朱一芝,张佳佳,杨 洁,等.苏州市钢铁行业超低排放改造:减排、环境与健康效益研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6440-6452.
Zhu Y Z, Zhang J J, Yang J, et al. Ultra-low emission retrofit in Suzhou's iron and steel industry: A study of emission reduction, environmental and health benefits [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6440-6452.

苏州市钢铁行业超低排放改造:减排、环境与健康效益研究

朱一芝[1],张佳佳[1],杨 洁[1*],潘张宇萱[2],陆云平[3],马 钰[1],沈春其[1],王 状[4],李大鹏[1],胡启后[2] (1.苏州科技大学环境科学与工程学院,江苏 苏州 215009；2.中国科学院合肥物质科学研究院,安徽 合肥 230031；3.苏州市环境科学研究所,江苏 苏州 215011；4.安徽省气象科学研究所,安徽 合肥 230031)

摘要：评估了2023年苏州钢铁行业超低排放改造完成后的综合效益.改造后钢铁行业SO_2、NO_x和PM年排放量分别下降66.67%、65.64%和53.48%,烧结、焦化和高炉炼铁等工序减排贡献显著.运用中尺度大气化学模式WRF-Chem评估,苏州及周边城市群SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$和PM_{10}的平均浓度分别下降5.02%、1.83%、5.16%和5.06%,O_3浓度上升0.93%;其中苏州SO_2和NO_2浓度降幅最大,泰州$PM_{2.5}$和PM_{10}浓度降幅最大.鉴于我国$PM_{2.5}$污染冬季最严重,运用暴露-反应关系函数量化健康效益,因$PM_{2.5}$污染导致的全因、心血管疾病和呼吸系统疾病总早逝人数分别减少105(95%置信区间:88~122)、31(27~36)和12(10~14)人.全因早逝人数减少量呈“北高南低”格局,其中南通减少24(15~32)人,为健康受益最大地区.

关键词：钢铁行业；超低排放改造；环境空气质量；健康效益
中图分类号：X32 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6440-13

Ultra-low emission retrofit in Suzhou's iron and steel industry: A study of emission reduction, environmental and health benefits.

ZHU Yi-zhi[1], ZHANG Jia-jia[1], YANG Jie[1*], PAN Zhang-yu-xuan[2], LU Yun-ping[3], MA Yu[1], SHEN Chun-qi[1], WANG Zhuang[4], LI Da-peng[1], HU Qi-hou[2] (1.School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China；2.Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China；3.Suzhou Environmental Science Research Institute, Suzhou 215011, China；4.Anhui Meteorological Science Research Institute, Hefei 230031, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6440~6452

Abstract：The benefits of the ultra-low emission retrofit (ULER) in Suzhou's iron and steel industry in 2023 were evaluated in this study. Following the retrofits, annual emissions of SO_2, NO_x, and PM declined by 66.67%, 65.64%, and 53.48%, respectively, with substantial reductions in key processes such as sintering, coking, and blast furnace ironmaking. Evaluated by the mesoscale atmospheric chemical model WRF-Chem, the average concentrations of SO_2, NO_2, $PM_{2.5}$ and PM_{10} in Suzhou and its surrounding urban agglomerations decreased by 5.02%, 1.83%, 5.16% and 5.06% respectively, while O_3 levels increased slightly by 0.93%. Suzhou exhibited the largest reductions in SO_2 and NO_2 concentrations, whereas the most significant decreases in $PM_{2.5}$ and PM_{10}occurred in Taizhou. Given that $PM_{2.5}$ pollution in China is the most severe in winter, the exposure-response relationship function was used to quantify the health benefits. The total number of premature deaths due to $PM_{2.5}$ pollution from all causes, cardiovascular diseases and respiratory diseases was reduced by 105 (95%CI: 88~122), 31 (27~36) and 12 (10~14) respectively. Geographically, the reductions in premature mortality showed a pattern of "higher in the north and lower in the south"; Nantong achieved the greatest health gain, with premature deaths from all causes reduced by 24 (15~32).

Key words：iron and steel industry；ultra-low emission retrofit；air quality；health benefits

自2013年《大气污染防治行动计划》实施以来,环境空气质量改善成为研究热点.作为高污染工业部门,钢铁行业2019年SO_2、NO_2和PM排放量分别占全国工业源的16.2%、21.0%和10.8%[1].为推进钢铁行业污染深度治理,2019年我国颁布《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》(简称“《意见》”),对有组织排放、无组织排放和物料运输,提出指标限值(SO_2、NO_x和PM)和管控措施.重点钢铁企业(简称“钢企”)积极响应,采取了煤气精脱硫、炼钢车间设置屋顶罩及烟气脱硫脱硝装置增设增容等措施.然而,这项政策实施后带来了多大程度的环境改善效益,亟需作出科学评估,以为后续的政策优

收稿日期：2025-03-03
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42377051);安徽省自然科学基金“江淮气象”联合基金资助项目(2208085UQ04);苏州市科技计划民生科技项目(SS202027)
* 责任作者, 教授, yjagnes@163.com

化提供决策依据.

现有钢铁行业污染治理研究主要聚焦于排放清单构建[2-4]、驱动因子解析[5]、环境空气质量模拟[6-8]、技术效益分析[9-11]和减排成本核算[12-14]等方面.由于钢铁行业超低排放改造(ULER)实施时间较短,当前成果以效益预评估为主.国家尺度研究显示,钢铁行业 ULER 的费用效益比达 3.0,具有显著的外部经济性和可行性[15].全面实施后 SO_2、NO_x 和 PM 的排放量将分别削减 50%、37%和 58%[16].基于 WRF−CMAQ 模式的省级预测模拟表明,江苏省水泥和钢铁行业若均完成 ULER,将导致 $PM_{2.5}$ 浓度下降,O_3 浓度上升[17].企业层面研究发现,ULER 可使某钢企对其附近 5 个环境空气质量监测站 SO_2、NO_x 和 PM_{10} 的年均浓度贡献分别下降 0.05,0.16 和 0.07μg/m^3[18].

截至 2024 年 8 月,我国已有 140 余家钢企、超 6.2 亿 t 产能完成 ULER[19].学者们及时展开 ULER 实际效益研究.基于 WRF−CMAQ 的模拟发现,某钢企烧结工序 ULER 的完成使当地 SO_2 年均浓度下降 3.61%[20].采用 AERMOD 模式的评估表明,钢企有组织排放环节实施 ULER 后,对当地 $PM_{2.5}$ 年均贡献浓度下降 1.82μg/m^3[21].尽管这些研究验证了钢铁行业 ULER 的效益,但仍存在以下局限:(1)全流程 ULER 的实施效果评估不够充分;(2)空间尺度多局限于单个钢企及所在城市,对周边城市群的影响研究有限;(3)未深入探讨完成 ULER 带来的健康效益;(4)所使用的空气质量模式无法实现气象和化学模拟过程的完全耦合.

苏州作为长三角第二大中心城市,粗钢产量占全国的 3.6%[22],于 2019 年正式推行钢铁行业 ULER,至 2022 年 12 月率先实现全域钢企超低排放,为 ULER 效益的验证研究提供了理想样本.本文以苏州钢铁行业为研究对象:首先基于钢企实测数据,核算 ULER 实施前后的 SO_2、NO_x 和 PM 的实际排放量,并利用 ULER 前后的实测排放量对钢企所在网格的排放量进行更新;随后运用中尺度大气化学模式 WRF−Chem 量化 ULER 对苏州及周边城市群环境空气质量的影响;最后,结合人口、死亡率和暴露−反应系数等数据,评估健康效益.首次实现从城市群尺度,评估苏州钢铁行业 ULER 的实际综合效益,为钢企 ULER 实施和区域大气污染防治政策的优化提供经验借鉴和科学依据.

1　研究方法与数据

1.1　钢企及所在城市概况

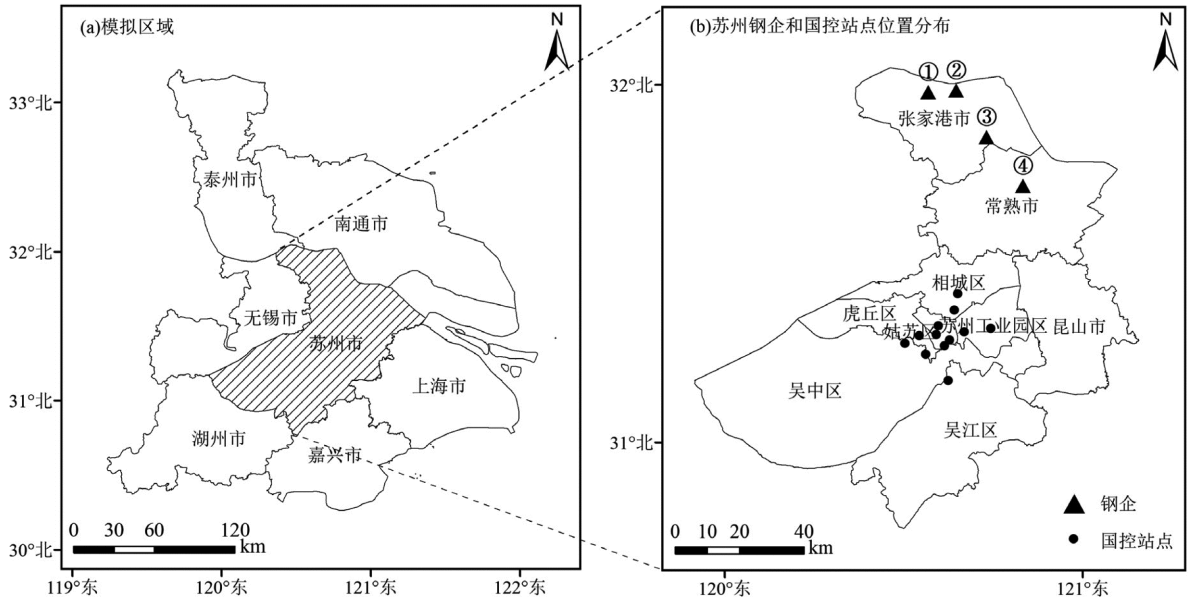


图 1　模拟区域及苏州钢企和国控站点位置分布

Fig.1　Simulation area and location of steel plants and national air quality monitoring stations in Suzhou

审图号:GS[2019]1822 号

如图 1(b)所示,苏州共有 4 家钢企和 12 个国家城市环境空气质量监测站点(简称“国控站点”),钢企

①、②和③位于苏州最北部的张家港市,钢企④位于苏州次北部的常熟市.

钢铁生产工艺主要分长流程和短流程两类(图2).长流程工艺包括铁前工序(烧结、球团、焦化和炼铁)及后续炼钢、轧钢环节.短流程较长流程工艺省去铁前工序,直接利用电炉冶炼废钢,再进行轧制.钢企②规模最大,粗钢产能达2262万t/a,采用完整的长流程工艺;钢企①产能最低,仅100万t/a,是苏州唯一采用短流程工艺的钢企;钢企③和④的粗钢产能分别为900万t/a和320万t/a,均为长流程钢企,较钢企②省去了焦化和球团工序.

如表1所示,各钢企根据工艺特点和污染物排放特性,分环节推进《意见》鼓励采用的ULER措施,包括:(1)脱硝技术升级为活性炭(焦)法和选择性催化还原(SCR)法,烟气脱硫设施实施增容改造,除尘器升级为静电除尘器或覆膜滤料袋式除尘器.(2)采用密闭料仓、封闭料棚和储罐等实现物料密闭存储;采用管状带式输送机、气力输送设备、罐车和皮带通廊等实现物料封闭输送;在生产全流程安装抑尘、集尘和除尘设施控制无组织排放.(3)升级运输车辆,确保清洁运输比例不低于《意见》中要求的80%.(4)在关键工序安装污染物排放在线监控系统,加强实时监管力度.

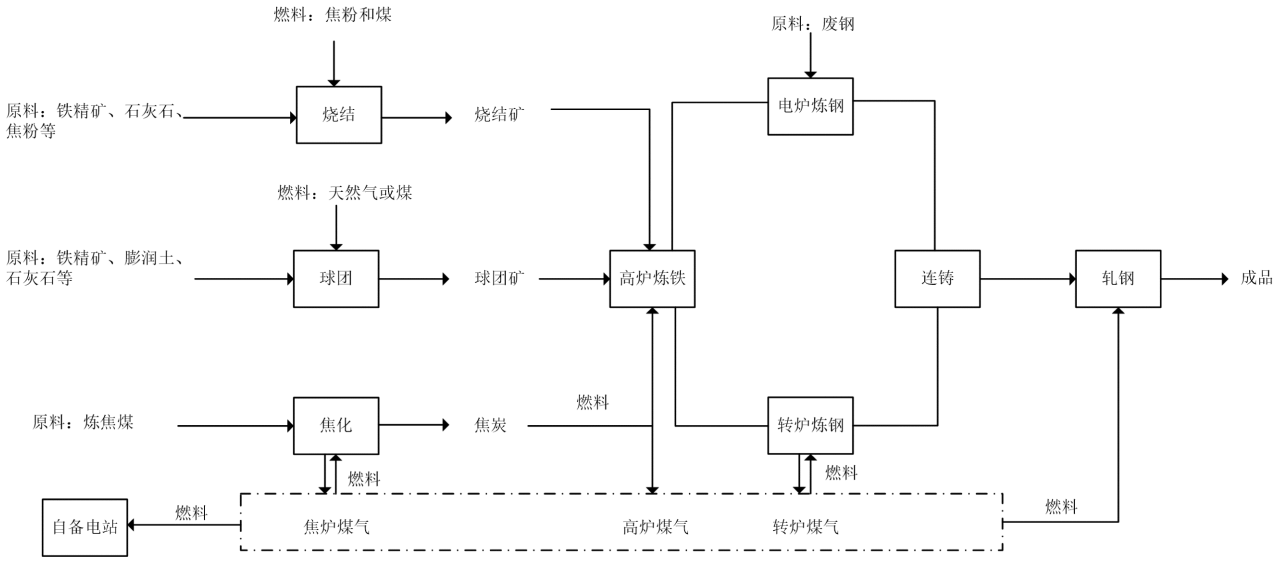


图2 钢铁生产流程

Fig.2 Steel production process

表1 钢企ULER具体措施

Table 1 Ultra-low emission retrofit measures

基本信息		钢企②	钢企③	钢企④	钢企①
有组织排放	焦化	增设6套脱硫脱硝装置	–	–	–
	烧结(球团)	升级现有旋转喷雾干燥脱硫系统(SDA),并新增5套SCR脱硝系统,4套活性炭(焦)脱硫脱硝装置,升级布袋除尘器(覆膜滤料)	新增3套活性炭(焦)脱硫脱硝系统;升级布袋除尘器(覆膜滤料)	改造现有脱硫系统并新建一套脱硫系统;新增3套SCR脱硝系统;升级布袋除尘器(覆膜滤料);新增混料除尘系统	–
	高炉炼铁	升级布袋除尘器(覆膜滤料)	升级布袋除尘器(覆膜滤料);高炉煤气精脱硫	升级布袋除尘器(覆膜滤料);高炉煤气精脱硫脱氯;增设2套高炉炉顶均压放散煤气回收系统	–
	转炉/电炉炼钢	完成电炉炉内排烟+密闭罩+屋顶罩收尘系统,精炼炉移动罩+屋顶罩的收尘系统,转炉一次、二次和三次除尘系统提标改造			–
	自备电站	对4套发电机组进行烟气治理	新建1套80MW发电机组;煤气发电机组扩容改造;烟气治理	停用33MW发电机组,启用60MW发电机组;烟气治理	–
	轧钢			新增1套轧机塑烧板除尘设备	增设6套SCR脱硝、1套SNCR脱硝系统、布袋除尘器、更换低氮烧嘴132套

续表 1

基本信息	钢企②	钢企③	钢企④	钢企①
无组织排放	物料存储:粉状物料采用料仓、储罐等方式密闭储存;块状或粘湿物料,采用密闭料仓或封闭料棚等方式储存;其他干渣堆存采用喷淋(雾)等抑尘措施. 物料运输:粉状物料采用气力或密闭罐车输送;块状及粘湿物料采用封闭皮带或管状带式输送机输送;物料输送落料点配备高效雾炮等抑尘设备;料场出口设置车辆清洗设施;厂区道路实现硬化,并配备清扫、洒水车等. 生产环节:建立无组织源排放清单,在各生产工艺环节配备捕集除尘系统.			
清洁运输	建立台账,运输车辆均采用国五及以上排放标准汽车或新能源汽车			
监控系统	安装烟气排放连续监测系统(CEMS)、分布式控制系统(DCS)、环境空气质量监测微站、粉尘监测装置			

依据《排污许可证申请与核发技术规范 钢铁工业(HJ846−2017)》,废气排放口分为主要和一般排放口.主要排放口通常是生产过程中的关键环节,其排放的污染物种类多、浓度高,对环境的影响也更为显著,故分析不同工序污染物排放情况时,仅针对主要排放口所覆盖的工序,详见表 2.

表 2　钢企废气主要排放口信息

Table 2　Information on major chimney of steel plants

产污环节名称	污染物种类	生产工序
机头废气	PM、SO_2、NO_x	烧结
机尾废气	PM	
焙烧废气	PM、SO_2、NO_x	球团
装煤废气	PM、SO_2	焦化
焦炉烟囱废气	PM、SO_2、NO_x	
推焦废气	PM、SO_2	
干熄焦废气	PM、SO_2	
高炉出铁场废气	PM	高炉炼铁
高炉矿槽废气	PM	
转炉二次废气	PM	转炉/电炉炼钢
电炉废气	PM	
燃气锅炉废气	PM、SO_2、NO_x	自备电站
燃煤锅炉烟气	PM、SO_2、NO_x	
燃气轮机组烟气	PM、SO_2、NO_x	
燃油锅炉烟气	PM、SO_2、NO_x	

钢企的地理位置、生产工艺、粗钢产能和 ULER 具体措施来源于“中国钢铁工业协会”网站(https://www.chinaisa.org.cn);2019~2023 年各钢企的月度 SO_2、NO_x 和 PM 实测排放量数据均来源于《排污许可证执行报告(季报)》(简称“《执行报告》”),逐月累加获得年度排放量;年度发电量来源于《执行报告(年报)》;年度粗钢产量来源于“我的钢铁”网站(https://www.mysteel.com).

1.2　WRF−Chem 模拟

1.2.1　模式参数设置　WRF−Chem 的气象和化学过程模拟使用相同坐标系和物理参数化方案,实现了气象与化学的完全耦合,考虑了化学和气象过程的相互反馈,模拟结果更加贴合真实的大气环境[23].本文选取 WRF−Chem 模拟 ULER 前后 SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$、PM_{10} 和 O_3 的浓度变化.考虑到大气污染物的跨区域传输特性,如图 1(a)所示,本文将苏州及周边(常州、湖州、嘉兴、南通、上海和泰州)共 7 个城市纳入模拟区域,以评估苏州钢铁行业 ULER 对本地及周边城市群环境空气质量的影响.模拟区域中心经纬度为 31.77°N,119.57°E,水平分辨率为 7km×7km,网格数为 74×79,采用 Lambert 地图投影方式.垂直方向划分 44 层,范围覆盖从近地面至气压 50hPa 高度处.鉴于我国 $PM_{2.5}$ 污染冬季最严重,其导致的伤残调整寿命年(从发病到死亡所损失的全部健康寿命年)占全年的 50%以上[24−25].选取 2023 年 1、2 和 12 月为模拟时段.对于气象过程的模拟,由美国气象环境预报中心(NCEP)的全球再分析数据提供初始场和边界场[26].减小初始条件对模拟结果的影响,每月均提前 3d 模拟,物理和化学参数化方案见表 3.

1.2.2　模拟方案设计　本文设置 2 个模拟情景量化苏州钢铁行业完成 ULER 对大气污染物浓度的影响.情景 A:以《执行报告》披露的 2019 年苏州各钢企 ULER 前 SO_2、NO_x 和 PM 实际排放量替换 MEIC2019 中对应网格的工业源排放量,其他源排放不变.情景 B:以 2023 年苏州各钢企 ULER 后 SO_2、NO_x 和 PM 实际排放量替换 MEIC 2019 中对应网格的工业源排放量,其他源排放不变.在 2023 年气象条件下,分别模拟情景 A 和 B 的污染物浓度分布(C_A 和 C_B),浓度差值 $C_B−C_A$ 即为苏州钢铁行业 ULER 导致的污染物浓度变化.

1.2.3　模拟性能评估　将来源于中国环境监测总站的 2023 年苏州大气污染物的观测浓度(https://air.cnemc.cn:18007)与情景 A 的模拟浓度对比,评估 WRF−Chem 的模拟性能.具体地,选取 SO_2、NO_2、

$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均观测浓度及 O_3 的日最大 8h 滑动平均观测浓度,计算其与对应模拟浓度之间的相关系数(r)和均方根误差(RMSE).r 值反映模拟浓度与观测浓度的线性相关性,其绝对值越大,相关性越强;RMSE 值衡量模拟偏差,其值越小,模拟可靠性越高,计算方法见式(1)和式(2):

$$r=\frac{\sum_{i=1}^{n}(S_i-\bar{S})(O_i-\bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(S_i-\bar{S})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(O_i-\bar{O})^2}} \tag{1}$$

$$\mathrm{RMSE}=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(S_i-O_i)^2} \tag{2}$$

式中:n 为样本总数;i 表示第 i 个样本;S_i 为第 i 个模拟值;O_i 为第 i 个观测值;$\bar{S}$ 为模拟浓度平均值;$\bar{O}$ 为观测浓度平均值,单位均为 μg/m^3.

表 3 模拟参数设置

Table 3 Simulation parameter setting

参数	设置
模拟时段	2023 年 1、2 和 12 月
模拟区域	苏州、常州、湖州、嘉兴、南通、上海和泰州
中心经纬度	31.77°N,119.57°E
模拟区域网格数	74×79
空间分辨率	7km×7km
投影方式	Lambert
垂直方向层数	44
光化学机制	CBM-Z 方案[27]
气溶胶化学过程	MOSAIC 方案[28]
光解过程	Fast-J 方案[29]
微物理	Purdue Lin 方案[30]
长短波辐射	Rapid Radiative Transfer Model for GCMs 方案[31]
积云对流	Grell-Freitas Ensemble 方案[32]
陆面过程	Unified Noah Land Surface Model 方案[33]
行星边界层	Yonsei University 方案[34]
苏州钢企排放量	2019 和 2023 年苏州钢企实际排放量数据
人为源排放清单	MEIC2019[35]
生物质燃烧排放	FINN[36]
模式预热时间	3d

1.3 健康效益评估

选取全因、心血管疾病和呼吸系统疾病早逝为健康终点,采用对数线性暴露-反应函数分别量化情景 A 和 B 下 $PM_{2.5}$ 污染对人群健康的影响,将情景 B 的早逝人数减去情景 A 的早逝人数,所得早逝人数减少量即 ULER 带来的健康效益,计算公式为:

$$\Delta\mathrm{Mort}_p=y_p[1-\mathrm{e}^{-\beta_p\Delta c}]\mathrm{Pop} \tag{3}$$

式中:$\Delta\mathrm{Mort}_p$ 表示情景 A 或 B 健康终点 p 的早逝人数,单位为人;y_p 为健康终点 p 的死亡率(表 4);β_p 为健康终点 p 的短期暴露-反应系数,上述 3 种健康终点的 β_p 分别为 0.0004(95% 置信区间:0.00022~0.00059)、0.00063(0.00035~0.00091)和 0.00075(0.00039~0.0011)[37];为情景 A 或 B 各城市 $PM_{2.5}$ 网格均值浓度与阈值浓度的差值,根据《全球环境空气质量指导值(2021)》,$PM_{2.5}$ 的阈值浓度为 15μg/m^3,低于该值被认为健康风险可以忽略;Pop 为常住人口,万人.

为量化 ULER 在各城市带来的健康效益,基于式(4)评估 $PM_{2.5}$ 的每日健康效益,并累加以获得总效益[24],式(4)假定一年中每天的死亡率相同[38-39].

$$\Delta\mathrm{Mort}_{p,j}=(y_p/365)[1-\mathrm{e}^{-\beta_p\Delta c_j}]\mathrm{Pop} \tag{4}$$

式中:j 表示研究时段内的每一天;Δc_j 表示由 WRF-Chem 输出的各城市 $PM_{2.5}$ 日均浓度,单位为 μg/m^3.

参考现有研究中针对健康效益不确定性的估算方法[40-42],使用蒙特卡罗法,结合 Oracle Crystal Ball 软件,对每个健康终点的早逝人数不确定性进行定量评估.其中,不同健康终点的死亡率、常住人口和阈值浓度来源于官方统计年鉴或世界卫生组织,为常数.有研究表明,与 $PM_{2.5}$ 模拟浓度的不确定性相比,早逝人数的不确定性在很大程度上受到暴露-反应系数的影响[43-45].故本文设定暴露-反应系数服从正态分布[46-47],随机抽样的试验次数为 1000,计算每个健康终点早逝人数的 95%置信区间,以表征其不确定性.

表 4 不同城市的常住人口和不同健康终点的死亡率

Table 4 Permanent population in different cities and mortality rates for different health endpoints

城市	2023 年常住人口(万人)	死亡率(10^{-5})		
		全因	心血管疾病	呼吸系统疾病
湖州市	343.9	740	156.37	54.49
嘉兴市	558.4	680	156.37	54.49
南通市	774.9	1182	156.37	54.49
上海市	2487.45	637	156.37	54.49
苏州市	1295.8	889	156.37	54.49
泰州市	450.7	1005	156.37	54.49
无锡市	749.5	732	156.37	54.49

注:心血管疾病和呼吸系统疾病死亡率数据来源于《2023年中国卫生健康统计年鉴》(http://www.nhc.gov.cn/wjw/index.shtml);全因死亡率和常住人口数据来源于各城市2023年统计年鉴;无锡市尚未公开2023年全因死亡率,故以2021年全因死亡率代替.

2　结果与分析

2.1　减排效益

2.1.1　减排成效与贡献源　通过分析苏州钢铁行业污染物排放量,评估 ULER 的减排实效,由图 3 可知:SO_2排放总量由2019年的0.99万t快速降至2021年的 0.22 万 t,2023 年回升至 0.33 万 t,较 ULER 前下降 66.67%;NO_x 排放总量呈现持续下降趋势,从 1.95 万 t 降至 0.67 万 t(降幅 65.64%);PM 排放总量由 2019 年的 2.74 万 t 降至 2021 年的 1.32 万 t,2022 年小幅回升至 1.41 万 t,2023 年再次下降至 1.27 万 t(降幅 53.48%).为剔除粗钢产量年度波动的影响,进一步分析排放强度(每生产 1t 粗钢排放污染物的质量)发现:SO_2、NO_x 和 PM 排放强度分别从 0.27,0.53 和 0.75kg/t 降至 0.09,0.18 和 0.35kg/t,降幅依次为 70.37%、66.04%和 53.33%.差异源于 SO_2 和 NO_x 通过 SDA 脱硫、SCR 脱硝和活性炭(焦)脱硫脱硝等设备实现有组织排放控制;而 PM 控制还需同步管控原料储运、破碎和筛分等大量无组织排放环节,难度较高,故 PM 的减排效果不及 SO_2 和 NO_x 显著.与2019年全国平均排放强度对比[5],ULER 前苏州钢铁行业 SO_2 和 NO_x 排放强度超过了全国平均水平(0.17 和 0.29kg/t);ULER 后仅为全国平均水平的 52.94%、62.07%,进一步证实了 ULER 在苏州钢铁行业污染物减排方面的有效性.

从各钢企的减排量看,钢企②作为苏州规模最大且生产流程最长的企业,贡献了行业 91.89%的 SO_2 减排量和 68.13%的 NO_x 减排量,是 SO_2 和 NO_x 主要减排贡献源.钢企③是苏州第二大钢企,贡献了 44.51%的 PM 减排量,是 PM 的主要减排贡献源.

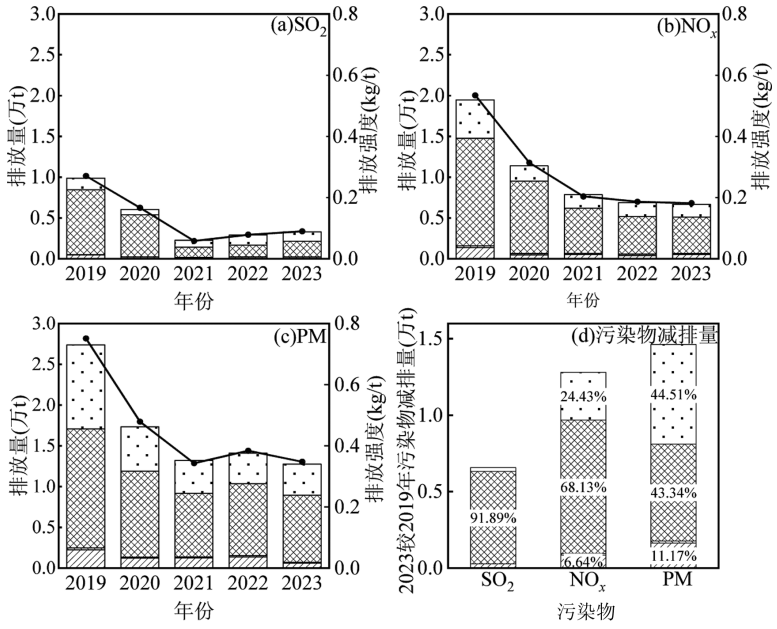


图 3　苏州钢企 SO_2、NO_x 和 PM 排放量、排放强度和减排贡献比例

Fig.3　Emissions, emission intensity and contribution to emission reduction of SO_2, NO_x and PM from steel plants in Suzhou

2.1.2　生产工序减排成效　对比分析 2019 和 2023 年各钢企主要生产工序的污染物排放量发现(图 4 和表 5):SO_2 最大排放工序为烧结.ULER 后,钢企④烧结的 SO_2 减排效果最好,排放量降幅达 90.66%,钢企②和③分别下降 87.50%和 82.72%,这主要得益于钢企②、③和④对现有脱硫设备实施了扩容改造,并新建多套活性炭(焦)脱硫脱硝一体设备.焦化为钢企②SO_2 的第二大排放工序,ULER 后排放量降低了 42.18%.自备电站为钢企③和④SO_2 的第二大排放工序,不同钢企减排效果差异显著:钢企②排放量从 76.81t 激增至 351.74t,排放绩效(每生产 1kW·h 电所排放污染物的量)增幅达 538.21%.钢企自备电站通常以高炉、转炉和焦炉煤气等副产物为燃料,其中的硫元素主要来源于铁精矿、焦炭和煤等原燃料,故钢企②自备电站排放绩效上升可能源于原燃料中硫元素的波动,另一方面可能与 ULER 期间未实施煤

气精脱硫有关.钢企③SO_2排放量增长 114.21%,但通过发电机组扩容和煤气精脱硫改造,排放绩效仅上升 7.56%.改造成效最佳的钢企④通过淘汰落后发电机组、引入高效新机组和煤气精脱硫改造,使 SO_2 排放量增长 40.15%的同时,排放绩效下降了 7.43%,实现发电能力提升与污染物控制的双重目标,为后续改造提供可借鉴的减排路径.

对于 NO_x,烧结为第一大排放工序.钢企②、③和④烧结的 NO_x 排放量分别下降 70.90%、73.95%和 73.71%,这主要得益于活性炭(焦)法和 SCR 法等高效脱硝技术的应用.焦化为钢企②NO_x 第二大排放工序,增设 6 套脱硫脱硝装置后,NO_x 排放量降低 45.93%.自备电站为钢企③和④的第二大排放工序,其排放绩效分别降低 57.89%和 9.46%.

对于 PM,烧结仍为最大排放工序,高炉炼铁次之.钢企②烧结的 PM 排放量降幅最大(83.98%),其次为钢企④(78.91%)和③钢企(73.68%),这得益于除尘器滤袋均升级为覆膜滤袋,除尘效率大幅提升.短流程钢企①PM 的最大排放源为电炉炼钢,ULER 后其排放量减少 75.47%.

综上,烧结、焦化、自备电站是钢企大气污染物的主要排放工序.通过应用覆膜滤袋、活性炭(焦)法及 SCR 法等高效末端烟气治理技术,生产工序实现显著减排.短流程钢企①因不涉及铁前工序,其污染物排放量远低于长流程钢企,揭示了短流程工艺在污染物排放方面的优势.

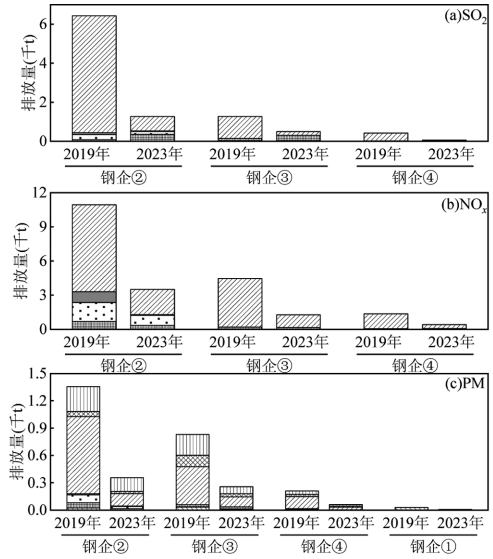


图 4 不同工序的 SO_2、NO_x 和 PM 排放量

Fig.4 SO_2, NO_x and PM emissions from different processes

表 5 各钢企主要工序的污染减排比例

Table 5 The pollutant reduction ratios of the main processes in each steel enterprise

工序	钢企①	钢企②			钢企③			钢企④		
	PM(%)	SO_2(%)	NO_x(%)	PM(%)	SO_2(%)	NO_x(%)	PM(%)	SO_2(%)	NO_x(%)	PM(%)
高炉炼铁	75.47	–	–	44.73	–	–	65.87	–	–	59.45
转炉炼钢	–	–	–	58.68	–	–	72.89	–	–	39.35
烧结	–	87.50	70.90	83.98	82.72	73.95	73.68	90.66	73.71	78.91
球团	–	79.46	94.31	78.54	–	–	–	–	–	–
焦化	–	42.18	45.93	70.10	–	–	–	–	–	84.67
电炉炼钢	–	–	–	90.32	–	–	64.48	–	–	–
自备电站	–	−357.78	51.51	69.82	114.21	21.25	13.64	40.15	−34.80	69.67
自备电站排放绩效	–	−538.21	34.95	59.53	−7.56	57.89	55.22	7.43	9.46	79.65

2.2 环境效益

2.2.1 模拟结果验证 为评估 WRF−Chem 模式对污染物的模拟性能,将模拟浓度与地面观测浓度对比验证(图 5).对于 NO_2、$PM_{2.5}$ 和 PM_{10},WRF−Chem 在低浓度(NO_2<30μg/m^3,$PM_{2.5}$<40μg/m^3,PM_{10}<50μg/m^3)区间表现出较高准确度,在高浓度(NO_2>60μg/m^3,$PM_{2.5}$>60μg/m^3,PM_{10}>70μg/m^3)区间模拟准确度偏低,该现象在同类研究中亦有报道[48-49].SO_2 模拟浓度整体偏高,可能源于 2023 年苏州工业源 SO_2 排放量较 2019 年下降 61.11%[50-51],而 MEIC2019 排放清单反映的是 2019 年排放情况.O_3 模拟浓度整体偏低,可能源于 2019~2023 年苏州 O_3 观测浓度整体呈上升趋势[52],而 MEIC2019 排放清单中 O_3 前体物的排放量未及时更新.综合而言,各污染物模拟浓度与观测浓度的相关系数介于 0.64~0.79,表明模拟结果与实际观测数据具有较好的一致性.本文基于两个模拟情景作差值,评估钢铁行业 ULER 的实施效果,有效消除了非钢企网格排放滞

后干扰因素.因此,模拟结果可用于后续环境效益和健康效益评估.

2.2.2　环境空气质量变化　基于 WRF−Chem 模拟结果,计算浓度差值(C_B−C_A)以表示 ULER 对环境空气质量的影响.从整体看,ULER 使苏州及周边城市群的 SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的平均浓度分别下降 5.02%、1.83%、5.16%和 5.06%,O_3 浓度则上升 0.93%.

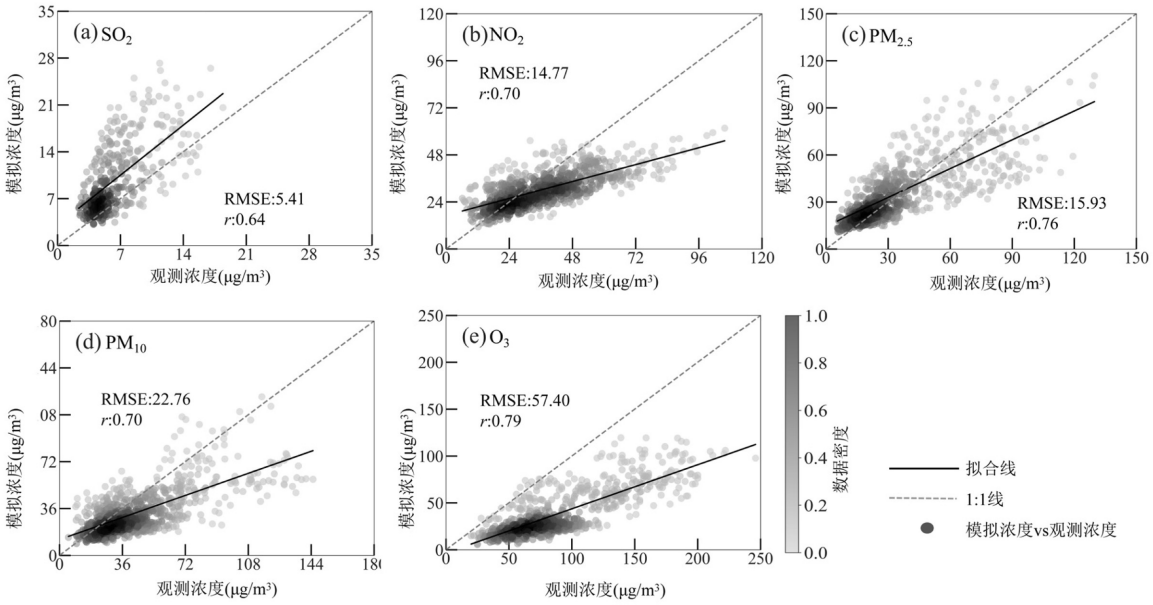


图 5　WRF−Chem 模拟浓度与观测浓度对比

Fig.5　Comparison of WRF−Chem simulated and observed concentrations

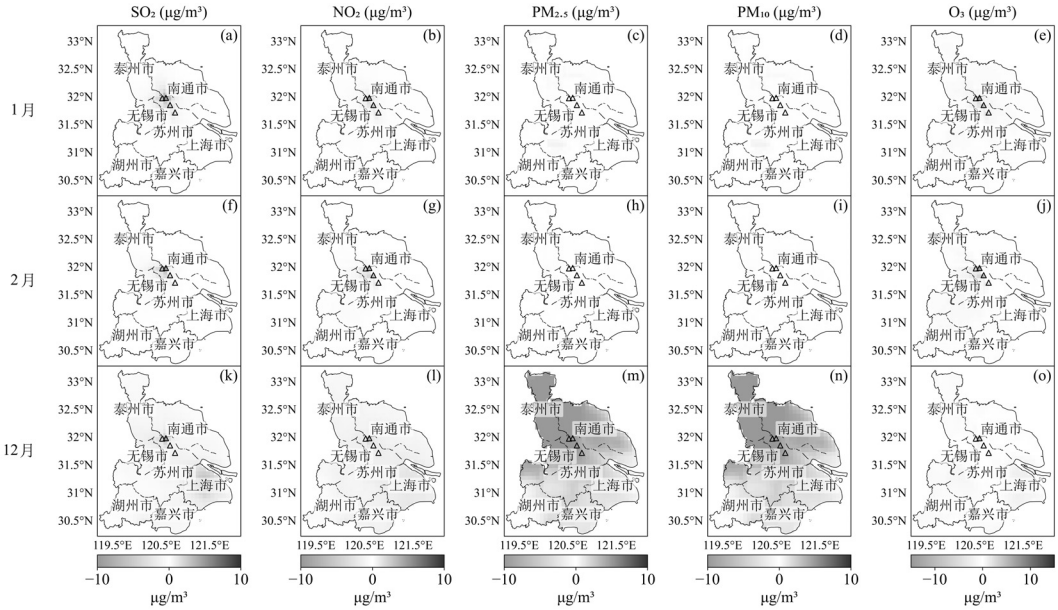


图 6　SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$、PM_{10} 和 O_3 差值浓度分布

Fig.6　Distribution of SO_2, NO_2, $PM_{2.5}$, PM_{10}, and O_3 differential concentrations

图中△代表钢企.审图号:GS[2019]1822 号

从时间分布看(图 6),12 月各污染物浓度变化比例显著大于 1 月和 2 月.与 ULER 前相比,实施后 1 月、2 月和 12 月 SO_2 浓度降幅分别为 2.41%、2.30%和 10.08%(图 6(a)、6(f)和 6(k));NO_2 浓度降幅分别为 19.85%、10.75%和 23.94%(图 6(b)、6(g)和 6(l)).$PM_{2.5}$(图 6(c)、6(h)和 6(m))和 PM_{10}(图 6(d)、6(i)

和 6(n))在 12 月份浓度降幅尤为显著,是 1 月和 2 月的 100 余倍.相比之下,各月份间 O_3 浓度变化幅度差异较小(图 6(e)、6(j)和 6(o)).与其他污染物在 ULER 实施后呈现浓度下降趋势不同,O_3 浓度反而有所上升.这一现象在同类研究中亦有报道[53-54]:江苏省水泥和钢铁行业均完成 ULER 后,O_3 月均浓度上升 0.08%~4.31%[17];萍乡市某钢企关停后,当地 O_3 年均浓度上升 6.42%[20].其原因可从光化学机制和辐射效应方面解析:1)O_3 生成与其前体物 NO_x 和 VOC_S 存在非线性响应关系,苏州及周边城市群可能处于 VOC_S 控制区,NO_x 轻度减排反而会导致 O_3 浓度上升[55];2)PM 减排致使地表太阳短波辐射通量增强,促进 O_3 光化学生成[56].

从空间分布看(表 6),SO_2 浓度降幅位列区域前三的城市为苏州(7.84%)、无锡(6.46%)和南通(5.77%);NO_2 降幅前三的城市为苏州(2.73%)、无锡(2.51%)和上海(2.06%).大气中的 SO_2 和 NO_2 主要来自污染源的排放,其浓度与污染源分布密切相关,故 ULER 后苏州本地 SO_2 和 NO_2 的改善效果最为显著.O_3 浓度增幅较大的城市为无锡(2.19%)、南通(1.71%)和上海(1.31%).对于 $PM_{2.5}$,泰州降幅最大(8.54%),其次为南通(6.15%)和无锡(5.34%),为苏州 $PM_{2.5}$ 浓度降幅的 1.29~2.06 倍.对比图 6(c)、6(h)和 6(m),12 月泰州、南通、无锡 $PM_{2.5}$ 的浓度变化(−25.02%、−17.52%、−15.51%)显著大于 1 月(0.10%、0.07%、0.16%)和 2 月(0.14%、0.43%、0.17%).这种差异可能与气象条件的变化相关.具体而言,2023 年 12 月苏州的降水量仅为同年 1 月和 2 月的 54.94%和 60.58%[57].一般来说,在降水较多的月份,雨水的冲刷和清除作用会使 $PM_{2.5}$ 浓度降低,这可能会掩盖 ULER 对 $PM_{2.5}$ 浓度降低的实际贡献,即浓度差值 C_B-C_A 偏小;在降水较少的月份,污染物在大气中的停留时间延长,充分反应和区域传输会扩大 ULER 对污染物浓度的改善作用[58-59],即浓度差值 C_B-C_A 偏大.综上,苏州钢铁行业 ULER 的实施改善了区域环境空气质量,但 O_3 浓度的升高需进一步厘清成因,以优化减排策略,促进环境空气质量全面改善.

表 6 各城市污染物浓度变化

Table 6 Changes in pollutant concentrations in different cities

城市	SO_2(%)	NO_2(%)	$PM_{2.5}$(%)	PM_{10}(%)	O_3(%)
湖州市	−4.35	−1.39	−2.29	−2.24	0.39
嘉兴市	−4.25	−1.55	−2.61	−2.56	0.42
南通市	**−5.77**	−1.96	**−6.15**	**−5.99**	**1.71**
上海市	−4.06	**−2.06**	−2.79	−2.72	**1.31**
苏州市	**−7.84**	**−2.73**	−4.14	−4.05	1.35
泰州市	−4.80	−1.69	**−8.54**	**−8.47**	0.19
无锡市	**−6.46**	**−2.51**	**−5.34**	**−5.26**	**2.19**

注:负号代表下降.

2.3 健康效益

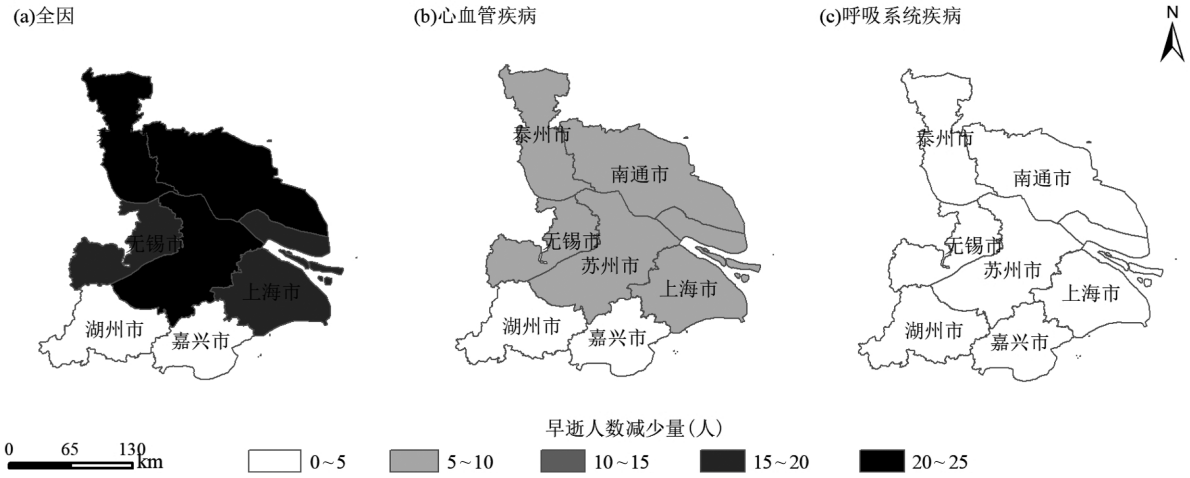


图 7 全因、心血管疾病和呼吸系统疾病早逝人数减少量的空间分布

Fig.7 Spatial distribution of reductions in premature deaths from all-cause, cardiovascular disease and respiratory disease

审图号:GS[2019]1822 号

结合情景 A 和 B 的 $PM_{2.5}$ 模拟浓度,从城市群看(图 7),情景 A 因 $PM_{2.5}$ 污染导致的全因、心血管疾病和呼吸系统疾病总早逝人数分别为 1258(95%置信区间:1058~1453)、399(338~462)和 156(131~182)

人,情景 B 对应总早逝人数分别为 1153(971~1330)、368(311~425) 和 144(120~168) 人,分别减少了 105(88~122)、31(27~36)和 12(10~14)人,其中心血管疾病和呼吸系统疾病早逝人数分别占全因早逝人数的 32.35%和 12.67%.此外,基于蒙特卡罗法测算,在 95%置信区间下,区域全因、心血管疾病及呼吸系统疾病总早逝人数减少量的不确定性范围为±20%.尽管计算结果存在固有不确定性,但与同类研究[60-62]相比,本文不确定性处于可靠区间,能够有效反映苏州钢铁行业 ULER 政策带来的健康效益.

从各城市看,ULER 实施后,全因早逝人数减少量呈现“北高南低”的空间分布格局,和 $PM_{2.5}$ 浓度降幅的空间分布特征类似.南通因 $PM_{2.5}$ 浓度降幅达 5.96%,结合 774.9 万的人口暴露基数,全因、心血管疾病和呼吸系统疾病早逝人数分别减少 24(15~32)、5(3~7)和 2(1~3)人,成为 ULER 健康受益最大地区.苏州次之,早逝人数分别减少 21(13~29)、6(4~9)和 2(1~3)人;泰州位列第三,减少 20(13~28)、5(3~7)和 2(1~3)人.而湖州 $PM_{2.5}$ 浓度仅下降 2.21%,对应早逝人数仅减少 2(1~3)、1(0~1)和 0 人(0~0).总体而言,苏州钢铁行业实施 ULER 显著提升了居民健康水平,特别是在 $PM_{2.5}$ 浓度降幅大且人口密集的城市,健康效益更为突出.

3　结论

3.1　从减排效益看,苏州钢铁行业 SO_2、NO_x 和 PM 的排放量由 2019 年的 0.99,1.95 和 2.73 万 t 降至 2023 年的 0.33,0.67 和 1.27 万 t,降幅分别达 66.67%、65.64%和 53.48%.其中,钢企②是 SO_2 与 NO_x 的主要减排贡献源,钢企③是 PM 的主要减排贡献源.

3.2　从生产工序看,烧结、焦化、自备电站是长流程钢企大气污染物的主要排放工序.ULER 后,除自备电站外,各主要工序污染物均实现大幅减排.

3.3　从环境效益看,ULER 实施后,苏州及周边城市群的 SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的平均浓度分别下降 5.02%、1.83%、5.16%和 5.06%,O_3 浓度则上升 0.93%.SO_2 和 NO_2 浓度降幅最大的城市均为苏州(7.84%和 2.73%),$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度降幅最大的城市均为泰州(8.54%和 8.37%).

3.4　从健康效益看,苏州及周边城市群因 $PM_{2.5}$ 污染导致的全因、心血管疾病和呼吸系统疾病总早逝人数分别减少了 105(95%置信区间:88~122)、31(27~36)和 12(10~14)人.各城市全因早逝人数减少量呈现“北高南低”的空间分布格局,其中南通减少 24 人,为 ULER 健康受益最显著地区.

4　建议

4.1　源头与过程减排优化:苏州钢企当前主要聚焦于大气污染物末端治理设备升级,未来需构建源头控制、过程管理与末端治理的全链条减排体系.建议钢企优先强化原燃料质量管控,从源头降低污染物产生基数;并结合自身实际生产情况,将高炉、转炉和焦炉煤气等副产物精脱硫纳入重点改造范畴,通过提升煤气品质,实现 SO_2 源头削减.

4.2　强化 O_3 污染协同防控:ULER 实施后 O_3 浓度略有上升.建议系统探究不同城市、季节的光化学环境特征,精准识别 O_3 生成对其前体物(NO_x 和 VOC_S)的响应机制和敏感性,制定科学的协同减排政策,避免在控制 SO_2、NO_x、PM 等污染物排放的同时,加剧 O_3 污染.

4.3　深化区域联防联控机制:苏州的 ULER 实施显著改善了区域环境空气质量,建议深化跨区域协作,打破行政壁垒,加速构建省级协同防治机制,持续提升环境空气质量.

参考文献:

[1] 中华人民共和国生态环境部.2019 年中国生态环境统计年报 [EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/sthjtjnb/202108/t20210827_861012.shtml/2021-08-27.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Annual Report on China's Ecological Environment Statistics 2019 [EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/sthjtjnb/202108/t20210827_861012.shtml/2021-08-27.

[2] 伯　鑫,赵春丽,吴　铁,等.京津冀地区钢铁行业高时空分辨率排放清单方法研究 [J]. 中国环境科学, 2015,35(8):2554-2560.
Bo X, Zhao C L, Wu T, et al. Emission inventory with high temporal and spatial resolution of steel industry in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. China Environmental Science, 2015,35(8):2554-2560.

[3] Long W, Wang S, Lu C, et al. Quantitative assessment of energy conservation potential and environmental benefits of an iron and steel plant in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,73:123163.

[4] 汤　铃,贾　敏,伯　鑫,等.中国钢铁行业排放清单及大气环境影响研究 [J]. 中国环境科学, 2020,40(4):1493-1506.
Tang L, Jia M, Bo X, et al. High resolution emission inventory and atmospheric environmental impact research in Chinese iron and steel industry [J]. China Environmental Science, 2020,40(4):1493-1506.

[5] Zhang J, Shen H, Chen Y, et al. Iron and steel industry emissions: A global analysis of trends and drivers [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(43):16477−16488.

[6] Yang H, Tao W, Liu Y, et al. The contribution of the Beijing, Tianjin and Hebei region's iron and steel industry to local air pollution in winter [J]. Environmental Pollution, 2019,245:1095−1106.

[7] 陈 雷,王 鹏,伯 鑫,等.新冠期间河北省典型钢铁企业大气污染影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(8):3927−3933.
Chen L, Wang P, Bo X, et al. Air quality impacts of emissions from a typical iron and steel plant in Hebei province during the coronavirus disease (COVID−19) [J]. China Environmental Science, 2019,41(8): 3927−3933.

[8] 段林丰,李振亮,蒲 茜,等.基于综合减污降碳策略的成渝地区中长期空气质量改善模拟 [J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1756−1768.
Duan L F, Li Z L, Pu Q, et al. Simulation of medium and long−term air quality improvement in the Cheng−Yu district based on comprehensive pollution reduction and carbon reduction strategies [J]. China Environmental Science, 2024,44(3):1756−1768.

[9] Na H, Yuan Y, Du T, et al. Multi−process production occurs in the iron and steel industry, supporting 'dual carbon' target: An in−depth study of CO_2 emissions from different processes [J]. Journal of Environmental Sciences, 2024,140:46−58.

[10] Wu X, Zhao L, Zhang Y, et al. Cost and potential of energy conservation and collaborative pollutant reduction in the iron and steel industry in China [J]. Applied Energy, 2016,184:171−183.

[11] 李 新,路 路,穆献中,等.京津冀地区钢铁行业协同减排成本−效益分析 [J]. 环境科学研究, 2020,33(9):2226−2234.
Li X, Lu L, Mu X Z, et al. Cost−benefit analysis of synergistic emission reduction in steel industry in Beijing−Tianjin−Hebei region, China [J]. Research of Environmental Sciences, 2020,33(9):2226−2234.

[12] 赵羚杰.中国钢铁行业大气污染物排放清单及减排成本研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2016.
Zhao L J. Study on air pollutant emissions of iron and steel plants in China and the cost of emission reduction [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016.

[13] Wen W. Analysis of the synergistic benefits of typical technologies for pollution reduction and carbon reduction in the iron and steel industry in the Beijing−Tianjin−Hebei region [J]. Scientific Reports, 2024, 14:12413

[14] Yang H, Liu J, Jiang K, et al. Multi−objective analysis of the co−mitigation of CO_2 and $PM_{2.5}$ pollution by China's iron and steel industry [J]. Journal of Cleaner Production, 2018,185:331−341.

[15] 张 静,薛英岚,张 伟,等.钢铁行业超低排放政策实施的费用效益预评估研究 [J]. 中国环境管理, 2022,14(5):37−43.
Zhang J, Xue Y L, Zhang W, et al. Cost−benefits pre−assessment of ultra−low emission policies implementation in the steel industry in China [J]. China Environmental Management, 2022,14(5):37−43.

[16] Bo X, Jia M, Xue X, et al. Effect of strengthened standards on Chinese ironmaking and steelmaking emissions [J]. Nature Sustainability, 2021, 4(9):811−820.

[17] 李千雨,赵文鑫,胡未央,等.江苏省工业源动态排放清单建立及排放控制效益研究 [J]. 环境科学学报, 2023,43(10):256−266.
Li Q Y, Zhao W X, Hu W Y, et al. Dynamic emission inventory of industrial sources and their emission control benefit for Jiangsu Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(10):256−266.

[18] 李厚宇,崔 磊,贾 敏,等.京津冀地区典型钢铁企业超低排放对空气质量的影响 [J]. 环境与发展, 2020,32(9):11−14.
Li H Y, Cui L, Jia M, et al. The impact of the implementation of ultra−low emission standards for a typical iron and steelmaking plant on air quality in Beijing−Tianjin−Hebei region [J]. Environment and Development, 2020,32(9):11−14.

[19] 央视网.140 多家、超 6.2 亿吨我国多家钢企完成实施超低排放改造 [EB/OL]. https://news.cctv.com/2024/10/25/ARTIVYEnFbR5IMXnWiCAmGdT241025.shtml./2024−10−25.
CCTV. More than 140 companies, over 620 million tons many steel mills in China to complete implementation of ultra−low emission retrofit [EB/OL]. https://news.cctv.com/2024/10/25/ARTIVYEnFbR5IMXnWiCAmGdT241025.shtml./2024−10−25.

[20] 郑阿猛,朱 云,张志诚,等.钢铁厂超低排放改造减污降碳及空气质量影响研究 [J]. 环境科学学报, 2024,44(4):263−276.
Zheng A M, Zhu Y, Zhang Z C, et al. Air quality impact and carbon reduction of ultra−low emission transformation at a steel plant [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024,44(4):263−276.

[21] 翁玉枝.福建某钢铁厂超低排放对环境空气质量的影响探讨 [J]. 福建冶金, 2024,53(5):63−66.
Weng Y Z. Discussion on the impact of ultra−low emission on ambient air quality in a steel plant in Fujian Province [J]. Fujian Metallurgy, 2024,53(5):63−66.

[22] 苏州市统计局.苏州统计年鉴 [EB/OL].https://tjj.suzhou.gov.cn/sztjj/tjnj/2020/zk/inexce.html/2020−12−30.
Suzhou City Bureau of Statistics. Suzhou statistical yearbook [EB/OL]. https://tjj.suzhou.gov.cn/sztjj/tjnj/2020/zk/inexce.html/2020−12−30.

[23] 朱一芝.卫星观测量化华北地区氮氧化物排放与大气污染物传输研究 [D]. 合肥:中国科学技术大学, 2022.
ZHU Y Z. Research on the air pollutants and their transport in the north China using satellite−derived NO_x emissions [D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2022.

[24] Guan Y, Xiao Y, Wang F, et al. Health impacts attributable to ambient $PM_{2.5}$and ozone pollution in major Chinese cities at seasonal−level [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,311:127510.

[25] 李 勇,廖 琴,赵秀阁,等.$PM_{2.5}$污染对我国健康负担和经济损失的影响 [J]. 环境科学, 2021,42(4):1688−1695.
Li Y, Liao Q, Zhao X G, et al. Influence of $PM_{2.5}$ pollution on health burden and economic loss in China. [J]. Environmental Science, 2021, 42(4):1688−1695.

[26] National Centers for Environmental Prediction. NCEP GFS 0.25 degree global forecast grids historical archive [EB/OL]. https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.ncep.reanalysis.html/2024−01−05.

[27] Zaveri R A, Peters L K. A new lumped structure photochemical mechanism for large‐scale applications [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1999,104(D23):30387−30415.

[28] Zaveri R A, Easter R C, Fast J D, et al. Model for simulating aerosol interactions and chemistry (MOSAIC) [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2008,113(D13):2007JD008782.

[29] Real E, Sartelet K. Modeling of photolysis rates over Europe: Impact

on chemical gaseous species and aerosols [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011,11(4):1711−1727.

[30] Lin Y, Farley R, Orville H. Bulk parameterization of the snow field in a cloud model [J]. Journal of Climate and Applied Meteorology, 1983, 22(6):1065−1092.

[31] Zhao C, Leung L R, Easter R, et al. WRF Single−Moment 6−Class microphysics scheme [J]. Journal of Geophysical Research−Atmospheres, 2013,118(5):2372−2388.

[32] Grell G A, Dévényi D. A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques [J]. Geophysical Research Letters, 2002,29(14):1693.

[33] Yang Z L, Niu G Y, Mitchell K E, et al. The community Noah land surface model with multi−parameterization options (Noah−MP): 2. Evaluation over global river basins [J]. Journal of Geophysical Research−Atmospheres, 2011,116:D12110.

[34] Hong S Y, Lim K S, Kim J H, et al. WRF Single−Moment 6−Class microphysics scheme (WSM6) [J]. Asia−Pacific Journal of Atmospheric Sciences, 2006,42:129−151.

[35] Zheng B, Tong D, Li M, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(19):14095−14111.

[36] Wiedinmyer C, Akagi S K, Yokelson R J, et al. The Fire inventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning [J]. Geoscientific Model Development, 2011,4(3):625−641.

[37] Lu F, Xu D, Cheng Y, et al. Systematic review and meta−analysis of the adverse health effects of ambient $PM_{2.5}$ and PM_{10} pollution in the Chinese population [J]. Environmental Research, 2015,136:196−204.

[38] Xue T, Liu J, Zhang Q, et al. Rapid improvement of $PM_{2.5}$ pollution and associated health benefits in China during 2013~2017 [J]. Science China Earth Sciences, 2019,62(12):1847−1856.

[39] Wang F, Qiu X, Cao J, et al. Policy−driven changes in the health risk of $PM_{2.5}$ and O_3 exposure in China during 2013~2018 [J]. Science of The Total Environment, 2021,757:143775.

[40] 张茹婷,陈传敏,刘松涛,等.京津冀地区"煤改电"对 $PM_{2.5}$ 污染的健康效益评估 [J]. 环境科学, 2023,44(12):6451−6550.
Zhang R T, Chen C Min, Liu S T, et al. Health benefit assessment of coal to electricity policy on $PM_{2.5}$ pollution in Beijing−Tianjin−Hebei region. [J]. Environmental Science, 2023,44(12):6451−6550.

[41] Shen G, Ru M, Du W, et al. Impacts of air pollutants from rural Chinese households under the rapid residential energy transition [J]. Nature Communications, 2019,10(1):3405.

[42] Ru M, Shindell D, Spadaro J V, et al. New concentration−response functions for seven morbidity endpoints associated with short−term $PM_{2.5}$ exposure and their implications for health impact assessment [J]. Environment International, 2023,179:108122.

[43] Jin X, Fiore A M, Civerolo K, et al. Comparison of multiple $PM_{2.5}$ exposure products for estimating health benefits of emission controls over New York State, USA [J]. Environmental Research Letters, 2019, 14(8):084023.

[44] Ford B, Heald C L. Exploring the uncertainty associated with satellite−based estimates of premature mortality due to exposure to fine particulate matter [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(5):3499−3523.

[45] Liu J, Han Y, Tang X, et al. Estimating adult mortality attributable to $PM_{2.5}$ exposure in China with assimilated $PM_{2.5}$ concentrations based on a ground monitoring network [J]. Science of the Total Environment, 2016,568:1253−1262.

[46] Xiao Q, Geng G, Xue T, et al. Tracking $PM_{2.5}$ and O_3 pollution and the related health burden in China 2013~2020 [J]. Environmental Science & Technology, 2022,56(11):6922−6932.

[47] Liu M, Lei Y, Wang X, et al. Source contributions to $PM_{2.5}$−related mortality and costs: evidence for emission allocation and compensation strategies in China [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(12):4720−4731.

[48] 张颖龙.基于 WRF−Chem 模式对京津冀地区 $PM_{2.5}$ 污染过程分析及预报实验 [D]. 南京:南京信息工程大学, 2017.
Zhang Y L. Analysis and Forecasting on $PM_{2.5}$ episodes over Beijing−Tianjin−Hebei region by using WRF−Chem model. [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2017.

[49] 龙籽谕,朱　佳,李　柯,等.不同行业减排对我国东部地区空气质量及大气温度的影响 [J]. 环境科学, 2023,44(11):5889−5898.
Long Z Y, Zhu J, Li K, et al. Effects of anthropogenic emission reduction on ozone formation sensitivity in the Yangtze River Delta region [J]. Environmental Science, 2023,44(11):5889−5898.

[50] 苏州市生态环境局.2023 年度苏州市生态环境状况公报 [EB/OL]. https://sthjj.suzhou.gov.cn/szhbj/hjzkgb/202406/634906b3f0fc4081ad22468188810cba.shtml/2024−06−05.
Suzhou Municipal Ecological Environment Bureau. 2023Suzhou ecological and environment bulletin [EB/OL]. https://sthjj.suzhou.gov.cn/szhbj/hjzkgb/202406/634906b3f0fc4081ad22468188810cba.shtml/2024−06−05.

[51] 苏州市生态环境局.苏州市环境统计年报 2019 [EB/OL]. https://sthjj.suzhou.gov.cn/szhbj/hjzkgb/202110/4351016266ac4b418b4540a0846d8db9.shtml/2020−11−23.
Suzhou Municipal Ecological Environment Bureau. Annual environmental statistics report of Suzhou City 2019 [EB/OL]. https://sthjj.suzhou.gov.cn/szhbj/hjzkgb/202110/4351016266ac4b418b4540a0846d8db9.shtml/2020−11−23.

[52] 杨　洁,郑嘉兴,徐婷婷,等.苏州市 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染特征、输送路径及潜在源区分析 [J]. 环境科学, 2024,45(11):6238−6247.
Yang J, Zheng J X, Xu T T, et al. Characteristics, transport routes, and potential sources of $PM_{2.5}$ and O_3 pollution in Suzhou [J]. Environmental Science, 2024,45(11):6238−6247.

[53] 滕永跃,金素雅,郑佳乐,等.人为源减排对长三角臭氧生成敏感性的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3564−3572.
Teng Y Y, Jin S Y, Zheng J L, et al. Effects of anthropogenic emission reduction on ozone formation sensitivity in the Yangtze River Delta region [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3564−3572.

[54] 方承懿,王晓琦,蔡　斌,等.唐山市臭氧污染特征及生成敏感性分析 [J]. 环境科学学报, 2025,45(1):424−435.
Fang C Y, Wang X Q, Cai B, et al. Research on meteorological impact factors and generation sensitivity of O_3 in Tangshan [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2025,45(1):424−435.

[55] 吴也正,张　鑫,顾　钧,等.苏州市初夏臭氧污染成因及年际变化

[J]. 环境科学, 2024,45(3):1392-1401.
Wu Y Z, Zhang X, Gu J, et al. Ozone pollution in Suzhou during early summertime: formation mechanism and interannual variation [J]. Environmental Science, 2024,45(3):1392-1401.

[56] 王君悦,刘朝顺.基于 WRF-Chem 的长三角地区 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染协同控制研究 [J]. 环境科学学报, 2022,42(7):32-42.
Wang J Y, Liu C S. Study on the synergistic control of $PM_{2.5}$ and O_3 pollution in the Yangtze River Delta region based on WRF-Chem model [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(7):32-42.

[57] 苏州市统计局.苏州统计年鉴 [EB/OL]. https://tjj.suzhou.gov.cn/sztjj/tjnj/2024/2024/zk/indexce.htm/2024-12-11.
Suzhou City Bureau of Statistics. Suzhou statistical yearbook [EB/OL]. https://tjj.suzhou.gov.cn/sztjj/tjnj/2024/2024/zk/indexce.htm/2024-12-11.

[58] 陈 伟,徐学哲,刘文清.2017~2021 年苏皖鲁豫交界区域 $PM_{2.5}$ 和 O_3 时空变化特征及影响因素 [J]. 环境科学, 2024,45(4):1950-1962.
Chen W, Xu X Z, Liu W Q. Spatial-temporal characteristics and influencing factors of $PM_{2.5}$ and ozone in the border area of Jiangsu, Anhui, Shandong, and Henan from 2017 to 2021 [J]. Environmental Science, 2024,45(4):1950-1962.

[59] 李博文,张 凯,高 健,等.京津冀及周边地区夏季和初秋气象条件对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 双高影响 [J]. 环境科学, 2024,45(8):4375-4384.
Li B W, Zhang K, Gao J, et al. Effects of meteorological conditions in summer and early autumn on $PM_{2.5}$ and O_3 pollution in Beijing-Tianjin-Hebei and surrounding areas [J]. Environmental Science, 2024,45(8):4375-4384.

[60] 程育恺,戴海夏,张蕴晖,等.长三角地区 2017~2020 年臭氧浓度时空分布与人群健康效益评估 [J]. 环境科学, 2023,44(2):719-729.
Cheng Y K, Dai H X, Zhang Y H, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of ozone concentration and population health benefit assessment in the Yangtze River Delta region from 2017 to 2020 [J]. Environmental Science, 2023,44(2):719-729.

[61] 魏 彤,李政蕾,陈 昱,等.长三角居民 $PM_{2.5}$ 暴露水平下降的健康效益评估 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):3211-3219.
Wei T, Li Z L, Chen Y, et al. Assessment of the health benefits of declining $PM_{2.5}$ levels in the Yangtze River Delta [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):3211-3219.

[62] 高 冉,李 琴,车 飞,等.京津冀地区 2015~2020 年臭氧浓度时空分布特征及其健康效益评估 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2525-2536.
Gao R, Li Q, Che F, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of ozone concentration and health benefit assessment in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 2015 to 2020 [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2525-2536.

作者简介：朱一芝(1995-),女,安徽滁州人,讲师,博士,主要从事大气数值模拟,污染物排放清单和大气环境遥感研究.发表论文 20 余篇.yzz_2023@mail.usts.edu.cn.

2025 年度《中国环境科学》青年编委会名单

安 东	安俊琳	安立会	班巧英	伯 鑫	蔡子颖	曾现来	昌 盛	陈操操	陈 丹
陈多宏	陈 欢	陈建新	陈 洁	陈菁泉	陈庆彩	陈重军	成小翔	程 凯	程志鹏
代 伟	邓启红	丁光辉	董战峰	董志文	樊 程	樊 琦	房德琳	冯 颖	付 杰
高艳珊	高 阳	龚小波	官冬杰	韩东飞	韩红桂	韩永和	何红弟	何秋来	何文天
贺维鹏	侯赟璐	胡建林	胡鹏博	黄 凯	黄少丹	解玉磊	金仁村	金小伟	李 超
李 凯	李荣华	李 祥	李英杰	刘 成	刘桂林	刘洪涛	刘沙沙	刘世梁	刘双星
刘维涛	刘义青	刘永泽	刘 喆	刘智峰	卢少勇	鲁 仙	罗 笠	吕 凡	马 本
马 杰	马 群	毛熙彦	聂 玮	欧阳少虎	潘 峰	潘月鹏	祁承都	乔 玮	秦昌波
秦传玉	曲 蛟	任宏宇	任强强	孙广义	孙士权	孙兆彬	谈云志	唐崇俭	唐 欢
汪俊峰	王 刚	王 好	王华伟	王丽娜	王启元	王树宾	王学佳	王 莹	卫皇曌
温 维	吴起鑫	武 君	武云飞	向 垒	谢 旻	邢建伟	徐 江	徐湘博	薛丽坤
薛文博	薛英文	杨 斌	姚彦坡	印红玲	于 磊	虞先玉	袁自冰	张 冰	张 根
张海涵	张 建	张 静	张可佳	张利飞	赵海明	赵中华	钟 华	周 鑫	朱联东
朱曙鹏	朱小萤								