

循环流化床发电技术生命周期环境影响评价

武慧君,徐裕焕,汪倩倩,叶元元

(安徽理工大学地球与环境学院,安徽 淮南 232001)

摘 要: 为研究循环流化床发电技术的环境影响,以淮南市某循环流化床发电厂为研究对象,采用生命周期分析的方法,构建循环流化床发电环境影响分析模型,量化该发电厂生命周期中的主要环境影响。循环流化床发电技术的环境影响包括全球变暖潜值、酸化潜值、富营养化潜值、人类潜在毒性潜值、固体废弃物潜值和烟尘潜值等,经加权后分别为 9.09×10^{-2} 、 2.76×10^{-3} 、 4.00×10^{-3} 、 1.06×10^{-3} 、 3.19×10^{-1} 和 6.78×10^{-3} ,其中富营养化潜值来源于煤炭开采和燃煤发电阶段,固体废弃物潜值来源于煤炭开采和煤炭洗选阶段,其余环境影响主要来源于燃煤发电阶段。评价结果表明,固体废弃物潜值的环境影响较为显著,故提出 80% 煤矸石掺烧结合 80% 固废回收利用的改进方案。改进方案经生命周期评估后,相比原方案固体废弃物潜值降低 69%,总环境影响潜值降低 40%。两种方案中,全球变暖潜值和固体废弃物潜值都是最显著的环境影响类型。最后,提出了针对劣质煤循环流化床发电技术,减少环境影响的改进建议。

关键词: 循环流化床; 发电技术; 生命周期评价; 环境影响; 煤矸石

中图分类号: X820.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-1098(2023)02-0036-08

Life Cycle Impact Assessment of Circulating Fluidized Bed Power Generation Technology

WU Huijun, XU Yuhuan, WANG Qianqian, YE Yuanyuan

(School of earth and environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui 232001, China)

Abstract: We used life cycle assessment (LCA) to analyze the environmental impacts of circulating fluidized bed (CFB) power generation technology. First we established a model of circulating fluidized bed power generation for environmental impact analysis, and then applied it to a power generation plant with CFB. The results show that the global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP), human potential toxicity potential (HTP), solid waste potential (SWP), and smoke and dust potential (SAP) of the power generation technology have a weighted environmental impact of 9.09×10^{-2} 、 2.76×10^{-3} 、 4.00×10^{-3} 、 1.06×10^{-3} 、 3.19×10^{-1} and 6.78×10^{-3} , respectively. EP mainly comes from coal mining and coal-fired power generation stages, SWP mainly comes from coal mining and coal washing stages, and other environmental impacts mainly come from coal-fired power generation stage. The results also show that the environmental impact of SWP is relatively significant. We then proposed an improvement scheme of 80% coal gangue blending combustion combined with 80% solid waste recycling. Assessed by LCA, the improved scheme can reduce the SWP and the over-

收稿日期: 2022-11-22

基金项目: 安徽省高校自然科学基金资助项目(KJ2020ZD36); 安徽省重点研究与开发计划基金资助项目(202104a07020001)

作者简介: 武慧君(1983-),女,安徽淮南人,教授,博士,研究方向: 产业生态学与循环经济。

all environmental impacts by 69% and 40%, respectively. In the two schemes, GWP and SWP are the most significant environmental impacts. Finally, we recommended some suggestions for CFB power generation technology to reduce the environmental impacts.

Key words: circulating fluidized bed; power generation technology; life cycle assessment; environmental impact; coal gangue

经过几十年的探索,循环流化床(Circulating Fluidized Bed, CFB)发电技术作为我国一种新兴的洁净煤电发电技术,已经形成较坚实的理论基础和研发能力,并在发电行业得到广泛应用。传统粉煤炉难以有效利用煤炭的煤泥和煤矸石等低热值副产物,而 CFB 锅炉弥补了传统粉煤炉的不足,对燃料的热值和品质要求较低,具有良好的适用性^[1]。亚临界 CFB 发电机组凭借其造价低廉、操作简单、维护方便、运行可靠,成为了国内 CFB 发电的技术主流^[2]。与此同时,对该技术的环境影响评估亦成为社会关注的重点^[3]。

生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)是一种评价产品、工艺或服务从原材料采集,到产品生产、运输、使用及最终处置等全生命周期的能源消耗及环境影响的工具^[4]。LCA 方法已列入 ISO 国际质量标准^[5],有研究者将 LCA 方法应用于 CFB 发电技术中^[6-7],但是主要集中在对环境影响的评估,而缺乏对技术切实有效的改进方案。

淮南市位于安徽省中北部,煤炭储量丰富。淮南煤田探明储量为 1.8×10^{11} t, 占中国东部能源产量的 32%^[8]。淮南也是华东地区的主要电力供应地,据统计,燃煤电厂每年的发电量为 8.2×10^{11} kW · h^[9]。

近年来,淮南几家主要发电厂开始采用循环流化床发电技术。其中,淮南某电厂的 300MW 亚临界 CFB 技术在我国 CFB 机组中具有一定代表性^[10]。本研究以该 CFB 电厂作为研究对象,使用 LCA 方法对环境的影响进行评价,并根据评价结果提出改进方案。

1 研究方法

根据 ISO 14040/14044 标准,生命周期评价框架分为 4 个步骤:目标和范围定义、生命周期清单分析、生命周期影响评价和结果解释。

1.1 目标与边界

本文以淮南某 CFB 电厂作为研究对象,CFB 发电技术的生命周期如图 1 所示。生命周期包括煤炭开采、煤炭洗选、燃煤发电 3 个阶段。基于实地调查,淮南某 CFB 电厂选址毗邻于矿区,煤炭运输距离短,可通过皮带直接输送,因此忽略 CFB 发电的煤炭运输阶段。LCA 评价过程的功能单位选取电厂 1 MW · h 净发电量,对应消耗的煤炭折标为 319.6kg。

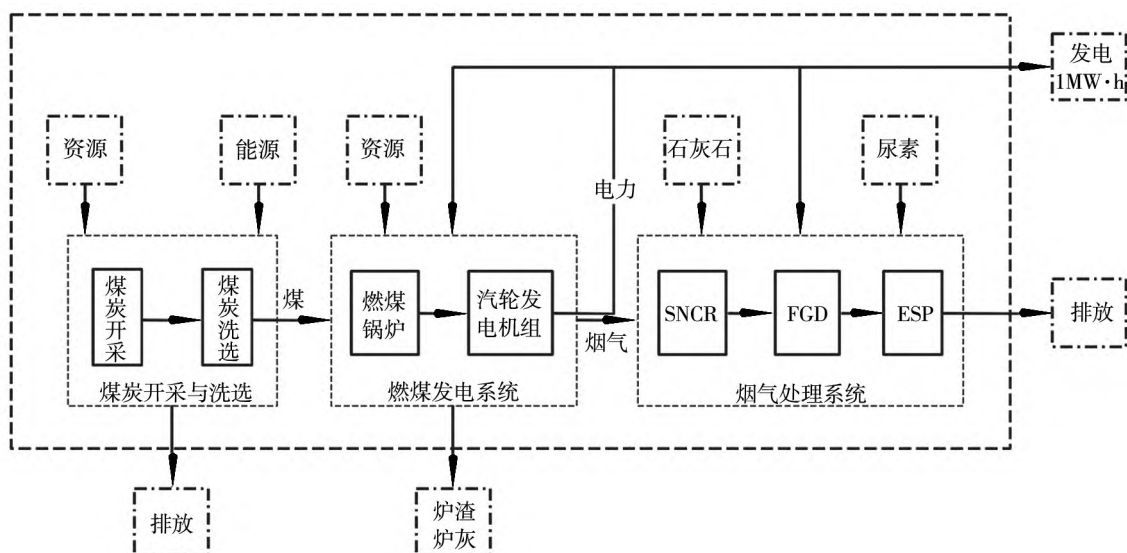


图1 系统边界

1.2 数据清单和来源

CFB 发电技术生命周期数据清单(基于 1MW·h 净发电量)如表 1 所示。煤炭开采和煤炭洗选阶段的数据可参考我国该行业的平均数据^[1]。燃煤发电阶段的相关数据来自对淮南 CFB 发电厂的调研。

表 1 LCA 发电技术生命周期数据清单

物质流	单位	总量	生命周期阶段		
			煤炭开采	煤炭洗选	燃煤发电
煤	kg	457.00			457.00
煤泥	kg	30.00			30.00
柴油	kg	0.42	0.08	0.22	0.12
石灰石	kg	3.59		0.01	3.58
尿素	kg	0.99			0.99
电力	MJ	274.52	34.50	4.11	235.91
CO ₂	kg	879.24	1.82	0.42	877.00
CH ₄	kg	1.69	1.69		
N ₂ O	kg	0.03			0.03
NO _x	kg	0.08			0.08
SO ₂	kg	0.08			0.08
煤矸石	kg	51.74	29.80	21.94	
废水	kg	476.06	475.31	0.75	
COD	kg	0.14	0.10	0.04	
BOD	kg	0.11	0.10	0.01	
固废	kg	77.23		77.23	
炉灰	kg	96.00			96.00
炉渣	kg	83.00			83.00
TSP	kg	0.20			0.20

1.3 环境影响核算方法

生命周期影响评价分为 4 个步骤:分类、特征化、标准化和加权过程^[2]。分类是指根据影响类别对资源消耗和对外排放进行分类。数据清单建立后,所收集的环境排放数据应根据所选择的环境影响类型进行分类。环境影响类型包括全球变暖潜值(Global Warming Potential,GWP)、酸化潜值(Acidification Potential,AP)、富营养化潜值(Eutrophication Potential,EP)、人类潜在毒性潜值(Hu-

man Toxicity Potential,HTP)、固体废弃物潜值(Solid Waste Potential,SWP)和烟尘潜值(Soot and Dust Potential,SAP)。特征化表示采用等效因子法进行表征,即根据分类,将某一类别的环境影响的排放换算成统一的因子来表示。标准化是该影响因子以人均贡献作为标准化基准,计算燃煤发电过程中各中点影响类别的环境影响潜力。加权过程首先确定燃煤发电生命周期中各环境影响类别的权重因子,再根据权重计算量化总的环境影响。

1) 分类和特征化 LCA 核算方法是将生命周期模型各阶段的各类环境排放分别计算并汇总。各物质的分类和特征化折算因子如表 2 所示,数据来源于文献^[3]。

表 2 环境影响分类和特征化折算因子

环境影响类型	排放物	基准物	特征化因子
GWP	CO ₂		1
	CH ₄	CO ₂	28
	N ₂ O		265
AP	SO ₂	SO ₂	1
	NO _x		0.7
	NO _x		1.35
EP	COD	NO ₃ ⁻	0.23
	BOD		1.79
	SO ₂	CO	100
HTP	NO _x		65
	煤矸石		1
	炉灰		1
SWP	炉渣	煤泥	1
	其他固废		1
SAP	TSP	TSP	1

该生命周期主要的温室气体为二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O),包括直接排放和间接排放。数据清单表所示的各阶段 CO₂、CH₄和 N₂O 环境排放为直接排放,将其求和后特征化,统一折算成 CO₂ 排放量;生命周期内消耗的资源 and 能源,其上游的生产和运输过程带来的温室气体排放构成了间接排放,也以 CO₂ 排放量表示。以该生命周期内消耗的电力为例,电力的间接温室

气体排放指的是生产这些被消耗的电力过程中所排放的温室气体。本文主要计算了石灰石^[14]、尿素^[15]和电力^[16]的间接温室气体排放,其他资源和能源由于消耗量少而被忽略。

$$EI_1 = Q_{CO_2} + Q_{CH_4} \cdot GWP_{CH_4} + Q_{N_2O} \cdot GWP_{N_2O} + Q_{\text{间接排放}} \quad (1)$$

式中, EI_1 为生命周期温室气体排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{CO_2} 、 Q_{CH_4} 和 Q_{N_2O} 分别为生命周期汇总的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; GWP_{CH_4} 和 GWP_{N_2O} 为 CH_4 的温室气体效应特征化因子,28和265; $Q_{\text{间接排放}}$ 为生命周期汇总的间接温室气体排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。

该LCA模型中AP的主要排放物为二氧化硫(SO_2)和氮氧化物(NO_x),且都来自于发电阶段,以 SO_2 作为特征化指标,核算方法如下

$$EI_2 = Q_{SO_2} + Q_{NO_x} \cdot AP_{NO_x} \quad (2)$$

式中, EI_2 为生命周期酸化气体排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{SO_2} 和 Q_{NO_x} 分别为燃煤发电阶段的 SO_2 和 NO_x 排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; AP_{NO_x} 为 NO_x 的酸化潜力特征化因子,0.7。

EP主要和N、P元素以及废水中的COD、BOD有关。CFB发电技术几乎无P元素的排放,N元素以 NO_x 的形式排放且集中在发电阶段。EP通常以 NO_3^- 离子作为特征化因子,核算方法如下

$$EI_3 = Q_{NO_x} \cdot EP_{NO_x} + Q_{COD} \cdot EP_{COD} + Q_{BOD} \cdot EP_{BOD} \quad (3)$$

式中, EI_3 为生命周期富营养物质排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{NO_x} 、 Q_{COD} 和 Q_{BOD} 分别为生命周期总的 NO_x 、COD和BOD排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; EP_{NO_x} 、 EP_{COD} 、 EP_{BOD} 分别为 NO_x 、COD、BOD的富营养化效应特征化因子,1.35、0.23和1.79。

HTP与 SO_2 和 NO_x 的排放有关,以一氧化碳(CO)作为特征化指标,核算方法如下

$$EI_4 = Q_{SO_2} \cdot HTP_{SO_2} + Q_{NO_x} \cdot HTP_{NO_x} \quad (4)$$

式中, EI_4 为生命周期人类潜在毒性物质排放量,

$\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{SO_2} 和 Q_{NO_x} 分别为生命周期总的 SO_2 和 NO_x 排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; HTP_{SO_2} 和 HTP_{NO_x} 分别为 SO_2 和 NO_x 的温室气体效应特征化因子,100、65。

该模型中的固体废弃物主要来自煤炭开采和煤炭洗选阶段的煤矸石和其他固废,以及燃煤发电阶段的炉渣炉灰等固废,以煤泥作为特征化指标,其核算方法如下

$$EI_5 = Q_{\text{mess}} \quad (5)$$

式中, EI_5 为生命周期固体废弃物排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{mess} 为生命周期固废、煤矸石、炉渣和炉灰总排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。

LCA中SAP以可吸入颗粒(Total Suspended Particulate, TSP)作为特征化指标,折算因子为1,烟尘潜值核算方法如下

$$EI_6 = Q_{TSP} \quad (6)$$

式中, EI_6 为生命周期烟尘排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; Q_{TSP} 为生命周期总悬浮颗粒排放量, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。

2) 标准化与加权 标准化计算中人均环境影响的标准化计算过程如下

$$SEI_n = \frac{EI_n}{SB_n \cdot T} \quad (7)$$

式中, SEI_n 为第 n 种环境影响潜值的标准化结果; EI_n 为第 n 种环境影响潜值, $\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$; SB_n 为第 n 种环境影响的标准化基准值, $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$; T 为时间,年。

加权计算的权重因子来自参考文献^[17],其计算过程如下

$$WP_n = SEI_n \cdot WF_n \quad (8)$$

式中, WP_n 为第 n 种环境影响潜值标准化后加权结果; SEI_n 为第 n 种环境影响潜值的标准化结果; WF_n 为第 n 种环境影响的权重因子。标准化和加权结果如表3所示。

表 3 环境影响标准化和加权结果

环境影响类型	影响潜值 $/(\text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1})$	标准化基值 $/(\text{kg} \cdot \text{年}^{-1})$	标准化结果	权重因子	加权结果	结果占比 /%
GWP	953.22	8 700	1.10×10^{-1}	0.83	9.09×10^{-2}	21.44
AP	0.14	36	3.78×10^{-3}	0.73	2.76×10^{-3}	0.65
EP	0.34	62	5.48×10^{-3}	0.73	4.00×10^{-3}	0.94
HTP	13.20	9 100	1.45×10^{-3}	0.73	1.06×10^{-3}	0.25
SWP	128.97	251	5.14×10^{-1}	0.62	3.19×10^{-1}	75.12
SAP	0.20	18	1.11×10^{-3}	0.61	6.78×10^{-3}	1.60

2 结果与分析

2.1 环境影响评估

CFB 发电技术各环境影响结果如表 3 所示,总潜值为 0.42。根据加权结果,环境影响占比从大到小依次为 SWP、GWP、SAP、EP、AP 和 HTP。环境影响潜值在各阶段的占比如图 2 所示。

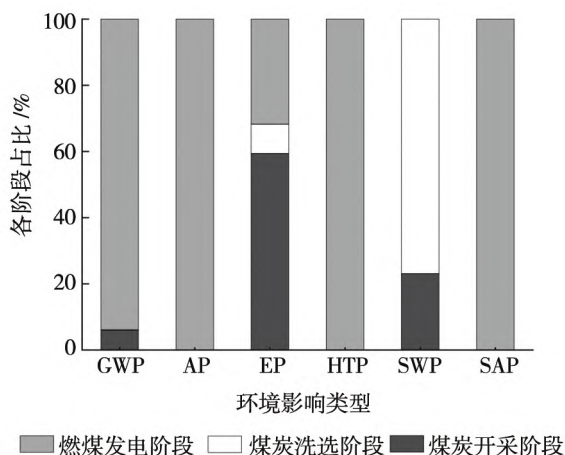


图 2 环境影响潜值各阶段占比

本研究中的 CFB 发电技术生命周期 GWP 加权占比比较高,达到了 21.4%,仅次于 SWP 的环境影响贡献。从温室气体的排放来源分析,93.9% 的温室气体来自燃煤发电阶段。该阶段的燃烧发电过程主要将煤炭中的固碳转化为 CO_2 , CO_2 作为主要温室气体,排放量为 $877.00 \text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。由于 CFB 锅炉的特性使燃烧过程中 N_2O 的生成率较低^[18],并且 CFB 电厂采用先进的脱硝设备,脱硝效率为 91.43%,因此温室气体 N_2O 在该阶段的排放量较少,为 $0.03 \text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。另一个温室气体

CH_4 主要来自煤炭开采阶段,排放量为 $1.69 \text{kg} \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ 。

CFB 发电技术生命周期 AP 的影响较为轻微,加权占比仅 0.7%。CFB 电厂同时实现了超低的 SO_2 和 NO_x 排放。通常情况下,CFB 电厂通过锅炉内钙法脱硫和烟气脱硫相结合的方式控制 SO_2 的排放^[19]。本案例中的 CFB 电厂经过长期实践和技术改进,省去了炉内脱硫,采用了高效的烟气脱硫设备,脱硫效率达到了 98.5%,保持了 SO_2 的低排放量。

该生命周期模型中 EP 的加权占比较低,仅为 0.8%。富营养化主要来自煤炭开采阶段,该阶段排放大量的废水,包括煤矸石等固废浸出水和未处理的矿井污染水。调研的电厂采用循环水系统,不排放废水,同时保持了较低的 N 元素排放,因此燃煤阶段排放的富营养化物质较煤炭开采阶段低。

HTP 的环境影响占比是最低的,为 0.3%。重金属及其化合物主要存在于燃煤后的灰渣中,由于电厂产生的灰渣已进行妥善处理,因此重金属污染在本研究中不予考虑。与 AP 环境影响相同,HTP 也主要取决于 SO_2 和 NO_x 排放,CFB 发电独特的技术优势限制了这两种污染气体的排放,它们对人体健康的影响也大大降低。

在所有环境影响类型中,SWP 拥有最显著的影响,加权占比为 75.6%。CFB 电厂将燃煤发电阶段产生的炉灰和炉渣等固废通过公路运输方式外运至其他单位,由第三方进行综合处理或用于制作建筑材料,因此本研究认为燃煤发电阶段产生的固废可忽略不计。煤炭开采和洗选过程中会产生煤矸石,煤泥和其他固废^[20]。近年来,煤矸石主要被用于建材、发电、填料等,综合利用率不断提高已达

到 70%^[21]。但考虑到我国每年煤矸石产量巨大,仍有大量煤矸石不能及时有效利用并作为固废残留,同时造成了严重的环境问题^[23]。

该生命周期中 SAP 影响力较低,煤炭开采和煤炭洗选几乎不产生粉尘,CFB 电厂采用高效静电除尘设备,除尘效率为 99.9%,使燃煤发电阶段的粉尘排放量较低。

2.2 改进方案

上述环境影响研究结果显示,CFB 发电技术的整体环境影响中 SWP 最为显著,而对煤矸石等固废的有效处置有助于降低 SWP 的影响。CFB 锅炉对燃料的热值和品质要求较低,具有良好的燃料适用性,可以实现对煤矸石的利用。通过在 CFB 锅炉中共同燃烧煤矸石是利用煤矸石的最有效益技术之一^[23]。因此,根据相关研究人员的经济性分析^[24],结合电厂调研情况,本研究提出改进方案为:入炉燃料中掺杂 80%质量的煤矸石;煤炭洗选阶段的固废利用率提高至 80%。根据现场调查和专家咨询,该方案中 90%的煤矸石来自现有的煤矸石堆。

根据《煤矸石综合利用管理办法》第十三条^[25],发电用煤矸石热值须高于 5 020kJ/kg,本研究中煤矸石平均热值为 5 150kJ/kg。煤矸石投入引起电厂效率变化可由文献^[26-27]得到。燃料的投入量可由电厂效率和燃料热值得出,假定生命周期其余参数和排放系数不变,改进方案的生命周期数据清单如表 4 所示。

改进方案与原方案的环境影响对比如图 3 所示,改进方案环境总潜值为 0.25,综合环境影响比原方案降低了 40%。可见,在技术工艺条件允许的情况下,改进方案是对环境更加友好的方案。改进方案环境影响程度从大到小依次是 GWP、SWP、EP、AP、SAP 和 HTP。相比原方案,改进方案后 SWP 变化最明显,减少了 69%,实现了固废排放的大幅降低。核算过程中,考虑到煤矸石掺杂使煤炭开采和洗选阶段的一部分煤矸石固废得到充分利用,固废生成会减少,同时煤炭洗选产生的矿渣也得到了充分利用。其余类型的环境影响略有提高,因为总燃料投入量的增加导致前两个阶段污染气体排放和电力输入会增大;同时燃料品质的降低会

影响电厂效率,增加电厂负荷,燃料消耗的增加也使电厂污染物排放增加。图 3 的结果也显示,无论哪一种方案,GWP 和 SWP 都是最重大的两类环境影响类型。

表 4 改进方案数据清单

物质流	单位	总量	生命周期阶段		
			煤炭开采	煤炭洗选	燃煤发电
煤	kg	234.45			234.45
煤矸石	kg	937.80			937.80
柴油	kg	0.80	0.18	0.50	0.12
石灰石	kg	40.04		0.01	40.03
尿素	kg	2.88			2.88
电力	MJ	274.52	80.14	9.57	270.97
CO ₂	kg	872.04	4.22	0.97	866.85
CH ₄	kg	3.92	3.92		
N ₂ O	kg	0.04			0.04
NO _x	kg	0.87			0.87
SO ₂	kg	0.11			0.11
废水	kg	1 107.22	1 105.48	1.74	
COD	kg	0.30	0.22	0.08	
BOD	kg	0.25	0.22	0.03	
固废	kg	39.62		39.62	
TSP	kg	0.34			0.49

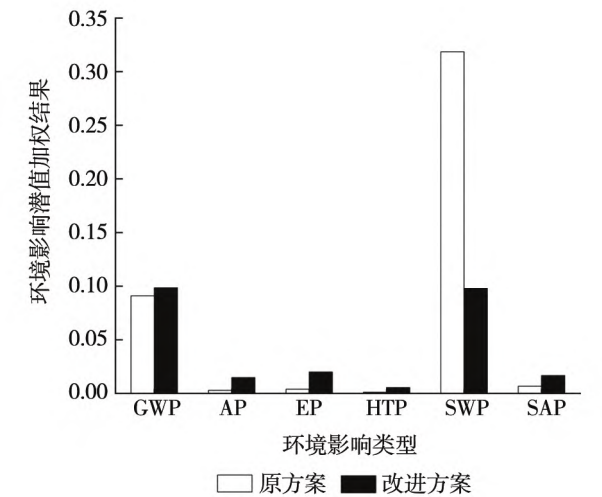


图 3 煤矸石掺烧方案与原方案的环境影响对比

3 讨论

本研究通过对 CFB 发电技术的 LCA 分析,发现 GWP 和 SWP 的环境影响最显著,其他环境影响类型占比较低。原因在于 CFB 发电是一种洁净煤发电技术,在燃煤发电阶段对强效的温室气体(如 N_2O)、严重危害性的气体(如 SO_2)、 NO_x 和 TSP 都实现了严格高效的控制。现今煤炭开采和煤炭洗选的管理制度和管理体系也逐渐成熟和完善,实现了矿井废水和煤层气的低排放。上述排放因素的有效控制使 AP、EP、HTP 和 SAP 等环境影响较低。燃煤发电伴随着高 CO_2 排放,而处理大量 CO_2 的成本较高,并且 CFB 发电厂也重视不够,因此大量的 CO_2 排放成为 GWP 环境影响主导因素。CFB 发电生命周期过程中燃煤发电阶段的固废得到了再利用,但煤炭开采和煤炭洗选产生的固废量较大,存在难以实现全部再利用或者短时期内无法处置的问题,造成了固废在环境中堆积,SWP 也成为该 LCA 模型中最主要的影响类型之一。

对温室气体和固废排放的控制是降低生命周期环境影响的关键。在“碳达峰、碳中和”的目标下^[28],煤炭发电行业的温室气体排放引起了广泛关注。CFB 电厂在运行过程中要更加重视对碳排放的监控,未来的技术可以向进一步降低碳排放或者回收利用 CO_2 的方向发展。根据本研究结果,通过 CFB 电厂掺烧煤矸石以及提高其他固废回收利用率是有效降低固废排放进而降低总体环境影响的有效手段。要大力提倡 CFB 电厂更多地利用低成本的低品质煤,这样有利于经济和环境的双收益。为减少其他固废排放,应对煤矿固废进行合理堆填处理或者资源化利用。

本研究以淮南某 CFB 电厂作为研究对象,对常规燃煤方案和改进方案进行了案例分析,未来可将研究对象扩展到安徽省 CFB 电厂,以提高获取数据的准确性和代表性。同时,可对不同煤矸石掺烧比进行研究,以探寻环境影响最低的方案。

4 结论

(1) 本研究对 CFB 发电技术环境影响进行了 LCA 分析,全球变暖潜值、酸化潜值富营养化潜值、人类潜在毒性潜值、固体废物潜值和烟尘潜

值加权影响分别为 9.09×10^{-2} 、 2.76×10^{-3} 、 4.00×10^{-3} 、 1.06×10^{-3} 、 3.19×10^{-1} 和 6.78×10^{-3} ,其中富营养化潜值主要来源于煤炭开采和燃煤发电阶段,固体废物潜值来源于煤炭开采和煤炭洗选阶段,其余环境影响主要来源于燃煤发电阶段。

(2) 80% 煤矸石掺烧方案相比未掺烧煤矸石原方案,固体废物潜值降低了 69%,总环境影响潜值降低了 40%。

(3) 两种方案中,全球变暖潜值和固体废物潜值都是最显著的环境影响类型。

参考文献:

- [1] 姚禹歌,黄中,张缙,等.中国循环流化床燃烧技术的发展与展望[J].热力发电,2021,50(11):13-19.
- [2] 岳光溪,吕俊复,徐鹏,等.循环流化床燃烧发展现状及前景分析[J].中国电力,2016,49(1):1-13.
- [3] HUANG Y S,SHI M S.What are the environmental advantages of circulating fluidized bed technology? - A case study in China[J].Energy,2021,220:119711.
- [4] 张军.产品生命周期理论及其适用性分析[J].华北电力大学学报(社会科学版),2008,51(1):31-36.
- [5] 王达蕴,肖序.ISO14001 环境管理体系标准的评价与展望[J].湖南社会科学,2016,174(2):155-159.
- [6] 李娇,张芸,邵帅,等.循环流化床锅炉燃煤技术热电厂生命周期评价[J].环境工程学报,2014,8(5):2133-2140.
- [7] SHI M S,HUANG Y S,LIN H Y.Comprehensive benefit analysis of circulating fluidized bed technology based on life cycle assessment[J].Sustainable Energy Technologies and Assessments,2022,50:101869.
- [8] OUYANG Z Z,GAO L M,YANG C.Distribution, sources and influence factors of polycyclic aromatic hydrocarbon at different depths of the soil and sediments of two typical coal mining subsidence areas in Huainan,China[J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2018,163:255-265.
- [9] TANG Q,LIU G J,ZHOU C C,et al.Distribution of trace elements in feed coal and combustion residues from two coal-fired power plants at Huainan, Anhui, China[J].Fuel,2013,107:315-322.
- [10] HUANG Y S,SHI M S,ZHU C.What are the resource benefits of circulating fluidized bed power generation technology? Take some key thermal power units in China as an example[J].International Journal of Energy

- Research,2020,44(6) : 4 687-4 702.
- [1] LI J J,WANG Y G,XU D P,et al.High-resolution analysis of life-cycle carbon emissions from China's coal-fired power industry: A provincial perspective [J]. International Journal of Greenhouse Gas Control, 2020, 100: 103110.
- [2] BENETTO E,ROUSSEAUX P,BLONDIN J.Life cycle assessment of coal by-products based electric power production scenarios [J]. Fuel,2004,83(7) : 957-970.
- [3] WANG J M,WANG R G,ZHU Y C,et al.Life cycle assessment and environmental cost accounting of coal-fired power generation in China [J]. Energy Policy, 2018,15: 374-384.
- [4] 蔡博峰,曹东,刘兰翠,等.中国石灰生产和能源消耗分析 [J]. 环境工程,2012,30(1) : 124-127.
- [5] 陈舜,遼非,王效科.中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算 [J]. 生态学报,2015,35(19) : 6 371-6 383.
- [6] 中国电力企业联合.中国电力行业年度发展报告 [M]. 北京: 中国建材工业出版社,2021: 123-148.
- [7] LI M J,WANG G,XU J L,et al.Life Cycle Assessment Analysis and Comparison of 1000 MW S-CO₂ Coal Fired Power Plant and 1000 MW USC Water-Steam Coal-Fired Power Plant [J]. Journal of Thermal Science,2022,31(2) : 463-484.
- [8] 王飞,孔雪峰,苗锐.循环流化床锅炉炉内脱硫及 NO_x 控制的分析 [J]. 电力学报,2021,36(1) : 90-94.
- [9] 蔡毅.循环床炉内脱硫气氛效应与组合脱硫运行优化 [D]. 杭州: 浙江大学,2016.
- [10] XIE M Z,LIU F Q,ZHAO H L,et al.Mineral phase transformation in coal gangue by high temperature calcination and high-efficiency separation of alumina and silica minerals [J]. Journal of Materials Research and Technology,2021,14: 2 281-2 288.
- [11] 吕俊复,杨海瑞,杨方亮,等.低热值煤资源现状与循环流化床发电应用分析 [J]. 中国煤炭,2021,47(3) : 101-108.
- [12] JIANG X,LUW X,ZHAOH Q,et al.Potential ecological risk assessment and prediction of soil heavy metal pollution around coal gangue dump [J]. Natural Hazards and Earth System Sciences,2014,14: 1 977-2 010.
- [13] LI J Y,WANG J M.Comprehensive utilization and environmental risks of coal gangue: a review [J]. Journal of Cleaner Production,2019,239: 1-18.
- [14] 汤广伟,杨银仁,方啸.某电厂 CFB 锅炉不同煤矸石掺烧率运行经济性分析 [J]. 大氮肥,2015,38(3) : 172-177.
- [15] 周洋.《煤矸石综合利用管理办法》新政解读 [J]. 湖南安全与防灾,2015,397(2) : 40-41.
- [16] 梁学东,谢昆.1000MW 机组锅炉低热值煤种掺烧的经济性分析 [J]. 热力发电,2014,43(11) : 1-5.
- [17] LIU M,ZHANG X W,YANG K X,et al.Comparison and sensitivity analysis of the efficiency enhancements of coal-fired power plants integrated with supercritical CO₂Brayton cycle and steam Rankine cycle [J]. Energy Conversion and Management,2019,198: 111918.
- [18] SU Y Q,LIU X,JI J P,et al.Role of economic structural change in the peaking of China's CO₂ emissions: An input-output optimization model [J]. Science of The Total Environment,2021,761(20) : 143306.
- (责任编辑: 李 丽)