

Avaliação de sustentabilidade para alocação de unidades de processamento de resíduos de placas de circuito impresso: O caso brasileiro

Marianna Ottoni ^I

Emilio Lèbre La Rovere ^{II}

Amaro Olímpio Pereira Junior ^{III}

Lúcia Helena Xavier ^{IV}

Resumo: Placas de Circuito Impresso Residuais (PCIR) possuem elementos valiosos. Nos países em desenvolvimento, as PCIR são exportadas para tratamento pela ausência de recicladoras apropriadas, transferindo o alto valor agregado para os países desenvolvidos. Este estudo propôs um método para identificar os melhores locais para implantação de usinas de reciclagem de PCIR considerando critérios de sustentabilidade. O método foi aplicado ao Brasil e consistiu na análise estadual e municipal com base em 11 indicadores relacionados às dimensões da sustentabilidade, critérios logísticos e geoprocessamento. Os resultados sugeriram o estado de São Paulo (SP) como o principal polo de processamento de PCIR no Brasil, com geração estimada de quase 24 t/d, e São Caetano do Sul e Jundiaí como os principais municípios favoráveis à reciclagem de PCIR. Este estudo demonstrou que a logística sustentável para recuperação de valor das PCIR em países em desenvolvimento é possível e desejável para alcançar padrões mais circulares.

Palavras-chave: Resíduos eletroeletrônicos (REEE); Placas de circuito impresso residuais (PCIR); Reciclagem; Mineração Urbana; Países em desenvolvimento.

São Paulo. Vol. 26, 2023

Artigo Original

DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0107r3vu2023L3AO>

1. Introdução

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) são considerados a tipologia de resíduos de crescimentos mais acelerado no mundo (AWASTHI et al., 2018; FORTI et al., 2020; PETRIDIS et al., 2020). As principais preocupações acerca dos REEEs estão relacionadas ao seu potencial de periculosidade por serem compostos de metais tóxicos e outras substâncias podem gerar impactos ambientais problemas de saúde, como doenças variadas (ILANKOON et al., 2018; KAYA, 2020a; KIDDEE et al., 2013). A crescente quantidade de eletroeletrônicos tornará ainda mais desafiador o atingimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODSs), especialmente aqueles relativos à proteção ambiental e de saúde pública (AWASTHI; LI, 2019).

Apesar disso, a maior parte desses equipamentos contém elementos de alto valor agregado. As Placas de Circuito Impresso Residuais (PCIR) representam uma das frações mais valiosas do resíduo eletroeletrônico, sendo compostos de aproximadamente 30% de cerâmicos, 30% de polímeros e 40% de metais (KAYA, 2020a). Na fração de metais, algumas categorias podem ser consideradas: os metais básicos valiosos (por exemplo, Sn, Fe, Cu, Zn, Pb, Al etc.), metais preciosos (Au, Ag etc.); metais do grupo da platina (Pd, Pt, Rh, Ir, Ru etc.); metais escassos (Te, Ga, Se, Ta e Ge); e metais perigosos (por exemplo, Pb, Hg, Be, Cr, As, Sb, Cd etc.) (CHEN et al., 2016; KAYA, 2020a; ZENG et al., 2017). Mesmo considerando que as PCIRs correspondem a uma pequena parcela (3%-6%) do total dos REEEs gerados no mundo, as grandes quantidades totais de resíduos eletroeletrônicos em escala global ainda contribuem para que esse componente seja gerado de forma significativa (GHOSH et al., 2015).

O recente entendimento do valor do REEE tem influenciado os avanços em mineração urbana (XAVIER et al., 2019) e crescimento sustentável (GHIMIRE; ARIYA, 2020). Nos países em desenvolvimento, no entanto, muito embora a geração de REEE possa ser significativa, a falta de tecnologia de reciclagem avançada adequada (que atenda às necessidades locais) para recuperar esses materiais valiosos contribui para os fluxos de exportação desses resíduos para fundição em países desenvolvidos, que oferecem apenas um valor parcial pelos materiais vendidos, além de serem soluções caras devido à logística e frete (TURAGA et al., 2019). A exportação de PCIR para fins de recuperação de metais preciosos é um procedimento realizado atualmente em alguns países em desenvolvimento, como no caso do Brasil (DEMAJOROVIC et al., 2016; OTTONI, 2021). Mas essa solução pode impactar a viabilidade de plantas de reciclagem nesses países e competir com a capacidade dos recicladores em atingir as metas de coleta e reciclagem estabelecidos por meio de regulação. Na medida em que os componentes valiosos dos REEEs são exportados, o potencial de recuperação de materiais valiosos diminui, pois o alto valor agregado é transferido para nações desenvolvidas (DEMAJOROVIC et al., 2016) e desestimula o estabelecimento de soluções tecnológicas para o processamento dos resíduos eletroeletrônicos nos países em desenvolvimento.

Da mesma forma, o atual caminho da gestão do REEE pode contribuir para o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE), e, assim, influenciar a crise climática, especialmente por conta das emissões derivadas da exportação desses resíduos

e da extração dos metais necessários para produzir os equipamentos eletroeletrônicos a partir de minas virgens. Incineração de REEE, disposição final em aterros (NING et al., 2017), e exportação não são mais desejáveis (e, em alguns casos, até mesmo proibidos) por conta dos impactos ambientais e requerimentos legais ao redor do mundo (KAYA, 2020a). Essa realidade promove a avaliação de outras possibilidades de recuperação de valor para o REEE.

Neste contexto, a implementação de unidades de reciclagem em países em desenvolvimento deveria ser considerada, principalmente pelo potencial de aumento de padrões circulares e sustentáveis no setor de eletroeletrônicos. Portanto, no presente estudo, uma proposta metodológica foi desenvolvida, almejando a identificação dos melhores locais para implementar tais plantas (principais potenciais hubs de reciclagem de REEE), considerando critérios de sustentabilidade e ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG), com aplicação para o caso brasileiro. Para tal, o panorama atual das características geográficas, geração/fluxos de REEE e agentes logísticos primários (aqui definidos como os agentes formalizados, como empresas e cooperativas de catadores, que atuam nos estágios de pré-processamento e/ou beneficiamento, ou, mais comumente, denominados “recicladores”) foram avaliados para o país em questão.

2. Reciclagem de REEE/PCIR

O processo de reciclagem inicia-se com a introdução da PCIR, que pode ser povoada (com componentes eletrônicos acoplados) ou não povoada (sem tais componentes), nos estágios de desmantelamento, a depender dos processos adotados na planta de reciclagem. O objetivo dessa fase é a remoção de soldas e componentes eletrônicos das placas. Após a classificação por telas (etapa para classificar materiais pelo seu tamanho), os componentes sem defeitos são direcionados para revenda ou reuso, e os restantes (defeituosos ou com partes que apresentam mau funcionamento) são reciclados por tratamentos físicos e metalúrgicos, como processos gravimétricos, magnéticos, de flotação, lixiviação, pirometalúrgicos e/ou hidrometalúrgicos para recuperar os elementos valiosos (HABIB et al., 2020). As PCIRs não povoadas são direcionadas para um triturador, na sequência para um pulverizador para redução de tamanho e recuperação de metais misturados e pós de resina e, finalmente, para o separador de ar e separador eletrostático, para obter o pó de cobre (Cu, Sn, Pb), bem como resina e pó de fibra separados (KAYA, 2019). O espanador de pulso (do inglês, *pulse duster*) é usado para evitar a poluição do ar causada pela poeira gerada.

Os estágios avançados (ou completos) de reciclagem para recuperação de recursos a partir de PCIRs consideram a efetiva separação de ambas as frações metálicas (FM) e não metálicas (FNM) uma etapa indispensável para a reciclagem eficiente. Esses processos incluem separação metálica, refino da FM e *upgrade* da FNM para aumentar seu valor agregado (KAYA, 2020b; NING et al., 2017), incluindo extração com fluido supercrítico, tratamento com plasma e método hidrotérmico. No contexto atual, os processos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos são as principais rotas de processamento para extrair

metais valiosos do REEE e podem ser seguidos por processos de refino eletrometalúrgico/ eletroquímico para recuperação de metais selecionados (KHALIQ et al., 2014). As rotas de reciclagem pirometalúrgicas de PCIR são geralmente usadas em todo o mundo com altos custos de investimento, temperaturas, gasto de energia e problemas ambientais. O método hidrometalúrgico é mais previsível e facilmente controlado do que os processos pirometalúrgicos (KAYA, 2020b), embora não consiga recuperar completamente todos os metais sem outras abordagens complementares (HAO et al., 2020), além de exigir grandes quantidades de reagentes e produzir altos volumes de efluentes resíduos (MAGODA E MEKUTO, 2022). Processos biológicos promissores estão em desenvolvimento para a recuperação do valor do REEE (KAYA, 2020b), embora haja apenas estudos limitados em escala laboratorial sobre rotas biometalúrgicas até o momento para esses resíduos (KHALIQ et al., 2014), dadas suas limitações em controlando as reações e longos períodos operacionais (MAGODA E MEKUTO, 2022).

A literatura aponta para as usinas de reciclagem centralizadas que empregam tecnologias avançadas nas indústrias (fundições e refinarias integradas) dos países desenvolvidos, que são altamente regulamentadas. Essas instalações podem extrair metais valiosos, recuperar uma grande variedade de elementos e isolar substâncias perigosas de forma eficiente, fechando o ciclo de frações valiosas e reduzindo o impacto ambiental decorrente de grandes quantidades de REEE (HAGELÜKEN, 2006; KAYA, 2018). Embora o tempo de processamento seja curto no tratamento pirometalúrgico, a fundição é um processo intensivo em energia ($> 1200^{\circ}\text{C}$), e o investimento inicial e os custos de energia são muito altos (KAYA, 2020b). As pequenas usinas de reciclagem de PCIR apresentam uma capacidade de processamento de 0,2-0,3 t/h (ou 4,8-7,2 t/d) de entrada de WPCB, enquanto as usinas médias correspondem a 0,3-1 t/h (4,8-24 t/d) e as grandes, para 1-1,5 t/h (24 – 36 t/d), embora algumas empresas ainda possam apresentar maior capacidade, como é o caso da Umicore e Elden (KAYA, 2019). A literatura aponta 16 principais usinas de reciclagem de REEE no mundo (KAYA, 2019; KHALIQ et al., 2014), em sua maioria instaladas em países desenvolvidos, principalmente pelas condições econômicas mais favoráveis para implantação de tais unidades. Essa realidade mostra as lacunas e fragilidades em relação à prática de estratégias de mineração urbana geograficamente.

Por outro lado, os países em desenvolvimento continuam com procedimentos artesanais em grande parte não regulamentados, baseados em abordagens de trabalho intensivo e ambientalmente perigosas (ILANKOON et al., 2018). Yoshida, Terazono, et al. (2016) destacaram que os custos ambientais da falta de tecnologias e infraestrutura de reciclagem adequadas para alguns tipos de REEE em países em desenvolvimento asiáticos eram significativos, e uma opção melhor seria o investimento em uma cadeia completa de coleta e reciclagem dentro dos países que geram tais resíduos. Mesmo sendo um grande problema em países em desenvolvimento, em alguns desenvolvidos, a falta de tecnologia adequada para a reciclagem do REEE também pode ser um desafio para um caminho mais sustentável e circular. Khaliq, Rhamdhani, et al. (2014) afirmaram que a falta de operações de fundição e refino de cobre é uma das maiores barreiras da Austrália para a reciclagem de REEE.

No México, as empresas de reciclagem de REEE limitam suas operações à desmontagem de equipamentos, recuperação de peças úteis e trituração e separação de materiais, com foco no reprocessamento de plástico, vidro e cobre. O material valioso encontrado nos REEEs no México é enviado ao exterior para a recuperação de metais preciosos (LUNDGREN, 2012).

Na Índia, as operações informais de reciclagem são fortes e influenciam o padrão de reciclagem de REEE (LUNDGREN, 2012). O país gera 2Mt de REEE a cada ano, mas cerca de 90% desse resíduo é processado no setor informal, e as empresas formais de reciclagem estão limitadas ao desmantelamento manual e segregação com poucas instalações formais capazes de extrair metais preciosos, ficando dependente da exportação da fração valiosa para fundições em países desenvolvidos (TURAGA et al., 2019). Os esforços apoiados pelo governo desenvolveram processos de menor escala e mais econômicos para recuperar metais preciosos de PCIRs, mas ainda há a necessidade desses procedimentos serem implementados em larga escala no setor formal ou testados para implementação segura no setor informal. Nesse contexto, o conceito de microfábrica é baseado principalmente em fábricas de pequeno porte capazes de produzir produtos de pequena dimensão economizando recursos, podendo ser aplicado ao processamento de REEE em países em desenvolvimento (TURAGA et al., 2019). De acordo com Sahajwalla e Gaikwad (2018), as microfábricas podem processar metais, cerâmica e vidro a partir do REEE, são escaláveis e podem ser adaptadas para fins de grande e pequeno rendimento. Em termos de soluções para PCIRs, Sahajwalla e Gaikwad (2018) destacaram a possibilidade de usar microfábricas para transformar placas de circuito impresso em fim de vida em supercapacitores, painéis compósitos sustentáveis e microfibras e espumas de carbono.

Na China, quase 130 indústrias de reciclagem de REEE foram registradas na lista de empresas de desmantelamento de REEE em 2016 (HONDA et al., 2016). No entanto, o tratamento formal ainda está em seus estágios iniciais e a maior parte desses resíduos é reciclada informalmente, dada a existência generalizada de coletores e recicladores informais, resultando em dificuldades para os recicladores formais acessarem os produtos de REEE, pois são incapaz de competir no preço devido aos custos mais altos do tratamento formal (HONDA et al., 2016).

No caso do Brasil, uma das maiores “minas urbanas” de REEE das Américas, as cadeias formais de PCIR são praticamente todas ainda exportadas para usinas de recuperação no exterior, devido à ausência de usinas específicas de processamento e reciclagem no país, transferindo o valor econômico desse resíduo para outras nações. Vários agentes logísticos primários atuam na cadeia reversa do setor eletroeletrônico do país (ARAÚJO; XAVIER, 2019; DIAS et al., 2018; SOUZA, 2019), destacando-se inúmeras pequenas unidades e poucas grandes empresas. Segundo Souza (2019), esses últimos recicladores compram componentes valiosos de REEE, oferecem tratamento e descarte de frações perigosas e trituram a PCIR para exportar para grandes recicladores no mercado internacional – principalmente os europeus.

Alguns estudos sobre a reciclagem de PCIR no Brasil foram publicados nos últimos anos (DA SILVA et al., 2015; SILVA et al., 2019; SILVAS et al., 2015), com foco nos

detalhes dos processos em escala laboratorial. Da Silva, Augusto, et al. (2015) sugeriram um caminho considerando os processos mecânicos seguidos por soluções hidrometalúrgicas e biohidrometalúrgicas uma vez que o país já possui as competências básicas para o desenvolvimento dessas tecnologias em outras aplicações, como é o caso da mineração primária.

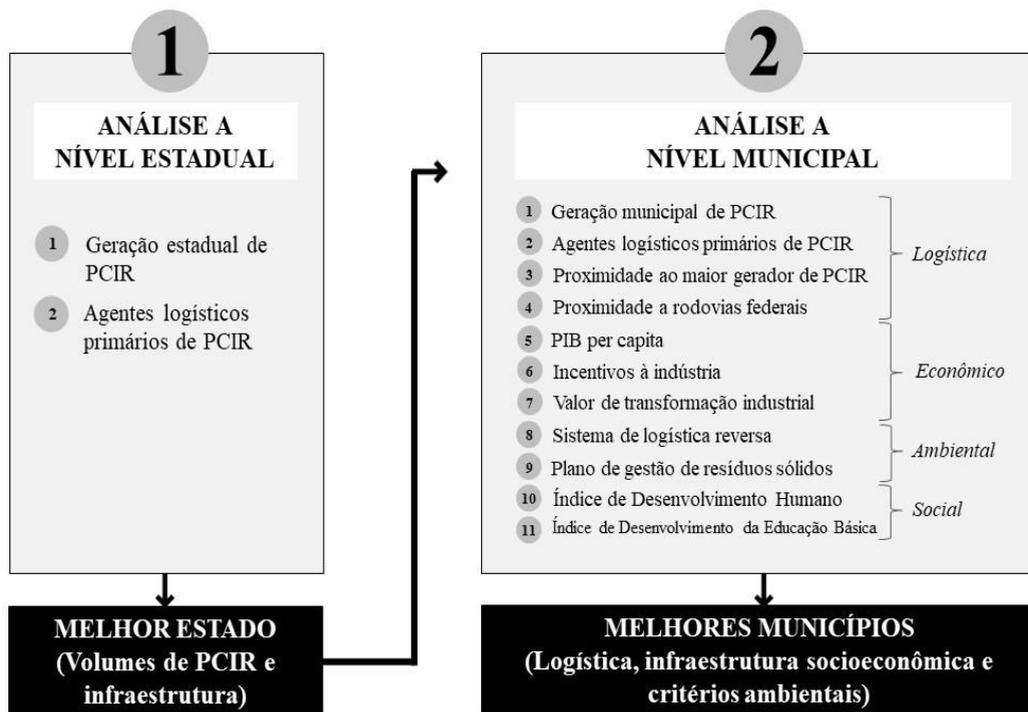
Em termos de estudos logísticos, Ottoni, Dias, et al. (2020) avaliaram as melhores rotas entre focos de REEE e agentes logísticos primários na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, Brasil. Lopes dos Santos (2020) analisou a localização dos recicladores formais na Macrometrópole Paulista e constatou que todos os recicladores entrevistados realizam as primeiras etapas do processamento do REEE (destruição de dados, triagem e desmontagem), alguns também atuam com a fragmentação física dos resíduos, e nenhum realiza o nível avançado de reciclagem.

No entanto, a ausência de estudos de logística com foco na identificação de hotspots de geração de REEE para permitir a implementação de unidades avançadas de reciclagem de REEEs/PCIRs em países em desenvolvimento é observada como uma das principais lacunas na literatura com relação à abordagem do gerenciamento desses resíduos e mineração urbana.

3. Metodologia

A metodologia adotada neste estudo foi baseada em duas escalas principais (**Figura 1**) aplicadas no caso brasileiro: (i) Nível estadual, que abrangeu a avaliação do panorama atual das estimativas estaduais de geração de PCIRs e a distribuição dos principais agentes logísticos primários (organizações formais que atuam em estágios de pré-processamento e/ou processamento), trabalhando com PCIR, considerando que o fluxo de REEE é estabelecido a partir de pontos de geração (ou *hotspots*) até os recicladores; (ii) Nível municipal, com critérios de sustentabilidade e logística para a seleção dos melhores locais (municípios) para implantação de uma usina de reciclagem avançada de REEE/PCIR.

Figura 1 – Esquema da metodologia adotada neste estudo



Observação: PCIR = Placas de Circuito Impresso Residuais; PIB = Produto Interno Bruto

Fonte: Os autores, 2023.

3.1. Análise do panorama dos estados brasileiros acerca das PCIRs

A título de simplificação, foi proposta uma primeira etapa de análise em nível estadual, visando filtrar dos 5.570 municípios brasileiros distribuídos nas 27 unidades federativas aqueles com condições mais adequadas para serem posteriormente avaliados com mais detalhes. Portanto, os *hotspots* estaduais das PCIRs e o número de agentes logísticos primários de PCIR em todo o país foram os dois critérios decisivos para refinar o escopo final. Após selecionar o estado mais favorável de acordo com tais critérios, a análise passou a ter escala municipal.

Os *hotspots* de geração de REEE e PCIR foram estimados neste estudo devido à ausência de um banco de dados oficial de REEE com tais informações (OTTONI et al., 2020; SOUZA, 2019). Portanto, considerando que Forti, Baldé, et al. (2020) estimaram que o Brasil gerou cerca de 10,2 kg/habitante em 2019, esse valor foi adotado como fator de geração brasileiro anual. A aproximação dos valores de geração de PCIR foi corroborada pelo fato de que as placas de circuito impresso estão presentes em praticamente todos os

equipamentos eletrônicos e representam 3% de sua massa (MISHRA et al., 2021). Assim, para simplificar, foi considerado o fator de 0,306 kg/habitante (3% de 10,2 kg/habitante) de geração anual de PCIR, sendo multiplicado pelo número de habitantes nas unidades geográficas desejadas (estado e município escalas), obtidos do último censo demográfico brasileiro (IBGE, 2010). Para fins logísticos, foram considerados os valores diários de WPCB na base anual de 365 dias. Na primeira etapa, foram considerados os valores de geração de PCIR por estado brasileiro para promover um panorama mais amplo dos principais *hospots* junto ao país que pudessem indicar os polos potenciais para receber uma unidade avançada de reciclagem. As estimativas sobre os *hospots* municipais de geração de PCIR foram usadas para apontar os municípios com melhor potencial para fornecer diretamente a usina de reciclagem dentro dos maiores estados geradores identificados nas etapas anteriores deste estudo.

A lista dos principais agentes logísticos primários de REEE foi obtida a partir dos resultados preliminares do Projeto DAT4RE, desenvolvido pelo Centro de Tecnologia Mineral (CETEM) (CETEM, 2021). A lista de 272 agentes logísticos primários de REEE foi filtrada para considerar as empresas que atuam em qualquer etapa da gestão de PCIR, verificadas por meio de informações de seus websites e contatadas por e-mail e telefonemas. Em relação à etapa de beneficiamento, a maioria das empresas trabalha com segregação e algumas até com trituração para fins de exportação. Foram selecionadas as maiores empresas (com capital social igual ou superior a R\$ 1.000.000,00, equivalente a US\$ 186.198,90 no primeiro trimestre de 2021) desta amostra. Esses agentes logísticos primários foram mapeados por meio do software de georreferenciamento ArcGIS.

3.2. Seleção dos melhores municípios para implementação de usinas de reciclagem avançada de PCIR

Os demais municípios do estado selecionado foram avaliados considerando 11 indicadores relacionados às três dimensões da sustentabilidade e critérios logísticos, conforme proposto de forma semelhante no estudo de Ottoni et al. (2020). Segundo apresentado por Motta e Barreto (2019), a seleção dos indicadores partiu de três premissas: a) Ser aplicável à gestão de REEE; b) Ser mensurável a partir de dados primários ou secundários; c) Ser objetivo e de fácil compreensão para a coleta de informações. A **Tabela 1** resume os indicadores adotados, suas unidades de medida, dimensões e fontes.

Tabela 1 – Indicadores para avaliar os municípios com melhor potencial para implantação de usinas de reciclagem avançada de REEE/PCIR no Brasil

Indicador	Ano	Unidade de Medida	Dimensão	Fonte
Geração Municipal de PCIR	2019	Toneladas por dia	Logística	(FORTI, BALDÉ, <i>et al.</i> , 2020, IBGE, 2010, MISHRA, JHA, <i>et al.</i> , 2021)
Distância ao principal pólo de geração de PCIR (município)	-	Km	Logística	Ferramentas de georreferenciamento
Agentes logísticos primários de PCIR	2021	Unidade	Logística	(CETEM, 2021)
Proximidade das principais rodovias	2019	Faixa de quilometragem	Logística	(DNIT, 2019)
PIB municipal per capita	2018	US\$	Econômico	(IBGE, 2017)
Incentivos financeiros municipais à indústria	2019	SIM ou NÃO	Econômico	(IBGE, 2019)
Valor de Transformação Industrial (VTI) no setor eletroeletrônico **	2016	%	Econômico	(SEADE, 2019)
Município contemplado no Acordo Setorial de SLR de Eletroeletrônicos	2020	SIM ou NÃO	Ambiental	(BRAZIL, 2020)
Existência de Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos (PMGRS)	2021	SIM ou NÃO	Ambiental	Mecanismos de busca na web
Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH)	2010	0 (menos desenvolvido) a 1 (mais desenvolvido)	Social	(IBGE, 2017)
Índice de Desenvolvimento da Educação Básica (IDEB) (estimado até 2019)	2019	0 (menos desenvolvido) a 10 (mais desenvolvido)	Social	(INEP, 2018)

Observações:

PCIR: Placa de Circuito Impresso Residual; PIB: Produto Interno Bruto; VTI: Valor da Transformação Industrial; SLR: Sistema de Logística Reversa; PMGRS: Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos; IDH: Índice de Desenvolvimento Humano; IDEB: Índice de Desenvolvimento da Educação Básica

* Com base na cotação de R\$ 1,00 = US\$ 0,18, de 25 de fevereiro de 2021

** Disponível apenas para municípios do estado de São Paulo

Fonte: Os autores, 2023.

A geração municipal de PCIR é importante como uma métrica do potencial de recuperação de valor material no município avaliado. A distância até o principal *hotspot* de geração de PCIR e a proximidade com as principais rodovias foram outros indicadores fundamentais para a logística, pois a distância está diretamente relacionada aos custos de transporte, que geralmente representam a maior proporção dos custos totais da operação de logística reversa (DOAN et al., 2019). Da mesma forma, foi considerada a presença de agentes logísticos primários da PCIR em cada município, pois as maiores distâncias entre os pontos de geração e as indústrias de reciclagem podem tornar a reciclagem menos benéfica para o meio ambiente (NILSSON et al., 2017), especialmente em termos de emissões de GEE e gasto de energia derivados do transporte desses materiais.

Os indicadores econômicos foram baseados no produto interno bruto (PIB) per capita, principalmente pela relação direta entre a geração de REEE e o nível de riqueza de uma determinada comunidade (KUMAR et al., 2017). Os incentivos financeiros municipais à indústria e o Valor da Transformação Industrial (VTI) no setor eletroeletrônico foram considerados nesta análise como mecanismos que incentivam a indústria da reciclagem nesses municípios. Como indicadores ambientais, a existência de um sistema de logística reversa (SLR) para o REEE no município e a adoção de um plano municipal de gerenciamento de resíduos sólidos (PMGRS) foram indicadores relevantes de locais mais adequados.

Por fim, o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH), que mede o desenvolvimento social e econômico das populações, e o Índice de Desenvolvimento da Educação Básica (IDEB), relacionado ao nível de educação básica, foram os indicadores sociais escolhidos por apontarem a qualidade da vida da população dos municípios avaliados. A maioria desses indicadores também foi adotada por Ottoni (2021).

Os dados secundários obtidos dos indicadores da **Tabela 1** foram organizados em planilhas Excel e convertidos em formato *shapefiles*, para posterior processamento no software ArcGIS. Foram gerados mapas para auxiliar na análise dos melhores locais para implantação das usinas de reciclagem avançada.

O método de pontuação para classificar os municípios mais favoráveis foi baseado no tipo de resposta de cada indicador. Nos casos em que os indicadores apresentam a métrica de respostas SIM/NÃO, foram excluídos da análise os municípios com resposta NÃO, e as respostas SIM corresponderam aos maiores pesos nessa categoria para informar que o município atende aos critérios do indicador analisado. O valor zero foi utilizado para campos “não informados” ou valores realmente iguais a zero.

Quando os indicadores apresentavam as métricas baseadas em valores numéricos, as notas eram escalonadas em faixas (1-10, no caso de 10 cidades a serem analisadas, ou 1-8, se oito cidades fossem avaliadas, e assim por diante). Os indicadores crescentes representaram aqueles que aumentam as chances do município ser escolhido como o mais favorável para receber uma usina de reciclagem, como é o caso da geração de

PCIR, Agentes logísticos primários de PCIR, PIB per capita, VTI de eletrônicos, IDH e IDEB. Quanto maior o valor do indicador crescente, mais favorável é aquele município e, portanto, maior a pontuação que receberá. Por outro lado, os indicadores decrescentes (neste caso, “Distância a partir da cidade *hotspot*”), quanto menores os valores, maior a pontuação que o município terá naquele indicador. Para fins logísticos, a “Distância a partir da cidade *hotspot*” deve ser a mínima possível para reduzir custos de transporte e impactos ambientais. No caso de valores de indicadores empatados, as pontuações também estão empatadas. Por exemplo, se duas cidades de um grupo de 10 cidades avaliadas tivessem o mesmo valor de geração de PCIR e esses fossem os maiores valores da amostra, ambas receberiam 9 como nota para esse indicador, pois houve empate (ambas as cidades devem têm a mesma pontuação) e o valor mais baixo desse indicador deve ser 1. Portanto, uma pontuação de 10 não seria mais possível neste exemplo.

A soma total dos pesos de cada indicador forneceu a ordem dos municípios mais favoráveis, considerando a preferência pela maior soma. Ou seja, o município com maior pontuação total seria o mais indicado para implantar a unidade de reciclagem de PCIR.

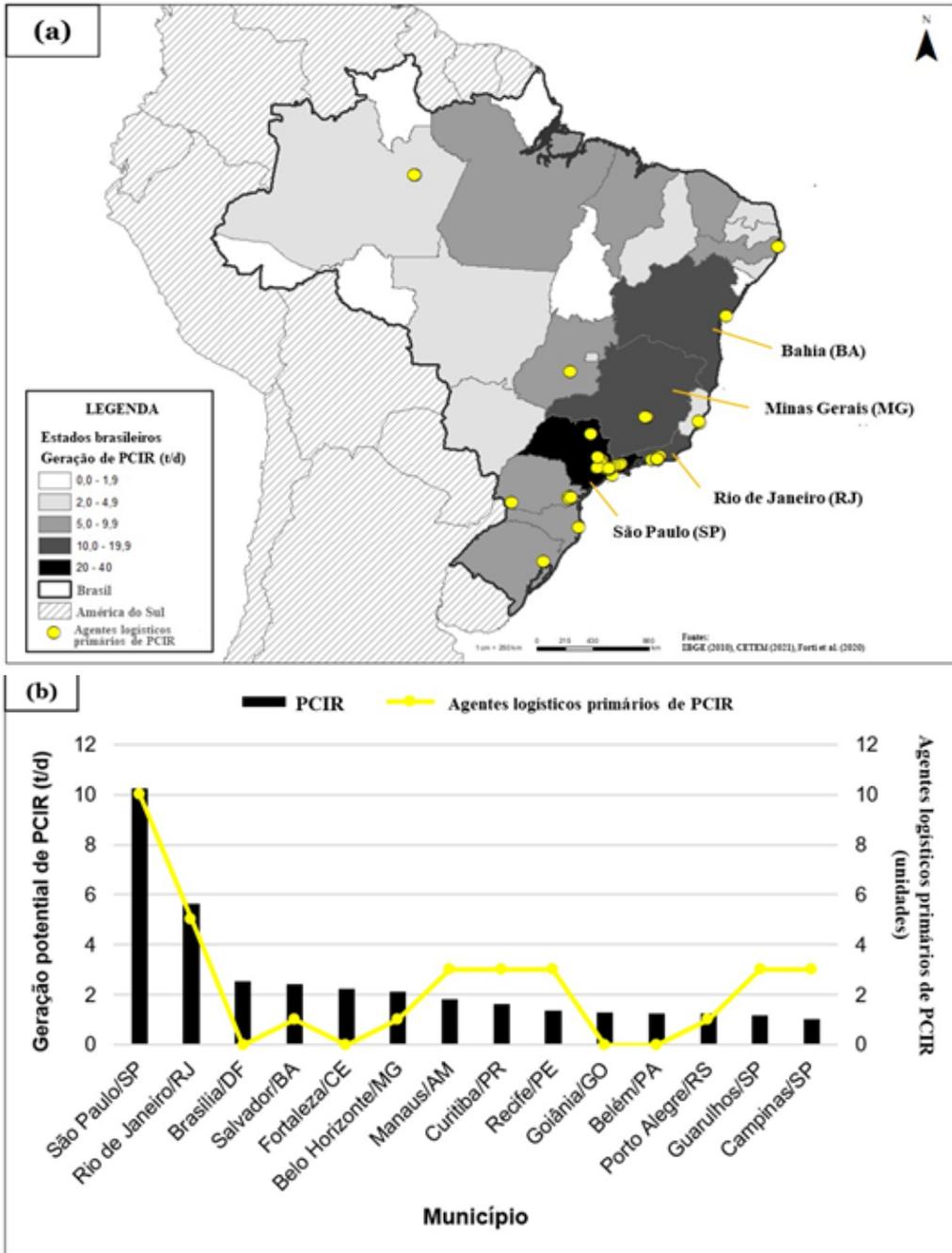
4. Resultados e Discussão

4.1. Panorama Geral de PCIR no Brasil

O panorama brasileiro atual da geração de PCIR e a distribuição dos principais agentes logísticos primários pelos estados brasileiros foram descritos no mapa da **Figura 2 (a)**, e a comparação desses valores nos maiores municípios foi representada na **Figura 2 (b)**.

A **Figura 2(a)** enfatizou a relevante concentração de empresas que trabalham com o PCIR especialmente nas regiões do eixo Sudeste-Sul, tendo como principal polo o estado de São Paulo (SP). A geração total de PCIR no Brasil pode ser estimada em 176,2 t/d, o que corresponde a 64,3 kt por ano, com diferentes cenários de geração de acordo com as especificidades de cada estado. Os menores geradores estão concentrados na região Norte, chegando a 1,9 t por dia. Os estados das regiões Centro-Oeste (13,66 t/d), Sul (25,14 t/d) e Nordeste (47,85 t/d) geram maiores quantidades estimadas de PCIR. Finalmente, a maioria dos estados da região Sudeste (74,09 t/d) e um estado da Bahia podem ser classificados como os maiores geradores de PCIR.

Figura 2 – Panorama brasileiro: (a) Geração de PCIR e distribuição dos agentes logísticos primários nos estados; (b) Comparação dos níveis de geração de PCIR e recicladores de PCIR nos maiores municípios



Fonte: Os autores, 2023.

A **Figura 2 (b)** destacou os municípios brasileiros com geração de PCIR acima de 1 t/d, em um total de 14 municípios. Desta amostra, a cidade de São Paulo (capital do estado de São Paulo) e a cidade do Rio de Janeiro (capital do estado do Rio de Janeiro) continuam sendo os maiores potenciais geradores de PCIR (mais de 10 t/d e 5 t/d, respectivamente) no país e possuem o maior número identificado de recicladores desses componentes quando comparados às outras cidades avaliadas. Algumas cidades tiveram maior número de recicladoras de PCIR, mesmo com geração menor quando comparadas a São Paulo e Rio de Janeiro, mas isso pode ser resultado da atividade mais intensa de exportação da cadeia formal de PCIR (no caso de Manaus, Curitiba e Recife) e a proximidade com a cidade de São Paulo como maior polo gerador de PCIR (no caso de Guarulhos e Campinas). Portanto, São Paulo prevalece como o maior *hotspot* municipal de PCIR do país e está localizado no estado que detém a mais avançada infraestrutura para reciclagem desses componentes no contexto brasileiro, que, mesmo assim, atinge apenas até os níveis intermediários de reciclagem, conforme confirmado por a literatura (AFONSO, 2018; DIAS et al., 2018; LOPES DOS SANTOS, 2020).

Do valor total da geração de PCIR, 21,9% são gerados em SP, com geração estimada de 38,5 t/d, seguido por Minas Gerais/MG (10,1%), Rio de Janeiro/RJ (8,2%) e Bahia/BA (7,1 %). Considerando a distribuição do total dos 57 principais agentes logísticos primários da PCIR considerados neste escopo, 31 estão estabelecidos em SP, seguidos pelo RJ e Paraná (PR), que detêm seis empresas cada. Esses dados podem ser contrastados com os valores do PIB per capita estadual, em que o Distrito Federal, SP e RJ representam os maiores valores nesse indicador (IBGE, 2018). MG (10^o) e PR (6^o) também são representantes na lista dos maiores valores de PIB per capita por estado no Brasil (IBGE, 2018). Esse fato sugere que esses estados possuem maior potencial de geração de PCIR dada a relação direta entre PIB e geração de REEE (KUMAR et al., 2017) e que os recicladores de PCIR são distribuídos de forma mais favorável considerando esses potenciais *hotspots*.

Portanto, conforme mostrado nas **Figuras 2 (a) e (b)**, SP (e a cidade de São Paulo) pode ser considerado o principal polo identificado em termos dos valores estimados da geração diária de PCIR e da localização dos recicladores, o que pode indicar a maiores interesses de mercado e infraestrutura para processamento desses componentes eletrônicos. Atualmente, o fluxo de PCIRs gerados no país é escoado em sua maior parte para SP e alguns outros estados do litoral do país com a finalidade de exportação por transporte marítimo para as fundições e refinarias da Europa, Canadá e Japão, que realizam a reciclagem avançada de PCIR, conforme já afirmado em estudos anteriores (DIAS et al., 2018; LOPES DOS SANTOS, 2020; OTTONI, 2021; SOUZA, 2019). O estado de SP é o mais populoso e com maior concentração de atividades econômicas do Brasil (DALMO et al., 2019), o que possivelmente contribui para esse cenário favorável ao processamento de REEE no estado.

4.2. Análise dos melhores municípios e do porte das usinas de reciclagem

Considerando SP como o principal polo adequado para o processamento de PCIR, os 5.570 municípios no Brasil foram filtrados para uma lista de 645 municípios de SP.

Deste novo escopo, foram excluídos da análise aqueles com geração de PCIR inferior a 0,1 t/d (geração muito baixa), resultando em 56 municípios disponíveis. Também foram descartadas da amostra as cidades sem plano municipal de gerenciamento de resíduos sólidos, incentivos financeiros municipais para a indústria e as que estavam fora da lista oficial do sistema de logística reversa, o que reduziu a lista para 35 possíveis municípios. Como outro critério de corte, também foram desconsiderados os municípios com IDEB inferior a 4,1, por garantir cidades com maior nível educacional e PIB per capita superior a US\$ 7.000. Os 17 municípios restantes foram avaliados individualmente, sendo excluídos aqueles com pelo menos três valores baixos em relação aos demais em qualquer um dos indicadores apresentados na **Tabela 1**. Os resultados apontaram para oito cidades finalistas com potencial para atrair unidades de reciclagem, de acordo com os critérios de sustentabilidade selecionados, conforme apresentado na **Tabela 2**.

Os valores dos indicadores foram medidos ou identificados de acordo com a respectiva fonte de dados e especificidades das cidades, enquanto os valores das pontuações foram atribuídos de acordo com a importância relativa do valor do indicador no conjunto de indicadores analisados. Em termos de geração de PCIR, por exemplo, São Caetano do Sul recebeu o menor valor de acordo com a geração entre as cidades avaliadas, e Campinas recebeu a melhor nota nesse mesmo conjunto.

Conforme destacado na **Tabela 2**, os oito municípios foram ranqueados em um sistema de pontuação, de acordo com os valores de cada indicador adotado, variando do peso 8 (maior nota) a 1 (menor nota), na ausência de valores empatados.

Os maiores geradores de PCIR da amostra restante foram os municípios de Campinas (0,91 t/d), São Bernardo do Campo (0,64 t/d) e Santo André (0,57 t/d). Esses três municípios e São Caetano do Sul estão próximos à cidade de São Paulo, identificada como a maior geradora de PCIR do Brasil e, portanto, pode garantir o abastecimento diário da unidade de reciclagem com as PCIRs coletadas. O trecho entre Campinas e São Paulo pode ser feito em cerca de 1 hora e 30 minutos em condições normais de trânsito (93,8 km), sendo que essa distância em tempo de transporte é ainda menor para São Bernardo do Campo e Santo André (aproximadamente 50 min cada, em 19,6 km e 21 km, respectivamente). Apesar de São Caetano do Sul ser o menor gerador do grupo selecionado na **Tabela 2**, é o município mais próximo de São Paulo (14,2 km, ou cerca de 40 min de distância em condições normais de trânsito) e, portanto, pode ser considerado como uma boa opção.

Tabela 2 – Municípios mais favoráveis à implantação de uma unidade avançada de reciclagem de PCIR no Brasil e suas métricas

Município	Logístico						Econômico					
	Geração de PCIR (t/d)	Nota	Distância para a cidade de São Paulo (km)	Nota	Agentes logísticos primários de PCIR (unidade)	Nota	PIB per capita (US\$)	Nota	Incentivos à Indústria	Nota	VTI de Eletrônicos (%)	Nota
São Caetano do Sul	0.13	1	14.2	8	0	0	15,094.88	6	Sim	1	0.4	1
Jundiaí	0.31	4	59.0	4	1	1	18,933.78	7	N.I.	0	11.4	4
Campinas	0.91	8	93.8	3	3	3	9,255.14	3	Sim	1	22.2	5
São Bernardo do Campo	0.64	7	19.6	7	0	0	10,924.06	5	Sim	1	0.4	1
Barueri	0.20	3	31.2	5	1	1	33,548.82	8	N.I.	0	2.2	2
Sorocaba	0.49	5	101.0	2	2	2	9,390.44	4	Sim	1	10.2	3
Santo André	0.57	6	21.0	6	0	0	7,288.06	1	Sim	1	0	0
Americana	0.18	2	130.0	1	1	1	8,602.83	2	Sim	1	0	0

Município	Ambiental				Social				TOTAL
	SLR	Nota	PMGRS	Nota	IDH (0-1)	Nota	IDEB (0-10)	Nota	
São Caetano do Sul	Yes	1	Yes	1	0.862	7	4.9	6	32
Jundiaí	Yes	1	Yes	1	0.822	6	4.5	3	31
Campinas	Yes	1	Yes	1	0.805	3	4.1	1	29
São Bernardo do Campo	Yes	1	Yes	1	0.805	3	4.1	1	27
Barueri	Yes	1	Yes	1	0.786	1	4.6	4	26
Sorocaba	Yes	1	Yes	1	0.798	2	4.4	2	23
Santo André	Yes	1	Yes	1	0.815	5	4.1	1	22
Americana	Yes	1	Yes	1	0.811	4	4.7	5	18

Fonte: Os autores, 2023.

Da lista filtrada dos principais agentes logísticos primários de PCIR, oito deles estão distribuídos nos oito municípios selecionados. Outros municípios tiveram agentes logísticos primários identificados, mas também foram excluídos por não atenderem aos critérios mínimos estabelecidos em um ou mais indicadores. Campinas foi o município com mais agentes logísticos primários de PCIR identificados (3 unidades), seguido por Sorocaba (2 unidades), Jundiaí (1 unidade), Barueri (1 unidade) e Americana (1 unidade). Os três municípios restantes não possuíam recicladores relevantes identificados para esse componente eletrônico, conforme consulta na lista de projetos do DAT4RE (CETEM, 2021). A proximidade da unidade de reciclagem com os agentes logísticos primários é importante uma vez que tais empresas processam ou participam de outras etapas da gestão de PCIR (coleta, transporte, armazenamento), o que é um critério positivo a ser considerado no planejamento logístico. Considerando que os agentes logísticos primários também estão em sua maioria próximos aos *hotspots* de geração para fins logísticos e financeiros, a proximidade das unidades de reciclagem e dos agentes logísticos primários está seguindo o estudo de ABALANSA et al. (2021), que afirmou que as instalações de gerenciamento de resíduos devem ser instaladas mais perto de onde os resíduos são gerados para evitar também impactos ambientais negativos.

O maior PIB per capita da lista da **Tabela 2** foi encontrado em Barueri (US\$ 33,548.82), seguido de Jundiaí (US\$ 18,933.78) e São Caetano do Sul (US\$ 15,094.88). Valores maiores de PIB per capita municipal indicam municípios mais desenvolvidos, que seriam locais mais favoráveis à implantação da unidade de reciclagem, especialmente considerando a relação intrínseca demonstrada entre PIB e geração de REEE (AWASTHI et al., 2018; KUMAR et al., 2017; XAVIER et al., 2021).

Apenas dois dos oito municípios finalistas (Jundiaí e Barueri) não informaram a existência de incentivos (como redução ou isenção do IPTU) na base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), mas como esses municípios apresentaram valores relevantes nos demais indicadores, não foram desconsiderados na análise detalhada. Para este indicador, apenas as respostas “NÃO” foram excluídas da amostra.

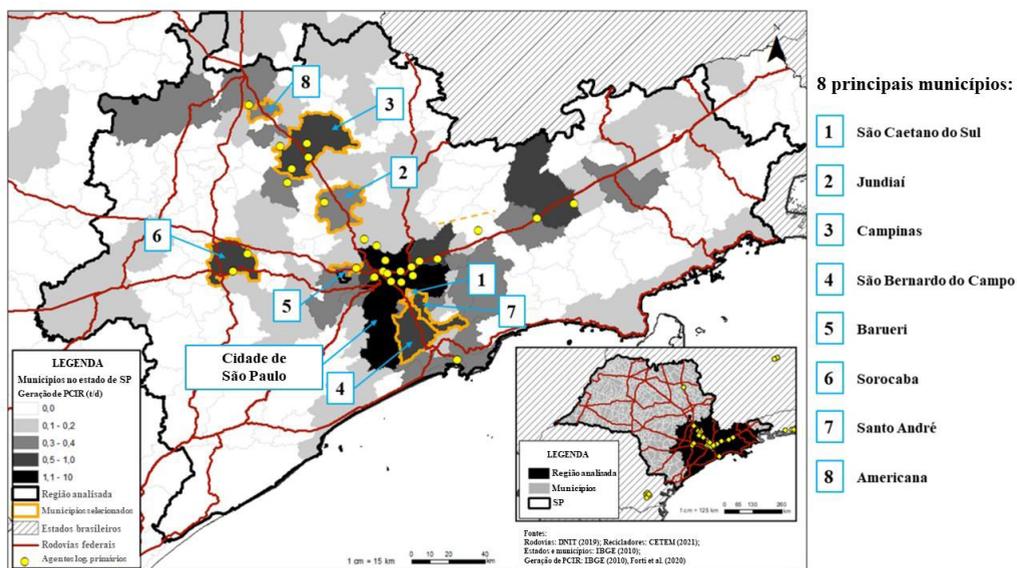
A participação da indústria paulista nas atividades de equipamentos de informática, eletrônicos e ópticos aumentou (de 44,0% para 50,1%) entre 2003 e 2016 (SEADE, 2019), fato que reforça a ideia de que esse estado pode ser o principal polo para a indústria de logística reversa de eletroeletrônicos no país. Campinas (22,2%), Jundiaí (11,4%) e Sorocaba (10,2%) foram as cidades com maior VTI eletrônico de todo o estado. Outros municípios do estado também contribuíram, como é o caso de Hortolândia (8,9%), mas foram excluídos por apresentarem valores menores em outros indicadores.

Quanto aos fatores ambientais, apenas os municípios contemplados na lista oficial do Acordo Setorial de eletroeletrônicos pós-consumo para logística reversa, conforme reforçado no Decreto Federal nº 10.240 (BRASIL, 2020), e os que possuem plano municipal de gerenciamento de resíduos sólidos publicado (PMGRS) foram selecionados. Como todos os oito municípios mais favoráveis atenderam a esses dois requisitos, todos receberam o mesmo peso (1). Esses indicadores foram fundamentais para apontar os municípios com infraestrutura mínima relacionada à gestão de resíduos e logística reversa, o

que pode garantir melhores condições para uma usina de reciclagem. As cidades listadas no Decreto nº 10.240 como municípios-alvo do sistema de logística reversa de REEE seriam equipadas com pontos de coleta desses resíduos e equipes especializadas seriam responsáveis pela coleta e destinação desses materiais para valorização (BRASIL, 2020). Em relação aos planos municipais de gerenciamento de resíduos sólidos, segundo Ottoni et al. (2021), estes documentos apoiam os gestores de resíduos na organização de soluções para os resíduos num contexto holístico, podendo, assim, preparar os municípios para boas práticas de aumento do potencial de valorização dos resíduos gerados.

A análise da dimensão social incluiu dois indicadores principais. Pela **Tabela 2**, os valores do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dos oito municípios mais favoráveis ficaram todos próximos de 0,8, o que é considerado um nível alto e indica cidades mais desenvolvidas. No entanto, o índice de desenvolvimento da educação básica (IDEB) para todos os oito e demais municípios de SP apresentou valores abaixo de 7,0 em uma escala de 0 a 10, na qual quanto melhor o desempenho e aprovação dos alunos, maior o IDEB (INEP, 2018). Assim, a educação básica parece ser um desafio em nível nacional, o que, como afirma Schwartzman (2003), pode estar relacionado à qualidade, equidade e uso inadequado de recursos no país. Dos oito primeiros municípios da **Tabela 2**, São Caetano do Sul (4,9), Americana (4,7) e Barueri (4,6) apresentaram os maiores valores de IDEB. A soma total dos pesos de cada indicador da **Tabela 2** apontou para a ordem dos municípios mais favoráveis no Brasil para a implantação de uma unidade de reciclagem avançada de PCIR, conforme ilustrado geograficamente na **Figura 3**.

Figura 3 – Municípios mais favoráveis para a implantação de uma unidade de reciclagem avançada de PCIR no Brasil



Fonte: Os autores, 2023

O mapa da **Figura 3** destacou a distribuição geográfica dos municípios mais favoráveis, além dos principais agentes logísticos primários, principais vias e a geração municipal de PCIR para cada alternativa em escala de cinza, sendo que os maiores geradores possuem cor mais escura. Portanto, o município de São Caetano do Sul foi identificado como possivelmente a melhor opção em termos de logística e sustentabilidade para a implantação da unidade de beneficiamento PCIR, seguido por Jundiá, Campinas, São Bernardo do Campo, Barueri, Sorocaba, Santo André e Americana.

A soma da geração estimada de PCIR dos maiores geradores em um raio de 190 km de São Caetano do Sul indica a capacidade potencial diária de cerca de 24 t/d, considerando um cenário simplificado em que quase 100% da quantidade de PCIR gerada é coletada e transportados para a unidade de beneficiamento em São Caetano do Sul. Porém, como tais índices de coleta não são uma realidade no Brasil, indica-se uma capacidade diária menor para uma primeira unidade de reciclagem avançada, de forma a evitar perdas econômicas e garantir que as quantidades mínimas forneçam o processamento contínuo da reciclagem. Por outro lado, essas usinas de reciclagem podem considerar receber outros tipos de matéria-prima de resíduos industriais, subprodutos de outras indústrias não ferrosas e recicláveis de consumo além do PCIR, como catalisadores de escapamento de automóveis (HAGELÜKEN, 2006).

Portanto, a determinação da capacidade da unidade de reciclagem pode considerar a disponibilidade local de outros insumos para aumentar os potenciais ganhos e benefícios gerados por tais usinas. Além disso, a reciclagem avançada de REEE no Brasil deve necessariamente estar atrelada ao desenvolvimento do SLR no país (OTTONI, 2021), visando alcançar maiores índices de coleta desses resíduos para abastecer a cadeia reversa. As políticas públicas de incentivo à cadeia da reciclagem, bem como os mecanismos legais de responsabilização dos produtores para o pagamento adequado dos investimentos em sistemas de logística reversa são requisitos básicos para a conclusão e expansão do mercado formal de reciclagem, especialmente nos países em desenvolvimento.

4.3. Limitações e implicações práticas da metodologia

Ainda que a metodologia adotada para avaliar os melhores locais para o processamento do lixo eletrônico aplicada ao caso brasileiro tenha considerado variados aspectos das dimensões econômica, social, ambiental e logística, algumas limitações devem ser destacadas como possíveis temas a serem abordados em futuras pesquisas relacionadas, nomeadamente:

- **Dados estimados de geração de REEE:** Como os valores dos dados de geração de REEE/PCIR foram estimados devido à falta de um banco de dados oficial no Brasil, os resultados podem não representar o contexto real das minas urbanas dessa tipologia de resíduo no país. Da mesma forma, isso pode ser um problema em outros países em desenvolvimento sem um banco de dados oficial de REEE. Portanto, estudos futuros que repitam esse método com quantidades realistas de geração de resíduos eletroeletrônicos podem ter conclusões diferentes sobre os melhores locais para processamento desses resíduos.

• **Sistema de pontuação para cada critério:** O sistema de pontuação adotado para a avaliação da sustentabilidade dos melhores municípios considerou que a pontuação final é obtida por uma soma simples das pontuações de cada métrica e, portanto, algumas métricas contribuem mais para a pontuação final do que outras, como no caso dos aspectos logísticos, econômicos e sociais sobre os ambientais. Esta escolha foi feita devido à falta de meios práticos e disponíveis para medir o desempenho de qualidade dos critérios ambientais (município contemplado no Acordo Setorial para Sistema Eletrônico de Logística Reversa, existência de Plano Municipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos). Nesses indicadores, os valores foram medidos como respostas SIM/NÃO em vez de uma gradação numérica qualitativa, como nos demais indicadores. Futuras adaptações desse método podem considerar a adição de novos critérios que possam ser medidos em uma faixa numérica qualitativa para melhor comparar e influenciar igualmente a pontuação final. Além disso, os próximos estudos poderiam testar outras métricas diferentes para ponderação dos indicadores em vez de assumir valores com base no número total de municípios analisados, pois isso poderia gerar um desequilíbrio no caso de avaliar um número maior de cidades.

• **Correlação entre as dimensões dos indicadores:** Alguns dos indicadores escolhidos de diferentes dimensões (por exemplo, 'logística', 'ambiental', 'econômico', 'social') podem ser relacionados e, então, influenciar os resultados finais de outras métricas. Por exemplo, a distância de cada município até a cidade de São Paulo (logística) também pode estar relacionada a um menor consumo de combustível e a menores emissões, contribuindo positivamente para as métricas ambientais. Portanto, um olhar mais aprofundado sobre esse aspecto da correlação entre os indicadores desse método deve ser um possível tema de pesquisas futuras.

Como implicações práticas da aplicação desta metodologia em países em desenvolvimento, este estudo mostrou que o planejamento estratégico para uma logística reversa eficaz a longo prazo é essencial para a implementação completa da mineração urbana de REEE nessas nações. Além disso, foram destacados os desafios de estabelecer métodos mais realistas para avaliar os melhores locais de processamento de REEE.

A metodologia de identificação dos locais mais favoráveis para processamento de REEE adotada neste estudo de caso no Brasil também pode ser implementada em outros países em desenvolvimento, principalmente naqueles com maior geração dessa tipologia de resíduo. Isso pode ser visto como uma estratégia para melhorar o desenvolvimento econômico, ambiental e social, reduzir o tratamento informal e primitivo de REEE e, portanto, abordar a problemática desses resíduos no mundo em desenvolvimento.

5. Conclusão

O presente estudo abordou o problema da transferência de valor dos resíduos eletroeletrônicos pela exportação de placas de circuito impressas residuais de países em desenvolvimento para indústrias de processamento em países desenvolvidos no exterior. Para tanto, este estudo propôs um procedimento metodológico para avaliação logística e sustentável para identificar os principais locais favoráveis para processamento de REEE/

PCIR. A aplicação dessa metodologia no Brasil, que tem potencial para gerar cerca de 64 kt/ano de PCIR, indicou os oito locais mais adequados para implantação de unidades avançadas de reciclagem de PCIR por critérios de sustentabilidade e logística, com destaque para os municípios de São Caetano do Sul, Jundiaí e Campinas. Este estudo também apontou um potencial de geração de 24 t/d de PCIR nas proximidades deste *hotspot* e valores expressivos de PIB que podem indicar maior consumo de REEE. Esses fatos justificam a concentração de unidades de processamento na região para suprir a alta demanda local e podem ser os pontos iniciais para o planejamento de gestão integrada e valorização de REEE no país.

Finalmente, os resultados sugeriram que as instalações de REEE são viáveis para serem localizadas no Brasil para aumentar o valor recuperado a partir dos fluxos desses resíduos. Também foi indicado que a localização das usinas de reciclagem de PCIR em uma região específica do estado de São Paulo (considerando três municípios principais) absorveria a produção do entorno e, dessa forma, viabilizaria o processamento em unidades de pequeno porte.

A consideração de unidades descentralizadas e menores (como é o caso das micro-fábricas, por exemplo) em locais estratégicos para o processamento de PCIR pode ser outra possível solução a ser avaliada. Do ponto de vista gerencial, essa estratégia descentralizada pode representar redução de custos e impactos ambientais relacionados ao transporte, dadas as curtas distâncias dos *hotspots* aos recicladores. No entanto, recomenda-se um estudo mais detalhado acerca dessa solução em pesquisas futuras.

As limitações deste estudo foram baseadas principalmente nos valores estimados dos dados de geração de REEE/PCIR devido à falta de um banco de dados oficial no Brasil para tais fins, o que também pode ser um problema em outros países em desenvolvimento sem uma base de dados oficial para tais resíduos. Além disso, o sistema de pontuação adotado para a avaliação de sustentabilidade dos melhores municípios pode ser melhorado com outros indicadores à medida que mais informações são adicionadas a um banco de dados oficial, e outros métodos de ponderação diferentes podem ser testados, analisados e comparados nas etapas seguintes. Uma vez que este trabalho trouxe um enfoque maior para viabilidade logística, uma agenda para estudos futuros deve incluir uma análise mais detalhada dos tamanhos das unidades centralizadas e descentralizadas, além de uma avaliação da viabilidade econômica e técnica das melhores rotas metalúrgicas para recuperação de valor das PCIRs no Brasil e outros países em desenvolvimento para ajudar a melhorar os níveis de sustentabilidade e circularidade do setor eletrônico nessas nações.

Este estudo contribuiu para o entendimento de que a mineração urbana completa de REEE é possível e desejável para aumentar os níveis de circularidade e sustentabilidade em países em desenvolvimento. Porém, depende de um planejamento estratégico para uma logística reversa eficaz no longo prazo, além de políticas públicas que estimulem opções de valorização dos resíduos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa nº 132388/2020-0 à primeira autora.

Referências

ABALANSA, S., MAHRAD, B. El, ICELY, J., *et al.* “Electronic waste, an environmental problem exported to developing countries: The good, the bad and the ugly”, **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 9, p. 1–24, 2021. DOI: 10.3390/su13095302. .

AFONSO, J. C. “Waste electrical and electronic equipment: The Anthropocene knocks on our door”, **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1849–1897, 2018. DOI: 10.21577/1984-6835.20180121.

ARAUJO, R. A. de, XAVIER, L. H. “Banco de dados e estudo geoespacial de organizações do segmento de resíduos eletroeletrônicos no Brasil.”, **Série Jornada de iniciação Científica**, p. 199–203, 2019. Available at: <https://www.cetem.gov.br/jornadas/jornada-de-iniciacao-cientifica/itemlist/category/108-2019?start=10>.

AWASTHI, A. K., CUCCHIELLA, F., D’ADAMO, I., *et al.* “Modelling the correlations of e-waste quantity with economic increase”, **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 46–53, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.288.

AWASTHI, A. K., LI, J. “Sustainable Bioprospecting of Electronic Waste”, **Trends in Biotechnology**, v. 37, n. 7, p. 677–680, 2019. DOI: 10.1016/j.tibtech.2019.03.004.

BRAZIL. **Federal Decree No. 10,240, of February 12, 2020. Regulates item VI of the caput of art. 33 and art. 56 of Law No. 12,305, of August 2, 2010, and complements Decree No. 9,177, of October 23, 2017, regarding the implementation of a reverse logistics system.** 2020. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-637_2022/2020/decreto/D10240.htm (accessed on: 13 Dec. 2020).

CETEM – CENTER FOR MINERAL TECHNOLOGY. **Recicladores (Recyclers)**. 2021. Available at: <https://www.cetem.gov.br/reminare/recicladores> (accessed on: 10 Feb. 2021).

CHEN, M., OGUNSEITAN, O. A., WANG, J., *et al.* “Evolution of electronic waste toxicity: Trends in innovation and regulation”, **Environment International**, v. 89–90, p. 147–154, 2016. DOI: 10.1016/j.envint.2016.01.022.

DA SILVA, J. R. A., AUGUSTO, J., BEZANA, T., *et al.* “Rematronic: Project to recovery precious metals from electronic waste”, **7th International ACM Conference on Management of Computational and Collective Intelligence in Digital EcoSystems, MEDES 2015**, n. June 2016, p. 221–227, 2015. DOI: 10.1145/2857218.2857268.

DALMO, F. C., SIMÃO, N. M., LIMA, H. Q. de, *et al.* “Energy recovery overview of municipal solid waste in São Paulo State, Brazil”, **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 461–474, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.12.016. .

DEMAJOROVIC, J., AUGUSTO, E. E. F., DE SOUZA, M. T. S. “Reverse logistics of E-waste in developing countries: Challenges and prospects for the Brazilian model”, **Ambiente e Sociedade**, v. 19, n. 2, p. 117–136, 2016. DOI: 10.1590/1809-4422ASOC141545V1922016.

DIAS, P., MACHADO, A., HUDA, N., *et al.* “Waste electric and electronic equipment (WEEE) management: A study on the Brazilian recycling routes”, **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 7–16, 2018. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.219. .

DNIT – BRAZILIAN DEPARTMENT OF INFRASTRUCTURE OF TRANSPORT. **Sistema Nacional de Viação (Brazilian National Road System)**. 2019. Available at: <http://servicos.dnit.gov.br/vgeo/> (accessed on: 13 Feb. 2021).

DOAN, L. T. T., AMER, Y., LEE, S., *et al.* “E-Waste Reverse Supply Chain : A Review and Future Perspectives”, **applied sciences**, v. 9, n. 5195, p. 1–28, 2019. DOI: 10.3390/app9235195.

FORTI, V., BALDÉ, C. P., KUEHR, R., *et al.* **The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, Flows, and the Circular Economy Potential**. [S.l: s.n.], 2020.

GHIMIRE, H., ARIYA, P. A. “E-Wastes: Bridging the Knowledge Gaps in Global Production Budgets, Composition, Recycling and Sustainability Implications”, **Sustainable Chemistry**, v. 1, n. 2, p. 154–182, 2020. DOI: 10.3390/suschem1020012. .

GHOSH, B., GHOSH, M. K., PARHI, P., *et al.* “Waste Printed Circuit Boards recycling: An extensive assessment of current status”, **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 5–19, 2015. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.02.024.

HABIB, A., BHATTI, H. N., IQBAL, M. “Metallurgical Processing Strategies for Metals Recovery from Industrial Slags”, **Zeitschrift fur Physikalische Chemie**, v. 234, n. 2, p. 201–231, 2020. DOI: 10.1515/zpch-2019-0001.

HAGELÜKEN, C. “Recycling of Electronic Scrap At Umicore Precious Metals”, **Acta Metallurgica Slovaca**, v. 12, n. June 2006, p. 111–120, 2006.

HAO, J., WANG, Y., WU, Y., GUO, F. “Metal recovery from waste printed circuit boards: A review for current status and perspectives”, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 157, 104787, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104787>.

HONDA, S., KHETRIWAL, D. S., KUEHR, R. **E-WASTE MONITOR**. . [S.l: s.n.], 2016.

IBGE - BRAZILIAN INSTITUTE OF GEOGRAPHY AND STATISTICS. **Basic Municipal Information Survey - MUNIC (Pesquisa de Informações Básicas Municipais - MUNIC)**. 2019. Available at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/educacao/10586-pesquisa-de-informacoes-basicas-municipais.html?=&t=resultados> (accessed in: 10 Feb. 2021).

IBGE - BRAZILIAN INSTITUTE OF GEOGRAPHY AND STATISTICS. **Census 2010**. 2010. Available at: <https://censo2010.ibge.gov.br/materiais/guia-do-censo/operacao-censitaria.html> (accessed on: 10 Feb. 2021).

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Contas Regionais (Regional Accounts System: Brazil 2019)**. Ibge. [S.l.: s.n.], 2018. Available at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9054-contas-regionais-do-brasil.html?=&t=o-que-e>.

IBGE – BRAZILIAN INSTITUTE OF GEOGRAPHY AND STATISTICS. **Cidades@ - Produto Interno Bruto dos Municípios (Cities@ - Gross Domestic Product of Municipalities)**. 2017. Available at: <https://cidades.ibge.gov.br/> (accessed in: 10 Feb. 2021).

ILANKOON, I. M. S. K., GHORBANI, Y., CHONG, M. N., *et al.* “E-waste in the international context – A review of trade flows, regulations, hazards, waste management strategies and technologies for value recovery”, **Waste Management**, v. 82, p. 258–275, 2018. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.10.018.

INEP - BRAZILIAN INSTITUTE OF EDUCATIONAL STUDIES AND RESEARCH ANÍLIO TEIXEIRA. Índice de Desenvolvimento da Educação Básica – IDEB 2017 (Basic Education Development Index). 2018. Available at: http://portal.inep.gov.br/artigo/-/asset_publisher/B4A-QV9zFY7Bv/content/id/1511536 (accessed in: 10 Feb. 2021).

KAYA, M. **Current WEEE recycling solutions**. [S.l.], Elsevier Ltd, 2018. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-102057-9.00003-2>.

KAYA, M. **Industrial-Scale E-Waste / WPCB Recycling**. [S.l.: s.n.], 2019.

KAYA, M. **Waste Printed Circuit Board (WPCB) Recovery Technology: Disassembly and Desoldering Approach**. [S.l.], Elsevier Ltd., 2020a. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.11246-9>.

KAYA, M. **Waste Printed Circuit Board (WPCB) Recycling: Conventional and Emerging Technology Approach**. [S.l.], Elsevier Ltd., 2020b. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.11296-2>.

KHALIQ, A., RHAMDHANI, M. A., BROOKS, G., *et al.* “Metal extraction processes for electronic waste and existing industrial routes: A review and Australian perspective”, **Resources**, v. 3, n. 1, p. 152–179, 2014. DOI: 10.3390/resources3010152.

KIDDEE, P., NAIDU, R., WONG, M. H. “Electronic waste management approaches: An overview”, **Waste Management**, v. 33, n. 5, p. 1237–1250, 2013. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.01.006.

KUMAR, A., HOLUSZKO, M., ESPINOSA, D. C. R. “E-waste: An overview on generation, collection, legislation and recycling practices”, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 32–42, 2017. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.01.018.

LOPES DOS SANTOS, K. “The recycling of e-waste in the Industrialised Global South: the

case of Sao Paulo Macrometropolis”, **International Journal of Urban Sustainable Development**, v. 00, n. 00, p. 1–14, 2020. DOI: 10.1080/19463138.2020.1790373.

LUNDRÉN, K. **The global impact of e-waste: Addressing the challenge**. [S.l.: s.n.], 2012.

MAGODA, K.; MEKUTO, L. “Biohydrometallurgical Recovery of Metals from Waste Electronic Equipment: Current Status and Proposed Process”, *Recycling* 2022, 7, 67. <https://doi.org/10.3390/recycling7050067>

MISHRA, G., JHA, R., RAO, M. D., *et al.* “Recovery of silver from waste printed circuit boards (WPCBs) through hydrometallurgical route: A review”, **Environmental Challenges**, v. 4, n. March, p. 100073, 2021. DOI: 10.1016/j.envc.2021.100073. .

MOTTA, L. B., BARRETO, R. da C. “Indicadores para análise da gestão de resíduos eletroeletrônicos em instituições públicas e privadas”, **XXVIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa**, n. July, 2019. DOI: 10.13140/RG.2.2.23009.04963. Available at: <http://www.entmme2019.entmme.org/trabalhos/156.pdf>.

NILSSON, A. E., ARAGONÉS, M. M., TORRALVO, F. A., *et al.* “A review of the carbon footprint of Cu and Zn production from primary and secondary sources”, **Minerals**, v. 7, n. 9, 2017. DOI: 10.3390/min7090168.

NING, C., LIN, C. S. K., HUI, D. C. W., *et al.* “Waste Printed Circuit Board (PCB) Recycling Techniques”, **Topics in Current Chemistry**, v. 375, n. 2, 2017. DOI: 10.1007/s41061-017-0118-7. .

OTTONI, M. de S. O. **ASSESSMENT OF A REVERSE LOGISTICS FRAMEWORK FOR WASTE PRINTED CIRCUIT BOARDS (WPCB) IN BRAZIL**. 2021. 173 f. 2021. Available at: http://www.ppe.ufrj.br/images/publicações/doutorado/Dissertação_Marianna_Otoni.pdf.

OTTONI, M., DIAS, P., XAVIER, L. H. “A circular approach to the e-waste valorization through urban mining in Rio de Janeiro, Brazil”, **Journal of Cleaner Production**, v. 261, p. 120990, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120990.

OTTONI, M., FONSECA, D. L., PERTEL, M. “Circularity and sustainability within waste management in universities: case study of waste management plans (WMPs) in Brazilian public universities”, **International Journal of Sustainability in Higher Education**, 2021. DOI: 10.1108/IJSHE-02-2021-0064.

PETRIDIS, N. E., PETRIDIS, K., STIAKAKIS, E. “Global e-waste trade network analysis”, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 158, n. March, p. 104742, 2020. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104742.

SAHAJWALLA, V., GAIKWAD, V. “The present and future of e-waste plastics recycling”, **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 13, p. 102–107, 2018. DOI: 10.1016/j.cogsc.2018.06.006.

SCHWARTZMAN, S., “The challenges of education in Brazil”. **Oxford Studies in Comparative Education**, Oxford, UK., [s.n.], 2003. p. 44. Available at: <http://www.schwartzman.org.br/simon/>

oxford/1_simon.pdf.

SEADE - STATE SYSTEM OF DATA ANALYSIS FOUNDATION (SÃO PAULO STATE). **Map of the Industry of São Paulo State 2003-2016**. 2019. Available at: https://www.seade.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/MapaIndustria_abril2019.pdf. Acesso em: 10 fev. 2021.

SILVA, M. F., DUTRA, A. J. B., MANSUR, M. B. “Enrichment of copper, lead, and tin by mechanical dry processing of obsolete printed circuit board residues”, **Materials Research**, v. 22, n. 5, p. 0–6, 2019. DOI: 10.1590/1980-5373-MR-2019-0341.

SILVAS, F. P. C., JIMÉNEZ CORREA, M. M., CALDAS, M. P. K., *et al.* “Printed circuit board recycling: Physical processing and copper extraction by selective leaching”, **Waste Management**, v. 46, p. 503–510, 2015. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.08.030.

SOUZA, R. G. **E-waste situation and current practices in Brazil**. [S.l.], INC, 2019. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-817030-4.00009-7>.

TURAGA, R. M. R., BHASKAR, K., SINHA, S., *et al.* **E-Waste Management in India: Issues and Strategies**. [S.l: s.n.], 2019. v. 44.

XAVIER, L. H., GIESE, E. C., RIBEIRO-DUTHIE, A. C., *et al.* “Sustainability and the circular economy: A theoretical approach focused on e-waste urban mining”, **Resources Policy**, n. August, p. 101467, 2019. DOI: 10.1016/j.resourpol.2019.101467.

XAVIER, L. H., OTTONI, M., LEPAWSKY, J. “Circular economy and e-waste management in the Americas: Brazilian and Canadian frameworks”, **Journal of Cleaner Production**, v. 297, p. 126570, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126570.

YOSHIDA, A., TERAZONO, A., BALLESTEROS, F. C., *et al.* “E-waste recycling processes in Indonesia, the Philippines, and Vietnam: A case study of cathode ray tube TVs and monitors”, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 106, n. 2016, p. 48–58, 2016. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.10.020.

ZENG, X., YANG, C., CHIANG, J. F., *et al.* “Innovating e-waste management: From macroscopic to microscopic scales”, **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1–5, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.078.

Marianna Ottoni

✉ mariannaottoni@ppe.ufrj.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0897-6177>

Submetido em: 29/07/2021

Aceito em: 10/01/2023

2023;26:e01073

Emilio Lèbre La Rovere

✉ emilio@ppe.ufrj.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9186-7069>

Amaro Olimpio Pereira Junior

✉ amaro@ppe.ufrj.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9766-1080>

Lúcia Helena Xavier

✉ lxavier@cetem.gov.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4177-5251>

Evaluación de la sostenibilidad para la asignación de unidades de procesamiento de residuos de placas de circuito impreso: el caso brasileño

Marianna Ottoni
Emilio Lèbre La Rovere
Amaro Olímpio Pereira Junior
Lúcia Helena Xavier

Resumen: Las Placas de Circuitos Impresos Residuales (PCIR) tienen elementos valiosos. En los países en desarrollo, los PCIR se exportan para su tratamiento debido a la ausencia de unidades de reciclaje adecuadas, transfiriendo el alto valor agregado a los países desarrollados. Este estudio propuso un método para identificar las mejores ubicaciones para la implementación de plantas de reciclaje de PCIR considerando criterios de sostenibilidad. El método fue aplicado al caso brasileño y consistió en análisis por 11 indicadores relacionados con las tres dimensiones de sostenibilidad, criterios logísticos y geoprocusamiento. Los resultados sugirieron el estado de São Paulo (SP) como el principal centro de procesamiento de PCIR en Brasil, y São Caetano do Sul y Jundiaí como los principales municipios favorables al reciclaje de PCIR. Este estudio demostró que la logística sostenible para la recuperación de PCIR en los países en desarrollo es posible y deseable para lograr patrones más circulares.

São Paulo. Vol. 26, 2023

Artículo original

Palabras-clave: Residuos eléctricos y electrónicos (RAEE); Placas de Circuitos Impresos Residuales (PCIR); Reciclaje; Minería Urbana; Países en desarrollo.

Sustainability assessment of best locations for waste printed circuit boards processing units: The Brazilian case

Marianna Ottoni
Emilio Lèbre La Rovere
Amaro Olimpio Pereira Junior
Lúcia Helena Xavier

Abstract: Waste Printed Circuit Boards (WPCB) are sources of valuable elements. In most developing countries, the WPCBs of formal chains are exported to treatment overseas given the absence of proper recycling plants, transferring the high-added value to developed nations. This study proposed a method to identify the best locations to implement WPCB recycling facilities considering sustainability criteria. The method was applied to the Brazilian case and consisted of state and municipal levels analysis based on 11 indicators related to the three sustainability dimensions, logistics criteria and geoprocessing tools. The results suggested São Paulo state (SP) as the main pole for WPCB processing in Brazil, with an estimated potential of WPCB generation of almost 24 t/d, and São Caetano do Sul and Jundiaí as the main favourable WPCB recycling municipalities. This study demonstrated that sustainable logistics for WPCB value recovery in developing countries is possible and desirable for achieving more circular patterns.

São Paulo. Vol. 26, 2023

Original Article

Keywords: E-waste; Waste Printed Circuit Boards; Recycling; Urban Mining; Developing countries.