

废弃电子电器产品处置方法及生命周期评价研究进展

龚汉芳¹, 杜世伟¹, 高峰^{1*}, 龚先政¹, 迟晓光²

1. 北京工业大学材料与制造学部, 北京 100124

2. 北京中创绿发科技有限责任公司, 北京 100080

摘要 电子电器行业的技术进步导致废弃电子电器产品每年报废率为3%~5%, 国家“双碳”目标的提出使废弃电子电器产品绿色处置面临新的机遇与挑战。综述了电子电器产品生命周期评价回收与循环领域环境负荷研究, 基于全生命周期的角度, 梳理了当前主要废弃电子电器产品末端处理方法的研究进展。整理了废弃电子电器产品的回收方法体系, 对比各种循环利用的环境负荷分配方法, 讨论了回收和循环的优缺点和适用范围, 并展望了未来电子电器产品绿色低碳技术发展方向。

关键词 废弃电子电器产品; 生命周期评价; 废品回收

科学技术的进步和经济的快速发展加快了电子电器产品更新换代的频率, 废弃电子电器产品(WEEE)在全球范围内迅速增加, 并已成为最主要的固体废物类型之一^[1]。联合国大学(UNU)、国际电信联盟(ITU)和国际固体废物协会(ISWA)与联合国环境规划署联合发布的《2020年全球电子废弃物监测》报告显示, 2019年全球产生的废弃电子电器产品总量高达5360万t, 仅5年内增长率达到21%。预测到2030年, 全球废弃电子电器产品将达到7400万t。报告显示, 2019年仅有17.4%的废

弃电子电器产品被回收, 这意味着大量高价值、可回收的材料被倾倒或焚烧, 而不是被收集起来进行回收和再利用。保守估计, 这些未回收的废弃电子电器产品的价值可达570亿美元^[2]。

中国在废弃电子电器设备管理领域面临着巨大的挑战, 许多废弃电子电器产品尚未纳入监管范围^[3]。不受管制的废弃电子电器设备通过非正规渠道回收。废弃电子电器产品中通常含有一些有价值的材料, 恰当的回收方法会带来显著的经济和环境效益^[4]。回收再利用是解决当前社会资源紧缺和

收稿日期: 2023-07-19; 修回日期: 2023-11-01

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFC3901701)

作者简介: 龚汉芳, 硕士研究生, 研究方向为计算机外壳生命周期评价、循环分配方法, 电子信箱: starrism8@163.com; 高峰(通信作者), 教授, 研究方向为生命周期评价, 电子信箱: gaofeng@bjut.edu.cn

引用格式: 龚汉芳, 杜世伟, 高峰, 等. 废弃电子电器产品处置方法及生命周期评价研究进展[J]. 科技导报, 2024, 42(4): 52-61; doi: 10.3981/j.issn.1000-7857.2024.04.005

环境污染问题的有效方法^[5]。中国政府颁布了各种法律法规来规范废弃电子电器产品的回收再利用,中国家用电器协会编制的《中国家用电器行业2030年前双碳行动方案》针对性指出,电子电器行业绿色低碳发展是落实工业领域碳达峰工作的重要组成部分,也是支撑中国经济社会全面绿色低碳转型的关键。

生命周期评价(life cycle assessment, LCA)可以用于评估废弃物管理环境负荷,以及比较各种废弃物管理策略的环境效益。电子电器产品生命周期评价及末端处置方法环境影响的研究表明,回收和循环再利用相比于其他末端处置方式更具有环境效益,特别是废弃电子电器产品的回收再利用方法研究尤为重要^[4]。

1 生命周期评价方法评估废弃电子电器的处置方式

废弃电子电器产品处置的复杂性导致与这些产品废弃处置相关的资源效率和环境影响难以量化。LCA是从生命周期的角度全面、系统地评估产品系统潜在环境影响的方法,并已形成了相关国际标准。LCA的结果在很大程度上取决于归因生命周期评价(attributional life cycle assessment, ALCA)或归果生命周期评价(consequential life cycle assessment, CLCA)建模的选择。ALCA将总环境影响的一部分归因于某个或多个具有某种功能的特定产品系统^[6]。CLCA分析了决策如何在全球范围内改变人类或工业系统及其对环境的影响。

洪梅等^[7]结合废弃电子电器的特点,分析在其管理中引入LCA方法的重要性,并探讨生命周期评价在废弃电子电器管理中的应用前景及存在的问题。Ardolino等^[8]通过LCA方法评估WEEE中塑料的回收处理方案,包括机械回收、热处理、焚烧、倾倒的环境影响,结果显示,相较其他方式,回收极大地改善了对环境的影响,增加废弃电子电器中塑料的环境可持续。Lu等^[9]从生命周期的角度评估了WEEE在单元再利用情景、组件再利用情景、材料回收情景的环境影响,结果表明,再利用情景的

环境效益优于回收情景。Bigum等^[10]用LCA方法评估了WEEE中回收金属的环境影响,与原生金属相比,回收金属具有较大的环境效益,其中,金属回收预处理阶段比冶金处理过程的环境负荷更小。Campolina等^[11]采用LCA方法,研究WEEE中塑料的回收利用,确定和量化废弃电子电器中塑料的回收过程所造成的环境问题。结果表明,与原生生产塑料相比,回收生产塑料的能耗和二氧化碳排放量都明显减少,且回收的塑料能够保留90%以上的原始性能。

废弃电子电器产品末端处置生命周期评价案例研究表明,焚烧、倾倒、回收和循环再利用是废弃电子电器产品寿命末端处理的主要方式。但是焚烧会排放大量有毒物质,倾倒会导致废弃物中的有毒物质污染水和土壤资源,这2种方法是对环境危害相对较大的末端处理方法。回收和循环再利用减少与原料开采有关的环境负荷,避免焚烧和倾倒造成环境影响,防止有价值的材料的损失和有害物质的释放。因此,对废弃电子电器产品进行回收和循环具有一定的环境优势,不仅可以在再制造过程中节约资源成本,提高资源的循环利用率,并且可以通过循环使用再生资源获得一定的经济效益。因此,系统地研究废弃电子电器产品的回收和循环再利用方法,有助于促进电子电器制造业的绿色低碳发展。

2 废弃电子电器产品的回收处置方法

据Bigum^[10]的研究,回收的废弃电子电器产品包含54.6%的金属、26.5%的塑料及18.9%的其他材料。废弃电子电器中金属的种类和含量最多,部分金属会危害植物及土壤,从而危害整个生态系统。塑料的低降解性、可渗透性和可吸附性使其对人体健康和生态环境有较大的危害。因此,从生命周期的角度出发,研究废弃电子电器产品中金属和塑料的回收。进入回收链的废弃电子电器产品处置有2个主要步骤:(1)预处理;(2)资源化处理。在预处理过程中,进入回收链的部件通过拆卸和人

工分解选择性地分离出有价值的材料和含有害成分的零件^[12],机械处理分离出金属和塑料等材料。在资源化处理阶段,预处理阶段机械分离过程中产生的金属可以通过火法冶金、湿法冶金及生物冶金处理,从而获得高纯度的金属,通常在回收链的末端采用电精炼沉积金属精矿^[13]。塑料可以通过机械回收、化学回收等工艺处理^[14]。

2.1 预处理

预处理的第1步是将收集的废弃电子电器产品进行拆解,分离出可重复使用的部件和有毒的零件,第2步是通过机械处理分离出金属和非金属。机械处理首先对拆解下来的可重复使用的部件进行破碎处理^[15]。对粉碎颗粒进行筛分获得大小均匀的碎片,随后通过磁选分离出铁磁性材料和非铁磁性材料。气旋处理除去大量的灰尘,再通过重力分离使其在流体(如空气)中运动进行颗粒分离。破碎产生的粒度越大,金属组分在馏分中的分离率越高,较小的粒度可以提高后续金属的浸出效率,最后,通过电晕静电分离使用高压电场将金属从塑料等非导体材料中分离出来。

机械处理的优点是资金和操作成本相对较低,可以回收大量金属,如铁和铜,但这种方法无法将单个金属与其合金分离开来。经过机械处理后会生成大量的粉尘,稀土元素和贵金属会集中在粉尘中。部分贵金属在粉碎后会被分散在与金属无关的回收流中^[16]。有研究发现,机械回收在粉尘中损失的黄金约为60%~70%,钯的损失高达80%。机械处理分离出的金属和塑料将进一步资源化处理^[1]。

2.2 金属资源化处理

火法冶金是一种冶金提取领域的综合技术,利用热量和高温回收金属。火法冶金主要包括熔炼、铸造成阳极和电精炼过程。熔炼是废弃电子电器产品回收的主要途径^[17],在火法冶金处理过程中,废弃电子电器产品在冶炼厂的焚烧炉或等离子弧炉中燃烧,去除电子元件中含有的塑料。然后被铸造成阳极,再用电冶金工艺进一步精炼,以获得高纯度的金属。精炼阶段得到的浆液残留物富含贵金属,需要进行加工回收。在火法冶金过程中,由于稀土金属、铝和铁与氧的强亲和性,很容易被困

在渣相中,需要通过湿法冶金或电化学技术进一步精炼火法冶金过程的产出物^[18-19]。火法冶金过程会产生有害气体,例如,每生产1 t的铜,烟气中会排放2 t二氧化硫^[20]。此外,由于阻燃化学品的存在,还会产生二噁英及其他污染气体排放。

湿法冶金工艺首先通过浸出,将金属转移到液体溶液中,随后通过溶剂萃取、沉淀和离子交换等技术分离浸出溶液中的金属。在分离出浸出金属后,可以通过电精炼或化学还原等方式进一步精炼,从而获得纯金属^[21]。浸出步骤在湿法冶金过程中起着关键作用,因为该步骤决定金属从固体基体向水相的迁移,影响整个处理过程的回收效率^[22],此步骤通常使用酸性或碱性溶液进行。与火法冶金相比,湿法具有更低的有毒残留物和排放物以及更高的能源效率。然而,由于使用大量有毒、腐蚀性和易燃试剂以及产生大量废水和其他固体废弃物,该工艺会产生较大的环境危害^[23]。现阶段废弃电子电器产品中回收金属的湿法冶金工艺的发展成熟度较高,但在关键金属回收领域的工业应用仍然有限。

火法冶金和湿法冶金工艺产生的环境负荷使得需要开发从废弃电子电器产品中回收金属的环保技术,由此产生了生物冶金。生物浸出和生物吸附是生物冶金的2个主要领域。生物浸出利用某些微生物在细菌辅助反应中溶解金属的能力,是从矿物硫化物和氧化物中提取金属的一项成熟技术。生物吸附是一种从溶液中回收浸出金属离子的技术,该技术基于生物(包括藻类、真菌、酵母和细菌)结合溶液中存在金属的能力,已被有效地用于从液体废水中回收金属^[24]。与传统冶金技术相比,生物冶金工艺具有成本更低、环境影响更小和能源消耗更少等优点,但生物冶金耗时较长^[25]。尽管一些研究已经证明了生物冶金从电子废弃物中回收金属的可行性,但大多数应用仍处于实验室研发阶段^[17]。通过生物冶金工艺从废弃电子电器产品中回收金属的潜力还需要进一步研究,特别是稀土元素的回收^[26]。

2.3 塑料资源化处理

机械回收是指采用物理的方法对废弃电子电

器产品中的塑料进行再加工、成型,使之成为新的产品进入市场^[27],是目前最常用的处理废弃塑料的方法,通常包括收集、分选、清洗、粉碎和熔融再加工等步骤^[28]。机械回收首先需要进行分选,以得到单一品种的聚合物,目前常用的分选方法有风选法、浮选法、静电分离法、熔体过滤法等。根据加工工艺的不同,可将机械回收方法分为简单再生和改性再生^[29]。简单再生法是指将废弃塑料进行简单的分类和清洗后,直接进行熔炼成型得到再生塑料产品,得到的产品与原生塑料的化学成分相同,但是物理性能会有所下降。改性再生法则是利用化学或物理方法(如交联、氯化等)对废旧塑料进行改性处理,并在生产过程中添加相应的化学物质以提高材料的性能,但该方法所需生产工艺较为复杂,并且通常需要专用设备和较大的资本投入^[30]。

化学回收法是指采用化学方法破坏废弃电子电器产品中塑料聚合物的分子链,并将其中的大分子有机组分转化为分子量更小、具有更高工业价值的化工原料或石油能源物质^[31],该方法将废弃塑料通过化学转化或热转化制成小分子烃。化学回收法主要分为化学分解法和热裂解法,化学分解法充分利用废弃塑料中的能量和物质成分,更好地降低对环境的污染,同时配合添加剂的使用可产生具有

高附加值的产品,该方法通过解聚、水解和化学转化等方法,使聚合物分子链断裂,最终转化成化工原料,聚合物能够通过化学分解法解聚为最初的单体或齐聚物^[32]。热裂解法在中高温、无氧条件下进行,使聚合物的大分子结构断裂形成较小的分子,生成单体或低分子化合物^[33]。废弃电子电器产品塑料的化学分解法和热裂解法回收工艺还处于发展的初期,较少应用于工业。

2.4 废弃电子电器回收流程

现阶段的废弃电子电器大多数由中小企业回收处理,当前这些中小企业缺乏相关专业的技术人员,往往根据主观的理解或经验处理,缺乏环境保护常识,有毒有害物质可能直接被丢弃或在废弃物提取过程中进入体内,有价值的部分可能会被认为没用而直接被丢弃。未来应从回收成本等角度,研究发展适合中小企业的技术方案,并规范建设废弃电子电器回收产业链。废弃电子电器产品回收处理是一个复杂的系统,如图1所示,单一技术不能解决所有问题,回收技术需更加多样化,此外,现阶段的回收技术对贵金属及稀土材料的处理方法有所欠缺,未来的技术应具有更高的分离效率和资源利用可持续性。

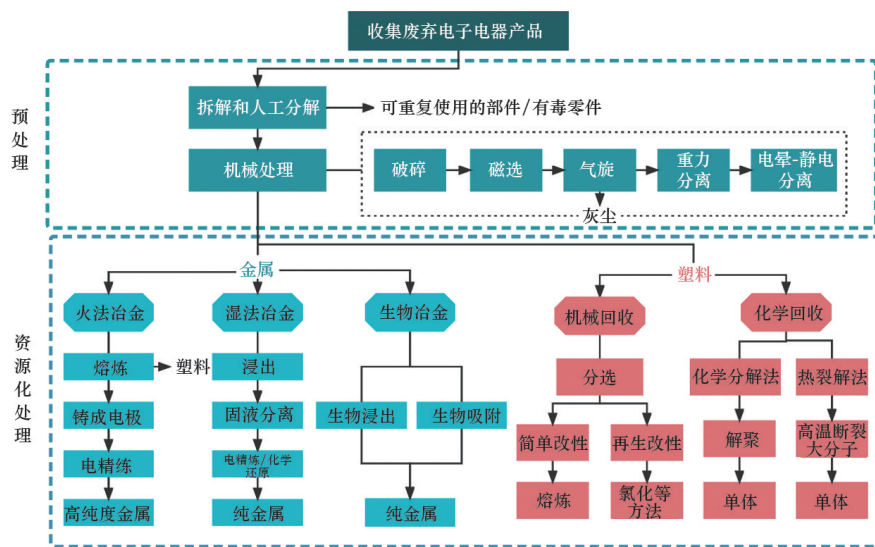


图1 废弃电子电器回收的系统框架图

3 废弃电子电器产品循环利用的环境负荷分配方法

废弃电子电器产品的循环再利用在其生命周期内对环境具有积极的影响。循环再利用会导致与其他产品系统的相互作用,并使所研究的产品具有多功能性。而多功能性常常致使生命周期评价(LCA)更复杂^[34]。多功能性问题不仅涉及产品流的功能,还涉及废弃物处理的功能。多功能性问题通常使用分配方法来解决,旨在将系统的输入输出划分到多个产品中^[35],分配程序的选择极大地影响LCA的结果^[36-37]。本研究分析了循环再利用情况下的各种分配方法,目的是为废弃电子电器产品的循环再利用选择合适的循环分配方法提供依据。

3.1 系统扩展

ISO 14044 多功能层次结构中的第1层解决方案是通过细分单元过程或扩展产品系统以包括共生产品提供的附加功能来避免分配,但 Tillman^[38]认为系统扩展与替代是等价的。替代是指对所考虑系统外部的单功能过程进行建模,其产生的产物或功能等同于多功能过程的副产品或功能。选择系统扩展或替代方法取决于采用 ALCA 建模还是 CLCA 建模。在 ALCA 中,系统扩展可以扩展功能单元以包括所有联合生产,而无需随后对产品进行替换建模。在 CLCA 中不需要多功能层次结构,替换是首选方法,因为这种建模方法的目的是针对产品需求变化的影响进行建模,包括相互作用的产品系统的需求变化^[39]。

3.2 分区(partitioning)方法

在无法避免分配的情况下,系统的输入和输出应以反映潜在物理关系的方式在不同的产品或功能之间划分,确定用作分配基础的物理特征应与产品的目的或用途相关,但共生产品通常具有不同的目的,大多数情况下可以通过选择对产品和副产品都有意义的物理特性来解决这个问题。然而,这种共同点是不确定的。如果无法单独通过建立物理关系进行分配,则应以反映它们之间其他关系的方式在产品和功能之间分配,按共生产品的经济价值比例分配较为常见。通过价格比率反映现有市场

关系,经济价值分配受到与价格变动有关的不确定性因素的影响,当缺少市场价格时,必须在分析中引入其他假设。经济分配的模型结果倾向表明经济廉价等同于环境友好,即购买最便宜的共生产品可能是减少环境影响的有效手段^[40]。

3.3 截止(cut-off)方法

当只考虑与功能单位直接相关的产品和过程产生的环境影响,不考虑回收产品的次级功能时应采用 cut-off 方法。该方法认为产品的提取和加工对环境的影响归因于首个生命周期。如果产品在生命周期结束阶段回收,则不考虑对废弃物处理的影响,回收过程的影响归因于第2个生命周期^[41]。由于 cut-off 方法中只考虑由初级材料消耗引起的环境影响,没有考虑到回收材料在当前系统边界之外可以实现的额外功能,因此 cut-off 方法没有考虑到回收是一个多功能问题,忽略了产品将来是否可以回收的事实,从而导致产品的环境影响降低。该方法假设回收材料的使用是环境效益的良好指标,对于那些本来要作为废弃物焚烧或填埋的材料来说,可以使用该方法作为衡量标准。Atherton^[42]认为采用 cut-off 方法时可能导致市场扭曲、环境效率低,假设回收材料已经被充分利用,增加某种产品的回收含量可能会导致其他系统减少该类回收材料的使用。

3.4 寿命期循环(end-of-life recycling)方法

该方法通常与替代相关联,生产再生材料的优势是降低未来生产所需原材料产生的环境影响^[43]。当全部的再生材料都被使用,并且再生材料的使用受到再生材料供应的限制时可以应用此方法,该方法适用于需精确材料用量的分配处理^[44]。在计算不使用回收材料的情况下,需要使用原材料的数量时,需进行回收含量的质量校正。例如,如果使用 100 kg 的回收材料作为材料输入,这并不意味着在其他生命周期中增加的原生材料消耗也等于 100 kg。如果 100 kg 再生材料(Q_{rc})可以替代 70 kg 原生材料(Q_v),则质量修正系数 $Q_{rc}/Q_v=0.7$,原生材料的消耗量仅为 70 kg^[45],end-of-life recycling 方法可以帮助确定可回收性高的产品选择是否对环境有利,该方法侧重于优化产品回收和材

料的回收性,通过促进更大的废弃回收减少产品使用后的材料损失。Frischknecht^[41]认为 end-of-life recycling 方法会导致环境影响推迟到未来。

3.5 废物开采(waste mining)方法

waste mining 方法被划分为在同一生命周期中产生的副产物和回收材料。国际参考生命周期数据系统手册中描述了该方法,但目前这种方法尚没有明确的定义,为避免混淆,Schrijvers^[46]提出 waste mining 作为一个新定义。在几个循环周期之后最终废弃物处理过程可能是不确定的,需要一定程度的推测,这超出了 ALCA 的范围,因此需要使用 waste mining 方法。使用回收材料并不都是有益的,再生材料产量的增加可能导致其他产品系统再生材料回收量减少。在 waste mining 方法中,回收利用避免了在前一个生命周期的废弃物管理而导致产品系统产生额外的环境负担。waste mining 方法模型是假设寿命结束后的回收率为零,该方法将前一个产品系统的废弃物处理视为后一个产品系统初级材料提取过程,与前一个产品系统的废弃物处理有关的影响被从系统中减去,而被用作后一个产品系统输入的回收材料在生命周期中将承担着回收过程的全部负担。因此,该方法可能出现生产回收的材料没有任何环境效益的评价结果。

3.6 50/50 方法

50/50 方法是指当材料从一种产品废弃并回收进入另一种产品生产系统时,第1种产品的废弃物处置和第2种产品生产所需的原材料都会减少,第2种产品使用回收材料可能会导致该生命周期中其他活动的的环境负担产生变化,回收产生的环境影响需要在2种产品系统之间平均分配。该方法仅适用于材料属于2种产品系统的情况,如果材料在最终处置前用于3种或以上的产品,则无法说明应如何分配环境影响。Ekvall^[43]认为该方法遮盖了产品系统输入、输出中各种物质流的相对大小和重要性,减少了需处理的废弃物量和生产所需的原料。50/50 方法并没有考虑再循环的实际情况,再循环中经济价值高的材料将承担更多的环境负荷。当研究缺乏足够可用于分配的数据时,通常采用该方法来进行简化处理。如果回收材料在产品的生

命周期内生产和消耗,那么用 50/50 法计算的环境影响和效益等于使用 end-of-life recycling 法或 waste mining 法计算的结果^[47]。

3.7 基于市场价格的替代方法

替代是指所研究系统的生产过程会减少另一个系统中的生产过程导致的污染物排放、资源开采等。Ekvall^[43]认为替代在概念上等同于系统扩展,这2种方法都通过添加额外的产品流来避免分配。系统扩展的缺点是系统提供了多个功能,需要使用多个功能单元,在研究特定功能的环境负担时,多功能单元系统的 LCA 结果具有复杂性。而替代的缺点是必须根据实际避免的生产过程等因素做出各种假设情况,导致 LCA 结果具有主观性^[44]。当系统扩展导致环境影响差距较大时, end-of-life recycling 法和 waste mining 法不能同时用于同一材料,由此 Ekvall^[43]提出了基于市场价格的替代方法。ISO 14067 描述了一种经济划分的程序,其中回收材料的市场价格由回收产品的价格与替代原产品的价格之间的市场价格比率来表示,较高的市场价格比率表明回收产品的市场正在增长,材料质量足够,如果价格比率低于 10%,则表明回收材料过剩^[48]。废弃回收率高导致回收材料的环境效益好,市场价格与原材料相似时,环境影响应该用 end-of-life recycling 方法来计算;对于市场价格低于原始材料价格的回收材料,可采用 waste mining 方法。

3.8 各种分配方法的优缺点及适用范围

针对上述的分配方法,总结了最常用的分配程序框架,如图 2 所示。该框架适用于废弃电子电器的再利用、再循环、能源回收和联合生产。当回收材料的生产避免在随后的生命周期中使用原材料,可以采用 end-of-life recycling 方法。当对回收材料的需求有限,则可以采用 waste mining 方法。当市场情况不稳定,则可以采用 50/50 的方法将 end-of-life recycling 方法和 waste mining 方法结合起来。Schrijvers^[46]将 3 种方法结合并提出基于市场价格的替代方法。

在 ALCA 中,可以采用系统扩展的方法,把与产品相关的附加功能包含在功能单元中,新的功能

单元包括生产和消耗回收材料的生命周期,从而将环境影响划分到副产品上或者采用 cut off 方法^[49], cut off 方法可以被视为 partitioning 方法的一种特殊情况。系统扩展可以应用于 ALCA,而替代应用于

CLCA,因为替代是随着时间的推移而发生的,因此超出了 ALCA 应用的范围^[50]。在 CLCA 中,应考虑决策的直接和间接后果,因为间接后果有时可以影响直接后果^[51]。

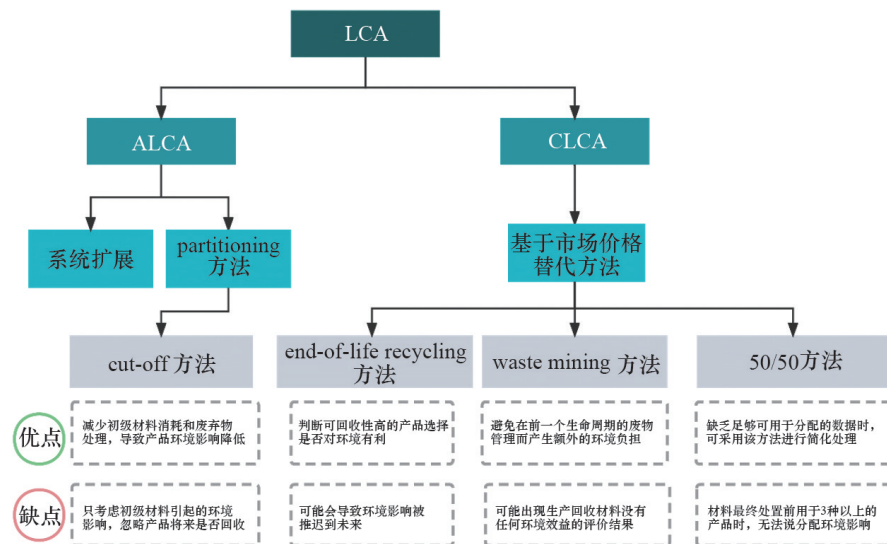


图2 现阶段常用分配方法的框架

4 结论

从生命周期评价的角度,分析了当前主要废弃电子电器产品末端处理的各种方法,由于焚烧、填埋的环境影响较大,着重研究了回收处置方式及循环分配方法,并分析讨论了现阶段各种方法的优缺点和适用范围。通过分析当前废弃电子电器产品管理中生命周期评价的研究进展,分析讨论了未来存在的问题和挑战。

目前,电子电器产品回收的产业链及制度不够完善,需通过大量法律法规对废弃电子电器的末端处理方法建立完善的监管系统,争取政府扶持,鼓励大型电器企业建立自己的回收处理系统,引导电子产品形成从开发产品到最终的回收、循环和废弃建立全生命周期的处理体系。促进废弃电子电器进入专业的回收和循环渠道,从而促进正规回收企业的发展,并提高消费市场对废弃电子电器的回收再利用率。

现阶段电子电器行业的循环体系缺乏规范性和统一性,电子电器中材料循环分配建模具有复杂性,针对不同的目标范围及应用需要选择不同的分配方法。ISO 14044 已经为 LCA 定义了通用规则,但各类分配方法仍然存在一定的分歧,不同研究中存在着大量的分配方法及其组合,应用不同方法时可能会产生冲突。为实现电子电器行业绿色低碳转型,迫切需要通过结合现有各类分配方法的优势和适用性,构建出满足电子电器回收利用特点的循环分配模型。

参考文献 (References)

- [1] Cui J, Forsberg E. Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: A review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, 99(3): 243-263.
- [2] 李天佑. 废旧电器电子产品回收市场双渠道竞争及政府补贴作用研究[D]. 北京: 中国石油大学(北京), 2020.
- [3] Sun B, Li B, Ma S, et al. The recycling potential of unreg-

- ulated waste electrical and electronic equipment in China: Generation, economic value, and cost-benefit analysis [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 402: 136702.
- [4] Dias P, Machado A, Huda N, et al. Waste electric and electronic equipment (WEEE) management: A study on the Brazilian recycling routes[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 174: 7-16.
- [5] 姚清钦. EPR 制度下废旧电器电子产品的逆向供应链回收定价与协调[D]. 浙江: 浙江工业大学经贸管理学院, 2016.
- [6] Cardellini G, Mutel C L, Vial E. Temporalis, a generic method and tool for dynamic life cycle assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645: 585-595.
- [7] 洪梅, 宋博宇, 丁琼, 等. 生命周期评价在电子废弃物管理中的应用前景[J]. *科技导报*, 2012, 30(33): 62-67.
- [8] Arrdolino F, Cardamone G F, Arena U. How to enhance the environmental sustainability of WEEE plastics management: An LCA study[J]. *Waste Management*, 2021, 135: 347-359.
- [9] Lu B, Song X, Yang J, et al. Comparison on End-of-Life strategies of WEEE in China based on LCA[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, 11(5): 7.
- [10] Bigum M, Brogaard L, Christensen T H. Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 207-208: 8-14.
- [11] Campolina M J, Sigrist C S L, Paiva J M F D, et al. A study on the environmental aspects of WEEE plastic recycling in a Brazilian company[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22: 1957-1968.
- [12] Meskers M. The impact of different pre-processing routes on the metal recovery from PC[C]//proceedings of the R09 World Twin Congress & World Resources Forum. Davos, Switzerland: EMPA Materials Science and Technology, 2009: 1-5.
- [13] Veit H M, Bernardes A M, Ferreira J Z, et al. Recovery of copper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 137(3): 1704-1709.
- [14] Khaliq A, Rhamdhani M A, Brooks G, et al. Metal extraction processes for electronic waste and existing industrial routes: A review and Australian perspective[J]. *Wealth from Waste: Urban Metal Resources and Industrial Ecology*, 2014, 3(1): 152-179.
- [15] Yu J, Williams E, Ju M. Review and prospects of recycling methods for waste printed circuit boards[C]//proceedings of the IEEE International Symposium on Sustainable Systems & Technology. Tempe, AZ, USA : IEEE, 2009: 1-5.
- [16] Bacher J, Mrotzek A, Wahlström M. Mechanical pre-treatment of mobile phones and its effect on the Printed Circuit Assemblies (PCAs)[J]. *Waste Management*, 2015, 45: 235-245.
- [17] Zhang L, Xu Z. A review of current progress of recycling technologies for metals from waste electrical and electronic equipment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 127: 19-36.
- [18] Binnemans K, Jones P T, Blanpain B, et al. Recycling of rare earths: A critical review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 51: 1-22.
- [19] Tunsu C, Petranikova M, Gergoric M, et al. Reclaiming rare earth elements from end-of-life products: A review of the perspectives for urban mining using hydrometallurgical unit operations[J]. *Hydrometallurgy*, 2015, 156: 239-258.
- [20] Carn S, Krueger A, Krotkov N, et al. Sulfur dioxide emissions from Peruvian copper smelters detected by the Ozone Monitoring Instrument[J]. *Geophysical Research Letters*, 2007, 34: 1-5.
- [21] Sun Z, Xiao Y, Sietsma J, et al. Characterisation of metals in the electronic waste of complex mixtures of end-of-life ICT products for development of cleaner recovery technology[J]. *Waste Management*, 2015, 35: 227-235.
- [22] Zhang Y H, Liu S, Xie H, et al. Current status on leaching precious metals from waste printed circuit boards[J]. *Procedia Environmental Science*, 2012, 16: 560-568.
- [23] Tuncuk A, Stazi V, Akcil A, et al. Aqueous metal recovery techniques from e-scrap: Hydrometallurgy in recycling[J]. *Minerals Engineering*, 2012, 25(1): 28-37.
- [24] Das N. Recovery of precious metals through biosorption-A review[J]. *Hydrometallurgy*, 2010, 103(1): 180-189.
- [25] Pant D, Joshi D, Upreti M K, et al. Chemical and biological extraction of metals present in E waste: A hybrid technology[J]. *Waste Management*, 2012, 32(5): 979-990.
- [26] Tan Q, Li J H. Recycling metals from wastes: A novel application of mechanochemistry[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(10): 5849-5861.
- [27] 蒋海斌, 张晓红, 乔金樑. 废旧塑料回收技术的研究进展[J]. *合成树脂及塑料*, 2019, 36(3): 76-80.
- [28] Al-salem S M, Lettieri P, Baeyens J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review[J]. *Waste Management*, 2009, 29(10): 2625-2643.
- [29] 赵爱之. 废弃塑料回收方法概述[J]. *塑料科技*, 2020,

- 48(9): 123–126 .
- [30] 王晴, 李思, 张金辉. 废旧塑料回收利用技术研究进展[J]. 当代化工, 2014, 43(4): 600–602.
- [31] Leng Z, Padhan R, Sreeram A. Production of a sustainable paving material through chemical recycling of waste PET into crumb rubber modified asphalt[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 180: 682–688.
- [32] George N, Kurian T. Recent developments in the chemical recycling of postconsumer poly(ethylene terephthalate) waste[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2014, 53: 14185–14198.
- [33] Angyal A, Miskolczi N, Bartha L. Petrochemical feedstock by thermal cracking of plastic waste[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2007, 79(1): 409–414.
- [34] Moretti C, Corona B, Edwards R, et al. Reviewing ISO compliant multifunctionality practices in environmental life cycle modeling[J]. Energies, 2020, 13(14): 3579.
- [35] Suh S, Weidema B, Schmidt J H, et al. Generalized make and use framework for allocation in life cycle assessment[J]. Journal of Industrial Ecology, 2010, 14(2): 335–353.
- [36] Schrijvers D, Loubet P, Sonnemann G. Archetypes of goal and scope definitions for consistent allocation in LCA[J]. Sustainability, 2020, 12(14): 5587.
- [37] Cardellini G, Mutel C L, Vial E, et al. Temporalis, a generic method and tool for dynamic life cycle assessment [J]. Science of the Total Environment, 2018, 645: 585–595.
- [38] Tillman A M. Significance of decision-making for LCA methodology[J]. Environmental Impact Assessment Review, 2000, 20(1): 113–123.
- [39] Pelletier N, Ardente F, Brandão M, et al. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: Is increased consistency possible?[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2015, 20(1): 74–86.
- [40] Wardenaar T, Ruijven T, Beltran A M, et al. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: A case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2012, 17(8): 1059–1067.
- [41] Frischknecht R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2010, 15(7): 666–671.
- [42] Atherton J. Declaration by the metals industry on recycling principles[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2007, 12(1): 59–60.
- [43] Ekvall T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling[J]. Resources Conservation and Recycling, 2000, 29(1–2): 91–109.
- [44] Klöpffer W. The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in LCA methodology and application[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2006, 11(2): 142–151.
- [45] Weidema B. Avoiding co-product allocation in life-cycle assessment[J]. Journal of Industrial Ecology, 2000, 4(3): 11–33.
- [46] Schrijvers D L, Loubet P, Sonnemann G. Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2016, 21(7): 976–993.
- [47] Finkbeiner M. Product environmental footprint: Breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014, 19(2): 266–271.
- [48] Bouman M, Heijungs R, Voet E V D, et al. Material flows and economic models: An analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models[J]. Ecological Economics, 2000, 32: 195–216.
- [49] Heijungs R. Ten easy lessons for good communication of LCA[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014, 19(3): 473–476.
- [50] Heijungs R. Economic drama and the environmental stage[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 1997, 2(4): 195–196.
- [51] Merrild H, Damgaard A, Christensen T H. Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2008, 52(12): 1391–1398.

Research advance in disposal methods and life cycle assessment of waste electronic and electrical products

GONG Hanfang¹, DU Shiwei¹, GAO Feng^{1*}, GONG Xianzheng¹, CHI Xiaoguang²

1. Faculty of Materials and Manufacturing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China

2. Beijing Zhongchuang Lvfa Technology Co., Ltd., Beijing 100080, China

Abstract The technological progress of the electronic and electrical industry has led to an annual scrap rate of 3%~5%, and the proposal of the national dual carbon goal has brought new opportunities and challenges to the green disposal of waste. The study conducts a literature review of environmental load research in the field of recovery and recycling of life cycle evaluation of electrical and electronic products, and systematically sorts out the current research progress of end-of-life treatment methods for major electronic product wastes based on the perspective of the whole life cycle. The recycling method system of waste electronic and electrical appliances was sorted out. The various recycling methods of environmental load distribution were compared. The advantages and disadvantages and scope of application of recycling and circulation were analyzed and discussed. This study looked forward to the future direction of the development of the green and low-carbon technology of electronic and electrical products, so as to provide suggestions and support for the green and low-carbon transformation of the electronic and electrical industry.

Keywords waste electronic and electrical products; life cycle assessment; waste recovery ●



(责任编辑 王丽娜)