

孙光亚,王雅君,徐同广,等.基于 LCA 的 PET 再生纺织品环境影响分析 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):6194-6203.

Sun G Y, Wang Y J, Xu T G, et al. Environmental impact assessment of recycled PET textile using LCA methodology [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):6194-6203.

基于 LCA 的 PET 再生纺织品环境影响分析

孙光亚¹,王雅君^{1*},徐同广¹,曹馨²,陈庆华³,庄凌峰³ (1.中国石油大学(北京)新能源与材料学院,北京 102249; 2.中国石油大学(北京)经济管理学院,北京 102249; 3.福建师范大学,聚合物资源绿色循环利用教育部工程研究中心,福建 福州 350007)

摘要: 为分析 PET(聚对苯二甲酸乙二醇酯)再生纺织品的环境效益及其生产过程中的重点改进因素,基于生命周期评价(LCA)研究思路,采用经济价值分配结合 cut-off 规则的方法对废弃 PET 材料作为原生材料时产生的环境负荷进行分配,核算出再生技术与原生技术(所生产的产品具有相同消费功能)两个模拟情景的环境负荷,并对再生工艺流程的 LCA 模型进行归一化分析与敏感性分析.结果表明:相对于原生技术,再生技术每生产 1t PET 再生纺织品可减少 1640kg 的温室气体排放,并节约 40400MJ 的不可再生能源使用,人体毒性潜值、富营养化潜值、淡水生态毒性潜值等环境影响指标均有不同程度的下降.6 个生产工艺环节中反应增容对总体环境负荷的贡献最大,电力与甲基丙烯酸缩水甘油酯的消耗量应作为重点改进因素.

关键词: 生命周期评价; 碳减排核算; PET 纺织品; 循环再生; 经济价值分配

中图分类号: X820.3 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2023)11-6194-10

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230809.002

Environmental impact assessment of recycled PET textile using LCA methodology. SUN Guang-ya¹, WANG Ya-jun^{1*}, XU Tong-guang¹, CAO Xin², CHEN Qing-hua³, ZHUANG Ling-feng³ (1.College of New Energy and Materials, China University of Petroleum, Beijing 102249, China; 2.School of Economics and Management, China University of Petroleum, Beijing 102249, China; 3.Engineering Research Center of Polymer Green Recycling, Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China). *China Environmental Science*, 2023,43(11): 6194~6203

Abstract: Based on the rational of life cycle assessment (LCA), this paper proposes to allocate the environmental impact exerted by PET recycled products otherwise wasted and calculate the environmental loads brought by the manufacturing process using recycling technology and original technology, through using the approach of economic value allocation and the cut-off principle. Moreover, this study conducts normalization and sensitivity analysis of LCA modeling for the manufacturing process. The results show that comparing with the original technology, the PET recycling technology can bring about a reduction of 1640kg of greenhouse gas emissions and 40400MJ of non-renewable energy. Besides, environmental indicators such as Human Toxicity Potential, Eutrophication Potential and Marine Aquatic Ecotoxicity Potential was decreased respectively. Among the six fabrication processes, in-situ reactive compatibilization had the greatest contribution to the total environmental loads, and the consumption of electricity and glycidyl methacrylate should be the key factors to improve.

Key words: life cycle assessment; carbon emission reduction accounting; PET textiles; recycling and regeneration; allocation based on economic values

据统计,在中国约 40%的消费者每年淘汰的衣物数量在 5 件以上^[1],随之产生的纺织废弃材料高达 2000 万 t^[2],再生利用率不足 20%,造成了极大的资源浪费与环境污染.而我国作为全世界最大的纺织品生产国与消费国,65%以上^[3]的原材料依赖于进口,聚酯废料的循环利用不但对减污降碳大有裨益^[4],也是缓解纺织工业原材料短缺的重要措施,有助于我国建立健全绿色低碳循环经济体系.

为了实现真正的节能减排,在纺织废弃材料处理技术的开发或改进过程中,除技术性问题与经济

性问题外,合理运用客观、系统的环境影响评价方法衡量工艺技术的资源环境效率也十分重要.生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)作为近年来被各个行业广泛应用的环境影响研究方法学^[5-8],其基本思路是对某项产品或技术的上游原料生产过程及其下游消费、废弃过程进行追溯,核算其潜在的资

收稿日期: 2023-03-08

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1904500);国家自然科学基金资助项目(52270115);中国石油大学(北京)科研基金(2462019QNXXZ05, 2462020YXZZ018);重质油国家重点实验室自主项目

* 责任作者, 研究员, wangyajun@cup.edu.cn

源消耗量与污染排放量,并通过指标转换因子^[9]换算为特定的环境影响指标(全球变暖潜值、化石能源消耗、人体毒性潜值、酸化效应潜值等)。

LCA 已广泛应用于纺织行业的碳减排研究、科研开发、生产加工以及固废治理等方面,发展前景广阔^[10-13]。Subramanian 等^[14]曾开发一种从纺织废料中回收聚酯纤维的再生技术,由 LCA 分析可知减少用电量与尿素消耗量是降低该技术碳排放的关键因素。Yan 等^[15]曾对毛、棉织物进行 LCA 研究,发现棉织物的全球变暖潜值要低于毛织物,相对于平纹工艺,罗纹工艺具有更低的温室气体排放且会随着印染颜色变浅而降低。对于消费后废弃聚酯材料的回收再利用,Zamani 等^[16]提出根据废弃物的属性差异结合使用不同回收方案,每处理 1t 纺织固废可降低约 10t 的温室气体排放和 169GJ 的一次能源使用。Zhang 等^[17]结合 LCA 与 LCC(生命周期成本分析)对山东某工厂以废弃聚酯材料生产毛毯的案例进行了综合评价,结果表明优化有机化学品和蒸汽的生产过程可以大幅提高环境效益并降低经济成本。

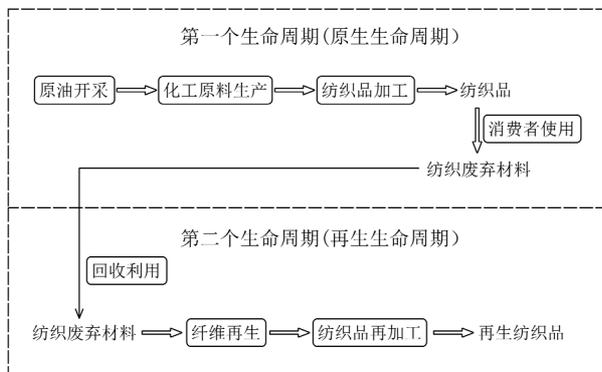


图 1 环境负荷在前后两个生命周期的分配

Fig.1 Allocation of environmental loads in the first and second life cycles

本研究基于 LCA 方法学对东南轻工建材产业集聚区中的 PET 再生纺织品进行环境效益分析,并识别判断再生过程中造成环境污染与资源消耗的重点改进因素。对于可再生废弃材料作为原生材料时的环境负荷在前后两个生命周期中的分配问题(图 1),国内外文献多数是忽略不计第一个生命周期的环境影响(cut-off 方法),或是按 50%的比例进行平均分配,而更为客观、合理的方法是根据研究目的按废弃物的一定属性进行比例折算。因此本研究在量

化整体环境负荷时遵循经济价值分配方法,在识别改进重点时采用 cut-off 方法(详见第 1.3 节)。

本文研究内容依照国际标准 ISO 14040:2006^[18]与 ISO 14044:2006^[19],涵盖了目标与范围定义、生命周期清单分析、生命周期影响评价以及生命周期解释四个分析步骤。

1 研究方法

1.1 研究目标与范围

本研究的研究目的是量化分析东南轻工建材产业集聚区以 PET 废弃材料为原料生产的再生纺织品(通过再生技术生产)对比于具有相同消费功能的原生 PET 纺织品(通过原生技术生产)的环境效益,并在此基础上识别判断再生技术工艺流程中发生资源消耗与环境污染的重点改进因素。

通过该再生技术生产的 PET 再生纺织品各项物理性能与指标参数均符合国家标准,投入市场后,将对以石化资源为原料生产的老生 PET 产品进行有效代替,从而达到节约资源、减污降碳的技术开发目的。本研究采用 LCA 方法学对再生技术与原生技术造成的环境影响进行量化分析,将两项技术的功能单位均定义为生产制造 1t PET 纺织产品,并将再生技术与原生技术以情景 A、情景 B 两个模拟情景进行区分。如图 2 所示,情景 A、B 的系统边界均设置为 Cradle-to-Gate,包括各种原材料、大宗能源与自然资源的输入,并按再生技术的实际生产过程将物料输入输出数量精确至产品出厂前的各个加工环节,包括从废弃纤维造粒开始直至均化纺丝形成最终产品的全部生产流程。

PET 再生纺织品的生命周期模型构建主要依靠于 LCA 专业软件—GaBi,该软件由德国斯图加特大学与 PE 公司共同开发,是目前国际上环境影响分析工具中数据集含量最多的软件^[20-21],具有界面灵活和透明性高的特点。本研究借助于该软件核算特征化与归一化结果数据。

基于 Gabi 软件中内嵌的 CML 2001-Jan.2016 核算方法,本研究拟定量化的环境影响指标共有 8 类,包括全球变暖潜值(Global Warming Potential, GWP)、非生物性化石能源消耗(Abiotic Depletion fossil, ADP_f)、酸化效应潜值(Abiotic Depletion fossil, AP)、富营养化潜值(Eutrophication Potential, EP)、

光化学氧化剂生成潜值(Photochemical Ozone Creation Potential, POCP)、人体毒性潜值(Human Toxicity Potential, HTP)、淡水生态毒性潜值(Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential, FAETP)以及海洋生态毒性潜值(Marine Aquatic Ecotoxicity Potential, MAETP).其中温室气体排放量以及能源消耗量是塑料、纺织行业的 LCA 研究中最为关注的环境影响类别,其次为生命周期过程对酸化、富营养化以及对水体与大气的影 响等^[22-23].本研究共选取上述 8 类环境影响指标,分别用于测算 PET 再生纺织品的生命周期过程对气候变化、能源消耗以及对人体健康和生态环境所造成的影响.

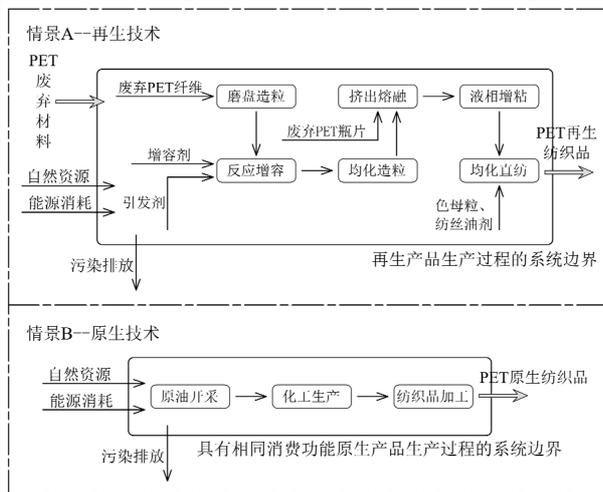


图 2 情景 A 与情景 B 的系统边界

Fig.2 System boundary of Scenario A and Scenario B

GWP 为温室气体减排量的核算指标,以二氧化碳生成当量作为指标单位,具体数值结果由研究对象所在生命周期过程中产生的二氧化碳、甲烷、氮氧化物以及含氟气体等温室气体按固定的折算系数汇总求和而来.ADP_F 的单位为 MJ,用于量化生命周期过程对硬煤、石油、天然气等不可再生资源的消耗.AP 是将生命周期过程中含有氮、硫、磷等酸性气体的生成量转化为二氧化硫生成量,并以其作为指标单位.富营养化是一种由氮、磷等植物营养物质含量过多所引起的水质污染现象,在 CML 2001-Jan.2016 核算方法中以 EP 作为量化指标,并以磷酸根生成当量作为指标单位.POCP 的指标单位为乙烯生成当量,其量化结果是由生命周期过程中的非甲烷碳氢化合物、氮氧化物、一氧化碳等折算

汇总而来,其在太阳辐射(紫外线)作用下会进一步生成臭氧、二氧化氮等具有强氧化性的污染物(统称为光化学烟雾).而 HTP、FAETP 以及 MAETP 等环境影响指标均以 1,4-二氯苯(1,4-Dichlorobenzene, DCB)生成当量作为指标单位,用于量化分析研究对象的生命周期过程对人体健康与水体生态造成的影响.

1.2 生命周期数据清单

本研究清单数据主要来源于实地调研、企业生产报告与环评报告等,由于实验工作与企业生产的数据保密性,部分物料与能耗数据来源于行业参考文献.

表 1 PET 再生纺织品工艺流程的物料数据清单

Table 1 Inventory of the manufacturing process of recycled PET textile

生产环节	物料/能耗	材料/能源类型	数量	单位
1.磨盘造粒	废弃纺织纤维	PET	0.330	t
	能耗	混合电网	160.000	kW·h
	PET 颗粒	PET	0.330	t
2.反应增容	增容剂	GMA、STY	0.003	t
	引发剂	DCP	0.001	t
	能耗	混合电网 生物质燃料	245.000 0.070	kW·h t
3.均化造粒	增容产物	PET	0.309	t
	能耗	混合电网	185.000	kW·h
	纤维源聚酯颗粒	PET	0.309	t
4.挤出熔融	废弃 PET 瓶片	PET	0.720	t
	乙二醇	乙二醇	0.030	t
	能耗	混合电网	205.000	kW·h
5.液相增黏	熔融产物	PET	0.988	t
	能耗	混合电网	145.000	kW·h
	增粘产物	PET	0.973	t
6.均化直纺	色母粒	树脂	0.020	t
	纺丝油剂	矿物油	0.007	t
	能耗	混合电网	160.000	kW·h
	其他排放	二氧化硫	SO ₂	0.033
(各生产环节汇总值)	氮氧化物	NO _x	0.131	kg
	大气粉尘	-	0.083	kg
	VOCs	-	0.020	kg
	污泥	-	2.260	kg

如表 1 所示,为方便后续开展计算机模拟并得到清晰、具体的环境影响分析结果,基于对生产过程物料流量与设备功率的调研,本研 究生命周期清单统计了 PET 再生纺织品每个生产环节的物料输入输出以及能源消耗的基础数据,PET 再生纺织品的生产环节可细分为磨盘造粒、反应增容、均化造粒、

挤出熔融、液相增黏以及均化直纺共 6 个步骤。主要原料为废弃 PET 纺织纤维、废弃 PET 瓶片,分别从磨盘造粒与挤出熔融环节输入。建模过程中的主要原材料生产模型与 PET 材料焚烧处理模型由 GaBi 数据库提供。主要能源消耗为电力使用,模型选用 GaBi 数据库中国 1kV-60kV 混合电力模型。其他辅助原料包括甲基丙烯酸缩水甘油酯(GMA)、苯乙烯(STY)、过氧化二异丙苯(DCP)、乙二醇、色母粒与矿物油。该再生产品的生产过程不涉及污水排放,并分别在反应增容、挤出熔融、液相增粘环节中设置过滤回收装置,对产生的 PET 废丝进行回收使用,其余少量惰性废弃物以填埋方式进行处理。

通过该绿色循环技术生产的 PET 再生纺织品符合国家质量标准,具有与同类型原生 PET 纺织产品相同的消费功能。不仅使得待处理的废弃材料得到增值利用,也缓解了原料短缺,实现了可观的经济效益。

1.3 环境负荷分配

基于 LCA 方法学对某项技术或产品的环境负荷进行量化研究时,若一个研究对象的系统边界涉及到多个产品(副产品)的输出或是来自于其他对象系统边界内部物料的输入,通常要解决环境负荷的分配问题^[24-26]。如在本论文系统边界中作为主要原料输入的可循环废弃材料实际上来源于其对应原产品的生命周期,在进行循环回收处理时与前后两个生命周期的系统边界均存在关联(图 1),因此如何核算可循环废弃材料的环境负荷需要进一步讨论。在纺织技术的 LCA 研究中较为常见的解决方式有 50%/50%分配方法、cut-off 方法、经济价值分配方法等。

50%/50%分配方法^[27]即分别折算 50%原生材料的环境负荷到前后两个生命周期。该方法被使用的时间最早,并得到国外相关政府部门的认可和支持^[22]。Cut-off 方法的应用最为广泛^[28-29],该方法假设废弃材料的环境负荷均归属于第一个生命周期,即在第二生命周期中废弃材料作为零污染材料输入,完全忽略其环境影响。而某些可循环再生材料虽然为废弃物,却仍具有经济价值,废弃物的经济价值被第二个生命周期所利用,第二个生命周期也理应承受该部分价值所带来的环境影响。基于该观点,经济价值分配方法^[30-31]根据废弃物价值所占原生材料

价值的比例对原生的环境负荷进行分配,使得环境影响核算结果更具有说服力。而对于系统边界为 Cradle-to-Grave 的生命周期模型,如何分配再生产品在第二个生命周期废弃处理阶段所产生的环境负荷同样需要讨论。

在生命周期评估方法学的国际标准 ISO 14044:2006^[19]中对再使用或再生利用过程环境负荷分配较为推荐的参考依据有:物理属性(如按照质量比例分配)、经济价值(如根据废料或再生利用材料的市场价值与初级材料市场价值的比值进行分配)以及再生利用材料的后续使用次数。而从严格意义上讲,本研究中的废弃物及其对应的再生产品并不具有相同的消费功能,废弃材料的物理本质已发生变化,因此按照质量比例或后续使用次数进行分配并不可行。

综上所述,结合研究对象属性、研究目的与系统边界(Cradle-to-Gate),本研究采用经济价值分配结合 cut-off 规则的方法对废弃材料作为原生材料时产生的环境负荷进行分配:

①为了使环境效益量化结果更加合理,在量化整体环境负荷以及与其他文献进行数据对比时采用经济价值分配方法,计算公式如下:

$$E_s = E_{\text{cut-off}} + E_{\text{virgin}} \cdot \text{AF} \quad (1)$$

式中: E_s 为 PET 再生纺织品总体的环境负荷; $E_{\text{cut-off}}$ 为基于 cut-off 方法核算出的环境负荷; E_{virgin} 为原生材料的环境负荷;AF 为生命周期经济价值分配系数。

$$\text{AF} = \frac{\sum (P_{wi} \cdot X_i)}{\sum (P_{vi} \cdot X_i)} \quad (2)$$

式中: P_{wi} 为待循环废弃材料 i 进行回收时的市场价格; P_{vi} 为待循环废弃材料 i 作为原生材料时的市场价格; X_i 为待循环废弃材料 i 作为原料进行再生利用时所占主要原料输入量的比例。

依据工厂的原料来源地,本研究调研了中国东部与东南部(山东、浙江、福建三省)PET 材料近五年(2017-2021 年)的平均价格,包括原生 PET 纤维、废弃 PET 纤维、原生 PET 瓶片、废弃 PET 瓶片(原料进入工厂的价格,包括分拣与运输等):

原生 PET 纤维:6450.29RMB/t;废弃 PET 纤维:2011.45RMB/t;原生 PET 瓶片:7542.68RMB/t;废弃 PET 瓶片:3245.20RMB/t。

根据两种原料的输入量比例可得: $X_{\text{废弃 PET 纤维}} =$

0.31; $X_{\text{废弃PET瓶片}}=0.69$,因此本研究再生循环技术的生命周期经济价值分配系数 $AF=0.3974$.

②Cut-off 规则虽然过于简化了可再生废弃材料在 Cradle 阶段对于总体环境负荷的影响,但工厂内部再生技术的优化与改进无法影响工厂外部废弃材料所引入的环境负荷,且经济价值分配法会导致工艺流程中输入废弃材料的环节环境负荷过高,不利于各个生产环节的对比分析.因此在识别工艺流程的改进重点时采用 cut-off 方法,忽略可再生废弃材料在原生生命周期的环境影响,可以更高效的分析出工艺流程中发生资源消耗与环境污染的重点环节与改进因素.

1.4 影响评价

表2为基于经济价值分配方法的PET再生纺织品环境效益核算表.情景A是以PET废弃材料为原料生产再生纺织品的生命周期过程,其生命周期模型基于本文表1所示的生命周期数据清单进行建立,

主要清单物料的LCA模型均可直接从软件背景数据库中调用,可循环废弃材料的环境负荷按照经济价值分配系数 $AF=0.3974$ 以及式(1)、式(2)折算汇总到总体环境负荷 E_s 中.情景B则是以原生PET材料为原料生产纺织品的生命周期过程,本研究以GaBi数据库中PET纤维平均生产模型为基础对该情景进行建模,功能单位定义为生产1t原生PET纺织产品,系统边界为Cradle-to-Gate,均与情景A保持一致.情景A各环境影响指标与情景B各环境影响指标的差值(环境负荷减少量),即为再生技术实施后的环境效益.此外,若从实际生产角度出发,由于再生技术的应用实施,一方面可以节约由石油化工原料加工而来的原生PET纺织品,另一方面也可使得PET废弃材料得到绿色化处理,避免废弃物因低效处理(焚烧后填埋)造成的二次污染,由于功能单位不统一,该部分环境效益并未体现在表2的LCA结果中,将在后续章节中进行讨论.

表2 PET再生纺织品的环境负荷(特征化结果)与环境效益

Table 2 Environmental loads (characterization results) and benefits of recycled PET textile

环境影响指标	当量单位	情景A		情景B	环境效益
		$E_{\text{virgin}} \times AF$	$E_{\text{cut-off}}$		
全球变暖潜值(GWP)	kg CO ₂ eq.	1500.000	979.000	4120.000	-1641.000
非生物性化石能源消耗(ADP _f)	MJ	35700.000	15800.000	91900.000	-40400.000
人体毒性潜值(HTP)	kg DCB eq.	39.200	76.800	174.00	-58.000
酸化效应潜值(AP)	kg SO ₂ eq.	5.690	2.610	5.610	2.690
富营养化潜值(EP)	kg Phosphate eq.	0.370	0.264	0.718	-0.084
光化学氧化剂生成潜值(POCP)	kg Ethene eq.	0.644	0.333	1.180	-0.203
淡水生态毒性潜值(FAETP)	kg DCB eq.	3.280	2.530	21.200	-15.390
海洋生态毒性潜值(MAETP)	kg DCB eq.	108000.000	82400.000	205000.000	-14600.000

表中:DCB为1,4-Dichlorobenzene (1,4-二氯苯)缩写.

通过对特征化数据结果进行总体分析(图3)可知,除酸化效应潜值外,情景A在其余各项环境影响指标均体现出可观的环境效益,实现了节能减排、减污降碳的技术开发目的,但仍存在改进因素需要进一步的判断分析.

由于在情景A的生产工艺流程中并不涉及污水对外排放,淡水生态毒性潜值相对于再生技术实施前下降了约72%,是环境效益最高的环境影响指标.其次是非生物性化石能源消耗与全球变暖潜值,分别下降了约44%与40%,主要因为情景A中的再生技术相对于原生PET材料的生产制造具有更低的电力消耗.在我国,火力发电占到电力总供应量的70%^[32],由

此产生的二氧化碳达到全国碳排放总量的四成以上^[33-34].若以该产品所在固废利用示范基地中的年产量(2万t)计算,技术实施后每年可降低约3.28万t当量的二氧化碳排放,产品全生命周期节约的能源合计相当于约2.76万t的标准煤热值.此外,该再生循环技术在人体毒性、光化学氧化物生成以及富营养化等指标上也体现出了良好的环境效益,分别降低约33%、17%、12%.而海洋生态毒性指标仅下降了不到8%,由于PET瓶片的生产加工造成了很高的海洋生态毒性潜值,情景A按照经济价值分配系数计入了废弃PET瓶片的环境负荷,占比达到该情景海洋生态毒性指标的50%以上,但在情景B中并不涉及PET瓶片

原料的输入,因此在该指标中体现出的环境效益较小. 废弃 PET 瓶片的输入同样导致了情景 A 酸化效应潜值的升高.情景 A 每输出 1t 的再生产品会造成 8.30kg

当量的二氧化硫排放,其中约 68%来源于废弃 PET 瓶片的输入,造成情景 A 的酸化效应指标高于情景 B, 未体现出环境效益.

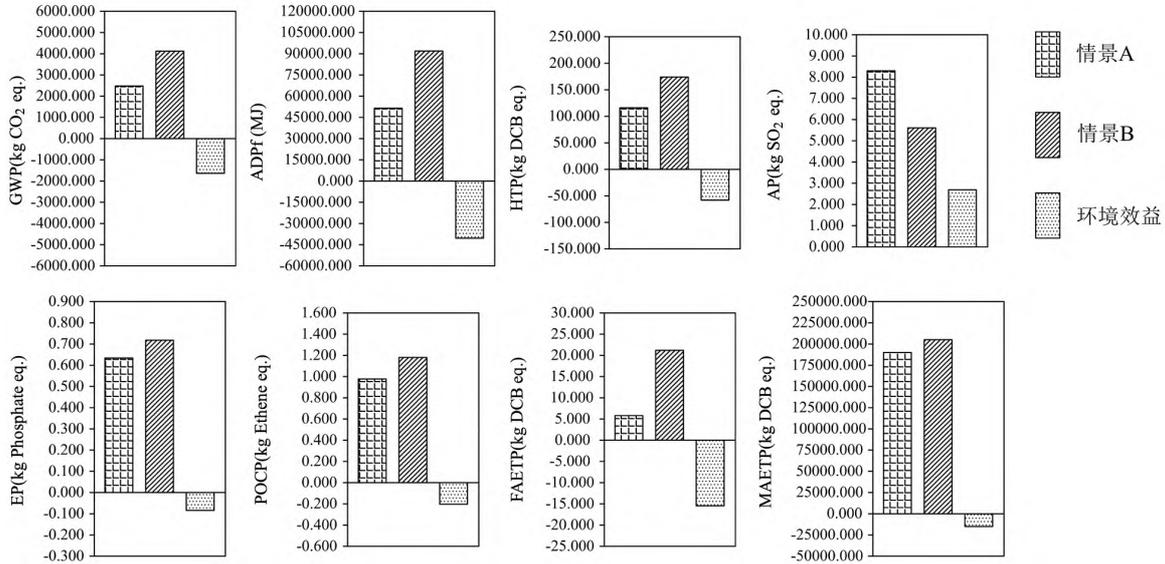


图3 情景 A 的环境效益分析

Fig.3 Analysis of environmental benefit of Scenario A

由基于经济价值分配方法的 LCA 分析可知, 该 PET 纺织品再生循环技术的应用可大幅降低温室气体排放与资源、能源消耗,在大部分的环境影响指标中均体现出理想的环境效益.为进一步降低再生技术的环境影响,可适当降低废弃 PET 瓶

片在原料输入中的所占比例,提高废弃 PET 纤维的利用率.

2 分析与讨论

2.1 归一化分析

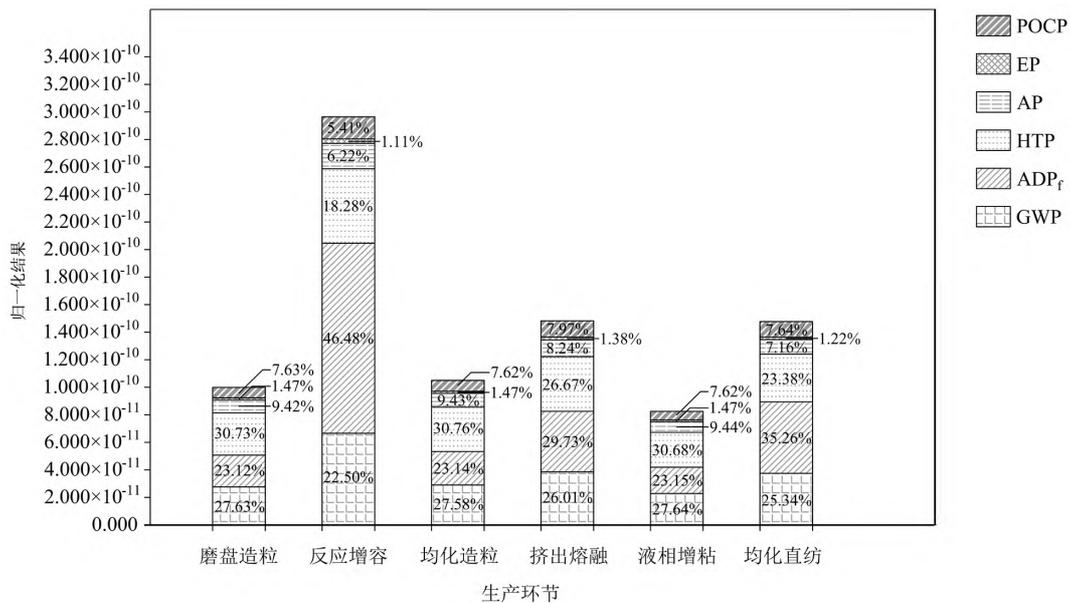


图4 基于 cut-off 规则的归一化结果

Fig.4 Normalized results of recycled PET textile based on cut-off principle

为了分析比较不同单位的环境影响指标对总体环境负荷的贡献情况^[35],本研究基于 cut-off 规则,

以软件中内嵌的 CML2001-Jan.2016 方法体系中全球环境影响基准值作为标准化因子,对不同类型的特征化结果进行无量纲处理,从而得到再生工艺流程中每个生产环节的归一化结果(图 4).

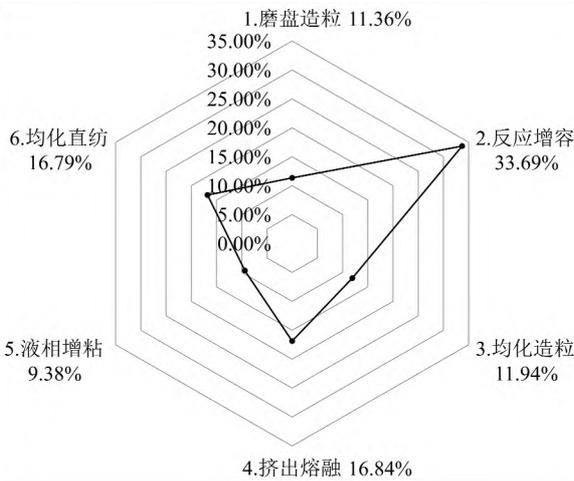


图 5 各生产环节对总体环境负荷的贡献

Fig.5 Contribution of each fabrication step to the total environmental loads

由 LCA 归一化结果可知,该再生循环技术大部分的环境影响来自于全球变暖潜值、非生物性化石能源消耗与人体毒性潜值三个指标,合计占比达到该再生产品加工制造总体环境负荷的 80%.在归一化结果的基础上,本研究进行了 PET 再生纺织品各生产环节对总体环境负荷贡献的比较分析(图 5).反

应增容过程造成的环境影响是其他环节的两倍以上,对总体环境负荷的贡献最大,应作为技术开发者重点关注的生产环节,能源消耗指标贡献了该环节接近 50%的环境负荷,因此可以从节约电力使用为出发点对该部分工艺流程进行改进优化.挤出熔融与均化直纺对总体环境影响的贡献相当,虽然在工艺流程中前者的电力用量要高于后者,却表现出更低的能源消耗指标,说明在均化直纺环节其他化学原料的生命周期过程中消耗了更多的能源.磨盘造粒、均化造粒与液相增粘三个生产环节只涉及能源消耗,仅在液相增粘过程中产生少量杂质,无其他化学原料输入,因此各环境影响指标在三者环境负荷中的占比基本一致,三者对于产品生产过程环境负荷(三者归一化结果之和)的贡献与电力消耗量成正比比例关系.

2.2 敏感性分析

LCA 的敏感性分析可用于进一步识别产品工艺流程的重点改进因素^[36].该分析过程需要选择不同的清单输入物料或能耗,使其输入数值变化一定比例,从而考察清单物料的数据变化对环境负荷的影响.本研究选取的清单输入变量包括电力消耗以及四种典型的化学原料(GMA、STY、DCP、乙二醇),模拟变化正负 20%,分析其对全球变暖潜值、非生物性化石能源消耗以及人体毒性潜值的影响,结果如图 6 所示.

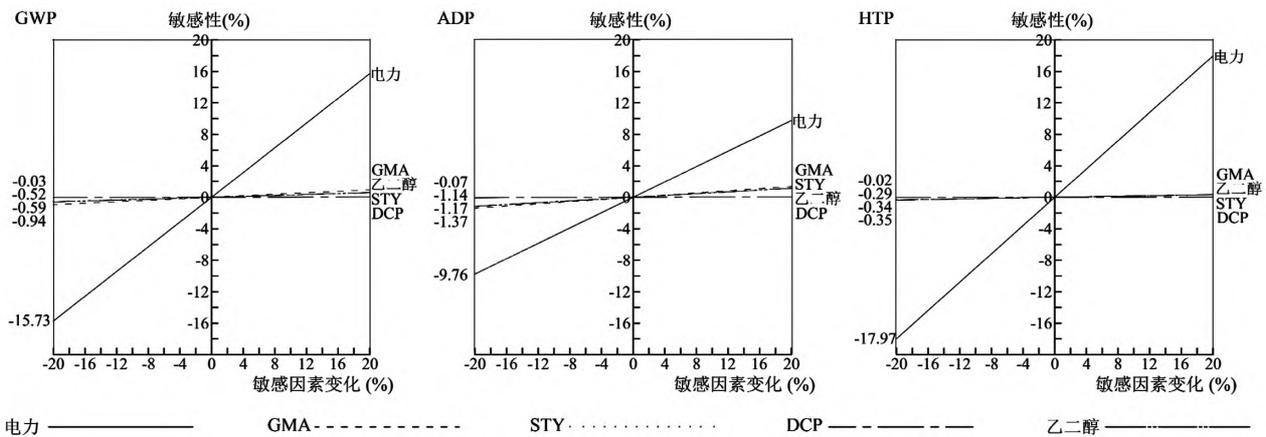


图 6 GWP、ADP、HTP 的敏感性分析

Fig.6 Sensitivity analysis of GWP、ADP、HTP

由于本 LCA 研究的分析对象类型为废弃物再生循环技术,若基于 cut-off 规则,原生材料及其生产

所需各种资源与化学原料的环境负荷并不计入再生生命周期.且相对于原生产品,再生纺织品使用了

很少量的化学原料,因此敏感性分析中四种化学原料的输入量变化并未对环境负荷造成较大影响.电力消耗量的变化则对环境负荷的增减起到主导作用,与归一化分析中的观点一致,电力消耗量应作为工艺流程中的重点改进因素,降低电力消耗是进一步提升 PET 再生纺织品环境效益方法中最有效率的改进措施.GMA 的用量对环境负荷的影响稍高于其他化学原料,在工艺改进过程中可考虑减少该化学品的使用或替换为具有相同功能但污染更低的原材料.

2.3 与其他文献案例对比

Shen 等^[37]曾对欧洲地区的 PET 再生纺织品生产案例进行 LCA 研究,构建出包括机械法、半机械法以及化学法在内的三种模拟情景.与本文情景 A 类似,该研究所评价的循环技术以废弃 PET 瓶片为主要原料,并同样采用经济价值分配法对废弃材料原生命周期的环境负荷进行分摊.三个情景的功能单位与系统边界均与本研究情景 A 一致,对比结果如表 3 所示.其中机械法是将 PET 瓶片通过熔融挤压的物理方法直接转化为 PET 纤维产品.半机械法是在机械法工艺的基础上加入乙二醇,达到提高 PET 再生产品强度与质量的目的.而化学法是指通过解聚技术将 PET 聚合物分解为单体或低聚物,所生产的 PET 再生纺织品可以达到与原材料相同的质量,同时也消耗了更多的能源与化学原料.

表 3 情景 A 与其他 PET 再生循环技术环境负荷的对比
Table 3 Comparison of environmental loads between Scenario A and other PET regeneration technologies

指标	机械法	半机械法	化学法	情景 A
经济价值分配系数	0.3200	0.3200	0.3200	0.3974
GWP (kg CO ₂ eq.)	2030	2950	3660	2480
ADP _f (MJ)	40000	49000	66000	51500
HTP (kg DCB eq.)	362	415	745	116

该研究的经济价值分配系数要低于情景 A,可能由两者研究案例的空间差异性造成.我国作为 PET 材料的净出口国,具有更低的原材料生产成本^[38],但由于西方发达国家很早开始重视废弃物的回收利用,拥有更成熟的社会循环系统与产业技术配套^[39-40],使得中国在 PET 废料的回收成本上并未体现出较大优势^[41],这也导致本研究情景 A 的经济价值分配系数偏高.

就环境影响指标而言,情景 A 与另外三个案例在物料输入、能源输入的数量以及类型上各有不同,导致指标数值的大小情况也有所差异.情景 A 中的人体毒性潜值低于对比文献中的所有案例,全球变暖潜值介于机械法与半机械法之间,能源消耗指标略高于半机械法.总体分析可知,相对于本研究对比的其他同类型技术,情景 A 再生循环技术的生命周期过程具有更低的环境影响.

2.4 研究局限性

本研究经济价值分配系数基于对四种 PET 材料市场价格的调研,调研地区为山东、浙江、福建三省,时间跨度为 2017 年-2021 年.就本研究情景 A 而言,该系数每升高 0.01 将会为再生材料的生命周期增加 37.77kg 的温室气体排放以及 898.34MJ 的不可再生能源消耗,在很大程度上影响着总体环境负荷.而该系数易受时间和空间的影响,因此本研究 LCA 结果仅代表 2017 年-2021 年研究案例所在地区的平均水平.而 2.3 节所述文献发表于 2010 年,同样会导致对比结果出现误差.

若基于研究对象所在地区的实际角度考虑,再生技术的介入可在两个方面产生环境效益.即在再生技术应用实施前,PET 废料得不到绿色化处理(传统处理方式为焚烧后填埋,由 GaBi 软件中的 LCA 模型可知该方式每处理 1t 废弃聚酯材料约产生 2400kg 温室气体),且消费者只能购买到从石油资源中提炼出的 PET 纺织品,而再生技术的介入使得上述两项污染过程均在一定程度上得到规避,在两方面产生环境效益.但由于功能单位与系统边界不一致,且本 LCA 研究的主要研究目的是核算再生技术代替原生技术后的环境效益,因此并未考虑由于避免废弃材料焚烧处理而减少的环境影响.此外,废弃材料的焚烧会产生电量或热量收益,不同发电方式的 LCA 排放因子不同,相同发电量所造成的环境负荷同样具有差异^[42-43],因此若计算发电收益或热量收益仍需要进一步讨论系统边界及不同发电模型的对比例.

情景 A 再生循环技术的杂质处理量与原材料消耗量受原料批次影响,在本研究中均采用均值.电力消耗数据来源于实地调研与企业生产报告,并结合部分设备功率分配至各个生产环节,可能与实际生产情况有所差异.但随着科学技术的不断提高,一

些大型生产企业已经开始应用设备能耗以及物料流量监控系统,国家也愈加重视企业环境信息的公开^[44],未来的生命周期评价工作将会有更系统详实的基础生产数据来源,从而得出更准确、可靠的分析与研究结论。

3 结论

3.1 基于经济价值分配方法,计算得分配系数 $AF=0.3974$,并根据该系数对废弃材料作为原生材料时产生的环境负荷进行分配.结果表明:该再生循环技术的生命周期过程每输出 1t 再生产品将会造成 2480kg 的温室气体排放,并消耗 51500MJ 的非生物化石能源.提高废弃纺织纤维在原料输入中的占比是进一步降低环境负荷的有效措施.

3.2 通过两种模拟情景的设置,核算出了再生循环技术代替原生技术后的环境效益:相对于由石化资源生产加工而来的原生 PET 纺织品,再生纺织品分别可降低约 44%和 40%的非生物化石能源消耗与全球变暖潜值.若以年产量 2 万 t 计,每年可减少 3.28 万 t 的温室气体排放,并节约 2.76 万 t 的标准煤消耗,其他大部分环境影响指标也均有不同程度的下降,实现了节能减排、减污降碳的技术开发目的.

3.3 基于 cut-off 规则进行了归一化分析与敏感性分析.结果表明:反应增容在 6 个生产环节中对总体环境负荷贡献最大,电力的消耗与 GMA 的使用是 PET 再生纺织品工艺流程中的重点改进因素.

3.4 通过与其他文献 LCA 案例的对比分析可知:本研究再生循环技术的温室气体排放与人体毒性指标均低于同类型的再生技术,能源消耗指标略高于半机械法.

参考文献:

- [1] 汪少朋,吴宝宅,何 洲.废旧纺织品回收与资源化再生利用技术进步 [J]. 纺织学报, 2021,42(8):34-40.
Wang S P, Wu B Z, He Z. Technology progress in recycling and reuse of waste textiles [J]. Journal of Textile Research, 2021,42(8):34-40.
- [2] 甘胜华,李红彬,李现顺,等.国内外废旧纺织品回收利用现状及展望 [J]. 合成纤维, 2016,45(9):42-46.
Gan S H, Li H B, Li X S, et al. Status and prospect of waste textile recycling at home and abroad [J]. Synthetic Fiber in China, 2016, 45(9):42-46.
- [3] 徐长杰.垃圾分类攻坚战打响,纺织循环经济大有可为 [J]. 纺织服装周刊, 2019,(26):12-13.
Xu C J. The battle for waste classification was launched, and textile circular economy has great prospects [J]. Textile & Apparel Weekly, 2019,(26):12-13.
- [4] 黄 晟,王静宇,李振宇.碳中和目标下石油与化学工业绿色低碳发展路径分析 [J]. 化工进展, 2022,41(4):1689-1703.
Huang S, Wang J Y, Li Z Y. Analysis of green and low-carbon development path of petroleum and chemical industry under the goal of carbon neutrality [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2022,41(4):1689-1703.
- [5] 丁 宁,杨建新.中国化石能源生命周期清单分析 [J]. 中国环境科学, 2015,35(5):1592-1600.
Ding N, Yang J X. Life cycle inventory analysis of fossil energy in China [J]. China Environmental Science, 2015,35(5):1592-1600.
- [6] 王长波,张力小,庞明月.生命周期评价方法研究综述——兼论混合生命周期评价的发展与应用 [J]. 自然资源学报, 2015,30(7):1232-1242.
Wang C B, Zhang L X, Pang M Y. A review on hybrid life cycle assessment: development and application [J]. Journal of Natural Resources, 2015,30(7):1232-1242.
- [7] 宋小龙,徐 成,杨建新,等.工业固体废物生命周期管理方法及案例分析 [J]. 中国环境科学, 2011,31(6):1051-1056.
Song X L, Xu C, Yang J X, et al. A method for life cycle management of industrial solid waste and its case study [J]. China Environmental Science, 2011,31(6):1051-1056.
- [8] 李嘉文,宋小龙,赵 迪.基于 LCA 的废弃手机资源化有效运输范围量化研究 [J]. 中国环境科学, 2019,39(2):698-705.
Li J W, Song X L, Z D. Quantitative analysis of the effective transport range of waste mobile phone recycling based on LCA [J]. China Environmental Science, 2019,39(2):698-705.
- [9] 龚先政,聂祚仁,王志宏,等.中国材料生命周期分析数据库开发及应用 [J]. 中国材料进展, 2011,30(8):1-7,49.
Gong X Z, Nie Z R, Wang Z H, et al. Development and application of Chinese database for materials life cycle assessment [J]. Materials China, 2011,30(8):1-7,49.
- [10] 施乐荣,刘荣杰,观梦韵,等.基于垃圾分类的废旧纺织品的单独回收对深圳市生活垃圾处理的碳足迹影响分析 [J]. 环境卫生工程, 2018,26(2):4-8.
Shi L R, Liu R J, Guan M Y, et al. Effects of separate recycling of household waste textile on carbon footprint of domestic waste treatment in Shenzhen based on garbage classification [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2018,26(2):4-8.
- [11] 王 洋,王小雷,陶亚奇.基于 LCA 的服装低碳化对策 [J]. 纺织导报, 2019,(1):19-22.
Wang Y, Wang X L, Tao Y Q. Countermeasures to low carbonization development of garment industry based on LCA [J]. China Textile Leader, 2019(1):19-22.
- [12] Silva D, Nunes A O, Piekarski C M, et al. Why using different life cycle assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause-effect analysis of the problem [J]. Sustainable Production and Consumption, 2019,20:304-315.
- [13] 王雅君,孙光亚,安 攀,等.生命周期评价在轻工行业的应用及研究进展 [J]. 福建师范大学学报(自然科学版), 2022,38(4):20-31.
Wang Y J, Sun G Y, An P, et al. Application and research progress of life cycle assessment in light industry [J]. Journal of Fujian Normal University (Natural Science Edition), 2022,38(4):20-31.
- [14] Subramanian K, Chopra S S, Cakin E, et al. Environmental life cycle assessment of textile bio-recycling—valorizing cotton-polyester textile waste to pet fiber and glucose syrup [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2020,161:104989.
- [15] Yan Y, Wang C, Ding D, et al. Industrial carbon footprint of several

- typical Chinese textile fabrics [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016,36(3): 119-125.
- [16] Zamani B, Svanström M, Peters G, et al. A carbon footprint of textile recycling: A case study in Sweden [J]. *Journal of industrial ecology*, 2015,19(4):676-687.
- [17] Zhang R, Ma X, Shen X, et al. PET bottles recycling in China: An LCA coupled with LCC case study of blanket production made of waste PET bottles [J]. *Journal of environmental management*, 2020, 260:110062.
- [18] ISO 14040: 2006 Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework [S]. 2006.
- [19] ISO 14044: 2006 Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines [S]. 2006.
- [20] Herrmann I T, Moltesen A. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose?—a comparative assessment of SimaPro and GaBi [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015,86:163-169.
- [21] Silva D, Nunes A O, da Silva Moris A, et al. How important is the LCA software tool you choose comparative results from GaBi, open LCA, SimaPro and Umberto [C]//Proceedings of the VII Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica, Medellin, Colombia, 2017:10-15.
- [22] Sandin G, Peters G M. Environmental impact of textile reuse and recycling—A review [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018:353-365.
- [23] Meys R, Kätelhön A, Bachmann M, et al. Achieving net-zero greenhouse gas emission plastics by a circular carbon economy [J]. *Science*, 2021,374(6563):71-76.
- [24] 贾志杰,高峰,杜世伟,等.磷酸铁锂电池不同应用场景的生命周期评价 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(4):1975-1984.
- Jia Z J, Gao F, Du S W, et al. Life cycle assessment of lithium iron phosphate battery in different utilization scenarios [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(4):1975-1984.
- [25] Allacker K, Mathieux F, Manfredi S, et al. Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2014,88:1-12.
- [26] Yang J, Gu F, Guo J. Environmental feasibility of secondary use of electric vehicle lithium-ion batteries in communication base stations [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020,156:104713.
- [27] Pegoretti T, Mathieux F, Evrard D, et al. Use of recycled natural fibres in industrial products: A comparative LCA case study on acoustic components in the Brazilian automotive sector [J]. *Resources Conservation & Recycling*, 2014,84:1-14.
- [28] Aryan V, Maga D, Majgaonkar P, et al. Valorisation of polylactic acid (PLA) waste: A comparative life cycle assessment of various solvent-based chemical recycling technologies [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021,172:105670.
- [29] Bobba S, Mathieux F, Ardenne F, et al. Life cycle assessment of repurposed electric vehicle batteries: An adapted method based on modelling energy flows [J]. *Journal of Energy Storage*, 2018,(19):213-225.
- [30] Akbar A, Liew K M. Assessing recycling potential of carbon fiber reinforced plastic waste in production of eco-efficient cement-based materials [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020,274:123001.
- [31] Shen L, Worrell E, Patel M K. Environmental impact assessment of man-made cellulose fibres [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2010,55(2):260-274.
- [32] Ling Y, Xia S, Cao M, et al. Carbon emissions in China's thermal electricity and heating industry: an input-output structural decomposition analysis [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,329: 129608.
- [33] Zhao Y, Cao Y, Shi X, et al. How China's electricity generation sector can achieve its carbon intensity reduction targets? [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,706:135689.
- [34] Dong J, Tang Y, Ruan A, et al. Environmental consequences of an ultra-low emission retrofit in coal-fired power plants from a life cycle perspective [J]. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 2021,3:309-323.
- [35] 史玉,徐凌,陈郁,等.基于 LCA 的聚乳酸快递包装环境友好性评价 [J]. *中国环境科学*, 2020,40(12):5475-5483.
- Shi Y, Xu L, Chen Y, et al. Assessment of the environment-friendliness of PLA express packaging using LCA methodology [J]. *China Environmental Science*, 2020,40(12):5475-5483.
- [36] Xu S, Li Z, Yang Q, et al. Comparative life cycle assessment of energy consumption, pollutant emission, and cost analysis of coal/oil/biomass to ethylene glycol [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2021,9(47):15849-15860.
- [37] Shen L, Worrell E, Patel M K. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling [J]. *Resources, conservation and recycling*, 2010,55(1):34-52.
- [38] 杨星,李轻舟,吴敏,等.欧盟纺织产业链上的绿色循环及废旧纺织品处理关键问题 [J]. *纺织学报*, 2022,43(1):106-112.
- Yang X, Li Q Z, Wu M, et al. Circular economy in European Union textile industry chain and key issues of waste textiles treatment [J]. *Journal of Textile Research*, 2022,43(1):106-112.
- [39] Li X, Wang L, Ding X. Textile supply chain waste management in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,289:125147.
- [40] 钱伯章.我国 PET 生产现状 [J]. *聚酯工业*, 2017,30(1):5-7,10.
- Qian B Z. Production status of PET in China [J]. *Polyester Industry*, 2017,30(1):5-7,10.
- [41] 李新芳,涂志刚,赵素芬.废弃 PET 瓶的回收现状及研究进展 [J]. *塑料包装*, 2018,28(6):7-10.
- Li X F, Tu Z G, Zhao S F. Recycling status and research progress of waste PET bottles [J]. *Plastics Packaging*, 2018,28(6):7-10.
- [42] Alizadeh S, Avami A. Development of a framework for the sustainability evaluation of renewable and fossil fuel power plants using integrated LCA-mergy analysis: A case study in Iran [J]. *Renewable Energy*, 2021,179:1548-1564.
- [43] Wang L, Wang Y, Du H, et al. A comparative life-cycle assessment of hydro-, nuclear and wind power: A China study [J]. *Applied Energy*, 2019,249:37-45.
- [44] 高帅,朱坦,王军,等.从生态文明建设看企业环境信息公开 [J]. *生态经济*, 2015,31(4):192-194.
- Gao S, Zhu T, Wang J, et al. Environmental information disclosure of enterprises in the view of ecological civilization construction [J]. *Ecological Economy*, 2015,31(4):192-194.

作者简介: 孙光亚(1997-),男,辽宁锦州人,中国石油大学(北京)新能源与材料学院硕士研究生,主要从事再生循环材料的生命周期评价方向研究.发表论文 2 篇.sgy0100@126.com.