

DOI: 10.13228/j.boyuan.issn1006-9356.20230294

基于钢铁超低排放政策的炼焦工序生命周期评价

杜斌^{1,2}, 李然¹, 杨花³, 林丽娟¹, 齐增禄^{1,4}

(1. 密云水库生态文明建设研究中心, 北京 101512; 2. 清华大学环境学院, 北京 100084;
3. 新绛经济技术开发区管理委员会, 山西 运城 043100; 4. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 2019 年生态环境部出台了《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》, 其对排放的大气污染物实施了严格管控。炼焦工序作为冶金过程中污染物排放量较大的工序之一, 是超低排放改造的重中之重。运用可提供生命周期中点评价与终点评价的 ReCiPe2016 软件建立生命周期评价(LCA)模型, 选择“摇篮-工厂大门”作为系统边界, 对比分析了山西省 2 家典型钢铁企业未经超低排放处理及处理后的焦炉烟气对环境的影响。结果表明, 超低排放处理过程中焦炉烟气的环境影响从直接对人体健康的伤害转换为对生态系统的危害, 但总体而言, 超低排放处理后烟气的总环境影响相比于未经过处理的烟气降低了 0.88~1.47, 因而超低排放改造总体上是有益的。进一步的分析表明此过程中 SCR 脱硝产生的环境负荷最大, 占总环境影响的 41.6%~48.3%, 而电能是造成 SCR 脱硝环境负荷的关键因素。作为下一步高质量发展重点, 钢铁行业应通过优化污染物处理工艺, 减少能源消耗, 并通过发展颠覆性技术实现传统污染物零排放, 从而完成绿色低碳转型。

关键词: 钢铁行业超低排放改造; 冶金; 炼焦工序; 生命周期评价; ReCiPe2016; 低碳绿色可持续发展

文献标志码: A **文章编号:** 1006-9356(2023)10-0116-09

Life cycle assessment of coking process in context of ultra-low emission policy on iron and steel industry

DU Bin^{1,2}, LI Ran¹, YANG Hua³, LIN Lijuan¹, QI Zenglu^{1,4}

(1. Miyun Reservoir Eco-Environmental Science and Civilization Research Center, Beijing 101512, China;
2. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 3. Xinjiang Economic and
Technological Commission, Yuncheng 043100, Shanxi, China; 4. Research Center for
Eco-Environmental Science, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: The Ministry of Ecological Environment issued the ultra-low emission policy on iron and steel industry in 2019, which contains the stringent emission limits for sulfur dioxide, nitrogen oxides, and particulate matter. As one of the most polluting metallurgical processes, coking has been listed as key modification process. ReCiPe2016, a harmonized life cycle impact assessment software method at midpoint and endpoint levels, was adopted to developed the LCA(Life Cycle Assessment) models, with "cradle to gate" had been selected as the system boundary. The environmental impacts of unprocessed coke oven gases and coke oven gases processed by ultra-low emission pollution control technology from two typical metallurgical plants in Shanxi Province were analyzed. The results show that the ultra-low emission pollution control technology could cause the transfer of environmental impact by coke oven gases from harm to human health to harm to the ecosystem, but overall, it is beneficial to the environment (i. e., the total environmental impact of coke oven gases has been reduced by 0.88~1.47). Further analysis indicates that SCR denitrification has the greatest environmental impact, accounting for 41.6% to 48.3% of the total environmental impact, and that electricity has been identified as the most influential substance affecting the environmental load of the SCR system. As the next sustainable development focus, the iron and steel industry should focus on the simultaneous reduction of pollutants and carbon emissions, and achieve zero emissions and green and low-carbon transformation by optimizing the pollutant control process and developing cutting-edge technologies.

Key words: ultra-low emission modification on iron and steel industry; metallurgy; coking process; life cycle assessment; ReCiPe2016; low carbon sustainable development

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51908541)

作者简介: 杜斌(1979—), 男, 博士, 助理研究员; E-mail: dubin2017@tsinghua.edu.cn; 收稿日期: 2023-05-09

通信作者: 李然(1986—), 女, 博士; E-mail: ranli2021@126.com

钢铁行业是世界经济和社会发展的支柱型产业,但同时也是高耗能、高排放的“两高”行业。其冶炼过程中产生的能源消耗、环境污染、健康危害已成为全球性问题,针对此问题的关注度也越来越高^[1-3]。为全面、深入、系统推进钢铁行业大气污染物深度减排,促进高质量绿色发展,提升人民群众的蓝天幸福感,生态环境部于 2019 年出台了《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》(环大气〔2019〕35 号)(简称《意见》),对钢铁企业排放的大气污染物实施了史上最严管控。炼焦作为钢铁冶炼过程中重要的环节之一,支撑着高炉的稳定运行,但同时也是污染物排放量较大的工序之一^[4-5]。焦炉烟气成分复杂,含有大量的颗粒物、二氧化硫和氮氧化物。二氧化硫主要由燃料中的硫在焦炉加热过程中与空气反应产生以及焦炉炭化室荒煤气窜漏进入燃烧室反应产生。氮氧化物形成机理复杂,分为热力型、快速型和燃料型 3 大类。热力型氮氧化物为空气中的氮气在高温条件下(炉膛温度升至 1 500 ℃时)被氧化生成的氮氧化物;快速型氮氧化物为空气中的氮气和燃料中的碳氢离子团反应生成的氮氧化物;燃料型氮氧化物为燃料中的氮在燃烧过程中生成的氮氧化物,其产量主要取决于空气与燃料的混合比。当大量氮氧化物和二氧化硫排入大气后,会对人体健康产生直接危害,引发呼吸道和心血管等疾病;同时氮氧化物和二氧化硫形成的酸雨会导致土地、水体酸化,加速动植物死亡。为此,《意见》要求焦炉烟囱排放的颗粒物、二氧化硫、氮氧化物浓度不应高于 10、30、150 mg/m³。为满足此排放限值要求,钢铁企业开始大规模增加污染物处理设施,但是,该脱硫、脱硝、除尘设施会产生新的能源消耗和环境影响。如何在满足排放限值要求的前提下,尽可能减少能源消耗和环境影响是亟待研究分析和解决的问题。

生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)起源于 1969 年美国中西部研究所受可口可乐委托对饮料容器从原材料采掘到废弃物最终处理的全过程进行的跟踪与定量分析^[6]。1993 年,国际标准化组织环境管理标准化技术委员会制定了 ISO 14000 环境管理系列标准,其中 LCA 被定义为是对产品或服务系统整个生命周期中与产品或服务系统功能直接相关的环境影响、物质和能源的投入产出进行汇集和测定的一套系统方法。LCA 可提供多维度的环境影响指标,包括气候变化、资源耗竭、土地酸化、人体毒性、臭氧破坏等,可避免单一指标的局限

性。同时通过构建量化的能源消耗、物料消耗、废物排放清单,LCA 可对研究目标产生的正面或负面环境影响进行量化分析并提供清晰的流量图^[6-12]。李峰等^[13]以煤制气-气基竖炉-电炉短流程炼铁工艺和高炉-转炉长流程炼铁工艺为研究对象,运用 LCA 方法对比分析了 2 种工艺的资源能源消耗及污染物排放情况。相比于长流程炼铁,短流程在资源能源消耗以及环境保护方面均有较大优势。宋晓玲等^[14]运用 LCA 方法对以工业固废为原料的水泥制造工艺进行了评价,并与传统工艺进行了对比,结果显示,新工艺具有更低的资源能源消耗和碳排放量。黄志甲等^[15]运用 LCA 方法识别了钢铁企业二氧化碳排放的主要影响因素,并提出了针对性的减排建议。目前,工业污染物排放评价方面,大部分 LCA 研究都侧重于对产品生产过程中污染物排放的分析,对污染物排放控制技术及其处理流程中可能引发的二次环境影响的分析较少。

本研究采用 LCA 方法,对钢铁超低排放改造背景下炼焦工序污染物排放控制技术产生的环境影响进行了分析。选取 2 家典型钢铁企业的台账、烟气自动监控系统(Continuous Emission Monitoring System, CEMS)数据构建了 LCA 清单,选择“摇篮-工厂大门”作为系统边界,通过 ReCiPe2016 软件建立模型,对比分析了未经超低排放处理及处理后的焦炉烟气 18 小类中点环境影响及 3 大类终点环境影响。通过进一步分析污染物处理过程中的关键流程、关键物质,对焦炉工序超低排放改造中的薄弱环节进行了辨识,并基于此提出了针对性的对策建议,为钢铁行业下一步绿色低碳可持续发展提供了量化的参考依据和科学建议。

1 方法建立

本研究遵循 ISO 14040 和 ISO 14044 中的生命周期评价方法。整个分析流程包含 4 个阶段:评价目标与范围界定、LCA 清单构建、生命周期影响评估、结果分析与解释^[8-11]。

1.1 评价目标与范围界定

该阶段是 LCA 研究的第一步,也是最关键的一步。评价目标应阐明进行 LCA 的原因和应用意图,范围界定定义所研究产品系统的功能单位、系统边界等。本研究的评价目标为经过超低排放处理后的焦炉烟气,并选取未经超低排放处理的焦炉烟气作为对照。焦炉烟气超低排放处理包含烟气除尘、脱硫、脱硝 3 大处理工艺。选择“摇篮-工厂大门”作为系统边界。

1.2 LCA 清单构建

通过原始数据收集和相关计算,量化研究目标的能源消耗、物料消耗、废物排放、副产品的输入输出,并形成相应的 LCA 清单。基于 1.1 节中的评价目标及范围,收集了山西省 2 家典型钢铁企业(太原钢铁、首钢长治钢铁)焦炉烟气超低排放处理过程中的物料能源消耗和污染物排放相关台账及 CEMS 数据,并按照焦炉烟气污染物去除过程分环节将清单数据按照物料消耗、污染物排放和污染物脱除量平均到

功能单位上进行量化对比,再根据各副产品和污染物具体处理方式,形成对应的 LCA 清单(表 1)。各环节中投入的原料如碳酸氢钠、氨水均来自钢铁厂内部或临近公司生产,因此运输产生的环境影响可忽略不计。布袋除尘产生的除尘灰被回收掺煤没有外排,脱硫、脱硝过程中产生的废水也被循环利用而未外排,因而不考虑其输出导致的环境影响。焦炉烟气经过除尘、脱硫、脱硝后,剩余烟气中的污染物排放进入大气,对大气环境产生影响,因此应纳入考虑范畴。

表 1 焦炉烟气超低排放改造技术生命周期清单

Table 1 LCA inventory of ultra-low emission modification technology for coke oven gases

企业名称	污染物处理工艺	类别	名称	数量	
太原钢铁	未经处理的焦炉烟气	输出	颗粒物	603.5 g	
		输出	二氧化硫	4 589.7 g	
		输出	氮氧化物	553.5 g	
	超低排放处理	布袋除尘	输入	电能	1.2 kW·h
		输出	颗粒物	18.9 g	
		输入	电能	5.3 kW·h	
		SDS 干法脱硫	输入	碳酸氢钠	2.7 kg
		输出	二氧化硫	198.8 g	
		SCR 脱硝	输入	电能	7.8 kW·h
			输入	氨水	1.3 kg
			输出	氮氧化物	37.2 g
首钢长治钢铁	未经处理的焦炉烟气	输出	颗粒物	777.3 g	
		输出	二氧化硫	5 371.2 g	
		输出	氮氧化物	741.5 g	
	超低排放处理	氨法脱硫	输入	氨水	5.0 kg
			输入	电能	8.4 kW·h
			输出	二氧化硫	110.7 g
		SCR 脱硝	输入	电能	10.2 kW·h
			输入	氨水	2.1 kg
			输出	氮氧化物	52.8 g
	湿电除尘	输入	电能	1.7 kW·h	
		输出	颗粒物	21.1 g	

1.3 生命周期影响评估

基于 LCA 清单分析结果开展对所研究目标生命周期的环境影响评价。通过生命周期影响评价可将 LCA 清单转化为具体的影响类型和指标参数,从而更好地量化研究目标的环境影响。生命周期影响评价方法分为中点法和终点法两大类。中点法主要用于识别特定的环境影响及其机理,模型包括 EDIP、CML2001、ReCiPe 等。终点法是基于环境影响范畴的方法,将环境影响划分为人体健康影响、生态系统影响和资源耗竭 3 大类。该方法主要用于判定研究对象对这 3 大类的终极影响程度,模型包括 EPS、Eco-indicator99、ReCiPe 等。其中,ReCiPe 是 CML2001 和 Eco-indicator99 相结合的模型,既可用于中点分析,也可用于终点分析^[6,16]。此模型涵

盖了细颗粒物生成、臭氧人体损害、电离辐射、气候变化、臭氧耗竭、人体致癌毒性、人体非致癌毒性、水资源耗竭、水体生态毒性、水体富营养化、臭氧陆地生态损害、陆地生态毒性、陆地酸化、土地占用、海洋生态毒性、海洋富营养化、矿石资源耗竭、化石资源耗竭 18 个中点类别以及人体健康影响、生态系统影响和资源耗竭 3 个终点类别^[17]。在 ReCiPe2016 模型中,通过中点模型得到中点特征化因子后,可通过式(1)计算得到终点特征化因子。

$$F_{ce,a,i,c} = F_{cm,x,i} \times F_{a,c} \quad (1)$$

式中: F_{ce} 为终点特征化因子; F_{cm} 为中点特征化因子; F 为从中点到终点的转换因子; a 为特定的终点类别; i 为特定区域; c 为文化视角,分为个人视角(I)、等级视角(H)以及平等视角(E); x 为特定的中

点类别。

个人视角(I)基于短期利益,并对人类处理环境挑战的能力持乐观态度;等级视角(H)根植于科学共识,基于科学知识评估各类环境影响的潜在后果;平等视角(E)是最为谨慎的视角,基于最长的时间范围进行评估。研究普遍采用等级视角(H)^[17]。

以下选取 18 类中点类别中的细颗粒物生成及其对应的终点类别为例,详细描述从细颗粒物生成的中点特征化因子($F_{cm, PM2.5, i}$)到人体健康的终点特征化因子($F_{ce, H, i}$)的计算过程。

细颗粒物生成主要造成人体健康损害,即对应的终点类别为人体健康影响。此过程共分为 5 个阶段^[18-19]:第 1 阶段为污染物的排放阶段;第 2 阶段为细颗粒的前体物如 NO_x 、 NH_3 和 SO_2 等在大气中转化为 $PM2.5$ 气溶胶并沉淀的过程;第 3 阶段中 $PM2.5$ 被人体吸收;第 4 阶段为随之而来的死亡人数的增加;第 5 阶段为细颗粒物生成对人体健康损害的终极影响程度。通过 TM5-FASST 全球源-受体模型中的排放-浓度灵敏度矩阵,可计算特定污染物(p)在源区域(i)(即式(1)中的特定区域)排放后,导致受体区域(j) $PM2.5$ 的浓度变化,乘以受体区域的人口数量(N_j)和人均呼吸速率(R_B),可得到源区域中污染物 p 的暴露效率($\eta_{p,i}$)。

$$\eta_{p,i} = \frac{dC_{PM2.5,j}}{dM_{p,i}} \times N_j \times R_B \quad (2)$$

式中: $C_{PM2.5,j}$ 为受体区域 $PM2.5$ 的浓度; $M_{p,i}$ 为源区域排放的污染物对应的源-受体系数矩阵。

通过将不同污染物的暴露效率(η_{SO_2} 、 η_{NO_x} 等)转化为以 $PM2.5$ 为标准的当量(式(3)),即可得到表征特定源区域细颗粒物生成的中点特征化因子($F_{cm, PM2.5, i}$)。

$$F_{cm, PM2.5, i} = \frac{\eta_{p,i}}{\eta_{PM2.5,i}} \quad (3)$$

在得到细颗粒物生成的中点特征化因子后乘以转换因子即可得到细颗粒物生成对应的人体健康的终点特征化因子($F_{ce, H, i}$)(式(1))。等级视角情景下的转换因子($F_{H,H}$,下标第 1 个 H 表示人体健康,第 2 个 H 表示等级视角)可通过式(4)计算得到。

$$F_{H,H} = \sum_{\epsilon} F_{e,\epsilon,j, PM2.5} \times F_{d,\epsilon,j, PM2.5} \quad (4)$$

式中: F_e 为效应因子,表示在受体 j 区域内每吸入 1 kg $PM2.5$ 所引发 ϵ 疾病的概率,可通过式(5)和式(6)计算得到; F_d 为 ϵ 疾病的损害因子,区域及全球尺度内不同疾病对应的损害因子可参考 VAN ZELM R 等^[18]研究中的附表 A1。

由 $PM2.5$ 所导致的疾病主要为 2 种,分别为肺癌和心血管疾病^[18]。

$$F_{e,\epsilon,j, PM2.5} = \frac{F_{CR\epsilon,j, PM2.5}}{R_B} \quad (5)$$

式中: $F_{CR\epsilon,j, PM2.5}$ 为浓度响应函数,用于评估特定污染物对人类健康的潜在影响,可通过式(6)计算得到。

$$F_{CR\epsilon,j, PM2.5} = \frac{(R_{Re, PM2.5} - 1) \times M_{Re,j}}{(R_{Re, PM2.5} - 1) \times C_{PM2.5,j} + 1} \quad (6)$$

式中: $R_{Re, PM2.5}$ 为暴露于 $PM2.5$ 后导致肺癌和心血管疾病的相对风险,推荐值^[20] 分别为 $1.014 \mu g/m^3$ 和 $1.013 \mu g/m^3$; $M_{Re,j}$ 为受体区域肺癌和心血管疾病的死亡率,区域及全球尺度内肺癌和心血管疾病的死亡率可参考 VAN ZELM R 等^[18] 研究中的附表 A1。

本研究采用 ReCiPe2016 Midpoint (H) 和 ReCiPe2016 Endpoint (H) 建立焦炉烟气生命周期评价模型,对比分析了未经超低排放处理及处理后的焦炉烟气 18 小类中点环境影响及 3 大类终点环境影响,如图 1 所示,并对污染物超低排放处理过程

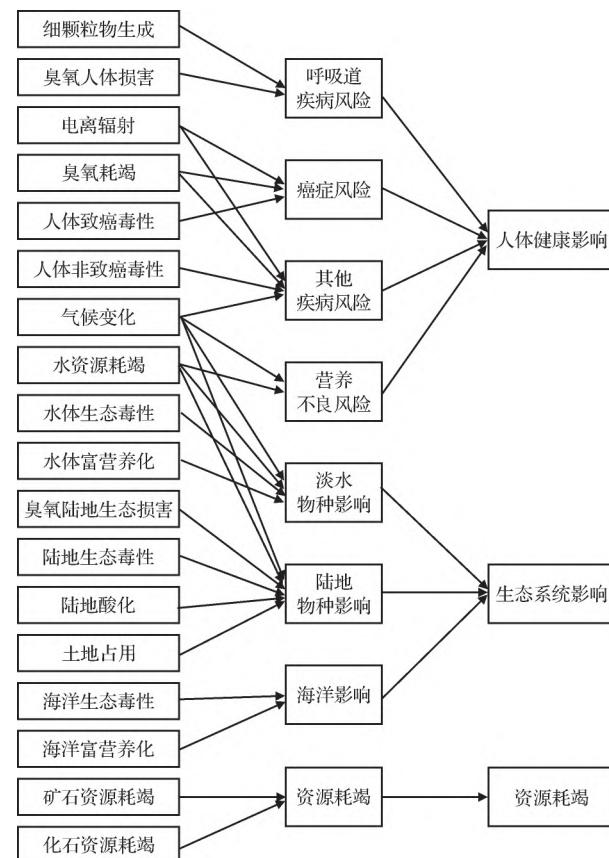


图 1 ReCiPe2016 Midpoint (H) 18 小类及 ReCiPe2016 Endpoint (H) 3 大类的关系

Fig. 1 Relationship between 18 kinds of ReCiPe2016 Midpoint (H) and 3 kinds of ReCiPe2016 Endpoint (H)

中的关键流程、关键物质进行了识别。由于不同种类的物质在不同环境影响类别下存在一定差异,为了将清单中各个要素与其潜在的环境影响进行匹配,将每种物质转化为环境影响对应的特征物质进行计算,从而得出该要素的贡献大小,即环境影响特征化。同时,为进一步比较焦炉烟气每种超低排放改造技术在总环境影响中所占比例,将得到的特征化结果进行标准化处理,即将不同单位表征的环境影响类别采用权重转化的方法,得出无量纲的数值用来分析各个环境影响类别的贡献大小,并通过加权得到总环境影响(式(7))。

$$T = \sum_{k=1}^n F_{ne,k} \quad (7)$$

式中: T 为总环境影响; F_{ne} 为终点归一化因子; k 为环境影响类别; n 为类别总数。

终点特征化因子(F_{ce})转换为终点归一化因子(F_{ne})可通过式(8)计算得到。

$$F_{ne} = \frac{F_{ce}}{F_R} \quad (8)$$

式中: F_R 为归一化参考因子,通过使用 SimaPro 中自带的欧洲和全球环境影响参考清单计算得到。

1.4 结果分析与解释

对生命周期影响评价结果进行分析、评估和总

结,进而给出结论和建议。

2 结果与讨论

2.1 生命周期环境影响评价——特征化结果

通过 ReCiPe2016 Midpoint (H) 建立的焦炉烟气生命周期评价模型,得到 2 家钢铁企业炼焦工序未经处理和处理后的焦炉烟气的 18 种中点环境影响特征化结果见表 2。未经处理的焦炉烟气对环境的影响主要为其中的污染物(即颗粒物、二氧化硫、氮氧化物)对环境产生的负荷。根据中点环境影响特征化结果,未经处理的焦炉烟气只在 4 种中点环境影响中分布,即陆地酸化、臭氧人体损害、臭氧陆地生态损害、颗粒物生成,且对其中每种环境影响的负荷都很大。经过处理后的焦炉烟气对这 4 种中点环境的影响明显降低。经计算,经处理后的太钢焦炉烟气对陆地酸化、臭氧人体损害、臭氧陆地生态损害、颗粒物生成的环境影响分别降低了 83.8%、87.3%、84.9% 和 85.6%,长钢分别降低了 78.9%、85.0%、80.1% 和 81.3%。以上结果说明,经过处理后的焦炉烟气中颗粒物、二氧化硫、氮氧化物对环境的负荷明显降低,超低排放改造技术对环境是有益的。

表 2 生命周期环境影响中点评价特征化结果

Table 2 Characterized results of midpoint environmental impacts for coke oven gases

序号	环境影响类别	未经处理的焦炉烟气 (太钢)	未经处理的焦炉烟气 (长钢)	处理后的焦炉烟气 (太钢)	处理后的焦炉烟气 (长钢)
1	气候变化/(kg CO ₂ eq)	0	0	25.46	32.63
2	臭氧耗竭/(kg CFC-11 eq)	0	0	5.32×10 ⁻³	8.66×10 ⁻³
3	陆地酸化/(kg SO ₂ eq)	3.89	5.74	0.63	1.21
4	水体富营养化/(kg P eq)	0	0	6.78×10 ⁻⁴	4.63×10 ⁻⁴
5	海水富营养化/(kg N eq)	0	0	2.13×10 ⁻⁴	9.55×10 ⁻⁵
6	电离辐射/(kBq Co-60 eq)	0	0	0.87	2.02
7	臭氧人体损害/(kg NO _x eq)	21.5	32.7	2.73	4.90
8	臭氧陆地生态损害/(kg NO _x eq)	24.3	36.8	3.66	7.31
9	颗粒物生成/(kg PM2.5 eq)	1.32	2.73	0.19	0.51
10	陆地生态毒性/(kg 1,4-DCB)	0	0	4.71×10 ⁻³	7.31×10 ⁻³
11	水体生态毒性/(kg 1,4-DCB)	0	0	2.22×10 ⁻³	5.98×10 ⁻³
12	海洋生态毒性/(kg 1,4-DCB)	0	0	4.69×10 ⁻⁴	5.11×10 ⁻⁴
13	人体致癌毒性/(kg 1,4-DCB)	0	0	7.89	10.41
14	人体非致癌毒性/(kg 1,4-DCB)	0	0	1.25	2.02
15	土地占用/m ²	0	0	6.29×10 ⁻²	8.77×10 ⁻³
16	水资源耗竭/m ³	0	0	3.84	1.45
17	矿石资源耗竭/(kg Cu eq)	0	0	0.88	6.35×10 ⁻²
18	化石资源耗竭/(kg oil eq)	0	0	8.45	5.01

但是,相比于未处理的焦炉烟气只对 4 种中点类别产生环境影响,经过超低排放处理后的焦炉烟

气对 18 种中点类别均产生了环境影响,其中对气候变化的环境影响最大,太钢和长钢分别为 25.46 kg

$\text{CO}_2 \text{ eq}$ 和 $32.63 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$, 其次是化石资源耗竭, 分别为 8.45 kg oil eq 和 5.01 kg oil eq 。由于超低排放处理过程本身需要消耗大量的电能及化学物质, 这些电能、化学物质也会对环境生产新的负荷。因而在分析超低排放改造技术对环境的影响时, 除了需要考虑处理后的烟气中污染物对环境的影响, 超低排放改造技术本身对环境的影响也应纳入其中。

2.2 生命周期环境影响评价——标准化结果

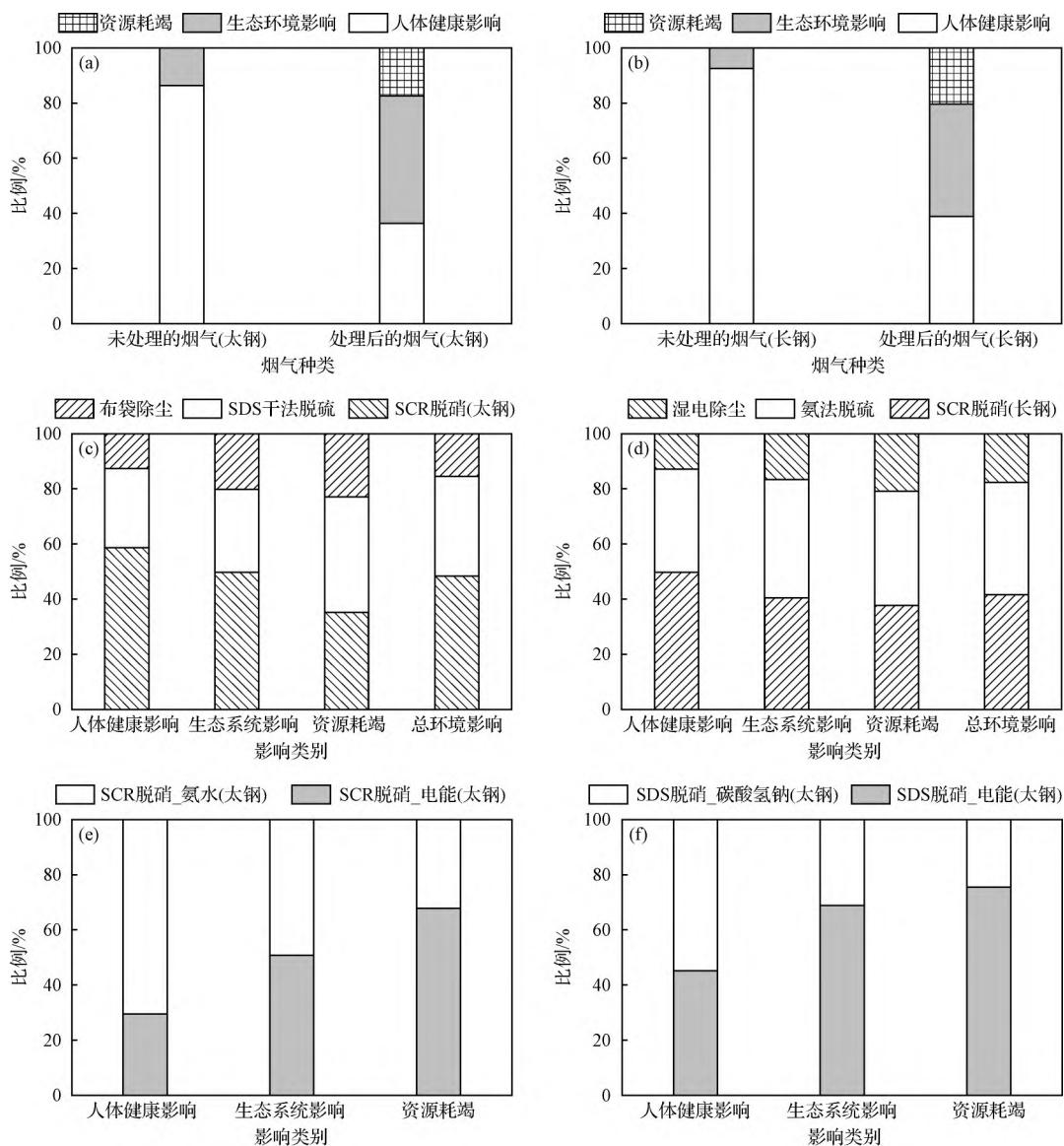
在特征化评价的基础上对焦炉烟气生命周期环境影响评价进行了标准化处理, 并将各个小类的环境影响合并成为3个大类, 分别为人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭。

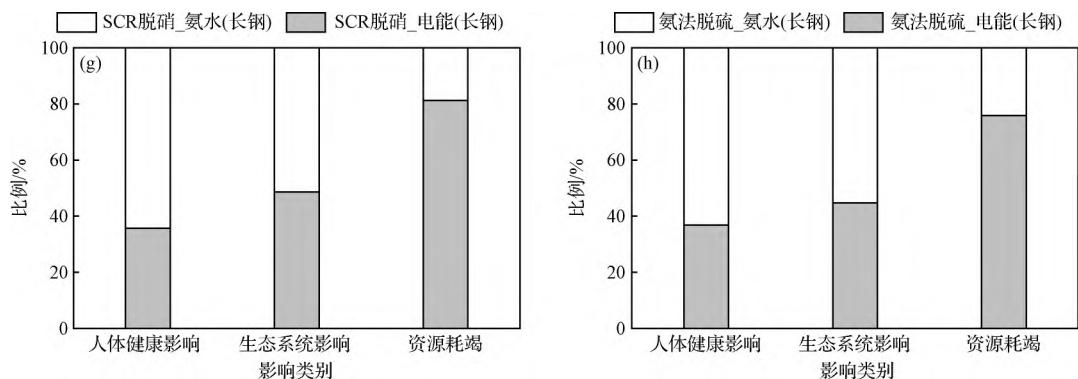
根据终点环境影响标准化结果, 未经处理的焦炉烟气产生的主要影响为对人体健康的伤害, 其中太钢烟气对人体健康伤害占总环境影响的86.3%,

长钢为92.6%;其次是对生态系统的伤害, 太钢为13.7%, 长钢为7.4%;对资源耗竭的贡献为0。经过处理的焦炉烟气对生态系统伤害占总环境影响的比例从10%左右升至40%左右;资源耗竭的比例从0升至20%;对人体健康伤害的比例从90%左右降至35%左右, 如图2所示。

总体而言, 未经处理的太钢焦炉烟气总环境影响为2.19, 经过处理的焦炉烟气相比原来的总环境影响减少了0.88, 为1.31。同样, 未经处理的长钢焦炉烟气总环境影响为3.02, 经过处理的焦炉烟气相比原来的总环境影响减少了1.47, 为1.55。

综上所述, 由于超低排放处理过程本身消耗了新的电能及化学物质, 因而会产生新的环境影响, 并造成环境影响的转移, 即从对人体健康的伤害转移至对生态系统的伤害。但是总体而言, 经过超低处





(a)、(b) 太钢、长钢未经处理的焦炉烟气和处理后的焦炉烟气在3大类终点环境影响中所占比例;
 (c)、(d) 太钢、长钢焦炉烟气各类污染物排放控制技术(SCR脱硝、SDS脱硫)在3大类终点环境影响中所占比例;
 (e)、(f) 太钢焦炉烟气 SCR 脱硝、SDS 脱硫中的各类关键物质在3大类终点环境影响中所占比例;
 (g)、(h) 长钢焦炉烟气 SCR 脱硝、氨法脱硫中的各类关键物质在3大类终点环境影响中所占比例

图2 各类指标在3大类终点环境影响中的对比

Fig. 2 Comparisons of three endpoints category results from different indicators

理的焦炉烟气相比于未经过处理的烟气总环境影响是降低的,因此超低排放处理对环境总体上是有益的。如果计划进一步降低焦炉烟气的环境影响,应该从污染物超低排放处理过程中的关键流程、关键物质着手,通过对对其进行识别,从而辨识出超低排放改造的薄弱环节,以此对焦炉烟气处理工艺实施进一步优化。

2.3 污染物超低排放处理过程关键流程识别

为进一步对焦炉烟气超低排放处理工艺进行优化从而减少其对环境的影响,对污染物超低排放处理过程中的关键流程进行了识别,并根据上述结果对关键流程中的终点环境影响类别(即人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭)进行了分析。

终点环境影响结果显示,太钢污染物超低排放处理工艺中(图2(c)),SCR脱硝对环境的负荷最大,占总环境影响的48.3%;其在人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭这3大类终点环境影响中所占比例分别为58.6%、49.7%、35.2%,是前两项的最大贡献者。SDS干法脱硫的贡献次之,占总环境影响的36.2%;其在人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭这3大类终点环境影响中所占比例分别为28.8%、30.1%、41.9%,是资源耗竭的最大贡献者。布袋除尘对环境的总影响较小,为15.5%。长钢污染物超低排放处理工艺中(图2(d)),同样SCR脱硝对环境的负荷最大,占总环境影响的41.6%;其在对人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭这3大类终点环境影响中所占比例分别为49.7%、40.5%、37.7%,是前两项的最大贡献者。氨法脱硫的贡献

次之,占总环境影响的40.8%;其在人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭这3大类终点环境影响中所占比例分别为37.5%、42.9%、41.5%,是资源耗竭的最大贡献者。湿电除尘对环境的总影响较小,为17.6%。同样为焦炉烟气脱硫处理,长钢氨法脱硫对环境产生的负荷比太钢SDS干法脱硫更大。

综上所述,在焦炉烟气脱硫、脱硝、除尘的处理过程中,SCR脱硝对环境产生的总负荷最大,是人体健康影响、生态系统影响的最大贡献者;SDS干法脱硫、氨法脱硫为资源耗竭的最大贡献者;相比较与SDS干法脱硫,氨法脱硫对环境产生的负荷更大。脱硫、脱硝是污染物超低排放处理过程中对环境产生影响的关键流程。

2.4 污染物超低排放处理过程关键物质识别

为进一步分析焦炉烟气脱硫、脱硝处理过程中对环境负荷起到关键影响的物质,从源头对焦炉烟气处理工艺进行优化,对污染物超低排放处理关键物质进行了识别,并根据上述结果对关键物质中的终点环境影响类别(即人体健康影响、生态系统影响、资源耗竭)进行了分析。

终点环境影响结果显示,太钢SCR脱硝处理工艺中(图2(e)),氨水对人体健康的损害远高于电能,所占比例为70.5%;但是电能在资源耗竭中所占比例远高于氨水,为67.8%,两者对生态系统的损害基本相当。在SDS干法脱硫过程中(图2(f)),碳酸氢钠对人体健康的损害略高于电能,所占比例为54.8%;电能在资源耗竭中所占比例远高于碳酸氢钠,为68.9%,两者对生态系统的损害中电能也

远高于碳酸氢钠, 为 75.5%。长钢 SCR 脱硝处理工艺中关键物质对终点环境类别的影响与太钢相似(图 2(g)), 即氨水对人体健康的损害最大, 电能对资源耗竭的贡献最大, 两者对生态系统的损害基本相当。在氨法脱硫过程中(图 2(h)), 电能与氨水对生态系统损害的贡献率分别为 44.8%、55.2%, 不同于 SDS 脱硫中电能对生态系统的损害远高于碳酸氢钠; 对人体健康的损害主要来源于氨水, 所占比例为 63.1%; 电能对资源耗竭的贡献最大, 为 75.9%。

氨水对人体健康的损害主要来源于人体非致癌毒性和颗粒物生成。由于氨水会刺激呼吸道, 引起咳嗽、流涕、咽喉疼痛、胸闷、呼吸困难, 并对正常组织产生皂化作用导致溶解性坏死, 引起皮肤、呼吸道黏膜损伤、肺水肿、肺出血等^[21]; 同时, 氨水通过“氨逃逸”进入大气后与酸性污染物二氧化硫、氮氧化物反应生成硫酸铵和硝酸铵气溶胶, 并最终形成 PM2.5 颗粒物^[22-23]。氨水对生态系统的损害主要来源于水体富营养化和水体生态毒性, 氨渗入地表水、地下水后会导致水体中氮、磷营养物质的富集, 引起藻类及其他浮游生物迅速繁殖, 水体溶解氧下降, 引起水质污染。

电能对资源耗竭主要来源于对化石资源的损耗。煤炭是中国最重要的一次能源, 也是世界上第一大化石能源^[24-25], 目前企业电力仍然主要来源于煤炭。由于煤炭的形成非常缓慢, 在相当长的时期内不可能再生, 煤炭资源正走向枯竭。电能对生态系统的损害主要来源于煤炭开采过程中对土地的损害和对水资源的影响, 以及燃烧过程中产生的温室气体对气候的影响和酸雨的形成^[24-26]。

综上所述, 无论在 SCR 脱硝还是氨法脱硫中, 氨水主要对人体健康的损害较大, 氨水对人体健康的损害主要来源于人体非致癌毒性和颗粒物生成。电能对资源耗竭的贡献最大, 特别是对化石资源的损耗。两者对生态系统的损害基本相当, 氨水对生态系统的损害主要来源于水体富营养化和水体生态毒性, 电能对生态系统的损害主要来源于煤炭开采过程中对土地的损害和对水资源的影响, 以及燃烧过程中产生的温室气体对气候的影响和酸雨的形成。在 SDS 脱硫中, 电能和碳酸氢钠对人体健康的损害基本相当; 电能对生态系统的损害和对资源耗竭的贡献远大于碳酸氢钠。

3 结论

1) 超低排放处理过程本身会引发环境影响转

移, 但对环境总体上是有益的。由于超低排放处理过程本身消耗了新的电能及新的化学物质, 因而会产生新的环境影响。未处理的焦炉烟气只对 4 种中点类别产生环境影响, 经过超低排放处理后的焦炉烟气对 18 种中点类别均产生了环境影响。终点环境影响标准化结果表明, 超低排放处理造成了环境影响的转移, 即从对人体健康的伤害转移至对生态系统的伤害。但是总体而言, 经过超低排放处理的焦炉烟气相比于未经过处理的烟气总环境影响有所降低, 因而超低排放改造对环境是有益的。

2) 脱硫脱硝是污染物超低排放处理过程中对环境造成影响的关键流程。在焦炉烟气脱硫、脱硝、除尘的处理过程中, SCR 脱硝对环境产生的总负荷最大, 是人体健康影响、生态系统影响的最大贡献者。SDS 干法脱硫、氨法脱硫是资源耗竭的最大贡献者。相比较与 SDS 干法脱硫, 氨法脱硫对环境造成的负荷更大。湿电除尘、布袋除尘对环境造成的影响较小。

3) 氨水和电能是脱硫脱硝这两个关键流程中的关键物质。氨水主要对人体健康的损害较大, 氨水对人体健康的损害主要来源于人体非致癌毒性和颗粒物生成。电能对资源耗竭的贡献最大, 特别是对化石资源的损耗。两者对生态系统的损害基本相当, 氨水对生态系统的损害主要来源于水体富营养化和水体生态毒性, 电能对生态系统的损害主要来源于煤炭开采过程中对土地的损害和对水资源的影响, 以及燃烧过程中产生的温室气体对气候的影响和酸雨的形成。

4 展望

基于上述结论, 对钢铁行业下一步绿色可持续发展提出以下建议。

1) 短期内通过优化污染物处理工艺实现减污降碳高效协同治理。焦炉烟气经过超低排放改造技术处理后, 污染物的排放浓度大幅度降低, 但是整个过程需要耗费大量电能。目前工业用电仍来源于化石燃烧, 因而整个过程会产生大量二氧化碳。下一步为实现“30·60”双碳目标, 将加速推进中国传统产业的绿色发展之路。当前, 钢铁行业的双碳之路面临节能降耗进入发展瓶颈期、低碳转型面临多重任务目标等难点^[27]。建议通过优化脱硫脱硝工艺流程, 如使用超低温 SCR 催化剂从而降低对电能的消耗, 在实现传统污染物减排的同时, 尽量避免产生新的能源消耗。

2)中长期通过大力发展颠覆性技术实现污染物零排放。用更清洁、环保的氢能代替传统焦炭进行钢铁冶炼将是未来钢铁行业的发展趋势。氢能炼钢利用氢气(H_2)作为还原剂,整个过程绿色无污染,将极大程度地减少碳排放^[28-30]。因此,由“碳冶金”向“氢冶金”的转变不仅可以实现颗粒物、二氧化硫、氮氧化物的零排放,更是钢铁行业绿色转型的关键。

参考文献:

- [1] VALENTI C, POZZI P, BUSIA A, et al. Respiratory illness and air pollution from the steel industry: The case of Piquia de Baixo, Brazil (Preliminary report)[J]. Multidisciplinary Respiratory Medicine, 2016, 11: 41.
- [2] NIDHEESH P, KUMAR M. An overview of environmental sustainability in cement and steel production[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 231: 856.
- [3] CONEJO A, BIRAT J, DUTTA A. A review of the current environmental challenges of the steel industry and its value chain[J]. Journal of Environmental Management, 2020, 259: 109782.
- [4] 张福明. 中国高炉炼铁技术装备发展成就与展望[J]. 钢铁, 2019, 54(11): 1.
- [5] 李洪晋. 焦炉烟尘污染及治理[J]. 煤炭科技, 2016(1): 91.
- [6] HAUSCHILD M, ROSENBAUM R, OLSEN S. Life Cycle Assessment: Theory and Practice [M]. Germany: Springer, 2018.
- [7] CHAU C K, LEUNG T M, NG W Y. A review on life cycle assessment, life cycle energy assessment and life cycle carbon emissions assessment on buildings[J]. Applied Energy, 2015, 143: 395.
- [8] CURRAN M. Life cycle assessment: A review of the methodology and its application to sustainability[J]. Current Opinion in Chemical Engineering, 2013, 2(3): 273.
- [9] 刘涛, 刘颖昊, 周烨. 生命周期评价方法在钢铁企业低碳发展规划中的应用[J]. 中国冶金, 2021, 31(9): 130.
- [10] 许海川, 张春霞. LCA在钢铁生产中的应用研究[J]. 中国冶金, 2007, 17(10): 33.
- [11] RASHID A, YUSOFF S. A review of life cycle assessment method for building industry[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015, 45: 244.
- [12] COROMINAS L, BYRNE D, GUEST J. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review[J]. Water Research, 2020, 184: 116058.
- [13] 李峰, 储满生, 唐珏, 等. 基于LCA的煤制气-气基竖炉-电炉短流程和高炉-转炉流程环境影响分析[J]. 钢铁研究学报, 2020, 32(7): 577.
- [14] 宋晓玲, 梁智霖, 罗维, 等. 全工业固废原料制备水泥工艺的生命周期评价研究[J]. 环境科学学报, 2021, 41(12): 5190.
- [15] 黄志甲, 丁晓, 孙浩, 等. 基于LCA的钢铁联合企业CO₂排放影响因素分析[J]. 环境科学学报, 2010, 30(2): 444.
- [16] DREYER L, NIEMANN A, HAUSCHILD M, et al. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2003, 8: 191.
- [17] HUIJBREGTS M, STEINMANN Z, ELSHOUT P, et al. ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22: 138.
- [18] VAN ZELM R, PREISS P, GOETHEM T, et al. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation[J]. Atmospheric Environment, 2016, 134: 129.
- [19] TANG L, NAGASHIMA T, HASEGAWA K. Development of human health damage factors for PM2.5 based on a global chemical transport model[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2018, 23: 2300.
- [20] KREWESKI D, JERRETT M, BURNETT R, et al. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality[J]. Res Rep Health Eff Inst, 2009, 140: 115.
- [21] OROZCO J, CANEGHEM J, HENS L, et al. Assessment of an ammonia incident in the industrial area of Matanzas[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 222: 934.
- [22] WANG L, WU H, WANG Q, et al. Emission reduction of condensable particulate matter in ammonia-based desulfurized flue gas by heterogeneous vapor condensation[J]. Chemical Engineering and Processing-Process Intensification, 2021, 167: 108519.
- [23] CHENG T, ZHOU X, YANG L, et al. Transformation and removal of ammonium sulfate aerosols and ammonia slip from selective catalytic reduction in wet flue gas desulfurization system [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020, 88: 72.
- [24] LI Y, CHIU Y, LIN T. Coal production efficiency and land destruction in China's coal mining industry[J]. Resources Policy, 2019, 63: 101449.
- [25] AGBOOLAA O, BABATUNDE D, FAYOMI O, et al. A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management[J]. Results in Engineering, 2020, 8: 100181.
- [26] WERNER T, BEBBINGTON A, GREGORY G. Assessing impacts of mining: Recent contributions from GIS and remote sensing[J]. The Extractive Industries and Society, 2019, 6(3): 993.
- [27] 姚同路, 吴伟, 杨勇, 等.“双碳”目标下中国钢铁工业的低碳发展分析[J]. 钢铁研究学报, 2022, 34(6): 505.
- [28] ANDERSSON J. Application of liquid hydrogen carriers in hydrogen steelmaking[J]. Energies, 2021, 14(5): 1392.
- [29] 王海风, 平晓东, 周继程, 等. 中国钢铁工业绿色发展回顾及展望[J]. 钢铁, 2023, 58(2): 8.
- [30] 陈健, 苏敏, 张新波, 等. 氢冶金还原性气体的制备研究进展[J]. 中国冶金, 2023, 33(1): 24.