DOI：10.15943/j.cnki.fdxb-jns.20240301.001 网络首发时间：2024-03-06 15:27:13
网络首发地址：https://link.cnki.net/urlid/31.1330.N.20240301.1620.002
复旦学报（自然科学版）
Journal of Fudan University (Natural Science)
文章编号：0427-7104(2024)00-0000-00

生命周期评价在钢铁行业的应用及研究进展

王寿兵[1]，隗　琪[1]，方　锴[2]，屈　颖[1]，王心怡[1]，陈　浩[1]
（1. 复旦大学 环境科学与工程系，上海 200433；2. 宝钢工程技术集团有限公司，上海 201999）

摘　要：钢铁行业是传统意义上的高能耗和高污染物排放行业。由于生命周期评价（LCA）可以很好地量化其潜在环境影响，找到更有效的清洁生产路径，在推动钢铁行业的绿色化、低碳化和高质量发展中得到了广阔应用。本文通过国内外文献回顾和统计分析，重点论述了 LCA 在钢铁行业以下 3 个方面的应用及研究进展：1）评估钢铁企业/钢铁产品在从原材料采掘开始到生产出厂过程中的环境影响，寻找企业/产品节能减排机会；2）评估清洁生产改进技术或方案的环境效应，为钢铁行业提升清洁生产水平提供决策依据；3）评估其作为“中间产品”对下游行业的环境影响贡献，促进全产业链的可持续发展。最后，提出了未来研究关注的 3 个重要方向，旨在进一步推动 LCA 在钢铁行业的研究和应用。

关键词：钢铁；生命周期评价；环境影响；清洁生产；碳足迹
中图分类号：X322　　**文献标志码：**A

钢铁行业是一个产品全球需求量巨大的行业，特别是对于大多数发展中国家而言，对钢材的需求仍将呈强劲增长势头。钢铁行业是典型的能耗和污染物排放高的行业，在全球“碳达峰”和“碳中和”战略目标背景下，其节能减排任务被普遍关注。

生命周期评价（Life Cycle Assessment，LCA）可评估产品或服务从摇篮到坟墓全过程的潜在环境影响。基于 LCA 结果的解决方案可较好避免环境影响在不同工艺过程或不同环境介质之间的转移。将 LCA 应用于钢铁行业可系统分析其全生命周期内的潜在环境影响及其特征，寻找更为有效的清洁生产路径，有助于推动该行业的绿色化、低碳化和高质量发展。

本文运用文献分析方法，选取关键词并构建检索式“steel” and “LCA”、“steel” and “Life cycle”、“钢铁”and “LCA”、“钢铁”and“生命周期”在 Web of Science、X-mol、中国知网等网站进行标题和摘要检索，筛选出与钢铁行业紧密相关的 LCA 研究论文进行分析。首先从众多文献中梳理得到在该钢铁行业中所使用的 LCA 技术框架，然后再依次从企业或大类产品层次、特定（具体）产品层次、清洁生产工艺或方案层次以及以钢材为中间品或原材料的下游产品等 4 个层次对开展的 LCA 进行了综述。最后提出了未来需要重点关注的问题及建议，旨在促进国内外钢铁行业更好的贯彻生命周期全过程理念和方法，进一步提升行业的清洁生产和低碳化水平。

1　钢铁行业 LCA 研究技术框架

钢铁行业 LCA 研究多遵循《ISO 14040：2006》等标准的技术框架，包括 4 个相互联系的部分，即目标与范围定义（Goal and Scope Definition，G & S）、生命周期清单分析（Life Cycle Inventory，LCI）、生命周期影响评价（Life Cycle Impact Assessment，LCIA）以及生命周期结果解释[1]。

研究目标主要有：1）量化钢铁企业/钢铁产品现有生产过程中的环境影响，探索节能减排机会；2）评价清洁生产工艺及方案的可行性及清洁生产潜力，为钢铁行业选择清洁生产技术提供决策依据；3）了解作为“中间产品”对下游行业的环境影响贡献，为全产业链可持续发展提供科学依据。

收稿日期：2023-10-13
基金项目：国家重点研发计划项目（2020YFE0201400）
作者简介：王寿兵（1970—），男，教授，博士生导师，E-mail：bswang@fudan.edu.cn

研究的系统边界一般涉及两个层次：一是从原材料(即铁矿石、化学品、废料、水)和能源(即燃料、电力)的采购到钢铁产品出厂为止，即从“摇篮到大门”；二是从原材料开采到钢铁产品废弃回收为止，即从“摇篮到坟墓”的全生命周期过程(图 1)。由于钢铁行业属于原材料工业，后续产品使用、废弃回收过程的环境影响相对较小且数据较难获得，所以大多数钢铁行业 LCA 研究的系统边界选择了第一个层次。

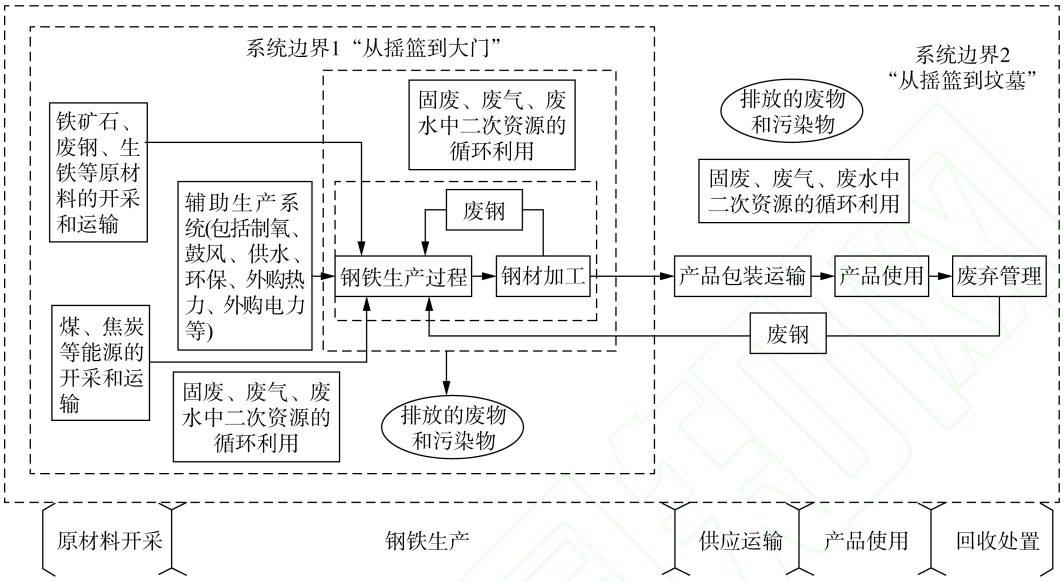

图 1 钢铁行业 LCA 系统边界

Fig. 1 System boundary in LCA on steel industry

生命周期清单数据主要涉及 3 个来源：1) 实地调查与实际生产相关的数据(前景数据)；2) 与供应链较大时空尺度相关的(原材料、能源和辅助材料采购的信息)数据。多来源于 LCA 数据库，如 SimaPro、GaBi、Ecoinvent、ELCD、CLCD、EU+DK 输入输出数据库以及 USLCI 等数据库；3) 部分来自文献调研的数据，比如世界钢铁年鉴、各国钢铁协会报告、各企业的年度报告等。

在 LCIA 中大多采用 CML 2001、IMPACT 2002+、ReCiPe 中点(H)、IPCC GWP 100a、累积能源需求(CED)等提供的方法。不同研究使用的影响评价方法和考虑的影响类型个数常有所不同(表 1)。

表 1 面向钢铁生产路径的 LCIA 所采用方法和影响类型个数举例

Tab. 1 Examples of methods and impact types used in LCIA for steel production paths

所属区域	参考文献	年份	评价方法	影响类型
中国	Chen 等[2]	2015	CML2001	6 个
	高成康等[3]	2016	CML2001	9 个
	Ma 等[4]	2018	IMPACTWorld、IPCC	16 个
	王宪恩等[5]	2019	量化核算模型	
	刘慧敏等[6]	2020	IMPACT 2002+	15 个
欧洲	Seppl 等[7]	2001	DAIA 方法	11 个
	Burchart-Korol 等[8]	2013	IPCC、CED、ReCiPe 中点(H)	17 个
	Gulnur 等[9]	2015	IMPACT 2002+	14 个
	Pietro 等[10]	2016	ILCD	16 个
	Mitterpach 等[11]	2016	ReCiPe 2008	18 个
	Dora-Andreea 等[12]	2018	CML2001	10 个
	Backes 等[13]	2021	CML2001	7 个
澳大利亚	Norgate 等[14]	2010	CML2001	4 个
泰国	Tongpool 等[15]	2010	IPCC、ECO-INDICATOR 99(H)	6 个

在结果解释阶段，则多根据研究目标对各项 LCA 结果进行系统分析，量化评价对象在生产、使用过程中需付出的资源环境代价；以及评估产品在各流程中的节能减排机会及改进潜力，探讨不同技术方案的可行性和优劣，继而形成评价结论及建议以推动钢铁行业的可持续发展。

2 针对一般钢铁企业或产品的 LCA 研究

2.1 关注的主要环境影响类型和潜力贡献差异

LCA 主流研究主要集中于评估钢铁企业或产品生产过程的资源环境代价及一般特征，探索各流程中的节能减排机会。这些研究尽管在总的方法框架方面基本一致，但具体的影响评价方法和影响类型的选择常有不同(如表 1 所示)。有的关注环境影响类型较多，有的仅重点分析了碳足迹、水足迹、以及能源消耗等指标。世界钢铁协会得出的钢铁行业 LCA 研究常关注的影响类型见表 2[16]。从中可以看到，全球变暖潜力、臭氧层耗竭潜力以及非生物资源耗竭潜力等近 10 种影响是重点关注的影响类型。

表 2 钢铁行业 LCIA 中的主要环境影响类型及涉及的清单物质举例[16]

Tab. 2 Examples of the main types of environmental impacts in steel industry LCIA and the substances involved

环境影响指标	指标单位	主要清单物质举例
全球变暖潜力(GWP)	kg CO_2 eq.	CO_2、CH_4、N_2O
臭氧层耗竭潜力(ODP)	kg CFC-11 eq.	CCl、$C_2H_3Cl_3$、CH_3Br
非生物耗竭潜力(非化石)(ADPe)	kg Sb eq.	Fe、Mn
非生物耗竭潜力(化石)(ADPf)	MJ	煤炭、石油
富营养化潜力(EP)	kg P eq. 或 kg N eq.	P、N、NH_4-N
酸化潜力(AP)	kg SO_2 eq.	SO_2、NO_X、NH_3
光化学臭氧生成潜力(POCP)	kg NMVOC eq.	C_2H_6、C_2H_4
人体毒性潜力(HTP)	CTUh	As、Cr、Pb
可吸入无机物	kg $PM_{2.5}$ eq.	PM_{10}、$PM_{2.5}$
生态毒性潜力(ETP)	CTUe	HF、Hg^{2+}

由于不同地区或企业采用的生产路径、资源能源类型、技术设施等不同，所得到的潜在环境影响大小和各类型相对贡献大小也常呈现出明显差异。在中国，如 Chen 等[2]运用归一化后加权得出酸化潜力占比最大，为 50.88%，其次是 GWP 占 24.25%、EP 占 19.51%。Ma 等[4]研究认为金属消耗、化石资源消耗潜力影响最大，其次是可吸入无机物和 GWP。Liu 等[6]分析得到不可再生能源影响占比最高，达到 49%左右，其次是非致癌物占比 17%、可吸入无机物占比 11%，然后是陆地生态毒性、全球变暖、致癌性和水生生态毒性。在国外，Gulnur 等[9]则发现可吸入无机物为影响最大的类型，占比 40～50%，其次是全球变暖潜力占比 10%～20%，不可再生能源消耗占比 10%左右。由于同一种影响类型的潜力大小在不同 LCA 研究案例中常常表现出较大差异，这使得决策者较难确定最佳的行动方案。

2.2 影响潜力最大的工艺过程

根据各子过程的环境影响贡献大小和特征，可以得到环境影响的主要来源，有助于寻找减少某类环境影响的最佳处理方案。通过文献比较，发现钢铁生产中环境影响潜力贡献较高的工艺过程主要涉及选矿与烧结、焦炉、以及高炉等，而不同的研究中各子过程的各类环境影响贡献大小和特征有所差异。在中国，Chen 等[2]以攀钢为案例，发现焦炉、高炉过程对 GWP 和化石燃料消耗影响最大，铁矿选矿和烧结过程中由于粉尘和气体排放，对 AP、EP 和 POCP 的贡献最大。因此，在改进工艺时要着重考虑选矿、烧结和高炉流程。高成康等[3]评估了中国钢铁企业 BF-BOF 路径的环境影响主要来自焦化、烧结、高炉炼铁和废钢回收等 4 个过程，其中，高炉炼铁占总环境影响的 31%(其中 GWP、HTP 和固体废弃物分别占 33%、95%和 92%)，废钢回收过程占 22%(其中 EP 和 POCP 分别占 65%和 93%)，焦化过程对 ADPF 和水生生态毒性的影响最大(分别占 84%、59%)，烧结工序对 AP 影响较大(占 47%)。因此，高炉过程中要注重污染物的监测和治理、焦炉过程要注重挥发酚和氰化物的回收利用等。在国外，Gulnur 等[9]用 LCA 证明了土耳其钢铁生产中，炼铁过程对环境的总体影响最大，烧结和焦炉对不可再生能源消耗的影响最大。Backes 等[13]证明了德国钢铁生产中影响最大的是发电厂(占 48%的 GWP)、高炉(22%GWP)和烧

结厂(79%POCP)。上游过程对于 AP、EP、ADPe 和 ADPf 占最大的总排放份额,所以上游的优化潜力更大。造成上述不同研究结果差异的原因可能与以下几点有关,一是各企业清洁生产技术水平有所不同,比如部分先进钢铁企业已采用先进的碳捕获技术,这会使 GWP 显著降低(特别是焦炉、烧结、高炉阶段);而先进的三废处理技术也会影响选矿和烧结过程中粉尘和废气的排放,降低 AP、EP 等影响类型的大小,使选矿和烧结过程更依赖于化石能源的消耗;二是各企业原材料类型和品质有所不同,比如采用生物质和塑料等代替传统煤炭燃料、提高废钢占比会显著降低焦炉、烧结、高炉过程 GWP、化石资源消耗等影响类型的大小;三是各研究中与供应链较大时空尺度相关的数据多来自于 LCA 数据库,不同数据库及不同地区有所差异;四是选择的公共数据分配方法和系统边界(是否包括钢铁回收阶段等)的不同也会导致评价结果的不同。

对于电弧炉路径(EAF)而言,其环境影响则主要来自废钢回收和电炉炼钢过程,因此发电类型和废钢投入比对 EAF 路径至关重要。Burchart 等[8]用 LCA 证明在波兰综合钢铁生产路径中,高炉工序对 GWP 和化石燃料消耗的影响最大,而烧结工序粉尘和气体排放最大、消耗的矿物和金属最多。在波兰电弧炉路径中,发电类型对温室气体排放和化石燃料消耗的影响最大。

2.3 针对碳足迹等重点影响类型的评估

根据研究目标的不同,一些研究更集中于分析某类环境影响。如大量研究重点关注了碳足迹(如表 3),探讨了不同地区或各生产工艺在全生命周期中的碳排放现状及发展趋势,得到了各子过程对碳排放的贡献,为提出碳减排路径提供了数据支持。

表 3 BF-BOF 和 EAF 生产路径的碳足迹

Tab. 3 Carbon footprint from the different BF-BOF and EAF production routes

来源地		参考	年份	总碳足迹		碳足迹单位
				BF-BOF	EAF	
中国	湘钢	邹安全等[17]	2013	2.10		kg CO_2 eq./kg 粗钢
	攀钢	Chen 等[2]	2015	2.74		kg CO_2 eq./kg 粗钢
	某钢厂	高成康等[3]	2016	2.62		kg CO_2 eq./kg 不锈钢
	台湾	Lin 等[18]	2016		0.52	kg CO_2 eq./kg 粗钢
	31 家	Ma 等[4]	2018	3.70		kg CO_2 eq./kg 粗钢
	吉林某厂	王宪恩等[5]	2019	1.77	0.59	kg CO_2 eq./kg 成品钢
欧洲	/	IEAGHG[19]	2011	1.60～2.20	0.60～0.90	kg CO_2 eq./kg 粗钢
	波兰	Burchart 等[8]	2013	2.46	0.91	kg CO_2 eq./kg 铸钢
	意大利	Pietro 等[10]	2016	1.59		kg CO_2 eq./kg 钢板
	西欧	Dora-Andre 等[12]	2018	2.13		kg CO_2 eq./kg HRC 钢
	西欧	Tanzer 等[20]	2020	2.40		kg CO_2 eq./kg HRC 钢
	德国	Backes 等[13]	2021	2.10		kg CO_2 eq./kg 热轧卷
其他国家	澳大利亚	Norgate 等[14]	2007	2.30		kg CO_2 eq./kg 成品钢
	泰国	Tongpool 等[15]	2010		1.00	kg CO_2 eq./kg 粗钢

除碳足迹外,部分 LCA 研究重点关注了水足迹、毒性和能源消耗等。例如,Pardo 等[21]在关于欧洲钢铁的研究中估计能源消耗为 22.5 GJ/t; Norgate[14]的研究中一次能源需求为 22.0 GJ/t;在世界钢铁协会的清单分析研究中[22],涉及全球 15 家钢铁公司的数据,一次能源需求为 16.4 GJ/t。但也有研究表明,LCA 缺少特定性信息,并不完全适用于钢铁行业水足迹、毒性评估等方面,需要与其他特定研究相结合。Pietro 等[10]对意大利钢厂的生态毒性潜力进行深入分析后发现结果与区域环境保护机构报告的"苯并(a)芘排放与当地居民的健康损害具有明显相关性"这一结论不符。这是由于 LCA 研究缺少针对特定地点的信息。Ma 等[4]对中国钢铁行业同时进行了 LCA 和水足迹(WF)研究,发现与 LCA 分析结果相比,WF 在致癌物、非致癌物和淡水生态毒性类别中得分较低,LCIA 模型不能直接应用于 WF 分析。因为 LCIA 仅涉及与水质无关的进水途径和暴露途径,而水足迹的核算应考虑水资源数量和质量的区域差异。

3 针对特定钢铁产品的 LCA 研究

除大量选择某一类钢铁产品(单位粗钢等)作为功能单位、面向钢铁企业生产过程开展的 LCA 研究外，还有大量针对特定钢铁产品的研究。该类研究主要比较了不同企业、种类和性能的钢铁产品及其与环境影响的相关性，可明确量化特定产品的绿色程度，为节能降耗、研发新型绿色产品提供依据，有助于钢铁行业应对绿色贸易壁垒和上下游企业间的环境信息交流[23]。

针对特定钢铁产品的 LCA 研究开始于上世纪末。如世界钢铁协会(Worldsteel)在 1996 年开展了各类钢铁产品的 LCI 分析，并于 2000、2007、2015 和 2020 年进行了更新，奠定了 LCA 在钢铁产品可持续发展评价中的重要地位[24]。欧盟委员会发布的环保政策—产品环境足迹认证(PEF)—的目标是形成绿色产品单一市场，形成评价产品生命周期环境绩效的一般方法，减少差异，以实现产品的一致性比较[25]。欧洲钢铁协会[26]对 7 个欧洲国家(不包括仅生产碳钢和低合金非不锈钢的 Ilva 工厂)生产的 18 种具有不同饰面的不锈钢制成的板材进行了 LCI 研究。国际不锈钢论坛[27]还开展了一项从摇篮到大门的 LCI 研究(包括不锈钢产品)，该研究源于上述欧洲研究，旨在为进一步的案例研究提供全球数据。

国外先进钢铁企业也较早开展了 LCA 研究工作，例如安赛乐米塔尔、蒂森克虏伯、塔塔、新日铁、浦项等均进行了广泛的应用研究，已形成较为完整的体系和方法，并开始参与环境产品标准的制定[28]。

针对中国钢铁产品开展的 LCA 研究最早见于杨建新的论文[29]。虽然起步稍晚，但近年来已得到快速发展并逐渐成为衡量企业绿色生产、产品生态设计、环境政策标准制定的一部分。在企业层面，宝钢早在 2009 年就开展了产品的 LCA 研究，目前已对其多数产品进行了 LCA 评估。宝钢开发的 Baosteel LCA 软件，对于其内部及与下游用户合作开展各细分产品的生命周期评价和生态设计具有重要作用。包头钢铁集团建立了中国钢铁行业的第二个 LCA 评价体系，建立了中国乃至世界上第一个矿山产品的 LCA 评价体系，并成功运用于产品生态设计。河钢集团也基本建立了自己的 LCA 评价体系。另外，首钢集团和鞍钢集团也正在开展 LCA 研究，而其它钢铁企业尚未见到相关研究。

相对而言，相关企业、协会对其产品所做的 LCA 以学术研究形式进行公开的不多，仅见到少数几篇由所在企业研发人员公开发表的论文，如 Tongpool 等[15]评估了板坯、热轧、冷轧、热浸镀锌和电镀锌钢的环境影响，并分析了不同的钢产生环境差异的原因，据此提出了改进建议。Gulnur 等[9]评估并分析了代表半成品(钢坯和板坯)和成品(线材和卷材)的环境影响的不同及其原因。刘颖昊等[30]证明了钢铁产品性能的提高往往会增加其制造环节的环境负荷，但是在很多领域的使用过程中，高性能钢材相对于普通钢材，更有利于环境。

4 面向清洁生产创新技术或方案的 LCA 研究

4.1 面向生产路径或工艺技术创新的 LCA

从生产路径或工艺上进行创新可更好地从源头上实现节能减排。从平炉炼钢到转炉炼钢，使得钢铁生产效率和环境影响在上个世纪获得了大幅改善。时至今日，高炉炼铁-转炉炼钢仍为中国、欧洲等国家最主要的炼钢路径。目前生产工艺创新主要包括非高炉炼铁和电炉炼钢。非高炉炼铁有两种方法：熔炼还原法和直接还原法。直接还原法是指将铁矿石在软化温度下还原得到固态铁的工艺过程。根据还原剂的不同，直接还原可分为以 CO、H_2 等气体为还原剂的气基和以非炼焦煤为还原剂的煤基两种。熔炼还原法是先把普通煤装入熔融气化炉，然后吹入氧使煤燃烧、分解，将发生的煤气作为还原煤气导入还原竖炉，接着在还原竖炉内将块矿石和矿石颗粒还原到金属熔化率为 95%左右。电炉炼钢是使用电弧来加热生铁、废钢和直接还原铁(DRI)产品(也称为海绵铁)，批量模式炼钢，以电为唯一的能源。通过 LCA 可以定量的评估与 BF-BOF 路径相比，创新的生产工艺可取得的环境效益。

BF-BOF 和废铁-EAF 是目前世界上最主要的钢铁生产路径(分别占 70%、24%)，有不少比较研究得出废铁-EAF 路径具有更高的环境效益[4,19]。而通过 LCA 评估得到的 BF-BOF 和废钢-EAF 路径的能源、环境、成本差异显示，再生钢铁生产成本高于原生钢铁 308 元/t 钢，虽然再生钢铁由于污染减排可节省 56 元/t 钢的排污费并获得 54 元/t 钢的碳交易收益，但都不足以扭转电炉炼钢费用较高的现状，所以

要发展 EAF 路径则可能需要国家提供财税扶持政策[5]。早在 2002 年就通过 LCA 得出 DRI-EAF 工艺相较于 BF/BOF 工艺具有较高的环境效益,发展 DRI-EAF 路径有助于钢铁行业的可持续发展[31]。Norgate 等[32]评估了熔融还原炼铁工艺可以更直接地使用热能,可取代电能以解决相关的发电效率低下的问题,可使不锈钢生产工艺在 GER 中节省大量成本。GER、GWP 和 AP 可能会比传统工艺值减少约 20%~25%。Li 等[33]证明与 BF-BOF 工艺相比,制氢、竖炉直接还原和电炉炼钢(HAS)工艺的吨钢能耗和碳排放量可分别降低 53.75%和 47.45%,HAS 工艺具有显著的环境优势。

4.2 面向废物回收利用的 LCA

钢铁行业中废钢铁、废气、固废以及余热等废弃资源的回收利用已受到了高度重视。LCA 方法能够从全生命周期的角度评估这些废弃资源回收利用方案的环境效应,因此同样得到了较多关注。

4.2.1 废钢铁回收利用的 LCA

目前,全球 86%的废钢铁被回收利用。对于没有铁矿石矿床的国家,废钢回收是钢铁生产原料的重要来源。钢铁具有较长的功能寿命,如果再利用或回收,可以恢复其大部分价值。通过 LCA 可以定量评估废钢回收利用所产生的环境效益。

早在本世纪初就有学者考虑了将回收利用纳入 LCA 中。世界钢铁协会提出了许多 LCA 模型,2006 年,Birat 等人[34]对它进行了整理,将钢铁回收纳入系统范围,评估了不同钢铁回收方式在炼钢过程中的 CO_2 排放情况。世界钢铁协会[35]通过一致的环境负荷分配程序来综合考虑炼钢过程中废钢输入和整个产品系统中的废钢输出。废钢的回收绝大多数是在不改变基材固有性能的情况下,将其重新熔化生产新的钢。这可以看作是一个闭环,因此物质闭合循环法作为废钢回收利用的默认方法。

根据世界钢铁协会(2010)的估计,回收 1 t 废钢可抵消超过 1 200 kg 铁矿石、700 kg 煤和 51 kg 石灰石的使用。Broadbent 等[36]计算得出在产品使用寿命结束时每回收 1 kg 废钢,可减少 1.5 kg CO_2 eq. 排放,13.4 MJ 一次能源和 1.4 kg 铁矿石的消耗,这分别相当于首次生产使用量的 73%、64%和 90%。Rahman 等[37]从废旧船舶中回收废铁再加工生产成钢产品,发现与首次生产相比每 1 t 钢产品可减少 16.5 GJ 的一次能源消耗和 1 965 kg CO_2 eq. 温室气体的排放。但在废钢再利用过程中,电力和天然气消耗对环境影响很大,并且使用废钢切割步骤会对周围环境及人体健康产生不利影响。Biganzoli 等[38]评估了废钢桶回收改造所产生的影响,对桶进行翻新产生的环境影响只占传统生产过程的 25%,比直接回收-重新生产的系统具有更好的环境性能;并且随着钢铁循环次数的增加,环境效益也会增加。

4.2.2 钢渣回收利用的 LCA

钢渣是钢铁生产的大宗副产品,全球年产量约为 1.7~2.5 亿吨[39]。在欧洲,目前有 20%~30%的钢渣被储存或填埋,其余的钢渣被重复使用。储存或填埋处理可能带来大量化学和物理污染问题,产生的渗滤液影响土壤和自然水体的 PH、金属和类金属浓度等,对环境、生态、生物健康都将带来不小的影响[40,41]。

各种可用的处理方案也被相继提出,用 LCA 方法评估这些方案所产生的环境影响是十分必要的[42]。钢渣的再利用和回收路径主要为用作炼钢原料、其他材料替代物、以及其他生产原材料等。通过 LCA 分析,发现将回收的钢渣、炉渣转化为炼钢原料会小幅降低环境影响(GWP 降低 32 kg CO_2 eq./t),其潜力比较有限,并且在回收过程中可能产生更高的环境影响(GWP: 92 kg CO_2 eq./t),使得回收利用的"碳中和"排放目标难以实现[43]。

将钢渣作为其他材料替代物在多种方案中被证明可以带来较大的环境效益。如 Mroueh 等[44]用 LCA 评估了用煤灰、碎混凝土废料和颗粒化高炉渣(BFS)代替天然骨料(一种建筑材料)在道路建设中的优势,证明其可以降低环境负荷。Sayagh 等[45]利用 ERM 工具(一种基于 LCA 的方法)评估了 3 种路面建设方案的环境影响,得出使用高炉渣的结构有助于节省自然资源,将 BFS 视为废物是极不可持续的。Mladenovič 等人[46]用 LCA 比较使用硅质材料("常规情景")和使用替代钢渣材料("替代方案")建造沥青道路对环境的影响,就所讨论的 7 种影响类别而言,替代方案比传统方案更具可持续性。Ferreira 等人[47]也利用 LCA 的方法比较了传统道路建设材料与电弧炉炉渣作为替代原料对环境的影响,再次证明了替代方案可以获得重要的环境效益。Esther 等人[48]评估了通过钢渣所占比例不同的 3 种沥青混合物对环境的影响,证明了钢渣在替代传统材料时因分配比例的不同,可带来不同的环境影响。

钢渣作为其它产品生产的原材料也可带来较大的环境效益。如韩国科学技术研究院(KIST)的研究人员提出一种用钢渣来生产碳酸钙的新工艺[49]，通过 LCA 研究发现，与常规碳酸钙工艺相比，新工艺具有更高的经济可行性和碳减排效果(约减少 8%)[50]。Maria 等[51]用 AOD 炉渣开发了 3 种不同类型的建筑材料(称为 SSS 块)，并将其与传统铺路材料-普通硅酸盐水泥(OPC)混凝土生产的建筑块进行比较，得出 SSS 块具有更低的环境影响。

总之，钢渣已被作为炼钢材料、替代材料或其它产品生产原材料等广泛应用到生产中。其中作为替代材料和其他原材料有着多种可能，并且已被多个研究证明从全生命周期角度来看有着较大的环境潜力。

4.2.3 烟气回收利用的 LCA

钢铁生产过程通常产生大量气体，这些气体排放会带来较高的环境负荷，目前常通过改善烟气回收工艺和从烟气能量回收的角度来减轻这些负荷。通过 LCA 可以证明这些气体用于生产热能和电能的可行性。特别是热电联产工艺已被证明为最有效的处理炼钢烟气的解决方案，可同时满足污染减排和钢铁生产商的能源需求。如 Bieda 等[52]评估了使用硬煤和高炉煤气两种锅炉发电过程的环境影响，证明利用高炉煤气比用煤更有利于环境。Li 等[53]对一家中国钢铁厂的研究发现，与直接由燃煤电厂供电的炼铁系统相比，带有利用副产物气体发电的联合循环发电厂(Combined Cycle Power Plant，CCPP)系统可节能减排达 33%。Garcia 等[54]以西班牙为案例，研究了使用焦炉和热电联产炉的环境影响，证明在气候变化、电离辐射、人类毒性以及化石资源和臭氧层耗竭等环境影响类别上均具有效益，可节省约 169.42 Nm^3/MWh 的天然气，从而减少资源和臭氧层耗竭。Messagie 等[55]利用 LCA 分析了在不同分配方式情景下，以炼钢厂高炉煤气(Blast Furnance Gas，BFG)作为钢铁行业废气发电的平均 GWP 差异。Kim 等[56]为优化当前的高炉燃气发电工艺，比较了 1 种常规发电厂和 2 种利用废气的优化发电厂的效益，并通过 LCA 证明使用钢铁行业废气在经济上是可行的。

4.2.4 余热回收利用的 LCA

在钢铁生产中会产生大量的热量，捕获和使用这些热量可以提高过程能效和节省能源。目前利用余热的方法主要有：热交换技术、热功转换技术、制冷制热技术等。通过 LCA 证明了在钢铁行业中余热利用潜力最大的有两种方式，一是使用热交换器在不改变能量形式的情况下直接利用热能；二是利用有机朗肯循环等方法提高余热品位让其转换为电能。Duan 等[57]采用 LCA 证明与传统的水淬法工艺和最新的干渣造粒方法相比，将炉渣余热用来发电的多级渣余热回收系统在钢铁行业的节能减排、经济等方面均具有良好的应用潜力。Walsh 等[58]研究了有机朗肯循环(ORC)的潜在应用，即利用钢铁生产中焦炉阶段产生的低品位热量发电，发现可以减少大量的二氧化碳排放。Lin 等[18]研究发现，采用有机朗肯循环发电可以减轻对生态系统、人类健康和资源枯竭的环境影响。

由上可知，通过回收废钢、废渣、废气、余热再利用技术在节约资源能源、减少污染物排放以及经济方面可产生较大效益。

4.3 与碳捕获、存储和利用有关的 LCA

由于世界仍需持续严重依赖化石能源，所以在全球诸多国家碳中和目标的背景下，有效捕获高耗能、高排放行业产生的 CO_2 将是至关重要的。碳捕获及储存(CCS)是将 CO_2 集中到规定的理想储存位置，被认为是减少全球变暖及其对生物物种影响的实用方法之一。碳捕获及利用(CCU)是使钢厂中的废气价值化，比如可以用来生产散装化学品甚至氧亚甲基醚等燃料。而 CCS 只是一种废物缓解技术。因此，将 CCS 和 CCU 结合起来将成为减轻温室气体排放、气候变化和实现碳中和目标的重要路径。

欧洲碳减排 ULCOS 项目(ULCOS，2014)是较先进的钢铁 CCS 应用之一，已确定了涵盖各种钢铁生产工艺的名单。日本碳减排项目 COURSE50 也是着重开发 CO_2 捕集储存和再利用技术。另外，还有不少研究从经济、环境方面评估了相关技术的可行性和潜力[59,60]。也有研究从 LCA 的角度评估了一些碳捕获、存储和利用技术，例如 Dora 等[12]将没有 CCS 的集成钢厂、使用单乙醇胺(MEA)的传统化学吸收技术，以及基于更具创新性的钙循环(CaL)技术的 3 种钢厂进行比较，得出将 CCS 纳入钢铁生产路径，可将 GWP 降低 47.98%～75.74%，CaL 收集技术比传统 MEA 的碳减排效果更好，但是其他环境影响均有提高。Petrescu 等[61]对用于综合钢厂脱碳的吸附增强水-气变换(SEWGS)工艺和使用单乙醇胺(MEA)的

传统化学吸收技术进行比较,证明 SEWGS 工艺比 MEA 工艺能带来更好的环境效益。Tanzer[20]证明如果将 CCS 技术充分应用到钢厂中,可以在生产阶段减少 40～70%CO_2 排放量,而将生物质能源与 CCS 技术结合可以带来更显著的 CO_2 减排量,甚至可以产生负碳钢。Tsoy 等[62]开发了一种 CCU 技术,将炼钢厂高炉煤气(BFG)中的 CO 和 CO_2 转化为多元醇,能减少约 10%的碳排放量。Zhang 等人[63]证明通过提高能源效率的脱碳潜力为 7.4%,燃料转换的脱碳潜力在 5.2%～15.1%之间,而 CCS 的脱碳潜力最为显著,为 21.7%,同时通过脱碳成本分析显示 CCS 具有最低的脱碳成本(66 美元/t CO_2)。

使用 LCA 方法的研究虽然从更宏观的角度证明了部分碳捕集、储存和利用技术所带来的大量减排效益,但在其他影响类别上带来的负面影响也不容忽视。将碳捕集和储存利用技术与其他清洁生产技术联合使用可能会带来更好的效果。但遗憾的是,目前使用 LCA 来评估碳捕集储存利用技术的研究还较少,数据还非常有限。

4.4 有关资源能源替代的 LCA

通过替代资源来减少环境影响的策略主要包括原料替代和燃料转换。炼铁过程中使用的原料包括 BF-BOF 路径的铁矿石、EAF 和 DRI 路径的回收废钢等。在炼铁中,提供能量以驱动高炉中氧化铁还原的能量载体被称为还原剂。因此,用替代或衍生资源(如生物质、煤粉、重油、天然气、废油和废塑料等)替代常规还原剂(即主要是硬煤焦炭)类似于其他工业部门的燃料转换。目前这些替代方案已经在工业规模上进行了一些测试。Echterhof[64]总结并比较了所讨论的不同替代碳源的环境影响,包括生物质和橡胶/塑料两种碳源。由于废塑料热值通常比煤高,因此使用废塑料代替煤炭可以减少煤炭的消耗,从而减少 CO_2 排放。此外,废塑料的利用可使用钢铁厂现有设备,无需建设新的设施。因此,利用废塑料当作替代燃料在钢铁行业碳减排方面展现了巨大的潜力。Sekine 等[65]研究了几种塑料树脂当作还原剂的减排潜力,聚苯乙烯(PS)和聚丙烯(PP)的还原潜力大于聚乙烯(PE)。另一方面,在高炉原料回收的情况下,聚乙烯(PE)具有最大的 CO_2 减排潜力。Vadenbo 等[66]以欧洲数据为基础,证明了每吨废塑料的焦炭替代率为 0.85 时,对气候变化和化石资源消耗的影响分别为－2.4～－0.9 t CO_2 eq. 和－26～－40 GJ eq.。

与正在开发的其他突破性技术相比,使用生物质替代的经济成本和技术风险可能更低。一般情况下会对原始生物质在使用前进行转化,生物质衍生的焦炭和碳氢化合物在降低 CO_2 排放方面具有巨大潜力。从 LCA 的角度来看,Lin 等[18]通过在再加热炉中引入木屑颗粒来替代重质燃料油,与使用重油燃料的情景相比,整体环境影响可减少 90%以上,减轻了对生态系统、人类健康和资源枯竭的影响。Weldegiorgis 等[67]研究了 3 种能源供应替代方案:种植园林业生产的木炭、在农业用地上生产的木炭以及冶金煤。发现采用生物质替代品可以带来很好的环境经济效益,但同时也会带来较高的工伤率。Jahanshahi 等[68]证明了生物质衍生燃料和还原剂可以在综合炼钢(BF-BOF)和小型炼钢(EAF)路径中促进净二氧化碳减排。对于 BF-BOF 路径,有可能直接减少 31%～57%的 CO_2 净排放量。

因为 EAF 生产过程中的 CO_2 排放主要来自于电力生产,所以利用生物质替代燃料对 CO_2 减排效果相对减少。Norgate 等[69]使用 LCA 方法来评估澳大利亚电弧炉钢铁生产中用木炭替代化石燃料时 CO_2 的总减排量仅可达到 7.3%～14.7%。Demus 等[70]以欧洲电力背景来计算,得出在电弧炉路径中用木炭替代化石碳源,相对 CO_2 减排潜力大约是 29%。

5 针对下游行业的 LCA 研究

从产业价值链的角度来看,钢铁属于“中间产品”,上游联系着煤炭、铁矿石,下游联系着建筑、制造业等行业。而将钢铁生产预期的未来变化整合到下游行业中可能会影响下游行业发展及其生命周期环境影响[71]。另外,钢铁企业配合下游行业进行 LCA 研究可更全面的评估钢铁在“从摇篮到坟墓”的全生命周期中的环境影响,协助钢铁行业开展清洁生产和绿色产品研发。由于汽车、建筑、基础设施建设、机械制造业与装备制造业为钢铁主要消耗行业,其行业发展和环境影响与钢铁产量、质量、价格、环境成本等具有强相关性,所以成为此类研究热点[72]。在对相关下游行业进行 LCA 研究时,钢材将作为原材料为生命周期清单提供相关的输入、输出数据,可分析出钢材对下游企业的环境影响贡献[73]。Evangelista 等[74]评估得出在巴西 4 种基本住宅的建造中,钢材具有较高的环境影响贡献,特别是在人体毒性-癌症效应和

淡水富营养化影响中的贡献最大。Rios 等[75]回顾了 12 个建筑物的 LCA，总结了不同建筑材料的环境影响差异，在不考虑回收利用的情况下钢材的环境影响位于前列。

另外，不少研究证明了钢铁性能与下游企业在全生命周期内的环境相关性。一般而言，功能更优的钢铁产品会在炼钢阶段增加环境负荷，但通过 LCA 则发现，许多情况下在使用阶段，用功能更优的钢产品（如具有更高的强度和韧性、物理性能、化学性能、生物相容性和工艺性能的产品）比传统产品更加环保。浦项集团评估了将质量更轻的绿色钢铁应用于汽车轻量化的方案，以 2015 年为例，实现车身减重 8.5%，在全球范围内每年可节省 14.7 亿升汽油、18.6 亿美元驾驶成本和 316 万吨 CO_2-eq 的温室气体排放[76]。Koroma 等[77]以欧洲为背景评估了汽车生产中使用氢直接还原铁（H-DRI）可以进一步将汽车生产的 GWP 降低 17%，具有第二高的减排潜力。近年，安塞乐米塔尔评估了建筑材料、施工方案对环境、经济和社会可持续性的影响，并推出了 Steligence R 这一全新的建筑用钢概念，使其在全生命周期范围内有更小的环境影响[78]。Wang 等[79]证明使用高功能性硅钢 B30P110 替代 B30G130，可以在电力变压器的整个生命周期内减少 15.1%的碳排放；将两片式钢罐的马口铁厚度从 0.280 mm 减少到 0.225 mm，则可减少 14.5%的碳排放。

由于一些钢铁材料比其他材料（例如木材）具有更高的蕴含能，将回收利用阶段加入 LCA 范围中，可发现随着钢材的耐用性和可循环性的提高，将具有更好的环境效益。Lamnatou 等[80]发现在建筑一体化模型（BIPVT）中，钢材部分是影响最大的组件之一。如果进行钢铁回收可显著减少 47%至 85%的环境影响。Rios 等[75]发现在建筑外墙框架系统中，虽然木制框架相较于钢制框架在建设过程中具有较低的环境影响，但其难以回收再利用，所以钢制框架在全生命周期中仍具有更好的环境效益，并且环境效益随着钢材的耐用性和可循环次数的增加而增加。

6 总结和展望

目前国内外针对钢铁行业开展了大量的 LCA 研究，对钢铁行业节能降耗、环境提升、生态产品开发与营销，直至可持续发展均发挥了重要作用。钢铁行业 LCA 研究热点主要集中在以下 3 个方向。

一是面向钢铁企业或产品生产现状的 LCA。此类研究得到了不同企业/地区在钢铁生产过程中需付出的资源环境代价及特征，探明了在各流程中的节能减排机会。通过不同钢铁产品的 LCA 结果对比，可明确产品的绿色程度，并提出相应的改进方案，比如环保材料的应用、节能减排的设计、水资源利用优化、能源效率提升、可再生资源利用等。通过对重点影响指标的分析，还可以帮助各类环境足迹进行量化核算。

二是面向清洁生产改进技术或方案的 LCA。此类研究多关注生产工艺技术创新（例如非高炉炼铁及电炉炼钢流程等）、材料能源替代（包括原料替换和燃料替换）、碳捕获及存储利用、废物回收利用（如废钢、废渣、余热、废气的回收利用）、以及减排工艺技术创新等清洁生产战略在生命周期范围内的环境效益，为提升钢铁行业清洁生产水平提供了科学依据。

三是面向下游行业的 LCA。此类研究中钢铁作为原材料提供清单数据，助力下游企业进行 LCA 评估，实现可持续发展，同时也有利于更全面的评估钢铁在“从摇篮到坟墓”的全生命周期中的环境影响，协助钢铁行业进行清洁生产和绿色产品研发。

根据目前的研究现状，建议未来重点关注以下 3 个方面的问题：

一是加强对非先进企业的 LCA 研究。当前面向钢铁行业生产现状的 LCA 多半是针对先进企业或发达地区的研究，而从 2022 中国钢铁年鉴来看，至少还有 20%的钢铁产量来自较落后地区/落后企业，但是鲜有相关研究。为此需要加大与各层次生产企业的合作研究，以便更全面地了解行业环境影响现状。具体可以从以下方面加强：（1）构建更适配非先进企业的数据库及评价模型；（2）关注不同数据库、评价方法与各层次企业的匹配度。企业进行 LCA 研究时可能不明确适宜的数据库和评价方法，所以可以根据各数据库的特征（范围、完整性、透明度、全面性等）构建评分系统以适配各层次企业[81]；（3）加大企业、学术界与政府之间的联系。政府发挥统筹协调的作用，增强非先进企业的清洁生产意识，引导非先进企业与学术界的交流合作。

二是加强对评价方法和相关数据库的完善。由于目前 LCA 方法体系仍待完善，各类研究也存在诸多差异，因此存在一些局限性。如背景数据库不全面且与实际生产环节的适配度不足、一些分析方法（归

一化分析、敏感性分析等)仍具有争议且不够精确、所用模型具有不确定性、选择过程的不确定性(使用的分配方法和划分的系统边界等)等。为了完善针对钢铁行业的 LCA 方法体系,可以借鉴先进的 LCA 方法应用经验。具体为:1) 构建针对不同地区的本土化行业数据库。当前国内外个别先进企业如安赛乐米塔尔、蒂森克虏伯、塔塔、新日铁、宝钢等均已针对自身构建了较为完整的数据库,但是其余企业尚未开展相关研究。所以要扩大对各地区本土化行业数据库的探索,确定统一的数据类型和标准,借助钢铁协会联合各层次企业按照不同时间空间维度对各地区、工艺、原料与能源构成、废弃物处置与资源化利用的原始数据进行收集、集合。在数据收集中,要借助新兴的信息技术,比如大数据技术、在线数据采集系统被证明了具有较好的时效性和可靠性[82],未来还可尝试与企业资源规划、环境管理系统等企业数据库相连以进行更系统地分析。此外,数据均要通过初步评估、不确定性分析与量化模型等方法证明数据集的合格性[83];2) 扩大系统边界,加强与上、下游行业的数据交流,实现从"摇篮到坟墓"的钢铁行业 LCA 研究。由于钢铁产品使用和回收阶段的数据较难获得且比较复杂,所以大多数 LCA 研究的系统边界设置为从原材料进入钢厂到产品出场为止。然而提高钢铁产品的性能会在炼钢阶段增加环境负荷,在使用阶段的许多情况下比传统产品更加环保。所以有必要将产品运输、使用、废弃管理阶段纳入系统边界,才能真正从可持续发展角度全面评估环境影响。此外,由于钢铁行业下游产业链较为复杂,可先关注钢铁使用量较高的建筑与基建、航天航空、铁路、机械、汽车和家电等行业。3) 改进生命周期评价模型。LCA 评价方法根据评价目的的不同分为中点法(mid-point)和终点法(end-point)2 类。中点法以污染物当量来表征环境影响大小。终点法是以损害评估为主的方法,更多地关注受体(如人体健康、生态系统、资源等)暴露于排放物质后所产生的综合环境损害,涉及环境科学、环境气象学、毒理学、流行病学等多学科交叉研究[84]。所以终点法是当前研究(包括钢铁行业)的热点,也是未来发展趋势,包括 IMPACT2002+、ReCiPe 等。另外,建议注重多元化和综合化发展,联合其他方法技术完善 LCA 评价模型。加强跨专业、学科交流,利用环境、经济、社会、效能等多元化影响结合进行综合性评估和指标简化合并[85]。例如结合技术可行性分析、经济可行性分析、社会影响分析等增强传统 LCA 结果的全面性和可持续性[86];运用毒理学试验方法[87]、关键因子筛选方法[88]进行本地化研究;将 GIS 与 LCA 结合突破空间异质性局限[89];将物质流分析(Material Flow Analysis, MFA)和 LCA 结合更好的从宏观和微观两个层面分析可持续性[90];结合货币化方法确定权重因子可以紧密结合潜在环境影响与经济成本[91]等。

三是扩大对钢铁行业清洁生产技术的研究。目前钢铁行业中针对技术进行的 LCA 研究数量有限,只证明了部分清洁生产技术或方案的环境效益,并且其环境效益值会随不同地区背景数据差异而有所不同,不能广泛应用于各钢铁企业的决策,所以扩大对清洁生产技术的研究极为必要。可以从以下几个方面进行研究:1) 扩大对新型清洁生产技术与方案的研究。目前钢铁行业推行的大部分清洁生产技术或方案并未从全生命周期角度证明其环境效益和可持续性,未来需要基于不同地域/企业评估各类新型技术和方案对钢铁产品环境属性的影响值,为钢铁企业清洁生产提供决策依据;2) 扩大面向技术的 LCA 的应用范围。当前钢铁行业此类研究主要应用于可持续性评价,即通过综合考虑技术方案在全生命周期中的环境、社会、经济影响来判断技术的可持续性。未来还可关注技术效能评价和决策方面的应用[85];3) 开发事前 LCA(Ex-ante LCA)和前瞻性 LCA(Prospective LCA)。由于新型技术是面向未来的技术,一般并未在当前进行大规模应用,其清单数据、功能特征就绪程度较为有限,所以传统的 LCA 在新技术的环境影响评估方面存在局限性。事前 LCA 通过扩大低技术准备水平(technology readiness level)下的技术以探索其在高技术准备水平下的潜在环境绩效[92]。前瞻性 LCA 可以比较新型技术在不同时间尺度中(技术开发的早期阶段及未来更发达的阶段)的环境绩效[93]。

参考文献:

[1] FINKBEINER M, INABA A, TAN R, et al. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2006, **11**(2): 80-85.

[2] CHEN S, FU X, CHU M, et al. Life cycle assessment of the comprehensive utilisation of vanadium titano-magnetite[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, **101**: 122-128.

[3] 高成康，陈杉，陈胜，等. 应用 LCA 分析中国典型钢铁企业的环境负荷[J]. 哈尔滨工业大学学报，2016，**48**(4)：177-181.

[4] MA X，YE L，QI C，et al. Life cycle assessment and water footprint evaluation of crude steel production：A case study in China[J]. *Journal of Environmental Management*，2018，**224**：10-18.

[5] 王宪恩，栾天阳，陈英姿，等. 基于 LCA 的废旧资源循环利用节能减排效果评估模式与方法研究——以吉林省某钢铁企业为例[J]. 中国人口·资源与环境，2016，**26**(10)：69-77.

[6] LIU H，LI Q，LI G，et al. Life cycle assessment of environmental impact of steelmaking process[J]. *Complexity*，2020(6)：1-9.

[7] SEPPL J，KOSKELA S，MELANEN M，et al. The Finnish metals industry and the environment[J]. *Resources Conservation & Recycling*，2002，**35**(1/2)：61-76.

[8] BURCHART-KOROL D. Life cycle assessment of steel production in Poland：A case study[J]. *Journal of Cleaner Production*，2013，**54**：235-243.

[9] GULNUR M O，DILEK F B，KARANFIL T，et al. The environmental impacts of iron and steel industry：A life cycle assessment study[J]. *Journal of Cleaner Production*，2016，**130**：195-201.

[10] PIETRO R，BRUNO N，GIUSEPPE T，et al. Life cycle assessment of steel produced in an Italian integrated steel mill[J]. *Sustainability*，2016，**8**(8)：719.

[11] MITTERPACH J，HRONCOVA E，LADOMERSKY J，et al. Environmental evaluation of grey cast iron via life cycle assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*，2017，**148**：324-335.

[12] DORA-ANDRESS C，LETITIA P，PAUL C，et al. Assessing the environmental impact of an integrated steel mill with post-combustion CO_2 capture and storage using the LCA methodology[J]. *Journal of Cleaner Production*，2019，**211**：1015-1025.

[13] BACKES J G，SUER J，PAULIKS N，et al. Life cycle assessment of an integrated steel mill using primary manufacturing data：Actual environmental profile[J]. *Sustainability*，2021，**13**(6)：3443.

[14] NORGATE T E，JAHANSHAHI S，RANKIN W J. Assessing the environmental impact of metal production processes[J]. *Journal of Cleaner Production*，2007，**15**：838-848.

[15] TONGPOOL R，JIRAJARIYAVECH A，YUVANIYAMA C，et al. Analysis of steel production in Thailand：Environmental impacts and solutions[J]. *Energy*，2010，**35**(10)：4192-4200.

[16] 世界钢铁协会. 生命周期清单方法论报告[EB/OL]. (2018-12)[2023-12-7]. https://worldsteel.org/zh-hans/publications/bookshop/life-cycle-inventory-report-2018/.

[17] 邹安全，罗杏玲，全春光. 基于 EIO-LCA 的钢铁产品生命周期碳排放研究[J]. 管理世界，2013，**12**：178-179.

[18] LIN Y P，WANG W H，PAN S Y，et al. Environmental impacts and benefits of organic Rankine cycle power generation technology and wood pellet fuel exemplified by electric arc furnace steel industry[J]. *Applied Energy*，2016，**183**：369-379.

[19] IEAGHG. Challenges and opportunities of CO_2 capture and storage for the iron and steel industry[R/OL]. (2011-12-17)[2023-10-10]. https://www.globalccsinstitute.com/archive/hub/publications/101921/challenges-opportunities-co2-capture-storage-iron-steel-industry.pdf

[20] TANZER S E，BLOK K. Can bioenergy with carbon capture and storage result in carbon negative steel?[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*，2020，**100**：103104.

[21] PARDO N，MOYA J A，VATOPOULOS K. Prospective scenarios on energy efficiency and CO_2 emissions in the European Iron & Steel industry[J]. *Energy*，2013，**54**：113-128.

[22] World Steel Association. Life cycle assessment methodology report—life cycle inventory study for steel products[R/OL]. (2017-9-14)[2023-10-10]. https://worldsteel.org/wp-content/uploads/Life-cycle-inventory-methodology-report.pdf.

[23] 刘涛，刘颖昊. 钢铁产品生命周期评价研究现状及意义[J]. 冶金经济与管理，2009，**5**：25.

[24] World Steel Association. Life cycle inventory study 2019 data release[R/OL]. (2020-04-21)[2023-10-10]. https://www.worldsteel.org/zh/steelby-topic/life-cycle-thinking.html.

[25] 管志杰，马东旭，李文远. 生命周期评价在我国钢铁行业的发展与应用[J]. 冶金经济与管理，2020，**3**：47-50.

[26] Eurofer. Life Cycle Inventory(LCI) data[EB-OL]. (2020-4-3)[2023-10-10]. https://www.eurofer.eu/issues/eurofer-stainless-and-specialty-steel/life-cycle-inventory-lci-enquiries.

[27] World Stainless. Life cycle inventory and analysis[EB-OL]. (2019-11-26)[2023-10-10]. https://www.worldstainless.org/about-stainless/environment/life-cycle-inventory-and-analysis/.

[28] 李新创. 中国钢铁产品全生命周期评价理论与实践[J]. 中国冶金,2019,**29**(4): 1-5.

[29] 杨建新,刘炳江. 中国钢材生命周期清单分析[J]. 环境科学学报,2002(4): 519-522.

[30] 刘颖昊,刘涛,郭水华. 从LCA视角评估钢铁产品改进的环境效益[J]. 环境工程,2012,**30**(S2): 437-439.

[31] LI G, NIE Z, ZHOU H, et al. An accumulative model for the comparative life cycle assessment case study: Iron and steel process[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2002,**7**: 225-229.

[32] NORGATE, JAHANSHAHI S, RANKIN W J. Assessing the environmental impact of metal production processes[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2007,**15**(8-9): 838-848.

[33] LI F, CHU M S, TANG J, et al. Thermodynamic performance analysis and environmental impact assessment of an integratedsystem for hydrogen generation and steelmaking[J]. *Energy*, 2022,**214**: 122922.

[34] BIRAT J-P, PRUM N, YONEZAWA K, et al. The value of recycling to society and its internalization into LCA methodology[J]. *Revue De Metallurgie-cahiers D Informations Techniques*, 2006,**103**: 50-61.

[35] World Steel Association. Life cycle assessment methodology report: Life cycle inventory study for steel products [EB/OL]. (2021-10-30)[2023-10-10]. https://www.worldsteel.org/dms/internetDocumentList/bookshop/LCA-Methodology-Report/document/LCA%20Methodology%20Report.pdf. 2015.

[36] BROADBENT C. Steel's recyclability: Demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016,**21**: 1658-1665.

[37] RAHMAN S, HANDLER R M, MAYER A L. Life cycle assessment of steel in the ship recycling industry in Bangladesh[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016,**135**: 963-971.

[38] BIGANZOLI L, RIGAMONTI L, GROSSO M. LCA evaluation of packaging re-use: The steel drums case study[J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2019,**21**: 67-78.

[39] OBER J A. Mineral Commodity Summaries 2016 US Geological Survey[R]. *Reston VA: United States Geological Survey*, 2016.

[40] MAYES W M, YOUNGER P L, AUMONIE J. Hydrogeochemistry of alkaline steel slag leachates in the UK[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2008,**195**: 35-50.

[41] CHAURAND P, ROSE J, BRIOIS V, et al. Environmental impacts of steel slag reused in road construction: A crystallographic and molecular(XANES) approach[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007,**139**(3): 537-542.

[42] GOMES H I, MAYES W M, BAXTER H A, et al. Options for managing alkaline steel slag leachate: A life cycle assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018,**202**: 401-412.

[43] SALMI O, WIERINK M. Effects of waste recovery on carbon footprint: A case study of the Gulf of Bothnia steel and zinc industries[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2011,**19**(16): 1857-1864.

[44] MROUEH U M, ESKOLA P, LAINE-YLIIJOKI J. Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction[J]. *Waste Management*, 2001,**21**(3): 271-277.

[45] SAYAGH S, VENTURA A, HOANG T, et al. Sensitivity of the LCA allocation procedure for BFS recycled into pavement structures[J]. *Resources Conservation & Recycling*, 2010,**54**(6): 348-358.

[46] MLADENOVIC A, TURK J, KOVAC J K, et al. Environmental evaluation of two scenarios for the selection of materials for asphalt wearing courses[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015,**87**(1): 683-691.

[47] FERREIRA V J, VILAPLANA A S, GARCIA-ARMINGOL T, et al. Evaluation of the steel slag incorporation as coarse aggregate for road construction: Technical requirements and environmental impact assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016,**130**: 175-186.

[48] ESTHER L A, PEDRO L G, IRUNE I V, et al. Comprehensive analysis of the environmental impact of electric arc furnace steel slag on asphalt mixtures[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020,**275**: 123121.

[49] JO H, LEEE M G, PARK J, et al. Preparation of high-purity nano-$CaCO_3$ from steel slag[J]. *Energy*, 2016,**120**: 884-894.

[50] MATTILA H P, HUDD H, ZEVENHOVEN R. Cradle-to-gate life cycle assessment of precipitated calcium carbonate production from steel converter slag[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014,**84**: 611-618.

[51] MARIA A D, SALMAN M, DUBOIS M, et al. Life cycle assessment to evaluate the environmental performance of new construction material from stainless steel slag[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018,**23**: 2091-2109.

[52] BIEDA B, HENCLIK A, KULCZYCKA J. Life cycle assessment in the energy generation process-variant analysis in metallurgical industry[J]. *Archives of Metallurgy and Materials*, 2010,**55**: 1083-1088.

[53] LI T, CASTRO P M, LV Z. Life cycle assessment and optimization of an iron making system with a combined cycle power plant: A case study from China[J]. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2017,**19**(4): 1133-1145.

[54] GARCIA S G, MONTEQUIN V R, FERNANDEZ R L, et al. Evaluation of the synergies in cogeneration with steel waste gases based on Life Cycle Assessment: A combined coke oven and steelmaking gas case study[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019,**217**: 576-583.

[55] MESSAGIE M, BOUREIMA F, MERTENS J, et al. The influence of allocation on the carbon footprint of electricity production from waste gas, a case study for blast furnace gas[J]. *Energies*, 2013,**6**(3): 1217-1232.

[56] KIM Y K, LEE E B. Optimization simulation, using steel plant off-gas for power generation: A life-cycle cost analysis approach[J]. *Energies*, 2018,**11**(11): 2884.

[57] DUAN W, YU Q, WANG Z, et al. Life cycle and economic assessment of multi-stage blast furnace slag waste heat recovery system[J]. *Energy*, 2018,**142**: 486-495.

[58] WALSH C, THORNLEY P. The environmental impact and economic feasibility of introducing an Organic Rankine Cycle to recover low grade heat during the production of metallurgical coke[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2012,**34**: 29-37.

[59] TSUPARI E, RKI J, ARASTO A, et al. Post-combustion capture of CO_2 at an integrated steel mill-Part Ⅱ: Economic feasibility[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2013,**16**: 278-286.

[60] ARASTO A, TSUPARI E, RKI J, et al. Post-combustion capture of CO_2 at an integrated steel mill-Part Ⅰ: Technical concept analysis[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2013,**16**: 271-277.

[61] PETRESCU L, CHISALITA D A, CORMOS C, et al. Life cycle assessment of SEWGS technology applied to integrated steel plants[J]. *Sustainability*, 2019,**11**(7): 1825.

[62] TSOY N, STEUBING B, GUINEE J B. Ex-ante life cycle assessment of polyols using carbon captured from industrial process gas Electronic Supplementary Information(ESI)[J]. *Green Chemistry*, 2023,**25**(14): 5526-5538.

[63] ZHANG G Y, Sun P, Elgowainy A, et al. Cost and life cycle analysis for deep CO_2 emissions reduction of steelmaking: Blast furnace-basic oxygen furnace and electric arc furnace technologies[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2023,**128**: 103958.

[64] ECHTERHOF T. Review on the use of alternative carbon sources in EAF steelmaking[J]. *Metals*, 2021,**11**(2): 222.

[65] SEKINE Y, FUKUDA K, KATO K, et al. CO_2 reduction potentials by utilizing waste plastics in steel works[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009,**14**: 122-136.

[66] VADENBO C, BOESCH M E, HELLWEG S. Life cycle assessment model for the use of alternative resources in ironmaking[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2013,**17**(3): 363-374.

[67] WELDEGIORGIS F S, FRANKS D M. Social dimensions of energy supply alternatives in steelmaking: Comparison of biomass and coal production scenarios in Australia[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014,**84**: 281-288.

[68] JAHANSHAHI S, MATHIESON J G, SOMERVILLE M A, et al. Development of low-emission integrated steelmaking process[J]. *Sustainability*, 2015,**1**: 94-114.

[69] NORGATE T E, LANGBERG D. Environmental and economic aspects of charcoal use in steelmaking [J]. *Isij International*, 2009,**49**(4): 587-595.

[70] DEMUS T, REICHEL T. Echterhof T. Biochar usage in eaf-steelmaking potential and feasibility[C/OL]//1st Estad & 31st JSI. Paris : FFA, French Steel Federation, 2014. (2018-10-16)[2023-10-10]. https://www.researchgate.net/publication/261449451_Biochar_Usage_in_EAF-Steelmaking_Potential_and_Feasibility.

[71] SULLIVAN J, KELLY J, ELGOWAINY A. Vehicle materials: Material composition of powertrain systems[Z]. Chicago, USA: Argonne National Laboratory, 2015.

[72] TORGAL F P, JALALI S. Eco-efficient Construction and Building Materials [M]. London, UK: Springer, 2011.

[73] 曲余玲,许营,黄宝.钢铁产品生命周期评价的必要性及建议[J].中国钢铁业,2022,**230**(4): 32-35.

[74] EVANGELISTA P A, KIPERSTOK A, TORRES E A, et al. Environmental performance analysis of wresidential buildings in Brazil using life cycle assessment (LCA) Gonçalves [J]. *Construction and Building Materials*, 2018,**169**: 748-761.

[75] RIOS F C, GRAU D, CHONG W K. Reusing exterior wall framing systems: A cradle-to-cradle comparative life cycle assessment[J]. *Waste Management*. 2019,**94**: 120-135.

[76] World Steel Association. Steelie Awards 2016 [EB/OL]. (2016-10-10)[2023-10-10]. https://www.worldsteel.org/zh/about-us/steelie-awards/2016-steelie-awards.html.

[77] KORAMA M S, BROWN N, CARDELLINI G, et al. Prospective environmental impacts of passenger cars under different energy and steel production scenarios[J]. *Energies*, 2020,**13**(23): 6236.

[78] World Steel Association. Steelie Awards 2018 [EB/OL]. (2018-10-16)[2023-10-10]. https://www.worldsteel.org/zh/about-us/steelie-awards/2018-steelie-awards.html.

[79] WANG W H, LIU T, LIU Y H, et al. Evaluation on contribution of steel products to environmental improvement from life cycle assessment perspectives[J]. *Journal of Shanghai Jiaotong University (Sci.)*, 2012,**17**: 370-372.

[80] LAMNATOU C, SMYTH M, CHEMISANA D. Building-Integrated Photovoltaic/Thermal(BIPVT): LCA of a façade-integrated prototype and issues about human health, ecosystems, resources[J]. *Science of The Total Environmen*, 2019,**660**: 1576-1592.

[81] SOUZA L S M, NUNES A O, GIUSTI G, et al. Evaluating and ranking secondary data sources to be used in the Brazilian LCA database-"SICV Brasil"[J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2021, **26**: 160-171.

[82] MOON J M, CHUNG K S, EUN J H, et al. Life cycle assessment through on-line database linked with various enterprise database systems[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2003,**8**: 226-234,

[83] 王玉涛,王丰川,洪静兰,等.中国生命周期评价理论与实践研究进展及对策分析[J].生态学报,2016,**36**(22): 7179-7184.

[84] 谢明辉,满贺诚,段华波,等.生命周期影响评价方法及本地化研究进展[J].环境工程技术学报,2022,**12**(6): 2148-2156.

[85] 李媛媛,葛晓华,王文静,等.技术生命周期评价进展及其在碳中和领域应用趋势分析[J].环境工程技术学报,2022,**12**(4): 1048-1057.

[86] 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.

[87] CHEN W, ZHANG F F, HONG J L, et al. Life cycle toxicity assessment on deep-brine well drilling [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016,**112**: 326-332.

[88] LI X Z, YANG Y, XU X, et al. Air pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons generated by human activities and their health effects in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, **112**: 1360-1367.

[89] LI J, TIAN Y, ZHANG Y, et al. Spatializing environmental footprint by integrating geographic information system into life cycle assessment: A review and practice recommendations [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,**323**: 129113.

[90] SILVA D A L, OLIVEIRA J A, SAAVEDRA Y M, et al. Combined MFA and LCA approach to evaluate the metabolism of service polygons: A case study on a university campus [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2015,**94**: 157-168.

[91] PIZZOL M, WEIDEMA B, BRANDÃO M, et al. Monetary valuation in life cycle assessment: A review [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015,86: 170-179.

[92] MONI S M, MAHMUD R, HIGH K, et al. Life cycle assessment of emerging technologies: A review [J]. *Journal of Industrial Ecolocy*, 2020,**24**: 52-63.

[93] SOUZA N R D, MATT L, SEDRIK R, et al. Integrating ex-ante and prospective life-cycle assessment for advancing the environmental impact analysis of emerging bio-based technologies [J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2023,**43**: 319-332.

Advance in Application and Research of Life Cycle Assessment to Steel Industry

WANG Shoubing[1], WEI Qi[1], FANG Kai[2], QU Ying[1], WANG Xinyi[1], CHEN Hao[1]

(1. *Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University, Shanghai* 200433, *China*;
2. *Baosteel Engineering & Technology Group Co. Ltd, Shanghai* 201999, *China*)

Abstract: The steel industry is a traditional industry with relative high energy consumption and pollution emissions. Because life cycle assessment(LCA) can well quantify the potential environmental impact and find a more effective path to clean production, it is widely used in promoting the green, low-carbon and high-quality development of the steel industry. Through the collection and meta-analysis of domestic and foreign literature, this paper focuses on the application and research progress of LCA to the steel industry from the following three aspects: (1) To evaluate the environmental impact of steel enterprises/steel products, and find opportunities for energy conservation and emission reduction; (2) to evaluate the environmental effects of cleaner production improvement technology or program and provide decision making basis for the iron and steel industry to improve the level of cleaner production; (3) To assess the contribution of steel as an "intermediate product" to the environmental impact of downstream industries and promote the sustainable development of the whole industrial chain. Finally, we propose five important directions for future research to further promote the research and application of LCA in the steel industry.

Keywords: steel; life cycle assessment; environmental impact; cleaner production; carbon footprint