节能环保与综合利用

基于LCA方法的铁矿烧结过程环境影响评价

易正明[1]，陈 卓[1a]，覃佳卓[1]，聂 礼[2]，杜 东[2]，张东升[2]
（1. 武汉科技大学 a. 钢铁冶金与资源利用省部共建教育部重点实验室；b. 高温材料与炉衬技术国家地方联合工程研究中心，湖北 武汉 430081；2. 水城钢铁集团有限公司，贵州 六盘水 553000）

摘要：为研究铁矿烧结工序对环境造成的影响，以贵州某钢铁企业烧结厂为研究对象，综合烧结生产过程资源环境的属性特点，采用IMPACT World + 影响评价方法选取10个影响类别进行生命周期分析及环境影响评价。以系统稳定运行1 a为功能单位构建烧结生命周期清单，按照清单结果进行LCA分析，识别其环境减排潜力。结果表明：能源消耗、人体毒性和全球变暖为铁矿烧结生产中贡献最大的环境影响，3项潜值分别为2.22×10^{-10}、9.89×10^{-11}和8.82×10^{-11}，在终结点评价中人体健康、生态系统健康和能源消耗影响潜值依次为1.97×10^{-4} DALY、0.205 PDF·m^2·a和2.01 GJ。

关键词：铁矿烧结；生命周期评价；环境影响评价；节能减排
中图分类号：X701；TF046.4 **文献标识码**：A **文章编号**：1000－8764(2022)02－0088－08
doi：10.13403/j.sjqt.2022.02.029

Environmental impact assessment of iron ore sintering process based on LCA method

YI Zhengming[1], CHEN Zhuo[1a], QIN Jiazhuo[1], NIE Li[2], DU Dong[2], ZHANG Dongsheng[2]
(1. *a. Key Laboratory for Ferrous Metallurgy and Resources Utilization of Ministry of Education; b. National-provincial Joint Engineering Research Center of High Temperature Materials and Lining Technology, Wuhan University of Science and Technology, Wuhan* 430081, *Hubei, China*; 2. *Shuicheng Iron and Steel Group Co., Ltd., Liupanshui* 553000, *Guizhou, China*)

Abstract: In order to study the impact of iron ore sintering process on the environment, taking the sintering plant of an iron and steel enterprise in Guizhou as the research object, the attributes and characteristics of resources and environment in the sintering production process are synthesized, and the IMPACT World + impact assessment method is used to select 10 impact categories for life cycle analysis and environmental impact assessment. The life cycle inventory of sintering is constructed in a functional unit of 1 year stable operation of the system, and LCA analysis is conducted according to the inventory results to identify its environmental emission reduction potential. The results show that energy consumption, human toxicity and global warming has the biggest environmental impacts of iron ore sintering production, with three potential values of 2.22×10^{-10}, 9.89×10^{-11} and 8.82×10^{-11}, respectively, the potential values of human health, ecosystem health and energy consumption in the endpoint evaluation are 1.97×10^{-4} DALY, 0.205 PDF·m^2·a and 2.01 GJ.

Key words: iron ore sintering; life cycle assessment; environmental impact assessment; energy saving and emission reduction

烧结工序在整个钢铁生产环节中环境负荷排名第二，伴随着50%以上气体污染物生成，二噁英排放更是高达90%以上[1]。为了从生产源头或全过程分析、控制物耗能耗与污染物的

收稿日期：2021－01－26；**修回日期**：2021－02－23
基金项目：国家自然科学基金资助项目(51604199)
作者简介：易正明(1973—)，男，教授，从事冶金过程数学模型及烧结工艺优化等方面的研究工作。

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

生成并为改进过程提供指导，国内外很多相关学者发现生命周期评价(Life Cycle Assessment，LCA)方法是一种可用于评价产品或过程整个生命周期的环境管理和决策支持工具[2]。LCA 方法可以跟踪产品“从摇篮到坟墓”的潜在环境负担和资源消耗，并应用于钢铁行业[3-4]。国外大量学者已将 LCA 方法应用于钢铁行业各个方面，这些研究的目的是基于整个钢铁生产流程评估某一特定钢铁产品影响的大范围宏观研究，或针对某一特定产品进行全生命周期的跟踪[5-8]。

铁矿烧结生产具有污染物排放量多、物耗能耗大的特点，针对以上特点美国钢铁协会和世界钢铁协会对钢铁产品进行了大量生命周期研究，目的是衡量并测度基于整个钢铁生产流程的潜在环境影响，为钢铁行业绿色发展提供理论支持。国内有对工业产品生命周期中不同环境影响类型的贡献大小进行量化的研究，确定资源与能源消耗和其余六类环境影响潜值的权重，总结中国钢铁产品应用全生命周期研究并提出改进建议[9-10]，也有用温室气体排放方法计算边界、排放因子等评价基准[11]，但目前鲜有研究关注铁矿烧结从生产到废物排放回收整个过程以整体提升烧结工序环境效益贡献度。

鉴于国内外很少有研究关注铁矿从烧结生产到废物回收利用整个过程，并对其环境影响和资源负担，尤其是影响评价方面进行评估。为此，本文将 LCA 方法运用于铁矿烧结生产，探索适用于烧结生产的生命周期评价体系，有助于识别烧结工序造成的大气污染、生态破坏日趋严重等问题，并提出综合治理措施，促进烧结生产绿色发展并科学引导钢铁行业绿色低碳可持续发展。

1　研究方法

1.1　数据来源及方法

本文遵循 ISO 14044：2006 要求，采用 IMPACT World + 影响评价方法[12]，并以贵州某 469 m^2、年生产能力为 5.0×10^6 t 的烧结厂为研究对象，核算统计功能单位为吨烧结矿，目的是从生命周期评价角度评估铁矿烧结中减少环境负担的潜力，并为后续改善烧结生产过程，减少物耗、能耗和环境排放等绿色综合性问题提供理论依据与技术支持。

IMPACT World + 提供了 3 个终结层来表达影响评估概要，本文依赖其总体框架中间层损害类型[12]进行分析，如图 1 所示。

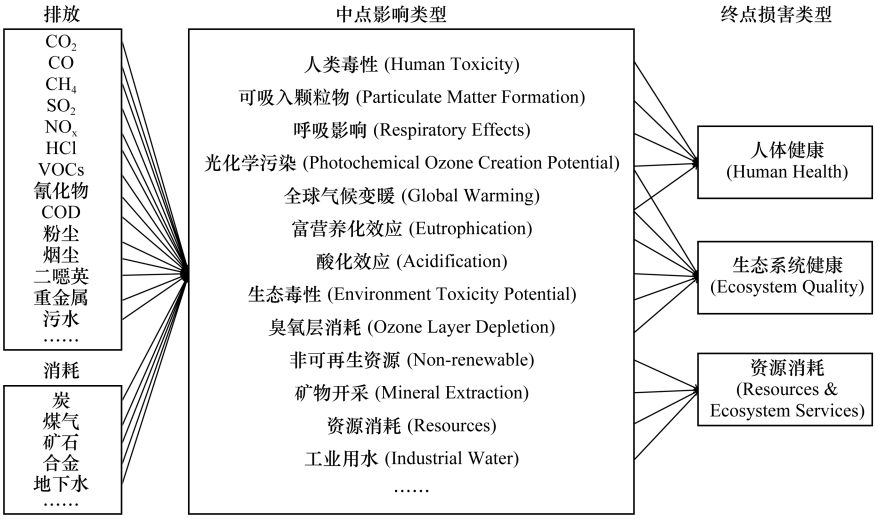


图 1　影响评价总体框架

Fig. 1　Overall framework of impact assessment

1.2　研究目标与界定范围

铁矿烧结生产系统在整个生命周期中的消耗与排放分为两种：一种是直接型，表示在生产过程中直接利用或排放至环境的部分；另一

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

种是间接型，对应于用于制造烧结工艺的能源和辅材输入和输出的部分。因此框架制定的目标旨在收集每个阶段的材料、能源、排放物质的使用及排放数据，属于“从摇篮到大门”的范围，其中用来分析每个环节物质影响的间接型参数通过确定排放系数计算得到。

本文中烧结系统内的主要工艺流程：烧前流程、原料混合制粒、点火烧结、布袋收尘、烟气处理及污水处理，依据该流程采用 LCA 法编制烧结过程的生命周期清单。此外，在全烧结生产过程中的系统建设阶段(如混凝土、仪表等)，由于设备设计寿命时限长，使用年限多为几十年，因此这些无需计入考虑范围[13]。基于以上分析得到系统边界和主程如图 2 所示。

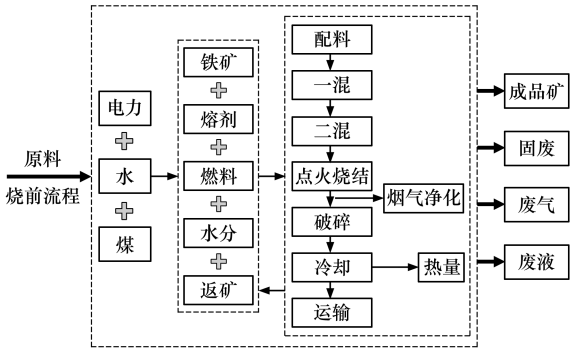


图 2 系统边界及工艺流程

Fig. 2 System boundary and process flow

2 生命周期清单分析

2.1 烧结 LCA 清单

本文研究目标为烧结厂配置的两台烧结机，烧结台车宽度为4.5 m、料层厚度为0.8 m，点火后混合料在 9.8 ~ 15.71 kPa 的抽风负压下进行烧结；烧结配料及烟气处理均采用电收尘器进行除尘，其中配料收尘的抽风压力为 -0.75 ~ -0.66 kPa，烟气收尘压力为 -13.9 ~ -11.51 kPa，烟气温度约为 120 ℃，烟气收尘后再设置布袋收尘装置；脱硫塔出口处烟气压力约为 5 kPa、温度约为 20 ℃、流速为 16 m/s、工况流量为 541.02 ~ 606.74 m^3/s。物质和能源消耗、各原料的主要化学成分分别如表 1、2 所示。

表 1 物质和能源消耗数据

Table 1 Data of Material and energy consumption

原料消耗/(kg·t^{-1})							水消耗/(m^3·t^{-1})	电能消耗/(kW·h·t^{-1})	其他能源消耗/(MJ·t^{-1})				
铁矿	石灰石	白云石	生石灰	烧结尘灰	瓦斯灰	石膏浆			高炉煤气	蒸汽	焦炭	无烟煤	压缩空气
830.050	34.470	46.770	36.080	22.960	15.310	1.620	0.349	39.760	66.390	5.280	30.918	10.306	11.530

表 2 生产原料的主要化学成分(质量分数)

Table 2 Mach chemical composition of raw materials %

物料名称	TFe	CaO	SiO_2	MgO	H_2O	C	S
混匀料	59.71	2.84	5.35	0.72	7.00	—	—
焦粉	0.27	0.50	4.00	0.14	4.50	84.34	0.65
无烟煤	0.23	0.50	4.00	0.14	4.50	84.34	0.65
白云石	—	33.00	1.38	20.00	6.00	—	—
生石灰	—	80.00	1.04	—	—	—	—
石灰石	—	52.00	1.20	8.00	—	—	—
外返矿	55.00	10.50	5.30	2.30	1.00	—	—
内返矿	52.80	10.50	5.30	2.30	1.00	—	—

在运输工序中铁矿、熔剂和燃料等均为长距离输送，主要消耗电能和汽油，其难以详细计算，故将其划分为边界系统外能耗，且不考虑运输过程温室气体排放。高炉煤气、焦炭等燃烧物质为系统内直接输入燃料，能源产品消耗计算热值来自于《综合能耗计算通则》(GB/T 2589—2020)，全部统一转换成后计入系统能耗组成。

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2.1.1　间接消耗

铁矿烧结能耗情况复杂，包括电力、高炉煤气、蒸气、焦炭、无烟煤和压缩空气的使用，其中蒸汽为余热回收蒸汽。由于压缩空气排放因子主要是电力排放，因此归入电力部分。通过总结文献[14]中报告分析的结果以及 IOSIFA 等[3]的研究结论，得到各种能源以及部分资源消耗在烧结生产过程中的间接排放因子，并汇总于表 3。

表 3　间接排放因子汇总表

Table 3　Summary of indirect emission factors

项目	焦炭/($g\cdot kg^{-1}$)	无烟煤/($g\cdot kg^{-1}$)	电力/($g\cdot(kW\cdot h)^{-1}$)	高炉煤气/($g\cdot MJ^{-1}$)	石灰石/($g\cdot kg^{-1}$)	生石灰/($g\cdot kg^{-1}$)	白云石/($g\cdot kg^{-1}$)	运输量/($g\cdot t^{-1}$)	水/($g\cdot m^{-3}$)
CO_2	13.30	28.700	921.00	258.000	1.72×10^{5}	802.00	8.45×10^{-2}	1.00×10^{3}	304.000
CO	3.30×10^{-2}	8.86×10^{-2}	1.29	4.283	5.86×10^{-5}	1.36×10^{-4}	2.34×10^{-5}	16.70	5.060
NO_x	0.37	0.411	5.44	—	1.61×10^{-4}	2.32×10^{-4}	3.80×10^{-5}	0.40	45.300
CH_4	—	—	3.333	—	—	—	—	0.40	40.969
VOCs	—	0.521	—	—	—	—	—	—	—
SO_2	2.10×10^{-2}	0.287	8.32	—	8.10×10^{-5}	1.31×10^{-3}	1.35×10^{-5}	0.30	27.682
粉尘	5.17	1.350×10^{-3}	16.90	—	3.10×10^{-4}	2.09×10^{-4}	1.98×10^{-7}	0.10	12.451

2.1.2　直接排放

直接排放数据通过现场测量收集后，剩下部分通过参考文献中报告的合理假设或近似值补充获得，结合物质能源间接排放因子与直接排放数据的累加求和，得到最后的调查统计与核算汇总如表 4 所示。

表 4　最终排放物质汇总

Table 4　Summary of final emissions

固体废弃物				金属废弃物/($mg\cdot t^{-1}$)						
粉尘/($kg\cdot t^{-1}$)	烟尘/($kg\cdot t^{-1}$)	VOCs/($g\cdot t^{-1}$)	二噁英/($ng\text{-}TEQ\cdot t^{-1}$)	Pb	Hg	Zn	Cd	As	Ni	∑(Cr,Sn,Sb,Cu,Mn)
29.865	6.281	115.000	1 493.304	90.080	42.220	47.650	41.200	10.400	9.300	136.523

水源污染物			气体污染物							
COD/($mg\cdot t^{-1}$)	PO_4^{3-}/($g\cdot t^{-1}$)	污水/($m^3\cdot t^{-1}$)	CO_2/($kg\cdot t^{-1}$)	CO/($kg\cdot t^{-1}$)	SO_2/($g\cdot t^{-1}$)	NO_x/($g\cdot t^{-1}$)	CH_4/($g\cdot t^{-1}$)	HCl/($g\cdot t^{-1}$)	O_2/($g\cdot t^{-1}$)	HF/($g\cdot t^{-1}$)
644.357	6.129	0.070	209.650	26.090	520.542	493.568	130.780	14.778	49.966	53.642

烧结固体燃料消耗量水平直接决定了 CO_x 的排放水平[15]。由表 3 可知，该钢铁厂每吨烧结矿 CO_2 排放总量为 209.65 kg，而据《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南(2019 修订版)》，钢铁工业烧结过程 CO_2 排放系数为每吨烧结矿 200 kg。鉴于此，本文 CO_2 排放量与上述规定相近，略超过标准水平。

针对烧结烟气污染物中 VOCs 排放标准，目前只有德国规定其具体值为 75 mg/m^3(以总碳计)，而本文所述烧结厂为 81.708 mg/m^3，略超过标准值。可见在烟气排放污染物处理部分亟需针对 VOCs 排放的工艺改善措施。

《钢铁烧结、球团大气污染物排放标准》(GB 28662—2012)对现有钢铁企业烧结生产二噁英排放量限定在 1.0 ng-TEQ/m^3，本文为 1.061 ng-TEQ/m^3(1 493.304 ng-TEQ/t 折算后的数据)，与规定排放量基本相符，但略有超标，还需采取相应技术手段减少 TEQ 生成，如添加烧结配料抑制剂、控制碳氧比以及烧结过程末端除尘减排、喷碳吸附等。

2.2　烧结生产生命周期影响评价

2.2.1　特征化模型构建

针对本文特征化处理构建以下模型：设 $A=\{a_1, a_2, a_3\cdots a_m\}$，$B=\{b_1, b_2, b_3\cdots b_n\}$，其

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

中，A 代表环境负荷因子(即物质种类)，a_m 表示第 m 种物质的质量；B 代表影响类型集合(本文中 $n=10$)，b_n 表示第 n 种环境影响类型。将具有共同影响效应的清单数据 A 分别归入每个类型指标 b_i 中，得式(1)：

$$b_i = \{a_{i1}, a_{i2}, \cdots a_{ix}\}, a_{ix} \in A \tag{1}$$

接着对 b_i 的每个指标进行特征化处理，得到对应当量值 a_{ix_j}，最后求和得第 i 种指标的特征化结果 b_{ic}，见式(2)：

$$b_{ic} = \sum_{j=1}^{x} a_{ix_j} = \sum_{j=1}^{x} (a_{ij} \times Q_{ij}) \tag{2}$$

式中：a_{ij}为第 i 种影响类型中第 j 个环境负荷因子的贡献值；Q_{ij}为影响类型 i 中第 j 个环境负荷因子的当量系数。

依据 IMPACT World + 中规定的中间层影响因子并结合“十三五”节能减排具体目标，本文选取 10 个影响类别进行资源环境评价指标分析：全球变暖(GWP)、酸化(AP)、富营养化(EP)、能源消耗(CADP)、资源消耗(ADP)、光化学污染(POCP)、人体毒性(HTP)、生态毒性(TETP)、可吸入颗粒物(RI)、工业用水(IWU)[16]，以上 10 种影响因子特征化转换结果如表 5 所示。

表 5 特征化结果

Table 5 Characterization results

环境影响类型	功能单位	影响因子	特征化值
GWP	kg CO_2-eq	$NO_x/CO_2/CH_4$	365.925
AP	kg SO_2-eq	SO_2/NO_x	0.866
EP	kg PO_4^{3-}-eq	$COD/NO_x/PO_4^{3-}$	0.084
CADP	kg 标煤-eq	无烟煤/焦炭/压缩空气/电/蒸汽/高炉煤气	19.092
ADP	kg Fe-eq	铁矿	830.050
POCP	kg C_2H_4-eq	C_2H_4/VOCs/SO_2/CO/NO_x	0.852
HTP	kg 1,4-DCB-eq	1,4-DCB(二氯苯)/VOCs/SO_2/NO_x/As/Ni/Zn/Pb/Hg/∑(Cr,Sn,Sb,Cu,Mn)	25.505
RI	kg $PM_{2.5}$-eq	粉尘/烟尘/NO_x	0.032
TETP	kg 1,4-DCB-eq	1,4-DCB(二氯苯)/Hg/Ni/As/Zn/Pb	1.202
IWU	kg 水-eq	湖水、井水等水源	349.100

注：不同物质对环境影响效应的贡献度有所不同，为了统一度量共同影响效应的结果，在功能单位中采用“-eq”用作比较不同物质排放的量度单位。

2.2.2 标准化分析

标准化是对特征化处理结果在保持时间、空间上一致性前提下进行归一化处理，即体现在一个工序、产品或整个系统在多个环境影响类型中最主要的一个或多个不同指标之间数量关系的数据无量纲化[17]。

标准化模型描述见式(3)：

$$N_{ic} = \sum EP_i \cdot \frac{1}{n_{\mathrm{POP}}} \tag{3}$$

式中：N_{ic}为第 i 种影响指标的标准化当量值；$\sum EP_i$ 为数据统计当年中国人口造成的第 i 种环境影响类型的环境影响潜值；n_{POP}为数据统计当年中国地区人口总数。

进一步确认标准化结果 b'_{ic} 见式(4)：

$$b'_{ic} = b_{ic} \cdot \frac{1}{N_{ic}} \tag{4}$$

上式作为特征化结果 b_{ic} 与标准化基准值 N_{ic} 的比值，其结果为一个有参考性的无量纲数值。综上计算得到标准化质量分析如图 3 所示。

由图 3 知，能源消耗的影响最为突出，这是由于煤炭资源、电力和高炉煤气消耗量庞大。可见，烧结生产作为能源密集型行业对不可再生能源的消耗巨大。根据图 1 中 3 个终结点进行影响潜值计算，得到人体健康、生态系统健康和能源消耗的结果，分别为 1.97×10^{-4} DALY、

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

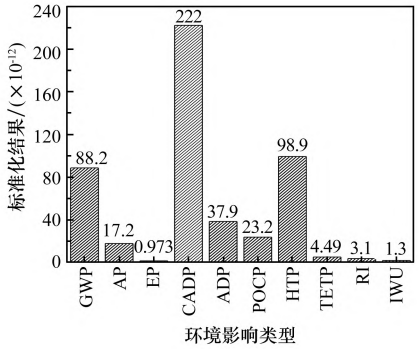


图 3　标准化质量结果分析

Fig. 3　Analysis of standardized quality results

0.205 PDF·m^2·a 和 2.01 GJ[DALY(Disability Adjusted Life Years)为伤残疾调整寿命年；PDF(Potentially Decrease Fraction)为生物种群的潜在减少值]。

2.2.3　权重综合评价

由于不同环境影响类型对同一地区不同产品影响程度不同，需要对上述 10 种影响因子分别确定各自权重，进一步确定每个权重因子 w，通过式(5)确定每种环境影响类型所占权重比：

$$W_{Y_{ic}} = w_i \times b'_{ic} \tag{5}$$

式中：$W_{Y_{ic}}$为加权后的影响潜值；w_i 为第 i 种环境影响标准化值的权重。

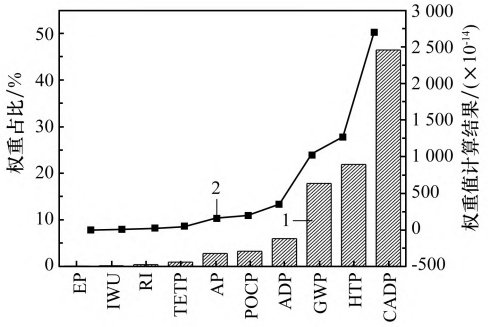
考虑到主观因素，每一个影响因子的权重因子确定采用层次分析法，经过构建判断矩阵、构建成对比较矩阵、特征值与特征向量的解法、进行一致性检验的步骤层层计算，最后得到本文所用权重值如表 6 所示。

表 6　10 种影响类型的权重占比

Table 6　Weight proportion of 10 impact categories

GWP	AP	EP	CADP	ADP	POCP	HTP	TETP	RI	IWU
0.117 5	0.095 0	0.076 4	0.121 6	0.091 9	0.082 5	0.128 8	0.125 3	0.078 0	0.083 0

通过计算得到最终权重结果如图 4 所示。由图 4 可知：烧结生产环境分析中贡献最大的是能源消耗，其次是人体毒性和全球变暖，贡献值相当，3 项潜值分别是 2.22×10^{-10}、9.89×10^{-11}和 8.82×10^{-11}，占烧结生产总生命周期的环境负荷比重较多，超过 15%，分别为 46.44%、21.92%和 17.84%；除此之外，光化学污染、资源消耗和酸化影响也较大，占比分别为 3.29%、6.00%和 2.81%，富营养化、工业用水、可吸入颗粒物和生态毒性的影响潜值则分别9.73×10^{-13}、1.30×10^{-12}、3.10×10^{-12}和 4.49×10^{-12}，占总环境负荷的比重均不足 1.0%，仅为 0.13%、0.19%、0.42%和 0.97%。



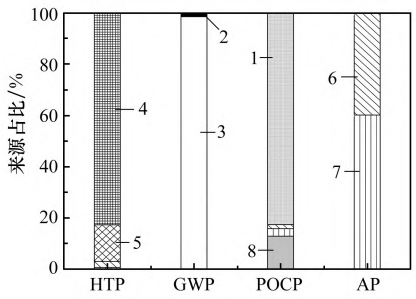
1—权重占比；2—权重值计算结果。

图 4　10 种影响类型的权重分布

Fig. 4　Weight distribution of 10 impact categories

2.3　结果解释

对权重占比影响位列第一、二档的主要影响因子进行进一步研究，除去图 1 的终结点影响结果中的资源消耗，对做出贡献最多的 4 种中间层影响因子进行物质来源占比分析，汇总结果如图 5 所示。由图 5 可知：在生态系统健康中烧结生产对人体毒性的影响值最大，重点影响类目是重金属，主要来源于生产过程中排放的污水污泥；对全球变暖造成的影响超过



1—CO；2—CH_4；3—CO_2；4—重金属；5—As；6—NO_x；7—SO_2；8—VOCs。

图 5　典型影响类型来源分析

Fig. 5　Source analysis of typical impact categories

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

97%来源于 CO_2，这可能是与燃烧含碳量超85%的燃料以及包含外购的电力热力、高炉煤气生产或其他中间产品的隐含排放有关；造成光化学污染超80%的贡献来源则是未氧化完全的CO，超10%来源于VOCs，可采用生产源削减控制、过程与操作控制及末端治理相结合的方法从减少轧屑和粉尘的油物带入、燃料燃烧生成、设备溢散这三方面降低挥发性物质的生成量与排放量[18]；酸化当量值主要由两方面构成，其中60%来源于 SO_2，剩下40%则来源于 NO_x。

针对烧结对环境影响潜力的结果，提出应当采取的相应改进措施：该厂在排放监控方面较弱，可加强污染源监管并与当地相关环保部门合作监控；在烧结铺底料与布料皮带连接外部建防尘渣或吸附设备；适当降低烧结原料中碱金属量或添加适量Ca-Fe氧化物以有效降低烧结烟气中粉尘与 NO_x 的排放质量浓度[18]。

3 结 论

（1）本文采用以铁矿烧结过程为研究对象的LCA方法，基于ISO标准结合IMPACT World+影响评价方法建立某烧结厂生产的生命周期模型，边界范围定义较为完整，同时包括影响类型的选取与特征化模型的构建，为开展铁矿烧结生产及同类型LCA研究奠定了基础。

（2）选取全球变暖、酸化、富营养化、能源消耗、资源消耗、光化学污染、人体毒性、生态毒性、可吸入颗粒物和工业用水等10种环境影响类别对烧结生产流程进行影响评价方法计算，结果显示：能源消耗、人体毒性与全球变暖的贡献最大，占比分别为46.44%、21.92%和17.84%。

（3）某钢铁企业烧结厂生产1吨烧结矿总的生命周期环境影响潜力为 1.30×10^{-12}。终结点评价结果显示：人体健康、生态系统健康和能源消耗的结果分别为 1.97×10^{-4} DALY、0.205 PDF·m^2·a和2.01 GJ。受工厂管理以及部分数据缺失等限制，研究中部分问题建立在假设基础上，后期应用时还需不断完善与发展。

参考文献：

[1] 阎占海，邵久刚，祁成林，等. 环保新形势下烧结烟气净化工艺选择[J]. 烧结球团，2019，44(3)：73－77.
YAN Zhanhai，SHAO Jiugang，QI Chenglin，et al. Selection of purification process for sintering flue gas under new environmental protection situation [J]. Sintering and Pelletizing，2019，44(3)：73－77.

[2] 赵昱，霍李江. 化妆品销售包装盒生命周期评价[J]. 包装工程，2020，41(21)：131－137.
ZHAO Yu，HUO Lijiang. Life cycle assessment of sales packaging cartons for cosmetics[J]. Packaging Engineering，2020，41(21)：131－137.

[3] IOSIF A，HANROT F，ABLITZER D. Process integrated modelling for steelmaking life cycle inventory analysis[J]. Environmental impact assessment review，2008，28(7)：429－438.

[4] 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)：33－36.
XU Hachuan，ZHANG Chunxia. Research of LCA Application in Steelmaking[J]. China Metallurgy，2007，17(10)：33－36.

[5] FORTIER M P，TERON L，REAMS T G，et al. Introduction to evaluating energy justice across the life cycle：A social life cycle assessment approach[J]. Applied Energy，2019(236)：211－219.

[6] JHA G，SOREN S，MEHTA K D，et al. Life cycle assessment of sintering process for carbon footprint and cost reduction：A comparative study for coke and biomass-derived sintering process[J]. Journal of Cleaner Production，259：120889.

[7] DOLGANOVA I，BOSCH F，BACH V. Life cycle assessment of ferro niobium[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment，2020，25(3)：611－619.

[8] IGOS E，BENETTO E. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment，2019，24(4)：794－807.

[9] 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.
LI Xinchuang. Theory and practice of life cycle assessment for steel products in China[J]. China Metallurgy，2019，29(4)：1－5.

[10] TONG Y，CAI J，ZHANG Q，et al. Life cycle water use and wastewater discharge of steel production based on material-energy-water flows：A case study in China[J]. Journal of Cleaner Production，2019，241：118410.

[11] 赵艺伟，左海滨，佘雪峰，等. 钢铁工业二氧化碳排放计算方法实例研究[J]. 有色金属科学与工程，2019，10(1)：34－40.

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

ZHAO Yiwei, ZUO Haibin, SHE Xuefeng. Case study on calculation method of carbon dioxide emission in iron and steel industry[J]. Nonferrous Metals Science and Engineering, 2019, 10(1): 34 – 40.

[12] BULLE C, MARGNI M, PATOUILLARD L, et al. IMPACT World + : A globally regionalized life cycle impact assessment method[J]. The international journal of life cycle assessment, 2019, 24(9): 1653 – 1674.

[13] 康建刚，李俊杰，魏进超. 基于生命周期评价的烧结烟气净化工艺碳足迹分析[J]. 烧结球团，2017，42(6)：11 – 15.
KANG Jiangang, LI Junjie, WEI Jinchao. Research on carbon footprint assessment of sintering flue gas purification process based on life cycle assessment[J]. Sintering and Pelletizing, 2017, 42(6): 11 – 15.

[14] 刘宏强，付建勋，刘思雨，等. 钢铁生产过程二氧化碳排放计算方法与实践[J]. 钢铁，2016，51(4)：74 – 82.
LIU Hongqiang, FU Jianxun, LIU Siyu, et al. Calculation methods and application of carbon dioxide emission during steelmaking process[J]. Iron and Steel, 2016, 51(4): 74 – 82.

[15] 裴元东，廖继勇，张俊杰，等. 铁矿粉烧结过程 CO 减排探讨[J]. 烧结球团，2019，44(1)：69 – 73.
PEI Yuandong, LIAO Jiyong, ZHANG Junjie, et al. Discussion on CO emission reduction in iron ore fines sintering process[J]. Sintering and Pelletizing, 2019, 44(1): 69 – 73.

[16] 李玉红，廖学品，王安，等. 基于 LCA 方法对毛皮加工过程的环境影响评价[J]. 皮革科学与工程，2020，30(2)：6 – 11.
LI Yuhong, LIAO Xuepin, WANG An, et al. The Environmental Impact Assessment of Fur Making Process Using LCA Methodology[J]. Leather Science and Engineering, 2020, 30(2): 6 – 11.

[17] 王海风，秦松，姜曦，等. 钢铁工业烧结过程 VOCs 减排研究进展[J]. 钢铁，2018，53(1)：1 – 7.
WANG Haifeng, QIN Song, JIANG Xi, et al. Research development of VOCs emission reduction during iron ore sintering in steel industry[J]. Iron and Steel, 2018, 53(1): 1 – 7.

[18] 叶恒棣，王兆才，刘前，等. 烧结烟气及污染物减量化技术研究[J]. 烧结球团，2019，44(6)：60 – 67.
YE Hengdai, WANG Zhaocai, LIU Qian, et al. Study on reduction technology of sintering flue gas and pollutants[J]. Sintering and Pelletizing, 2019, 44(6): 60 – 67.

(上接第 87 页)

[4] 孙炳泉，高春庆. 国外某低品位微细粒磁铁矿石选矿工艺研究[J]. 金属矿山，2015(11)：57 – 61.
SUN Bingquan, GAO Chunqing. Study on beneficiation process of a fine low-grade magnetite ore from abroad[J]. Metal Mine, 2015(11): 57 – 61.

[5] 孙炳泉. 国内某低品位微细粒铁矿石选矿工艺研究[J]. 矿冶工程，2014，34(8)：52 – 56.
SUN Bingquan. Beneficiation process of a fine low-grade magnetite from inland[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2014, 34(8): 52 – 56.

[6] 吴师金，潘峰岗，陈昊庆. 江西某低品位铁矿主要矿物特征和选矿试验研究[J]. 中国金属通报，2019(10)：65 – 66.
WU Shijin, PAN Fenggang, CHEN Haoqing. Study on main mineral characteristics and beneficiation test of a low-grade iron ore from Jiangxi[J]. China Metal Bulletin, 2019(10): 65 – 66.

[7] 刘兴华，陈雯. 新疆某低品位细粒磁铁矿选矿工艺研究[J]. 金属矿山，2014(5)：64 – 69.
LIU Xinghua, CHEN Wen. Beneficiation process of a fine low-grade magnetite from Xinjiang[J]. Metal Mine, 2014(5): 64 – 69.

[8] 唐雪峰，余永富，陈雯. 某微细粒嵌布贫铁矿合理选矿工艺研究[J]. 矿冶工程，2010(1)：41 – 43.
TANG Xuefeng, YU Yongfu, CHEN Wen. Study on rational beneficiation technology of a lean iron ore with finely disseminated minerals[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 2010(1): 41 – 43.

[9] 高平. 巴基斯坦某铁矿反浮选试验研究[J]. 烧结球团，2020，45(4)：65 – 70.
GAO Ping. Experimental research on reverse flotation of an iron ore in Pakistan[J]. Sintering and Pelletizing, 2020, 45(4): 65 – 70.

[10] 邱廷省，张卫星，方夕辉，等. 铁矿石阳离子反浮选技术研究进展及应用现状[J]. 金属矿山，2012(2)：89 – 93.
QIU Tingsheng, ZHANG Weixing, FANG Xihui, et al. Research progress and application status on cationic reverse flotation technology for iron ore[J]. Metal Mine, 2012(2): 89 – 93.

(C)1994-2023 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net