas de coleta e análise de dados por grupo para que fosse possível alcançar uma maior compreensão do papel destes atores na cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares. Assim, dos sete grupos definidos anteriormente (Tabela 3) foram selecionadas as técnicas de formulário e entrevista semiestruturada, para as etapas 1 e 2, respectivamente. Com isso, foram definidas de forma estratégica a técnica de formulário, para caracterizar os atores identificados no grupo 2, referente a atividade de reuso e recondicionamento de aparelhos celulares, e a técnica de entrevista semiestruturada para os demais grupos (1, 3, 4, 5, 6 e 7).

Quadro 2 – Agrupamento dos atores identificados

Grupo	Atividades	Atores	
1	Telefonia móvel	Lojas físicas (franquias e próprias)	Operadora 1
			Operadora 2
			Operadora 3
			Operadora 4
2	Reuso e condicionamento	Oficinas de reparos	Assistências Técnicas Autorizadas (ATA)
			Assistências Técnicas Especializadas (ATE)
3	Coleta e/ou recebimento, triagem, separação e/ou descaracterização de REEE, incluindo os aparelhos celulares, componentes e acessórios	Associações e cooperativas de catadores	
		Sucateiros e/ou ferros-velhos	
4	Gerenciamento especializado de REEE, incluindo os aparelhos celulares, seus componentes e acessórios	Empresas especializadas em destinação de REEE	
5	Classificação e reciclagem de REEE, incluindo os aparelhos celulares, componentes e acessórios	Empresa especializada em classificação de PCI ¹ /REEE	
		Empresa especializada em reciclagem de PCI ¹ /REEE	
6	Destinação e disposição final	Aterro Industrial	
		CTRS ²	
		Entrepasto (URPV ³ e UEP ⁴)	
7	Entidades gestoras	Instituição gestora de limpeza urbana	SLU ⁵
		Órgãos ambientais nos âmbitos municipal, estadual e federal	SMMA ⁶ , FEAM ⁷ , MMA ⁸
		Entidade representante do setor empresarial	ABINEE ⁹

Notas: ¹PCI (Placa de Circuito Impresso); ²CTRS (Central de Tratamento de Resíduos Sólidos); ³URPV (Unidade de Recebimento de Pequenos Volumes); ⁴UEP (Unidade de Entrega Provisória); ⁵SLU (Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte); ⁶SMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente); ⁷FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente - MG); ⁸MMA (Ministério do Meio Ambiente); ⁹ABINEE (Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica).

As primeiras oficinas de reparos da atividade de reuso e condicionamento de celulares foram identificadas a partir de um levantamento inicial, realizado entre agosto e setembro de 2014, que indicou a existência de diversas oficinas de reparos atuantes nas quatro linhas: verde, branca, azul e marrom (ver Figura 1). Para a presente pesquisa foram consideradas apenas as oficinas de reparos atuantes na linha verde, no qual os aparelhos celulares estão inseridos. Assim, a partir deste levantamento inicial foi possível selecionar 10 oficinas de reparos (como ponto de partida) para participar do estudo. As oficinas de reparos dos aparelhos celulares se dividem em duas categorias: as Assistências Técnicas Especializadas (ATE) e as Assistências Técnicas Autorizadas (ATA).

Para elaboração do formulário teste, foram realizadas visitas técnicas às oficinas de reparos (ATE e ATA) identificadas neste primeiro momento, e conversas informais com os seus respectivos proprietários ou funcionários, mediante agendamento por telefone. A partir dos dados levantados, foi elaborado o formulário-teste em três partes: Parte 1 – Perfil do respondente e opinião; Parte 2 – Perfil da atividade; e Parte 3 – Gerenciamento dos resíduos sólidos da atividade. Posteriormente este formulário foi aplicado nas 10 oficinas de reparos (ATE e ATA) para sua validação, no período de 11/09/2015 a 16/09/2015.

Durante a validação do formulário-teste, procurou-se identificar novas oficinas de reparos (ATE e ATA) junto aos respondentes (proprietários e funcionários) com a

amostragem em “bola de neve”, que consiste em identificar novas oficinas de reparos a partir da indicação dos respondentes iniciais. Ela foi fundamental para identificar novas oficinas de reparos distribuídas nas nove administrações regionais de Belo Horizonte. Entretanto, os grandes deslocamentos, o tempo gasto, e a falta de disponibilidade dos responsáveis das oficinas tornaram inviável essa abordagem. Com isso, resolveu-se dar ênfase na regional Centro-sul de Belo Horizonte, na qual está situada a maior concentração de centros comerciais populares da cidade, e por conseguinte maior número de ATE de aparelhos celulares. Considerou-se também aplicar o formulário em pelo menos duas oficinas de reparo em cada regional para que fosse possível descrever posteriormente o contexto ocorrente na cidade como um todo, e não apenas de uma região.

Com a impossibilidade de precisar a quantidade de oficinas de reparo existentes em Belo Horizonte, foi realizado um levantamento não exaustivo. Assim, considerou-se como universo da pesquisa a quantidade de oficinas de reparo que foram identificadas, e a amostra como sendo as oficinas de reparo que participaram da pesquisa (ver Tabela 3).

A aplicação do formulário nas oficinas de reparos (ATE e ATA) foi realizada com auxílio de dois membros do projeto “Metodologias sustentáveis de gestão de resíduos sólidos em ambientes urbanos: redução na fonte e valorização dos resíduos” (TECRESOL) de estudos sobre REEE/UFG, previamente treinados para aplicação do mesmo, visando à uniformidade dos resultados. Os períodos de utilização dos formulários foram os seguintes:

- de 17/09/2015 a 03/11/2015: aplicação propriamente dita dos formulários;
- em 16/10/2015: replicação do formulário nas 10 oficinas que validaram o formulário-teste.

Para analisar os dados levantados junto as oficinas de reparos foi utilizada a técnica de estatística descritiva. As demais informações são apresentadas na fase 2 da pesquisa, por meio de fluxogramas, para complementar a análise da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares com informações adicionais dos demais grupos (1, 3, 4, 5, 6 e 7).

Para estes grupos (1, 3, 4, 5, 6 e 7), optou-se para a coleta dos dados a técnica de entrevista semiestruturada, pois ela possibilita maior liberdade e interação entre o pesquisador e o pesquisado, desejando obter outros dados que possam vir a ser relevantes para a pesquisa. A aplicação desta técnica consiste na etapa 2, da fase 1 desta pesquisa. Portanto, para a coleta de dados foram elaborados cinco roteiros de entrevista semiestruturada de acordo com os sete grupos de atividades e de atores que foram identificados. Com isso, foi definido um tipo de roteiro de entrevista para cada grupo de acordo com a sua atividade. Buscou-se com isso uma melhor compreensão das atividades exercidas por esses atores e, por conseguinte, facilitar a análise da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte.

As entrevistas foram realizadas no período de 26/11/2015 a 21/01/2016. Ocorreram por meio de visitas técnicas as instituições, com exceção daquelas que foram realizadas através de vídeo conferência e via correio eletrônico. As entrevistas presenciais foram gravadas e posteriormente transcritas em nível literal com auxílio do programa *Express Scribe Transcription Software*.

Dos sete grupos estudados, as operadoras de telefonia móvel foram aquelas que cujo acesso e disponibilidade dos dados se deram de maneira mais morosa. No geral, foi preciso realizar diversos contatos via correio eletrônico e/ou telefônico até conseguir um retorno

satisfatório de informações. Das quatro operadoras apenas, a operadora “1” participou efetivamente do estudo, com fornecimentos dos dados solicitados, além de responder as questões do roteiro de entrevista via correio eletrônico. As demais operadoras (2, 3 e 4) forneceram alguns dados solicitados, mas não responderam as perguntas do roteiro (ver Quadro 3) de entrevista.

A técnica utilizada foi a de análise conteúdo. Em estudos qualitativos codificam-se os dados para se ter uma descrição mais completa, resumi-los, eliminar informações irrelevantes e dar mais sentido ao material analisado. Assim, para análise qualitativa das entrevistas foi necessário organizar os dados por categorias/temas e codificá-los a fim de compreender em profundidade o contexto das informações do universo pesquisado (SAMPIERI, COLLADO e LUCIO, 2006; GIBBS, 2009). As categorias dos roteiros de entrevistas foram propostas a partir dos trabalhos de Rodrigues (2007) e Franco (2008), e foram posteriormente adaptadas aos atores identificados (Tabela 2).

Quadro 3 – Categorias dos roteiros de entrevistas

Roteiros de entrevista	Categorias
1, 3 e 5	(1) Contextualização da instituição; (2) Gerenciamento dos REEE; (3) Gerenciamento dos resíduos de aparelhos celulares; (4) Percepção dos respondentes sobre a gestão de REEE
2	(1) Contextualização da instituição; (2) Gerenciamento dos resíduos de aparelhos celulares; (3) Percepção dos respondentes sobre a gestão de REEE
4	(1) Gestão dos REEE em âmbito nacional e internacional; (2) Tramitação do acordo setorial dos produtos eletroeletrônicos pós-consumo; (3) A logística reversa e os atores participantes; (4) Percepção sobre a gestão de REEE

De acordo com Sampieri, Collado e Lucio (2006), existem dois níveis de codificação: o primeiro consiste em categorizar os dados e, o segundo, em comparar as categorias entre si para agrupá-las em temas e procurar possíveis vinculações. Assim, a codificação em primeiro nível foi realizada para análise dos dados dos grupos 1, 3, 4, 5, 6 e 7, referente à etapa 2 da fase 1.

A fase 2 consistiu em analisar a cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares a partir da elaboração de um fluxograma. Para isso, foram utilizadas as mesmas técnicas de coleta e de análise de dados da fase 1. Com as informações obtidas nas etapas 1 e 2, da fase 1, foi possível analisar o fluxograma gerado com incremento da análise de conteúdo em segundo nível, a fim de comparar os agrupamentos propostos (1 a 7) no estudo da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item de resultados são apresentados todos os atores que puderam ser identificados. Posteriormente, com auxílio de um fluxograma, são discutidos os papéis dos atores na cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte.

Identificação dos principais atores

O número de atores identificados (NAI) e que participaram da pesquisa (NAP) são apresentados na Tabela 2.

A partir dos números apresentados na Tabela 3 pôde-se verificar uma relação satisfatória entre os principais atores identificados e os que participaram da pesquisa, com exceção das lojas físicas das operadoras, pelas dificuldades encontradas na disponibilidade dos dados. Contudo, os resultados demonstraram a aceitação dos respondentes diante ao tema proposto.

Tabela 2 – Identificação dos principais atores

Gru po	Atividades	Atores		NAI ¹	NAP ²	NAP/ NAI (%)
1	Telefonia móvel	Lojas físicas (franquias e próprias)	Operadora 1	17	2	12
			Operadora 2	26	3	12
			Operadora 3	23	2	9
			Operadora 4	35	3	9
2	Reuso e condicionamento	Oficinas de reparos	Assistências Técnicas Autorizadas (ATA)	4	4	100
			Assistências Técnicas Especializadas (ATE)	157	116	74
3	Coleta e/ou recebimento, triagem, separação e/ou descaracterização de REEE, incluindo os aparelhos celulares, componentes e acessórios	Associações e cooperativas de catadores		7	7	100
		Sucateiros e/ou ferros-velhos		6	4	67
4	Gerenciamento especializado de REEE, incluindo os aparelhos celulares, seus componentes e acessórios	Empresas especializadas em destinação de REEE		2	1	50
5	Classificação e reciclagem de REEE, incluindo os aparelhos celulares, componentes e acessórios	Empresa especializada em classificação de PCI ³ /REEE		2	1	50
		Empresa especializada em reciclagem de PCI ³ /REEE		1	1	100
6	Destinação e disposição final	Aterro Industrial		1	1	100
		CTRS ⁴		3	3	100
		Entrepósito (URPV ⁵ e UEP ⁶)		35	26	74
7	Entidades gestoras	Instituição gestora de limpeza urbana	SLU ⁷	1	1	100
		Órgãos ambientais nos âmbitos municipal, estadual e federal	SMMA ⁸ , FEAM ⁹ , MMA ¹⁰	6	6	100
		Entidade representante do setor empresarial	ABINE E ¹¹	1	1	100

Notas: ¹NAI (Número de atores identificados); ²NAP (Número de atores pesquisados); ³PCI (Placa de Circuito Impresso); ⁴CTRS (Central de Tratamento de Resíduos Sólidos); ⁵URPV (Unidade de Recebimento de Pequenos Volumes); ⁶UEP (Unidade de Entrega Provisória); ⁷SLU (Superintendência de Limpeza Urbana de BH); ⁸SMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente); ⁹FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente de MG); ¹⁰MMA (Ministério do Meio Ambiente); ¹¹ABINEE (Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica).

Fluxo da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares

O fluxo dos resíduos da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares foi delineado a partir dos principais atores que foram identificados em Belo Horizonte e região. A Figura 7 apresenta o caminho que os resíduos dos aparelhos celulares percorrem ao longo da cadeia estudada até a disposição final. A seguir, apresentam-se a descrição e a correlação entre os atores e atividades pesquisadas.

- Operadoras de telefonia móvel [A]: As quatro operadoras identificadas afirmaram possuir contrato com empresas gerenciadoras de resíduos [M] para fazer a coleta, descaracterização e destinação adequada dos resíduos de aparelhos celulares até as indústrias recicladoras. Os resíduos são gerados a partir do recebimento (ver Figuras 3a e 3b) de aparelhos celulares e acessórios em desuso nas lojas físicas das suas respectivas unidades que estão distribuídas em Belo Horizonte.



Figura 3a – coletores nos pontos de recebimento de resíduos de celular das operadoras

- Oficinas (ver mapa da Figura 4) de reparos [B, C e D]: são compostas pelas assistências técnicas autorizadas (ATA) e especializadas (ATE). Elas são responsáveis pela recuperação e posterior geração de resíduos de aparelhos celulares e seus acessórios.

- As ATA [B] enviam seus resíduos para empresas gerenciadoras de resíduos [M], que realizam a coleta, descaracterização e destinação final até as indústrias recicladoras (ver Figura 5). Algumas ATE [C] comercializam parte de seus resíduos (principalmente as PCI) com os sucateiros e/ou ferros-velhos e pessoas físicas, que realizam o papel de atravessadores até a destinação final destes materiais. Grande parte dos resíduos de aparelhos celulares é descartada como resíduo (lixo) comum e segue posteriormente para o CTR Macaúbas (aterro sanitário privado), em Sabará (MG) [D].

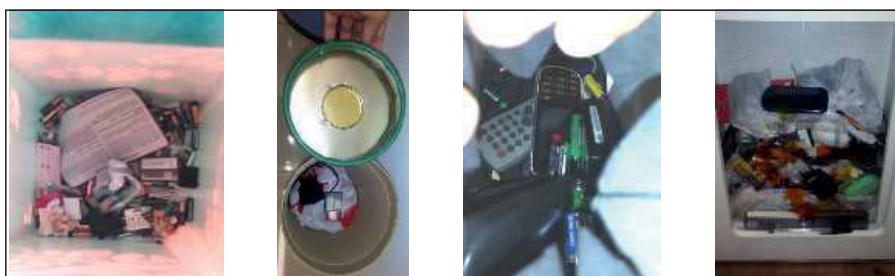


Figura 3b – coletores nos pontos de recebimento de resíduos de celular das operadoras

- Unidades filiais (MG, BA, DF, GO) [E]: são unidades filiais de uma empresa multinacional que realizam coleta de REEE nas suas regiões e enviam para a unidade Betim (MG), que é especializada em classificação de PCI/REEE. Após a separação e classificação

dos REEE, eles seguem para a unidade matriz em São Paulo (SP), onde grande parte desses materiais é posteriormente exportada para as unidades purificadoras [R].

Associações e cooperativas de catadores [F, G e H]: realizam a coleta de REEE, incluindo os aparelhos celulares. Os principais compradores de aparelhos celulares das associações e cooperativas de catadores são as ATE [G], que reutilizam os componentes para a recuperação de outros aparelhos. Algumas pessoas físicas também compram esses materiais e desempenham a função de atravessadores até a empresa especializada em reciclagem de PCI/REEE [F]. As partes dos REEE que não são comercializadas são descartadas como se fossem lixo comum e seguem posteriormente para o CTR Macaúbas, em Sabará (MG) [H].

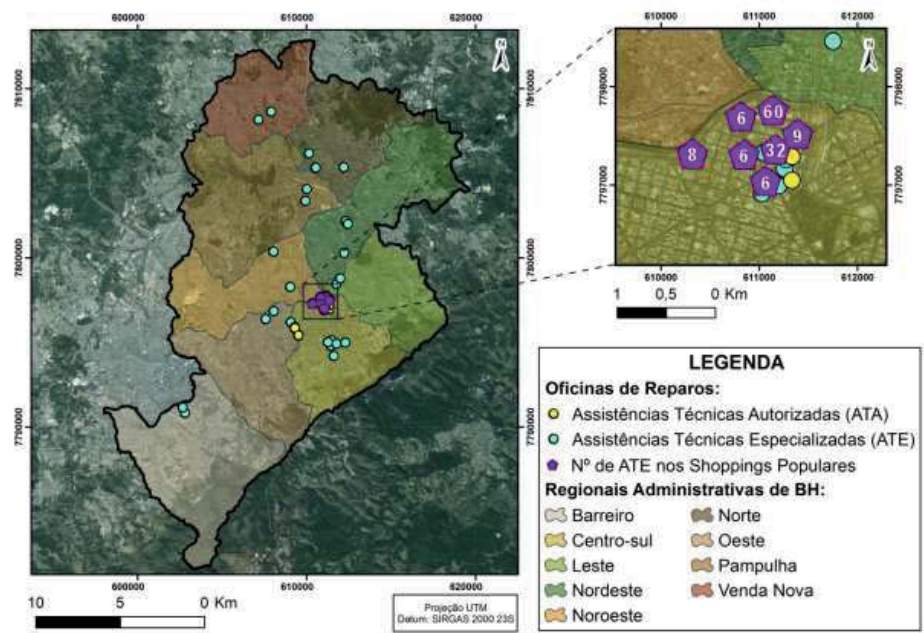


Figura 4 – Distribuição das oficinas de reparos em Belo Horizonte
Fonte: IBGE (2010) e dados de pesquisa.

Sucateiros e/ou ferros-velhos [I, J, K e L]: os resíduos de aparelhos celulares são geralmente comercializados com a empresa especializada em classificação de PCI/REEE [K] e com a empresa especializada em reciclagem de PCI/REEE [I]. Os acessórios dos aparelhos celulares são comercializados junto com a sucata ferrosa dos REEE e demais materiais, e seguem para a indústria metalúrgica [J]. Os demais materiais que não são comercializados são enviados para o CTR Macaúbas, em Sabará (MG) [L].

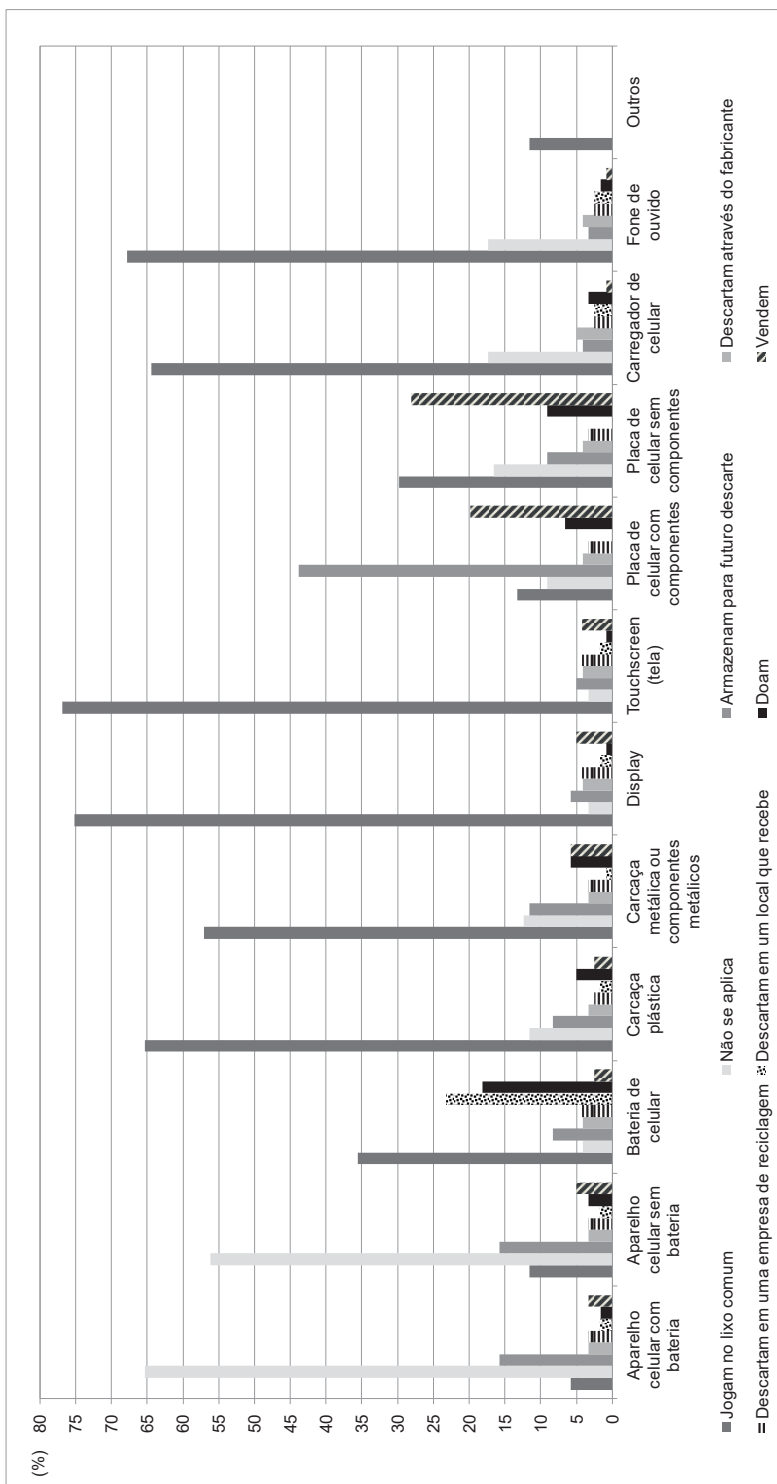


Figura 5 – Descarte dos resíduos das oficinas de reparos, em percentagem

Empresa especializada em destinação de REEE [N, O, P e Q]: esta empresa está localizada na região de Belo Horizonte e realiza a coleta, a descaracterização e a destinação adequada dos resíduos dos aparelhos celulares de pessoas físicas e jurídicas. As PCI são comercializadas com as empresas de classificação [N] (ver Figura 6) e reciclagem [O] de PCI/REEE. As baterias dos aparelhos celulares são enviadas para um aterro industrial particular em Betim [Q]. Os demais materiais seguem para as respectivas indústrias de reciclagem [P].



Figura 6 – Estrutura operacional da empresa especializada em classificação dos REE: A – Recebimento de material; B – Pesagem; C – Triagem e classificação; D – Trituração; E – PCI triturada; F – Material acondicionado

- Empresa especializada em reciclagem de PCI/REEE [S]: os principais rejeitos gerados no processo de reciclagem dos aparelhos celulares são as carcaças plásticas e uma “borra”, que é constituída basicamente por fibra de vidro, epóxi e sílica. É pago a uma empresa gerenciadora de resíduos industriais para realizar a destinação adequada desses materiais (que seguem para indústria cimenteira para coprocessamento).

- Entrepósitos (URPV e UEP) [T, U, V e W]: são locais existentes em Belo Horizonte para a população destinar parte de seus resíduos (ex.: resíduos de construção civil - RCC, resíduos volumosos – RV). Foi identificado que essas unidades não possuem um controle rigoroso e adequado para recebimento (ver Figura 8) e acondicionamento destes tipos de resíduos, respectivamente. Os RCC são enviados posteriormente para o CTRS da BR-040

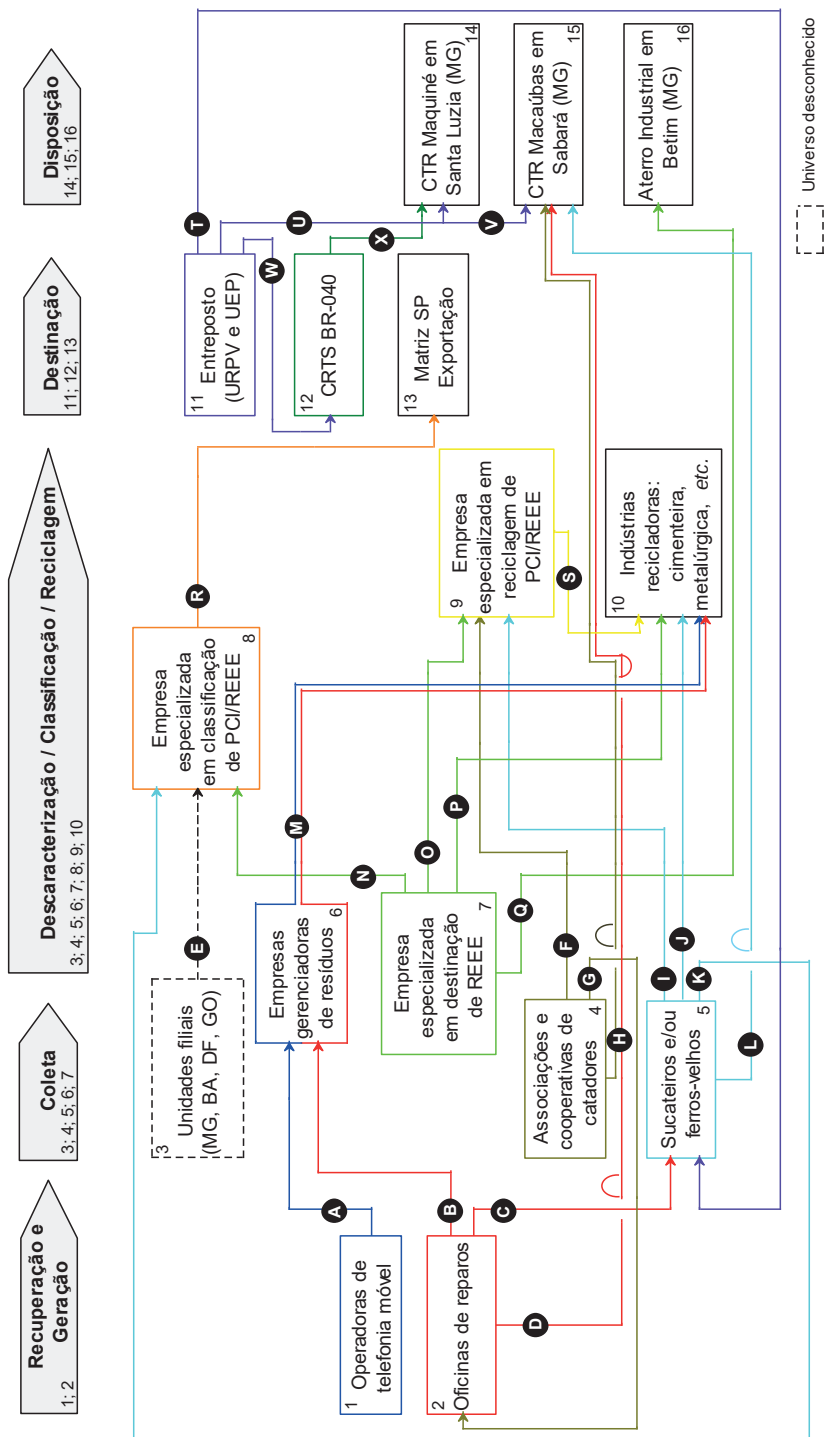


Figura 7 – Fluxo dos principais atores envolvidos na cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares
 Fonte: Dados de pesquisa.

Para reciclagem. Os demais resíduos seguem para o CTR Macaúbas [V], em Sabará (MG), e para o CTR Maquiné [U], em Santa Luzia (MG). Foi também identificada em uma URPV a comercialização de parte dos REEE que chegam até a unidade. Os funcionários realizam a desmontagem e separação dos materiais. Em geral, a sucata metálica é comercializada com um sucateiro e/ou ferro-velho [T] e as PCI são vendidas para uma pessoa física. Acredita-se que essa pessoa seja um atravessador desses materiais para as grandes empresas do segmento.



Figura 8 – REEE identificados numa URPV

▪ CTRS da BR-040 [X]: possui uma unidade para reciclagem de resíduos de construção civil (RCC). No seu processo de reciclagem, partes dos REEE são identificadas como rejeito (ver Figura 9). Esse material é enviado para o CTR Maquiné, em Santa Luzia (MG).



Figura 9 – Triagem e separação manual dos contaminantes na CTRS da BR-040

Destaca-se com o fluxograma que os resíduos dos aparelhos celulares na sua cadeia pós-consumo seguem apenas às questões mercadológicas, pois ainda não existem (ou não são devidamente observadas e respeitadas) políticas públicas municipais, estaduais e/ou federais relativas a este assunto. Couto, Varella e Barros (2015) constataam que os materiais que

possuem alto valor agregado, como as PCI, são alvos de disputa por diversos atores da cadeia. No entanto, materiais com baixo valor agregado, como o plástico, ainda não têm o destino adequado e assegurado pela logística “imposta” pelo mercado.

CONCLUSÕES

Destacam-se:

- **Grupo 1 – Operadoras de telefonia móvel:** foi possível observar informações desencontradas entre os respondentes das operadoras, os atendentes das lojas físicas e o *site* das operadoras, quanto ao número oficial de lojas físicas em Belo Horizonte, aos pontos de recebimento de resíduos de celular e aos procedimentos a serem cumpridos. Além disso, pode-se mencionar também a falta de controle e divulgação do que realmente pode ser descartado nas urnas;

- **Grupo 2 – Oficinas de reparos (ATA e ATE):** nas ATE, observou-se que, entre os vários tipos de resíduos de aparelhos celulares que foram listados, a principal forma de descarte é como lixo comum. Nas ATA, a principal forma de descarte ocorre por meio dos fabricantes ou de empresas gerenciadoras de resíduos;

- **Grupo 3 – Associações e cooperativas de catadores, sucateiros e/ou ferros-velhos:** foi constatado não haver controle (ver Figuras 10a e 10b) ou verificação dos equipamentos que chegam até as associações e sucateiros. No geral, eles trabalham com os REEE de maneira precária. Os materiais que possuem valor agregado são comercializados e os demais resíduos são descartados como lixo comum ou não têm uma destinação adequada;



Figura 10a – Exemplo de alguns REEE que chegam aos sucateiros e/ou ferros-velhos

- **Grupo 4 – Empresa especializada em destinação de REEE:** possui um sistema de coleta (ver Figura 11) e recebimento de REEE próprio e organizado. Os aparelhos celulares sem bateria ou as suas PCI são comercializadas com as empresas de classificação e reciclagem de PCI/REEE. As baterias são destinadas para um aterro industrial privado. Os acessórios (ex.: carregadores) dos aparelhos celulares seguem para as respectivas indústrias de reciclagem;



Figura 10b – Exemplo de alguns REEE que chegam aos sucateiros e/ou ferros-velhos

▪ **Grupo 5 – Empresas de classificação e reciclagem de PCI/REEE:** a empresa de classificação exporta os aparelhos celulares e suas PCI para uma de suas plantas purificadoras (Alemanha). A empresa de reciclagem extrai metais nobres como, ouro, prata e paládio a partir das PCI dos aparelhos celulares. O produto final (liga metálica) é quase todo exportado e comercializado com uma refinaria em Miami (EUA). As principais justificativas são os altos investimentos das plantas industriais de recuperação de metais e as quantidades de REEE que são necessárias para viabilizar a concepção dessas unidades no Brasil;



Figura 11 – Coletores da empresa recebedora de REE em local público

Grupo 6 – Locais de destinação e disposição final (URPV/UEP/CTRS/Aterro industrial): nas URPV/UEP, os aparelhos celulares que chegam são comercializados junto com as placas de REEE por valores variados. Os demais materiais (REEE) que não são comercializados são enviados para os CTR Maquiné e Macaúbas, em Santa Luzia e Sabará, respectivamente, para disposição final. Os CTRS da BR-040 e os CTR Maquiné e Macaúbas não identificaram ou admitiram receber resíduos de aparelhos celulares em suas unidades. No aterro industrial os principais resíduos de aparelhos celulares que chegam são suas baterias, ou lotes de aparelhos celulares apreendidos pela receita federal;

▪ **Grupo 7 – Entidades gestoras nos âmbitos municipal, estadual, federal e empresarial:** pôde-se perceber que houve consenso entre os órgãos (nos âmbitos municipal, estadual, federal e empresarial) sobre a gestão de REEE. De uma maneira geral, estas entidades estão aguardando a implementação do acordo setorial para proporem suas medidas/iniciativas ou aprofundar as questões relacionadas à gestão dos REEE nas suas respectivas competências.

Existiram algumas dificuldades com relação à identificação dos atores presentes neste estudo; no entanto, a metodologia utilizada se mostrou adequada para que fosse possível cumprir os objetivos propostos.

Algumas empresas gerenciadoras de resíduos possuem canais reversos estruturados para o retorno das baterias, do aparelho celular e de seus acessórios, por meio das assistências técnicas autorizadas (ATA) e das lojas físicas das operadoras de telefonia. A coleta dos aparelhos celulares e de seus componentes pós-consumo é realizada por meio de urnas receptoras e posteriormente os materiais são encaminhados para desmontagem e reciclagem. Contudo, a divulgação desse sistema de recolhimento para os consumidores ainda é deficiente. As associações e cooperativas de catadores e os sucateiros e/ou ferros-velhos não possuem controle de recebimento e destinação desses resíduos.

Grande parte das PCI dos aparelhos celulares é exportada para extração e refino dos metais. As principais justificativas são os altos investimentos das plantas industriais de recuperação de metais e as quantidades de REEE que são necessárias para viabilizar o processo de logística e reciclagem desse material. Portanto, no Brasil são realizados em escala industrial apenas os processos mecânicos para segregação das PCI/REEE e posterior exportação. Contudo, faz-se a ressalva de que foi identificada nesta pesquisa uma empresa na região de Belo Horizonte que realiza a extração de metais preciosos a partir das PCI/REEE, mas ainda em escala piloto. Menciona-se também a existência de uma empresa em Suzano/SP que recicla a bateria dos aparelhos celulares.

Percebe-se que a evolução dos aparelhos celulares está diretamente associada aos teores de metais existentes nas suas PCI. É notório que a redução destes teores influencia toda a cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares na implementação da logística reversa. Esses resultados corroboram que a gestão dos REEE, de uma maneira geral, deve ser pensada junto às questões socioambientais e econômicas. Evidencia-se também a necessidade de se criar peças que, entre outras funcionalidades, possuam durabilidade, apresentem custos reduzidos de fabricação e que sejam passíveis de reaproveitamento após o seu descarte, incluindo a facilidade de desmanche destes equipamentos visando aos seus caminhos reversos.

Essa realidade apresenta enormes desafios para os gestores públicos em âmbitos federal, estadual e municipal, e para o setor empresarial. Portanto, reforça-se a necessidade da criação de acordo setorial para a implementação do sistema de logística reversa para os produtos eletroeletrônicos e para o estabelecimento de metas de recuperação de materiais por meio da reciclagem, uma vez que a disposição final desses resíduos está diretamente relacionada a preservação do meio ambiente e ao bem estar da saúde humana.

Acredita-se que com a regulamentação do acordo setorial será obtido um aumento substancial do valor de fabricação desses produtos, tendo em vista o custeio da logística reversa, e que no fim deste processo será o consumidor quem irá pagar a conta. Faz-se necessário, portanto, propor não somente metas para recolhimento dos produtos que são lançados no mercado, mas sim a maneira como são concebidos e projetados esses produtos de forma a aumentar a sua vida útil ou minimizar os seus efeitos nocivos como resíduos.

Embora exista um mercado incipiente que recupera parte dos resíduos dos aparelhos celulares, em Belo Horizonte ainda não existia, até meados de 2016, um sistema formal de gestão de REEE. O fato de o mercado “determinar” quais REEE serão recuperados ou reciclados acarreta vários problemas para o sistema de logística reversa. Materiais perigosos e que apresentam maior potencial contaminante, como as baterias, “desaparecem” ao longo da cadeia de reciclagem dos aparelhos celulares. Esses fatores levam a pensar que estes materiais estão sendo descartados de maneira inadequada.

Os impactos ambientais negativos estão associados à disposição inadequada dos resíduos dos aparelhos celulares, bem como à perda econômica pela não recuperação dos materiais presentes na sua composição. Neste contexto, se faz necessária a implantação de um plano de gerenciamento para os REEE gerados no município de Belo Horizonte – bem como em outros municípios deste porte no Brasil - para que seja possível criar mecanismos para controle e fiscalização das atividades de remanufatura, desmontagem e destinação desses resíduos, que estão em crescimento constante, além de propor a valorização desses materiais por meio da reciclagem.

Para isso, é necessário uma maior atenção por parte do governo, principalmente dos órgãos ambientais, do setor empresarial e dos consumidores. Campanhas de conscientização e educação ambiental se fazem necessárias para difundir os pontos de recebimento de resíduos de aparelhos celulares e seus acessórios já existentes, e para auxiliar os consumidores a criar o hábito de realizar o descarte correto para todos os seus resíduos gerados.

REFERÊNCIAS

Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial (ABDI). *Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de Viabilidade Técnica e Econômica*. Brasília, 2013. 179 p.

Agência Nacional de Telecomunicações (ANATEL). *Dados, Acessos, Acessos telefonia móvel*, 2016. Disponível em: <http://ftp.anatel.gov.br/dados/Acessos/Movel_Pessoal/Total/csv/>. Acesso em: 15 abril 2016.

BARROS, R. T. V.; LIMA, F. P. A.; VARELLA, C. V. S.; SANTOS, V. R. Análise da situação da produção de resíduos eletroeletrônicos (REEE) em Belo Horizonte e região. In: *Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12., 2014, (Natal): ABES, 2014. 12 p.

Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE). Disponível em: <<http://www.cempre.org.br/>>. Acesso em: 15 janeiro 2015.

COUTO, R. C. A. *Gestão da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte (MG)*. 2016. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. 172 p.

COUTO, R. C. A.; VARELLA, C. V. S.; BARROS, R. T. V. Fluxo da Geração dos Resíduos Eletroeletrônicos em Belo Horizonte e região. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 28. Rio de Janeiro, 2015. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2015.

ECYCLE. Disponível em: <<http://www.ecycle.com.br/>>. Acesso em: 15 janeiro 2015.

FRANCO, R. G. F.; LANGE, L. C. Estimativa do fluxo dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, (ABES), v. 16, n. 1, p.73-82, 2011.

FRANCO, R. G. F. *Protocolo de referência para gestão de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos domésticos para o município de Belo Horizonte*. 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008. 162 p.

GIBBS, G. *Análise de dados qualitativos*. Porto Alegre: Artmed, 2009. 198 p.

NELEN, D.; MANSHOVEN, S.; PEETERS, J. R.; VENEGAS, P.; D'HAESE, N.; VRANCKEN, K. A multidimensional indicator set to assess the benefits of WEEE material recycling. *Journal of Cleaner Production*, p. 1-12, 2014.

RODRIGUES, A. C. *Impactos socioambientais dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos: estudo da cadeia pós-consumo no Brasil*. 2007. 321 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SAMPIERI, R. H; COLLADO, C. F., LUCIO, P. B. *Metodologia de Pesquisa*. São Paulo: McGraw-Hill, 2006. 583 p.

TELECO. *Smartphones*, 2016d. Disponível em: <<http://www.teleco.com.br/smartphone.asp>>. Acesso em: 15 abril 2016.

VIET, H. M.; KASPER, A. C.; BERSELLI, G. B. T.; FREITAS, B. D.; TENÓRIO, J. A. S.; BERNARDES, A. M. Printed wiring boards for mobile phones: characterization and recycling of copper. *Waste Management*, v. 31, p. 2536-2545, 2011.

7 ESTUDO DE CASO DE UMA EMPRESA ESPECIALIZADA EM RECICLAGEM DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO DE APARELHOS CELULARES (RENATO DE CARLI ALMEIDA COUTO, CINTHIA VERSIANI SCOTT VARELLA, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS LUIZ HENRIQUE SIQUEIRA RESENDE)

RESUMO: Os estudos relacionados à problemática dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) apresentam em sua grande maioria uma abordagem ampla e voltada para o gerenciamento de vários resíduos em conjunto, recomendando estudos aprofundados acerca de um determinado tipo deles. Com isso, este capítulo visa a estudar a cadeia de reciclagem das placas de circuito impresso (PCI) dos aparelhos celulares em uma empresa que atua na região de Belo Horizonte (MG). A metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa dividiu-se em duas fases. Na fase 1, foi utilizada a técnica de entrevista semiestruturada, realizada com o proprietário da empresa, para que se utilizou a análise de conteúdo. Na fase 2, utilizou-se a técnica de observação *in loco* por meio de visitas técnicas à empresa e foram elaborados fluxogramas para complementar a análise da cadeia de reciclagem de PCI de aparelhos celulares. Foi possível perceber que o mercado de Belo Horizonte e região representa para a empresa pesquisada apenas cerca de 5 a 10% das PCI dos aparelhos celulares. A empresa possui fornecedores de PCI de toda a região metropolitana, do interior de Minas Gerais e de outros estados, principalmente de São Paulo, que é o mercado mais organizado e representa 90% das PCI dos celulares que chegam à empresa. A reciclagem dos celulares ocorre por meio de cinco etapas. O processo de extração dos metais nobres utilizado pela empresa é o hidrometalúrgico. No processo de reciclagem das PCI dos aparelhos celulares são extraídos metais nobres (ouro, prata e paládio). O produto final é comercializado por meio de ligas metálicas com teores de metais variados de acordo com a demanda do mercado. Outros produtos do processo, como o cobre granular e em pó, são comercializados em Betim e São Paulo, respectivamente. A empresa também consegue receita com componentes da placa, como inox, vibrador, entre outros, mas o principal retorno são os metais preciosos. Em termos de faturamento, os aparelhos celulares e suas placas representam cerca de 70% da receita. As principais dificuldades da empresa são a falta de investimentos no segmento no Brasil, além da captação de material até a empresa e da mão de obra desqualificada. Acredita-se que grande parcela dos celulares em desuso ainda se encontra nas gavetas da população, faltando maior divulgação para seu recolhimento. Ressalta-se que existe um potencial de crescimento muito grande no mercado de reciclagem de REEE.

Palavras-chave: Gerenciamento de resíduos eletroeletrônico, aparelhos celulares, Placa de Circuito Impresso, reciclagem

7.1 INTRODUÇÃO

Caracterização dos aparelhos celulares

Os primeiros equipamentos telefônicos portáteis que foram criados eram volumosos e pesavam mais de 4kg. Tinham como uns dos principais problemas uma bateria ácida que era composta por chumbo. No entanto, com a evolução tecnológica estes equipamentos foram reduzindo de tamanho e se tornando conseqüentemente mais leves (CETEM, 2010).

De acordo com Tombini *et al.* (2014) existem no mercado brasileiro quatro tipos de aparelhos celulares: celular flip; celular slide; celular formato barra (normal); e celular formato barra (*touchscreen*) (Tabela 1). Eles se diferem basicamente pela mecânica e tecnologia empregada em cada um dos modelos:

- Celular *slide*: são os que possuem dois segmentos que deslizam um sobre o outro. Apresenta maior quantidade de peças e diversidade de partes, composta em sua grande maioria por plásticos;
- Celular *flip*: a quantidade de peças é bem menor que o celular slide, mas há grande dificuldade de separação da PCI dos demais componentes que ficam “colados” sobre ela, complicando a separação;
- Celular formato barra (normal): possui uma tecnologia simples, com a estrutura similar ao celular *flip*. É um aparelho fácil de ser desmontado e apresenta uma quantidade pequena de peças;
- Celular formato barra (*touchscreen*): possui uma tecnologia bem mais avançada, sensível ao toque. É o tipo de aparelho que possui a maior parte dos componentes integrados a PCI, dificultando a separação das peças.

Tabela 1 – Exemplo de alguns tipos e características de aparelhos celulares existentes

Tipos	Flip	Slide	Barra (Normal)	Barra (Touch)
Características				
Modelo	V8	5200	W200	A9300+
Ilustração				
PCI (%)	13,31	28,53	32,24	10,94
Tela (%)	37,49	5,99	8,67	19,89
Bateria (%)	14,04	7,00	18,75	22,5
Plástico (%)	28,07	56,99	33,45	30,87
Peças metálicas (%)	8,31	7,46	6,13	3,74

Fonte: (Adaptado) Tombini *et al.* (2014); e Trigo, Antunes e Balter (2013).

Um aparelho celular é composto essencialmente por quatro partes: carcaça plástica e metálica, tela e teclado, bateria e as placas de circuito impresso (PCI), que são constituídas por metais, materiais cerâmicos e resinas termofixas (KASPER *et al.*, 2011a).

Com relação à fabricação do teclado, estes já foram constituídos por plásticos e por silicone, entre outros materiais. Com o avanço tecnológico houve a diminuição da concepção destes teclados pelo surgimento das telas *touchscreen* (telas sensíveis ao toque). Estas telas (*touchscreen*), por sua vez, são compostas por um mineral raro, o Índio (In). A carcaça metálica dos aparelhos celulares é fabricada a partir de derivados de bauxita e a carcaça plástica a partir de uma mistura de polímeros. Existem dois tipos predominantes de bateria, as de níquel e cádmio (Ni-Cd) e as de íon de lítio (Li-ion) (TRIGO, ANTUNES e BALTER, 2013).

No Brasil existe uma preocupação muito grande com as baterias dos celulares. Entretanto, os aparelhos celulares também possuem alto potencial de impacto ambiental por causa do teor de metais pesados presente nas PCI (HORI, 2010). Chancerel e Rotter (2009) ressaltam que não é apenas a massa total dos materiais com potenciais de serem recuperados que são ambientalmente relevantes no processo de reciclagem, mas também quaisquer outros tipos de materiais secundários que serão produzidos, levando em consideração ainda os

fatores econômicos e sociais, bem como a minimização dos impactos gerados ao meio ambiente.

Um aparelho celular pode conter mais de 40 elementos da tabela periódica (SANTOS *et al.*, 2012), incluindo metais, como, por exemplo, o cobre (Cu) e estanho (Sn), metais especiais, tais como o cobalto (Co), índio (In) e antimônio (Sb), e metais preciosos incluindo a prata (Ag), ouro (Au) e paládio (Pd). Destaca-se que, para cada tonelada de aparelhos celulares (sem bateria), a composição básica de metais seria em torno de: 3,5kg de Ag, 340g de Au, 140g de Pd, bem como 130kg de Cu. Além disso, as baterias de um aparelho celular contêm cerca de 3,5g de Co (StEP, 2009; YAMANE *et al.*, 2011; TUNCUK *et al.*, 2012).

Portanto, a caracterização dos resíduos de entrada influencia diretamente no desempenho dos processos de tratamento existentes no mercado, inclusive no processo de reciclagem. Este fato pode ser explicado pela variabilidade dentro dos REEE, pelos diferentes aparelhos, e pela heterogeneidade na sua composição. Ressalta-se que dados de caracterização de confiança são essenciais para prever a recuperação de algum material (LIM e SCHOENUNG, 2010).

Por fim, Kasper *et al.* (2011a) afirmam que 65 a 80% dos componentes dos aparelhos celulares, em geral, são passíveis de reciclagem; entretanto, em uma pesquisa realizada pela empresa Nokia, apenas 2% dos aparelhos fabricados no Brasil são reciclados, ao passo que 32% dos aparelhos celulares são armazenados pela população em suas casas, 29% são doados para terceiros e 10% acabam sendo descartados no lixo comum.

Placas de circuito impresso

As placas de circuito impresso (PCI) são componentes fundamentais de todos os equipamentos eletroeletrônicos. As PCI contêm quantidades significativas de diversos metais, dos quais alguns são tóxicos à saúde, além de outros elementos considerados recursos valiosos ao homem, tornando necessária sua a reciclagem para a proteção do meio ambiente (JHA *et al.*, 2012).

Segundo Hagelüken (2006), as PCI podem classificadas em três categorias em função do teor de metais preciosos presentes em cada uma, sendo de baixo valor (<100 ppm de Au), médio valor (de 100 a 400 ppm de Au) e alto valor (>400 ppm de Au). O autor destaca que alguns aparelhos celulares são de médio valor e outros de alto valor, ou seja, podem existir PCI com diferentes teores de ouro e demais metais valiosos.

Do ponto de vista econômico e ambiental, as PCI dos celulares são as que possuem maior atrativo dentre os demais componentes dos aparelhos. As PCI são constituídas basicamente por três partes: a base, o circuito e os componentes montados (SANTANILLA, 2012).

A base é um substrato não condutor ou laminado e é composta por epóxi, fibra de vidro e uma pequena percentagem de poliéster. O circuito de condutores impressos dentro ou sobre os laminados (ou substratos) utilizados é a fração metálica das PCI e é constituída por metais preciosos, além de metais perigosos (ex. Pb). Cada um dos componentes (chips, conectores, capacitores, *etc.*) que ficam anexados às PCI é composto por diferentes materiais como, por exemplo, o tântalo (Ta), que é utilizado nos capacitores e *chips*. Os demais componentes podem conter diversos outros elementos (Ga, In, Ti, Si, Ge, As, Se, Te). Outras partes da PCI, como a solda, podem conter chumbo (Pb), estanho (Sn), prata (Ag) e cádmio (Cd), e os semicondutores contêm Ga, Si, Se, Ge, *etc* (KASPER *et al.*, 2011a).

A composição das PCI dos aparelhos celulares tem se modificado ao longo dos anos, com aumento da concentração de cobre e com variação da quantidade de ferro. Ademais, essas variações também podem ser percebidas de acordo com a marca do aparelho celular (YAMANE *et al.*, 2011; KASPER *et al.*, 2011a).

Essa variedade de materiais dificulta o processo de reciclagem das PCI; entretanto, a presença de metais preciosos (ex. Au, Ag) e de interesse econômico (ex. Cu, Sn, Al) evidencia as PCI como uma matéria-prima atraente para a reciclagem (GRECO *et al.*, 2015). A recuperação dos metais preciosos como o ouro, a prata e o paládio, pode apresentar teores expressivos quando comparado à reciclagem das PCI e o minério natural (SANT'ANA, MOURA e VEIT, 2013). Dessa forma, o teor médio de ouro de uma PCI pode ser de 40 a 800 vezes superior ao minério de ouro encontrado na natureza (ZENI *et al.*, 2012).

Baterias

As baterias são componentes vitais para os equipamentos eletroeletrônicos, inclusive os aparelhos celulares, pois são responsáveis pelo fornecimento de energia elétrica através de conversão química (SENA, 2012). Todavia, as baterias possuem uma vida útil pré-estabelecida, aonde o seu desempenho vai diminuindo ao longo das recargas. De acordo com Santos *et al.* (2012), a obsolescência das baterias dos celulares faz com que os consumidores troquem de aparelho de forma prematura e, na maioria dos casos, de maneira incorreta.

De acordo com a literatura (TRIGO, ANTUNES e BALTER, 2013; SENA, 2012) existem diversos tipos de baterias que estão sendo utilizadas em aparelhos celulares, dentre as quais se destacam: íon lítio (Li-Íon); níquel-cádmio (NiCd); níquel metal hidreto (NiMH); e íons de lítio/polímero (Li-Íon polímero). Nos aparelhos mais modernos, as baterias que estão sendo mais utilizadas são as de íon lítio, que possuem uma série de vantagens como: serem mais leves e com alta densidade de energia (capacidade de armazenar mais energia); e mais resistentes (vida útil acima de 500 ciclos de recarga).

A composição das baterias é à base de metais poluentes e implica na busca de tecnologias para o seu tratamento (CETEM, 2010). Além disso, os materiais que compõem as baterias de aparelhos celulares também possuem valor agregado, que torna ainda mais justificável a sua reciclagem (SENA, 2012). Segundo Fernandes, Afonso e Dutra (2012), a recuperação de elementos valiosos é tanto importante quanto o tratamento de resíduos perigosos, pois cerca de 25% de cobalto e 3% de níquel, da produção mundial, são destinados para fabricação de baterias que serão utilizadas nos produtos eletroeletrônicos.

SILVA *et al.* (2014) caracterizaram as baterias do tipo íon lítio com a presença de cobalto (33%), lítio (10%), cobre (5%) e alumínio (4%) como os principais metais da parte sólida da massa desse tipo de bateria.

Souza, Leão e Pina (2005) demonstraram que é possível extrair e recuperar seletivamente, de maneira eficaz, metais como o cádmio, níquel e cobalto por meio da técnica hidrometalúrgica. Portanto, das baterias utilizadas nos aparelhos celulares, Sena (2012) exemplifica que das baterias do tipo íon lítio (Li-Íon) pode-se recuperar o cobalto para reutilizá-lo em ligas metálicas; das baterias de níquel metal hidreto (NiMH), o níquel e o ferro; e, das baterias de níquel-cádmio (NiCd), o níquel pode ser utilizado no aço inoxidável. Asseguram, com isso, uma alternativa sustentável para minimizar os impactos ambientais advindos dos descartes inadequados dessas baterias, além de recuperar elementos químicos de interesse econômico.

Carcaças

As carcaças plástica e metálica são responsáveis pela proteção das partes internas dos aparelhos celulares. Geralmente, é utilizada na fabricação dessas carcaças uma mistura (*blend*) de alguns tipos plásticos, denominada plástico de engenharia. No entanto, existem aparelhos que utilizam o metal na concepção da carcaça, além de outras partes internas, visando a maior resistência e proteção aos componentes dos celulares (SENA, 2012).

Martins *et al.* (2015) estudaram a composição da carcaça plástica polimérica de aparelhos celulares de quatro mecânicas diferentes (*flip*, *slide*, barra normal e barra *touch*) e de várias marcas/modelos que foram fabricados entre 1995 e 2011. Foi identificada uma diversificação grande da composição de polímeros em diferentes peças plásticas dos aparelhos celulares. Em geral, as carcaças plásticas podem ser caracterizadas por uma mistura de polímeros, composta por cerca de 95% de policarbonato (PC) e acrilonitrila-butadieno-estireno (ABS). Estes polímeros são termoplásticos e podem ser transformados, processados e reprocessados, ou seja, são passíveis de reciclagem.

Além da mistura com ABS, Chancerel e Rotter (2009) identificaram uma mistura de acrilonitrila-estireno-acrilato (ASA) e policarbonato (PC) entre outros polímeros na carcaça dos aparelhos celulares. A utilização de ASA ou invés de ABS melhora a resistência da carcaça plástica frente às intempéries naturais (ex.: luz solar), além de alta estabilidade térmica e boa resistência química. De uma maneira geral, a complexidade da composição dos *blends* influencia diretamente na recuperação dos polímeros. Portanto, quanto maior o número de polímeros utilizados na composição dos *blends* menor é a taxa de recuperação total (energia e recuperação de materiais).

Tela

A tela (*display*) é um componente do aparelho celular que é responsável por transmitir as informações processadas ao usuário. Com a evolução tecnológica o *display* deixou de ser apenas um mostrador de dados básicos (ex.: números discados) e passou auxiliar na entrada de informações para serem posteriormente processadas dentro dos aparelhos. Com isso, a tela com tecnologia sensível ao toque (*touchscreen*) possibilita maior interação entre o usuário e o aparelho celular (SENA, 2012). A tela *touchscreen* é composta por uma liga metálica formada por 90% de índio e 10% de estanho. O índio é um mineral raro e geralmente é extraído junto a vários outros tipos de minérios, que dificulta ainda mais o processo de purificação para o seu uso. A China é o maior exportador desse mineral e suas reservas estão estimadas para até 2020. Aliadas a estas justificativas, a tela *touchscreen* é um dos componentes dos aparelhos celulares mais caros para serem fabricadas (TRIGO, ANTUNES e BALTER, 2013).

Acessórios

Os principais acessórios dos celulares são o carregador e o fone de ouvido (com fio, composto de microfone e alto-falantes), e já acompanham o aparelho quando saem de fábrica. Os fones de ouvidos costumam ser acessórios muito frágeis, inclusive, com uma vida útil inferior ao aparelho celular. O carregador representa um elevado custo para o consumidor; entretanto, com a padronização proposta pela União Internacional de Telecomunicações (UIT) em 2009, os carregadores deverão ser baseados na interface micro USB e servirão em todos os modelos de aparelhos celulares que se adequarem ao padrão. Espera-se com essa medida evitar a produção anual de carregadores excedentes, minimizando a emissão de gases causadores de efeito estufa e com um melhor aproveitamento energético (SENA, 2012).

Etapas da cadeia de reciclagem dos aparelhos celulares pós-consumo

Em estudo sobre a tecnologia ambiental aplicada aos REEE, o Centro de Tecnologia Mineral (CETEM, 2010), do Ministério da Ciência e Tecnologia, apresentou fatores relevantes para o tratamento de resíduos de celulares, como as fontes de substâncias perigosas ao meio ambiente e à saúde humana, e o tratamento adequado de resíduos advindos de produtos eletroeletrônicos. Ademais, destaca-se a alta relevância econômica, tendo em vista a elevada variabilidade de metais nobres que compõem este tipo de material e, por conseguinte o seu alto valor agregado. De acordo com o CETEM (2010), a reciclagem adequada dos REEE consiste basicamente em três etapas: coleta, pré-processamento e processamento final.

A etapa de coleta consiste na captação de REEE, ou de produtos eletroeletrônicos que se tornaram obsoletos até a reciclagem (COUTO, 2016). Após a coleta ocorre o pré-processamento, que é subdividido pelas etapas de desmanche, fragmentação e separação por tipo de REEE ou por características similares. Dessa forma, a etapa de desmanche possibilita a separação adequada de materiais que possuem valor agregado dos componentes perigosos, o que viabiliza a etapa subsequente de processamento final do material.

A etapa de fragmentação, ou tratamento mecânico, visa à redução de volume do material. Ocorre, em geral, por meio de esmagamento ou cominuição. Esse processo facilita a separação e manipulação dos materiais para posterior tratamento, além da redução granulométrica do material propiciar a liberação de metais heterogêneos e influenciar diretamente na extração dos metais. A etapa de separação pode ocorrer de várias formas; entre elas, destacam-se: a separação eletromagnética, a flotação, a separação por vibração e a triagem óptica (CETEM, 2010).

Na etapa de pré-processamento ou processo mecânico, os materiais são classificados e separados por tipologia (diferença de densidade e tamanho da partícula), as frações de polímeros e cerâmicos são enviados para linhas específicas de tratamento e as frações metálicas seguem para o processamento final, via processos hidrometalúrgicos, pirometalúrgicos, eletrometalúrgicos e biohidrometalúrgicos (VEIT e BERNARDES, 2015).

Uma ampla gama de componentes feitos de metais, plásticos e outras substâncias está contida nos REEE, incluindo os aparelhos celulares. No entanto, segundo Chancerel e Rotter (2009), não é só a massa total dos materiais com potenciais de serem recuperados que é ambientalmente relevante no processo de reciclagem, mas também quaisquer outros tipos de materiais secundários que serão produzidos, levando em consideração ainda os fatores socioeconômicos, bem como os aspectos ambientais. No processo de reciclagem visando à recuperação de metais a partir das PCI dos REEE, várias opções de processamento final destes resíduos são baseadas em processos mecânicos convencionais, além de processos hidrometalúrgicos, pirometalúrgicos, eletrometalúrgicos e biometalúrgicos, ou na combinação destes (PETTER *et al.*, 2012).

As principais técnicas utilizadas do processamento final das PCI dos REEE (incluindo os celulares), com suas respectivas características e vantagens (VEIT e BERNARDES, 2015), e os metais que são, geralmente, extraídos/recuperados em cada processo são apresentadas a seguir na Tabela 2 (ver informação mais detalhada sobre tais procedimentos no capítulo xx deste volume. Os aparelhos celulares (comuns e *smartphones*) apresentam um índice potencial de reciclagem de 90%. Perdem apenas para o grupo dos computadores/*notebooks* e equipamentos industriais e comerciais (92%) (KUNRATH e VEIT, 2015).

Vivas e Costa (2013), por meio da metodologia de análise hierárquica dos processos (AHP), analisaram as técnicas de reciclagem e extração/recuperação de metais das PCI dos REEE. Os dois principais fatores para seleção foram os aspectos ambientais (geração de

resíduos, consumo de energia e água) e a eficiência produtiva (custo, percentual de recuperação e tempo de processo). No ponto de vista ambiental, o melhor processo é o biohidrometalúrgico, seguido pela hidrometalurgia, eletrometalurgia e pirometalurgia. Na avaliação de eficiência produtiva tem-se a eletrometalurgia como melhor processo, seguida da biohidrometalurgia, pirometalurgia e hidrometalurgia.

Sohaili *et al.* (2012) acrescentam que o processo hidrometalúrgico é melhor que o pirometalúrgico, tendo em vista a facilidade de controle do processo, com custos favoráveis na recuperação de metais, além de menos prejudicial ao meio ambiente. No entanto, Vivas e Costa (2013) concluem que não existe uma única técnica adequada, e que a combinação de dois ou mais processos distintos pode atenuar os impactos ambientais e aumentar a eficiência da recuperação de metais das PCI/REEE, uma vez que alguns desses processos são altamente impactantes ao meio ambiente, mas que possuem alta eficiência e vice-versa.

Zeni *et al.* (2012) constataram que no Brasil os processos mecânicos (ou pré-processamento) são os métodos comumente adotados por serem economicamente viáveis e de fácil operação. Os processos metalúrgicos, que são a parte mais complexa de recuperação de metais das PCI/REEE, são realizados fora do país em plantas industriais de refino de metais. De acordo com Kunrath e Veit (2015) isso acontece devido ao alto custo da tecnologia associada à quantidade disponível de PCI coletada e passível de reciclagem não ser suficiente para manter a operação de uma planta industrial dentro do território nacional.

Tabela 2 – Principais processos de reciclagem das PCI dos REEE, incluindo dos aparelhos celulares

Processo	Características	Vantagens	Desvantagens	Principais metais extraídos/recuperados	Referência
Hidrometalúrgico	Consiste na dissolução de metais pela ação de soluções aquosas ou agentes lixiviantes. Após as etapas de lixiviação, as soluções são submetidas a processos de separação, tais como extração por solvente, precipitação, cementação, troca iônica, filtração e destilação para isolar e concentrar os metais de interesse.	- redução do risco de poluição do ar; - superior seletividade para metais; - menores custos de processo (ex: baixo consumo de energia e reutilização de reagentes químicos).	- necessidade de pré-tratamento mecânico para reduzir o volume do material; - a dissolução química é eficaz apenas se o metal estiver exposto; - grande volume de soluções; - a água residual pode ser corrosiva, tóxica ou ambas; - geração de resíduos sólidos.	(1) Ag, Au, Cu, Ni, Sn (2) Ag, Al, Au, Ba, Be, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Ti, V, Zn, Zr (3) Ag, Au, Cu, Ni, Zn (4) Ag, Al, Au, Co, Cr, Cu, Fe, In, Ni, Pb, Pd, Pt, Sn, Zn (5) Ag, Au, Cu, Ni, Sn	(1) Petter; Veit e Bernardes (2013) (2) Sant'ana; Moura e Veit (2013) (3) Jing-Ying, Xiu-Li e Wen-Quan (2012) (4) Gurung <i>et al.</i> (2012) (5) Petter <i>et al.</i> (2012)
Pirometalúrgico	Consiste essencialmente no uso de altas temperaturas para processar os REEE. Ocorre por meio de pirólise, fusão, incineração ou sinterização. Promove a concentração de metais na fase metálica e os demais materiais constituem a escória e/ou fazem parte da fase gasosa do processo.	- aplicabilidade a qualquer tipo de REEE; - necessidade de pré-tratamento; - possibilidade de reaproveitamento do gás gerado como combustível no processo.	- alto custo das plantas industriais; - necessidade de se utilizar outras técnicas para extrair os metais de interesse; - geração de dioxinas e furanos na queima de polímeros e outros materiais isolantes; - alguns metais podem ser perdidos por volatilização; - baixa recuperação de alguns metais (ex: Sn e Pb) ou praticamente impossível (ex: Al e Zn).	(1) Al, Au, C, Ca, Cu, Fe, Ni, Pt, S, Si, Sn (2) Ag, Al, As, Au, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Li, Mg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Ti, V, Zn (3) Ag, Al, Au, Cu, Fe, Ni, Pb, Pd, Sn	(1) Willner <i>et al.</i> (2014) (2) Xiu e Zhang (2010) (3) Hagełükken (2006)
Eletrometalúrgico	Recuperação de metais por meio de eletrólise. Os tipos mais usados são os de eletroextração e eletrorefino.	- processo compacto com poucas etapas; - menor impacto ambiental quando comparado a pirólise; - maior seletividade dos metais desejáveis.	- a principal limitação é a necessidade de um pré-tratamento (geralmente baseado em processos mecânicos e hidrometalúrgicos).	(1) Ag, Cu, Fe, Ni, Pb, Sn, Zn (2) Cu (3) Ag, Al, Au, Cu, Fe, Ni, Pb, Sn, Zn	(1) Fogarasi <i>et al.</i> (2014) (2) Fogarasi <i>et al.</i> (2013) (3) Kasper <i>et al.</i> (2011b)
Biohidrometalúrgico	Consiste na utilização de microrganismos (bactérias, fungos ou algas) na extração de metais. Por meio da lixiviação bacteriana ou da biolixiviação os microrganismos são capazes de promover a dissolução dos metais de base liberando, em suas formas elementares, os metais preciosos.	- baixo investimento inicial e operacional; - baixo consumo energético; - geração de pequenas quantidades de resíduos, efluentes ou de gases tóxicos.	- alto tempo de processo; - condicionamento do microrganismo com o ambiente; - há a necessidade de o metal ser exposto, isto é, o teor de metais deve ser localizado principalmente na camada superficial.	(1) Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn (2) Ag, Au, Cu, Ni, Sn (3) Al, Cu, Ni, Pb, Sn, Zn (4) Ag, Al, Au, Cu, Fe, Ni, Pb, Pd	(1) Karwowska <i>et al.</i> (2013) (2) Kolankiewicz, Hamerski e Veit (2013) (3) Ilyas, Lee e Chi (2012) (4) Pant <i>et al.</i> (2011)

No Brasil, dos materiais provenientes dos REEE, o alumínio e o vidro são 100% processados. Outros produtos metálicos como o cobre, ferro, aço inoxidável e demais metais apresentam alto índice de reciclagem no país, com taxa de exportação inferior a 10%. Kunrath e Veit (2015) destacam ainda que os polímeros e plásticos de REEE também possuem um elevado índice de reciclagem, onde 82,5% destes produtos/frações resultantes do processo mecânico ou da etapa de pré-processamento são manufaturados.

A existência de estudos relacionados à problemática dos REEE apresenta em sua grande maioria uma abordagem ampla e voltada para o gerenciamento de vários resíduos eletroeletrônicos em conjunto, evidenciando assim a necessidade de estudos mais aprofundados acerca de um determinado tipo de REEE. Com isso, este capítulo visa a estudar a cadeia de reciclagem das placas de circuito impresso (PCI) dos aparelhos celulares em uma empresa que atua na região de Belo Horizonte (MG).

7.2 METODOLOGIA

7.2.1 Delimitação da área de estudo

O presente estudo tem como área de abrangência a zona urbana de Belo Horizonte conurbada com as regiões urbanas das cidades adjacentes. A empresa de reciclagem de PCI/REEE está localizada em Nova Lima (Figura 1).

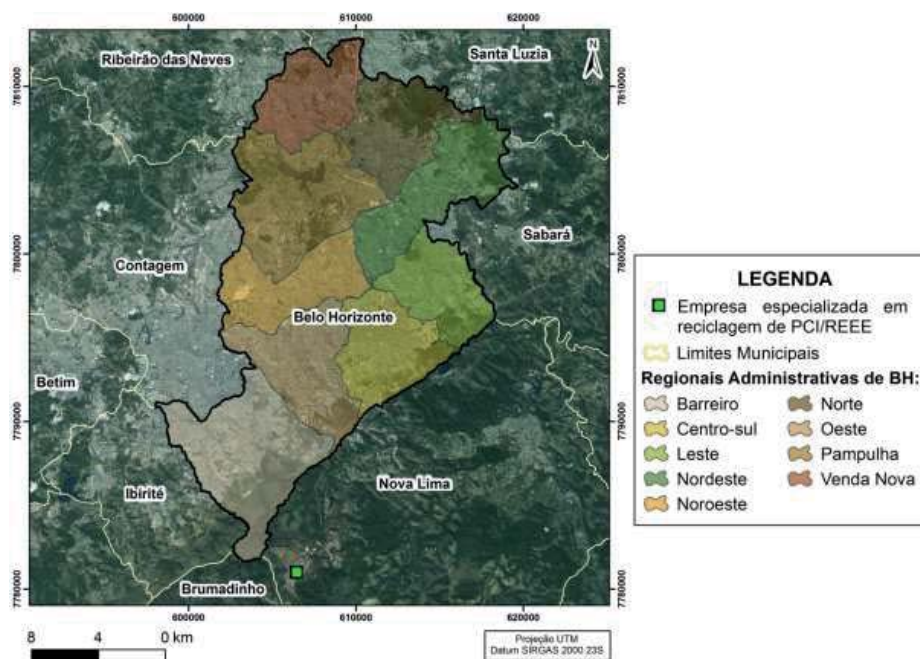


Figura 1 – Localização da empresa especializada em reciclagem de PCI/REEE em Nova Lima

7.2.2 Desenvolvimento da pesquisa

A metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa subdividiu-se em duas fases. Na fase 1 foi utilizada a técnica de entrevista semiestruturada. A entrevista foi realizada no dia 11/01/2016 com o proprietário da empresa. A entrevista foi gravada e posteriormente transcrita em nível literal com auxílio do programa *Express Scribe Transcription Software*.

Para análise dos dados utilizou-se a análise de conteúdo. Em estudos qualitativos codificam-se os dados para se ter uma descrição mais completa, resumi-los, eliminar informações irrelevantes e dar mais sentido ao material analisado. Assim, para análise qualitativa da entrevista foi necessário organizar os dados por categorias/temas e codificá-los a fim de compreender em profundidade o contexto das informações do universo pesquisado (SAMPIERI, COLLADO e LUCIO, 2006; e GIBBS, 2009). As categorias dos roteiros de entrevistas foram propostas a partir dos trabalhos de Rodrigues (2007) e Franco (2008), e foram posteriormente adaptadas à atividade da empresa (tabela 3).

Tabela 3 – Categoria do roteiro de entrevista

Roteiro de entrevista	Categorias
5	(1) Contextualização da instituição; (2) Gerenciamento dos REEE; (3) Gerenciamento dos resíduos de aparelhos celulares; (4) Percepção do respondente sobre a gestão de REEE

De acordo com Sampieri, Collado e Lucio (2006) existem dois níveis de codificação: o primeiro consiste em categorizar os dados; e o segundo em comparar as categorias entre si para agrupá-las em temas e procurar possíveis vinculações. Assim, a codificação em primeiro nível foi realizada para análise dos dados.

Na fase 2 utilizou-se a técnica de observação *in loco* por meio de visitas técnicas a empresa que trabalha com a reciclagem de PCI dos REEE, em especial dos aparelhos celulares. A partir desta técnica foram elaborados fluxogramas para complementar a análise da cadeia de reciclagem de PCI de aparelhos celulares.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No dia 11/01/2016 foi realizada uma visita técnica em uma empresa especializada em reciclagem de placas de circuito impresso (PCI) de REEE na região de Belo Horizonte (Figura 1). De acordo com o proprietário, a empresa é um *start up* de base tecnológica especializada em extração de metais provenientes das PCI dos REEE.

A ideia surgiu na década de 90 quando foi pesquisador em uma universidade de Miami (EUA). Nesta universidade existia um grande depósito de REEE e não se sabia o que poderia ser feito com esse tipo de material. Quando retornou para o Brasil atuou em uma empresa de mineração de ouro e percebeu que a ideia de extração de metais nobres a partir dos REEE era extremamente viável.

De acordo com o entrevistado, a mineração tradicional retira em média quatro gramas de ouro por tonelada de material processado, enquanto que para a mesma quantidade de PCI de aparelho celular é possível extrair até 900 gramas de ouro, valor muito superior do que se extrai na mineração tradicional e com a possibilidade de valorização de um resíduo que não se sabia como destinar corretamente.

Criada no final de 2013, a empresa iniciou suas atividades recebendo vários tipos de equipamentos eletroeletrônicos montados para serem reciclados. Como a ideia principal da empresa é trabalhar somente com as PCI dos REEE, os demais materiais como, carcaça plástica e metálica, vidro, entre outros componentes estavam inviabilizando o processo pelo custo da mão de obra e da destinação final destes rejeitos.

Portanto, desde o início de 2015 existe uma parceria com uma empresa especializada no gerenciamento de REEE. Esta empresa realiza a descaracterização e desmontagem dos

equipamentos, com exceção dos aparelhos celulares. As PCI e os aparelhos celulares são comercializados com a empresa de reciclagem. De todos os tipos de PCI, o foco principal da empresa de reciclagem são as placas da linha verde, incluindo os aparelhos celulares, pelo alto valor agregado. Segundo o entrevistado, a placa do celular é a que possui melhor custo benefício para a empresa.

A área de atuação da empresa é bastante diversificada. Está localizada em uma cidade adjacente a Belo Horizonte e possui autorização ambiental de funcionamento emitida pelo órgão ambiental estadual.

A empresa possui fornecedores de PCI de toda a região metropolitana, além de várias cidades do interior de Minas Gerais e de outros estados, principalmente de São Paulo. Possui também parcerias com algumas ONG em campanhas de recolhimento de aparelhos celulares em Belo Horizonte e região; no entanto, os principais fornecedores desse material são os sucateiros e/ou ferros-velhos. No geral, eles possuem escala para a comercialização do material e são mais organizados que os demais fornecedores, como catadores autônomos e associações e cooperativas de catadores, entre outros. Ademais, existem também algumas pessoas que compram as PCI dos aparelhos celulares nas lojas de reparos dos principais *shoppings* populares de Belo Horizonte e revendem para a empresa (entorno de 30 a 50kg/mês).

O mercado de Belo Horizonte e região representa apenas cerca de 5 a 10% das PCI dos aparelhos celulares que chegam até esta empresa de reciclagem. Os principais fornecedores desses materiais são de São Paulo. O proprietário destacou que em São Paulo o mercado é mais organizado e representa 90% das PCI dos aparelhos celulares que chegam à empresa. Além disso, se consegue comprar diretamente a PCI do celular separada dos demais materiais, como carcaça plástica e metálica, bateria, *etc*, e não precisar dispor de mão de obra para desmontar os aparelhos.

A empresa realiza coleta de PCI de toda a linha verde, principalmente de equipamentos de informática e telecomunicação. Contudo, eles só realizam geralmente a coleta nos grandes fornecedores como os sucateiros e/ou ferros-velhos que garantem uma quantidade mínima de 100kg de placas.

A empresa recicla cerca de 3,5 toneladas/mês de todos os tipos de placas da linha verde e componentes (*chips*) de placa marrom. Desse montante, 1,5 toneladas são as PCI dos aparelhos celulares, ou “PCI cell”. O valor de compra da “PCI cell” varia de R\$50,00 a R\$60,00/kg. Já os aparelhos celulares são comprados por R\$15,00 a R\$19,00/kg. Ademais, os valores de compra dos aparelhos celulares são estipulados pelos teores médios de metais que são extraídos, 80% em função do ouro e os outros 20% da prata, paládio e cobre. A variação de preço ocorre em função da quantidade e do modelo dos aparelhos. No geral, quanto maior a quantidade e mais antigo o modelo, maior será o preço de compra pelo atrativo do material. Isso também acontece quando o material já está separado, por exemplo, as “PCI cell” dos demais materiais, como carcaça plástica e metálica, *display/touchscreen*, bateria, *etc*.

A reciclagem dos aparelhos celulares ocorre por meio de cinco etapas. A quantidade mínima aceitável para rodar o processo é de 200kg de aparelhos celulares inteiros ou 50kg de “PCI cell” por batelada. O tempo médio gasto para reciclar um aparelho celular é de 15 dias. A primeira etapa consiste na triagem dos aparelhos para retirada das baterias e pesagem do material. Na segunda etapa, os aparelhos sem a bateria seguem para descaracterização e desmontagem. A carcaça plástica é separada dos demais materiais e é o rejeito inicial do processo. A carcaça metálica é acondicionada para comercialização. A terceira etapa consiste na remoção de componentes e limpeza das “PCI cell”. Os componentes removidos e

separados são: câmera, vibrador, autofalante, microfone, *display/touchscreen*, entre outros. O entrevistado destacou que esses componentes estão sendo acondicionados separadamente para posterior processamento ou comercialização.

Na terceira etapa as PCI sem componentes vão para o processo térmico de limpeza na peneira rotativa, ou seja, para remoção dos *chips* e demais materiais aderidos. As PCI limpas, que saem dessa etapa, são denominadas de “PCI NKD” (*naked*). O material removido na peneira rotativa é enviado para separação manual dos *chips*. A quarta etapa é o processamento dos *chips* que possuem a maior concentração (80%) de metais nobres dos aparelhos celulares.

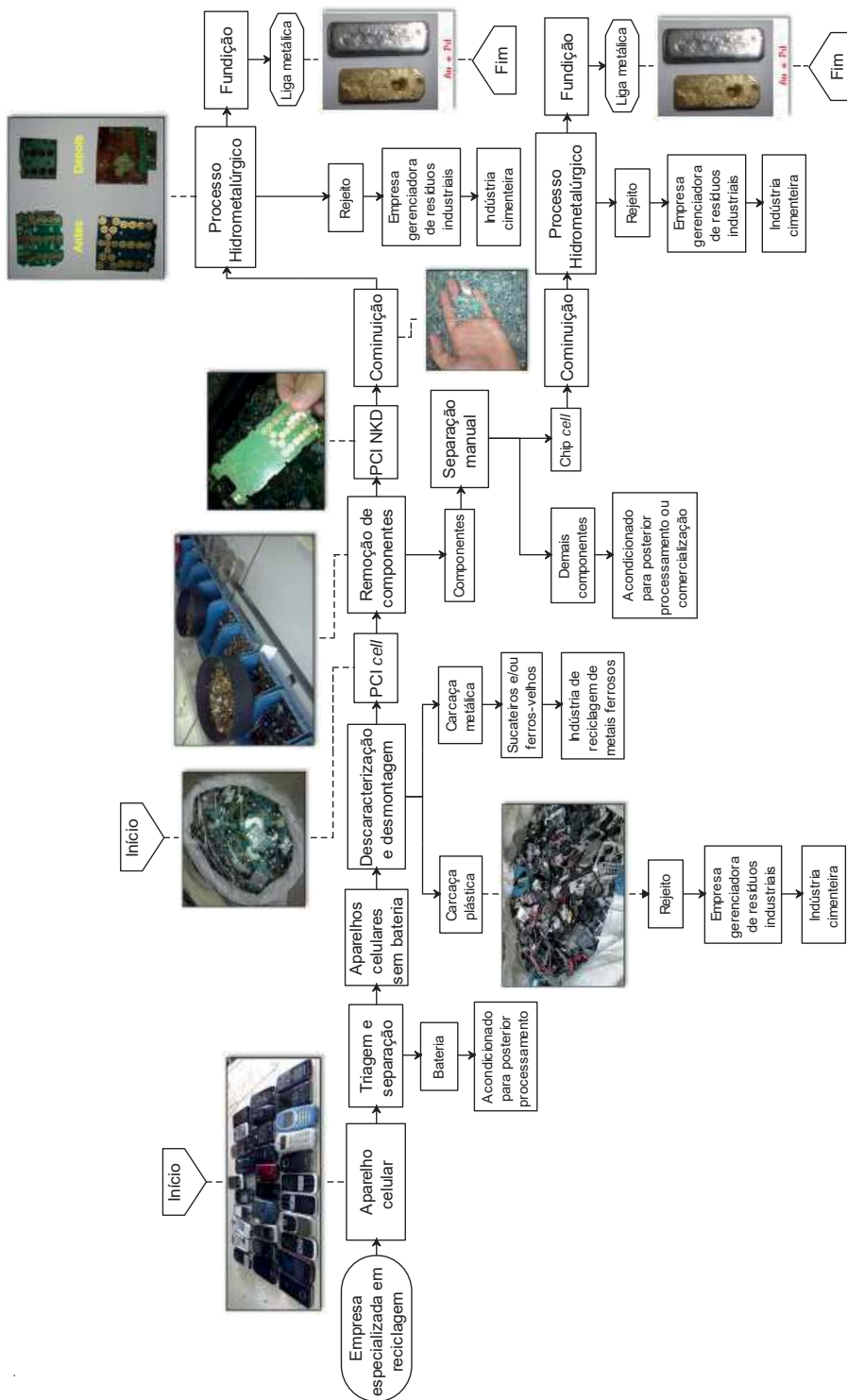


Figura 2 – Fluxo dos resíduos de aparelhos celulares na empresa especializada em reciclagem de PC/REEE

A quinta e última etapa é o processamento das “PCI NKD” que possuem aproximadamente 50% de cobre, metal menos valioso, e basicamente cerca de 40% de fibra epóxi (Figura 2).

Para uma tonelada de aparelhos celulares inteiros em média de 50% do seu peso é a carcaça plástica com a bateria. Sem a bateria, a carcaça plástica representa cerca de 40% do peso. As PCI com componentes são aproximadamente de 30 a 40%; no entanto, vários componentes como os vibradores, microfone, aut falante, entre outros, não são processados. Após remoção desses componentes, as PCI com os *chips* representam 20 a 25%, ou seja, para uma tonelada de aparelhos celulares tem-se em média 200 a 250kg de PCI com *chips*.

De acordo com o proprietário, o principal metal a ser extraído das PCI é o ouro, seguido por prata, paládio e cobre. São extraídas cerca de 800 gramas de ouro por tonelada de PCI com *chips*. Ele afirmou que a maior concentração dos metais preciosos (80%) está presente nos *chips* das PCI. Na PCI NKD extrai-se cerca de 50% de cobre do seu peso.

O processo de extração dos metais nobres utilizado pela empresa é o hidrometalúrgico. A ordem de extração ocorre por prioridade dos metais: primeiro o ouro, em seguida em volume é a prata, depois o paládio e por último o cobre. A perda do processo de reciclagem dos aparelhos celulares até o final de 2015 estava na faixa de 15%. Essa perda acontece principalmente nas etapas térmicas de processamento dos componentes das “PCI cell”, que contém aproximadamente 80% dos metais nobres. O proprietário tem buscado minimizar as perdas do processo com o reprocessamento de alguns materiais que são estocados por até seis meses.

Os principais acessórios que chegam até a empresa são os carregadores dos aparelhos celulares. Estes materiais são comercializados com outra empresa que realiza a separação do cobre dos fios e paga 30% do valor cometido.

As baterias que chegam à empresa geralmente são dos aparelhos celulares coletados através de campanhas. Ademais, é um volume pequeno que costuma chegar e elas estão sendo acondicionadas. De acordo com o proprietário, existe também a ideia de reciclar as baterias dos aparelhos celulares. Ele afirmou ainda que já realizou testes para recuperação de níquel e lítio, mas a escala de recebimento de baterias precisaria ser muito superior ao que foi no ano de 2015 e o alto investimento inicial para montar uma planta para processar esse material era inviável naquele momento. Para que fosse viável reciclar as baterias seria preciso que a empresa recebesse cerca de 3 a 4 toneladas/mês.

Quando questionado se a evolução dos aparelhos ou a variabilidade dos modelos poderia afetar o processo de reciclagem o entrevistado fez o seguinte comentário:

“É o seguinte, celular é igual vinho, quanto mais velho mais ouro, entendeu? Vinho, quanto mais velho melhor. Celular, quanto mais velho melhor, em questão de teor de metais. Então cê (sic) pega um celular da década de 90, costumava ter 10g de ouro num celular, aqueles Ericson antigos, tinha procura. Aquilo é uma mina de ouro ali dentro. Eu digo que o tempo foi passando, foi diminuindo, foi compactando, compactando. Hoje cê (sic) tem celulares aí, extremamente com o essencial. Hoje a média do celular é 0,04 gramas de ouro por celular (Proprietário)”.

O proprietário destacou que, por mais que venha ocorrendo à redução do teor de metais por aparelho celular ao longo dos anos, a rentabilidade da sua reciclagem ainda é muito viável, cerca de três vezes do valor de compra do resíduo.

O principal material que é considerado rejeito pela empresa é a carcaça plástica dos aparelhos celulares pela dificuldade de armazenamento e comercialização. Com a carcaça plástica também é gerada uma “borra” no processo hidrometalúrgico. Segundo o proprietário, essa “borra” é constituída basicamente por fibra de vidro, epóxi, sílica, além de pequenos teores de metais advindos da perda do processo. As carcaças plásticas são descartadas semanalmente e a “borra” do processo em média de duas vezes ao ano, após ser reprocessada com a finalidade de minimizar a perda do processo. Foi informado que as carcaças plásticas e demais rejeitos (“borra”) do processo de reciclagem são enviados para uma empresa gerenciadora de resíduos industriais de diversos segmentos, que realiza posteriormente a destinação final destes materiais em uma indústria cimenteira. São pagos R\$10,00/kg para descarte desses materiais.

No processo de reciclagem das PCI dos aparelhos celulares são extraídos alguns metais nobres como, ouro, prata e paládio. O produto final é comercializado através de ligas metálicas com teores de metais variados de acordo com a demanda do mercado. As ligas metálicas de ouro, prata e paládio são quase todas exportadas e comercializadas com uma refinaria em Miami (EUA). Esta refinaria purifica essas ligas metálicas e elas retornam para o mercado por meio de joalherias, entre outros segmentos.

Outros produtos do processo, como o cobre granular e em pó, são comercializados no Brasil, em Betim e São Paulo, respectivamente. A empresa também consegue receita com alguns componentes da placa, como inox, vibrador, entre outros, mas o principal retorno são os metais preciosos. Em termos de faturamento, os aparelhos celulares e suas placas representam cerca de 70% da receita.

Segundo o proprietário, a mineração urbana dos REEE é uma atividade que tem tudo para dar certo no Brasil, porém até o final de 2015 o que aconteceu na verdade foi a “garimpagem urbana”. É uma atividade que ainda precisa de mão de obra qualificada e uma classificação específica.

“Hoje, Minas não tem uma mineração urbana, ela tem uma garimpagem urbana, tá (sic). E essa garimpagem envolve aí o trabalhador menos remunerado, que é o catador até o cara que fica lá sentado na bancada tirando o seu ourinho e as coisas assim. Mas é uma atividade que necessita uma melhor qualificação um melhor ordenamento, ordenação da atividade com, por exemplo, criação de CNAE, entende? Não tem CNAE pra reciclagem de eletrônico. A reciclagem de eletrônico dos dois, ou é ferro-velho e metalurgia, mas ela não é ferro-velho e também não é a metalurgia. No convencionalismo, é a metalurgia voltada pra eletrônico. Ela é bem diferenciada, não é metalurgia de mina como é feita (Proprietário)”.

A principal dificuldade da empresa é a falta de investimentos no seguimento no Brasil. Outros aspectos mencionados foram a captação de material até a empresa e a mão de obra desqualificada. Ele acredita que a grande parcela dos aparelhos celulares em desuso ainda se encontra nas gavetas da população e que falta uma maior divulgação para recolhimento desses materiais.

Em quase três anos de existência a empresa já realizou umas 20 campanhas de recolhimento de aparelhos celulares. As mais rentáveis foram aquelas que tiveram um apelo maior, como a sustentabilidade ou associado à ajuda contra alguma doença.

Por fim, o entrevistado afirmou que as pessoas só doam os aparelhos celulares usados “por mando ou por dó”. Contudo, ressaltou que existe um potencial de crescimento muito grande no mercado de reciclagem de REEE.

CONCLUSÕES

As questões relacionadas à gestão dos resíduos sólidos de equipamentos eletro-eletrônicos ainda não foram corretamente equacionadas, dado que o problema emergiu em termos recentes e a pequena atenção que lhe é dada não foi suficiente para alterar as más práticas adotadas, de resto similares às dos demais tipos de resíduos sólidos. Um bom entendimento da problemática é imprescindível para qualquer iniciativa que se arvore como eficiente e sustentável.

No Brasil são realizados em escala industrial apenas os processos mecânicos para segregação das PCI/REEE e posterior exportação. Como tema deste capítulo apresentou-se o processo de reciclagem de equipamentos eletroeletrônicos de uma empresa em escala piloto na região de Belo Horizonte que realiza a extração de metais preciosos a partir das PCI/REEE. O produto final é comercializado por meio de ligas metálicas com teores de metais variados de acordo com a demanda do mercado.

Esta empresa possui fornecedores de PCI/REEE de toda a região metropolitana, além de várias cidades do interior de Minas Gerais e de outros estados, principalmente de São Paulo. Isso indica a necessidade de buscar uma maior estruturação local para captação de material a fim de otimizar a cadeia de reciclagem. Acredita-se ainda que a grande parcela dos aparelhos celulares em desuso se encontra nas gavetas da população e que falta uma maior divulgação para recolhimento desses materiais.

No entanto, a principal dificuldade da empresa é a falta de investimentos no seguimento no Brasil. Outros aspectos mencionados foram a captação de material até a empresa e a mão de obra desqualificada como os principais gargalos para a concepção do processo de logística reversa e consequentemente a reciclagem desses materiais. Contudo, ressalta-se que existe um potencial de crescimento muito grande no mercado de reciclagem de REEE.

REFERÊNCIAS

Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). *Resíduos de origem eletrônica* Ministério da Ciência e Tecnologia. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. 55 p.

CHANCEREL, P.; ROTTER, S. Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*, v. 29, p. 2336-2352, 2009.

COUTO, R. C. A. *Gestão da cadeia pós-consumo dos aparelhos celulares em Belo Horizonte (MG)*. 2016. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. 172 p.

FERNANDES, A.; AFONSO, J. C.; DUTRA, A. J. B. Hydrometallurgical route to recover nickel, cobalt and cadmium from spent Ni-Cd batteries. *Journal of Power Sources*, 220, p. 286-291, 2012.

- FOGARASI, S.; IMRE-LUCACI, F.; IMRE-LUCAC, I. A.; ILEA, P. Copper recovery and gold enrichment from waste printed circuit boards by mediated electrochemical oxidation. *Journal of Hazardous materials*. 273, p. 215-221, 2014.
- FOGARASI, S.; IMRE-LUCACI, F.; ILEA, P.; IMRE-LUCACI, A. The environmental assessment of two new copper recovery processes from Waste Printed Circuit Boards. *Journal of Cleaner Production*. 54, p. 264-269, 2013.
- FRANCO, R. G. F. *Protocolo de referência para gestão de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos domésticos para o município de Belo Horizonte*. 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008. 162 p.
- HAGELÜKEN, C. Recycling of electronic scrap at Umicore precious metals refining. *Acta Metallúrgica Slovaca*, 12, p. 111-120, 2006.
- GIBBS, G. *Análise de dados qualitativos*. Porto Alegre: Artmed, 2009. 198 p.
- GRECO, N. R.; CASQUEIRA, R. G.; PAULA, D. S. & JUNIOR MACHADO, H. F. *Recuperação dos Metais Presentes em Placas de Circuito Impresso*. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Tecnologia - Departamento de Engenharia Química. 2015.
- GURUNG, M.; ADHIKARI, B. B.; KAWAKITA, H.; OHTO, K.; INOUE, K.; ALAM, S. Recovery of gold and silver from spent mobile phones by means of acidothiurea leaching followed by adsorption using biosorbent prepared from persimmon tannin. *Hydrometallurgy*, 133, p. 84-93, 2012.
- HORI, M. *Custos da logística reversa de pós-consumo: um estudo de caso dos aparelhos e das baterias de telefonia celular descartados pelos consumidores*. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Contábeis) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. 156 p.
- ILYAS, S.; LEE, J.; CHI, R. Bioleaching of metals from electronic scrap and its potential for commercial exploitation. *Hydrometallurgy*, 131-132, p. 138-143, 2012.
- JHA, M. K.; CHOUBEY, P. K.; JHA, A. K.; KUMARI, A.; LEE, J.; KUMAR, V.; JEONG, J. Leaching studies for tin recovery from waste e-scrap. *Waste Management*, 32, p. 1919-1925, 2012.
- JING-YING, L.; XIU-LI, X. & WEN-QUAN, L. Thiourea leaching gold and silver from the printed circuit boards of waste mobile phones. *Waste Management*, 32, p. 1209-1212, 2012.
- KARWOWSKA, E.; ANDRZEJEWSKA-MORZUCH, D.; ŁEBKOWSKA, M.; AGNIESZKA TABERNACKA, A.; WOJTKOWSKA, M.; TELEPKO, A. & KONARZEWSKABA, A. Bioleaching of metals from printed circuit boards supported with surfactant-producing bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 264, p. 203-210, 2013.
- KASPER, A. C.; BERSELLI, G. B. T.; FREITAS, B. D.; BERNARDES, A. M.; VEIT, H. M. Caracterização e processamento mecânico de placas de circuito impresso de telefones celulares. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26. Porto Alegre, 2011. Anais...Rio Grande do Sul: ABES, 2011a.
- KASPER, A. C.; BERSELLI, G. B. T.; FREITAS, B. D.; BERNARDES, A. M.; TENÓRIO, J. A. S.; VEIT, H. M. Printed wiring boards for mobile phones: Characterization and recycling of copper. *Waste Management*, 31, p. 2536 -2545, 2011b.

KOLANKIEWICZ, V.; HAMERSKI, F.; VEIT, H. M. Aclimação de bactérias para biolixiviação de resíduos eletroeletrônicos. *Salão UFRGS*, 2013.

KUNRATH, J. L.; VIET, H. M. Resíduos eletroeletrônicos: materiais reaproveitados dentro da cadeia de processamento. *Revista Eletrônica de Materiais e Processos*, v. 10, n. 2, p. 68-72, 2015.

LIM, S. R.; SCHOENUNG, J. M. Toxicity potentials from waste cellular phones, and a waste management policy integrating consumer, corporate and government responsibilities. *Waste Management*, v. 30, p. 1653-1660, 2010.

MARTINS, N.; ROCHA, T. L. A. C.; FIGUEIRÓ, M. F.; CÉSAR, P. G. B.; OCANHA, K.; MORAES, C. A. M. Caracterização de polímeros presentes em resíduos de equipamentos eletroeletrônicos: estudo de caso com carcaças de telefones celulares. *6º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. São José dos Campos, 2015. 8 p.

PANT, D.; JOSHI, D.; UPRETI, M. K.; KOTNALA, R. K. Chemical and biological extraction of metals present in E waste: A hybrid technology. *Waste Management*, 32, p. 979-990, 2011.

PETTER, P. M. H.; BERNARDES, A. M.; VEIT, H. M.; BRITO, D. O. Estudo de lixiviantes alternativos para extração de metais de placas de circuito impresso. In: *VIII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*. Porto Alegre, 2012. 11 p.

PETTER, P. M. H.; VEIT, H. M.; BERNARDES, A. M. Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones. *Waste Management*, 34, p. 475-482, 2013.

RODRIGUES, A. C. *Impactos socioambientais dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos: estudo da cadeia pós-consumo no Brasil*. 2007. 321 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SAMPIERI, R. H; COLLADO, C. F., LUCIO, P. B. *Metodologia de Pesquisa*. São Paulo: McGraw-Hill, 2006. 583 p.

SANT'ANA, H. B. S.; MOURA, F. J.; VEIT, H. M. Caracterização físico-química de placas de circuito impresso de aparelhos de telefone celular. *Tecnologia em Metalurgia e Materiais Minerais*, São Paulo, v. 10, n. 3, p. 231-238, 2013.

SANTOS, D. F.; NORONHA, P. F. M.; YAMADA, N. E.; SOUZA, V. J. Análise da percepção dos consumidores a respeito do processo de descarte de celulares e baterias na cidade de São José dos Campos. *4º Congresso Internacional de Cooperação Universidade-Indústria*. Taubaté, 2012. 19 p.

SATANILLA, A. J. M. *Recuperação de níquel a partir do licor de lixiviação de placas de circuito impresso de telefones celulares*. 2012. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Metodista de Piracicaba, São Paulo, 2012.

SENA, F. R. *Evolução da Tecnologia Móvel Celular e o Impacto nos Resíduos Eletroeletrônicos*. 2012. 185 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SILVA, R. G.; AFONSO, J. C.; MAHLER, C. F.; ALVES, F. S.; ROBERTSON, R. M. L. F. Fluxo de metais pertencentes às baterias íon lítio de resíduos eletroeletrônicos de aparelhos celulares. *XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, 2014. 7 p.

SOHAILI, J.; MUNIYAND, S. K.; MOHAMAD, S. S. A Review on Printed Circuit Board Recycling Technology. *Journal of Emerging Trends in Engineering and Applied Sciences*, 3, p. 12-18, 2012.

Solving the e-waste problem (StEP). *Recycling – from e-waste to resources*. UNEP, 2009.

SOUZA, R. M. P.; LEÃO, V. A.; PINA, P. S. Remoção de metais pesados em resíduos sólidos: o caso das baterias de celular. *Revista Escola de Minas*, 58, p. 375-379, 2005.

TOMBINI, M. C.; SANTOS, E. C. A.; DORNELLES, P. A. K.; GUIMARÃES, T. T.; MORAES, C. A. M. Influência do design de celulares em sua desmontagem para posterior reciclagem. In: *5 Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. São Leopoldo, 2014. 10 p.

TUNCUK, A.; STAZI, V.; AKCIL, A.; YAZICI, E. Y.; DEVECI, H. Aqueous metals recovery techniques from e-scrap: hydrometallurgy in recycling. *Minerals Engineering*, v. 25, p. 28-37, 2012.

TRIGO, A. G. M.; ANTUNES, T. R.; BALTER, R. S. Uma visão sustentável dos resíduos eletroeletrônicos de aparelhos de celular. *IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Salvador, Bahia*, 2013. 9 p.

VEIT, H. M.; BERNARDES, A. M. *Eletronic waste: recycling techniques*. Springer, 2015. 158 p.

VIVAS, R. C.; COSTA, F. P. Tomada de decisão na escolha do processo de reciclagem e recuperação de metais das placas eletrônicas através da análise hierárquica. *IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Salvador*, 2013. 11 p.

XIU, F-R.; ZHANG, F-S. Materials recovery from waste printed circuit boards by supercritical methanol. *Journal of Hazardous Materials*, 178, p. 628-634, 2010.

WILLNER, J.; FORMALCZYK, A.; CEBULSKI, J.; JANISZEWSKI, J. Preliminary studies on simultaneous recovery of precious metals from different waste materials by pyrometallurgical method. *Archives of metallurgy and materials*, 59. 2014. 4 p.

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.

ZENI, A. M.; MACEDO, M.; FILHO, F. L.F.; HURTADO, A. L. B.; OLIVEIRA, I. L. Tecnologias para o tratamento e reciclagem de resíduo eletrônico como práticas sustentáveis inovadoras. In: *II Congresso brasileiro de engenharia de produção*. Ponte Grossa, 2012. 12 p.

8 REVISÃO DAS TÉCNICAS UTILIZADAS NA RECUPERAÇÃO DE METAIS EM RESÍDUOS SÓLIDOS DE PLACAS DE CIRCUITO IMPRESSO (RPCI) (ROSANA GONÇALVES FERREIRA FRANCO, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)

RESUMO: A crescente dependência da humanidade por bens de consumo eletrônicos e a obsolescência programada destes, seja por inovação tecnológica, inviabilidade econômica do reparo ou *status* social gera um alto índice de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE). De acordo com ITU (2015) foram produzidos no Brasil, em 2014, 1,4 milhão de toneladas de resíduos eletrônicos, o que representa 52% dos resíduos eletrônicos gerados nos países da América Latina, colocando o Brasil no primeiro lugar do ranking. As placas de circuito impresso (PCI) são componentes essenciais dos equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE), e são compostas por metais de base e metais preciosos. O presente estudo foi realizado com o objetivo de identificar, nas literaturas nacional e internacional, as práticas de recuperação de metais em resíduos de placas de circuito impresso (RPCI), no intuito de que as mesmas possam servir de subsídios para desenvolvimento de tecnologias nacionais para recuperação destes metais. Como resultado, constatou-se que processos pirometalúrgicos, hidrometalúrgicos e biotecnológicos são aplicados na recuperação de metais dos RPCI. Concluiu-se que não existe um único método eficiente para a recuperação dos metais e, sim, combinações de processos que viabilizam esta reciclagem. A situação do mercado local – que normalmente não precifica adequadamente o processo de reciclagem nem os produtos reciclados – continua sendo a principal determinante para a viabilidade de qualquer destes processos de recuperação, mais do que o estágio tecnológico ou mesmo as exigências legais. A contribuição dos geradores de RPCI, na forma de uma separação na fonte que ajude as etapas subsequentes da recuperação, precisa ser mais expressiva. O desenvolvimento de tecnologias limpas para recuperação de metais em REEE é significativo e necessita atender dois objetivos principais: a recuperação de energia (pelo uso de materiais recicláveis no lugar de matérias primas virgens) e a redução da poluição.

Palavras-chave: gestão de resíduos de equipamentos eletro-eletrônicos, placas de circuito impresso, recuperação de metais

8.1 INTRODUÇÃO

As placas de circuito impresso (PCI) são componentes essenciais nos equipamentos elétricos e eletrônicos e são classificadas de acordo com o material que compõe sua base, designada de laminado, podendo ser de aglomerado de papel e resina fenólica (fenolite) ou laminado de fibra de vidro (resina epóxi com manta de fibra de vidro). As chapas para circuito impresso de fenolite são denominadas “FR-2”, e as de fibra de vidro “FR-4” (a sigla FR vem da expressão em inglês *flame resistant*, ou seja, resistente ao fogo).

Devido à natureza diversa e complexa das PCI usadas, sua caracterização deve ser feita em termos de tipos, estruturas, componentes e composição. De acordo com a composição da PCI é que se estabelece a rota e o processo de reciclagem (para recuperação de metais). Em linhas gerais, as PCI são compostas de materiais cerâmicos, vidros e óxidos (30%), plásticos (30%) e metais (40%) (Greco *et al.*, 2015). Metais como ouro, prata, cobre, estanho, chumbo, zinco, paládio, ferro e níquel estão presentes nas PCI (Fogarasi *et al.*, 2014; Landinet *et al.*, 2012; Park e Fray, 2009).

A Tabela 1 apresenta a composição típica dos principais metais presentes nas PCI.

Tabela 1: Composição de metais nas placas de circuito impresso

Metais	Au	Pd	Ag	Cu	Al	Fe	Sn	Pb
% (peso)	0,025	0,010	0,100	16,000	5,000	5,000	3,000	2,000

Fonte: Goosey e Kellner (2002)

Entre os resíduos dos equipamentos elétricos e eletrônicos os resíduos das PCI (RPCI) são os componentes mais complexos e perigosos, pois estes contêm mais de 60 elementos químicos, incluindo metais pesados (como Pb, Cr, Cd, Hg, As) e substâncias orgânicas tóxicas (tais como retardadores de chama bromados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos). A maioria destas substâncias é de potencial bioacumulativo e apresenta persistência ambiental o suficientemente alta para causar sérios danos a diversas partes do corpo humano. Se os RPCI não forem eliminados ou valorizados adequadamente, esses materiais tóxicos podem ser liberados para o meio ambiente prejudicando a saúde humana por meio do contato direto e da cadeia alimentar (HUANG *et al.*, 2009).

Segundo Goosey e Kellner (2002), os RPCI são separados em três categorias, de acordo com o conteúdo de metal precioso presente, sendo “H” (de alta qualidade - *high*), “M” (de média qualidade - *medium*) e “L” (de baixa qualidade - *low*):

- o material com baixa qualidade compreende as placas de televisões e as fontes de alimentação de alta potência, com transformadores de ferrite e grandes dissipadores de calor de alumínio;



Figura 1: modelos de PCI - a) material de alta qualidade, com “fingers”, pinos e circuito integrado; b) material de média qualidade; c) material de baixa qualidade.

- o material de média qualidade se constitui de equipamentos de alta confiabilidade, com o conteúdo de metal precioso, a partir de conectores de pinos e de borda e com pouco material como capacitores de alumínio;
- o material de alta qualidade compreende componentes discretos, circuitos integrados (CI) contendo ouro, dispositivos eletrônicos, placas ópticas contendo metais preciosos, alfinetes de ouro e pinos de placas de paládio *etc.*

A Figura 1 apresenta os modelos de PCI¹⁴, de acordo com sua qualidade, para recuperação de metais.

¹⁴ Fonte: <http://therefiningcompany.com/We-Buy-Circuit-Boards.aspx>. Acesso em 24.11.2015.

Geralmente, os metais nos processos de reciclagem são agrupados em metais preciosos (MP), metais do grupo da platina (MGP), metais de base (MB), metais de interesse e/ou perigosos (MI), e elementos escassos (ES), tais como apresentado no Quadro 1.

Quadro 1: Denominação dos metais na indústria de reciclagem

Denominação	Metais
MP	Au, Ag
MGP	Pd, Pt, Rh, Ir, Ru
MB	Cu, AL, Ni, Sn, Zn, Fe
MI (perigosos)	Hg, Be, In, Pb, Cd, As, Sb
ES	Te, Ga, Se, Ta, Ge

Fonte: Khaliq *et al.*, 2014 (adaptado)

Processos pirometalúrgicos, hidrometalúrgicos e biotecnológicos ou combinações destes são aplicados na recuperação de metais dos RPCI. A alta temperatura dos processos pirometalúrgicos faz com que esta tecnologia requeira altos investimentos. A pirólise a baixa temperatura é um processo alternativo de reciclagem dos RPCI: no processo, o material orgânico é decomposto em moléculas menores e pode ser usado como combustível ou como insumos químicos. A pirólise a vácuo apresenta várias desvantagens em relação aos outros processos porque os vapores de moléculas orgânicas de baixo peso molecular permanecem um tempo no reator. Os processos hidrometalúrgicos requerem várias etapas, como lixiviação ácida ou cáustica dos materiais sólidos, processos de separação e purificação. Os processos biotecnológicos usam microrganismos para recuperação de metais, podendo ocorrer de duas maneiras: por biolixiviação ou por biosorção.

8.2 METODOLOGIA

O levantamento para esta pesquisa foi realizado no acervo de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), em especial nas bases *Science Direct*, *Scielo*, *Scopus* e *Web of Science*, obras literárias e sítios oficiais de órgãos governamentais e não governamentais dos países estudados. Após a identificação, as informações foram sistematizadas e algumas são mostradas por meio de tabelas e fluxogramas.

DISCUSSÃO

1 - Reciclagem dos resíduos de placas de circuito impresso (RPCI)

1.1 - Técnicas de reciclagem mecânica

De acordo com Veit *et al.* (2005), fazem parte do processo mecânico a cominuição e a separação dos diferentes compostos e componentes dos resíduos, sendo que esta separação pode ocorrer por diferenças de densidade, de peso e de granulometria, ou por propriedades magnéticas e elétricas, entre outros métodos.

A – Cominuição

A cominuição consiste em um processo mecânico (físico) onde as PCI são fragmentadas no tamanho ideal de acordo com o processo de extração, a fim de obter o melhor desempenho do processo. Independentemente do método escolhido, a fragmentação está inserida, pois o tamanho da partícula influencia diretamente nos resultados finais.

O processo de fragmentação pode se dividido em britagem e moagem, sendo britagem quando se deseja uma granulometria superior a 1 mm, e moagem inferior a 1 mm. Há uma

grande variedade de britadores, sendo que os mais comuns são: de mandíbulas, giratório, cônicos, com rolo simples, rotativo, com rolo duplo, de impacto e com martelos. Para as PCI, os mais usados são os britadores de mandíbulas e os giratórios. Quando se deseja uma granulometria inferior a 1 mm se utiliza a moagem, principalmente com moinhos de martelos (moinho tipo *shredder*) e de facas (Veit *et al.*, 2008).

Estas etapas são consideradas impactantes ao meio ambiente, pois além da poluição sonora emitida pelos grandes fragmentadores ocorre a emissão de poeira e de gases tóxicos. A fragmentação a seco é um dos processos mais utilizados, sendo que durante esta etapa ocorre liberação de material particulado com características perigosas, e operações de fragmentação longas podem ocasionar a fusão e a aglomeração de partículas reduzindo a eficiência do processo. A fim de minimizar estes impactos, Duan *et al.* (2009) propõem um método de fragmentação a úmido, ou seja, um fragmentador com aspersão de água durante o processo. Os autores apresentam como vantagens que este método evita a formação de poeira, o aumento da temperatura dos equipamentos, e a formação de gases por pirólise, sendo que a água do processo pode ser reciclada e, portanto, somente uma pequena parte de água precisa ser suprida.

B - Separação Magnética

A separação magnética atua sob o princípio da condutividade elétrica, separando por atração magnética os metais ferrosos (fração magnética, tais como ferro e níquel) dos não ferrosos (fração não magnética). Este método pode ser utilizado pois os metais se dividem em três grupos de acordo com seu campo magnético: ferromagnéticos (forte atração), paramagnéticos (média e fraca atração) e diamagnéticos (nenhuma atração).

Chao *et al.*, (2011) aplicaram métodos físicos para separação de metais nos RPCI. Com 20 kg de PCI de diversos modelos de computadores, foram usadas duas etapas de moagem: primeiramente, as placas foram cortadas no tamanho de 10 cm por 10 cm; posteriormente, moídas até 1,25 mm. Depois os metais dos RPCI foram separados por métodos físicos, incluindo a separação pneumática, separação eletrostática e a separação magnética, e caracterizados por espectrometria de emissão de plasma indutivamente acoplado (ICP-AES). Os resultados mostraram que metais e não metais das PCI são dissociados completamente abaixo do tamanho de fragmentação de 0,6mm; e que as PCI apresentam cobre, alumínio, chumbo, estanho, ferro, níquel, zinco, ouro e prata. Entre estes metais, o cobre é o que se apresenta em maior porcentagem nas frações de tamanho que se situa entre 0,15 e 1,25 mm; a separação pneumática foi adequada para a fração de tamanho de 0,6-0,9 mm, enquanto que a separação eletrostática foi adequada para as três frações de tamanho, que vão de 0,15 a 0,3 mm, de 0,3 a 0,6 mm e de 0,9 a 1,25 mm. Todo o processo que envolveu a trituração, separação magnética e eletrostática formou um ciclo fechado, recuperando o material e fornecendo um produto de valor econômico.

C - Separação eletrostática

Na separação eletrostática o princípio usado é o da condutividade elétrica; assim, os materiais são classificados em condutores e não condutores de corrente elétrica e quando as partículas de polaridades diferentes são submetidas em um campo elétrico, seguem caminhos diferentes de movimento e podem ser capturadas separadamente.

No caso das placas de circuito impresso, a diferença de condutividade elétrica entre os metais e os não metais é condição fundamental para o bom resultado. É possível separar os materiais não condutores (polímeros e materiais cerâmicos) dos condutores (metais como Cu, Pb, Sn, entre outros) (Gerbase e Oliveira, 2012).

D - Separação gravimétrica

A técnica de separação por gravimetria baseia-se na diferença de densidade dos materiais, utilizando-se de um meio fluido, água ou ar, para realizar a separação. A separação por líquidos densos é a técnica mais aplicada, por ser mais simples: o material a ser separado é adicionado ao líquido (ou fluido) com valor de densidade intermediário ao dos componentes que se deseja separar. As partículas de baixa densidade tendem a flutuar na superfície e as de alta densidade tendem a afundar (Goosey e Kellner, 2002). As densidades de alguns materiais típicos das PCI são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Densidade dos materiais constituintes das PCI

Material	Densidade específica (g/cm ³)
Au, grupo platina, Tu	19,3 – 21,4
Pb, Ag, Mo	10,2 – 11,3
Mg, AL, Ti	1,7 – 4,5
C, Ni, Fe, Z	7,0 – 9,0
Material não metálico	1,8 – 2,0

Fonte: Goosey e Kellner (2002)

Duan *et al.* (2009) aplicaram a trituração a úmido e posteriormente usaram um separador centrífugo modelo Falcon SB40 para separar por densidade metais de não metais dos RPCI. A característica deste equipamento é que usa água para soltar a camada do material mais densa. A direção do fluxo da água é oposta a direção de sedimentação da partícula. O mecanismo pelo qual as partículas finas de diferentes densidades foram separadas na centrífuga foi estudado detalhadamente, sendo variáveis a magnitude da aceleração centrífuga, a pressão da água e a concentração da pasta de alimentação. Os dados obtidos foram analisados usando um *software* (Design-Expert). Os resultados demonstram que a técnica é simples e eficaz, obtendo um concentrado com 92,36% de metais com uma recuperação de 97,05%.

1.2 - Técnicas de reciclagem química

A fragmentação e moagem, processos mecânicos, estão presentes em todos os processos de recuperação de metais dos RPCI; além de diminuir o volume, estes processos aumentam a superfície de contato, para ação dos lixivantes químicos. No entanto, após a determinação do tamanho ideal da partícula, para o processo utilizado, técnicas físico-químicas são aplicadas para dissolução e recuperação dos metais de interesse, sendo a hidrometalurgia e a eletrometalurgia processos que trabalham diretamente com soluções químicas específicas, e a pirometalurgia um processo que necessita do uso de altas temperaturas para atingir o objetivo.

Processos de dissolução seletiva podem utilizar produtos químicos de lixiviação de alta concentração, como cloreto cúprico ou sulfato de amônio, para a remoção de cobre; produtos a base de ácido nítrico, para a dissolução de solda e água régia para dissolução de metais preciosos, enquanto que a dissolução não seletiva pode ser realizada quer com água régia ou com soluções a base de cloro (Goosey e Kellner, 2002).

A - Processo hidrometalúrgico

O processamento hidrometalúrgico (Quadro 2) consiste na dissolução de metais pela ação de soluções aquosas ou agentes lixivantes. As etapas genéricas do processo são:

preparação da amostra, lixiviação, separação sólido/líquido, tratamento da solução e recuperação do metal ou metais de interesse.

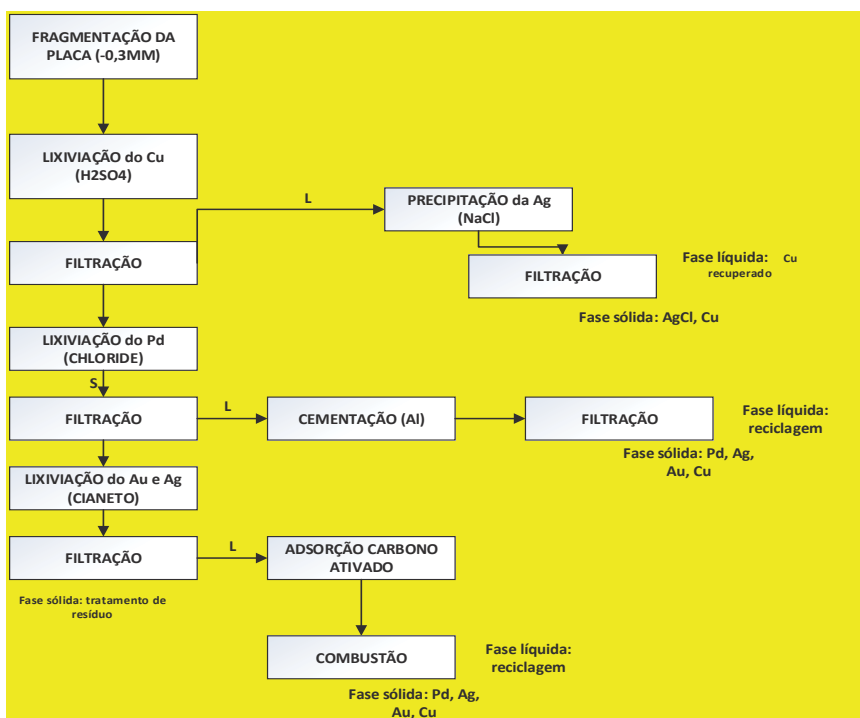


Figura 2: Etapas de recuperação de metais de RPCI

Fonte: adaptado de Quinet *et al.* (2009)

A preparação da amostra consiste na retirada de componentes que interferem no processo e a fragmentação (corte e moagem). Na etapa de lixiviação, o metal ou metais de interesse são solubilizados por ácidos ou por outros agentes lixiviantes: geralmente, os metais de base são lixiviados em ácido nítrico, a solda com o ácido fluorobórico, o cobre com ácido sulfúrico ou com água régia, sendo que a água régia também pode ser usada para o ouro e a prata (estes metais são geralmente lixiviado por tioureia). Após as etapas de lixiviação, o emprego de técnicas como cementação, extração por solvente, adsorção por carvão ativado e troca iônica, são usadas para recuperação dos metais.

A Figura 2 apresenta as etapas comumente usadas em um processo de hidrometalurgia.

Caldas *et al.* (2015) tiveram como objetivo da pesquisa a caracterização de placa de circuito impresso de computadores e a proposta de uma rota hidrometalúrgica para recuperação da prata presente em sua composição. A PCI foi cominuída em moinhos de facas e de martelo. Em seguida, foram realizadas a caracterização do material cominuído através de análise granulométrica, a lixiviação em água régia, uma análise química por espectrometria de emissão óptica com acoplamento de plasma induzido (ICP-OES) e perda ao fogo. Foram realizados ensaios de lixiviação em ácido sulfúrico, ácido sulfúrico em meio oxidante e com ácido nítrico. Os resultados indicaram que a placa era composta principalmente por cobre (19,42%). Além disso, foi encontrado um teor de prata de 0,045%. A rota para recuperação da

prata envolveu a lixiviação em ácido sulfúrico a 75°C por 18 horas, a lixiviação em ácido sulfúrico em meio oxidante a 75°C por 6 horas e a lixiviação em ácido nítrico a temperatura ambiente por 2 horas. Utilizando esta rota, foi possível uma recuperação de 96,6% da prata.

Machado *et al.* (2014) estudaram a aplicação de tiourea na lixiviação seletiva de ouro proveniente de processadores. Inicialmente, os processadores foram separados manualmente da placa de circuito impresso e submetidos à lixiviação. Esse método consistiu em uma adição, em sequência, de tiourea, ácido sulfúrico, água destilada e sulfato férrico. Fatores tais como tempo de reação, temperatura e relação sólido-líquido (g de processador/100 mL de água) foram estudados. A concentração de ouro após a lixiviação foi analisada por AAS. Os resultados indicaram que a maior concentração de ouro foi obtida quando a temperatura de lixiviação foi de 60°C, no tempo de reação de 2 horas. Nessa condição, verificou-se que a relação sólido-líquido de 20g/100mL apresentou maior quantidade do metal em solução.

Petter *et al.* (2014) tiveram como objetivo de pesquisa recuperar ouro e prata dos RPCI de diferentes modelos de telefones celulares, usando como reagentes de lixiviação a água régia, uma solução comercial de cianeto e o ácido nítrico, e uma lixiviação alternativa com tiosulfato de sódio e com tiosulfato de amônio. Foram caracterizados com água régia os metais: cobre, ouro, prata, níquel e estanho. Após esta determinação, testes foram feitos usando agente de lixiviação convencional para determinar os valores de referência para recuperação de ouro e prata. Os resultados mostraram que a lixiviação com água régia foi eficiente para caracterizar os metais presentes nos RPCI de telefones celulares e que o melhor método para solubilizar prata foi a digestão com ácido nítrico, apresentando uma eficiência de 100% (3,494 g/t). O reagente comercial (base de cianeto) recuperou 500g/t de ouro. Os resultados com a lixiviação alternativa apresentaram uma eficiência de 15% de recuperação do ouro. Em geral, concluiu-se que a utilização da lixiviação com tiosulfato, sob as condições testadas, não mostra resultados positivos, exigindo mais estudos, e que a recuperação dos metais presentes nos RPCI precisa de mais do que uma solução de lixiviação.

Huang *et al.* (2014) estudaram o comportamento do cobre presente nos RPCI sob a lixiviação por uma solução iônica de ácido *Brønsted*. Os RPCI foram cortados e posteriormente triturados em 5 frações diferentes variando entre 0,075 e 0,5 mm. O material obtido foi seco por 24 horas a 105 °C. A solução iônica oxidante foi testada em diversas concentrações. Como resultado, o processo ótimo de lixiviação (com 99,17% do cobre recuperado) foi de partículas menores de 0,075 mm; para 1 g de pós de RPCI, foram usados 5 mL de solução iônica (80% v/v), 10 mL de peróxido de hidrogênio (30% v/v); a proporção líquido/sólido foi de 1:25, a temperatura foi de 70 °C e tempo de 2 horas.

Zhang e Zhang (2014) propuseram um método de recuperação de paládio (Pd) dos RPCI usando ácidos não corrosivos e oxidantes fracos. As placas usadas foram de computadores, que após separação dos componentes foram fragmentadas e moídas (0,25 mm). O Pd foi enriquecido durante o processo de recuperação do cobre e dissolvido em uma solução especial feita de CuSO_4 e NaCl. O total de Pd (II) recuperado foi de 96,99%, sendo que o lixiviante diisossulfato diluído em n-dodecano (S201, >98,5%) pode ser recuperado e usado novamente, e o processo se mostrou ambientalmente correto.

Pombo e Lange (2014) tiveram como objetivo analisar a composição química de cada fração (magnética, condutora e mista) dos resíduos de placas de circuito impresso, além de avaliar as condições nas quais os metais de interesse (Cu, AL, Ni, Zn, e Ag) são lixiviados, por meio do traçado de diagramas Eh-pH. Os RPCI foram cortados em pedaços menores com uma guilhotina, onde também foram retirados os componentes poliméricos e cerâmicos, e

cominuídos em um moinho de martelos. Posteriormente, foram realizadas separações magnética e eletrostática, esta última com a fração não-magnética. O material magnético do primeiro e do segundo conjunto de RPCI analisados (cada conjunto possuiu duas placas), após a retirada dos componentes poliméricos e cerâmicos das mesmas, corresponde a 70,60% e 71,62% da massa cominuída, respectivamente, enquanto o material não-magnético representa 29,40% e 28,38%, respectivamente. Com relação ao material não-magnético, 50,43% e 54,75% são condutores, 38,47% e 30,48% são mistos, e 11,10% e 14,77% são não-condutores. A análise dos diagramas Eh-pH dos elementos de interesse (cobre, alumínio, níquel, zinco e prata) fornece subsídios à extração hidrometalúrgica dos metais. Foi constatada a necessidade de agente oxidante e de pH ácido para a lixiviação de cobre; para o alumínio, observou-se que a extração ocorre em pH menos ácido e em potenciais menos oxidantes, que a lixiviação do níquel se dá em pH ácido e em potenciais levemente redutores, e que os metais nobres, do sistema prata-água, mostraram a necessidade de extração via reações eletroquímicas, como por exemplo com cianeto ou tioureia.

Birloaga *et al.* (2013) propuseram um método, em escala laboratorial, para extrair cobre e ouro dos RPCI utilizando como agente lixiviante os compostos de tioureia. Ensaios preliminares indicaram que o cobre afeta adversamente a extração do ouro; para tanto, foi realizado um pré-tratamento com uma solução de lixiviação oxidativa para remover os metais de base. Os efeitos da concentração do ácido sulfúrico, o volume de peróxido de hidrogênio e da temperatura no processo foram estudados por análise de variância (ANOVA). Foram usadas no estudo duas amostras de PCI: amostra A (PCI sem CPU) e amostra B (PCI com CPU). Os resultados mostram que, em condições ótimas de lixiviação (2 M de H_2SO_4 ; 20 mL de H_2O_2 , 30% p/p e 30 °C), 76,12% e 18,29% de Cu foram obtidos das amostras A e D, respectivamente, sendo que na amostra A foi realizada uma segunda lixiviação, aumentando o resultado para 90% de remoção do cobre. Um rendimento de 69% de remoção do ouro foi obtido após 75% de remoção do cobre.

Behnamfard *et al.* (2013) propuseram uma nova rota de recuperação seletiva de Cu, Ag, Au e Pd de PCI de computadores. Foram utilizadas quatro etapas consecutivas de lixiviação para atingir a eficiência. Os agentes lixiviantes utilizados foram: nas 1ª e 2ª etapas - ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio; na 3ª etapa - ácido sulfúrico, tiouréia e íon férrico, e na 4ª etapa - ácido clorídrico, peróxido de hidrogênio e hipoclorito de sódio. Na primeira etapa de lixiviação obteve-se como resultado a recuperação de 85,76% do cobre, valor aumentando para 99% após a segunda etapa de lixiviação. Na 3ª etapa foram lixiviados 84,31% de ouro e 71,36% de prata, valores aumentados para 100% quando adicionado ao processo borohidreto de sódio (SBH). A lixiviação de Pd e Au remanescentes foi possível por solução contendo ácido clorídrico, peróxido de oxigênio e hipoclorito de sódio, aumentando a eficiência com adição de SBH. Todo o processo se mostrou de baixo impacto ambiental.

Joda e Rashchi (2012) propuseram um método para recuperação de prata e cobre dos RPCI por granulação ultrafina (400 nm). Primeiramente os componentes de plástico, capacitores e baterias foram removidos manualmente; após, houve o corte das placas, no tamanho de (5 x 5) cm² e os pedaços foram imersos em solução lixiviante. Um estudo preliminar com cinco reagentes (ácido nítrico, ácido clorídrico, água régia, persulfato de potássio e persulfato de amônia) foi feito para escolha do reagente lixiviante, os resultados apontaram o ácido nítrico como melhor reagente lixiviante. Foram testadas 30 amostras em um período de 2,5 horas variando concentração e temperatura. Os dados foram analisados estatisticamente e os valores ótimos para extração da prata e do cobre foram: 72 min, temperatura de 65°C, razão sólido/líquido 5 mL/g, concentração do lixiviante 4 M; nestas condições, recuperaram-se 82,56% de Ag e 94,08% de Cu.

Jha *et al.* (2012) propuseram uma rota hidrometalúrgica para recuperação de estanho da solda dos RPCI. O método consistiu primeiramente na preparação da placa com remoção das pequenas partes eletrônicas e fragmentação (7 cm); posteriormente as partes fragmentadas foram imersas em solução orgânica (N-N dimetilformamida-100 g/L) durante 2 horas à temperatura de 120 °C para separação da resina epóxi contendo solda e liberação do cobre. O material de solda foi lavado, seco e lixiviado. Como resultado do experimento, 97,79% de estanho foram recuperados, usando HCL, com concentração de 4,5 M, densidade da polpa de 50 g/L, temperatura de 90 °C no decurso de 60 min e o chumbo remanescente do resíduo (2,9%) foi recuperado, caracterizando o processo como de baixo impacto ambiental.

Jong-ying *et al.* (2012) estudaram a lixiviação de ouro e prata dos resíduos de PCI de telefones celulares usando um processo de lixiviação com tioureia como uma alternativa para a lixiviação convencional com cianeto. Foram analisadas a influência do tamanho da partícula, das concentrações de tioureia e Fe^{3+} e da temperatura sobre a lixiviação do ouro e da prata. A condição ótima encontrada foi de tamanho de partícula de 100 mesh, com as soluções contendo 24 g/L de tioureia e concentração de Fe^{3+} de 0,6%, sob temperatura ambiente. Nestas condições, cerca de 90% de ouro e 50% de prata foram lixiviados em 2 h. A lixiviação com tioureia tem como vantagens a rápida velocidade de lixiviação, a baixa toxicidade, o baixo custo, a alta eficiência e menos íons de interferência. O método é de baixo impacto ambiental, se caracterizando como um método de “lixiviação verde” para o ouro podendo substituir a lixiviação com cianeto.

Havlik *et al.* (2011) analisam a recuperação de metais dos RPCI por tratamento hidrometalúrgico sem tratamento térmico e após o tratamento térmico das placas. No processo, foram removidos manualmente os materiais perigosos e o restante foi triturado em moinho de martelo (fração entre -8+3 e -3+0 mm). O produto obtido foi analisado em espectroscopia de absorção atômica (AAS), apresentando a seguinte composição: Sn 5,94 e 4% ; Cu 21,3 e 14,41%; Au 0,007 e 0,032% e Ag 0,01 e 0,07%, respectivamente. As diferenças de valores obtidos nas duas amostras se justificam pela heterogeneidade das amostras e erros na AAS. O tratamento térmico da amostra consistiu em submeter 5 g do material triturado as temperaturas de 300, 500, 700 e 900 °C por períodos de 15, 30 e 60 min. Os gases e os líquidos emitidos pela combustão foram enviados a um sistema de condensação para tratamento. As amostras com e sem tratamento térmico foram colocadas separadamente em solução lixivante (HCL-1M) a 80°C por 180 min com agitação constante.

Amostras da solução foram retiradas periodicamente e analisadas em AAS para determinação do teor de Cu e Sn. Os resultados apresentam que a máxima eficiência na remoção do plástico foi 35% a 900 °C após 15min (os plásticos presentes nas PCI são degradáveis acima de 300 °C). Durante a lixiviação das amostras, não tratadas termicamente, observou-se pequena lixiviação do cobre. Este fato pode ser explicado por dois parâmetros: o fato de HCL não ser um ácido oxidante e o cobre ser recoberto por plástico, que mostra a importância da fragmentação antes da lixiviação. As amostras tratadas termicamente apresentaram boa remoção do cobre. Pelo contrário, a remoção do estanho após o tratamento térmico apresenta menor rendimento, isto porque durante o aquecimento é formado óxido de estanho, que é mais estável à solução de HCL.

O método proposto por Xiu e Zhang (2010) utiliza o metanol supercrítico (SCM) (temperatura e pressão acima do seu ponto crítico) para recuperar simultaneamente polímeros e metais presentes nas PCI. O estudo foi realizado a partir da geração de óleos, líquidos e dos produtos sólidos obtidos após o tratamento das placas com SCM. Os resultados mostram que os óleos continham principalmente fenol e seus derivados metilados, os líquidos continham

uma quantidade significativa de retardantes de chama, e o produto sólido consistia principalmente de Cu, Fe, Sn, Pb e Zn e concentrações baixas de metais preciosos como Au e Ag.

Park e Fray (2009) apresentam um processo de recuperação de metais preciosos de alta pureza dos RPCI usando solução de água régia como agente lixiviante. Foi preparada uma mistura de 5 g de metais de acordo com as porcentagens presentes nas PCI (2,342 g Zn/1%, 2,342 g Ni/1%, 0,234 g Ag/0,1%, 0,059 g Au/0,025% e 0,023 g Pd/0,01%). Os metais foram fragmentados a 0,5 mm de diâmetro e com 99,9% de pureza. Para determinar a razão entre metal e lixiviante foram usadas soluções de água régia de 50, 100 e 200 mL. O estudo demonstrou que a razão entre metal/lixiviante ideal é de 1/20 (g/mL), sendo a prata relativamente estável em água régia obteve-se uma recuperação de 98% sem tratamento adicional. O paládio foi recuperado 93% em peso. No caso do ouro, ocorreu a extração líquido-líquido com tolueno para obter a extração seletiva, sendo que a recuperação foi de 97% em peso. Concluiu-se que a água régia é um eficiente agente lixiviante porque possibilita a separação de Ag, Pd e Au ao mesmo tempo, sendo a média de recuperação de metais de 96% em peso.

Kamberovic *et al.* (2009) estabeleceram um método para a extração de metais de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, com ênfase nos resíduos de placas de circuito impresso. Para tanto, utilizaram métodos de desmonte manual, separação da fração magnética, lixiviação (processo hidrometalúrgico), microscopia óptica, absorção atômica, espectrometria de raios X fluorescente (XRF) e análise volumétrica para identificação e recuperação de metais, como o zinco, níquel, cobre, ouro, prata e paládio. Três processos de lixiviação foram usados: (I) com ácido flúor bórico (HBF_4) para separação de estanho e chumbo da solda (solda = 7% p/p, recuperado: Sn: 4,2% p/p; Pb: 2,8% p/p); (II) para extração e recuperação do cobre e metais preciosos após trituração o material foi sujeito a uma série de processamentos hidrometalúrgicos, sendo lixiviação com ácido sulfúrico e precipitação para a recuperação do Cu; (III) lixiviação com cloreto, seguida de cementação para recuperação de Pd, Ag, Au e Cu, e cianetação e adsorção em carbono ativado para a recuperação de Ag e Au. No terceiro processo, os agentes lixiviantes foram o ácido fórmico (20% v/v) e o persulfato de potássio (20% p/v), considerados reagentes “verdes” ou “eco-friendly”. Os metais de base foram recuperados por eletroextração e o Au recuperado por fusão.

Martins (2007) apresenta, por meio do processo de lixiviação, a recuperação de estanho e cobre a partir da reciclagem de resíduos de placas de circuito eletrônico de microcomputadores sucata. As etapas do processo consistem em: desmontagem manual para remoção das partes não-metálicas; após esta etapa, os RPCI foram cortadas em guilhotina manual e os fragmentos foram moídos em moinho de panela com temporizador (marca Pavitest, modelo I-4227) até a granulometria abaixo de 0,208 mm. O material obtido foi lavado com água destilada para remoção da parte não-metálica, cada parte do processo foi analisada, o que mostrou uma perda de 13% de Cu e de 9% de Sn presentes na amostra de pó gerado na moagem. As amostras do pó lavado foram analisadas por difração de raios-X (em difratômetro Philips, modelo PW1710). As espécies metálicas presentes na amostra de pó lavado foram analisadas por espectrometria de absorção atômica-AA (Perkin Elmer, modelo AAnalyst300). Para os experimentos de lixiviação foram utilizados 50g de amostra de pó lavado com 500 mL de solução de lixiviação (2,18 N H_2SO_4 , 2,18 N H_2SO_4 + 3,0 N HCL, 3,0 N HCL ou 3,0 N HCL = 1,0 N HNO_3), com controle de temperatura e agitação constante. As amostras obtidas foram coletadas em intervalos de 30 min e analisadas em espectrômetro de AA para a determinação de Cu e Sn no licor de lixiviação. Os resíduos sólidos das etapas de lixiviação foram centrifugados, secos em estufa, em seguida pesados e enviados para

caracterização por difração de raios-X e determinação de Sn e Cu por espectrometria de AA. Os percentuais de metais presentes nas amostras de material lixiviado foram de Cu = 2,85% e Sn = 3,09%.

Quadro 2 – processos hidrometalúrgicos de separação de metais dos RPCI

Metais recuperados	Principais características do processo	Resultado principal	Referências
Au Au, Ag	Lixiviação com tiouréia (60°C; 2 h; relação sólido/ líquido = 20 g/100 mL) Lixiviação a água régia, uma solução comercial de cianeto e o ácido nítrico e uma lixiviação alternativa com tiosulfato de sódio e tiosulfato de amônio	Concentração de Au na solução 182 mg/L Água régia = Au: 880 g/t e Cu: 376 kg/t Ag 100% (3,494 g/t recuperação com ácido nítrico Au = 500 g/t com cianeto Lixiviação com tiosulfato de sódio e tiosulfato de amônio apresentou baixa eficiência	Machado <i>et al.</i> (2014) Petter <i>et al.</i> (2014)
Cu Pd Au, Cu	Lixiviação por uma solução iônica de ácido <i>bronsted</i> ($\{bmim\}H_2SO_4$) Lixivante tiouréia. Condições ótimas de lixiviação (2M de H_2SO_4 ; 20 mL de H_2O_2 (30% <i>op</i> e 30°C)	Cu recuperado foi de 99,17% Pb (II) recuperado foi de 96,99% Agente lixivante recuperado para reuso no processo. 90% de remoção de Cu 69% de remoção de Au	Huang <i>et al.</i> (2014) Zhang e Zhang (2014) Birloaga <i>et al.</i> (2013)
Cu, Ag, Au, Pd	4 etapas de lixiviação: 1ª e 2ª etapas - ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio; 3ª etapa – ácido sulfúrico, tiouréia e íon férrico; 4ª etapa – ácido clorídrico, peróxido de hidrogênio e hipoclorito de sódio	1ª etapa de lixiviação: recuperação de 85,76% do Cu; valor aumentando para 99% após 2ª etapa de lixiviação. 3ª etapa: foram lixiviados 84,31% de Au e 71,36% de Ag; valores aumentados para 100% quando adicionado ao processo borohidreto de sódio (SBH)	Behnamfard <i>et al.</i> (2013)
Cu, Ag Sn (solda) Au, Ag Cu, Sn	Granulação ultrafina (400 nm) Agente lixivante: ácido nítrico Condições ótimas: 72 min, 65°C, razão sólido/líquido 5 mL/g, concentração do lixivante: 4m Solução orgânica (N_N dimetilformamida – 100g/L) Durante 2 h a T = 120°C Lixiviação com tiouréia Condição ótima encontrada foi de tamanho de partícula de PCB 100 <i>mesh</i> , com as soluções contendo 24 g/L de tiouréia e concentração de Fe^{3+} de 0,6% sob T ambiente As amostras foram pré-tratadas termicamente sob temperaturas de 300, 500, 700 e 900 °C durante 15,30 e 60 min, antes da lixiviação Solução de lixiviação de 1 M de HCL, 80°C. Metanol supercrítico – SCM (temperatura e pressão acima do seu ponto crítico).	recuperação de Ag: 82,56%; recuperação de Cu: 94,08% 97,79% recuperado de Sn 2,9% recuperado de Pb remanescente do resíduo 90% recuperação do Au 50% recuperação de Ag Maior recuperação de Cu na amostra com pré-tratamento térmico (80%) A recuperação do Sn, após o tratamento térmico, é menos eficiente	Joda e Raschi (2012) Jha <i>et al.</i> (2012) Jong-ying <i>et al.</i> (2012) Halvlik <i>et al.</i> (2011)

Cu, Fe, Sn, Pb, Zn	Condições ótimas: 300 < T < 420 °C, tempo de tratamento entre 30 e 120 min e relação sólido/líquido (S/L) de 1:10 - 1:30 (g/mL)	Remoção do plástico em temperatura de 700 a 900°C é de 35% Produto sólido enviado a metalurgia: Cu (34%), Fe (7,9%), Sn (7,9%), Pb (6,3%) e Zn (2,6%). Óleos gerados: fenol, derivados de fenol e aditivos retardadores de chama (enviados para refino) Baixa concentração de Au e Ag	Xiu e Zhang (2010)
Au, Ag, Pd	Processos de lixiviação foram usados: com ácido flúorbórico (HBF ₄) para separação de Sn e Pb da solda: para extração e recuperação do Cu e metais preciosos processamentos hidrometalúrgicos, sendo lixiviação com ácido sulfúrico e precipitação para a recuperação do Cu: lixiviação com cloreto seguido de cementação para recuperação de Pd, Ag, Au e Cu, e cianetação e adsorção em carbono ativado para a recuperação de Ag e Au	93% de recuperação de Pd 98% de recuperação da Ag 97% de recuperação do Au Solda = 7% p/p, Recuperado: Sn: 4,2% p/p: Pb:2,8 % P/P. Recuperação de metais de base. Recuperação de metais preciosos.	Park e Fray (2009) Kamberovic <i>et al.</i> (2009)
Sn, Cu	Soluções lixiviantes (2,18N H ₂ SO ₄ , 2,18N H ₂ SO ₄ + 3,0N HCL, 3,0N HCL e 3,0N HCL + 1,0N HNO ₃).	O sistema 3,0N HCL + 1,0N HNO ₃ foi o que apresentou os melhores resultados para Sn (98%) e Cu (93%)	Martins (2007)
Au	<i>Chips</i> de computadores foram tratados com ácido nítrico para dissolução dos metais de base; o resíduo foi lixiviado com água régia; sulfato ferroso foi usado para precipitação de Au fragmentos de REEE de 0,5 mm foram tratados com uma solução de KI e I ₂ ou NaCL e <i>bleaching powder</i> ; foi usado extração com solvente para recuperação de Au e de Ag	Flocos de ouro Au e Ag	Sheng e Etseel (2007) Shibata e Matsumoto (2007)

Sheng e Etseel (2007) estudaram um método para recuperação de ouro a partir de RPCI, envolvendo os seguintes passos: (I) as PCI foram tratadas primeiramente com uma parte de ácido nítrico concentrado e duas partes de água a 70 °C durante uma hora, para dissolução dos MBs; (II) após a separação sólido-líquido, os *chips* foram esmagadas mecanicamente para liberar a base e os metais preciosos contidos no plástico protetor ou no *chip* de cerâmica; (III) mais um sistema de lixiviação em ácido nítrico em água; (IV-) lixiviação dos resíduos sólidos em um sistema de água régia; e (V) precipitação do ouro com sulfato ferroso. O ouro pôde ser recuperado do precipitado de sulfato ferroso.

B - Processo pirometalúrgico

Os processos pirometalúrgicos (Quadro 3) caracterizam-se pelo uso de altas temperaturas no processamento de materiais, o mecanismo consiste em promover a concentração de uma fase metálica e uma fase contendo escória. Os metais ficam concentrados na fase metálica, as cerâmicas na escória e os polímeros são degradados termicamente, sendo esta uma desvantagem do processo, pois pode ocorrer a geração de dioxinas e furanos. A Figura 3 apresenta o processo de reciclagem de RPCI por pirólise, demonstrado por Zhou e Qiu (2009).

Flandinet *et al.* (2012) apresentam um método para recuperação de metais nas PCI usando uma mistura eutética de KOH-NaOH (59% p/p e 41% p/p, respectivamente). Neste processo ocorre a dissolução de vidros, óxidos e plásticos, sem oxidar os metais valiosos. Após o resfriamento, a mistura de sólidos foi lixiviada com água pura e posteriormente filtrada. Obtiveram-se dois produtos: a fração de metal e um pó castanho (*brown powder*). A fração de metal foi analisada por SEM (microscopia eletrônica de varredura) e por ICP-AES (espectrometria de emissão atômica com fonte de plasma induzido) e o pó castanho foi analisado por SEM e PXRD (difração por raio-X). As análises demonstraram que o método é de baixo impacto ambiental, pois a maioria dos gases gerados no processo, como monóxido e dióxido de carbono e os halogênios, ficou retida no sal fundido. Os resultados apresentam que a fibra de vidro, resinas e plásticos são totalmente eliminadas e há uma considerável recuperação da fração metálica (Ni = 0,95 g/kg; Cu = 287 g/kg; Au = 0,725 g/kg e Ag = 0,238 g/kg).

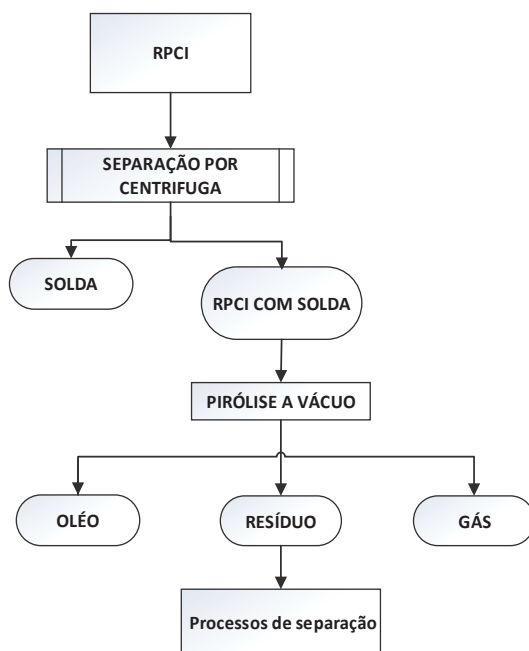


Figura 3: Processo de pirólise a vácuo

Fonte: Zhou e Qiu (2009).

Zhou e Qiu (2009) propuseram uma tecnologia de reciclagem para solda e material orgânico dos RPCI, que consideraram de baixo impacto ambiental. O processo consiste no uso de dois métodos separação centrífuga e pirólise a vácuo. Como amostras, foram usados dois tipos de placas: tipo A, obtida a partir de rádios, televisores descartados, brinquedos eletrônicos e outros aparelhos elétricos, que é feita a partir de celulose de papel reforçado e resina fenólica; e tipo B, principalmente obtida a partir de resíduos de computadores e telefones celulares, feita de resina reforçada com fibra de vidro epóxi. As amostras foram quebradas em pedaços (10-15 cm²) antes da experiência. No processo de fundição da solda, foi usado óleo *diesel* como combustível e a solda fundida foi reciclada por força centrífuga.

Os resultados mostram que a separação da solda das PCI é completa a uma temperatura de 240 °C, rotação de 1400 rpm por 6 min consecutivos. Depois esta etapa as duas amostras foram pirolisadas a vácuo por 30 minutos a uma temperatura de 600 °C. A amostra tipo A teve seu balanço de massa de 69,5% p/p de resíduos, 27,8% p/p em óleo e 2,7% p/p de gás. A amostra tipo B apresentou 75,7% p/p de resíduos, 20% p/p de óleo e 4,3% p/p de gás. Os resíduos da pirólise contêm vários metais, fibras de vidro e outros materiais inorgânicos que podem ser recuperados por processos posteriores; os óleos, como combustíveis ou matéria-prima química, e os gases podem ser recolhidos e queimados para sustentar a autopirólise.

Quadro 3 – processos pirometalúrgicos de separação de metais dos RPCI

Metais recuperados	Principais características do processo	Resultado principal	Referências
Au, Ag, Cu e Ni	Misturas eutéticas de KOH – NaOH (59% p/p, respectivamente). Ocorre a dissolução de vidros, óxidos e plástico, sem oxidar os metais valiosos.	Fibras de vidro, resinas e plásticos são totalmente eliminados. Recuperação de Ni = 0,95g/kg; Cu = 287 g/kg; Au = 0,725 g/kg e Ag = 0,238 g/kg	Flandinet <i>et al.</i> (2012)
Diversos	Reciclagem para solda a material orgânico. Duas amostras: tipo A - feita a partir de celulose de papel reforçado e resina fenólica; tipo B - feita de resina reforçada com fibra de vidro epóxi	Tipo A: teve seu balanço de massa de 69,5 p/p de resíduos, 27,8% p/p em óleo e 27% p/p de gás. Tipo B: apresentou 75,7% p/p de resíduos, 20% p/p de óleo e 4,3 % p/p de gás. Resíduos: contêm metais que podem ser recuperados. Óleo e gás: usados como combustível no processo.	Zhou e Qui (2010)
Diversos	O experimento foi realizado em um reator de leito fixo, T = 700°C	17,8% de peso em líquido; 5,4% em peso de gases e 76,8% em peso de resíduo sólido. Óleo: pode ser reutilizado como matéria prima para a produção de resina fenólica. Resíduos sólidos obtidos foram muito frágeis e propensos a delaminação e podem facilmente liberados em carbono (5,56%), fibra de vidro (66,77%) e frações metálicas (27,67%). Fibras de vidro: podem ser recuperadas inalteradas, por meio de combustão controlada, e podem ser reaproveitadas em misturas para composto de moldagem em folha ou em massa como substituto de enchimento.	Quan <i>et al.</i> (2010)

Quan *et al.* (2010) analisaram a recuperação de produtos economicamente viáveis e de energia a partir dos RPCI. O experimento foi realizado em um reator de leito fixo, a

temperatura de 700 °C e gerou como produtos, aproximadamente, 17,8% em peso de líquido; 5,4% em peso de gases e 76,8% em peso de resíduos sólidos. Foram estudadas as propriedades dos óleos e dos resíduos resultantes da pirólise. Os óleos foram caracterizados por técnicas cromatográficas e espectroscópicas. Como resultado obteve-se que o óleo recuperado continha concentrações elevadas de fenol e de derivados de fenol, que foram considerados como produtos da degradação da resina epóxi. Este óleo pode ser reutilizado como matéria prima para a produção de resina fenólica. Os resíduos sólidos obtidos foram muito frágeis e propensos a delaminação e podem ser facilmente liberados em carbono (5,56%), fibra de vidro (66,77%) e frações metálicas (27,67%), sendo que o material recuperado pode ser enviado a fábricas de fundição para que seja continuado o processo de reciclagem. As fibras de vidro podem ser recuperadas inalteradas, por meio de combustão controlada e podem ser reaproveitadas em misturas para composto de moldagem em folha ou em massa como substituto de enchimento.

C - Processo eletrometalúrgico

Os processos eletrometalúrgicos (Quadro 4) ocorrem em células eletrolíticas. Os tipos mais usados são os de eletroextração e eletrorrefino. A eletroextração é um processo de eletrólise utilizado para recuperar os metais em solução aquosa, usualmente como resultado de um material submetido a um ou mais processos hidrometalúrgicos. O metal de interesse é revestido sobre o cátodo, enquanto que o ânodo é um condutor elétrico inerte. A eletrorrefinação é utilizada para dissolver um ânodo metálico impuro (tipicamente a partir de um processo de fusão) e produzir um cátodo de alta pureza.

Fogarasi *et al.* (2014) recuperaram ouro e cobre a partir dos RPCI pelo método de oxidação eletroquímica mediada. No experimento, foram usadas 50 g de PCI selecionadas de forma a manter uma composição uniforme e reprodutível e uma solução eletrolítica de 0,3 M HCL com diferentes concentrações de cloreto férrico (FeCl_3), mantendo a equivalência de 40% p/p de cloreto férrico com 32% p/p de ácido clorídrico. Como resultados, foram recuperados 99,04% de cobre com elevado teor de pureza e a concentração de ouro no resíduo sólido foi 25 vezes mais elevada do que a concentração de ouro nas amostras iniciais dos RPCI. O processo se mostrou de baixo impacto ambiental.

Quadro 4 – processos eletrometalúrgicos de separação de metais dos RPCI

Metais recuperados	Principais características do processo	Resultado principal	Referências
Au, Cu	Método de oxidação eletroquímica mediada	99,04% de cobre com elevado teor de pureza e a concentração de ouro no resíduo sólido foi 25 vezes mais elevada do que a concentração de ouro nas amostras iniciais do RPCI	Fogarasi <i>et al.</i> (2014)
Cd, Cr, Cr, Zn, Mn	Processo de eletrocinética (EC) com diferentes agentes auxiliares (ácido nítrico, ácido clorídrico, e ácido cítrico)	Oxidação dos metais pesados de aproximadamente 100% com exceção do Ni (56%).	Xiu e Zhang (2009)
Cu, Pd, Sn	Lixiviação das PCI com HNO_3 ; recuperação dos metais base por eletrodeposição.	Cu, Pb, Sn	Mecucci e Scott (2002)

Xiu e Zhang (2009) estudaram a recuperação de metais pesados presentes nos RPCI pelo processo de eletrocinética (EC) com diferentes agentes auxiliares (ácido nítrico, ácido clorídrico e ácido cítrico). As placas foram preparadas retirando os componentes (relés, condensadores, etc.), fragmentadas em tamanhos inferiores a 0,1 mm e pré-tratadas por processo oxidativo de água supercrítica, para posteriormente serem submetidas a EC. Os resultados experimentais mostraram que os diferentes agentes auxiliares têm efeito significativo sobre o comportamento e eficiência da recuperação dos diferentes metais. O HCL foi altamente eficiente para recuperação de Cd; o ácido cítrico se mostrou eficiente para recuperação de Cr, Zn e Mn; o ácido nítrico foi de baixa eficiência para a maioria dos metais, exceto para o Ni. Os autores concluíram que quase todos os metais pesados migraram para um ou outro lado do ânodo ou cátodo no processo de EC, indicando que há formação de espécies metálicas carregadas positivamente ou negativamente. No entanto, o Ni, Cd e Mn, na maior parte, migraram para a região do cátodo na experiência com ácido cítrico, onde existem metais carregados positivamente, tais como íons metálicos livres devido à ocorrência de complexação com o zinco.

Mecucci e Scott (2002) investigaram a recuperação do cobre, chumbo e estanho a partir de sucata de placas de circuito impresso (PCB) utilizando uma combinação de lixiviação, de troca iônica eletroquímica e eletrodeposição. Uma solução aquosa de ácido nítrico ($1-6 \text{ dm}^3/\text{mol}$) apresentou o potencial para a extração seletiva de chumbo e cobre a partir dos PCB. Precipitação do estanho como H_2SnO_3 (ácido metaestânico) ocorreu em concentrações de ácidos superiores a $4 \text{ dm}^3/\text{mol}$. A viabilidade de eletrodeposição de cobre e chumbo em diferentes concentrações de HNO_3 foi investigada por eletrólise galvanostática preliminar. A deposição catódica do chumbo, especialmente em condições de alto eletrólito, demonstrou-se de baixa eficiência. Um método alternativo para recuperar os metais analisados foi a eletrodeposição simultânea de cobre no cátodo e dióxido de chumbo no ânodo. Eletro-hidrólise para a regeneração de ácido e de base a partir do ácido nítrico gasto também foi investigada.

D - Processo biohidrometalúrgico

Nos processos biohidrometalúrgicos (Quadro 5), são utilizadas bactérias, fungos ou algas para obtenção de metais. Por meio da lixiviação bacteriana, ou biolixiviação, microrganismos são empregados para solubilizar metais por oxidação. Este procedimento não requer muitos recursos, tem baixo gasto energético e não emite gases para a atmosfera; no entanto, cada tipo de metal/minério precisa de um tipo diferente de microrganismo.

O processo de lixiviação bacteriana é um fenômeno bioquímico; contudo, também pode ser considerado como um processo eletroquímico, pois ocorre transferência de elétrons do mineral para o microrganismo; portanto, a biolixiviação nada mais é que um processo de corrosão. Há duas maneiras da biometalurgia recuperar metais, os processos de biolixiviação (Quadro 6) e os processos de biosorção. A biolixiviação é muito aplicada em extração de metais de base e metais preciosos de minerais contendo enxofre em sua composição. Na biosorção ocorre uma interação físico-química entre os íons em solução e os microrganismos. São conhecidos inúmeros microrganismos, como algas, bactérias, fungos e leveduras capazes de acumular ativamente metais pesados e metais preciosos (Cui e Zhang, 2008).

Quadro 6 – Microrganismos usados para lixiviação de metais

Microrganismos	Metais	Referências
<i>Chromobacterium violaceum</i>	Au	Li <i>et al.</i> (2015)
<i>Bacillus megaterium</i> e <i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i>	Au, Cu	Arshadi e Mousavi (2015)
<i>Acidithiobacillus</i> Sp., <i>Bacillus subtilis</i> e <i>Bacillus cereus</i>	Zn, Ni, Cd, Pb, Cr	Karwowska <i>et al.</i> (2014)
<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i>	Cu	Yamane <i>et al.</i> (2013)
<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> e <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Zn, Cu, Pb	Wang <i>et al.</i> (2009)

Fonte: Autores

Li *et al.* (2015) utilizaram *Chromobacterium violaceum*, uma bactéria geradora de cianeto, para lixiviar ouro dos RPCI. O microrganismo foi obtido de uma empresa de biotecnologia e os meios de cultura utilizados foram extrato de levedura, peptona e glicina. A bactéria *Acidithiobacillus ferrooxidans*, retirada de um efluente de uma mina de carvão, foi aclimatada para atender o processo. A eficiência de lixiviação do ouro pode ser afetada por fatores tais como oxigênio dissolvido, metais de base, tamanho de partícula e nutrientes, e presença de íons metálicos que podem servir como catalisadores no processo. A presença de substâncias tóxicas aos microrganismos, como mercúrio, cádmio, chumbo, arsênio e retardantes de chama, precisa ser controlada; assim há a necessidade de um pré-tratamento. A adição de sais como nutrientes aumentou a eficiência de lixiviação do ouro. Sob condições ótimas, a lixiviação de cobre foi acima de 80% e de ouro de 70,6%.

Arshadi e Mousavi (2015) estudaram a valorização simultânea de ouro e cobre de PCI de computadores usando *Bacillus megaterium*. Para maximizar a extração, quatro fatores que afetam a biolixiviação foram selecionados para serem otimizados: fatores microbiológicos, fatores químicos, fatores de processamento e propriedades físicas da amostra. Uma cultura pura de *Bacillus megaterium*, uma bactéria cianogênica, foi utilizado para produzir cianeto como agente de lixiviação. Em condições ótimas, ouro e cobre foram extraídos simultaneamente em cerca de 36,81% e 13,26%, respectivamente. Para diminuir o efeito de cobre como um agente de interferência na solução de lixiviação, uma estratégia de pré-tratamento foi aplicada, utilizando *Acidithiobacillus ferrooxidans*, onde o cobre foi totalmente extraído; em seguida, o sedimento residual foi submetido a experiências adicionais para a recuperação de ouro por *B. megaterium*. Usando a amostra pré-tratada, em condições ideais, obtiveram-se 63,8% de ouro.

Karwowska *et al.* (2014) avaliaram a biolixiviação de zinco, cobre, chumbo, níquel, cádmio e cromo a partir de RPCI por aplicação de cultura de bactérias oxidantes de enxofre e uma cultura mista de bactérias produtoras de biosurfactantes. Os dois meios de culturas foram denominados M I (cultura de *Acidithiobacillus* sp., com 1% de enxofre), e M II (cultura de *Bacillus subtilis* PCM 2021 e *Bacillus cereus* PCM 2019, com 1% de enxofre e biosurfactante). Foi constatado que o Zn foi removido eficazmente nas duas culturas, tendo como eficiência média de 48% de dissolução. A remoção do Cd foi semelhante nas duas culturas, com liberação de 93% do metal. Para Ni e para Cd, o melhor efeito foi obtido na forma ácida, com um rendimento de processo de 48,5% e 53%, respectivamente. O cromo foi o metal que obteve melhor resultado nos dois meios de cultura (23%). O chumbo obteve remoção muito baixa (inferior a 0,5%).

Silvas (2014) estudou uma rota hidrometalúrgica (extração sólido/líquido) e biohidrometalúrgica para reciclagem de PCI, provenientes de impressoras, visando à recuperação do cobre. O processamento físico foi composto por etapas de cominuição,

separação magnética, classificação granulométrica, visualização em lupa binocular, microscópio eletrônico de varredura acoplado com detector de energia dispersiva de raios-X (MEV/EDS), digestão ácida, perda ao fogo e análise química por AAS e ICP. O processamento hidrometalúrgico foi composto por duas etapas de extração sólido/líquido: a primeira em meio sulfúrico e a segunda em meio sulfúrico oxidante. Os ensaios de biolixiviação utilizaram uma cepa de bacteriana composta por três espécies: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* e *Leptospirillum ferrooxidans*. Os resultados obtidos foram: extração do Cu no processo hidrometalúrgico de 100% e o fator de recuperação 98,46 %, o que corresponde a uma recuperação de 32 kg de Cu em 100 kg de PCI; no processo biohidrometalúrgico, a extração do Cu foi de 100% quando utilizados 2% de densidade de polpa e 100 % de inóculo, sendo o fator de recuperação para 100 kg de PCI de 32,5 kg de cobre. O estudo apresentou, também, como vantagens do processamento hidrometalúrgico quando comparado ao biohidrometalúrgico: menor tempo de extração (8h versus 4 dias); seletividade de Cu; maior densidade da polpa (10 % versus 2 %). Já a biolixiviação utiliza menor temperatura de trabalho (36°C versus 75°C) e dispensa a etapa de separação magnética.

Quadro 5 – processos biometalúrgicos de separação de metais dos RPCI

Metais recuperados	Principais características do processo	Resultado principal	Referências
Au, Cu	<i>Chromobacterium violaceum</i> , bactéria geradora de cianeto, para lixiviar ouro <i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> : oxidação dos íons férricos e redução dos compostos de enxofre	Lixiviação de Cu foi acima de 80%; de Au, 70,6%	Li <i>et al.</i> (2015)
Au, Cu	<i>Bacillus megaterium</i> : utilizado para produzir cianeto como agente de lixiviação <i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> : para extração do cobre	Au: recuperação de 36,81%; Cu: recuperação de 13,26% Após extração do Cu, 63,8% do Au foi extraído	Arshadi e Mousavi (2015)
Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Cr	Dois meios de culturas: MI (cultura de <i>Acidithiobacillus</i> Sp., com 1% de enxofre e biosurfactante)	Zn: removido eficazmente nas duas culturas, tendo como eficiência média de 48% de dissolução Cd: semelhante nas duas culturas, com liberação de 93% do metal Ni e Cd: o melhor efeito foi obtido na forma ácida, com um rendimento de processo de 48,5% e 53%, respectivamente Cr: liberação nos dois meios de cultura (23%) Pb: obteve remoção muito baixa (inferior a 0,5)	Karwowska <i>et al.</i> (2014)
Cu	<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> : oxidação dos íons férricos e redução dos compostos de enxofre	A taxa de cobre solubilizado foi de 56%	Yamane <i>et al.</i> (2013)
Cu, Zn, Pb	Bactérias de drenagem ácida de minas (ADM). Bactérias acidófilas (MCAB) enriquecidas com ADM	Eficiência de lixiviação do Cu é de 96,8% (em 45h), de AL é 88,2% e de Zn 91,6%, ambos em 98 horas	Zhu <i>et al.</i> (2011)
Cu	Consórcio bacteriano – bactérias de drenagem ácida de minas enriquecida com outras bactérias	taxa máxima de lixiviação do Cu de 95% alcançada após 5 dias	Xiang <i>et al.</i> (2010)
Cu, Zn, Pb	<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> (A. <i>ferrooxidans</i>) e <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> (A. <i>thiooxidans</i>) e associações destas bactérias	Zn e Pb: obtenção em torno de 88,95%, Cu: obtenção de 74 a 99,9%	Wang <i>et al.</i> (2009)

Yamane *et al.* (2013) estudaram a recuperação de metais por meio de *A. ferroxidans*. Primeiramente, as PCI foram picotadas e trituradas em um moinho até a fragmentação de 2 mm; em seguida, utilizou-se um separador magnético para a retirada da parte metálica (Ni e Fe). Na parte não magnética, que contém cobre, foi adicionada uma solução aquosa com ferro na forma solúvel (íon ferroso Fe^{2+}) e inoculada a bactéria *Acidithiobacillus ferroxidans*, linhagem LR. Esses microrganismos oxidam o íon ferroso transformando-o em íon férrico (Fe^{3+}), que por sua vez oxida o cobre, que é liberado dos grânulos da placa e é dissolvido na solução (biolixiviação). A taxa de cobre solubilizado foi de 56%. O processo apresentou-se mais econômico que os processos convencionais e de baixo impacto ambiental.

Zhu *et al.* (2011) conduziram um experimento usando cultura mista de bactérias acidófilas (MCAB) para extração de metais dos RPCI. As placas foram fragmentadas e posteriormente moídas até 40 *mesh*. O pó resultante foi submetido a triagem hidráulica de modo a remover os componentes não metálicos, principalmente o plástico. A parte que continha 90% de metais foi seca a ar e separada em três frações de acordo com a granulometria (40-60, 60-80 e acima de 80 *mesh*). A determinação dos metais presentes nos RPCI foi determinada por espectrometria de absorção atômica. O principal metal encontrado foi o cobre e uma quantidade considerável de alumínio, chumbo e zinco. Para enriquecer as bactérias acidófilas foi usada como inoculador a drenagem ácida de uma mina, localizada na China. Os objetivos deste estudo foram: avaliar a solubilidade dos metais, a partir de concentrados de metal de PCB, por misturas de bactérias acidófilas enriquecidas a partir de drenagem natural ácida de mina; investigar os efeitos dos parâmetros de operação, incluindo o pH inicial, a concentração inicial de ferro, a dosagem de metal concentrado, o tamanho de partícula, e a quantidade de inoculação em processo de biolixiviação. Os resultados apresentam que, sob condições ótimas (pH = 2; 12g/L de Fe II; 12g/L de concentrado de metais; 10% da quantidade de inoculação e 60-80 *mesh* de tamanho de partícula), a eficiência de lixiviação de cobre foi de 96,8% (em 45h), de alumínio foi 88,2% e de zinco, 91,6%, ambos em 98 horas.

Xiang *et al.* (2010) tiveram como objetivo do estudo avaliar a solubilidade do cobre em RPCI por consórcio bacteriano enriquecido a partir de drenagem ácida de mina natural e as condições ótimas de biolixiviação. Os resultados indicaram que a extração do cobre foi realizada, principalmente, através de oxidação dos íons férricos gerados a partir de bactérias de oxidação de íons ferrosos. O pH inicial e a concentração de Fe^{2+} desempenharam um papel importante na extração do cobre e na formação do precipitado. A taxa máxima de lixiviação do cobre de 95% foi alcançada após 5 dias, nas condições de pH = 1,5; 9 g/L de Fe (II) e 20 g/L de pó de RPCI. Todos os resultados mostraram que o cobre pode ser eficientemente solubilizado a partir dos RPCI usando um consórcio bacteriano.

Wang *et al.* (2009) estudaram o processo de lixiviação de metais dos RPCI utilizando *Acidithiobacillus ferroxidans* (*A. ferroxidans*) e *Acidithiobacillus thiooxidans* (*A. thiooxidans*) e associações destas bactérias. As bactérias foram isoladas a partir de drenagem ácida de mina e aclimatadas na presença de RPCI e posteriormente usadas nos processos de lixiviação. Depois de diversos experimentos, foram determinadas as condições ótimas para obtenção de 74 a 99,9% de cobre, sendo a fragmentação entre 0,5 e 1 mm, a concentração de RPCI entre 7,8 e 19 g/L e 9 dias de tempo de lixiviação para os três tipos de culturas. O processo se mostrou eficiente também, para extração de zinco e chumbo, em torno de 88,9% em frações menores que 0,35 mm.

CONCLUSÕES

Industrialmente o refino dos metais dos RPCI não é feito no Brasil, pois são necessários altos investimentos em plantas industriais de recuperação de metais e uma grande quantidade de sucata para tornar o processo economicamente viável. Assim, as placas de circuito impresso são trituradas e exportadas para outros países, tais como Canadá, Bélgica e Cingapura. Os processos mecânicos, que são mais baratos que os processos metalúrgicos, são realizados no Brasil e viabilizam o envio dos RPCI para exportação. Após as etapas de cominuição e classificação granulométrica, obtém-se um concentrado com cerca de 24% de cobre, enquanto que no minério o valor varia de 1 a 3% de cobre (GERBASE OLIVEIRA, 2012).

Quadro 7 - Resumo dos processos de recuperação de metais em RPCI

Processo / definição	Vantagens	Desvantagens
Hidrometalurgia: reações de dissoluções lixiviantes ácidas ou alcalinas, seguidas de separação por filtração, destilação e precipitação dos metais de interesse	- economia de energia - menor impacto ambiental quando comparado a pirólise.	- alto volume de águas residuais ácidas - natureza complexa do REEE - processo lento - perda de MP durante a fragmentação - agentes lixiviantes com alta toxicidade
Pirometalurgia: a etapa de transformação química depende do material de partida, podendo ser: calcinação (decomposição pelo calor na presença de oxigênio), ustulação (calcinação aplicada a sulfetos) ou pirólise (decomposição pelo calor num ambiente com pouco ou nenhum oxigênio)	- remoção do material orgânico - possibilidade de reaproveitamento do gás gerado como combustível no processo - natureza complexa dos REE	- queima de combustível fósseis - emissão de dioxinas na queima de polímeros clorados - não permite a recuperação do plástico. - Fe e AL viram escória, forma de óxido. - alto custo das industriais - técnicas eletroquímicas e hidrometalúrgicas subsequentes são necessários para os extrair metais de interesse
Eletrometalurgia: recuperação de metais por meio de eletrólise, envolve reações de oxirredução. Metais se dissolvem em forma de íons metálicos e são eletrodepositados no cátodo	- menor impacto ambiental quando comparado a pirólise - sem geração de gases poluentes - variedade de metais recuperados	- natureza complexa dos REEE - são necessárias técnicas pirometalúrgicas e hidrometalúrgicas antecedentes
Biometalurgia: interações de microrganismos com minerais; biolixiviação com sulfetos metálicos	- remoção material orgânico - possibilidade de reaproveitamento do gás gerado como combustível no processo - natureza complexa dos REEE	- longo tempo processo: condicionamento do microrganismo para o ambiente - pequeno número de pesquisas para recuperação de metais em REEE - natureza complexa dos REEE

Fonte: Autores

Vivas e Costa (2013) analisaram os processos de recuperação de metais das placas de circuito impresso por meio da metodologia de Análise Hierárquica dos Processos. Foram estudados o aspecto ambiental (consumo de energia, consumo de água e geração de resíduos) e a eficiência produtiva (tempo de processo, percentual de recuperação e custos) dos processos. No aspecto ambiental, os processos biotecnológicos e hidrometalúrgicos são mais adequados, e, no aspecto de eficiência produtiva, os processos biotecnológicos e eletrometalúrgicos são mais adequados.

Como uma das vantagens de utilização da biolixiviação, destaca-se a economia de insumos (ácidos e agentes oxidantes). Tal utilização também evitaria a emissão de poluentes

gasosos, fato que ocorre com os processos hidrometalúrgicos e pirometalúrgicos. Tudo iria ao encontro da tendência mundial pela busca de processos “ambientalmente amigáveis” (YAMANE *et al.* 2011a).

A Quadro 7 apresenta um resumo dos métodos estudados para recuperação de metais do REEE. Conclui-se que não existe um único método eficiente para a recuperação dos metais e, sim, combinações de processos que viabilizam esta reciclagem. A reciclagem dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) se mostra viável, devido à recuperação de metais preciosos presentes nas PCI, bem como a recuperação de energia por meio da reciclagem dos plásticos presentes nestes resíduos. O desenvolvimento de tecnologias limpas para recuperação de metais em REEE é significativo e necessita atender dois objetivos principais: recuperação de energia (pelo uso de materiais recicláveis no lugar de matérias primas virgens) e redução da poluição.

REFERÊNCIAS

Arshadi, M. & Mousavi, S. M. *Enhancement of simultaneous gold and copper extraction from computer printed circuit boards using Bacillus megaterium*. Bioresource Technology 175 (2015) 315–324.

Behnamfard, A.; Salarirad, M. M. & Veglio, F. *Process development for recovery of copper and precious metals from waste printed circuit boards with emphasize on palladium and gold leaching and precipitation*. Waste Management 33 (2013) 2354–2363.

Birloaga, I.; De Michelis, I.; Ferella, F.; Buzatu, M. & Vegliò, F. *Study on the influence of various factors in the hydrometallurgical processing of waste printed circuit boards for copper and gold recovery*. Waste Management 33 (2013) 935–941.

Caldas, M. P.; Moraes, V.; Junca, E.; Tenório, J. A. & Espinosa, D. *Reciclagem de Placas de Circuito Impresso Visando Recuperação de Prata: Estudo de uma Rota Hidrometalúrgica*. Tecnol. Metal. Mater. Miner., São Paulo, v. 12, n. 2, abr./jun. 2015, p.102-108. Disponível em: <http://tecnologiамmm.com.br/files/v12n2/v12n2a02.pdf>. Acesso em 08.01.2016.

Chao, G.; Hui, W.; Wei, L.; Jiangang, F. & Xin, Y. *Liberation characteristic and physical separation of printed circuit board (PCB)*. Waste Management, 31, 2161–2166, (2011).

Cui, J. & Zhang, L. *Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review*. Journal of Hazardous Materials 158 (2008) 228–256.

Duan, C.; Wen, X.; Shi, C.; Shao, Y.; Wen, B. & He, Y. *Recovery of metals from Waste printed circuit boards by a mechanical method using a water medium*. V.166. (2009) . 478-482.

Flandinet, L.; Tedjara, F.; Ghetta, V. & Fouletier, J. *Metals recovering from waste printed circuit boards (WPCBs) using molten salts*. Journal of Hazardous Materials 213– 214 (2012) 485– 490.

Fogarasi, S.; Imre-Lucaci, F.; Imre-Lucaci, A. & Ilea, P. *Copper recovery and gold enrichment from waste printed circuit boards by mediated electrochemical oxidation*. Journal of Hazardous materials. 273 (2014) 215-221.

Gerbase, E. A. & Oliveira, R. C. *Reciclagem do Lixo de Informática: Uma oportunidade para Química*. Química Nova, Vol. 35, no. 7, , (2012) 1486-1492.

Goosey, M. & Kellner, R. *End-of-Life Printed Circuit Boards*. 2002. Disponível em: http://www.cfsd.org.uk/seeba/TD/reports/PCB_Study.pdf. Acesso em 26.11.2015.

Greco, N. R.; Casqueira, R. G.; Paula, D. S. & Junior Machado, H. F. *Recuperação dos Metais Presentes em Placas de Circuito Impresso*. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Tecnologia - Departamento de Engenharia Química. 2015.

Havlik, T.; Orac, D.; Petranikova, M. & Miskufova, A. *Hydrometallurgical Treatment of sed Printed Circuit Boards After Thermal Treatment*. Waste Management. Vol.31. 1542-1546. 2011.

Huang, K.; Guo, J. & Xu, Z. *Recycling of waste printed circuit boards: A review of current technologies and treatment status in China*. Journal of Hazardous Materials 164 (2009) 399–408.

Huang, J.; Chen, M.; Chen H.; Chen, S. & Sun, Q. *Leaching behavior of copper from waste printed circuit boards with Brønsted acidic ionic liquid*. Waste Management 34 (2014) 483–488.

ITU – INTERNATIONAL TELECOMMUNICATIONS UNION et al. *Gestión sostenible de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos en América Latina*. Genève: ITU, 2015. 64p. Disponível em: Acesso em: 10 jun. 2016.

Jha, M. K.; Choubey, P. K.; Jha, A. K.; Kumari, A.; Lee, J.; Kumar, V. & Jeong, J. *Leaching studies for tin recovery from waste e-scrap*. Waste Management 32 (2012) 1919–1925.

Karwowska, E.; Andrzejewska-Morzuch, D.; Lebkowska, M.; Agnieszka Tabernacka, A.; Wojtkowska M.; Telepko A. & Konarzewskaba, A. *Bioleaching of metals from printed circuit boards supported with surfactant-producing bacteria*. Journal of Hazardous Materials 264 (2014) 203–210.

Khaliq, A.; Rhamdhani, M. A.; Brooks, G. & Masood, S. *Metal Extraction Processes for Electronic Waste and Existing Industrial Routes: A Review and Australian Perspective*. Resources, 3, (2014) 152-179; doi:10.3390/resources3010152.

Li, J. & Liang, C.; Ma, C. *Bioleaching of gold from waste printed circuit boards by Chromobacterium violaceum*. J Mater Cycles Waste Manag (2015) 17:529–539

Machado, C.M.; Silva, M.L.; Calgaro, C.O. & Bertuol, D.A. *Aplicação de *Tioureia* na lixiviação seletiva de ouro proveniente de processadores*. Blucher Chemical Engineering Proceedings. Dezembro de 2014, Volume 1, Número 1.

Martins, A.H. *Recuperação de estanho e cobre a partir da reciclagem de placas de circuito eletrônico de microcomputadores sucitados*. Estudos Tecnológicos. Vol.3, (2007) 124-131.

Mecucci, A. & Scott, K. *Leaching and electrochemical recovery of copper, lead and tin from scrap printed circuit boards*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 77:449±457 (on line: 2002) DOI: 10.1002/jctb.575.

Park, Y.J. & Fray, D.J. *Recovery of high purity precious metals from printed circuit boards*. Journal of Hazardous Materials 164, (2009) 1152–1158.

Petter, P.M.; Veit, H.M. & Bernardes, A. M. *Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones*. Waste Management 34 (2014) 475–482.

Pombo, F. R. & Lange, L. C. *Recuperação Hidrometalúrgica de Metais de Placas de Circuito Impresso*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. XI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos (2014).

Quan, C., Li A.; Gao, N. & Zhang, Dan. *Characterization of products recycling from PCB waste pyrolysis*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 89 (2010) 102–106.

Quinet, P.; Proost, J. & Van Lierde, A. *Recovery of precious metals from electronic scrap by hydrometallurgical processing routes*. Minerals & Metallurgical Processing, Vol. 22, no.1, (2009) 17–22.

Sheng, P.P. & Etsell, T. H. *Recovery of gold from computer circuit board scrap using aqua regia*. Waste Management Res. 25 (4) (2007) 380–383.

Silvas, F. P. *Utilização de hidrometalúrgia e biohidrometalúrgia para reciclagem de placas de circuito impresso [online]*. São Paulo: Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2014. Tese de Doutorado em Engenharia Química. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-28082015-114810>. Acesso 09.01.2016.

Veit, H. M. *Hidrometalurgia*. Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tese de doutorado. (2005). Disponível em <http://www.ufrgs.br/lacor/Hidrometalurgico1.html>. Acesso em 07.01.2016.

Vivas, R. C. & Costa, F. P. *Tomada de decisão na escolha do processo de reciclagem e recuperação de metais das placas eletrônicas através da Análise Hierárquica*. IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Salvador/BA – 25 a 28/11/2013. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2013/III-031.pdf>.

Xiang, Y.; Wu, P.; Zhu, N.; Zhang, T.; Liu, W.; Wu, J. & Li, P. *Bioleaching of copper from waste printed circuit boards by bacterial consortium enriched from acid mine drainage*. Journal of Hazardous Materials 184 (2010) 812–818.

Xiu, F-R. & Zhang, F-S. *Materials recovery from waste printed circuit boards by supercritical methanol*. Journal of Hazardous Materials 178 (2010) 628–634.

Xiu, F-R. & Zhang, F-S. *Electrokinetic recovery of Cd, Cr, As, Ni, Zn and Mn from waste printed circuit boards: Effect of assisting agents*. Journal of Hazardous Materials 170 (2009) 191–196.

Yamane, L. H.; Moraes, V. T.; Espinosa, D. C. & Tenório, J. A. S. *Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers*. Waste Management 31 (2011) 2553–2558.

Yamane, L. H.; Espinosa, D. C. & Tenório, J. A. S. *Biolixiviação de cobre de sucata eletrônica*. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto, 64(3), jul. set. (2011a) 327–333.

Zhang, Z. & Zhang, F-S. *Selective recovery of palladium from waste printed circuit boards by a novel non-acid process*. Journal of Hazardous Materials 279 (2014) 46–51.

Zhu, N.; Xiang, Y.; Zhang, T.; Wu, P.; Dang, Z.; Li, P. & Wu, J. *Bioleaching of metal concentrates of waste printed circuit boards by mixed culture of acidophilic bacteria*. Journal of Hazardous Materials 192 (2011) 614– 619.

Zhou, Y. & Qiu, K. *A new technology for recycling materials from waste printed circuit boards*. Journal of Hazardous Materials 175 (2009) 823–828.

Wang, J.; Bai, J.; Xu, J. & Liang, B. *Bioleaching of metals from printed wire boards by Acidithiobacillus ferrooxidans and Acidithiobacillus thiooxidans and their mixture*. Journal of Hazardous Materials 172 (2009) 1100–1105.

Os autores destes três volumes de estudos e pesquisas sobre **valorização dos resíduos sólidos** são professores e alunos de cinco universidades brasileiras. Num trabalho articulado, com financiamento da FINEP e bolsas do CNPq, desenvolveram materiais informativos a partir de suas atividades acadêmicas com envolvimento de mais de 60 estudantes de graduação e de pós-graduação.

PROFESSORES:

VIVIANA MARIA ZANTA – UFBA
Coordenadora da rede TECRESOL

AURÉLIO PESSÔA PICANÇO – UFT

LUCIANA PAULO GOMES – UNISINOS

RAPHAEL TOBIAS V. BARROS – UFIVIG

RONALDO STEFANUTTI – UFC



MINISTÉRIO DA
**CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES**



ISBN 978-85-9509-022-4



9 788595 090224 >