

中国环境科学
China Environmental Science
ISSN 1000-6923,CN 11-2201/X

《中国环境科学》网络首发论文

题目：中国钢铁行业融合排放清单构建及减污降碳协同响应研究
作者：徐鑫，马子昂，张峥，张英磊，伯鑫
DOI：10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20260728.007
收稿日期：2026-06-01
网络首发日期：2026-07-29
引用格式：徐鑫，马子昂，张峥，张英磊，伯鑫．中国钢铁行业融合排放清单构建及减污降碳协同响应研究[J/OL]．中国环境科学．
https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20260728.007



网络首发：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

DOI：10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20260728.007 网络首发时间：2026-07-29 08:42:39 网络首发地址：https://link.cnki.net/urlid/11.2201.x.20260728.1459.014

中国钢铁行业融合排放清单构建及减污降碳协同响应研究

徐 鑫[1,2], 马子昂[1,2], 张 峥[1,2], 张英磊[1,2,3*], 伯 鑫[1,2*] (1.北京化工大学环境科学与工程系,北京 100029; 2.北京化工大学北化中国工业碳中和研究院,北京 100029; 3.北京首创大气环境科技股份有限公司,北京 100176)

摘要:本研究采用自下而上的方法,建立了 2021-2024 年中国钢铁行业高时空分辨率的融合排放清单,分析了行业排放演变特征及其驱动因素,并揭示了不同污染物与 CO_2 减排的协同响应特征.结果表明,相比于 2021 年,2024 年 SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC、EC 的下降幅度分别是 39.99%、55.64%、15.47%、20.72%、18.85%、15.37%和 22.79%,减排效果较为显著;相比之下,CO、VOCs、PCDD/Fs、氟化物和 CO_2 幅相对有限.此外,大气痕量元素排放量总体也呈下降趋势.从区域尺度来看,华东地区、华北地区和中南地区在大气污染物、CO_2 和大气痕量元素排放中占比较高,反映出排放水平与区域粗钢产量及生产活动强度密切相关.从省际层面分析,各类大气污染物、CO_2 及大气痕量元素排放高度集中于河北省、江苏省、山东省及辽宁省等钢铁产能大省.从生产工序角度分析,烧结、球团、焦化、高炉四大铁前工序是钢铁行业大气污染物及 CO_2 排放主要来源,而大气痕量元素排放则主要来自转炉、烧结和高炉工序.此外,钢铁行业减污降碳总体呈现良好的协同响应特征,多数污染物与 CO_2 排放表现出正向协同关系,但 VOCs 与 CO_2 呈负向协同响应,表明其协同控制仍有进一步优化空间.未来应进一步完善源头减排、过程控制与末端治理的全过程减污降碳协同控制体系,持续提升钢铁行业减污降碳协同效能.

关键词:钢铁行业; 融合排放清单; 大气痕量元素; 时空特征; 减污降碳

中图分类号: X51 **文献标识码**:A

Construction of an integrative emission inventory for China's iron and steel industry and synergistic response analysis of air pollution and carbon emission reductions XU Xin[1,2], MA Zi-ang[1,2], ZHANG Zheng[1,2], ZHANG Ying-lei[1,2,3*], BO Xin[1,2*] (1. Department of Environmental Science and Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 2. BUCT Institute for Carbon-neutrality of Chinese Industries, Beijing 100029, China; 3. Beijing Capital Air Environmental Science & Technology Co., Ltd., Beijing 100176, China). *China Environmental Science*, 2026

Abstract: A bottom-up approach was used to develop an integrative emission inventory with high spatial and temporal resolution for China's iron and steel industry from 2021–2024. The spatiotemporal evolution of emissions and its driving factors was investigated, and the synergistic responses between reductions in individual air pollutants and CO_2 emissions were evaluated. The results showed that, compared with 2021, the emissions of SO_2, NO_x, PM_{10}, $PM_{2.5}$, BC, OC, and EC in 2024 decreased by 39.99%, 55.64%, 15.47%, 20.72%, 18.85%, 15.37%, and 22.79%, respectively, indicating substantial emission reductions. By contrast, the decreases in CO, VOCs, PCDD/Fs, fluorides, and CO_2 were relatively limited. Emissions of atmospheric trace elements also generally declined during the study period. At the regional scale, east, north, and central-south China contributed relatively large shares of atmospheric pollutant, CO_2, and atmospheric trace element emissions, indicating that regional emission levels were closely associated with crude steel production and industrial activity intensity. At the provincial scale, emissions of atmospheric pollutants, CO_2, and atmospheric trace elements were concentrated in major steel-producing provinces, particularly Hebei, Jiangsu, Shandong, and Liaoning. Process-level analysis identified the four major upstream ironmaking processes—sintering, pelletizing, coking, and blast-furnace ironmaking—as the principal sources of atmospheric pollutants and CO_2 emissions from the iron and steel industry. Atmospheric trace element emissions, however, were mainly derived from basic oxygen furnaces, sintering, and blast furnaces. Overall, the iron and steel industry showed a favorable synergistic response between air pollutant reduction and CO_2 mitigation, with most pollutants exhibiting positive synergistic relationships with CO_2 emissions. VOCs showed a negative synergistic response with CO_2, suggesting that their coordinated control requires further optimization. Future efforts should strengthen an integrated synergistic control framework incorporating source reduction, process optimization, and end-of-pipe treatment to continuously improve the combined effectiveness of air pollution control and carbon mitigation in the iron and steel industry.

Key words: Iron and steel industry; integrative emission inventory; atmospheric trace elements; spatiotemporal characteristics; reduction of air pollution and carbon emissions

---

收稿日期:2026-06-01

基金项目:国家自然科学基金项目(72174125);中央高校基本科研业务费资助项目(buctrc202133)

*责任作者, E-mail: 张英磊, 高级工程师, 2024320021@buct.edu.cn; 伯鑫, 教授, boxin@buct.edu.cn

“十五五”时期,我国绿色低碳转型正处于攻坚与加速推进的关键阶段,空气质量持续改善与减污降碳协同治理已成为推动经济社会高质量发展的重要抓手,并与我国2030年前实现碳达峰及2035年美丽中国建设目标高度契合.钢铁行业作为能源消耗和污染排放高度集中的重点行业,也是大气污染防治和减污降碳协同治理的关键领域之一.其 SO_2、NO_x 及颗粒物等大气污染物减排对区域空气质量改善具有重要作用;同时,钢铁行业也是 CO_2 等温室气体排放的重要来源,在“双碳”目标约束下面临绿色低碳转型压力.此外,钢铁生产过程中还会排放多种大气痕量元素,其具有长期性、累积性、潜伏性及不可逆性等特征[1],持续排放可能对生态环境与公众健康造成潜在威胁.然而,现有研究对“十四五”以来钢铁行业多污染物和碳排放演变的系统研究仍较为缺乏.因此,构建高分辨率钢铁行业融合排放清单,系统揭示“十四五”以来钢铁行业排放演变特征及协同减排特征,对于科学评估减排成效、支撑钢铁行业减污降碳协同治理具有重要意义.

近年来,许多学者围绕钢铁行业排放清单构建开展了大量研究,形成了以统计数据为基础的自上而下方法和以企业为单元的自下而上方法两类主流技术路径.在此基础上,相关研究不断引入工艺结构、治理技术水平及区域差异等影响因素,对排放因子进行动态修正,从而显著提升了排放清单的精细化水平.就常规大气污染物而言,随着全国范围内污染源连续自动监测系统(continuous emissions monitoring systems, CEMS)在大型固定污染源的全面覆盖,工厂层级的连续监测数据得以获取,为高分辨率排放清单的精细化构建及动态更新提供了关键数据支撑.例如,伯鑫团队基于CEMS数据,构建了多年份动态更新的中国钢铁行业高分辨率排放数据库[2-6],系统揭示了主要生产工序污染物排放的时空演变特征,为减排政策制定和区域空气质量管理提供了重要支撑.就大气痕量元素而言,王堃等[7]采用排放因子法构建了2011年中国钢铁行业Hg、Pb、Cd、As、Cr和Ni的排放清单,分析了其排放量、空间分布及工序排放特征.Yang 等[8]结合本地化动态排放因子、活动水平和污染控制技术,构建了2012—2021年涵盖常规污染物、大气痕量元素以及有毒污染物(PCDD/Fs、F)的排放清单,并预测了 2025—2050 年未来排放趋势.总体来看,现有研究已在钢铁行业排放清单构建及排放特征分析方面取得了较为丰富的成果.然而,“十四五”以来,随着超低排放改造深入推进、能源结构持续优化及生产格局不断调整,钢铁行业排放特征发生了新的变化,其多污染物排放演变规律及减污降碳协同减排特征仍缺乏系统研究.在此背景下,本研究围绕钢铁行业多污染物排放演变及协同减排开展研究,主要创新点体现在:(1)系统揭示了“十四五”以来钢铁行业在超低排放改造、能源结构优化及生产格局调整背景下的排放演变规律及驱动因素;(2)从减污降碳协同视角定量评估了钢铁行业多污染物协同减排效应,识别了不同污染物减排的协同响应关系,为钢铁行业协同治理和精准管控提供了科学依据.

基于上述背景,本研究构建了 2021—2024 年中国高分辨率钢铁行业融合排放清单(温室气体仅考虑钢铁行业 CO_2 排放),从国家、区域和省级等不同尺度系统分析了“十四五”以来钢铁行业演变特征及驱动因素,并量化多污染物协同减排响应特征,形成了覆盖排放核算、演变分析和协同效应评估的研究框架,为钢铁行业减污降碳协同治理、绿色低碳转型以及精细化管理提供数据支撑与方法支持.

1 研究方法

1.1 研究区域与数据来源

本研究基于排污许可执行报告、环境影响评价报告和竣工验收等多源数据构建了中国钢铁行业的活动水平数据库.研究区域包括中国大陆 29 个省、自治区及直辖市(海南、香港、澳门、台湾、西藏自治区暂不考虑).2021 年至 2024 年纳入分析的钢铁企业粗钢产量占中国粗钢产量的91.88%~99.94%.大气污染物排放量的核算涵盖了 SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$、PCDD/Fs、VOCs、CO、BC、OC、EC、氟化物和 CO_2,涉及的工艺包括焦化、烧结、球团、高炉、转炉、电炉、热轧和冷轧.大气痕量元素排放量的核算涵盖了 Sb、As、Cd、Cr、Cu、Pb、Mn、Ni、Se、Sn、V、Zn 和 Hg.相比于高温冶金工序,轧钢废气中的大气痕量元素的排放量通常较低,且缺乏系统化监测数据,本研究不纳入轧钢环节的大气痕量元素排放核算.

本研究所有企业位置信息来源生态环境部环境统计数据、环境影响评价报告数据等[3,5],为保证空间信息的准确性,本研究采用地址坐标识别技术方法,结合卫星遥感数据和人工目视检验,对企业主要工序的空间位置信息逐个校核.

1.2 排放量计算

针对钢铁行业不同工序节点和污染物类型,本研究排放量计算主要有以下3种:(1)基于CEMS在线监测数据的排放量核算;(2)其他大气污染物和 CO_2 的排放量核算;(3)大气痕量元素的排放量核算.

1.2.1 基于CEMS在线监测数据的排放量核算

本研究依据钢铁企业超低排放改造和评估监测进展情况,结合本团队前期在 CEMS 浓度数据质控方面的丰富经验[4,6,9],对CEMS数据中的无效、零值和异常观测值进行了规范处理[10].在此基础上,基于质控后的 CEMS 数据开展钢铁企业 SO_2、NO_x、PM_{10} 排放量核算,具体核算方法详见本团队前期研究成果[11].

1.2.2 其他大气污染物和 CO_2 的排放量核算

对于CEMS监测无法覆盖的VOCs、CO、BC、OC、EC、F和PCDD/Fs等其他污染物,本研究通过文献调研、企业现场调研及本团队已有的监测数据等信息获取钢铁行业相关污染物排放因子,并据此核算不同工序的污染物排放量[3-5,12].其中,$PM_{2.5}$ 的排放量主要根据 PM_{10} 的排放量及 PM_{10} 中 $PM_{2.5}$ 的质量百分含量计算.此外,本研究采用排放因子法核算 CO_2 的排放量.不同工序的 CO_2 排放因子主要参考《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》[13].

1.2.3 大气痕量元素的排放量核算

考虑到在任何时刻,空气污染物排放量的估算值是技术进步导致排放因子下降与经济发展推动能源消耗和产品产量增长的联合竞争性结果[14].技术进步引起的排放因子变化趋势与竞争技术的市场占有率呈现类似 S 型发展过程[15],在先前的研究中,基于空气污染物排放因子 S 型变化曲线,可较为准确地评估全球人为源黑碳气溶胶及大气汞的历史与未来排放趋势[16-18].相关成果显示,S 型曲线具有单调且平滑的演化特征,尽管难以完全刻画因经济波动等突发事件引起的排放因子短期波动,但相比于传统的线性拟合或多项式方法,该曲线在构建大气污染物排放清单时更具代表性,能够更真实地反映区域污染源排放水平的整体变化趋势.此外,考虑到超低排放改造的加速推进,更高效的大气污染控制装置在钢铁行业得到广泛应用,从而进一步降低了大气痕量元素的排放水平.然而,由于在超低排放改造过程中缺乏对大气痕量元素的系统化现场监测,现有数据难以全面揭示其排放水平及时间变化特征.为此,本研究结合不同地区经济与技术发展的动态差异,参考北京师范大学田贺忠教授团队的研究方法[19-23],延用 S 型曲线方法,通过更新优化相关参数,确定不同地区钢铁行业大气痕量元素的排放因子的动态变化趋势.动态排放因子计算方法如下:

$$EF_{g,e}(t)=\left(EF_{a_{g,e}}-EF_{b_{g,e}}\right)e^{\left[-\frac{(t-t_0)^2)}{2{\sigma_g}^2}\right]}+EF_{b_{g,e}} \quad (1)$$

其中,$EF_{g,e}(t)$为钢铁行业g在t年的元素e的排放因子;$EF_{a_{g,e}}$为未采取污染控制措施的钢铁行业g元素e排放因子;$EF_{b_{g,e}}$为钢铁行业g在最佳排放控制技术下元素e的排放因子(最佳排放因子);σ_g是钢铁行业g的S曲线的形状参数(标准偏差);t是技术扩散推算时间;t_0是技术扩散起始时间;g为钢铁行业类别;e为元素种类.

钢铁生产过程排放的大气痕量元素(Sb、As、Cd、Cr、Cu、Pb、Mn、Ni、Se、Sn、V和Zn),本研究采用自下而上的核算方法,结合活动水平与排放因子进行核算[8].计算公式如下:

$$E_e=\sum E_{e,n,p}=\sum A_{n,p,i}\times EF_{e,n,p,i} \quad (2)$$

式中,E_e表示全国第e种元素的年排放量,t;$E_{e,n,p}$表示全国第n个地区第p家企业第e种元素的年排放量,t;$A_{n,p,i}$表示全国第n个地区第p家企业第i个排放工序的活动水平,t;$EF_{e,n,p,i}$表示第n个地区第p家企业第i个排放工序第e种元素的排放因子,g/t;e表示不同元素种类;n表示不同区;p表示不同企业;i表示不同排放工序.

对于Hg排放量的核算,本研究采用了先前研究中的排放因子[24-25]和去除效率[26-29].计算公式如下:

$$E_{H_g}=\sum E_{H_g,n,p}=\sum A_{n,p,i}\times EF_{H_g,n,p,i}\times(1-\eta_u) \quad (3)$$

式中,E_{H_g}表示全国 Hg 元素的年排放量,t;$E_{H_g,n,p}$表示全国第n个地区第p家企业 Hg 元素的年排放量,t;$A_{n,p,i}$表示全国第n个地区第p家企业第i个排放工序的活动水平,t;$EF_{H_g,n,p,i}$表示第n个地区第p家企业第i个排放工序 Hg 元素的排放因子,g/t;η_u表示第u种污染控制技术的去除效率,%;n表示不同地区;p表示不同企业;i表示不同排放工序;u表示污染控制技术类型.

1.3 减污降碳协同响应分析

本研究基于 2021 年和 2024 年两个时点的排放数据,采用交叉弹性分析方法表征多污染物与 CO_2 排放变化之间的协同响应关系[30-32],反映“十四五”以来钢铁行业总体减污降碳协同特征,而非识别某一具体减排措施的因果效应.其基本计算公式如下:

$$Els_{CE-APE}=\frac{(CE_{2021}-CE_{2024})/CE_{2021}}{(APE_{2021}-APE_{2024})/APE_{2021}} \quad (4)$$

式中,$Els_{CE\text{-}APE}$表示钢铁行业 CO_2 减排率相对于大气污染物减排率的协同响应系数,用于表征两者排放变化的协同程度;CE_{2021}和CE_{2024}分别表示 2021 年和 2024 年钢铁行业 CO_2 排放量;APE_{2021}和APE_{2024}分别表示 2021 年和 2024 年钢铁行业某大气污染物排放量;$(CE_{2021}-CE_{2024})/CE_{2021}$表示 2024 年相对于 2021 年的 CO_2 减排率;$(APE_{2021}-APE_{2024})/APE_{2021}$表示 2024 年相对于 2021 年钢铁行业某大气污染物减排率.

2 结果分析

2.1 2021—2024 年中国钢铁行业排放时间变化特征

2021—2024 年中国钢铁行业大气污染物和 CO_2 的排放量变化如图 1 所示.总体来看,除 CO 和 VOCs 外,大部分大气污染物排放量均呈现不同程度的下降趋势,表明近年来钢铁行业在超低排放改造、末端治理设施升级及过程控制优化等方面取得了显著成效[6,8].相比于 2021 年,2024 年 SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC、EC 的下降幅度分别是 39.99%、55.64%、15.47%、20.72%、18.85%、15.37%和 22.79%,降幅较为显著.VOCs 排放量在 2021—2024 年间保持基本稳定(从 2021 年 105.79 万 t/a 增至 106.18 万 t/a),而同期粗钢产量下降幅度为 2.91%,表明 VOCs 治理仍有进一步提升的空间.CO 排放量维持在约 4700–5000 万 t/a,随着粗钢产量波动呈现同步变化.PCDD/Fs 排放量由 0.17kg/a 降至 0.16kg/a,其变化亦与粗钢产量波动密切相关,虽降幅有限,但总体呈下降趋势,表明高温燃烧控制及二次污染防控措施发挥了显著作用.氟化物(F)排放量在略有下降后趋于稳定,同样表现出与粗钢产量波动的耦合特征.此外,CO_2 排放呈现“先降后升”的波动特征,凸显产量波动在行业碳排放动态变化中的主导作用.由此可见,CO_2 排放管理需要结合产量预测与生产调控,以科学评估减排成效和应对排放波动的压力.

2021—2024 年中国钢铁行业大气痕量元素的排放量变化如图 2 所示.总体来看,2021—2023 年中国钢铁行业主要大气痕量元素排放量总体呈下降趋势,但部分元素在 2024 年伴随粗钢产量回升出现轻微反弹.总体而言,与 2021 年相比,2024 年各大气痕量元素排放量仍表现为不同程度下降.其中,Se 和 V 排放量降幅最大,分别为 14.72%和 15.28%;Cu 排放量降幅也较为显著,为 14.12%.此外,Cr、Mn、Sb、Zn、Ni 和 Pb 的排放量下降幅度范围为 8.71%~11.52%,而 Cd、As、Sn 及 Hg 的下降幅度相对较小(4.29%~7.81%).整体来看,各大气痕量元素排放量变化与粗钢产量变化趋势高度一致,呈现“先降后升”的波动特征,表明减排管理需结合产量动态进行科学调控.

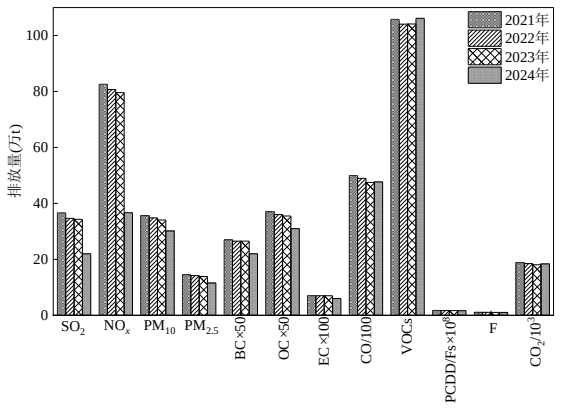


图 1 2021-2024 年中国钢铁行业大气污染物和 CO_2 排放量变化

Fig.1 Annual changes in atmospheric pollutant and CO_2 emissions from China's iron and steel industry during 2021–2024.

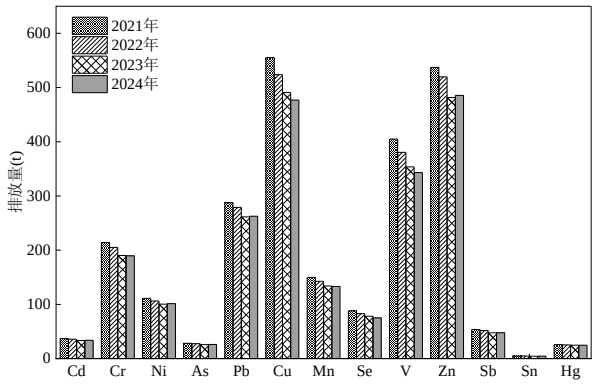


图 2 2021-2024 年中国钢铁行业大气痕量元素排放量变化

Fig.2 Annual changes in atmospheric trace element emissions from China's iron and steel industry during 2021–2024.

2.2 2021—2024 年中国钢铁行业排放空间分布特征

中国钢铁行业污染物排放在区域尺度上呈现显著的空间分异特征(图3).其中,2021—2024年华东地区、华北地区和中南地区在大气污染物和 CO_2 排放中占比较高,各类大气污染物和 CO_2 排放占比范围为 69.05%~80.48%,且年际变化幅度较小,表明我国钢铁行业排放在区域分布上呈现出显著的集中特征,主要与上述区域粗钢产量规模较大密切相关[6].相比之下,东北地区、西北地区和西南地区占比较低,整体排放贡献相对有限.从省级尺度分析,SO_2 排放主要集中于河北省、江苏省和辽宁省,其中河北省排放量长期位居全国首位.NO_x 排放则主要分布于河北省、江苏省和山东省,其中河北省年度排放量为6.80~14.17 万 t.颗粒物方面,PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 排放主要集中在河北省、江苏省和辽宁省.其中,河北省 PM_{10} 排放量占全国的 15.46%~16.80%,$PM_{2.5}$ 排放量占全国的 15.89%~17.61%,均居全国首位.此外,2021—2024 年 BC、OC、EC 排放量总体较低,其排放仍主要集中于河北省、江苏省和辽宁省.CO 和 VOCs 排放均以河北省、江苏省和山东省为主,2021—2024 年三省合计排放量约占全国总量的 40%,空间分布格局总体较为稳定.相较于其他大气污染物,PCDD/Fs 和 F 排放量总体较低,研究期间高排放省份主要集中于河北省、江苏省、山东省和辽宁省.从 CO_2 排放来看,2021—2024 年各省排放格局总体保持稳定,高排放区域主要集中于华北和华东地区.其中,河北省 CO_2 排放量整体维持在较高水平,占全国比重约为20%左右,江苏省、山西省和山东省排放量占比总体稳定在 10%左右,这与能源结构、产业布局及粗钢产量等因素密切相关,反映出我国钢铁行业碳排放在空间分布上的集中性与结构性特征[3].

从大气痕量元素排放的空间分布特征来看,华东地区、华北地区和中南地区贡献占比较高(占比75.07%~81.63%).从省级尺度分析,2021—2024 年钢铁行业大气痕量元素排放在省际尺度上呈现出显著的聚集特征,高排放省份总体保持稳定(图 4 和图5).其中,河北省和江苏省在整个研究期内始终位居前两位,是我国钢铁行业大气痕量元素排放的主要贡献区域.排放量排名第三位的省份随年份发生阶段性变化.以 Cd 为例,2021—2022 年排放量第三位的省份为江西省(全国占比 7.33%),2023—2024 年转为山东省(占比提升至 8.11%~8.14%).Cr、As、Pb、Cu、Mn、Se、V、Zn、Sb、Sn 及 Hg 等元素排放亦表现出相似演变规律,即排放量位居第三位的省份由辽宁省或江西省逐步被山东省取代.相比之下,Ni 排放空间格局保持稳定,2021—2024 年河北省、江苏省和山东省始终位列全国前三,占比分别为19.94%~21.48%、12.01%~13.91%和 7.02%~8.21%.总体来看,2021—2024 年我国钢铁行业大气痕量元素排放空间格局总体保持稳定,排放重心仍集中于钢铁产业集聚省份,但部分省份受产业布局调整及生产规模变化等因素影响,排放贡献呈现阶段性变化.

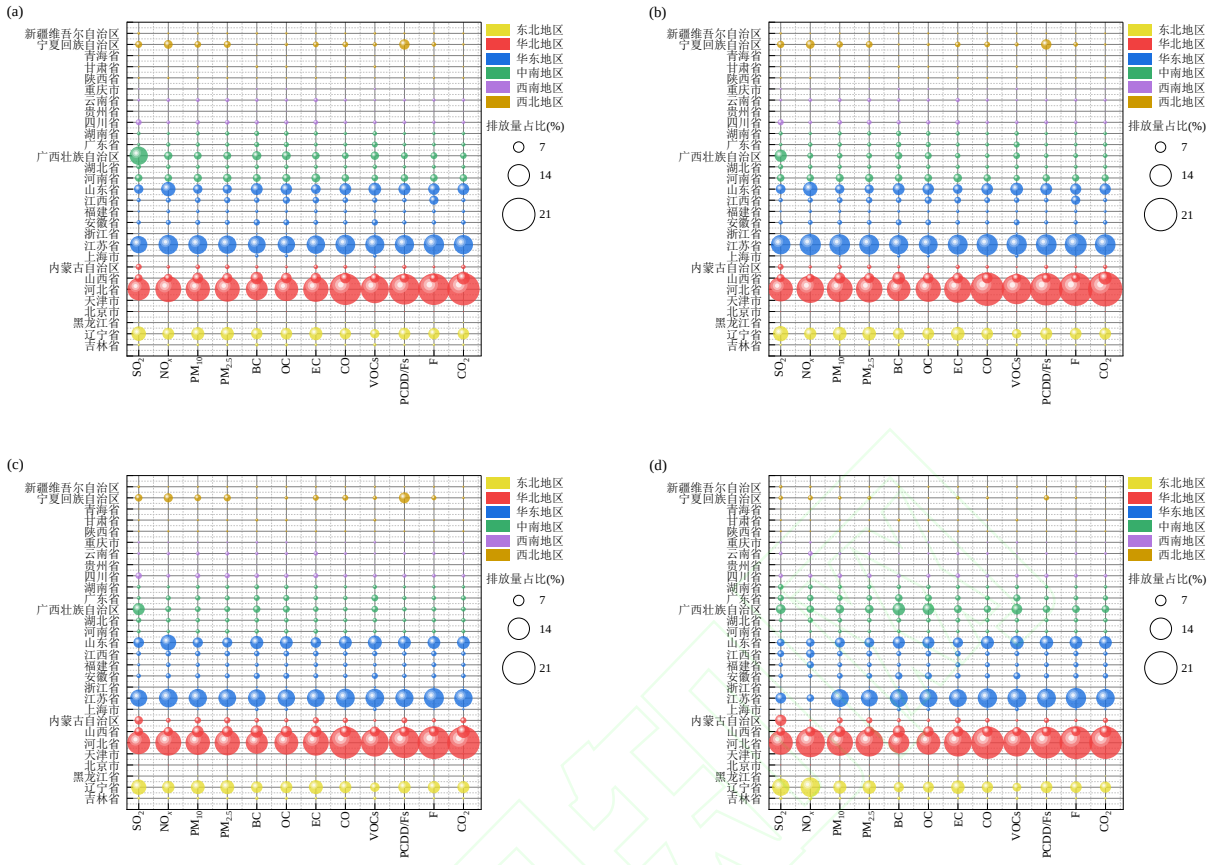
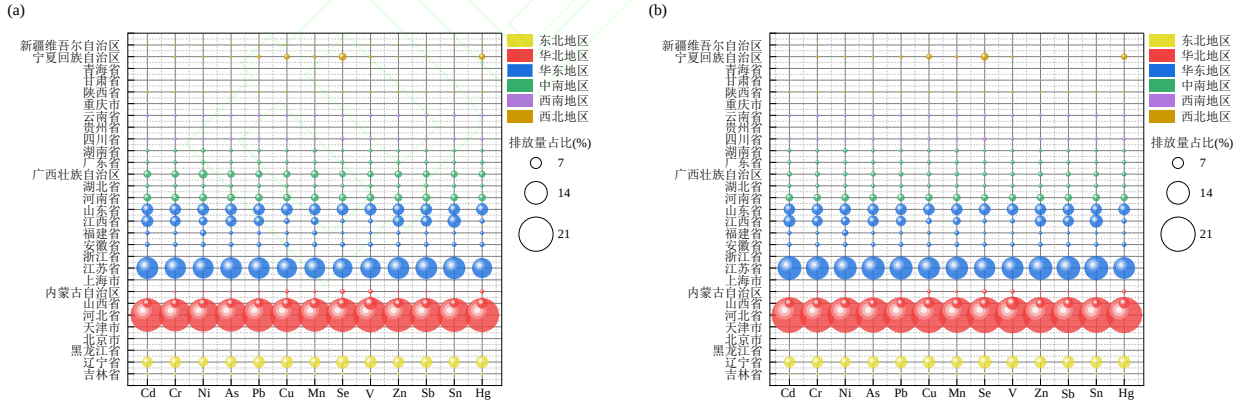


图 3 2021-2024 年中国钢铁行业六大地区及省份大气污染物和 CO_2 排放占比

Fig.3 Emission shares of atmospheric pollutants and CO_2 across six regions and provinces in China's iron and steel industry from 2021 to 2024



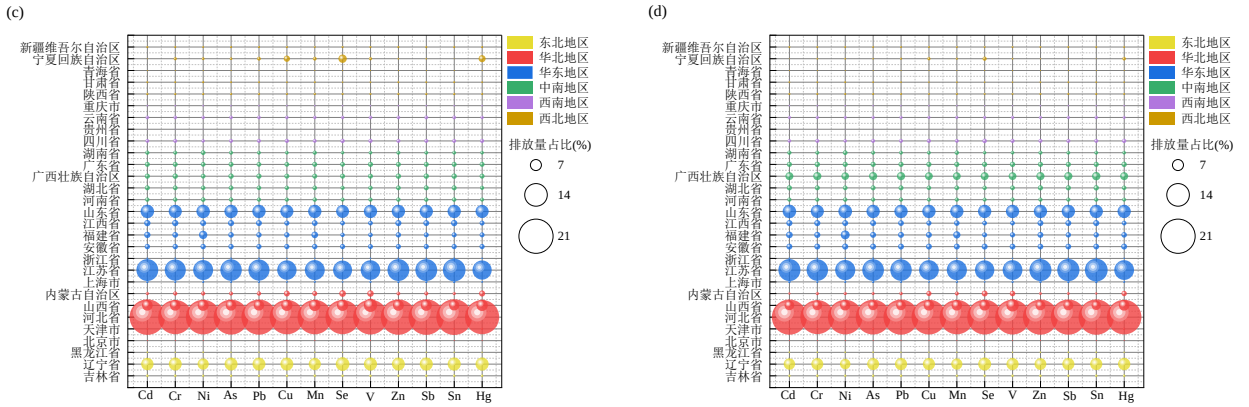
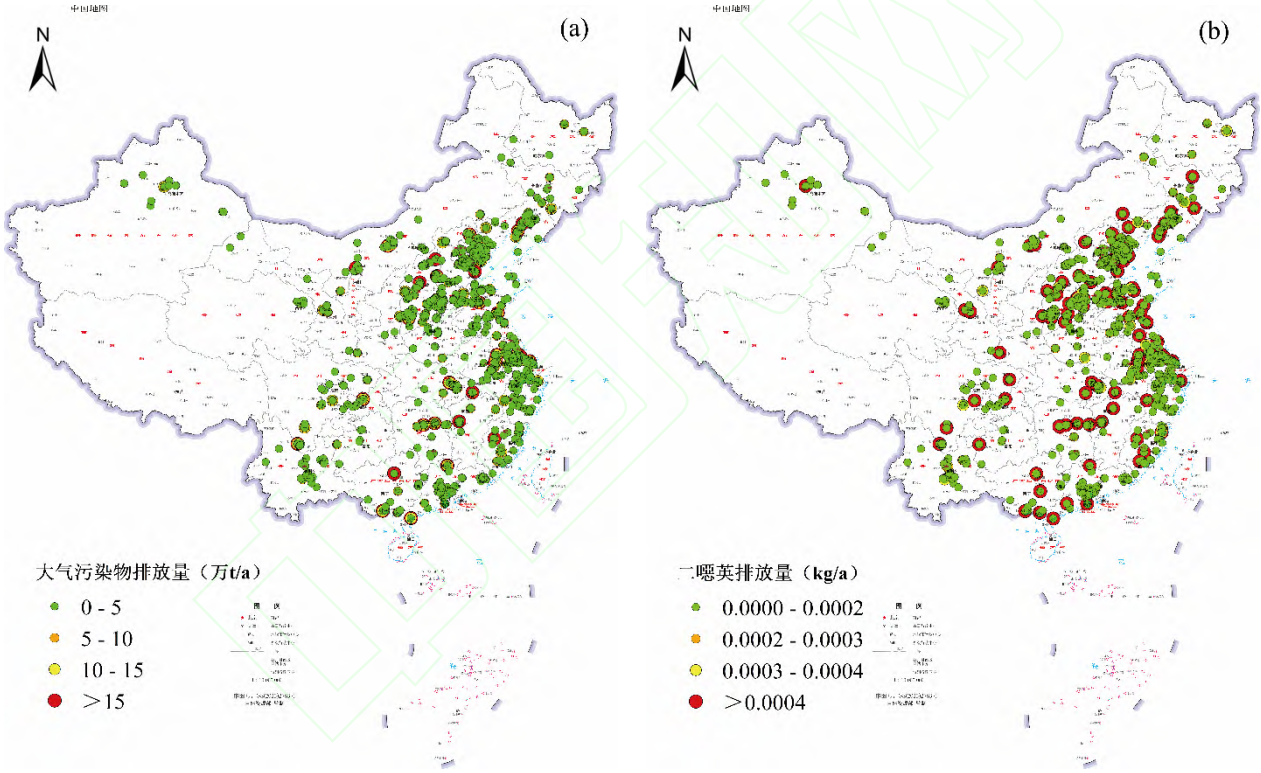


图 4 2021-2024 年中国钢铁行业六大地区及省份大气痕量元素排放占比

Fig.4 Emission shares of atmospheric trace elements across six regions and provinces in China's iron and steel industry from 2021 to 2024



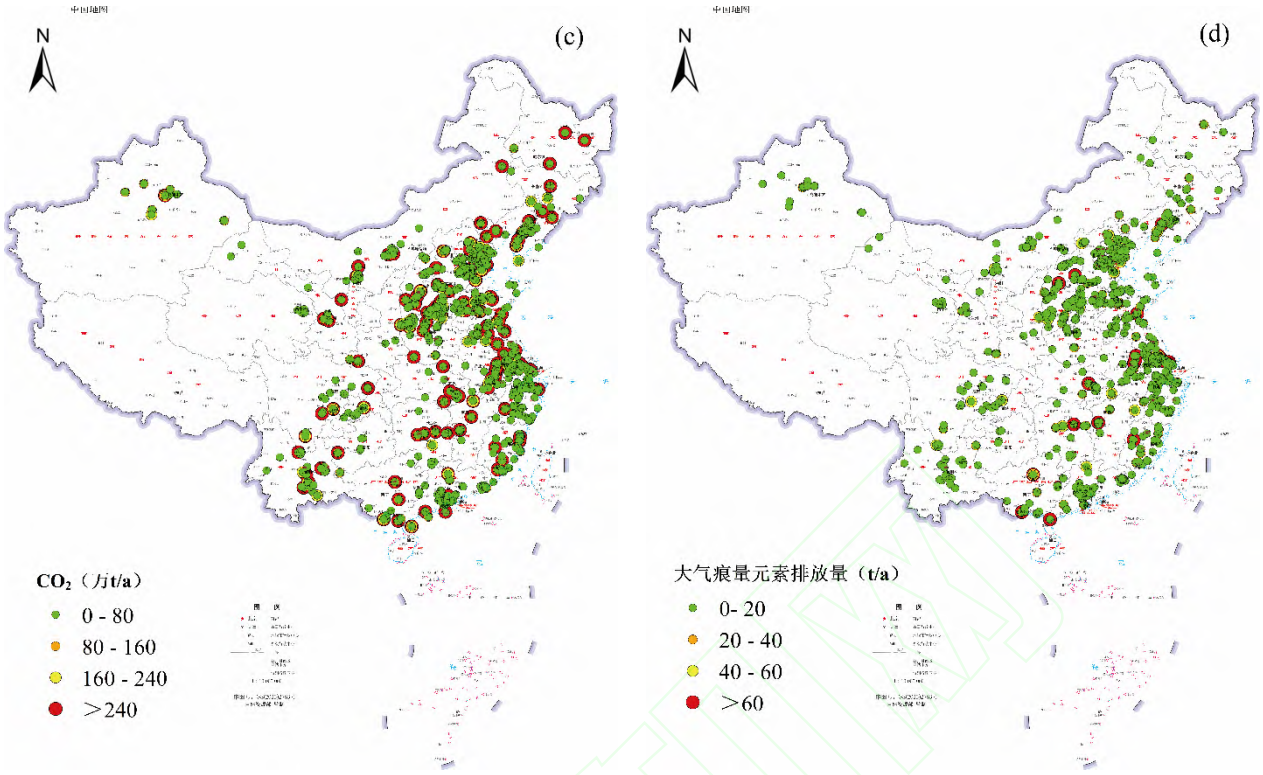
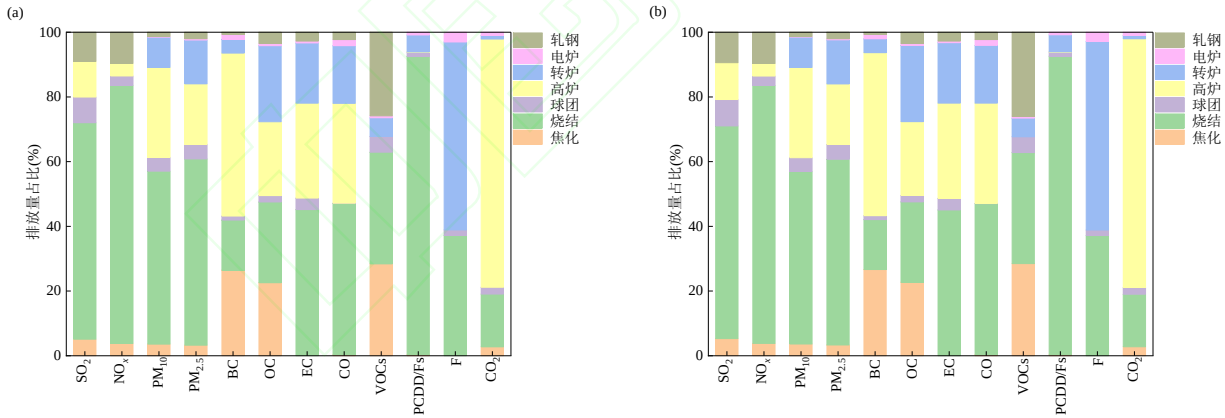


图 5 2024 年我国钢铁行业排放空间分布:(a)SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$、VOCs、CO、BC、OC、EC 和氟化物排放总量;(b)PCDD/Fs 排放量;(c)CO_2 排放量;(d)13 种大气痕量元素排放总量

Fig.5 Spatial distribution of emissions from China's iron and steel industry in 2024: (a) total emissions of SO_2, NO_x, PM_{10}, $PM_{2.5}$, VOCs, CO, BC, OC, EC, and fluoride; (b) PCDD/Fs emissions; (c) CO_2 emissions; and (d) total emissions of 13 atmospheric trace elements



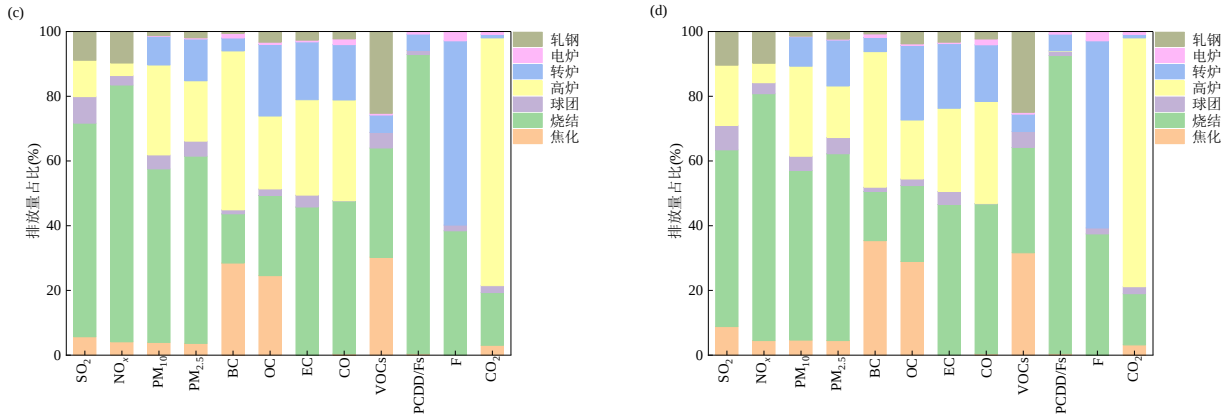


图 6 2021-2024 年中国钢铁行业不同工序大气污染物和 CO_2 排放占比

Fig.6 Emission shares of atmospheric pollutants and CO_2 across production processes in China's iron and steel industry from 2021 to 2024

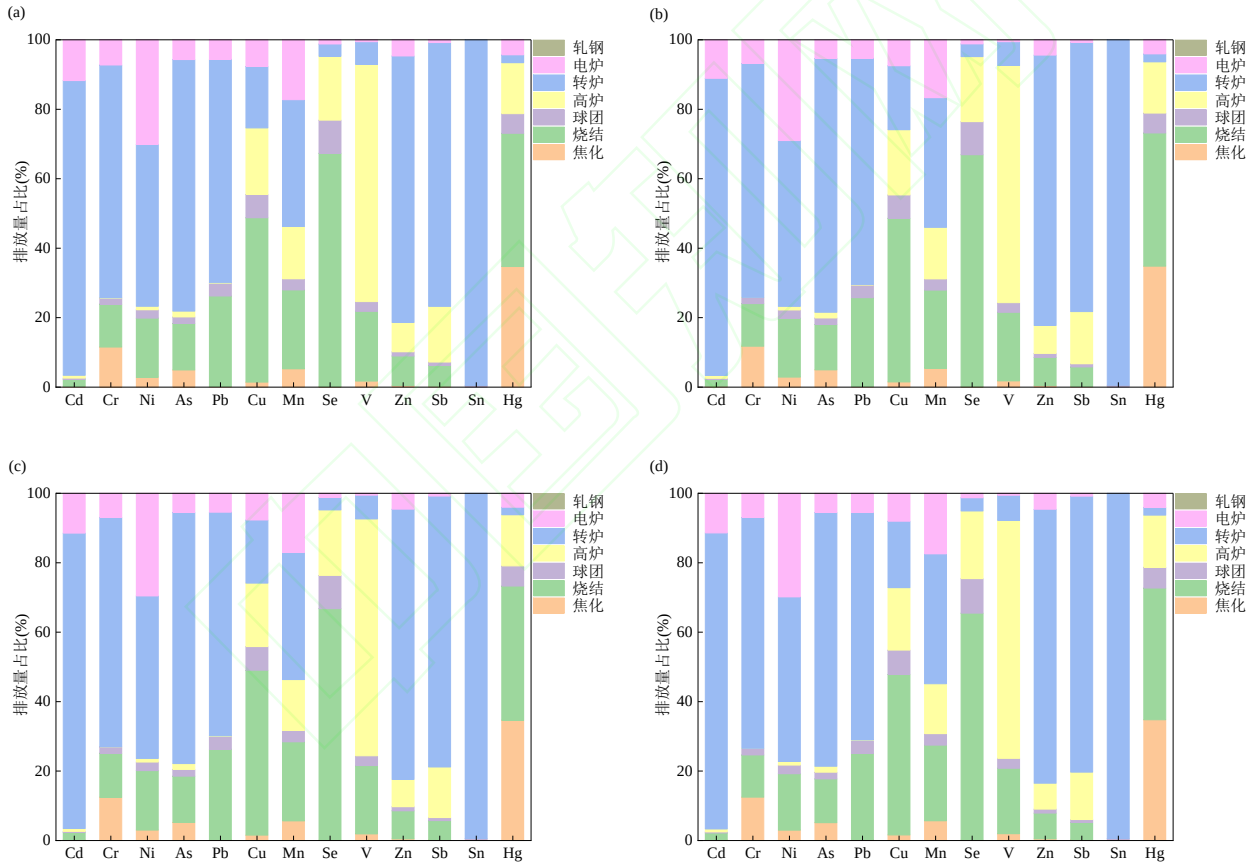


图 7 2021-2024 年中国钢铁行业不同工序大气痕量元素排放占比

Fig.7 Emission shares of atmospheric trace elements across production processes in China's iron and steel industry from 2021 to 2024

2.3 2021—2024 年中国钢铁行业不同工序污染物排放占比分析

2021—2024 年中国钢铁行业主要大气污染物及 CO_2 排放呈现出显著的工序差异和结构特征(图 6).整体来看,SO_2、NO_x、PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 排放均以烧结工序为主,其中烧结工序对 SO_2 和 NO_x 的贡献分别为 54.61%~66.94%和 76.31%~79.83%;PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 排放同样主要集中于烧结、高炉和转炉工序,其中烧结工序贡献均超过 50%,是颗粒物排放的重要来源.碳质组分(BC、OC 和 EC)在工序层面均呈现出较为稳定的主导排放来源,其中 BC 主要来源于高炉 (41.91%~50.38%),EC 主要来源于烧结(45.07%~46.55%),OC 则主要集中于烧结、焦化、转炉和高炉工序.CO 排放主要集中于烧结、高炉和转炉工序,三者合计贡献超过 95%;VOCs 排放则主要来源于烧结、焦化和轧钢工序,主要原因是烧结与焦化等铁前工序中煤炭及副产物在高温条件下发生热解与不完全燃烧,产生大量有机挥发性组分;同时,轧钢过程中加热炉燃烧及钢材表面油脂、润滑剂等有机物的挥发与裂解进一步贡献了 VOCs 排放,从而成为 VOCs 生成与释放的主要来源环节[33].PCDD/Fs 和 F 的排放主要集中于烧结和转炉工序,但 PCDD/Fs 排放以烧结工序为主,占比约 80%,而 F 排放则以转炉工序为主,占比约 60%.CO_2 排放主要集中于高炉、烧结和焦化等工序,其中高炉工序在研究期内始终占据主导地位.总体而言,我国钢铁行业主要污染物及 CO_2 排放均呈现明显的工序集中特征,烧结、高炉和转炉始终是多污染物及 CO_2 排放的核心来源,应作为钢铁行业减污降碳协同治理的重点环节.

2021—2024 年中国钢铁行业大气痕量元素排放呈现出明显的工序分异特征(图 7).总体来看,Cd、Ni、As、Pb、Zn、Sb、Mn、Cr 和 Sn 等元素排放主要来源于转炉工序.相比之下,Cu、Se 和 Hg 排放均主要来源于烧结工序,占比分别为 46.24%~47.49%、65.39%~67.26%和 37.94%~38.66%.V 主要来源于高炉工序,占比为 68.22%~68.56%.总体而言,转炉、烧结和高炉是钢铁行业大气痕量元素排放的主要来源工序,不同元素受原辅料组成、冶炼工艺及元素挥发特性的影响,其工序分布存在明显差异[34].

3 讨论

3.1 排放变化驱动因素分析

为分析我国钢铁行业超低排放改造实施以来污染物排放演变特征,本研究选取 2018 年和 2024 年作为对比年份,系统分析钢铁行业大气污染物排放变化情况[3].结果表明,相比于 2018 年,2024 年我国钢铁行业在粗钢产量由 9.28 亿 t 增长至 10.05 亿 t,SO_2、NO_x、$PM_{2.5}$、BC 和 PCDD/Fs 排放分别下降 24.29%、44.96%、1.37%、2.22%、92.64%,表明超低排放改造、污染治理设施升级及能源结构优化取得了较好的减排成效,其中 PCDD/Fs 和 NO_x 降幅最为显著[12].与此同时,PM_{10}、CO、VOCs 排放分别增长 4.84%、17.45%和 19.02%,表明随着产品产量增长的背景下,部分污染物排放仍呈现增长趋势.

然而,仅比较排放量变化难以区分活动水平变化和减排技术进步对排放变化的贡献.考虑到 2021 年以来钢铁行业超低排放改造进入加速推进阶段,为进一步揭示排放变化的驱动机制,本研究选取 2021 年和 2024 年作为对比年份,从产量因素和排放强度两个方面开展分析.结果表明,相较于 2021 年,2024 年中国粗钢产量降幅为 2.91%,而 SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC、EC、CO、PCDD/Fs 和 F 排放强度分别下降 38.19%、54.31%、12.93%、18.32%、16.07%、13.70%、11.71%、1.71%、2.45%和 3.56%,大气痕量元素排放强度降低幅度为 1.42%~12.74%,仅 VOCs 和 CO_2 排放强度分别增加 3.38%和 0.53%.总体来看,在产量小幅降低的背景下,钢铁行业多数污染物排放强度持续降低,表明超低排放改造、污染治理技术升级及能源利用效率提升等措施取得了显著成效;而 VOCs 和 CO_2 排放强度的小幅度增加,反映出不同污染物对减排措施的响应存在差异,未来应在持续巩固超低排放改造成效的基础上,进一步加强 VOCs 源头控制、能源结构优化及低碳工艺推广,推动钢铁行业减污降碳协同增效.

3.2 与已有研究的对比

为验证本研究清单结果的可靠性,本研究收集了近年来相关研究结果,并将其与本研究结果进行对比(表 1 和表 2),进一步分析了不同研究结果差异产生的潜在原因.结果表明,不同研究之间钢铁行业

大气污染物排放清单存在一定差异.其中,本研究核算的 SO_2、NO_x、PM_{10}、$PM_{2.5}$ 和 PCDD/Fs 排放量整体低于部分已有研究结果;BC、OC 和 EC 排放量与先前研究[2-3]的排放水平较为接近.相比已有研究,本研究核算的 CO 和 VOCs 排放量整体偏高,F 排放量介于已有研究报道值之间,而 CO_2 排放量略高于部分文献报道值.此外,本研究构建的钢铁行业大气痕量元素排放清单与已有研究结果总体处于相同量级,核算值与近年来相关研究报道结果较为接近.总体而言,本研究构建的钢铁行业排放清单与已有研究结果具有较好的一致性,验证了清单构建结果的合理性.

尽管不同研究结果总体表现出较好的一致性,但受核算边界、活动水平数据来源、排放因子选取及污染控制参数设定等因素差异的影响,各研究结果之间仍存在一定程度的波动.首先,核算边界的差异可能导致排放源覆盖范围及排放量核算结果存在差异.例如,Wu 等[35]在排放核算过程中同时考虑了有组织排放和无组织排放,而本研究仅基于生产工序开展排放核算,核算范围的不同会直接影响排放核算结果.Yang 等[8]在颗粒物核算中也分别考虑了有组织和无组织排放,并进一步纳入超低排放改造和污染控制设施动态变化的影响,因此其估算结果与仅考虑工序排放的研究存在差异.其次,活动水平数据来源及获取方式存在差异.Wu 等[35]采用排污许可证执行报告、环境统计数据、国家统计局、各城市统计年鉴以及现场调研数据构建工序级活动水平库;Yang 等[8]基于国家排污许可证管理信息平台、企业环境影响评价报告、钢铁行业产能置换公告以及其他公开环境信息平台建立企业级活动水平数据库;王堃等[7]主要依据《中国钢铁工业年鉴》、《中国钢铁企事业名录》及工信部网站相关公告等获取活动水平数据;Zhang 等[36]则采用世界钢铁协会发布的《钢铁统计年鉴》和全球能源消耗数据库(PKU-FUEL),并结合全球铁矿石贸易数据估算烧结矿和球团矿产量,而本研究基于排污许可执行报告、环境影响评价报告和竣工验收等多源数据构建了中国钢铁行业企业级活动水平数据库.因此,不同数据来源的统计口径和完整性差异均会导致核算结果存在偏差.再次,排放因子的选取与确定方法差异是导致不同研究结果存在波动的重要因素.Wu 等[35]研究的排放因子主要来源于生态环境部发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》;Yang 等[8]采用物料衡算法计算 SO_2 排放因子,并结合污染控制设施动态修正 NO_x、颗粒物和大气痕量元素排放因子;Zhang 等[36]综合收集不同污染物、生产工艺及技术条件下的排放因子,结合技术拆分法、S 形回归模型和蒙特卡罗模拟,动态表征末端治理设施配置、超低排放改造及煤气回收率变化对排放因子的影响,并对其不确定性进行量化评估;Wang 等[37]研究优先采用《污染源普查产排污系数手册》推荐的 PM、SO_2 和 NO_x 排放因子，并结合欧美排放指南和文献数据确定 CO、PCDD/Fs 及痕量元素排放因子,同时采用 S 形动态函数表征排放因子的时序演变特征.此外,MEIC 清单[38]由于采用相对较高的排放因子,其排放核算结果通常高于基于 CEMS 数据构建的排放清单.总体而言,不同研究在排放因子数据来源、动态修正方法以及对污染治理技术演变的表征方式等方面存在差异,是导致不同钢铁行业排放清单核算结果出现差异的重要原因.此外,污染控制技术参数和研究年份的差异也是导致结果不一致的重要原因.近年来超低排放改造和高效污染控制设施的广泛应用显著降低了钢铁行业污染物排放水平,不同研究对治理设施配置比例和去除效率的设定存在差异,加之不同年份钢铁产量、工艺结构和环保水平不断变化,均会进一步增加排放结果的差异性.

总体来看,本研究构建的钢铁行业排放清单能够较为真实地反映我国钢铁行业在超低排放改造背景下的污染物排放特征.不同研究间核算结果存在一定差异,主要受数据来源、核算方法及污染控制水平等因素影响,表明排放清单核算结果受数据基础、方法选择及参数设定等因素影响.

表 1 本研究与其他研究的钢铁行业大气污染物和 CO_2 排放对比

Table 1 Comparison of atmospheric pollutants and CO_2 emissions from the iron and steel industry between this study and previous studies

研究区域	研究时间	SO_2 (万 t/a)	NO_x (万 t/a)	PM_{10} (万 t/a)	$PM_{2.5}$ (万 t/a)	BC (万 t/a)	OC (万 t/a)	EC (万 t/a)	CO (万 t/a)	VOCs (万 t/a)	PCDD/Fs (kg/a)	F (万 t/a)	CO_2 (亿 t/a)	数据来源
全国	2015	37.48	72.05	33.48	15.03	0.64	0.83	0.08	3478.85	84.29	1.91	0.77	-	[2]
全国	2018	29.02	66.57	28.73	11.69	0.45	0.61	0.06	4057.49	89.21	2.24	0.88	-	[3]
全国	2021	41.44	45.05	200.16	104.44	-	-	-	-	-	9.35	9.42	-	[8]
全国	2020	51.00	97.00	-	42.00	-	-	-	-	-	-	-	16.44	[35]
全国	2019	16.69	29.00	162.09	101.13	7.9	31.97	-	2732.41	-	5.48	-	13.77	[36]
全国	2011	231.00	65.00	199.00	171.00	-	-	-	3909.00	-	6.82	-	-	[37]
全国	2021	102.14	143.49	106.90	72.88	4.56	3.51	-	1518.27	25.06	-	-	-	[38]
全国	2021	36.61	82.59	35.63	14.54	0.54	0.74	0.07	4994.00	105.79	0.17	1.10	18.80	本研究
全国	2022	34.67	80.69	34.81	14.19	0.53	0.72	0.07	4897.26	104.08	0.17	1.07	18.49	本研究
全国	2023	34.30	79.58	34.09	13.87	0.53	0.71	0.07	4749.57	104.15	0.17	1.02	18.06	本研究
全国	2024	21.97	36.64	30.12	11.53	0.44	0.62	0.06	4765.63	106.18	0.17	1.03	18.35	本研究

表 2 本研究与其他研究的钢铁行业大气痕量元素排放对比

Table 2 Comparison of atmospheric trace element emissions from the iron and steel industry between this study and previous studies

研究区域	研究时间	Cd (t/a)	Cr (t/a)	Ni (t/a)	As (t/a)	Pb (t/a)	Cu (t/a)	Mn (t/a)	Se (t/a)	V (t/a)	Zn (t/a)	Sb (t/a)	Sn (t/a)	Hg (t/a)	数据来源
全国	2011	39.4	241.2	105.3	132.2	3745.8	-	-	-	-	-	-	-	18.8	[7]
全国	2021	33.52	160.13	92.31	22.62	2229.87	378.52	1155.89	52.52	328.15	4728.37	44.55	4.38	22.52	[8]
全国	2019	48.60	287.10	121.70	162.6	4770.7	358.8	1761.0	70.8	342.3	7838.5	-	-	23.60	[36]
全国	2011	39	241	105	132	3746	448.8	1861.48	86.61	440.24	9126.06	-	-	18.65	[37]
全国	2021	36.8	214.2	111.11	28.29	2877.4	555.39	1497.95	88.04	404.99	5372.92	53.61	4.81	25.86	本研究
全国	2022	35.77	205.21	106.33	27.54	2788.86	523.75	1426.1	82.91	380.41	5197.88	51.64	4.73	25.31	本研究
全国	2023	33.29	190.17	100.46	25.8	2614.87	490.95	1339.89	78.13	353.73	4817.45	47.59	4.39	24.69	本研究
全国	2024	33.92	189.53	101.29	26.11	2626.75	476.97	1331.5	75.08	343.12	4854.81	47.78	4.49	24.75	本研究

3.3 减污降碳协同响应分析

本研究基于 2021 年和 2024 年的排放数据,采用减污降碳协同响应模型表征多污染物与CO_2排放变化之间的协同响应关系,以反映“十四五”以来我国钢铁行业总体减污降碳协同特征.结果表明,各类污染物与 CO_2 的协同减排响应系数存在一定差异.除 VOCs 外均为正值,表明钢铁行业污染物减排与 CO_2 减排总体具有较好的协同性,反映出近年来钢铁行业在推进超低排放改造、能源结构优化及能效提升等措施过程中在一定程度上促进了减污与降碳的协同推进[39].其中,CO 的协同减排响应系数最高(0.52),表明在各类污染物中,CO 减排幅度与 CO_2 减排幅度最为接近.这主要是由于 CO 来源于不完全燃烧过程,其减排通常依赖于燃烧效率提升、能源利用优化及工艺稳定性增强,而这些措施同时也是降低 CO_2 排放的重要路径.类似地,二噁英与氟化物的协同减排响应系数均在 0.40 以上,也表现出较好的协同减排响应关系.

相比之下,SO_2与NO_x的协同减排响应系数仅为 0.06 和 0.04,表明其减排幅度显著高于 CO_2 减排幅度.这主要是由于 SO_2 和 NO_x 减排高度依赖于脱硫、脱硝等末端治理技术,能够实现污染物的大幅削减,但对 CO_2 减排贡献有限,且设备运行可能增加额外能耗[40-41].此外,在颗粒物及碳质污染物方面,PM_{10}、$PM_{2.5}$及其组分(BC、OC、EC)的协同减排响应系数整体处于 0.10~0.15 区间,表明其减排幅度同样高于 CO_2 减排幅度.大气痕量元素的协同减排响应系数整体处于 0.15~0.55 区间,表明不同元素减排幅度虽存在差异,但总体与 CO_2 呈现稳定的正向响应关系.

与其他污染物不同,VOCs 的协同减排响应系数为显著负值(−6.44),表明 2024 年相较于 2021 年钢铁行业 CO_2 排放有所下降,而 VOCs 排放略有增加,表现出负向协同响应.一方面,“十四五”以来钢铁行业减污降碳工作主要围绕超低排放改造、能源结构优化和能效提升展开,推动了 SO_2、NO_x、颗粒物和 CO_2 排放的持续下降.然而,VOCs 排放主要来源于焦化、烧结、加热炉、高炉以及无组织排放等环节[40-41],且现阶段钢铁行业 VOCs 治理起步相对较晚,其减排潜力尚未得到充分释放.另一方面,部分末端治理技术需要消耗额外的能源,在降低 VOCs 排放的同时可能增加能源消耗和间接碳排放,从而削弱其与 CO_2 减排的协同性[42].因此,从长期来看,钢铁行业 VOCs 与 CO_2 深度协同减排应坚持末端治理、源头减排与低碳工艺变革相结合的发展路径,重点推进氢基直接还原、富氢碳循环高炉等氢冶金技术的应用[43],以绿电替代化石能源供电,并推广烧结烟气循环、高球团比炉料、电弧炉短流程以及“钢−焦−化−氢”多联产循环经济模式[44].通过推进上述源头、过程与末端协同控制措施,可有效降低化石能源消耗和 CO_2 排放,同时通过优化生产工艺、减少含碳原料使用及强化 VOCs 全过程控制,最终实现钢铁行业减污降碳协同增效和绿色低碳转型.

3.4 局限性与政策启示

本研究使用蒙特卡罗方法定量评估中国钢铁行业排放清单的不确定性[6,9,45].根据活动水平和排放因子的概率分布产生随机数,求解不同参数取值下对应的排放量.在蒙特卡罗框架下重复上述计算过程 10000 次,从而求解 2021—2024 年中国钢铁行业常规大气污染物、CO_2 及大气痕量元素排放量的不确定性范围.结果表明,本研究的核算结果具有较好的稳定性,2021—2024 年钢铁行业排放清单总量的 95%置信区间为-1.21%~1.07%,表明所构建的排放清单具有较高的可靠性,可为钢铁行业减污降碳协同治理及相关政策制定提供数据支撑.

尽管本研究构建的排放清单具有较好的稳定性和可靠性,但钢铁行业减污降碳协同推进仍面临技术升级、能源结构优化及低碳工艺推广等多方面挑战.因此,基于本研究结果,进一步提出如下政策启示:(1)未来钢铁行业应坚持“末端治理、源头减排与低碳工艺变革协同推进”的发展路径,在持续巩固超低排放改造成效的基础上,更加注重生产全过程的减污降碳协同控制.(2)近期应持续巩固超低排放改造成效,加强能效提升和能源结构优化,充分发挥成熟节能减排技术的协同效益;(3)中长期应加快低碳冶金关键技术研发和示范推广,完善绿色能源供应体系及相关基础设施建设,推动先进低碳工艺规模化应用,逐步构建覆盖源头减排、过程控制和末端治理的全过程减污降碳体系,为钢铁行业实现深度脱碳和绿色低碳高质量发展提供有力支撑.

4 结论

4.1 2021—2024 年中国钢铁行业大气污染物与 CO_2 及大气痕量元素的排放呈现“结构性下降与产量驱动波动并存”的特征,其主要原因为大气污染物和大气痕量元素在超低排放改造与治理升级推动下整体下降,但 CO、VOCs 及部分大气痕量元素减排有限.这一排放变化特征主要受产量变化和排放强度共同作用,其中产量变化对排放总量具有直接驱动作用,而排放强度下降则反映了超低排放改造和治理技术升级带来的减排成效.

4.2 2021—2024 年我国钢铁行业大气污染物、CO_2 及大气痕量元素排放在空间上呈现出显著的区域聚集特征.从区域尺度来看,华东、华北和中南地区是大气污染物、CO_2 及大气痕量元素排放的主要贡献区域,反映出排放水平与区域粗钢产量及生产活动强度密切相关.从省际尺度来看,各类大气污染物、CO_2 及大气痕量元素排放均高度集中于河北省、江苏省、山东省及辽宁省等钢铁产能大省.从工序角度来看,烧结、球团、焦化和高炉等铁前工序是钢铁行业大气污染物及 CO_2 排放的主要来源,而大气痕量元素排放则主要集中于转炉、烧结和高炉工序.

4.3 钢铁行业减污降碳总体呈现良好的协同响应特征,大多数污染物与 CO_2 排放表现出正向协同关系,其中 CO、PCDD/Fs 和 F 协同减排效果较好,而 SO_2、NO_x、颗粒物及大气痕量元素减排幅度总体高于 CO_2.相比之下,VOCs 与 CO_2 表现为负向协同响应,表明钢铁行业 VOCs 与降碳协同控制仍有进一步提升空间.

参考文献

[1] Bai X X, Tian H Z, Zhu C Y, et al. Present knowledge and future perspectives of atmospheric emission inventories of toxic trace elements: a critical review[J]. Environmental science & technology, 2023,57(4):1551-1567.

[2] 汤铃,薛晓达,伯鑫,等.中国钢铁行业大气环境影响[J]. 环境科学, 2020,41(7):2981-2994.
Tang L, Xue X D, Bo X, et al. Contribution of emissions from the iron and steel industry to air quality in China[J]. Environmental Science, 2020,41(7):2981-2994.

[3] 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.

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

[5] 伯鑫.中国钢铁行业大气污染物排放特征及其环境影响研究[D]. 北京:北京科技大学, 2020.
Bo X. Emission characteristics and environmental impacts of air pollutants in China’s iron and steel industry[D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2020.

[6] Xu X, Ma Z A, Zhang Z, et al. Substantial emission reductions from Chinese iron-and steelmaking after the introduction of ultralow emission standards during the prepandemic and midpandemic periods[J]. ACS ES&T Air, 2025,2(11):2550-2565.

[7] 王堃,滑申冰,田贺忠,等.2011 年中国钢铁行业典型有害重金属大气排放清单[J]. 中国环境科学, 2015,35(10):2934-2938.
Wang K, Shen H B, Tian H Z, et al. Atmospheric emission inventory of typical heavy metals from iron and steel industry in China, 2011[J]. China Environmental Science, 2015,35(10):2934-2938.

[8] Yang J Q, Tian H Z, Fu Z Q, et al. Historical inventories and future scenarios of multiple hazardous air pollutants (HAPs) emissions from the iron and steel production industry in China[J]. Science of The Total Environment, 2025,958:178051.

[9] Tang L, Qu J B, Mi Z F, et al. Substantial emission reductions from Chinese power plants after the introduction of ultra-low emissions standards[J]. Nature Energy, 2019,4(11):929-938.

[10] 中华人民共和国环境保护部.固定污染源烟气(SO_2、NO_x、颗粒物)排放连续监测技术规范[J/OL]. 中华人民共和国环境保护部(2018–03–01)[2026–3–23]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/jcffbz/201801/W020180322535566350157.pdf
Ministry of Environmental Protection of the People’s Republic of China.Technical Specification for continuous monitoring of flue gas (SO_2, NO_x, particulate matter) emissions from fixed sources[J/OL].*Ministry of Ecology and Environment of the People’s Republic of China website* (2018–03–01) [2026–3–23]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/jcffbz/201801/W020180322535566350157.pdf

[11] 徐鑫,单皖粤,张峥,等.钢铁行业大气污染物排放清单、CO_2 排放清单的研究现状与未来展望[J]. 工程科学学报, 2025,47(06):1360-1376.
Xu X, Shan W Y, Zhang Z, et al. Current research and future prospects of air pollutant and CO_2 emission inventories in the iron and steel industry[J]. Chinese Journal of Engineering, 2025,47(06):1360-1376.

[12] 徐佳颖,宋曦雯,陈秀,等.超低排放改造下钢铁行业 PCDD/Fs 的排放变化[J]. 环境化学, 2026,45(8):1-10.
Xu J, Song X W, Chen X, et al. Emission changes of PCDD/Fs in the iron and steel industry under ultra-low emission transformation[J]. Environmental Chemistry, 2026,45(8):1-10.

[13] IPCC.2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版[R]. 2019.
IPCC.2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[R]. 2019.

[14] 朱传勇.多尺度区域人为源有害重金属大气排放污染时空分布特

征及控制对策研究[D]. 北京:北京师范大学, 2016.
Zhu C Y. Study on temporal and spatial distributions and control policies of atmospheric hazardous heavy metal emissions from anthropogenic sources under multi-scale regions[D]. Beijing: Beijing Normal University, 2016.

[15] Bond T C, Bhardwaj E, Dong R, et al. Historical emissions of black and organic carbon aerosol from energy-related combustion, 1850-2000[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2007,21(2).

[16] Streets D G, Bond T C, Lee T, et al. On the future of carbonaceous aerosol emissions[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2004,109(D24).

[17] Streets D G, Devane M K, Lu Z, et al. All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities[J]. Environmental Science & Technology, 2011,45(24):10485-10491.

[18] Streets D G, Horowitz H M, Lu Z, et al. Global and regional trends in mercury emissions and concentrations, 2010-2015[J]. Atmospheric Environment, 2019,201:417-427.

[19] Tian H Z, Wang Y, Xue Z G, et al. Trend and characteristics of atmospheric emissions of Hg, As, and Se from coal combustion in China, 1980-2007[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010,10(23):11905-11919.

[20] Tian H Z, Zhou J R, Zhu C Y, et al. A comprehensive global inventory of atmospheric antimony emissions from anthropogenic activities, 1995-2010[J]. Environmental Science & Technology, 2014,48(17):10235-10241.

[21] Tian H Z, Zhu C Y, Gao J J, et al. Quantitative assessment of atmospheric emissions of toxic heavy metals from anthropogenic sources in China: historical trend, spatial distribution, uncertainties, and control policies[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(17):10127-10147.

[22] Zhu C Y, Tian H Z, Hao J M. Global anthropogenic atmospheric emission inventory of twelve typical hazardous trace elements, 1995-2012[J]. Atmospheric Environment, 2020,220:117061.

[23] 白孝轩.多目标约束下多尺度区域大气痕量元素排放污染特征研究[D]. 北京:北京师范大学, 2023.
Bai X X. Study on the characteristics of atmospheric trace elements emission in multi-scale regions under multi-objective restrictions[D]. Beijing: Beijing Normal University, 2023.

[24] Wu Q R, Gao W, Wang S X, et al. Updated atmospheric speciated mercury emissions from iron and steel production in China during 2000-2015[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017,17(17):10423-10433.

[25] Xu W Q, Shao M P, Yang Y, et al. Mercury emission from sintering process in the iron and steel industry of China[J]. Fuel Processing Technology, 2017,159:340-344.

[26] Zhang L, Wang S X, Wang L, et al. Updated emission inventories for speciated atmospheric mercury from anthropogenic sources in China[J]. Environmental Science & Technology, 2015,49(5):3185-3194.

[27] Wu Q R, Wang S X, Li G L, et al. Temporal trend and spatial distribution of speciated atmospheric mercury emissions in China during 1978-2014[J]. Environmental Science & Technology, 2016,50(24):13428-13435.

[28] Wang F Y, Wang S X, Zhang L, et al. Mercury mass flow in iron and steel production process and its implications for mercury emission control[J]. Journal of Environmental Sciences, 2016,43:293-301.

[29] Zhang L. Emission characteristics and synergistic control strategies of atmospheric mercury from coal combustion in China[J]. Dissertation for the Doctoral Degree. Beijing: Tsinghua University, 2012.

[30] 毛显强,曾桉,刘胜强,等.钢铁行业技术减排措施硫、氮、碳协同控制效应评价研究[J]. 环境科学学报, 2012,32(5):1253-1260.
Mao X Q, Zeng A, Liu S Q, et al. Assessment of SO_2, NO_x and CO_2 co-control effects by technological reduction measures in iron & steel industry[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012,32(5):1253-1260.

[31] 邢有凯,毛显强,冯相昭,等.城市蓝天保卫战行动协同控制局地大气污染物和温室气体效果评估——以唐山市为例[J]. 中国环境管理, 2020,12(4):20-28.
Xing Y K, Mao X Q, Feng X Z, et al. An effectiveness evaluation of co-controlling local air pollutants and GHGs by implementing blue sky defense action at city level: a case study of Tangshan city[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2020,12(4):20-28.

[32] 高玉冰,邢有凯,何峰,等.中国钢铁行业节能减排措施的协同控制效应评估研究[J]. 气候变化研究进展, 2021,17(4):388-399.
Gao Y B, Xing Y K, He F, et al. Research on co-control effectiveness evaluation of energy saving and emission reduction measures in China's iron and steel industry[J]. Climate Change Research, 2021,17(4):388-399.

[33] Khalid Y, Wu M, Silaen A, et al. Oxygen enrichment combustion to reduce fossil energy consumption and emissions in hot rolling steel production[J]. Journal of Cleaner Production, 2021,320:128714.

[34] Zhang X, Ma G J, Liu M K, et al. Thermodynamic analysis of the effect of molten steel compositions on tin removal[J]. Results in Physics, 2020,16:102862.

[35] Wu W L, Tang Q, Xue W B, et al. Quantifying China's iron and steel industry's CO_2 emissions and environmental health burdens: A pathway to sustainable transformation[J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2024,20:100367.

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

[37] Wang K, Tian H Z, Hua S B, et al. A comprehensive emission inventory of multiple air pollutants from iron and steel industry in China: Temporal trends and spatial variation characteristics[J]. Science of the Total Environment, 2016,559:7-14.

[38] MEIC 团队. MEIC v2.0 排放清单数据集[EB/OL]. 北京: 清华大学. http://meicmodel.org.cn/?pageid=560.
MEIC team. MEICv2.0 emission inventory dataset [EB/OL]. Beijing: Tsinghua University. http://meicmodel.org.cn/?pageid=560.

[39] Wang Y H, Wen Z G, Lv X J, et al. The spatial heterogeneity of synergy and trade-off linkages between carbon and air pollutant mitigations in China's steel industry[J]. Journal of Cleaner Production, 2023,418:138166.

[40] Wang Y, Zhu R J, Bo X, et al. Volatile organic compounds constituents of a typical integrated iron and steel plant and influence on O_3 pollution[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2023,20(3):3323-3334.

[41] Cai C L, Li J X, He Y, et al. Target the neglected VOCs emission from iron and steel industry in China for air quality improvement[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023,17(8):95.

[42] 刘元生,王宗爽,王国曦,等.我国钢铁行业绿色低碳转型目标下的技术路径分析[J]. 环境工程技术学报, 2026,16(2):569-578.
Liu Y S, Wang Z S, Wang G X, et al. Analysis of technological paths under the goal of green and low-carbon transformation in the steel industry of China[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2026,16(2):569-578.

[43] 桑心宇,尚仪琳,郭安然,等.基于远景目标的中国钢铁行业减排驱动因素及技术效应分解[J/OL]. 环境科学, 1-20[2026-07-14].
Sang X Y, Shang Y L, Guo A R, et al. Driving factors and technical effects of emission reduction in China's steel industry based on long-term goals[J/OL]. Environmental Science, 1-20[2026-07-14].

[44] 邢奕,崔永康,田京雷,等.钢铁行业低碳技术应用现状与展望[J]. 工程科学学报, 2022,44(4):801-811.
Xing Y, Cui Y K, Tian J L, et al. Application status and prospect of low carbon technology in iron and steel industry[J]. Chinese Journal of Engineering, 2022,44(4):801-811.

[45] Zhao Y, Nielsen C P, Lei Y, et al. Quantifying the uncertainties of a bottom-up emission inventory of anthropogenic atmospheric pollutants in China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011,11(5):2295-2308.

作者简介:徐鑫(1998-),女,山东临沂人,北京化工大学博士研究生,主要从事大气环境管理研究.